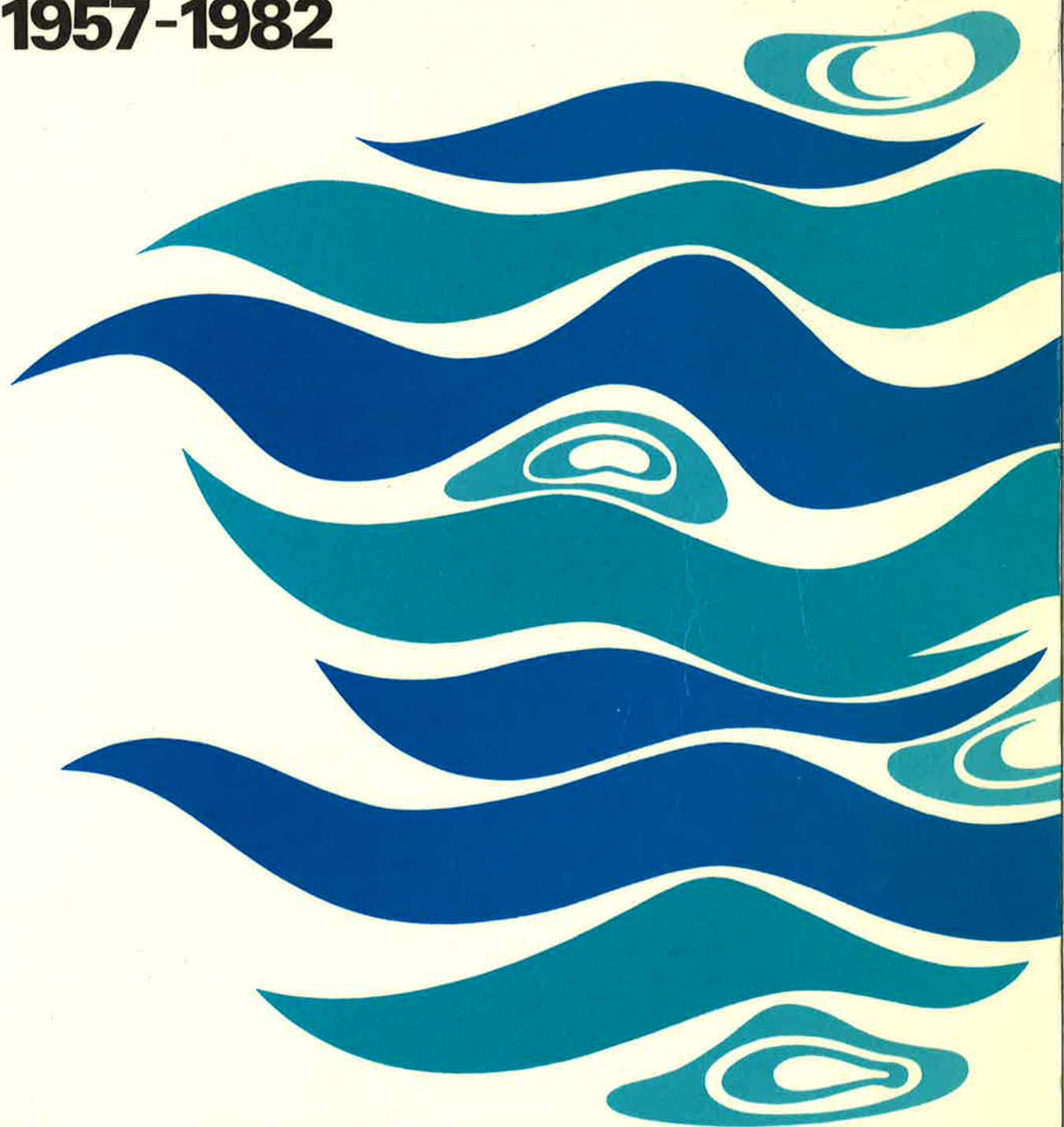


LE LEMAN

synthèse

1957-1982

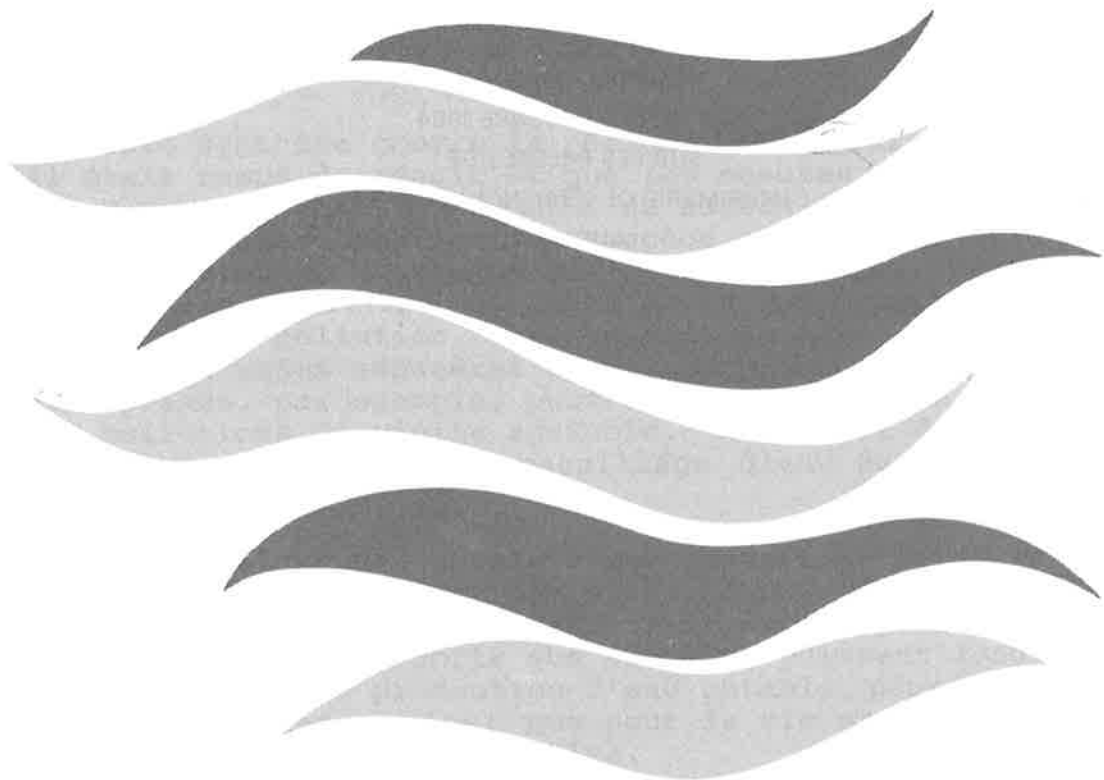


**Commission internationale
pour la protection
des eaux du Léman
contre la pollution.**

LE LEMAN

**Synthèse des travaux
de la
Commission internationale
pour la protection
des eaux du Léman
contre la pollution.**

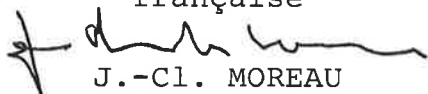
1957-1982



Nous serions ingrats si nous n'en profitions pas pour relever le rôle joué en la circonstance par Messieurs Pierre BURKARD et René MONOD. Président de la Sous-commission technique, le premier a dirigé les travaux de synthèse; sans jamais mesurer son temps, il a su soutenir l'enthousiasme des auteurs au cours des trois dernières années. Le second, Secrétaire de la Commission internationale, a bien voulu exposer ici les résultats des recherches auxquelles il consacra la meilleure partie de sa carrière de limnologue. Nous voulons également remercier Madame Anne SAUDAN, pour le dévouement et la compétence avec lesquels elle a dactylographié l'ensemble des textes, réalisé leur mise en page et surveillé l'impression.

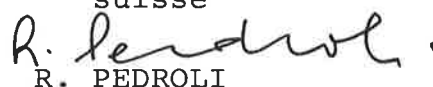
Nous ne voudrions pas manquer de citer encore nos collègues disparus, qui ont oeuvré de tout leur coeur au sein de la Commission internationale sans connaître la satisfaction qui est la nôtre de voir le fruit de leur labeur. Aussi dédions-nous cet ouvrage à Messieurs NOVEL, VIVIER, HUBER et CHASSAING, pour honorer leur mémoire.

Le Chef de la délégation
française



J.-Cl. MOREAU

Le Chef de la délégation
suisse



R. PEDROLI

TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
PREFACE	3
AVANT-PROPOS	7
1. INTRODUCTION	11
1.1 Historique des principales études sur le Léman	13
1.2 Les vocations du Léman	27
2. CADRE MORPHOLOGIQUE ET CLIMATIQUE	33
2.1 Géographie physique	35
2.2 Hydrologie, bilan hydrologique	43
2.3 Climatologie	49
2.4 Dynamique du système lacustre	55
3. EVOLUTION DE L'ETAT DU LEMAN	65
3 Introduction	67
3.1 Le régime thermique du Léman	75
3.2 Evolution physico-chimique	89
3.2.0 Généralités	89
3.2.1 Oxygène	91
3.2.2 Les formes de l'azote	101
3.2.3 Les formes du phosphore	121
3.2.4 Silice	141
3.2.5 Equilibres carboniques et paramètres associés	145
3.2.6 Potassium	173
3.2.7 Sodium	177
3.2.8 Chlorures	183
3.2.9 Sulfates	193
3.2.10 Fluorures	199
3.2.11 Métaux en traces	205
3.2.12 Détergents	211
3.2.13 Analyses comparatives interlaboratoires	213
Bibliographie du chapitre 3.2.5	222
3.3 Métaux lourds dans les sédiments lacustres	227
3.4 Phosphore dans les sédiments lacustres	239
3.5 Bactériologie	241
3.6 Plancton	261
3.6.1 Le phytoplancton	261
3.6.2 Les rotifères	304
3.7 Faune piscicole	315
3.8 Faune benthique	325
3.9 Macrophytes	337
3.10 Micropolluants dans la faune piscicole	355

4.	APPORTS AU LEMAN	365
4.1	Apports atmosphériques	367
4.2	Apports par les affluents	387
4.3	Métaux lourds dans les sédiments fluviatiles	423
4.4	Apports par les stations d'épuration	441
4.5	Les pollutions d'origine diffuse	459
5.	ETAT DE L'ASSAINISSEMENT	481
5.1	Traitement des eaux usées	483
5.2	Eaux claires parasites	489
5.3	Déchets solides	499
6.	BILAN GENERAL DU LEMAN ET CONCLUSIONS	503
6.0	Introduction	505
6.1	Evolution des apports et des stocks du Léman	507
6.2	Modélisation du phosphore	547
6.3	Conclusions et recommandations	559
.	BILAN IONIQUE	577
.	ANNEXES AU CHAPITRE 3.1	579
.	ANNEXES AU CHAPITRE 3.2	587
.	ANNEXES AU CHAPITRE 6.1	641
.	ADRESSES DES AUTEURS RESPONSABLES DES RAPPORTS	645
.	LISTE ET ADRESSES DES LABORATOIRES AYANT PARTICIPE AUX ANALYSES	649

AVANT-PROPOS

Comme l'indique la préface de cet ouvrage, l'étude systématique de l'état des eaux du Léman a débuté en 1957, sous l'égide de l'Union générale des Rhodaniens. En 1960, la Commission internationale pour la protection des eaux de ce lac voit le jour et, en toute logique, reprend la direction des recherches commencées trois ans plus tôt. Le programme adopté dès le début des études repose sur l'analyse, aux plans physico-chimique, bactériologique et biologique (phyto- et zooplancton), d'échantillons d'eau prélevés périodiquement en de nombreux points du lac et à diverses profondeurs.

Au fil des années, il apparaît souhaitable de compléter les recherches entreprises sur le lac lui-même. Des programmes spécifiques sont dès lors mis en chantier :

- . détermination des apports dus aux affluents, aux précipitations, aux stations d'épuration tributaires du lac;
- . études des macrophytes et de la faune benthique;
- . évaluation de la production primaire et de la fertilité des eaux du Léman (étude biologique prospective);
- . contrôle du degré de contamination de la faune piscicole par des micropolluants toxiques;
- . estimation de la pollution par les métaux lourds grâce à l'analyse des sédiments;
- . étude du phosphore potentiellement recyclable dans les eaux du lac à partir des sédiments lacustres.

Les résultats de ces diverses études, qu'elles concernent le lac lui-même ou qu'elles aient trait à son bassin versant, ont fait l'objet de compte-rendus périodiques, publiés chaque année par la Commission internationale. Cette forme est certainement bien adaptée aux recherches limitées dans le temps, qui peuvent alors faire l'objet d'un rapport complet. Elle le paraît cependant moins pour des programmes étalés sur plusieurs années. Si cette forme de rapport permet dans ce cas de décrire les résultats des recherches d'une année et de les comparer, le cas échéant, à quelques faits antérieurs saillants, elle se prête moins à une étude critique des données à disposition et à une synthèse des tendances pouvant se dessiner à long terme. De plus, vu les délais généralement courts impartis aux rapporteurs, elle n'autorise aucune comparaison approfondie entre les résultats des diverses approches utilisées. Encore moins peut-il être question de mettre à profit les études entreprises par d'autres organismes.

Ces raisons ont incité la Commission internationale à demander à ses experts d'élaborer un rapport de synthèse englobant pratiquement tous les résultats acquis entre 1957 et 1980, dernière année de son deuxième programme quinquennal d'études et de recherches. Ce travail, dans l'esprit de la Commission, devait poursuivre trois buts :

- . exploiter l'ensemble des données acquises en 24 ans de recherches,
- . tenter de définir objectivement l'évolution de l'état du Léman à long terme, en corroborant les conclusions des diverses disciplines de la limnologie,
- . enfin définir, si nécessaire, de nouvelles directions pour les études futures.

Les membres du groupe de travail chargé de la rédaction de ce rapport de synthèse ont jugé qu'il serait peut-être utile d'élargir quelque peu le cadre de leur mandat. Ils ont donc proposé d'adjoindre aux compte-rendus des travaux entrepris de 1957 à 1980 quelques chapitres plus généraux, consacrés entre autres à un bref historique des recherches antérieures aux études de la Commission internationale, au cadre géographique et climatique du bassin versant, à la progression des ouvrages construits pour lutter contre la pollution croissante des eaux du Léman et de la plupart de ses affluents.

Le rapport de synthèse de la Commission internationale se présente ainsi sous la forme d'un ouvrage relativement complet devant fournir du Léman et de son bassin versant une image précise pour la période s'étendant de 1960 à 1980.

Ce rapport est divisé en six chapitres. Le premier esquisse l'historique des principales études sur le Léman, en insistant sur l'oeuvre magistrale de François Alphonse FOREL, considéré comme un des inventeurs, sinon l'inventeur, de la limnologie moderne. Il rappelle ensuite les trois principales vocations justifiant l'engagement de la Commission internationale : préserver la qualité des eaux de ce lac pour garantir la production d'eau de boisson, permettre la récréation et la baignade et assurer la vie et la reproduction naturelle de poissons nobles.

La deuxième partie est consacrée au cadre morphologique et climatique du Léman. On y rappelle les principales données géographiques intéressant le lac et son bassin versant et l'évolution de quelques paramètres climatiques, en tant qu'ils influencent directement la vie du lac et l'évolution de la qualité de ses eaux. Ce chapitre comprend aussi un essai de bilan hydrologique. Il insiste enfin sur les phénomènes physiques qui régissent les transferts de masses d'eau dans le lac, en fonction de l'importance que revêtent ces phénomènes dynamiques dans son évolution.

Le troisième chapitre constitue la pierre angulaire du rapport de synthèse de la Commission internationale. Il est entièrement consacré à l'évolution de l'état du Léman, évolution cernée par des approches fort diversifiées : régime thermique, propriétés physiques et qualité chimique des eaux, métaux lourds et phosphore dans les sédiments, flore bactérienne, phytoplancton, rotifères, faune piscicole et benthique, macrophytes, micropolluants dans les poissons. Certains paragraphes de ce chapitre méritent quelques explications supplémentaires :

Le texte sur le régime thermique du Léman est relativement développé; son extension se justifie par la grande influence qu'ont les phénomènes thermiques dans la vie du lac, en particulier lors de l'oxygénation des couches profondes.

Pour la qualité chimique des eaux du lac, le rapport mentionne non seulement les variations de concentrations et de stocks des nutriments - phosphore, azote, silice et potassium - et des éléments majeurs - calcium, magnésium, bicarbonates, chlorures, sulfates, etc. - mais encore les résultats des recherches sur les composés secondaires et les éléments traces.

Le rapport consacré aux résultats bactériologiques montre, à l'encontre de ce que l'on admettait, que ces études permettent de déceler des évolutions.

L'étude des populations phytoplanctoniques du Léman a été abordée sous plusieurs angles. Les techniques utilisées ont pour but de dresser l'inventaire des espèces rencontrées, d'en suivre la succession dans le temps et d'en évaluer l'abondance et l'importance relative par rapport à la biomasse totale. Ces techniques reposent sur l'examen microscopique, le calcul de la biomasse, la mesure de la transparence des eaux, la détermination de la chlorophylle et la mesure de la production primaire. Le rapport montre les corrélations existant entre les résultats fournis par ces diverses approches.

Le zooplancton a été relativement peu étudié dans le cadre des travaux de la Commission internationale. Le rapport de synthèse fait cependant état des résultats des recensements périodiques des rotifères, entre 1969 et 1980.

Il est évident que l'évolution du Léman dépend pour une large part de l'importance des déversements qui y sont effectués. Le quatrième chapitre du rapport de synthèse de la Commission internationale est entièrement consacré aux résultats des études destinées à en chiffrer l'importance. Il traite successivement des apports par les précipitations à la surface du lac, par les affluents et par les stations d'épuration directement tributaires du Léman. Il aborde également l'important problème des déversements en métaux lourds dont la localisation, dans le cadre des travaux de la Commission internationale, est assurée par le biais des analyses des sédiments des affluents. La dernière partie de ce chapitre évoque les apports d'origine diffuse; ceux-ci sont reliés avant tout au ruissellement et à l'érosion à la surface des sols du bassin versant et, dans une proportion moindre, à la percolation des eaux au travers des terrains. La Commission internationale entend, dès 1983, entreprendre des études pour connaître avec précision l'importance réelle des apports diffus. Le paragraphe qui leur est consacré dans le rapport de synthèse rappelle les données éparses à disposition et résume les résultats des approches partielles déjà réalisées.

Le chapitre 5 traite de l'état de l'assainissement sur l'ensemble du bassin versant. On peut se demander si les renseignements qu'il livre sont bien à leur place dans un rapport de synthèse essentiellement consacré aux études entreprises sur le Léman et son bassin. Considérant que c'est précisément le résultat de ces études qui ont incité les autorités responsables à créer les infrastructures indispensables à la lutte contre la pollution et à en accélérer la réalisation, le groupe de travail a estimé qu'il convenait d'aborder ce point, tout en le traitant d'une façon assez succincte. Les textes de ce chapitre décrivent l'évolution de la capacité totale des stations d'épuration, la mise en place de la déphosphatation et le rendement des installations. Ils relèvent par ailleurs l'importance des eaux parasites et la nécessité de les éliminer des réseaux de collecte d'eaux usées.

Le dernier chapitre, le plus important peut-être, celui comprenant aussi le plus d'interrogations, tente tout d'abord de dresser, pour les éléments principaux, des bilans tenant compte des apports chiffrés et des exportations, puis d'en comparer l'évolution avec celle des stocks du lac lui-même. Il tente également de mettre en parallèle l'évolution de la qualité des eaux du lac avec les modifications, tant qualitatives que quantitatives, intervenant au cours des années au niveau des populations bactérienne, phytoplanctonique, rotatorienne, piscicole et benthique. En bref, ce chapitre dans un premier temps esquisse une approche pluridisciplinaire de l'évolution du Léman.

Il ne suffit cependant pas de constater et d'enregistrer un état de fait; il faut en tirer des conséquences. Les études de la Commission internationale révèlent une aggravation de l'état des eaux du Léman jusque vers 1975, puis une situation en palier, du moins pour les stocks globaux en nutriments. Elles mettent aussi en évidence le rôle primordial joué par le phosphore dans le processus d'eutrophisation du lac, en tant que principal élément limitant. Ces études montrent surtout que l'état d'équilibre atteint est précaire. Il suffirait d'une augmentation des apports en phosphore ou d'un relargage de cet élément à partir des sédiments pour tout remettre en question. De toute façon, les stocks du lac en nutriments sont aujourd'hui bien trop importants. Il est donc toujours impératif de diminuer les apports au Léman spécialement en éléments fertilisants et de tendre vers les seuils de concentrations caractérisant un lac oligotrophe. Dans ce but il faut, et nous reprenons ici les conclusions du dernier chapitre du rapport de synthèse de la Commission internationale, compléter le parc des stations d'épuration, en optimiser le rendement, généraliser la déphosphatation, en contrôler mieux l'efficacité et enfin diminuer les apports d'origine diffuse.

Les recherches de la Commission internationale ont démontré que les déversements en métaux et composés toxiques représentaient un danger potentiel pour le Léman et ses affluents. Il est en conséquence indispensable de ne pas relâcher la surveillance dans ce domaine et d'appliquer les mesures techniques propres à limiter tout rejet.

Le Président du groupe de travail

P. BURKARD



1. Introduction

1.1 Historique des principales études sur le Léman

1.2 Les vocations du Léman

1.1

HISTORIQUE DES PRINCIPALES ETUDES SUR LE LEMAN

Claude LANG, René MONOD,

Edmond PONGRATZ, Roger REVACLIER,

Jean-Pierre VERNET et Roger WATTENHOFER

NATURALISTES ET SAVANTS D'AUTREFOIS

Le Léman, ce "*Lacus Lemannus*" des anciens, a de tout temps exercé un attrait particulier sur ses riverains et ses visiteurs. Cette merveilleuse nappe d'eau, aux effets magiques et variés, ne peut compter ses admirateurs passionnés.

Au quinzième siècle déjà, Conrad WITZ, impressionné par la beauté de la rade de Genève, peignait d'après nature sa célèbre "*Pêche miraculeuse*". On y remarque les rangées de pieux protégeant le port et quelques vestiges de pilotis des palafittes.

Notre lac a eu ses poètes : ROUSSEAU, GOETHE, BYRON, HUGO, LAMARTINE, R. TOEPFFER, G. FATIO, C.F. RAMUZ et tant d'autres ont chanté ses rivages. VOLTAIRE n'a-t-il pas dit, selon E. DE BUDE dans "*Le tour du Lac il y a cent ans*" :

Mon lac est le plus beau.....

*Mon lac est le premier. C'est sur ces bords heureux
Qu'habite des humains la déesse éternelle
La liberté.....*

Le Léman a également eu ses peintres. Bien après Conrad WITZ, Adam TOEPFFER s'est souvent servi du lac comme décor de ses tableaux champêtres. Citons encore, parmi tant d'autres : CALAME, DIDAY, VEILLON, Gustave de BEAUMONT, HODLER et BOCION, que Paul BUDRY a qualifié de "*peintre du Léman*".

C'est le doyen Philippe C. BRIDEL, pasteur à Montreux (1757-1845) qui le premier nous a donné une liste des richesses naturelles que recelait notre lac il y a plus d'un siècle et demi. Dans son "*Essai sur le Léman*", publié en 1814 et réédité en 1956, nous lisons dans l'introduction :

"Je crois être utile, surtout à nos jeunes compatriotes du canton de Vaud, en leur faisant connaître avec quelque détail le grand et beau lac qui orne leur pays : Je vais donc en donner la description, en y insérant tout ce qui m'a paru propre à intéresser l'amateur d'antiquités, d'histoire naturelle, de géographie ancienne et moderne..."

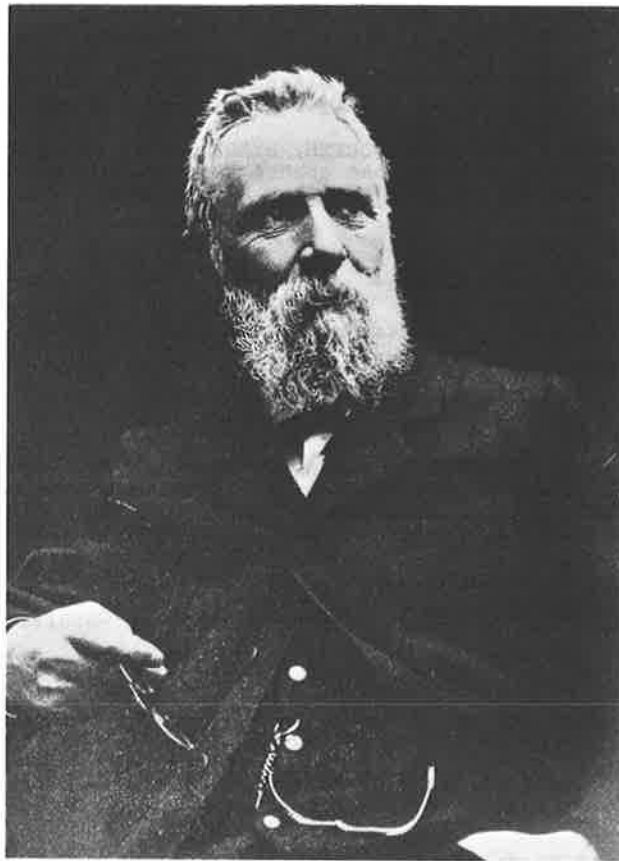
C'est donc avec le désir de faire mieux connaître et aimer le lac que Ph. C. BRIDEL nous donne quantité d'informations à son sujet, aujourd'hui encore passionnantes à lire. Ainsi, il nous apprend que le balbuzard, ce "*corbeau pêcheur*", devenu rare de nos jours dans notre pays, nichait du côté de Villeneuve et que les cigognes se promenaient sur les bords marécageux de Vidy. Une "*fleur du lac*" - sorte d'écume jaune - flottait au printemps sur les eaux du Grand Lac; ce sont, disait-il, des grains de pollen provenant principalement des fleurs de pin et de sapin charriés par le Rhône ou apportés par les vents qui en sont la cause.

Son "*Essai sur le Léman*" renferme, outre des précisions d'ordre géographique, historique et physique, une liste complète des oiseaux, des "amphibies", des poissons - 29 espèces -, des insectes, des fleurs croissant sur le rivage et des minéraux se trouvant dans le lac et sur ses bords.

Parmi les animaux du lac, les poissons ont toujours occupé une place prépondérante dans la préoccupation des riverains et des naturalistes. Le premier document d'intérêt à la fois historique, ichtyologique et artistique est la fort belle carte géographique du Léman dessinée en 1581 par le syndic de Genève, Jean du VILLARD, et accompagnée de dessins de dix-neuf sortes de poissons du lac sans compter celui d'une "escrevisse" à..... six paires de pattes. Deux siècles et demi plus tard, le professeur M. JURINE publie en 1825 son "Histoire abrégée des poissons du lac Léman", oeuvre accompagnée de quinze belles planches représentant les vingt-et-une espèces décrites. Une autre étude de très grand intérêt scientifique sur la faune piscicole du lac est due à un autre genevois, Godefroy LUNEL. Cette oeuvre de 1874, en tout point remarquable, intitulée "Histoire naturelle des poissons du bassin du Léman", est complétée par des dessins originaux exécutés fidèlement d'après nature par son fils Alphonse. Ces planches, particulièrement belles, ont fait l'objet d'une réédition récente.

Il est intéressant de relever qu'à cette époque déjà, les maladies des poissons du lac préoccupèrent plusieurs auteurs dont G. LUNEL, F.A. FOREL et F.ZSCHOKKE, qui publie en 1884 le résultat de ses recherches sur les vers parasites des poissons les plus communs du Léman. Il signale déjà l'existence d'épizooties qui décimèrent les perches en grand nombre !

L'OEUVRE DE FRANÇOIS-ALPHONSE FOREL (1841-1912)



F.A. FOREL est considéré comme un des inventeurs, sinon l'inventeur de la limnologie moderne. Il a créé cette science en étudiant tout au long de sa vie le Léman sur les rives duquel il est né.

FOREL était biologiste et médecin de formation et enseignait l'anatomie et la physiologie à l'Académie de Lausanne. Ses premiers travaux portent sur la découverte, vers 1869, d'organismes vivant dans les profondeurs du lac. Il s'est passionné tout particulièrement pour l'étude de cette faune profonde à une époque où l'on croyait la vie incompatible avec l'obscurité des profondeurs lacustres.

Est-il besoin de rappeler ici l'oeuvre monumentale publiée entre 1892 et 1904 par l'éminent savant vaudois et intitulée "Le Léman, monographie limnologique", rééditée récemment. Il s'agit de trois gros volumes qui traitent de manière exhaustive pour l'époque de tous les aspects de notre lac et qui sert aujourd'hui encore de référence. Dans cet ouvrage, F.A. FOREL crée donc le terme de "limnologie", qu'il définit comme "l'océanographie des lacs".

Le tome I est consacré à la géographie, l'hydrographie, la géologie, la climatologie et l'hydrologie du bassin lémanique; le tome II à l'hydraulique, la thermique, l'optique, l'acoustique et la chimie; le tome III traite essentiellement de la biologie, de l'histoire, de la navigation et de la pêche.

Il est certain qu'une oeuvre aussi considérable que celle de F.A. FOREL ne pouvait innover dans tous les domaines et que l'auteur s'est appuyé, comme il le déclare, sur les travaux scientifiques antérieurs et ceux de l'équipe qu'il a rassemblée autour de lui.

La suite de cet historique se réfère non seulement à ces travaux, mais encore aux études plus récentes aboutissant aux recherches de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution.

Chaque marchand, chaque étudiant et le lecteur a devant
 lui une vaste bibliothèque, d'une part par la science et son esprit
~~de la part~~ et de la science, d'autre part par l'état
 actuel de la science à l'époque où il travaille. Les questions qui se
 posent appartiennent à la physique qui le précède, car il
 dispose de toutes les données de la science à l'époque; mais elles
 seront dépassées par celle de la physique qui le suit ^{par sa suite}
 bénéficiant de ~~la science~~ ^{des connaissances} ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science}.
 Celui qui doit trouver réponse à quelques uns de ces problèmes
 qui se posent à lui; le jour même qu'il y en obtient une
 réponse écrite par lui ou par celle de ses successeurs lorsqu'ils reprendront
 le même thème ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science}
 avec l'écrit ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science}
 qu'il ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science}
 et son ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science}
 pour lui ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science} ~~de la science~~ ^{de la science}
 fournir les éléments et compléter nos autres recherches.

D^e F. A. Forel.

Manuscrit d'une partie de la page 671 des "réflexions finales" de F.A. FOREL. (Le Léman, T III, 1904).

Signature datant du 3 juin 1872 (Musée du Léman, Nyon)

LA BIOLOGIE LACUSTRE

Dans le vaste domaine de la biologie des eaux du Léman, en plus de ses observations personnelles, F.A. FOREL eut recours à des informations fournies par ses prédécesseurs, ses amis, des pêcheurs et des naturalistes; il a sollicité également l'avis de savants et de spécialistes pour l'identification précise de nombre d'organismes lacustres. Certains noms reviennent souvent dans ses écrits : J.-B. SCHNETZLER, P.-E. MULLER, H. BLANC, G. du PLESSIS, H. VERNET, A. LUTZ, G. BURKHARDT, A. KAUFMANN, etc...

Avec F.A. FOREL, plusieurs auteurs ont apporté une contribution particulièrement importante à la connaissance des organismes planctoniques du lac; Edouard-René CLAPAREDE (1832-1870) publie un certain nombre de mémoires tel, en 1854, celui sur un héliozoaire du lac. En 1858, il fait paraître dans les Mémoires de l'Institut genevois, avec son ami et condisciple B. LACHMANN, un grand ouvrage sur les "*Infusoires et Rhizopodes*". Cette oeuvre considérable, couronnée par l'Académie des Sciences de Paris, est illustrée de trente-sept admirables planches lithographiées. CLAPAREDE insiste tout particulièrement sur la structure anatomique et la reproduction des infusoires et des rhizopodes pour l'établissement d'une classification à laquelle il apporte tous ses soins. Certains de ces organismes ont été observés dans les eaux du lac et du Rhône. Pour bien marquer l'originalité de ces études, rappelons qu'à cette époque on croyait encore couramment à la génération spontanée des microbes et des infusoires. Certains "observateurs" attribuaient à ces organismes une anatomie aussi complexe que celle des animaux les plus évolués !

A la fin du siècle dernier, E. PENARD se passionne pour les rhizopodes et les dinoflagellés du Léman. Vers 1888, il se rend presque quotidiennement sur le lac pour pêcher et draguer afin d'étudier aussi bien le plancton que la faune rhizopodique du fond. Il découvre ainsi beaucoup d'espèces nouvelles. Il publie en 1891 "*Les Périidiniens du Léman*", et en 1902 "*La faune rhizopodique du bassin du Léman*", ouvrage général comprenant la description détaillée de toutes les amibes connues, qu'elles soient nues ou avec coques. C'est un travail avant tout de systématique, mais il apporte de plus de précieux renseignements sur l'habitat, le mimétisme, la symbiose avec les algues. En 1904, il fait paraître un autre ouvrage : "*Les Héliozoaires d'eau douce*", résultat de l'examen systématique des étangs, des marécages et des tourbières, encore nombreux à cette époque dans les environs de Genève, et du lac à la Pointe-à-la-Bise. Cet ouvrage est une mine de renseignements intéressants et inédits sur la récolte, les conditions de vie, la reproduction, l'habitat et la systématique de ces organismes. Aujourd'hui encore, qui veut étudier les héliozoaires doit se référer à ce livre de trois cents pages, remarquable par la concision et la précision des figures.

Plus tard, en 1905, E. PENARD publiera "*Les sarcodiniens des grands lacs*"; en 1938, "*Les infiniment petits dans leurs manifestations vitales*" et enfin en 1941 : "*Protozoaires et psychologie*".

Le professeur J. BRUN, de Genève, s'est intéressé aux diatomées. Très sensible à leur beauté, il écrit, dans l'avant-propos de son ouvrage sur les "*Diatomées des Alpes et du Jura*", paru en 1879 :

... "Mon but a été de résumer les caractères qui servent à classer les Diatomées d'eau douce, puis d'exposer ceux qui permettent de déterminer exactement les nombreuses et belles espèces qu'offrent nos lacs, nos tourbières et les torrents des Alpes et de la plaine".

Dans le tome III de la monographie de F.A. FOREL, J. BRUN donne sous forme de tableau la liste complète des diatomées connues dans le Léman en 1900. Les espèces y sont classées en sédentaires, pélagiques, littorales et erratiques. Lorsqu'on examine ce tableau, on est frappé aujourd'hui par les changements intervenus dans la composition de la flore diatoméenne du plancton lémanique depuis cette période.

Dès la fin du XIX^{ème} siècle, le plancton végétal du lac est étudié de manière approfondie par le botaniste genevois Robert CHODAT. Plusieurs publications relatent ses observations et ses découvertes. Citons en particulier

- 1897 "*Algues pélagiques nouvelles pour le Léman*"
- 1897 "*Nouvelles recherches sur la flore pélagique*"
- 1921 "*Biologie des plantes aquatiques*"
- 1931 "*Sur quelques algues nouvelles du plancton du lac de Genève*".

Il est intéressant de relever qu'en 1927 déjà, R. CHODAT a été témoin de "*l'apparition subite de deux algues vertes nouvelles dans le plancton du lac de Genève*". Le lac amorçait-il déjà une évolution qui vers les années 1950 devint de plus en plus nette ?

Citons encore quelques études plus ponctuelles ou plus spécialisées. En 1918, A. BETANT, directeur du Service des eaux de la Ville de Genève, nous livre ses "*Observations sur le plancton de l'eau du lac de Genève pendant les années 1914 à 1917*", publication illustrée de trente-six photographies prises au microscope. Le professeur E. ANDRE publie entre 1914 et 1928 ses observations et recherches sur la faune pélagique du Léman; il s'intéresse plus particulièrement aux infusoires et aux poissons du lac. En 1939 - 1941, R. de SIEBENTHAL étudie "*Le Cycle biocénétique du Léman*".

Tous ces savants et naturalistes nous ont livré une foule d'observations très précieuses sur le Léman d'hier, ce qui nous permet d'appréhender aujourd'hui l'importance de son évolution.

TABLEAU 1 - Historique sommaire des travaux consacrés à l'étude du phytoplancton du lac

1884	J. BRUN	Végétation pélagique et microscopique du lac de Genève
1891	E. PENARD	Les Péridiniens du Léman
1897	R. CHODAT	Etudes de biologie lacustre : Recherches sur les algues pélagiques de quelques lacs suisses et français
1901	J. BRUN	Diatomées du lac Léman
1901	F.A. FOREL	Le Léman (T. III) : société pélagique
1914-1917	A. BETANT	Observations sur le plancton du lac de Genève
1919	L. REVERDIN	Etude phytoplanctonique expérimentale et descriptive des eaux du lac de Genève
1931	R. CHODAT	Sur quelques algues nouvelles du plancton du lac de Genève
1940-1941	R. de SIEBENTHAL	Le cycle biocénétique du lac Léman
1948	B. DUSSART	Sur le plancton du lac Léman
1961	P. MARTIN	Le plancton du lac Léman (inventaire)

LA FAUNE BENTHIQUE

La découverte d'organismes vivants dans les sédiments profonds du Léman vers 1867 constitue un des débuts de l'étude de la faune benthique dans un cadre limnologique. L'établissement de la première liste d'espèces connues à ce moment-là (F.A. FOREL, 1904) se fonde sur plusieurs études effectuées par divers auteurs entre 1867 et 1904. Toute une série de recherches est réalisée entre 1904 et 1938 (Tableau 2); puis la faune benthique du Léman n'est plus guère étudiée jusque vers 1954. A ce moment-là, les investigations reprennent dans le Léman avec B. DUSSART et surtout J. JUGET. Les travaux de cette période contemporaine sont décrits dans le chapitre consacré à l'évolution de la faune benthique de 1957 à 1980 (chapitre 3.8).

Le survol rapide des études réalisées dans le Léman entre 1867 et 1957, qui n'a d'ailleurs pas du tout la prétention de constituer une bibliographie complète, permet tout de même de dégager trois périodes distinctes :

- . la période glorieuse des naturalistes,
- . la "traversée du désert" (1930-1950),
- . l'aube écologique.

Au cours de la première période, le but essentiel était de décrire les espèces présentes et d'en établir une liste aussi complète que possible. L'approche choisie était davantage qualitative que quantitative. La génération des pionniers, qui étaient pour la plupart des professeurs d'universités, disparaît et la "traversée du désert" commence. En effet, à cette période, la biologie expérimentale prend le dessus et les études de terrain sont provisoirement abandonnées.

Heureusement, la relève fut bientôt assurée par O. JAAG qui lança de nouvelles recherches.

L'avènement de l'aube écologique peut être attribuée à deux causes : la préoccupation du public devant la dégradation de l'état des lacs et les progrès de l'écologie théorique et quantitative qui permettent de dépasser le stade purement descriptif du début du siècle.

Il reste encore beaucoup à faire pour accéder au stade de la compréhension et surtout de la prévision des processus biologiques dans les lacs, d'où le terme d'aube écologique pour qualifier la période que nous vivons.

TABLEAU 2 - Historique sommaire des travaux consacrés à la faune benthique du Léman jusqu'en 1957

Année de parution	Auteurs	Animaux étudiés
1904	F.A. FOREL	Première liste des espèces connues à ce moment
1906	E. PIGUET	Oligochètes (vers)
1913	B. HOFMAENNER	Nématodes
1913	E. PIGUET et K. BRETSCHER	Oligochètes (vers), espèces suisses
1914	W. STEFANSKI	Nématodes
1914	A. ZEBROWSKA	Chironomides (insectes)
1914	W. ROSZKOWSKI	Limnées (mollusques)
1925	E. ANDRE	Hirudinées (sangues), espèces suisses
1927	J. FAVRE	Mollusques
1935	J. FAVRE	Mollusques
1938	E. ANDRE	Totalité de la macrofaune (comptage)

LA FLORE BACTERIENNE

Les premières analyses bactériologiques sont dues à L. PASTEUR et J.F. JOUBERT en 1878. Les progrès rapides de la jeune science bactériologique permettent à H. FOL et P. DUNANT d'enrayer en 1884 une grave épidémie de typhoïde à Genève, due à la consommation d'eau du lac polluée par des égouts. Toujours à Genève, L. MASSOL entreprend une étude systématique des eaux du lac avant et après pompage avec analyses journalières pendant près de deux ans (1892-1893). En 1896, F. SEILER, lors d'analyses d'eau prélevée au large d'Ouchy, révèle leur contamination par ce qui était alors nommé "*bacille coli commune*", sans doute l'un de nos actuels coliformes, germes d'origine excrémentielle.

Il faut attendre la thèse de Ch. LAVANCHY, en 1914, pour que la flore bactérienne soit étudiée en dehors de toute considération d'hygiène du milieu; ces études sont reprises en 1920 par F. GROENICH et en 1927 par A. MARCA. A notre connaissance, de telles recherches n'ont pas été répétées ou publiées depuis.

De 1943 aux premiers travaux de la Commission internationale, les problèmes d'hygiène bactérienne deviennent le sujet majeur étudié par E. NOVEL; une recherche historique est alors tentée par comparaison avec les analyses anciennes.

Pour terminer, il convient de citer la thèse de R. MONOD (1956) dont une partie est consacrée à l'influence sur le lac des eaux bactériologiquement contaminées du Flon à Lausanne.

De plus, il ne faut pas oublier que de nombreuses analyses ont par ailleurs été effectuées soit pour le contrôle sanitaire des eaux prélevées au lac, soit pour déterminer l'emplacement de futures prises d'eau de boisson.

TABLEAU 3 - Historique sommaire des travaux consacrés à la bactériologie des eaux avant 1957

1878	L. PASTEUR et J. JOUBERT	Premiers travaux de la bactériologie des eaux naturelles
1884 } 1885 }	H. FOL et P. DUNANT	Epidémie de typhoïde à Genève, premières analyses bactériologiques d'eau du lac
1894	L. MASSOL	Analyses journalières des eaux du lac à Genève
1896	F. SEILER	"bacille coli commune" détecté devant Ouchy
1914 } 1920 } 1927 }	C. LAVANCHY F. GROENICH A. MARCA	Etude de la flore bactérienne du lac
1943 } 1954 }	E. NOVEL	Bactériologie quantitative et hygiène des eaux du Petit Lac; comparaison avec les a- nalyses anciennes
1956	R. MONOD	Contamination bactérienne du lac par une rivière polluée : le Flon

LES MACROPHYTES

D'après les collections des herbiers lémaniques, les plus anciens échantillons de macrophytes du Léman datent du début du XIXe siècle. Ces plantes ont été récoltées par des botanistes comme A. de HALLER, A.P. de CANDOLLE, G.F. REUTER, E. MURET, Ch. FAUCONNET.

TABLEAU 4 - Historique sommaire des travaux consacrés aux macrophytes avant 1957

1801	A. de HALLER	Ce botaniste récolte un exemplaire d' <i>Holoschoenus romanus</i> , le plus ancien échantillon de macrophyte du Léman, daté avec précision et conservé en herbier
1867	G.F. REUTER	Catalogue des plantes vasculaires
1881	J. MULLER	Les characées genevoises
1886	J.B. SCHNETZLER	Mention de la mousse <i>Thamnium lemani</i>
1896 } 1897 }	G. HOCHREUTINER	Répartition de la végétation aquatique du port de Genève
1904	F.A. FOREL	Informations les plus complètes sur l'en- semble de la végétation aquatique
1917	R. CHODAT	La biologie des plantes aquatiques

Au cours de la seconde moitié du XIXe siècle, plusieurs auteurs présentent des travaux sur les macrophytes. Ainsi, G.F. REUTER (1867) les cite dans son "Catalogue des plantes vasculaires qui croissent naturellement aux environs de Genève"; J. MULLER (1881) présente "les Characées genevoises"; J.B. SCHNETZLER (1886) mentionne au large d'Yvoire la présence par 60 m de fond de la mousse *Thamnium lemani*. De 1896 à 1897, G. HOCHREUTINER décrit la répartition de la végétation aquatique du Rhône et du port de Genève. En 1884 déjà, W. BARBEY déplorait que des aménagements effectués sur la grève de Versoix aient entraîné la destruction de l'unique station de la mousse aquatique *Riella (Duriaea) reuteri*.

Dans sa monographie, F.A. FOREL (1904), avec la collaboration d'éminents correspondants tels que A. KOCH, A. MERMOD, E. WILCZEK et J. AMANN, donne les informations les plus complètes sur l'ensemble de la végétation aquatique : mousses, flore palustre, macrophytes émergents et submergés.

En 1917, R. CHODAT publie un ouvrage général sur la biologie des plantes aquatiques, dans lequel il décrit entre autres des espèces lémaniques. Au début de ce siècle, nous signalerons les abondantes récoltes de A. MAILLEFER. Au cours des années trente, G. de BUEREN décrit dans des notes personnelles et photographies plusieurs régions du bord du lac.

On remarque que, depuis F.A. FOREL, on ne trouve plus d'étude consacrée aux macrophytes de l'ensemble du Léman. C'est pourquoi, sous l'impulsion de E. PONGRATZ, la Commission internationale a inscrit, dans son programme 1971-1975, leur recensement et une étude de leur répartition (chapitre 3.9).

LA PHYSICOCHIMIE DE L'EAU

La première analyse chimique connue de l'eau du Léman a été effectuée le 1er février 1808 par P.F. TINGRY, pharmacien et professeur à Genève. Un certain nombre d'analyses effectuées par la suite sont aussi signalées par F.A. FOREL dans le tome II de sa monographie. Le 19ème siècle voit une floraison d'études fondées principalement sur l'analyse des résidus et l'évaporation de l'eau. C'est l'époque où l'on envisage le développement de l'alimentation en eau potable à partir du Léman.

Il faut citer à nouveau L. MASSOL qui, de mars 1892 à décembre 1893, outre des analyses de la flore bactérienne, effectue 295 déterminations journalières de matière organique (oxydabilité au permanganate). D'après F. SEILER, qui fait quelques séries d'analyses chimiques au large d'Ouchy (1893 à 1894), l'eau présente "une composition chimique excellente, quoique variable dans des limites assez étendues". A. DELEBECQUE étudie les relations entre la composition chimique de l'eau des affluents et celle du Léman. A la même époque, F. DUVILLARD et E. BADOIS, se basant sur les travaux des amis de F.A. FOREL, publient (1900) un mémoire sur "L'adduction des eaux françaises du lac Léman à Paris et dans la banlieue".

Cette idée est reprise en 1913 par E. DIENERT. Mais la première guerre mondiale met fin à ce projet grandiose.

Après un quart de siècle de silence, la physicochimie de l'eau du Léman est remise à l'honneur par E. HUBAULT. Les méthodes se sont affinées; il devient possible de doser directement les composants de l'eau sans l'évaporer. Les méthodes physiques se diversifient. On établit des profils verticaux, on parle de pH, puis de conductivité, on s'intéresse au phosphore et aux diverses formes de l'azote.

Le pôle des recherches physicochimiques sur l'eau du Léman est désormais déplacé pour de nombreuses années sur Thonon. Tour à tour, L. KREITMANN, P. VIVIER, puis B. DUSSART feront renaître la limnologie lémanique. L'ère moderne de la recherche systématique commence à la fin de la seconde guerre mondiale.

TABLEAU 5 - Historique sommaire des travaux consacrés à la physicochimie des eaux du Léman avant 1957

1808	P.F. TINGRY	Premières analyses de l'eau du Léman
1890	} L. MASSOL	Matière organique dans l'eau
	} F. SEILER	Analyses chimiques sur les rives du Grand Lac
	} A. DELEBECQUE	Relations eau du lac - affluents
	} F. DUVILLARD et	
1900	} E. BADOIS	Projet d'adduction d'eau pour Paris
1913	E. DIENERT	Nouveau projet d'adduction d'eau pour Paris
1937	E. HUBAULT	Thermique et chimie des eaux
1931	} L. KREITMANN	
1937	} L. KREITMANN	Initiateur de l'Ecole de Thonon
1946	P. VIVIER	<i>La Vie dans les eaux douces</i>
1948	B. DUSSART	Recherches hydrographiques. Synthèse des travaux sur le Léman.

LA GÉOLOGIE ET LA SÉDIMENTOLOGIE DU LAC

Au début du 19^{ème} siècle, L.A. NECKER expose la première hypothèse sur l'origine du Léman, celle d'un bassin d'effondrement.

Puis, selon la nouvelle théorie de A.C. RAMSAY et J. TYNDALL, (1862) le Léman, comme tous les lacs subalpins, serait un lac de surcreusement glaciaire.

A la fin du 19^{ème} siècle, l'origine du Léman continue à préoccuper les savants et FOREL propose une hypothèse liée à l'orogénèse alpine et à un surcreusement essentiellement fluvial. Cette hypothèse de F.A. FOREL tend à classer le Léman parmi les lacs d'origine tectonique.

De plus, dans sa monographie, F.A. FOREL se préoccupe aussi de sédimentologie. Il esquisse les premières grandes lignes de la sédimentation dans le lac et de la géochimie des sédiments. Il constate notamment que la teneur en silicates décroît de l'amont vers l'aval alors que les carbonates évoluent en sens contraire. C'était reconnaître la prédominance de la sédimentation détritico-rhodanienne dans le Haut-Lac et celle des apports par précipitation bio-détritico de calcite dans les zones côtières du Grand Lac et dans le Petit Lac.

Durant le premier quart du 20^{ème} siècle, les études passent par un temps mort.

Dès le début des années 20, L.W. COLLET de l'Université de Genève, équipe le premier bateau limnologique du Léman, l'*Edouard Claparède*. Jusqu'à la deuxième guerre mondiale, c'est une période genevoise qui succède à la période vaudoise de F.A. FOREL. On s'intéresse aux différents types de sédiments (G.E. COIT, 1925), aux varves du delta du Rhône (Ed. PAREJAS, 1929), aux vases carbonatées (J. ROMIEUX, 1930). Puis débutent les premiers carottages dans le Petit Lac qui atteignent les sédiments glacio-lacustres (E. JOUKOWSKY et J.P. BUFFLE, 1938). Citons encore les études sur la faune malacologique (J. FAVRE, 1927), les études palynologiques (W. LUDI, 1939). A. BETANT et G. PERRENOUD (1932) s'intéressent aux courants dans le Petit Lac.

Arrêtées par la seconde guerre mondiale, les études ne reprennent que vers les années 50, avec une période française dominée par les travaux de B. DUSSARD, et les thèses de C. SERRUYA et de M. MEYBECK.

TABLEAU 6 - Historique sommaire des travaux consacrés à la géologie et à la sédimentologie du Léman avant 1957

1820	L.A. NECKER	Le Léman est un bassin d'effondrement
1862	A.C. RAMSAY et J. TYNDALL	Le Léman est un lac de surcreusement glaciaire
1892	F.A. FOREL	Le Léman est un lac d'origine tectonique
1925	L.W. COLLET	Relance des études sédimentaires
1925	G.E. COIT	Classification des divers sédiments
1926 1929		L'Université de Genève effectue 195 sondages dans le Léman
1938	E. JOUKOWSKY et J.P. BUFFLE	Etude des successions stratigraphiques dans les sédiments
1939	A. LOMBARD	Lie la formation de la dépression lacustre à la mise en place des nappes des Préalpes. Grand Lac et Petit Lac ont des origines différentes.

HISTORIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LEMAN
CONTRE LA POLLUTION

Il faut remonter aux années 1949-1950 pour trouver l'origine de la Commission internationale. A cette époque, les pêcheurs professionnels attirèrent l'attention de l'Union générale des Rhodaniens (UGR) sur l'évolution fâcheuse de la qualité des eaux du Léman. L'UGR chargea son vice-président, le docteur F. MESSERLI, médecin hygiéniste à la ville de Lausanne, de réunir les spécialistes se trouvant autour du lac. C'est ainsi que se créa une commission franco-suisse officieuse pour la protection des eaux du Léman et du Rhône contre la pollution. Composée de membres bénévoles sans mandat officiel, mais animés d'un esprit de grande collégialité, dû à leurs intérêts scientifiques, cette commission avait un caractère interdisciplinaire attesté par les spécialités de ses membres : médecins, chimistes, biologistes, bactériologistes, ingénieurs, etc.

Parmi les chercheurs qui ont été associés dès le début aux travaux de la Commission franco-suisse, citons P. VIVIER, E. NOVEL, B.H. DUSSART, Ed. PONGRATZ et R. MONOD. Ces deux derniers collaborent encore actuellement aux travaux de la Commission internationale.

Après quelques années d'études générales et de mise au point des méthodes analytiques, la Commission décidait de passer aux actes et mettait en chantier, dès mai 1957, une première campagne d'études. L'expérience ainsi acquise permit d'intensifier les recherches au cours des années suivantes.

La Commission instituée par l'UGR n'étant pas officielle, un certain nombre de problèmes se posaient, parmi lesquels il faut noter la disponibilité des membres et la pérennité des recherches. C'est ce qui l'amena à proposer son officialisation aux autorités compétentes.

Sur l'initiative des cantons riverains, des entretiens diplomatiques entre la France et la Suisse furent engagés. Le 9 novembre 1960 à Lausanne, les représentants des deux pays décidaient la création d'une "Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman contre la pollution". L'ancienne commission de l'UGR devenait, avec quelques modifications dans la liste de ses membres, Sous-commission technique.

Le 16 novembre 1962, une Convention entre le Conseil fédéral suisse et le Gouvernement de la République française concernant la protection des eaux du lac Léman contre la pollution était conclue à Paris. Après ratification par les Gouvernements, elle est entrée en vigueur le 1er novembre 1963.

En 1972, la Commission se dote d'un secrétariat permanent technique et scientifique destiné notamment à "rassembler, exploiter, analyser et interpréter les résultats des travaux et publier les résultats".

Le 18 novembre 1977 entre en vigueur un "Accord franco-suisse sur l'intervention des organes chargés de la lutte contre la pollution accidentelle des eaux par les hydrocarbures..." (titre abrégé).

Enfin, le 1er juillet 1981, est entré en vigueur un "Accord entre le Conseil fédéral suisse, agissant au nom de la République et canton de Genève, et le Gouvernement de la République française sur la déphosphatation des eaux du Léman".

HISTORIQUE DES ETUDES EFFECTUEES PAR LA COMMISSION INTERNATIONALE

Au début, en 1957, les études étaient consacrées uniquement aux eaux du Léman, aux points de vue physicochimique, bactériologique et biologique.

Constatant, au bout de quelques années, que certains paramètres étudiés évoluaient défavorablement, la Commission a voulu en connaître l'origine. Elle a suscité, dès 1963, une étude des apports par les affluents.

En 1971 commence un premier "programme quinquennal de travaux et recherches" (1971 - 1975). On différencie les stations de prélèvement au Léman en points "normaux" et points "objectifs". Sur ces derniers, les analyses chimiques, bactériologiques et biologiques sont plus poussées.

1971 voit la mise en route

- . d'un travail sur l'origine du phosphore dans le Rhône amont
- . d'une étude des rejets de huit stations d'épuration quant à leur influence sur la qualité de l'eau des récepteurs
- . d'une étude biologique prospective de l'état du Léman;

- en 1972 débutent
- une étude sur les apports atmosphériques
 - une recherche sur les macrophytes du Léman
 - des analyses comparatives interlaboratoires destinées à améliorer la qualité des informations recueillies
 - une étude locale sur les micropolluants dans le poisson, qui deviendra systématique dès 1975;
- en 1973 commence une étude consacrée à l'influence des rejets de la station d'épuration de Vidy sur la faune benthique du Léman. Elle sera étendue en 1977 et 1978 à l'ensemble du littoral lémanique;
- en 1976 débute le second programme quinquennal (1976-1980). Les études sont étendues à des sujets nouveaux parmi lesquels il faut signaler
- les métaux lourds contenus dans les sédiments lacustres et fluviatiles
 - l'évaluation de la production primaire du lac
 - l'examen de l'interface eau-sédiments. On s'intéresse en particulier aux effets de relargage des nutriments ou des métaux lourds.
- Ce même programme quinquennal voit la mise en route de campagnes de prospection biologique in situ. Enfin, conséquence des observations faites sur les rejets des stations d'épuration et sur les apports des affluents, la Commission se préoccupe à partir de 1980 des pollutions d'origine diffuse.
- en 1981 Un troisième programme quinquennal est mis en route.

BIBLIOGRAPHIE

- AMANN, J., (1885) : *Thamnium Lemani* Schnetzler. Bot. Centralblatt. Bd XXIII No 37 Cassel.
- AMANN, J., MEYLAN, Ch., et CULMAN, P., (1912) : Flore des mousses de la Suisse. Lausanne, Impr. réunies. 326 p.
- ANDRE, E., (1914) : Recherches sur la faune pélagique du Léman. Rev. suisse Zool. 22, 179-194.
- ANDRE, E., (1916) : Contribution à l'étude de la faune infusorienne du lac Léman. Rev. suisse. Zool. 24, 10, 621-634.
- ANDRE, E., (1924) : Contribution à l'étude de la faune du Léman. Schweiz. Z. Hydrol., 2, 1-2, 193-196.
- ANDRE, E., (1938) : Sur le peuplement profond du Lemman. Vierteljahrssch. Naturfor. Ges. Zürich, 83, 30, 121-126.
- BARBEY, W., (1884) : La grève de Versoix, près Genève. Bull. Murith. Soc. Valais. Sci. Nat. 12 : 1-4.
- BETANT, A., (1918) : Observations sur le plancton de l'eau du lac de Genève faites pendant les années 1914 à 1917. Serv. eaux Ville de Genève, 15 p.
- BETANT, A., et PERRENOUD, G., (1932) : Etudes sur la partie occidentale du lac de Genève. I. Courants et températures. Mém. Soc. Phys. Hist. nat. Genève, 41, 2, 225-293.
- BLANC, H., (1885) : Rhizopodes nouveaux pour la faune profonde du Léman. Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat. t. XX, 91, p. 287.
- BLANC, H., (1888) : Mortalité exceptionnelle de brochets du Léman en 1887. Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat., t. XXIII, p. 335. Lausanne.
- BRIDEL, Ph., C., (1814) : Essai sur le Léman. Conservateur Suisse. Vol. V, p. 5. 89 p. Lausanne.
- BRUN, J., (1879) : Diatomées des Alpes et du Jura. H. Georg. éd., Genève; Georges Masson, éd., Paris.

- BRUN, J., (1884) : Végétations pélagiques et microscopiques du lac près de Genève. Bull. Soc. Bot. Genève. 3.
- BRUN, J., (1901) : Diatomées du lac Léman. Bull. Herb. Boissier. Genève
- BURKARDT, G., (1899) : Faunistische und systematische Studien über das Zooplankton der grösseren Seen der Schweiz und ihrer Grenzgebiete. Revue suisse Zool. 7.
- CANDOLLE, A.-P. de, (1825) : Sur l'Algue rouge du lac de Morat. Biblioth. Universelle Sci. Sci. Arts 29 : 322-325.
- CHODAT, R., (1897) : Nouvelles recherches sur la flore pélagique. C.R. Soc. Phys. Genève. 14, 41.
- CHODAT, R., (1897) : Algues pélagiques nouvelles pour le Léman. Bull. Herb. Boissier, Genève, 5, pp 119-120.
- CHODAT, R., (1917) : La biologie des plantes. I. Les plantes aquatiques. Ed. Atar, Genève et Paris. 311 p.
- CHODAT, R., (1931) : Sur quelques algues nouvelles du plancton du lac de Genève. Labor. Cryptogamie, Paris.
- CLAPAREDE, E.-R., et LACHMANN, B., (1854) : Etudes sur les Infusoires et Rhizopodes. 2e vol. Extrait du tome VII de l'Institut Genevois Imp. Vaney, Genève.
- CLAPAREDE, E.-R., (1854) : Héliozoaires. Imp. Vaney, Genève.
- COIT, G.E., (1925) : Nouvelles recherches sur la sédimentation dans le lac de Genève. C.R. Congr. int. Géogr., 2, 59-69, Le Caire.
- COLLET, L.W., (1925) : Les lacs. G. Doin, Ed. Paris. 320 p.
- DELEBECQUE, A., (1898) : Les lacs français. Beranger éd. Paris, 435 p.
- DIENERT, F., et GUILLERD, A., (1913) : Etude des projets d'adduction d'eau présentés en vue de l'alimentation de Paris. Impr. municipale, Paris.
- DUSSART, B., (1948) : Recherches hydrographiques sur le lac Léman. Ann. Stat. centr. Hydrobiol. appl., 2, 187-206.
- DUSSART, B., (1948) : Sur le plancton du lac Léman. Arch. Sci. Genève, 1, 3, 417-428.
- DUSSART, B., (1957) : Le sondage par ultrasons et l'étude des lacs. Note préliminaire. Rev. Géogr. phys. et Géol. dyn., 2, 1-2, 99-100.
- DUVILLARD, P., et BADOIS, E., (1900) : L'adduction des eaux françaises du Léman à Paris et dans sa banlieue. Béranger éd., Paris, 1 vol, 191 p.
- FAUCONNET, Ch., (Macrophytes) cité par FOREL, F.A., (1904) : Le Léman. Monographie limnologique. t. III passim F. Rouge éd. Lausanne.
- FAVRE, J., (1927) : Les mollusques post-glaciaires et actuels du bassin de Genève. Mém. Soc. phys. Genève, 40, 3.
- FAVRE, J., (1935) : Histoire malacologique du lac de Genève. Mém. Soc. phys. Genève, 41, 3, 295-409.
- FOL, H. et DUNANT, P., (1884) : Recherches sur le nombre de germes vivants que renferment quelques eaux de Genève et des environs. Arch. des Sci. phys. et nat. de Genève. t. XI.
- FOREL, F.-A., (1892-1904) : Le Léman. Monographie limnologique. t. I : 543 p. (1892); t. II : 611 p. (1895); t. IIIa 411 p. (1902); t. IIIb : 304 p. (1904). F. Rouge, Lausanne (réédité par Slatkine, Genève 1969).
- GROENICH, F., (1920) : Contribution à l'étude de la flore bactérienne du lac de Genève. Bot. Genève, 12, 246-273.
- HOCHREUTINER, G., (1896) : Etudes sur les phanérogrames aquatiques du Rhône et du port de Genève. Rev. Gén. Bot. 8, 90-110, 158-167, 188-200, 249-265.
- HOCHREUTINER, G., (1897) : Notice sur la répartition des phanérogames dans le Rhône et dans le port de Genève. Bull. Herb. Boissier, 5, 1-14.
- HOFMAENNER, B., (1913) : Contribution à l'étude des nématodes libres du Léman. Rev. Suisse Zool. 21, 589.
- HUBAULT, E., (1947) : Etudes thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'Est de la France (Vosges, Jura, Alpes de Savoie). Ann. Ecole nat. Eaux et Forêts, 10, 2, 116-260. Berger-Levrault, éd. Paris.

- JAAG, O., (1955) : La crise des lacs et rivières de l'Europe Centrale. Bull. Fr. Pisc. 177, pp. 129-140.
- JOUKOWSKY, E., et BUFFLE, J. Ph., (1938) : Etudes sur la partie occidentale du lac de Genève, III. Constitution physique et chimique des sédiments du lac de Genève. Mém. Soc. phys. Genève, 41, 4, 415-466.
- JUGET, J., (1958) : Recherches sur la faune de fond du Léman et du lac d'Annecy. Ann. Stat. centr. Hydrobiol. appl. 7, 7-96. Paris.
- JURINE, M., (1825) : Histoire abrégée des poissons du lac Léman. Mém. Soc. Phys. et Hist. nat. Genève, vol. III, 102 p.
- KAUFMANN, A., (1891) : Die Schweizerischen Cytheriden. Rev. suisse Zool. t VI, p.113 Genève.
- KOCH, A., (Phanérogames) cité par FOREL, F.A., (1904) : Le Léman. Monographie limnologique. t. III p. 157 et suiv. F. Rouge éd. Lausanne.
- KREITMANN, L., (1931) : Etude des courants du lac Léman. Bull. Assoc. int. Hydrol. Sci., 10, 43-46.
- KREITMANN, L., (1933) : De l'aménagement piscicole des lacs. Rev. Eaux et Forêts. Janvier, 4-18.
- LAVANCHY, C.J., (1914) : Contribution à l'étude de la flore bactérienne du lac de Genève. Thèse. Genève. Impr. A. Kündig.
- LOMBARD, A., (1939) : Influences tectoniques sur le modelé du bassin du Léman. Bull. Assoc. Géogr. franç., 123, 128-137, Paris.
- LÜDI, W., (1939) : Analyse pollinique des sédiments du lac de Genève. Mém. Soc. Phys. Genève, 41, 5, 467-497.
- LUNEL, G., (1874) : Histoire naturelle des poissons du bassin du Léman. H. Georg, libraire-éditeur, Genève, Bâle, Lyon.
- LUTZ, A., (1877) : (Crustacés) cité par FOREL F.A., (1904) : Le Léman. Monographie limnologique. T III p. 96. Rouge Ed., Lausanne.
- MARCA, A., (1927) : Contribution à l'étude de la flore bactérienne du lac de Genève. C.R. Soc. phys. Genève, 19, 239-272.
- MARTIN, P., (1961) : Le plancton du lac Léman (Inventaire). Schweiz. Z. Hydrol. 23, 2, 462-493. Birkhäuser, éd. Bâle.
- MASSOL, L., (1894) : Les eaux d'alimentation de la ville de Genève. Etude bactériologique. Laboratoire de Bactériologie de la salubrité. Genève.
- MERMOD, A., (Phanérogames) Cité par FOREL, F.A. (1904) : Le Léman. Monographie limnologique. T.III p. 157 et s. F. Rouge, éd. Lausanne.
- MEYBECK, M., (1971) : Bilan hydrochimique et géochimique du lac Léman. Thèse, 245 p., 56 fig., 30 tabl., Paris.
- MONOD, R., (1956) : Contribution à l'étude des variations de la composition chimique de l'eau du lac Léman. Phénomènes de pollution et d'autoépuration à l'embouchure du Flon à Vidy. (Thèse). Ann. Stat. centr. Hydrobiol. appl., 6, 231-345. Paris.
- MULLER, J., (1881) : Les characées genevoises. Bull. Soc. Bot. Genève. 2, 42-96.
- MULLER, P.E., (1870) : Note sur les cladocères des grands lacs de Suisse. Arch. Sci. phys. et nat. XXXVII, p. 817. Genève.
- MURET, E., (1903) : (Pêche) Cité par FOREL, F.A., (1904). Le Léman. Monographie limnologique. T. III p. 646 et s.
- NECKER, M.L.A., (1841) : Etudes géologiques dans les Alpes. Pitois Ed. Paris.
- NOVEL, E., (1943) : Richesse en bactéries de quelques échantillons d'eau prélevés en profondeur. Schweiz. Z. Hydrol. 9, 1-2, 77-80.
- PAREJAS, Ed., (1929) : L'épaisseur des varves dans le haut lac de Genève. Un. gén. Rhod. 3e Congrès Rhône 207-211, Naville éd. Genève.
- PASTEUR, L., et JOUBERT, L., (1878) : (Bactériologie des eaux de source) C.R. de l'Acad. des Sc. Paris.
- PENARD, E., (1891) : Les Péridinacées du Léman. C.R. Soc. bot. Genève. 6, 1-63.

- PENARD, E., (1902) : Faune Rhizopodique du bassin du Léman. Libr. Kündig, Genève.
- PENARD, E., (1904) : Les Héliozoaires d'eau douce. Libr. Kündig, Genève.
- PENARD, E., (1905) : Les sarcodiniés des grands lacs. Libr. Kündig, Genève.
- PIGUET, E., (1906) : Oligochètes de la Suisse française. Rev. suisse Zool., vol. 14 : 389-403.
- PIGUET, E., et BRETSCHER, K., (1913) : Oligochètes, in Catalogue des invertébrés de la Suisse, Georg et Cie, Genève, 214 p.
- du PLESSIS, G., (1881) : Turbellariés, Infusoires, Rhizopodes. Bull. Soc. Vaud. Sci. nat., 16, 157-473.
- PONGRATZ, Ed., (1966) : De quelques champignons parasites d'organismes planctoniques du Léman. Schweiz. Z. Hydrol. 28, 2, pp. 104-132.
- RAMSAY, A.C., (1862) : On the Glacial Origin for Certain Lakes in Switzerland, the Black Forest, Great Britain, Sweden, North Amerika and Elsewhere. Q.J. of the Geol. Soc. Vol. XVIII, p. 185, London.
- REUTER, G. F., (1867) : Catalogue des plantes vasculaires qui croissent naturellement aux environs de Genève. 2e éd. Librairie J. Kessmann, Genève, 300 p.
- REVERDIN, L., (1919) : Etude phytoplantonique, expérimentale et descriptive des eaux du lac de Genève. Thèse Université de Genève.
- ROMIEUX, J., (1930) : les carbonates dans les sédiments du lac de Genève. Arch. Sci. phys. Genève, 5e pér., 1, 2, 3, 4, 202-252.
- ROSZKOWSKY, W., (1912) : Notes sur les limnées profondes du lac Léman. Zool. Anz., 40, 375.
- ROSZKOWSKY, W., (1914) : Contribution à l'étude des limnées du lac Léman. Rev. suisse Zool., 22, 457-539.
- SCHNETZLER, J.B., (1886) : Sur la mousse sous-lacustre de la barre d'Yvoire. Bull. Soc. vaud. Sci. nat., 22, 94, 130.
- SEILER, F., (1896) : Rapports sur les analyses bactériologiques et chimiques de l'eau du lac Léman et des eaux de quelques sources du Pays d'Enhaut. Impr. Vallotton, Lausanne.
- SERRUYA, C., (1969) : Les dépôts du lac Léman en relation avec l'évolution du bassin sédimentaire et les caractères du milieu lacustre (résumé de thèse). Arch. Sci., Suisse, 22, fasc. No 1, pp. 125-254 23 fig. 1 dpl. h. t., 3 cartes dpl. h.t.
- de SIEBENTHAL, R., (1941) : Le cycle biocénotique du lac Léman. Bull. Soc. bot. Genève. 42.
- STEFANSKI, W., (1914) : Recherches sur la faune des Nématodes libres du bassin du Léman. Thèse, imprimerie J. Studer, Genève, 72 p.
- TINGRY, P.F., (1808) : Analyse de l'eau du lac de Genève. Bibl. de la ville de Genève. N.D. No 178.
- TYNDALL, T., (1862) : On the Conformation of the Alps. Phil. Mag. London. 24, pp. 169-173.
- VERNET, H., (1878) : Entomostracés. Bull. Soc. Vaud. Sci. nat. 13, 94/285.
- VIVIER, P., (1946) : La vie dans les eaux douces. Presses Universitaires de France. Que Sais-je No 233, Paris.
- WILCZEK, E., (1895) : Une nouvelle plante suisse : Potamogeton vaginatus Turcz. Arch. Sci. Phys. Nat. Série 3, 34, 383-384, Genève.
- ZEBROWSKA, A., (1914) : Recherches sur les larves des chironomides du lac Léman. Thèse. Université de Lausanne.
- ZSCHOKKE, F., (1884) : Recherches sur l'organisation et la distribution zoologique des vers parasites des poissons d'eau douce. Arch. de Biologie. V.

1.2

LES VOCATIONS DU LEMAN

Philippe ZAHNER

Depuis plus de 10'000 ans, le Léman attire l'homme sur ses rives. La colonisation s'est faite de manière progressive. Les relations de l'homme avec le lac sont devenues étroites à partir du Néolithique moyen (3'000 à 4'000 ans av. J.-C.), avec l'apparition de populations sédentaires, pratiquant l'agriculture, l'élevage et le commerce.

Jusqu'au siècle passé, les habitants du bassin versant ont profité du lac sans en perturber sensiblement l'évolution naturelle. Cet équilibre a été rompu par suite de l'augmentation de la population et de sa concentration dans les centres urbains (fig. 1), du développement du tourisme (fig. 2) et de celui de l'industrie, sans oublier les modifications apportées aux pratiques agricoles, récemment encore, par exemple en viticulture (fig. 3) ou dans le choix des cultures en terres ouvertes (fig. 4).

Aujourd'hui, plus que jamais malgré la pollution qui le menace, le Léman joue un rôle primordial dans la vie de ses riverains. Ses eaux servent notamment à :

LA PRODUCTION D'EAU DE BOISSON

LA RECREATION ET LA BAINNADE

LA VIE ET LA REPRODUCTION NATURELLE DES POISSONS NOBLES

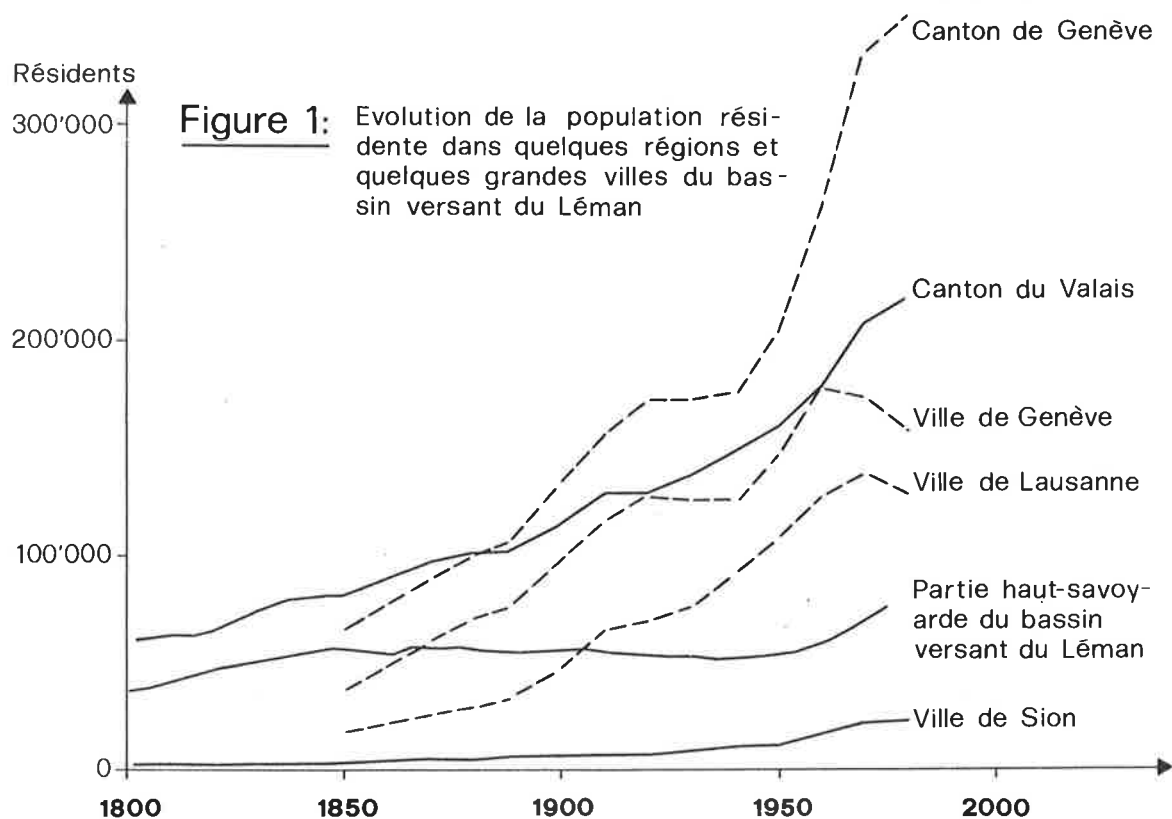


Figure 2: Nuitées d'hôtellerie dans la partie suisse du bassin versant du Léman - Riviera et Valais depuis 1934 (d'après l'Office fédéral de la statistique, 1980)

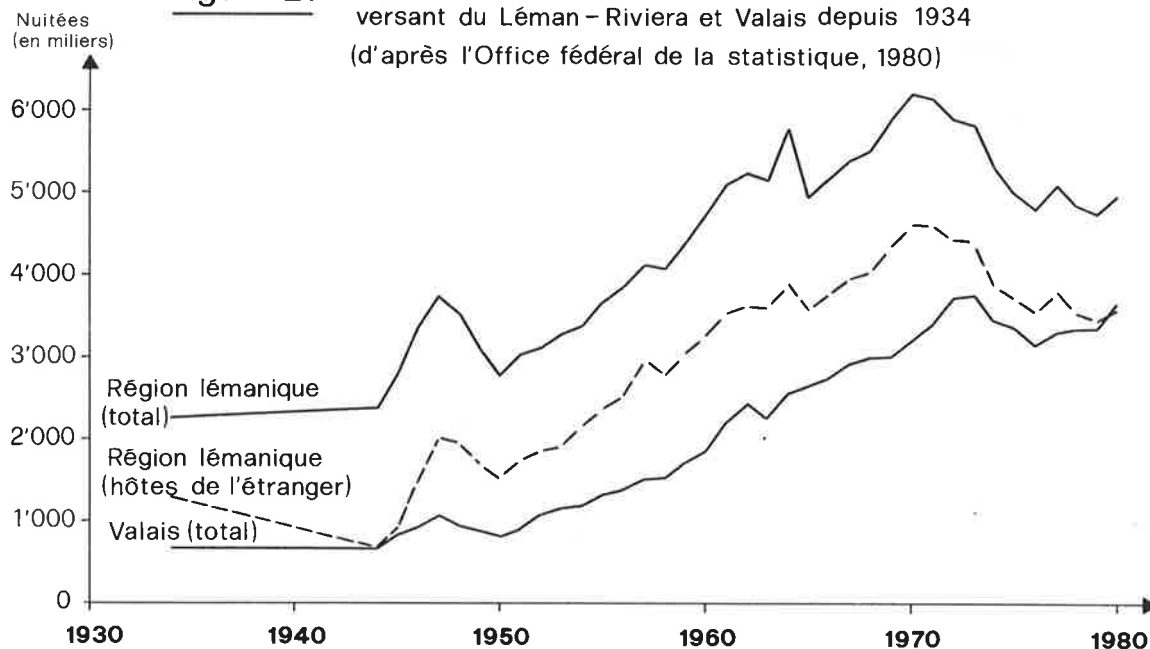


Figure 3: Surface des vignes du canton du Valais depuis 1950 (d'après l'Office cantonal du Valais de statistique)

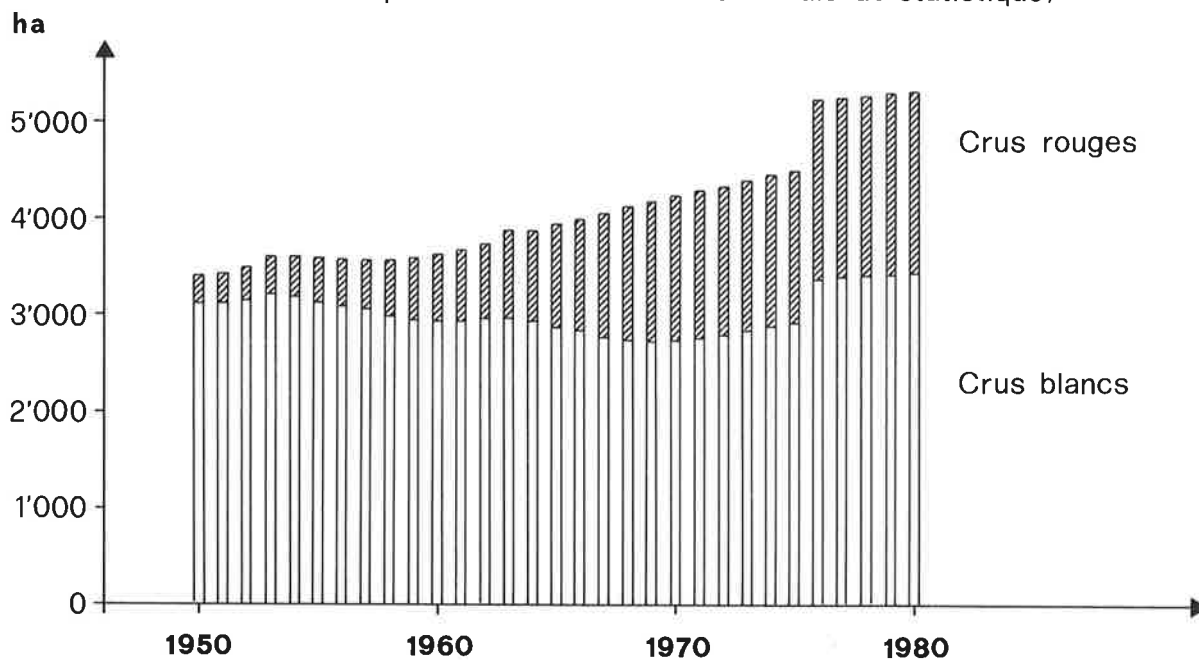
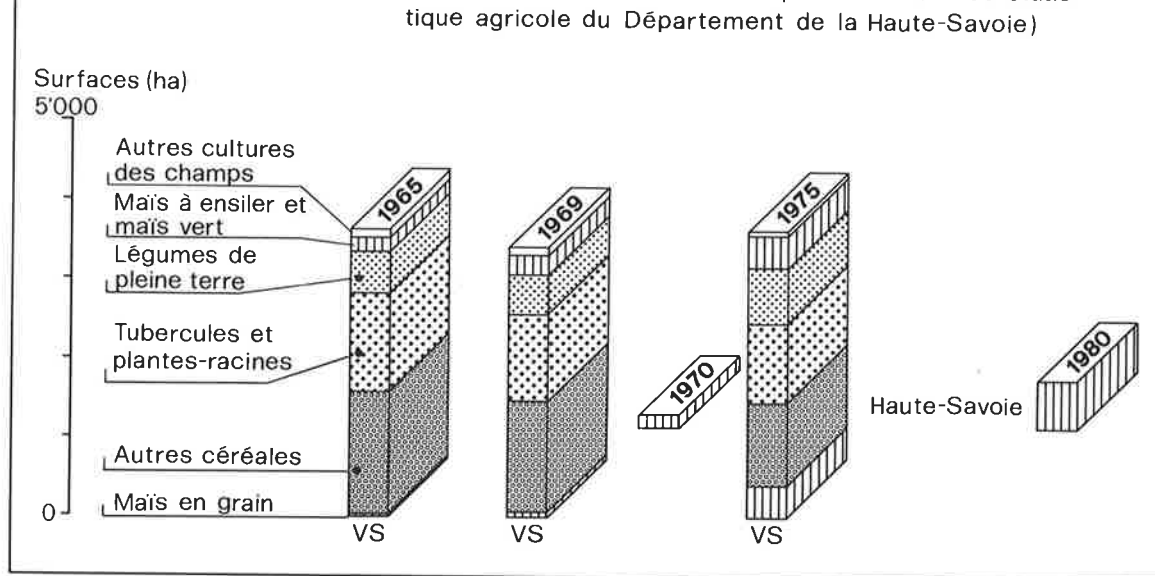


Figure 4: Utilisation des sols agricoles (terres ouvertes) en Valais, en 1965, 1969 et 1975. Comparaison avec les surfaces cultivées en maïs dans la partie haut - savoyarde du bassin lémanique, en 1970 et 1980. (Sources: Office cantonal VS de statistique et Service de statistique agricole du Département de la Haute-Savoie)



PRODUCTION D'EAU DE BOISSON

Depuis 1708, le Léman contribue à l'approvisionnement en eau de la Ville de Genève (fig. 5). D'abord faibles, les prélèvements au lac augmentèrent nettement à partir de la fin du 19^e siècle, suivant l'évolution démographique et les progrès de l'hygiène. Aujourd'hui, les principales agglomérations riveraines du lac s'y alimentent et le cap des 90 millions de m³ prélevés par an a été dépassé dans le courant des années 1970 (fig. 6).

Les besoins journaliers moyens des consommateurs n'ont que peu varié au cours des vingt dernières années. Ils oscillent entre 400 et 500 litres par habitant et par jour. La production journalière maximale atteint, en été, des pointes proches du m³ par habitant.

Jusqu'en 1932, l'eau du Léman a pu être livrée brute au consommateur. Les eaux prélevées au lac par les stations de pompage modernes subissent des traitements de plus en plus complexes. Il convient d'éviter une nouvelle dégradation de la qualité des eaux prélevées pour enrayer cette évolution et pour permettre la production d'eau potable avec les méthodes classiques de traitement.

RECREATION ET BAINNADE

Le Léman représente une attraction pour le tourisme et un lieu de délasserment très apprécié des riverains. L'essor pris au cours des dernières années par la navigation de plaisance en fournit une démonstration éloquent (fig. 7). En 1980, près de 23'000 bateaux pouvaient ainsi naviguer sur le Léman, dont plus de 19'000 immatriculés en Suisse, la moitié d'entre eux étant équipés d'un moteur fixe ou amovible. Les chiffres disponibles pour l'ensemble du lac ne sont pas précis, car les bases statistiques diffèrent d'une rive du Léman à l'autre.

Au plan touristique encore, les courses d'agrément proposées par la Compagnie générale de navigation sur le Léman (CGN) ont gardé toute la faveur du public. Preuve en est le développement, puis le maintien d'une capacité de transport importante par cette société depuis 1873, ainsi que le kilométrage parcouru par sa flotte chaque année (fig. 8).

Le développement urbain et l'appropriation privée ont fortement altéré les rives du lac. Du côté suisse par exemple, plus de 100 km de rives sont modifiées ou artificielles, tandis que près de 75 km d'entre elles sont inaccessibles au public.

Enfin, des restrictions ont dû être apportées à l'exercice de la baignade, en raison de l'état sanitaire des eaux littorales (Cf. également le chapitre 3.5). Ce constat montre à lui seul la nécessité qu'il y a à améliorer l'état des eaux du Léman, en particulier au plan bactériologique.

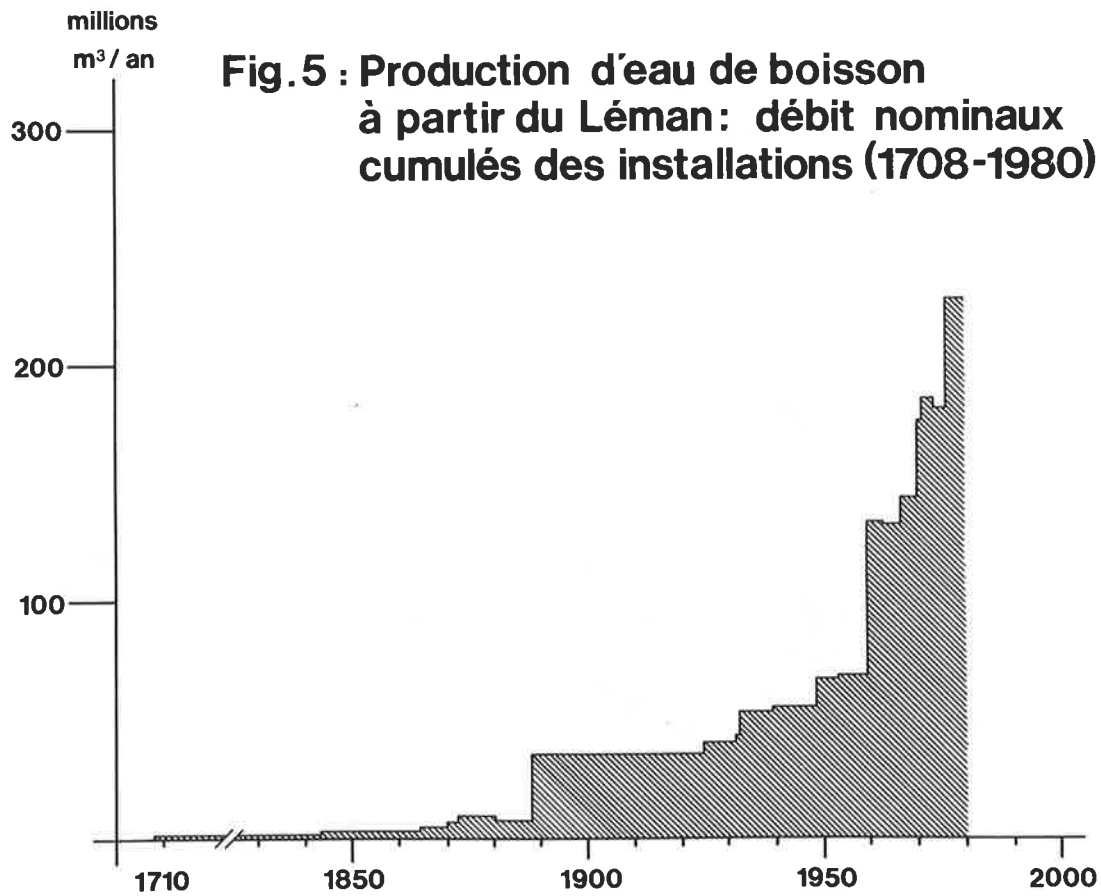


Fig.6: Prélèvements annuels d'eau au Léman par les principaux producteurs d'eau de boisson (1940-1980)

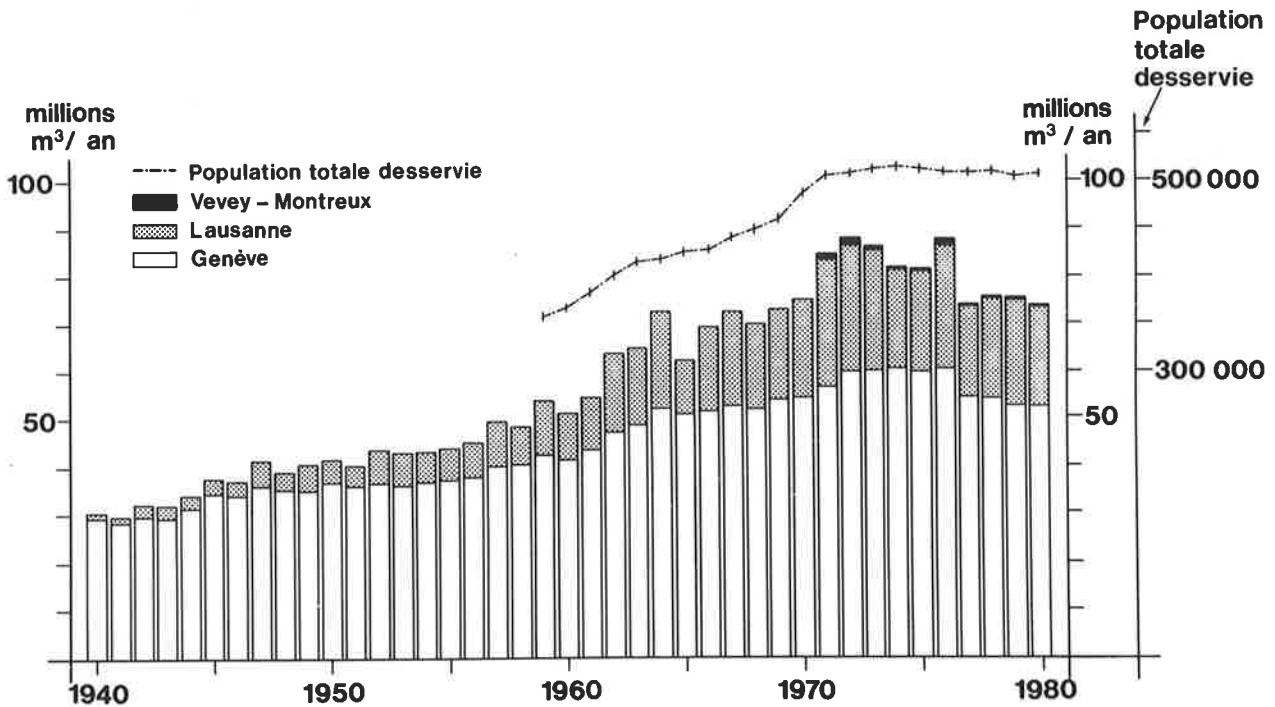


Figure 7: Effectifs des bateaux immatriculés en Suisse sur le Léman
(Sources: Office de statistique de l'Etat de Vaud; Service cantonal de statistique Genève; Office cantonal VS de statistique)

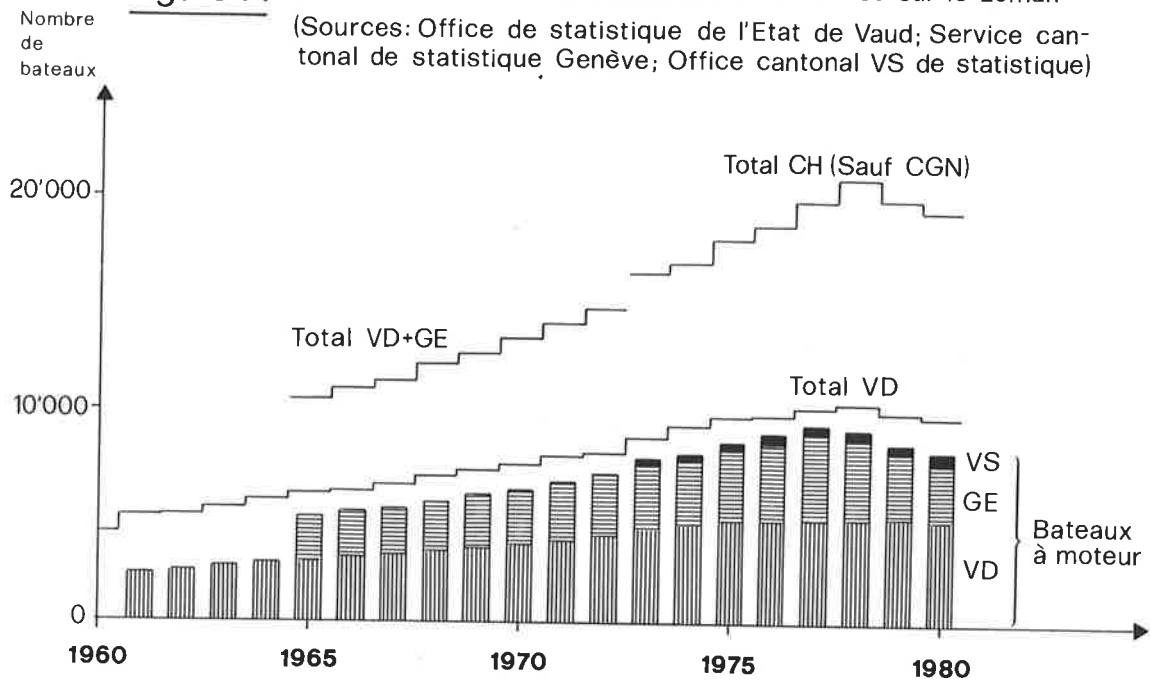
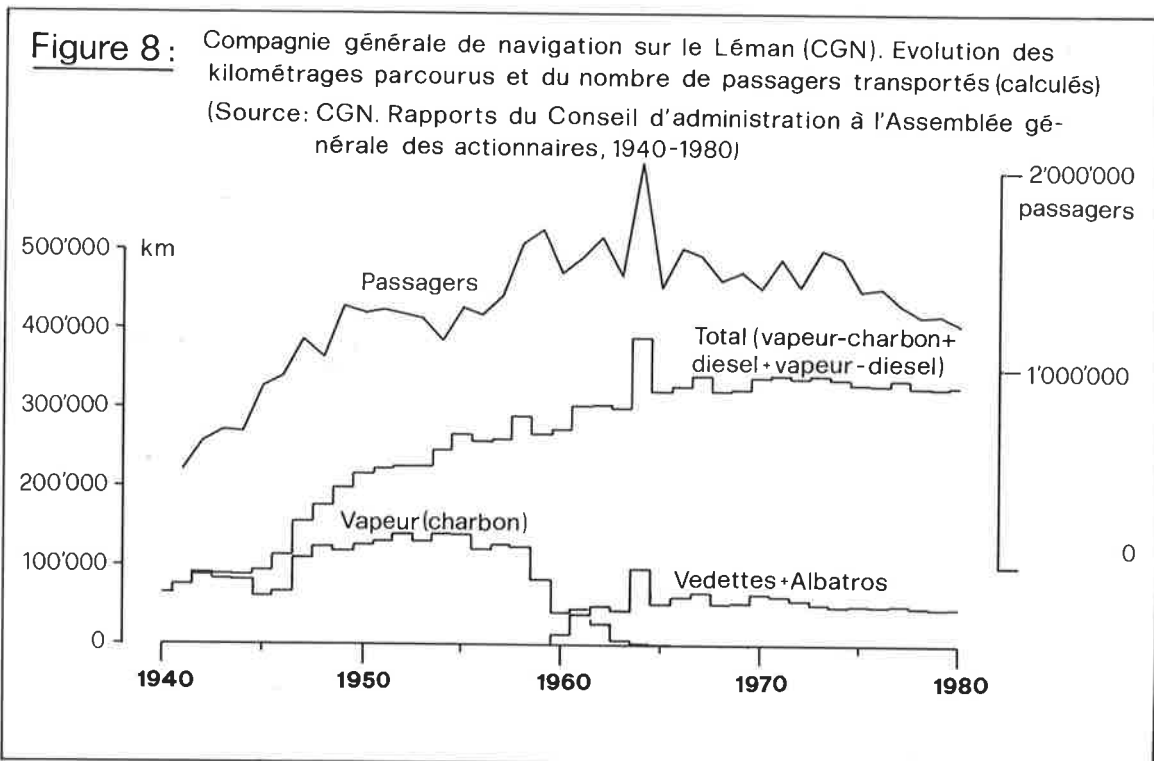


Figure 8: Compagnie générale de navigation sur le Léman (CGN). Evolution des kilométrages parcourus et du nombre de passagers transportés (calculés)
(Source: CGN. Rapports du Conseil d'administration à l'Assemblée générale des actionnaires, 1940-1980)

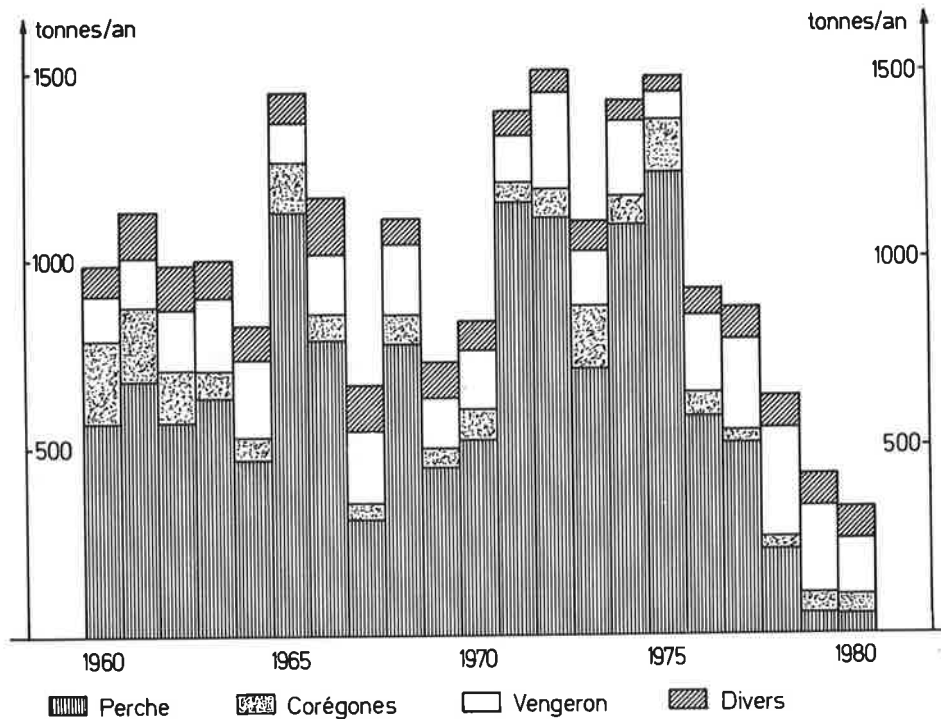


VIE ET REPRODUCTION NATURELLE DES POISSONS

La faune piscicole du Léman est depuis longtemps d'un grand intérêt économique et touristique. Son exploitation commerciale fut naguère prospère.

L'état des populations piscicoles dépend tout à la fois de la qualité du milieu, des efforts de pêche et de repeuplement. L'équilibre naturel est aujourd'hui rompu, en raison principalement de la surexploitation des quinze à vingt dernières années et de l'eutrophisation croissante des eaux du lac durant la même période. La conjonction de ces causes explique que les poissons recherchés par les consommateurs soient devenus aussi rares (fig. 9).

Figure 9: Statistique de la pêche professionnelle dans les eaux du lac



BIBLIOGRAPHIE

AMBERGER, G., BERGIER, J.F., GEROUDET, P., MONOD, R., PITTARD, J.J., REVACLIÉ, R., SAUTER M.R., (1976) : Le Léman, un lac à découvrir. Office du Livre, Fribourg, 2e éd.

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LEMAN (1980) : Le Léman, un lac à protéger ! Dépliant d'information et complément.

OFFICE CANTONAL DE STATISTIQUE (1978) : Annuaire statistique du canton du Valais.

OFFICE FEDERAL DE LA STATISTIQUE (Ancien bureau de la statistique) (1971) : Recensement fédéral de la population 1970. 1er volume. Population résidente des communes 1850-1970. Statistique de la Suisse / 701e fascicule.

(1981) : Tourisme en 1980. Statistique de la Suisse / 678e fascicule.

(1981) : Recensement fédéral de la population 1980. Volume 1. Population résidente des communes 1900-1980. Statistique de la Suisse 701e fascicule.

OFFICE DE STATISTIQUE DE L'ETAT DE VAUD (1977, 1978, 1979, 1980, 1981) : Annuaire statistique du canton de Vaud. 1977, 1978, 1979, 1980, 1981.

OLIVE, Ph., (1972) : La région du Léman depuis 15'000 ans : données paléoclimatologiques et préhistoriques. Revue de géographie physique et de géologie dynamique (2), vol. XIV, fasc. 3, pp. 253-264, Paris.

SERVICE CANTONAL DE STATISTIQUE GENEVE (1978, 1979, 1980) : Annuaire statistique 1978, 1979, 1980.

VEUVE, P., (1979) : Les rives du Léman comme objet d'aménagement du territoire. Léman, la vie d'un lac. Polyrama, EPFL, No 41, janvier 1979.

2.4

DYNAMIQUE DU SYSTEME LACUSTRE

Philippe ZAHNER et Jean-Pierre VERNET

2.4.1 LES PHENOMENES DYNAMIQUES

Une masse d'eau en mouvement

Le Léman est un système dynamique. Ses eaux se renouvellent et sont constamment en mouvement.

Le rapport entre le volume du lac et le débit moyen de son émissaire donne un temps de séjour moyen des eaux de 11.9 ans (chapitre 2.1). Cette valeur reste théorique, en raison de l'anisotropie de l'ensemble, mais elle illustre bien l'importance des écoulements dans le bassin du Léman.

F.-A. FOREL fut le premier à étudier systématiquement le mouvement de ces masses d'eau et à leur chercher une explication scientifique. Il distingue ainsi "*les variations de hauteur qui se manifestent sur l'ensemble du lac, sous l'influence des différences de débit entre les affluents et l'émissaire*", et les autres dénivellations constantes ou temporaires, d'origine statique ou dynamique, en particulier :

- . les dénivellations constantes de cause hydrostatique (le courant propre du lac);
- . les dénivellations temporaires de cause astronomique (les marées);
- . les dénivellations temporaires rythmiques (les seiches);
- . les vagues;
- . les courants.

Les études de F.-A. FOREL ont été poursuivies au cours de ce siècle, notamment au sujet des courants, en relation avec les prélèvements d'eau au lac et avec les rejets des stations d'épuration (BETANT A. et PERRENOUD G., 1932; PLAUCHU J., 1971) ou à l'occasion des contestations soulevées par la dérive des engins de pêche (MERCANTON P.-L., 1932). Il fallut cependant attendre ces dernières années pour que des recherches systématiques soient à nouveau effectuées, notamment par le Centre de Recherches Géodynamiques de Thonon et par le Laboratoire d'hydraulique de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne.

Variations d'ensemble des niveaux d'eau

Le niveau d'ensemble du lac et son volume varient en fonction des apports et des pertes (chapitre 2.2), plus particulièrement avec le débit des affluents et avec celui de l'émissaire.

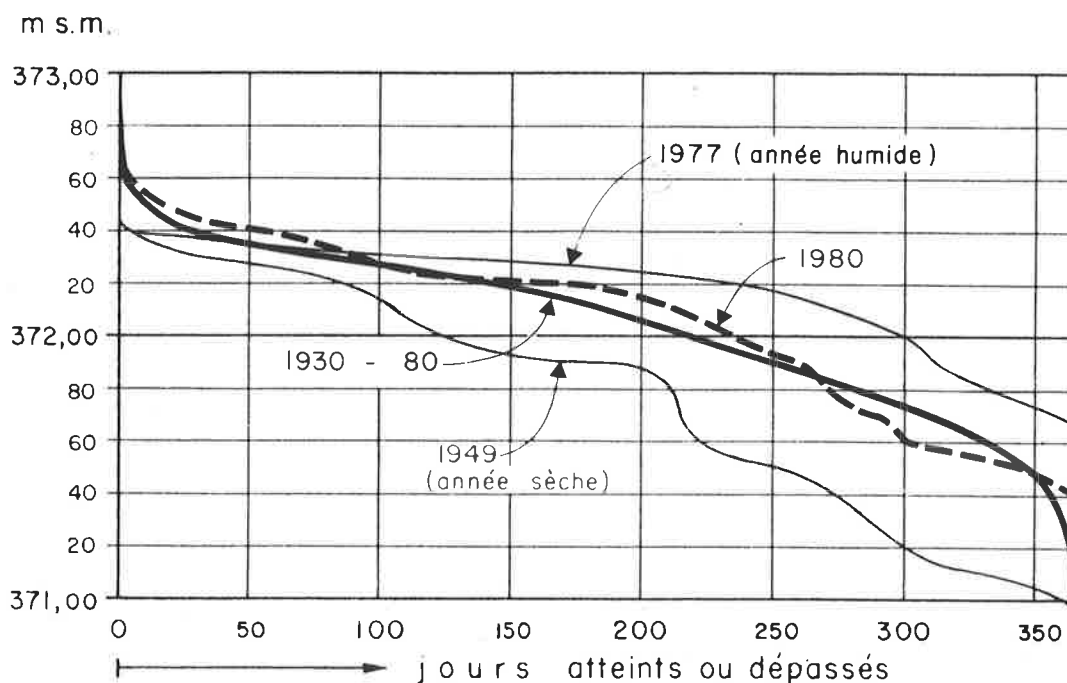
En admettant une superficie du lac égale à 582 km², une variation de niveau de 1 mm en 24 heures correspond à une différence de débit de 6.7 m³/s entre les entrées et les sorties, ce qui représente à peine 2.8 % du débit moyen du Rhône à Genève.

Depuis des siècles, le Léman n'est plus un lac naturel. Pendant très longtemps, des jetées et des digues ont barré l'émissaire dans la traversée de Genève pour assurer l'exploitation régulière de moulins. Dès 1713 selon FOREL (1895), le niveau du lac fut réglé

par les barrages mis en place avec la machine hydraulique de l'ingénieur J. ABEILLE. Ces ouvrages avaient pour fonction de relever le niveau du lac en période d'étiage, de maintenir une chute suffisante pour la production d'énergie et de faciliter l'accès au port de Genève. Modifiés à plusieurs reprises au cours du 19^e siècle, ils obstruaient le lit du Rhône et exagérèrent de manière catastrophique l'importance des inondations sur les bords du lac et dans la basse plaine du Rhône, en période de fortes crues, en 1877 et 1879 notamment.

Pour remédier à cette situation, les cantons de Vaud, du Valais et de Genève conclurent le 17 décembre 1884 une "Convention concernant la régularisation des eaux du lac Léman". Toujours en vigueur, cet accord a permis de supprimer les ouvrages faisant obstacle dans le lit du Rhône, d'aménager celui-ci et de construire le barrage du Pont de la Machine, qui participe aujourd'hui encore au réglage des niveaux du lac. Cette régularisation a une grande influence sur le régime de l'émissaire, dont le débit d'étiage est ainsi pratiquement doublé, et sur celui du lac, dont le niveau moyen est de 372.0 m (figure 1), l'amplitude des oscillations du plan d'eau étant désormais limitée à 60 cm en année normale et à 80 cm en année bissextile.

Figure 1: Durée des niveaux d'eau annuels du Léman/1930-1980 (Annuaire hydrologique de la Suisse, 1980)



Le courant propre du lac

L'écoulement des eaux entre l'embouchure du Rhône et Genève ne peut pas être mis en évidence par une pente générale de la surface du Léman.

En revanche, les écoulements s'accroissent dans le Petit Lac, en raison de sa section moindre (chapitre 2.1); la vitesse du courant pourrait ainsi atteindre 15 à 27 cm par minute sur la barre de Promenthoux (F.-A. FOREL, 1895). Ce phénomène suppose un léger abaissement de la surface du plan d'eau à partir du seuil d'Yvoire; il ne devient toutefois apparent que dans la partie terminale du lac, lorsque ce dernier est en crue et que les rideaux du Pont de la Machine sont ouverts.

Les marées

L'observation des enregistrements limnigraphiques en différents points du lac n'a pas permis à F.-A. FOREL de reconnaître l'existence d'une marée luni-solaire sur le Léman (F.-A. FOREL, 1895).

Assisté par l'océanographe M. PROUDMAN, P.L. MERCANTON (1948, 1949) donna une nouvelle interprétation des enregistrements en continu des niveaux du Léman effectués à Sécheron près de Genève. Il montra que l'amplitude moyenne des marées de "vive eau" est de 4.4 mm à l'extrémité occidentale du Léman.

Le Service fédéral des eaux (1954) poursuivit ces études entre 1949 et 1951. Disposant d'instruments d'analyse plus puissants, il put démontrer que la surface du Léman oscille au rythme semi-diurne de la marée, qu'aux extrémités du lac ces dénivellations n'excèdent pas quelques millimètres, alors que les eaux restent immobiles à la hauteur de Thonon.

Les seiches

Soumise à une action mécanique brusque, par exemple sous l'effet du vent ou d'autres perturbations atmosphériques, la surface du lac se déprime à une extrémité et s'élève à l'autre. En raison de l'inertie des masses d'eau déplacées, le rétablissement de l'équilibre se traduit par des oscillations temporaires rythmiques décroissantes, que F.-A. FOREL (1876, 1895 et 1900) a reconnues et décrites de manière magistrale sous le nom de seiches. Cet auteur distingue ainsi :

- les seiches longitudinales, dont le plan d'oscillation est l'axe longitudinal du lac (période de 73 minutes pour les uninodales),
- les seiches transversales, dont le plan d'oscillation est l'axe transversal du lac (périodes de 10 et 5 minutes).

Il reconnaît en outre des seiches uninodales, binodales et dicrotés, ces dernières résultant de l'interférence des deux autres.

Les seiches longitudinales uninodales sont les plus importantes du Léman. En pratique cependant, les divers types de seiches interfèrent et additionnent parfois leurs effets. C'est sans doute à de telles superpositions qu'il faut rapporter les seiches historiques extraordinaires, en particulier celles observées le 20 août 1890 par Ph. PLAN-TAMOUR, qui mesura une dénivellation maximum de 63 cm à Sécheron (F.-A. FOREL, 1895).

Les vagues

Le frottement aérodynamique de l'air sur la surface du lac donne naissance aux vagues. Si le vent souffle de manière constante, elles augmentent régulièrement de vitesse, de longueur et de hauteur à mesure qu'elles avancent en eau profonde. En revanche, elles ralentissent leur course près des côtes, leur direction s'infléchit, leurs crêtes se rapprochent et s'élèvent, avant qu'elles ne se brisent sur le rivage.

Les observations de ces dernières années montrent que la hauteur des grandes vagues du Léman peut atteindre exceptionnellement plus de 2.5 m entre la crête et le creux (J. BRUSCHIN, 1979, 1980), la moyenne n'excédant cependant pas 1.5 m en eau profonde, pour une longueur de 20 m par exemple et pour une vitesse de translation de 5 m/s (G. AMBERGER et al, 1976).

En profondeur, les mouvements des vagues se transforment en des oscillations sensibles jusqu'à une dizaine de mètres, qui modèlent des rides de fond dans les sédiments meubles.

Lorsque les vagues déferlent sur la côte avec une violence suffisante, la vase est remise en suspension, formant ainsi un courant de densité le long de la pente du fond.

Les courants

Sans avoir fait une étude exhaustive des courants du Léman, F.-A. FOREL reconnaît :

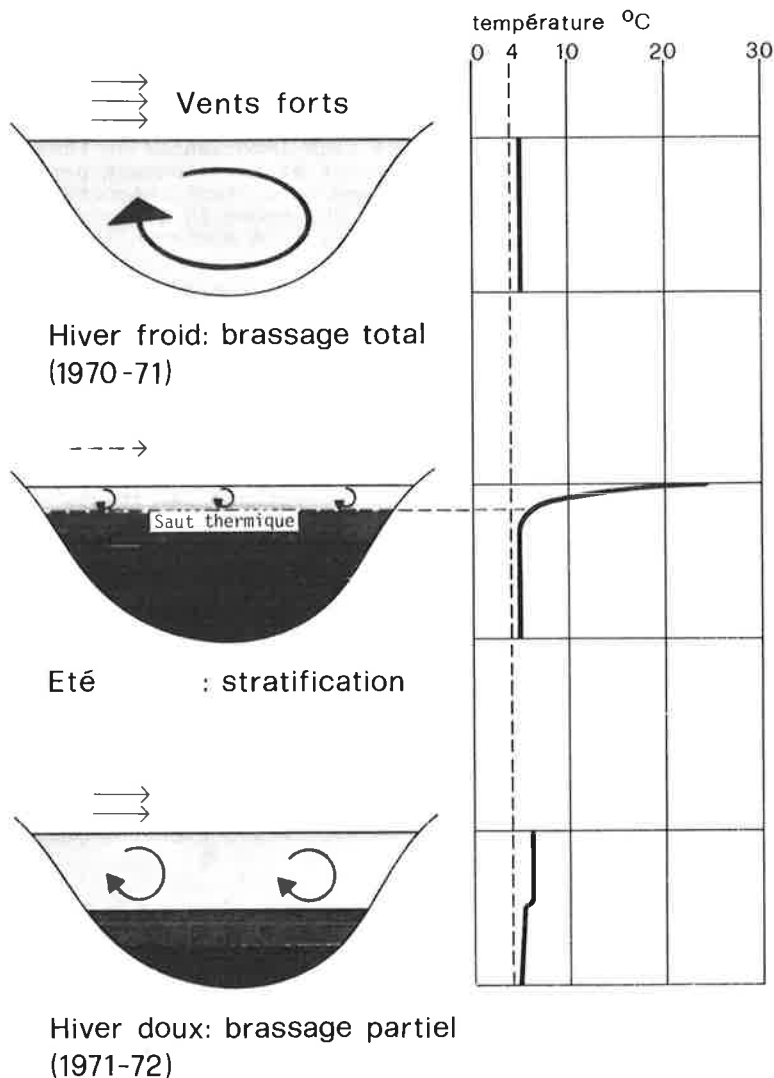
- . les courants d'écoulement du lac;
- . les courants de convection thermique;
- . les courants causés par les vents;
- . les courants dus à la pression atmosphérique;
- . les courants des seiches.

Il convient d'y ajouter les courants d'inertie induits par le mouvement de rotation de la terre (force de Coriolis), observés récemment dans le Léman (BAUER S.W., GRAF W.H. MORTIMER C.H. et PERRINJAQUET C., 1981).

Chargées d'alluvions en suspension et généralement froides, les eaux des affluents forment un courant descendant dans les eaux du lac, puis s'étalent en nappe dans les couches profondes de même densité. Ce phénomène est particulièrement net pour le Rhône qui, en hiver, creuse un important canyon dans son delta sous-lacustre et qui disperse ses alluvions fines jusque dans la plaine centrale, à plus de 10 km de son embouchure (F.-A. FOREL, 1895; HOUBOLT J.J. et JONKER J.B., 1968; MEYBECK M., 1970).

La brusque disparition de la stratification thermique des eaux du lac (chapitre 3.1) induit des courants horizontaux et verticaux de convection (figure 2). Ces courants de densité peuvent affecter une partie de l'hypolimnion d'autant plus importante que l'hiver est plus froid et que les tempêtes sont plus fréquentes; ils pourraient être à l'origine de lents mouvements de brassage, qui ne seraient pas décelables en surface.

Figure 2: Brassage et stratification thermique des eaux du Léman (Grand Lac) au cours des saisons

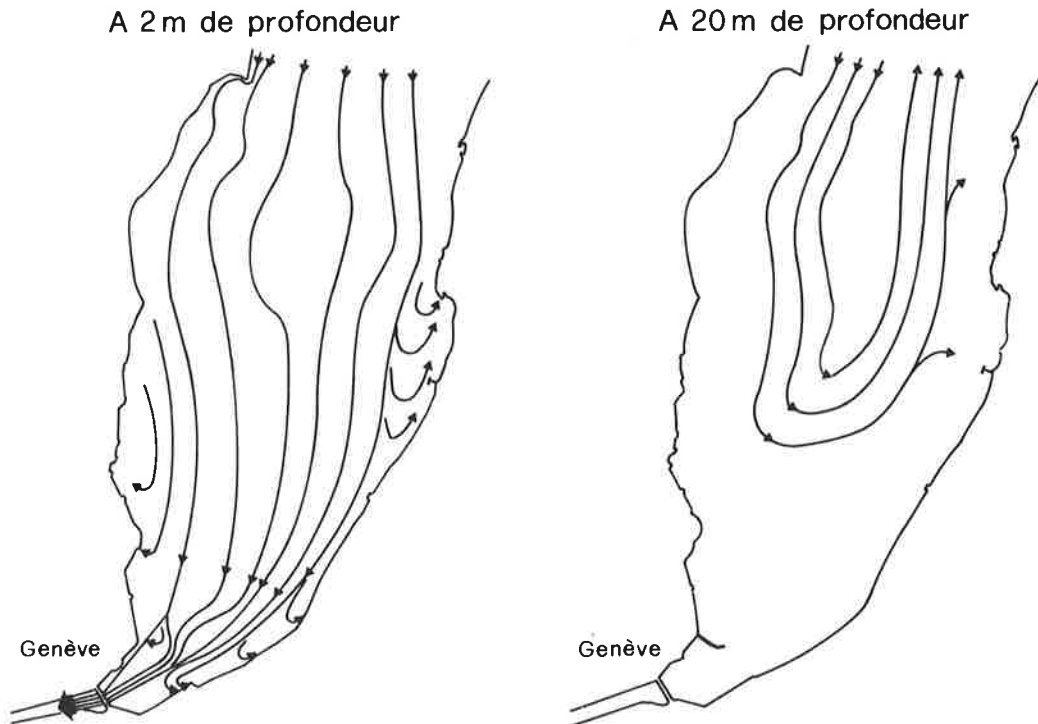


L'action mécanique des vents cause d'importants courants de surface, qui poussent les eaux à la côte, les y accumulent et provoquent des courants de retour profonds contre le vent.

La plupart des études effectuées jusqu'à aujourd'hui portent sur la dérive de flotteurs et concernent surtout les courants superficiels. La magnifique étude de A. BETANT et G. PERRENOUD (1932) dans le Petit Lac constitue une exception; elle démontre le rôle essentiel joué par les courants de retour profonds qui longent la côte savoyarde (figure 3).

Figure 3: Courants dominants à différentes profondeurs dans la partie occidentale du Léman.

D'après A. Bétant et G. Perrenoud, 1932



L'observation de la basse couche atmosphérique, la mesure simultanée de la vitesse du vent et de celle des courants à différentes profondeurs, en intensité et en direction, permettent d'établir un modèle dynamique général du Léman et de reconstituer le champ théorique des vitesses d'écoulement à diverses profondeurs, pour un régime de vent donné et dans le cas d'un lac homogène (PROST J.-P., BAUER S.W., GRAF W.H. et GIROD H., 1977). Les résultats définitifs de ces études ne sont pas encore connus.

Les courants généraux dus aux seiches ne sont pas directement perceptibles. Ils pourraient toutefois favoriser la mise en suspension de particules très légères juste au-dessus des fonds vaseux et participer à la genèse des formes sédimentaires observées à grandes profondeurs (VERNET J.-P., 1966. Figure 4).

Les enregistrements continus de température effectués dans le lac de Baldegg à partir de 1978, à profondeurs fixes, ont montré que la couche de saut thermique (thermocline) et l'hypolimnion d'un lac sont animés par des ondes stationnaires (seiches internes), de très faible amortissement et plus lentes que les seiches superficielles. Ces observations ont été confirmées par la mesure directe des courants sur le fond; la composante horizontale de leur vitesse moyenne atteint 1 à 2 cm/s, alors que les directions d'écoulement s'inversent périodiquement au rythme des seiches internes (IMBODEN D., 1982). Le Léman doit être le siège de phénomènes comparables (GONET O., 1971, 1972); des mesures restent à faire, mais elles confirmeraient sans doute que des courants se développent le long du fond du lac et qu'ils sont responsables d'une partie importante des échanges verticaux dans l'hypolimnion.

2.4.2 LA CIRCULATION GENERALE DES EAUX DU LEMAN

Les eaux du Léman sont maintenues en mouvement avant tout par l'action conjuguée du soleil et du vent. Cela explique d'une part que la couche limite entre l'eau et la basse atmosphère joue un rôle aussi important dans le bilan énergétique du lac, d'autre part que l'épilimnion soit la partie la plus active, celle où les courants sont les plus fréquents, les plus forts et les plus désordonnés. Si les eaux se mélangent donc en surface très rapidement dans le sens horizontal, elles le font également, mais à un moindre degré, en profondeur, sous l'effet des courants de retour (BETANT A. et PERRENOUD G., 1932; BAUER S.W., GRAF W.H. et TISCHER E., 1977). FOREL (1895) relevait d'ailleurs déjà que les filets profonds des pêcheurs pouvaient être entraînés sur de grandes distances et parfois abîmés par des courants violents, à composante horizontale prédominante.

En revanche, à l'intérieur de l'hypolimnion, les mouvements verticaux sont beaucoup plus lents et les durées d'échange peuvent atteindre des mois et même des années, lorsque se produisent des stratifications thermiques stables. Ce modèle est confirmé par la mesure des teneurs en tritium des eaux du Léman entre 1964 et 1969 (HUBERT P., 1971 et 1972), qui, par lac stratifié, permet d'observer des eaux d'âge croissant avec la profondeur. Il est ainsi possible d'individualiser dans le Grand Lac une couche moins mobile au-delà de 200 m de profondeur. En période de stratification, cette masse d'eau de fond serait influencée surtout par la pénétration hivernale des principaux affluents dans le lac et par les courants de turbidité. Contrairement aux conclusions avancées par P. HUBERT sur la base des mesures effectuées entre deux périodes de circulation totale des eaux du lac (1964 et 1970), il faut admettre que les couches profondes peuvent participer au brassage du lac et se mélanger aux couches superficielles au cours des hivers les plus froids : 1963, 1964, 1970, 1971, 1979 et 1981 (chapitre 3.1). Ce fait est confirmé notamment par le renouvellement de l'oxygène des eaux de fond et l'homogénéisation des concentrations en silice, mis en évidence par les travaux de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution.

Ces phénomènes ne concernent pas les eaux du Petit Lac, surtout formées des eaux superficielles du Grand Lac, bien qu'un certain mélange se produise avec les eaux plus profondes à la hauteur de la barre de Promenthoux.

Les phénomènes d'échanges verticaux sont très importants pour la santé du lac. Ils sont en particulier responsables du transport d'oxygène dans les couches profondes, du relargage éventuel du phosphore à partir des sédiments récents et de la circulation des matières nutritives dans l'hypolimnion, en direction des couches superficielles. Bien que réduits, des échanges ont lieu même en période de stratification, en raison des phénomènes de sédimentation et de diffusion, ces derniers étant accentués par les turbulences au niveau de la thermocline et par le balancement des seiches internes sur le fond. Les recherches déjà citées, effectuées sur le lac de Baldegg, montrent que le renouvellement des eaux sur le fond d'un lac stratifié est plus important que ne le laisse supposer la théorie généralement admise, basée sur les seules mesures de température (IMBODEN D., 1982).

2.4.3 LA DYNAMIQUE DE LA SEDIMENTATION

L'auge rocheuse du Léman est masquée par des dépôts sédimentaires, formés tantôt par les moraines des anciens glaciers du Quaternaire, tantôt par des sédiments lacustres. Ces derniers sont allochtones, provenant du bassin versant, ou autochtones, originaires du milieu lacustre. L'épaisseur totale des dépôts est très variable d'un endroit à l'autre du lac; quasiment nulle dans la région des falaises rocheuses de Rivaz ou de Chillon, elle atteint quelque 400 à 500 m dans l'axe du lac à la hauteur de Meillerie. D'une façon générale, leur épaisseur ne dépasse pas 6 m sur la côte suisse du Grand Lac (VERNET J.P. et al., 1974).

Le Rhône valaisan représente 68 % des apports d'eau au Léman (chapitre 2.2) et probablement la même proportion des apports sédimentaires dus à l'érosion mécanique. Le Laboratoire d'Hydraulique de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne a chiffré ces apports à 6 à 7 millions de tonnes dans une année normale, soit 3 à 3.5 millions de m³ (VERNET J.P. et al., 1971).

Par ailleurs MEYBECK (1971) estime l'érosion chimique par dissolution des roches à 210 tonnes/km²/an dans le bassin versant lémanique. L'ensemble de l'érosion mécanique et chimique représente une valeur de l'ordre de grandeur de 1'150 tonnes/km².an, ce qui correspond à une couche de 0.45 mm enlevée, chaque année, par l'érosion dans le bassin versant.

La Dranse a été particulièrement étudiée par MEYBECK (1971) qui estime qu'elle est le second tributaire du Léman pour les apports en sédiments. Elle serait l'équivalent de tous les autres affluents, à l'exception du Rhône :

· Rhône	6 - 7	· 10 ⁶ tonnes/an
· Dranse	0.5 - 1.0	· 10 ⁶ tonnes/an
· Autres affluents	0.5 - 1.0	· 10 ⁶ tonnes/an

Les conditions météorologiques déterminent l'importance des flux solides parvenant au lac. Ainsi, en septembre 1968, une crue de la Dranse a apporté au Léman 120'000 tonnes de matières en suspension en deux jours (HUBERT P. et al., 1969).

Le flux solide moyen représente 7 à 9 millions de tonnes de sédiments par an pour l'ensemble du Léman, avec une perte négligeable par le Rhône à Genève. Sur cette base, on peut calculer un taux moyen de sédimentation annuel de 1.40 g/cm². Ces valeurs ne comprennent ni la sédimentation carbonatée, évaluée à 300'000 tonnes/an (MEYBECK M., 1970) et importante surtout dans le Petit Lac, ni la sédimentation de la matière organique, dont le taux très variable n'a été déterminé que localement.

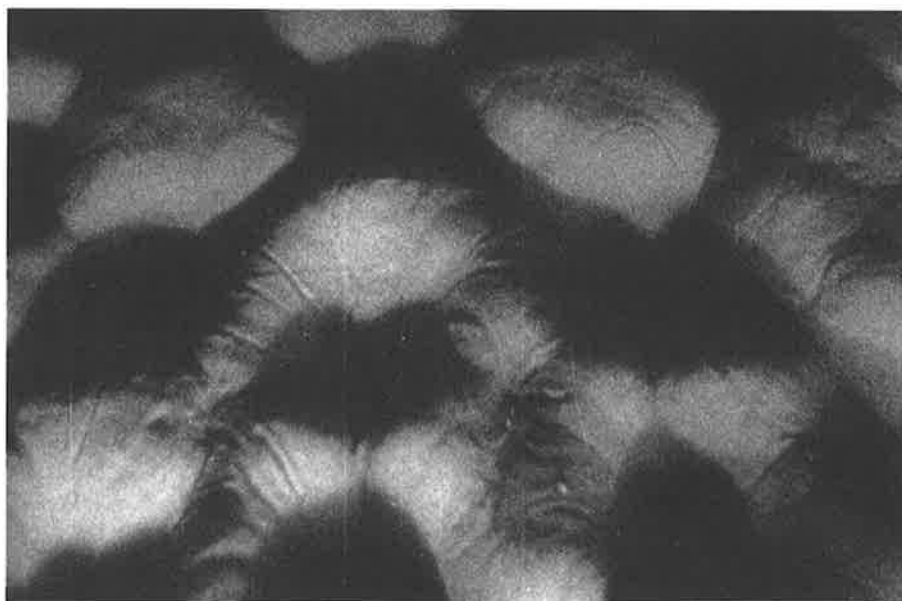
A l'exception du Rhône valaisan, toujours chargé en sédiments en suspension, les autres affluents lémaniques n'en transportent que lors des périodes de pluies, de fonte des neiges ou de crues orageuses. Les apports sédimentaires au Léman sont donc pulsés en fonction de la saison ou des conditions météorologiques. La turbidité du Rhône varie de 20 mg/l en hiver à 500 mg/l en été, avec des pointes de 3'500 mg/l lors des crues orageuses. Celle des autres affluents du lac est mal connue.

Les sédiments grossiers ne se rencontrent que dans les cônes deltaïques et dans la frange littorale, alors que les sables colonisent la baine et les talus et que les vases fines se déposent sur l'ensemble du lac. Ces dernières sont constituées d'apports terrigènes, de carbonates bio-précipités et également de restes d'organismes morts.

La surface des sédiments meubles est modelée par des courants agissant au niveau du fond dans l'ensemble du lac (2.4.1 et 2.4.2). Près des rives, le mouvement de balancement des vagues produit de petites ondulations régulières des sédiments ou rides de fond, observables jusqu'à dix ou vingt mètres de profondeur. Sous une tranche d'eau plus importante, des transports lents ont encore lieu sous l'action de courants sporadiques et de direction variable, apparemment liés aux seiches et au régime des vents dominants. Il faut leur attribuer les rides complexes découvertes jusque dans la plaine centrale (figure 4).

Enfin, des courants de turbidité dévalent par endroit les talus et atteignent les plus grandes profondeurs, formant par exemple les célèbres canyons du Rhône. Ces formes d'érosion sont probablement aussi le résultat d'un phénomène moins sporadique, comme l'écoulement des eaux troubles du fleuve sur le fond durant la période hivernale. L'étude de ces phénomènes est actuellement en cours dans la zone du delta du Rhône.

Figure 4: Succession de creux et de bosses sur le fond du Léman (prise de vue sous-lacustre lors d'une plongée du méso-scaph «Auguste Piccard»; J.-P. Vernet, 1966)



BIBLIOGRAPHIE

- AMBERGER, G., BERGIER, J.F., GEROUDET, P., MONOD, R., PITTARD, J.-J., REVACLIÉ, R. et SAUTER, M.R. (1976) : Le Léman : un lac à découvrir. Office du Livre, 2e éd., 1976.
- BAUER, S.W., GRAF, W.H., MORTIMER, C.H. et PERRINJAQUET, C. (1981) : Courants d'inertie dans le Léman. Ingénieurs et architectes suisses, 19 mars 1981.
- BAUER, S.W., GRAF, W.H. et TISCHER, E. (1977) : Les courants dans le Léman en saison froide. Une simulation mathématique. Bulletin technique de la Suisse romande. No 19, 15 septembre 1977.
- BETANT, A. et PERRENOUD, G., (1932) : Etudes sur la partie occidentale du lac de Genève. Courants et températures. Imprimerie Albert Kundig, Genève, 1932.
- BOSSET, E. et PLAUCHU J., (1971) : Etude 1969/1970 des courants, sur la rive Nord du Léman, du Rhône à la Versoix. Bulletin ARPEA, mai 1971.
- BRUSCHIN, J., (1979) : Ports, protection des rives... et vagues du Léman. In "Léman, la vie d'un lac". Polyrama, bulletin EPFL, No 41, janvier 1979.
- BRUSCHIN, J. et FALVEY, H., (1975) : Vagues de vent sur un plan d'eau confiné. Considérations générales et application au Léman (Petit Lac). Communication du Laboratoire d'hydraulique, No 31. EPFL. Juillet 1975.
- BRUSCHIN, J. et SCHNEITER, L., (1978) : Caractéristiques des vagues dans les lacs profonds. Vagues de bise sur le Léman (Petit Lac). Publication No 39 du Laboratoire d'Hydraulique de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, septembre 1978.
- CHAVAZ, F. et GYGAX, S., (1960) : La régularisation des lacs au cours du dernier demi-siècle. Cours d'eau et énergie, No 3, 1960.
- DUSSART, B., (1948) : Recherches hydrographiques sur le lac Léman. Annales de la Station Centrale d'Hydrobiologie appliquée - Tome II, 1948.
- FOREL, F.-A., (1876) : Les seiches, vagues d'oscillation fixe des lacs. Annales de Chimie et de Physique, 5e série, t. IX. 1876.
- (1895) : Le Léman, Monographie limnologique. Tome second. Réimpression de l'édition de Lausanne 1895, Slatkine reprints, Genève, 1969.
- (1900) : Les seiches des lacs. Verhandlungen des VII. int. Geographen-Kongresses in Berlin, 1899.
- FOREL, F.A. et SARASIN, E., (1900) : Les oscillations des lacs. Congrès int. de Physique, Paris, 1900.
- GONET, O., (1971) : Les ondes internes et leurs applications. Bulletin ARPEA, mai 1971.
- (1972) : Introduction à l'étude "in situ" de l'écologie du plancton dans le Léman. Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles. No 339. vol. 71. Fasc. 5.
- GRAF, W.H., PERRINJAQUET, C., BAUER, S.W., PROST, J.P. et GIROD, H., (1979) : Measuring on lake Geneva (Léman). In developments in Water Sciences, vol. 11. Hydrodynamics of lakes. Graf & Mortimer Editors, Elseviers 1979.
- GRAF, W.H. et PROST, J.P., (1980) : The aerodynamic drag; experiments on lake Geneva. Communication no 42 du Laboratoire d'Hydraulique de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, juin 1980.
- HOUBOLT, J.P. et JONKER, J.B., (1968) : Recent sediments in the Eastern part of the lake of Geneva (lac Léman). Geol. Mijnbouw, Nederl., 47, No 2.
- HUBERT, P., (1971) : L'application des mesures de tritium à la limnologie physique. Exemple du Léman. Bulletin ARPEA, mai 1971.
- (1972) : Apport du tritium à la limnologie physique. Application au Léman (lac de Genève). Verh. Internat. Verein. Limnol., 18, 435-441, November 1972.
- HUBERT, P., MARIN, E., MEYBECK, M., OLIVE, P. et SIWERTZ, F., (1969) : Aspects hydrologique, géochimique et sédimentologique de la crue exceptionnelle de la Dranse du Chablais du 22 septembre 1968. Arch. Sci., Suisse, 22, No 3.
- IMBODEN, D., (1982) : Processus de mélange dans le lac de Baldegg. Nouvelles de l'EAWAG, février 1982.
- JACCARD, A., (1955) : La régularisation du lac Léman. Wasser- und Energiewirtschaft, Nr. 5/6/7, 1955.

- LABORATOIRE D'HYDRAULIQUE DE L'EPFL (1979) : Hydrodynamique du Léman. In "Léman, la vie d'un lac". Polyrama, bulletin EPFL, No 41, janvier 1979.
- MERCANTON, P.L., (1932) : Etude de la circulation des eaux du lac Léman. Mémoires de la Société vaudoise des Sciences naturelles, vol. 4. 1932.
- (1948) : Marées du lac Léman. Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles, vol. 64, No 271, 1948.
- (1949) : Encore les marées du Léman. Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles, vol. 64, No 274, 1949.
- MEYBECK, M., (1970) : Bilan hydrochimique et géochimique du lac Léman. Thèse présentée à la Faculté des Sciences de Paris.
- PLAUCHU, J., (1971) : Etudes des courants du lac Léman du Rhône à la frontière Vaud-Genève. 1969 - 1970. Rapport inédit.
- PROST, J.P., BAUER, S.W., GRAF, W.H. et GIROD, H., (1977) : Les courants dans le Léman. Bulletin technique de la Suisse romande, No 19, 15.09.1977.
- PROST, J.P., PERRINJAQUET, C. et BEGUIN, P., (1980) : Campagne de mesures de la basse couche atmosphérique sur le Léman. Ingénieurs et architectes suisses, 13 novembre 1980.
- SERVICE FEDERAL DES EAUX (1954) : Les dénivellations du lac Léman. Communication No 40.
- SIWERTZ, E., CHASSAING, B., HAUBERT, M. et OLIVE, P., (1974) : Bilan hydrologique du Léman pour la période 1963-1972 (I). Arch. Sc. Genève, vol. 27, fasc. 1, 1974.
- VERNET, J.P., (1966) : Prises de vues sous-lacustres dans le Léman lors de plongées du mésoscaphe "Auguste Piccard". Bull. Lab. Géol. Minér. Géophys. Mus. géol. Univ. Lausanne, 164. Bull. Soc. vaud. Sci. natur., 69, No 317.
- VERNET, J.P., MEYBECK, M., PACHOUD, A. et SCOLARI, G., (1971) : Le Léman : une synthèse bibliographique (géologie, structure, sédimentation et hydrologie). Bulletin du BRGM (deuxième série). Section IV, No 2, 1971.

2.3

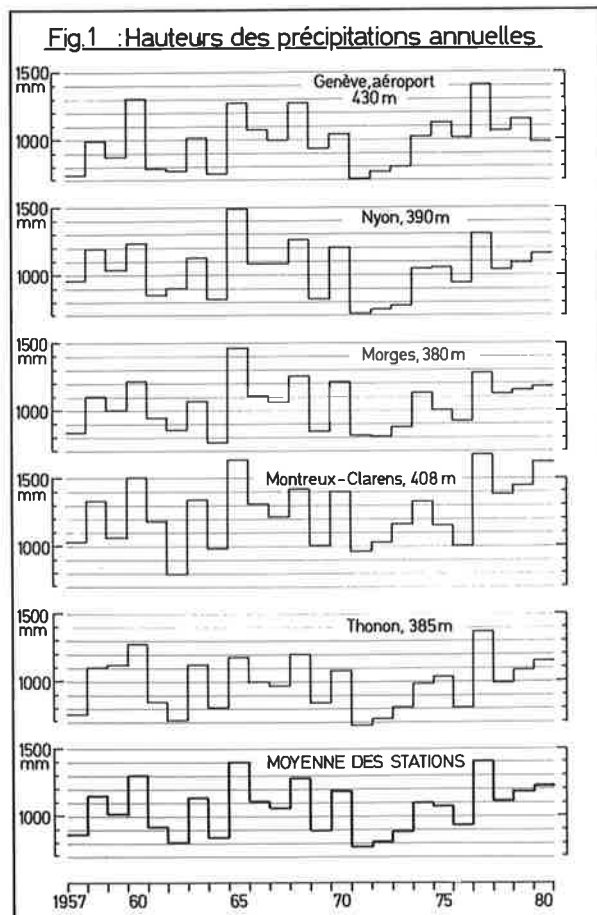
CLIMATOLOGIE

Pierre BURKARD

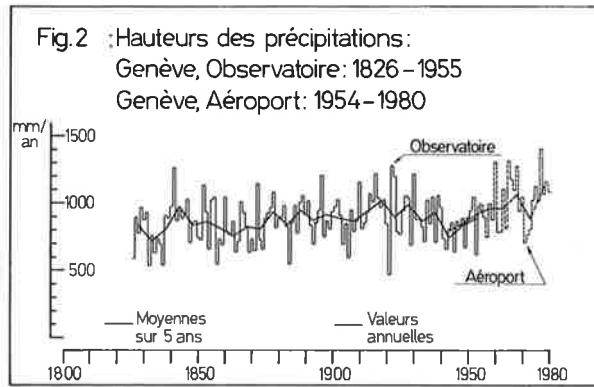
PLUVIOMETRIE

De 1957 à 1980, la moyenne annuelle des précipitations sur le Léman, moyenne calculée à partir des mesures effectuées à Genève, Nyon, Morges, Montreux et Thonon, est de quelque 1'060 mm. On constate des différences entre ces stations. Ainsi l'extrémité ouest du lac et la côte française accusent généralement des hauteurs de précipitations plus faibles - 990 mm à Genève et 983 mm à Thonon en moyennes multiannuelles - que la côte suisse entre Nyon et Morges - près de 1'040 mm - et surtout dans la région de Montreux - 1'246 mm -.

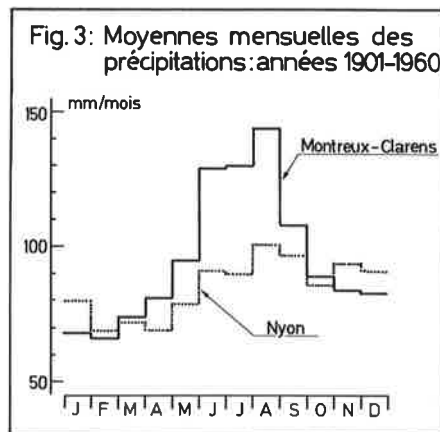
D'une façon générale la période considérée est caractérisée par quatre groupes d'années humides, 1958-1960, 1965-1968, 1974-1975 et 1977-1980. On rencontre encore par ailleurs de fortes précipitations en 1963 et 1970. Aussi les années sèches sont-elles rares : 1957, 1962, 1964, 1969 et la période 1971-1973 (fig. 1).



En se plaçant dans un contexte beaucoup plus large, on constate que la pluviosité annuelle a tendance à diminuer de 1915 environ à 1940-1945, puis elle augmente régulièrement, surtout en regard des moyennes pluriannuelles, excepté pendant les années sèches du début des années septante (fig. 2). La corrélation avec l'évolution de la température moyenne annuelle, pendant la même période, est nette (fig. 4).

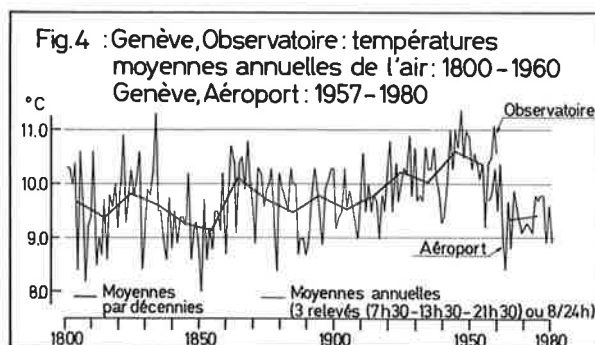


L'histogramme figurant la répartition des moyennes mensuelles des précipitations laisse apparaître une pluviosité en augmentation de février à juin-juillet, maximale en août et ensuite en régression jusqu'à la fin de l'année (fig. 3).

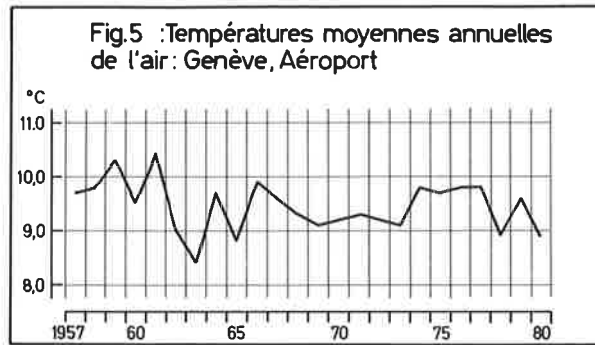


TEMPERATURE DE L'AIR

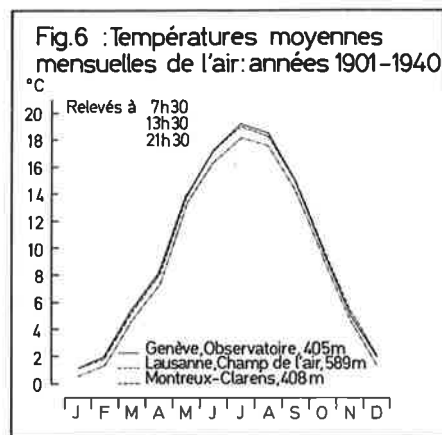
La courbe des températures moyennes annuelles de l'air à l'ancien observatoire de Genève (fig. 4) semble montrer que les travaux de recherche de la Sous-commission technique sur le Léman ont débuté à la fin d'une longue période de léger réchauffement général commençant en 1880-1890. A partir de 1960 par contre, tout en tenant compte du décalage dû au déplacement de la station de mesure (Genève Aéroport), le lissage de la courbe par le biais des moyennes multiannuelles devrait laisser apparaître un léger fléchissement de la température moyenne de l'air.



Le tracé à plus grande échelle de la courbe des années 1957-1980 confirme, au moins jusqu'en 1970, cette supposition (fig. 5).

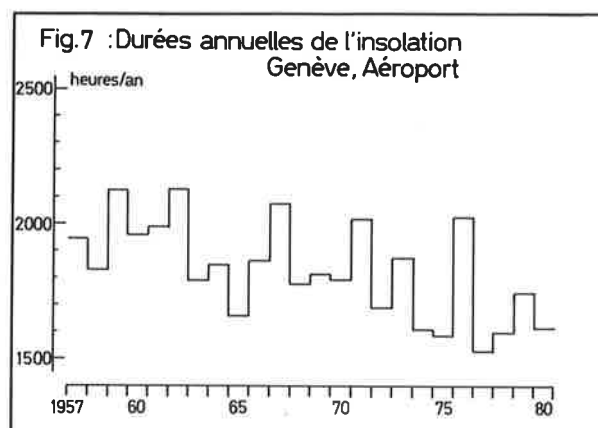


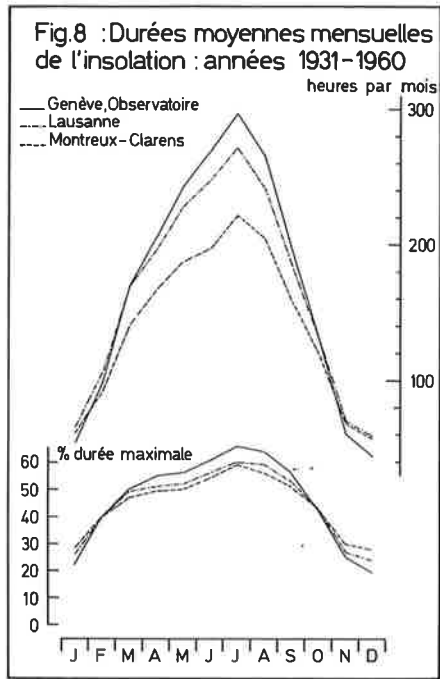
L'évolution des valeurs moyennes mensuelles de la température de l'air suit, sans influence géographique notable, une courbe régulière, culminant en juillet (fig. 6).



INSOLATION

Considérée globalement, la durée annuelle d'insolation accuse, de 1957 à 1980, une baisse. Alors que vers les années 1960 elle se situait à quelque 2'000 heures/an, elle n'est plus, à la fin de la période d'étude, que d'environ 1'600 (fig. 7).



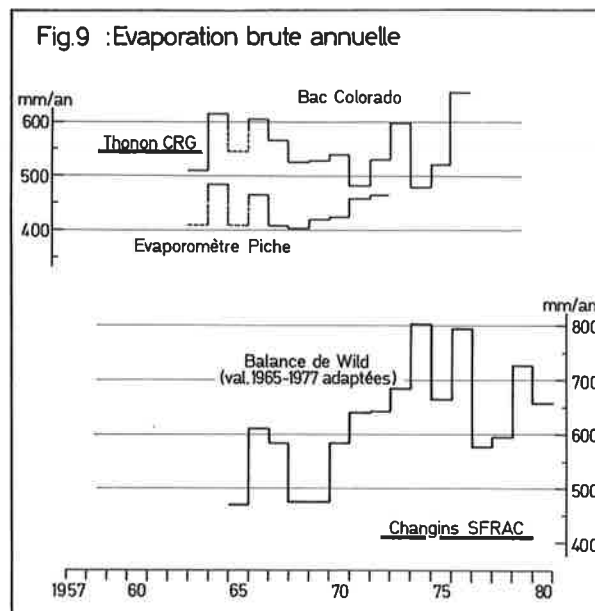


En moyenne pluriannuelle, l'insolation réelle se situe à environ 20 à 30 % de la valeur maximale théorique en début et fin d'année, alors qu'elle atteint 50 à 60 % en été. La situation géographique des stations de mesure n'a pas d'influence sur l'allure générale des courbes mais sur leur amplitude estivale (fig. 8).

EVAPORATION BRUTE ANNUELLE

Ce paramètre, indispensable à l'établissement d'un bilan hydrologique, n'est, à notre connaissance, mesuré depuis un certain nombre d'années qu'au Centre de recherches géodynamiques de Thonon (CRG) et à la Station fédérale de recherches agronomiques de Changins (SFRAC). Le CRG utilise pour cette détermination soit un bac Colorado, soit l'évaporomètre Piche, ce dernier donnant des valeurs trop faibles du fait de sa situation. Changins emploie la balance de Wild, placée depuis 1978 dans un abri dit standard. Les valeurs antérieures ont été corrigées de manière à tenir compte de la modification de l'enceinte abritant les appareils de mesure.

Les deux stations livrent des résultats généralement comparables, dans le sens que les courbes annuelles évoluent parallèlement, exception faite des années 1971 et 1974 (fig. 9).



De 1963 à 1976 l'évaporation brute moyenne annuelle s'est élevée à 550 mm/an à Thonon (de 479 à 653 mm/an). De 1965 à 1980 elle a atteint 624 mm à Changins (de 467 à 803). Jusqu'en 1970, les deux points de mesure ont fourni des résultats assez proches l'un de l'autre (de 6 à 78 mm/an de différence). Depuis 1971, l'écart se creuse, Thonon se caractérisant par des valeurs sensiblement plus faibles (de 90 à 324 mm/an de différence).

HUMIDITE RELATIVE

L'humidité relative est assez élevée mais stable dans la région lémanique. Ainsi, de 1957 à 1980, elle a oscillé entre 71 et 80 % en moyenne annuelle à l'aéroport de Cointrin. Ce taux de saturation marqué explique en partie les valeurs relativement basses de l'évaporation brute.

CONCLUSION

En conclusion, il n'apparaît globalement pas que, de 1957 à 1980, les modifications constatées dans les conditions météorologiques aient pu favoriser l'accroissement de la biomasse, principalement végétale, dans le Léman. Au contraire il serait plausible d'envisager une influence négative puisque l'on a pu, pendant cette période, mettre en évidence une très légère baisse de la température de l'air et une diminution de l'inso-
lation annuelle.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BIELER, P.L. (1976) : Etude paléoclimatique de la fin de la période quaternaire dans le bassin lémanique - Arch. Sc. Genève 29, 5-53.
- INSTITUT SUISSE DE METEOROLOGIE (1957-1980) : Annalen der Schweizerischen Meteorologischen Zentralanstalt, Zürich.
- (1957-1980) : Ergebnisse der täglichen Niederschlagsmessungen, Zürich.
- PERRET, J., PRIMAULT, B. et STEHLER, H. (1975) : Répertoire des valeurs mensuelles et annuelles des évaporations et températures du sol relevées en Suisse (1951-1974) - Institut suisse de météorologie, Zürich, rapport de travail No 53.
- SCHUEPP, M. (1960-1961) : Klimatologie der Schweiz, Heft 1/C und Heft 2/C, Lufttemperatur 1. und 2. Teil - Institut suisse de météorologie, Zürich.
- (1962) : Klimatologie der Schweiz, Heft 3/I, Sonnenscheindauer, 1 Teil - Institut suisse de météorologie, Zürich.
- UTTINGER, H. (1965-1966) : Klimatologie der Schweiz, Heft E, Niederschlag, 1.-3. und 4. Teil - Institut suisse de météorologie, Zürich.

2.2

HYDROLOGIE

BILAN HYDROLOGIQUE

Pierre BURKARD

Etant donné que la plupart des affluents du Léman ne sont régulièrement jaugés que depuis le début, en 1964, de leur étude systématique par la Sous-commission technique de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, il n'a pas été possible d'établir des bilans hydrologiques précis pour les années antérieures. Précédemment en effet, seuls le Rhône à la Porte du Scex, la Dranse au Pont de Bioge, la Venoge à Lussery et l'émissaire à Genève ont fait l'objet de mesures systématiques de leur débit.

DEBITS DES AFFLUENTS ET DE L'EMISSAIRE

Le bassin versant du Léman, pris dans sa totalité, a une surface de 7'975 km², dont 582 pour le lac lui-même, une altitude moyenne de 1'670 m et une glaciation de 10.6 %. Le débit moyen le quittant à Genève s'élève à 240 m³/s pour la période 1935-1980. Pour les années 1964 à 1980, ce chiffre atteint 238 m³/s.

L'affluent principal, le Rhône, draine les eaux d'un bassin de 5'220 km², dont 846 recouverts de glaciers (16.2 %). De 1935 à 1980, le débit moyen du fleuve a été de 178 m³/s, soit pratiquement les trois quarts de ce qui quitte le lac par son unique émissaire. Pour la période couverte par les études de la Sous-commission technique, la valeur correspondante est de 176 m³/s, soit la même proportion par rapport au débit du Rhône à Genève.

Le deuxième affluent en importance est la Dranse. Le bassin de cette rivière, s'étendant au sud du lac, a une superficie de 535.6 km². Son débit moyen s'est, de 1964 à 1980, élevé à 18.8 m³/s.

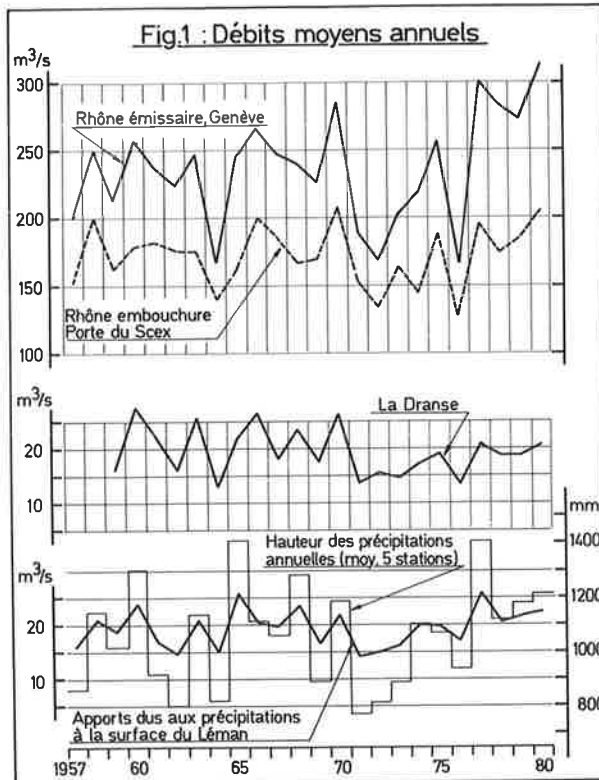
Les valeurs dont il est fait précédemment état pour les débits du Rhône à son embouchure (Porte du Scex), la Dranse et l'émissaire sont issues des résultats fournis par des stations de mesure en continu.

Considérés, au même titre que le Rhône et la Dranse, comme affluents principaux du Léman par la Sous-commission technique, la Venoge et l'Aubonne accusent, de 1964 à 1980, des débits moyens annuels respectivement de 5.52 et 4.94 m³/s pour des bassins versants de quelque 235.5 et 92.5 km². Ces flux ont été calculés à partir de mesures mensuelles, exception faite des années 1979 et 1980 pour lesquelles on dispose de mesures en continu.

Les quatre affluents précédemment cités représentent, toujours pour les années 1964 à 1980, le 88.9 % de la totalité des apports liquides dus aux affluents contrôlés dans le cadre des travaux de la Sous-commission technique. La somme de leur bassin versant atteint 6'086 km², soit le 76.3 % de celui de l'émissaire.

Quelques rivières méritent encore d'être citées, en raison de l'importance de leurs apports. Ce sont le Canal Stockalper et le Grand Canal drainant au lac des eaux de la basse plaine du Rhône. De 1964 à 1980, ils sont caractérisés par des débits moyens respectivement de 5.56 et 2.22 m³/s, pour des bassins de 35 et 30.5 km². Ce sont également, sur la rive nord du lac, la Versoix (86.2 km², 3.54 m³/s), la Veveyse (64.1 km², 3.00 m³/s), la Promenthouse (101.6 km², 2.15 m³/s) et l'Eau Froide (19.4 km², 1.43 m³/s).

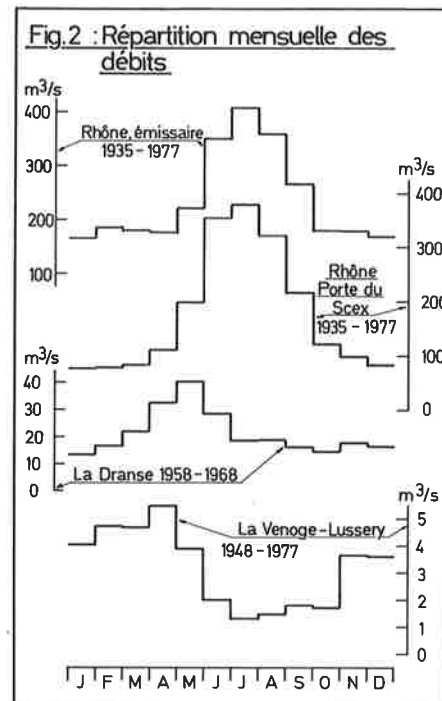
Les débits moyens annuels du Rhône à la Porte du Scex varient parallèlement aux hauteurs des précipitations sur les rives du Léman. On peut donc admettre que le régime des pluies sur le bassin du Rhône amont est assez proche de celui des régions côtières. En conséquence, la courbe pluriannuelle des débits de l'émissaire a un tracé proche de celui de l'affluent principal, l'influence des autres apports - rivières et pluies à la surface du lac - étant logiquement d'autant plus marquée que les hauteurs de précipitations sont plus grandes (fig. 1).



La répartition mensuelle des débits montre que le Rhône à son entrée dans le Léman est caractérisé par un régime essentiellement nivo-glaciaire avec apports maximaux en juin, juillet et août (fig. 2).

La Dranse au Pont de Bioge voit ses débits augmenter dès le début de l'année, culminer en mai, diminuer ensuite pour devenir stables pratiquement dès juillet jusqu'en décembre.

La Venoge à la station de mesure de Lussery présente des débits élevés en début et en fin d'année et un régime relativement sec de juin à octobre.



BILAN HYDROLOGIQUE

Le bilan hydrologique du Léman peut être schématisé par la formule suivante, proposée par SIWERTZ, CHASSAING, HAUBERT et OLIVE :

$$Q_e + P = Q_s + E \pm dV$$

- dans laquelle :
- Q_e = volume d'eau apporté par le bassin versant
 - P = apports dus aux précipitations à la surface du lac
 - Q_s = pertes par l'émissaire
 - E = pertes dues à l'évaporation à la surface du plan d'eau
 - dV = variation du volume du lac imputable à la modification du niveau entre le début et la fin d'une période d'estimation.

En tenant compte des prélèvements d'eau par pompage et en détaillant l'ensemble des apports dus au bassin versant, cette formule devient :

$$Q_{af} + Q_{Rhin} + Q_{STEP} + Q_{ru} + Q_{sl} + Q_{er} + P = Q_s + PR_{ep} + PR_{er} + PR_{ea} + E \pm dV$$

Pour laquelle les nouveaux termes introduits sont :

- Q_{af} = apports dus aux affluents
- Q_{Rhin} = transferts en provenance du bassin versant du Rhin (Hongrin)
- Q_{STEP} = déversements directs dus aux exutoires des stations d'épuration
- Q_{ru} = apports dus au ruissellement
- Q_{sl} = apports dus aux sources sous-lacustres
- Q_{er} = rejets eaux de refroidissement, directement dans le lac
- PR_{ep} = pompages eau potable
- PR_{er} = pompages eaux de refroidissement
- PR_{ea} = pompages directs au lac à fin d'arrosage et d'irrigation

Les termes Q_{er} et PR_{er} relatifs au pompage et au déversement d'eaux de refroidissement ne sont à l'heure actuelle pas importants. De plus, dans la majorité des cas, ils s'annulent, dans la mesure où le rejet est effectué directement dans le lac.

Pour les stations d'épuration se déversant directement dans le lac, il n'a été tenu compte que des installations les plus importantes, soit les stations du Pierrier à Clarens, de l'Aviron à Vevey, de Lavaux à Cully, de Lutry, de Morges, de Rolle et de Nyon (de 5'000 à 60'000 équivalents-habitants de capacité). Le rejet de la station de Lausanne (330'000 équivalents-habitants) est comptabilisé au niveau du Flon, donc inclus dans les affluents du Léman.

L'aménagement hydroélectrique de l'Hongrin (Forces Motrices Hongrin-Léman) conduit, par la centrale de Veytaux proche de Villeneuve, à dériver des eaux du bassin versant du Rhin sur celui du Léman. Il a été tenu compte de cet apport supplémentaire (Q_{Rhin}) dans les bilans hydrologiques. Un cas similaire se retrouve dans les installations d'Emosson qui captent une partie des eaux turbinées dans le bassin de l'Arve et les rejettent ensuite sur le versant lémanique. Le rejet s'effectuant dans le Rhône amont, il n'est donc pas nécessaire de tenir compte de cet apport supplémentaire, inclus dans le débit de ce fleuve à la Porte du Scex.

Les apports dus au ruissellement et aux sources sous-lacustres n'ont pas été chiffrés. Ils ne pourraient l'être qu'à condition de connaître avec une précision suffisante les autres termes du bilan. Or ceux-ci ne sont au mieux déterminés qu'à ± 5 % près, soit,

en se référant aux débits moyens de l'affluent principal et de l'émissaire, des écarts de l'ordre de ± 300 à $350 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$. BLAVOUX, DUSSART, MANEGLIER et SALVETTI ont évalué ces apports à $11 \text{ m}^3/\text{s}$, soit $347 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$. Cette approximation est donc comprise dans la marge d'erreur possible du bilan hydrologique.

Les apports des affluents ont été, pour le Rhône et la Dranse dont les débits sont mesurés en continu, calculés à partir du débit moyen annuel jaugé. Pour les autres cours d'eau - Venoge, Aubonne et affluents dits secondaires - cette évaluation a été faite à partir de la moyenne annuelle des débits instantanés mesurés mensuellement conjointement à la prise d'échantillon d'eau, dans le cadre des études de la Sous-commission technique. La somme des superficies des bassins versants des affluents contrôlés représente près de 89 % de celle du bassin lémanique. Leurs apports moyens annuels s'élèvent, pour la période considérée, à $7'020 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$, soit environ $223 \text{ m}^3/\text{s}$.

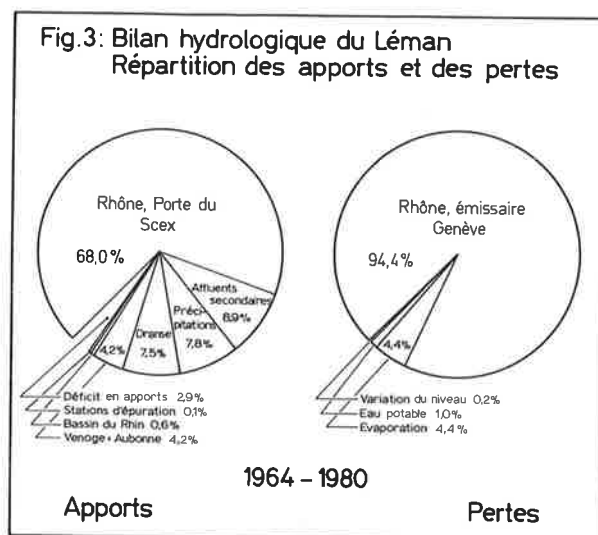
Les apports atmosphériques ont été déterminés, pour les 580 km^2 de superficie du lac, à partir de la moyenne des hauteurs annuelles des précipitations à Genève, Nyon, Morges, Montreux-Clarens et Thonon. De 1964 à 1980, ils représentent par an $622 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, soit $19.7 \text{ m}^3/\text{s}$, valeur proche de celle du débit de la Dranse.

L'évaporation a été estimée, pour la période s'étendant de 1964 à 1976, en extrapolant à l'ensemble du lac la moyenne des mesures annuelles des stations de Thonon C.R.G. (bac de Colorado) et Changins (balance de Wild). Pour les années suivantes, cette approche n'a pu être fondée que sur les résultats de la seule station de Changins. L'évaporation s'élève, de 1964 à 1980, en moyenne annuelle à $347 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$. La différence entre précipitations excédentaires et évaporation - $275 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ - représente une colonne d'eau de 474 mm de hauteur (cf. chap. 2.3).

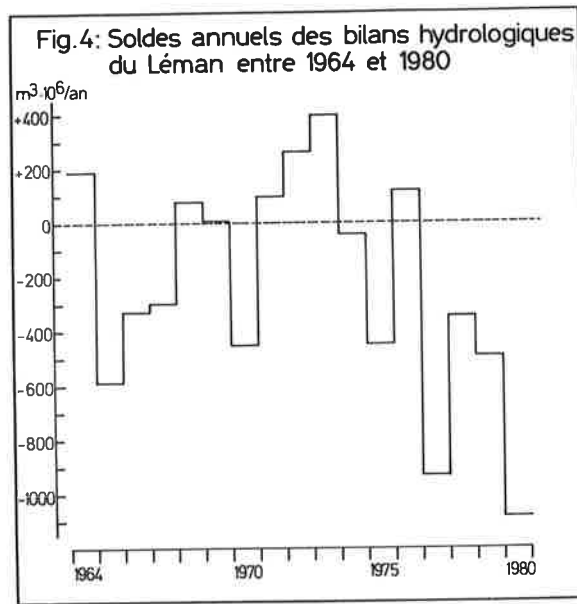
Les prélèvements pour les besoins en eau de boisson (PR_{ep}), calculés sur la base des statistiques des principales stations de conditionnement, s'élèvent en moyenne à $77 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$, soit $2.4 \text{ m}^3/\text{s}$ (Genève : stations du Prieuré, de Chevrens, de Bellevue et du Vengeron; Vaud : stations de Lutry et St-Sulpice pour Lausanne et des Gonelles pour Vevey).

Le Léman est également mis directement à contribution pour l'arrosage et l'irrigation. Ainsi, par exemple, pour le canton de Vaud, la somme des débits maximaux concédés s'élève à quelque $34'000 \text{ l/mn}$ à fin 1980; pour le canton de Genève, à un peu plus de $2'000 \text{ l/mn}$. En admettant un fonctionnement continu pendant trois mois à débit maximal, les prélèvements au lac s'élèveraient à environ $4.7 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$. En regard des autres termes des bilans hydrologiques, ce volume est négligeable.

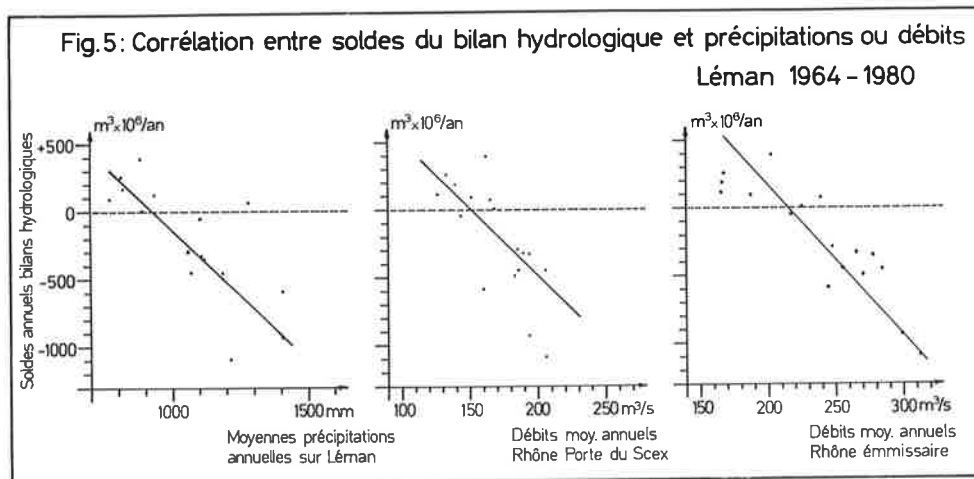
L'ensemble des résultats est transcrit dans le tableau annexé, résumant les bilans hydrologiques de dix-sept années consécutives, soit de 1964 à 1980. Dans ce tableau, conventionnellement, un excédent d'apports est exprimé positivement, un déficit négativement. Parallèlement la répartition des apports et des pertes, toujours de 1964 à 1980, est représentée graphiquement à la fig. 3. Les écarts extrêmes s'élèvent à un excédent d'apports de $393 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ en 1973 et à un déficit de $1'080 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ en 1980. Tous les chiffres cités tiennent compte des variations du niveau du lac entre le début et la fin d'une année.



Les erreurs commises pour les estimations des bilans hydrologiques paraissent s'accroître à la fin de la période prise en considération (fig. 4).



Les erreurs enregistrées dépendent, comme le montrent les graphiques de la fig. 5, des débits moyens de l'émissaire, de ceux de l'affluent principal et des hauteurs annuelles des précipitations. La corrélation la plus marquée se situe au niveau de l'émissaire. Elle semble un peu moins nette pour le Rhône à la Porte du Scex et encore plus ténue en regard des précipitations. Ce parallélisme ne saurait étonner puisque, comme il l'a été mentionné au début de ce chapitre (voir fig. 1), les trois paramètres choisis sont corrélés entre eux.



Les erreurs d'estimation dans les bilans hydrologiques annuels font apparaître des déficits d'autant plus importants que les années sont plus humides. Il y a donc lieu de supposer soit une surestimation, croissante avec les débits, des pertes par l'émissaire, soit une sous-évaluation des apports pendant les périodes pluvieuses. Dans ce dernier cas, les erreurs peuvent être de deux types : ou mesures erronées des débits des affluents, ou ignorance de certains apports, telles par exemple les eaux de ruissellement atteignant le lac directement. En retenant cette dernière hypothèse, les débits dus au ruissellement direct auraient été de 85 l/s durant l'année 1975 (450 · 10⁶ m³ de déficit) et 205 l/s en 1980 (1'080 · 10⁶ m³ de déficit), par kilomètre de rivage.

Le bilan hydrologique proposé correspond, dans ses grandes lignes, à celui calculé par SIWERTZ, CHASSAING, HAUBERT et OLIVE pour la période 1963-1972.

BILAN HYDROLOGIQUE DU LEMAN															1964 - 1980		
Années	A p p o r t s							P e r t e s				B i l a n s					
	Rhône Porte du Soex	Dranse Pont de Bioge	Venoge + Aubonne	Affluents secondaires	Bassin du Rhin	L'Hongrin	STEP	Précipita- tions	Total des apports	Emmissaire Rhône GE	Evaporation	Prélèvements eau potable	Total des pertes	Bilans ann. bruts	Variations volume lac	Bilans ann. corrigés	
Termes du bilan exprimés en m ³ x 10 ⁶ /an																	
1964	4415	407	220	508	0	2	476	6028	5267	357	73	5697	+ 331	+ 145	+ 186		
1965	5077	687	271	630	0	2	814	7481	7726	293	62	8081	- 600	- 12	- 588		
1966	6150	842	316	636	0	3	644	8591	8389	353	69	8811	- 220	+ 110	- 330		
1967	5866	568	282	603	0	3	615	7937	7821	334	73	8228	- 291	+ 6	- 297		
1968	5235	747	469	883	0	3	742	8079	7569	290	70	7929	+ 150	+ 75	+ 75		
1969	5330	549	251	646	0	4	514	7294	7127	291	73	7491	- 197	- 203	+ 6		
1970	6528	833	332	680	0	4	688	9065	8988	326	75	9389	- 324	+ 128	- 452		
1971	4793	429	136	509	0	4	447	6318	5929	325	85	6339	- 21	- 116	+ 95		
1972	4194	492	239	708	34	4	471	6142	5298	340	88	5726	+ 416	+ 157	+ 259		
1973	5140	460	348	742	88	4	512	7294	6402	371	87	6860	+ 434	+ 41	+ 393		
1974	4541	542	397	842	84	14	638	7058	6875	372	82	7329	- 271	- 226	- 45		
1975	5897	605	301	671	120	14	621	8229	8073	344	82	8499	- 270	+ 180	- 450		
1976	4005	426	274	629	43	14	542	5933	5235	421	88	5744	+ 189	+ 75	+ 114		
1977	6150	659	417	787	112	25	815	8965	9461	335	74	9870	- 905	+ 29	- 934		
1978	5992	587	622	881	110	27	647	8866	8799	345	76	9220	- 354	- 6	- 348		
1979	5803	593	382	865	96	26	686	8451	8546	422	76	9044	- 593	- 99	- 494		
1980	6528	650	353	802	130	28	705	9196	9871	381	74	10326	- 1130	- 41	- 1089		
MOY.	5391	593	330	707	48	11	622	7702	7493	347	77	7917	- 215	+ 14	- 229		
Max.	6528	842	622	883	130	28	815	9196	9871	422	88	10326	+ 436	+ 180	+ 393		
Min.	4005	407	136	508	0	2	447	6028	5235	290	62	5697	- 1130	- 226	- 1089		
Termes du bilan exprimés en m ³ /s																	
MOY.	171	18,8	10,5	22,4	1,5	0,3	19,7	244,2	238	11,0	2,4	251,4	- 6,8	+ 0,5	- 7,3		
Max.	207	26,7	19,7	28,0	4,1	0,9	25,8	292	313	13,4	2,8	327	+ 13,8	+ 5,7	+ 12,5		
Min.	127	12,9	4,3	16,1	1,1	0,1	14,2	191	166	9,2	2,0	181	- 35,8	- 7,2	- 34,5		

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BLAVOUX, B., DUSSART, B., MANEGLIER, H. et SALVETTI, Cl. (1962) : La région du Léman au point de vue hydrométéorologique - Le Globe, Bull. Soc. géogr. Genève, 102, 49-68.

ELECTRICITE DE FRANCE (1959-1980) : Débits moyens annuels de la Dranse au Pont de Bioge, communiqués par le Centre de recherches géodynamiques de Thonon.

SERVICE HYDROLOGIQUE NATIONAL (1957-1980) : Annuaire hydrographique de la Suisse.

SIWERTZ, E., CHASSAING, B., HAUBERT, M., et OLIVE, Ph. (1974) : Bilan hydrologique du lac Léman pour la période 1963-1972 - Arch. Sc. Genève 27/1, 49-66.

2. Cadre morphologique et climatique

2.1 Géographie physique

2.2 Hydrologie, bilan hydrologique

2.3 Climatologie

2.4 Dynamique du système lacustre

2.1

GEOGRAPHIE PHYSIQUE

Philippe ZAHNER

2.1.1 CARACTERISTIQUES MORPHOLOGIQUES DU LEMAN

Le Léman est de dimensions modestes, en comparaison des grands lacs de la Terre. Il est par exemple cent quarante fois plus petit que le Lac Supérieur. Sa surface et son volume en font cependant le plus important plan d'eau d'Europe occidentale (tableau 2).

La situation géographique du Léman et ses principales caractéristiques morphologiques sont résumées au tableau 1, repris pour l'essentiel des données de F.A. FOREL (1904).

TABLEAU 1 - Fiche signalétique du Léman

<u>Position géographique moyenne</u>	46°27' lat. N 6°32' long. E de Greenwich
<u>Altitude moyenne du plan d'eau</u>	372 m
<u>Superficie du plan d'eau</u>	
. Totale	582.4 km ²
. France	234.0 km ²
. Suisse	348.4 km ²
- Genève	41.9 km ²
- Vaud	295.7 km ²
- Valais	10.8 km ²
<u>Volume moyen</u>	89 milliards de m ³ , soit 89 km ³
<u>Longueur dans son axe</u>	72.3 km
<u>Profondeur maximale</u>	309.7 m
<u>Profondeur moyenne</u>	152.7 m
<u>Longueur des rives</u>	
. Totale	167.0 km
. France	53.1 km
. Suisse	113.9 km
- Genève	25.0 km
- Vaud	83.5 km
- Valais	5.4 km

TABLEAU 2 - Caractéristiques des principaux lacs naturels d'Europe occidentale (classés en fonction de leur superficie)

Nom du lac	Pays	Surface (km ²)	Profondeur (m)		Volume (km ³)	Q moy. émiss. (m ³ /s)	Temps séjour moyen (ans)	Altitude moyenne plan eau (m)	Surface b.-v. (lac comp.) (km ²)
			Max.	Moy.					
L. Léman	CH, F	582.4	310	153	89.0	238	11.9	372.0	7'975
L. de Constance	A, CH, D	541.2	252	91	49.2	321	4.9	395.6	11'517
L. de Garde	I	375.0	346	133	50.0	-	(28.0)	65.0	2.260
L. de Neuchâtel	CH	217.9	153	65	14.2	-	(8.2)	429.4	2'671
L. Majeur	CH, I	212.3	372	174	36.9	297	3.9	193.5	6'599
L. de Côme	I	146.0	410	154	22.5	-	(4.5)	199.0	-
L. des Quatre Cantons	CH	113.6	214	104	11.8	111	3.4	433.6	2'253
L. de Zurich	CH	90.1	143	42	3.8	89	1.4	405.9	1'829
L. de Lugano	CH, I	48.7	288	133	6.5	25	8.2	270.5	615
L. de Thoue	CH	48.4	217	134	6.5	109	1.9	557.7	2'477
L. du Bourget	F	44.6	145	81	3.6	-	-	231.5	-
L. de Bienne	CH	39.8	74	31	1.2	241	0.2	429.1	8'317
L. de Zoug	CH	38.3	198	84	3.2	7	14.5	413.6	259
L. de Brienz	CH	29.8	261	174	5.2	61	2.7	563.8	1'139
L. d'Annecy	F	26.5	65	42	1.1	11	3.2	445.0	278
L. de Walenstadt	CH	24.1	150	24	0.6	57	0.3	419.1	1'061
L. de Morat	CH	23.0	46	22	0.5	-	(1.2)	429.5	697

Le Léman occupe une cuvette fortement aplatie, creusée dans le bassin molassique entre l'arc alpin et la chaîne du Jura (fig. 1). Il se divise en deux unités géographiques distinctes, de part et d'autre de la "barre de Promenthoux" (Nernier-Promenthoux) : le Grand Lac et le Petit Lac (tableau 3).

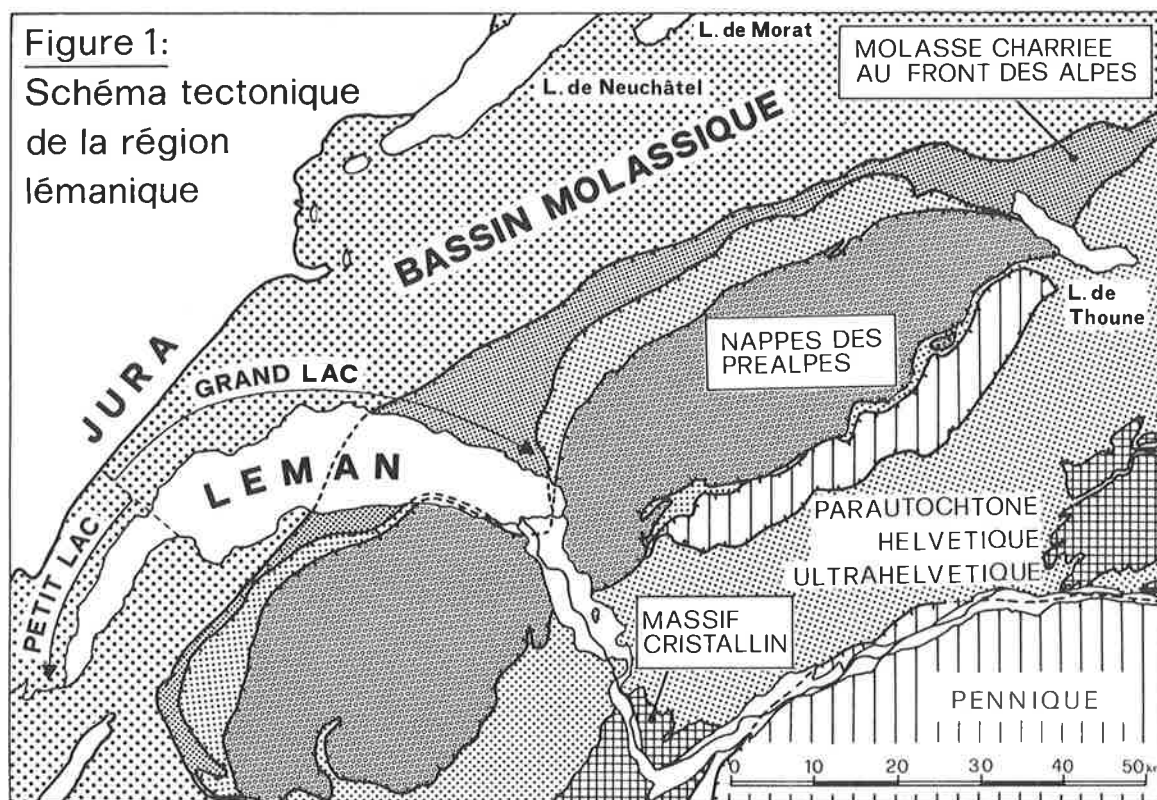


TABLEAU 3 - Caractéristiques physiques du Grand Lac et du Petit Lac
(F.A. FOREL, 1892)

	Léman	Grand Lac	Petit Lac
Surface (km ² / ‰)	582 / 100	503 / 86	79 / 14
Volume (km ³ / ‰)	89 / 100	86 / 96	3 / 4
Profondeur maximale (m)	310	310	76
Profondeur moyenne (m)	153	172	41
Longueur dans l'axe (km)	72	49	23

Le Grand Lac forme un bassin unique, d'orientation approximative Est-Ouest, caractérisé par une plaine centrale étendue, limitée par la courbe isobathe 300 m (fig. 2). Orienté Nord-Est - Sud-Ouest, le Petit Lac est bien plus étroit et moins profond. Son plancher est découpé par une série de cuvettes peu marquées. Les eaux s'y écoulent comme dans un fleuve élargi.

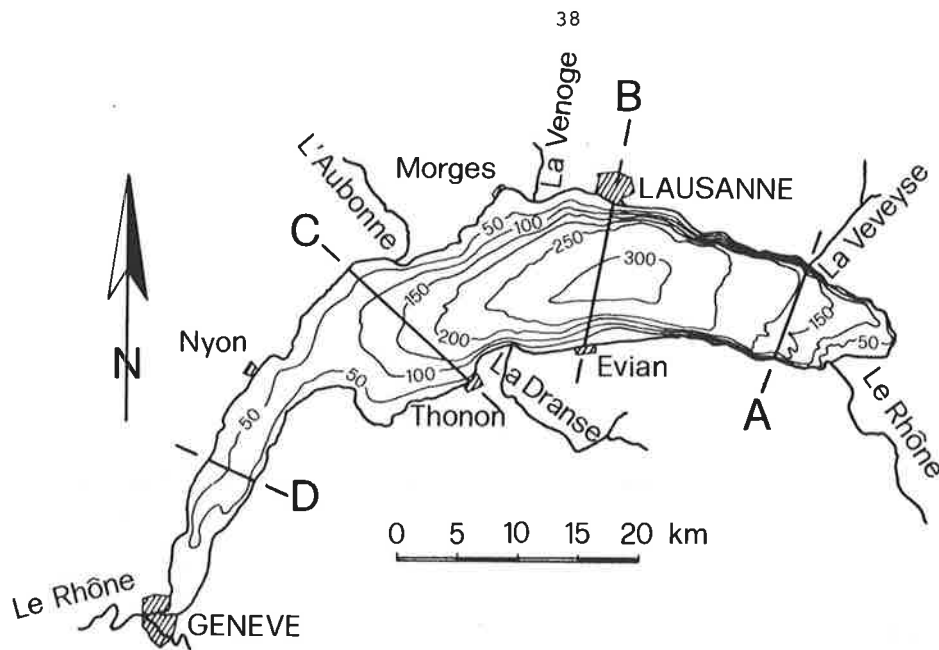


Figure 2: Carte bathymétrique du Léman, avec situation des profils bathymétriques A-D (Figure 3)

La figure 3 présente quatre profils caractéristiques en travers du lac. L'exagération des échelles verticales montre l'évolution morphologique de la cuvette lémanique d'amont en aval, tandis que les profils dont les proportions sont conformes à la réalité illustrent la minceur relative de la tranche d'eau en comparaison de sa largeur.

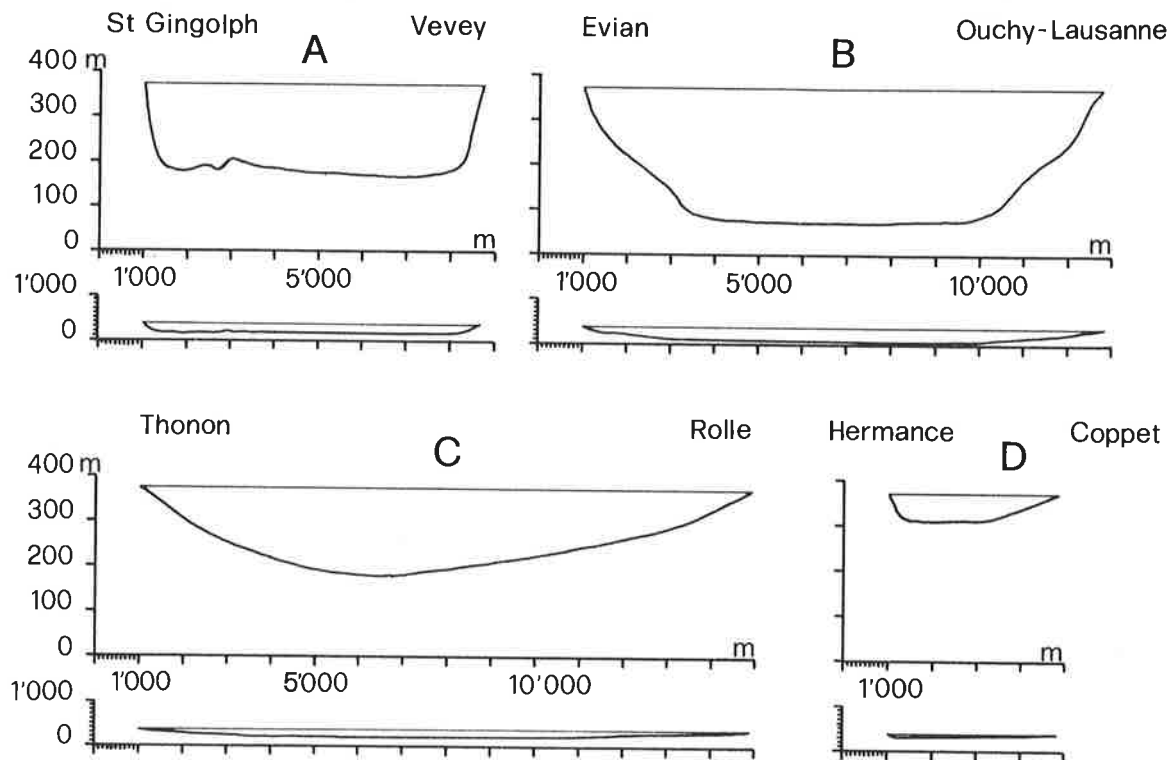


Figure 3: Profils bathymétriques du Léman

2.1.2 LE BASSIN VERSANT DU LAC ET DU RHONE

Le bassin versant géographique du Léman est contigu au Nord, au Nord-Ouest et à l'Est au bassin du Rhin, à l'Ouest au bassin du Doubs, affluent de la Saône, et au Sud au bassin du Pô (fig. 4).

De la source du Rhône jusqu'à Genève (Pont du Mont-Blanc), l'ensemble du bassin versant du Léman couvre une surface totale de 7'975 km². Celle-ci devrait en fait être augmentée pour tenir compte du bassin d'alimentation réel, puisque des apports souterrains complémentaires sont probables dans le Jura et dans les Alpes calcaires.

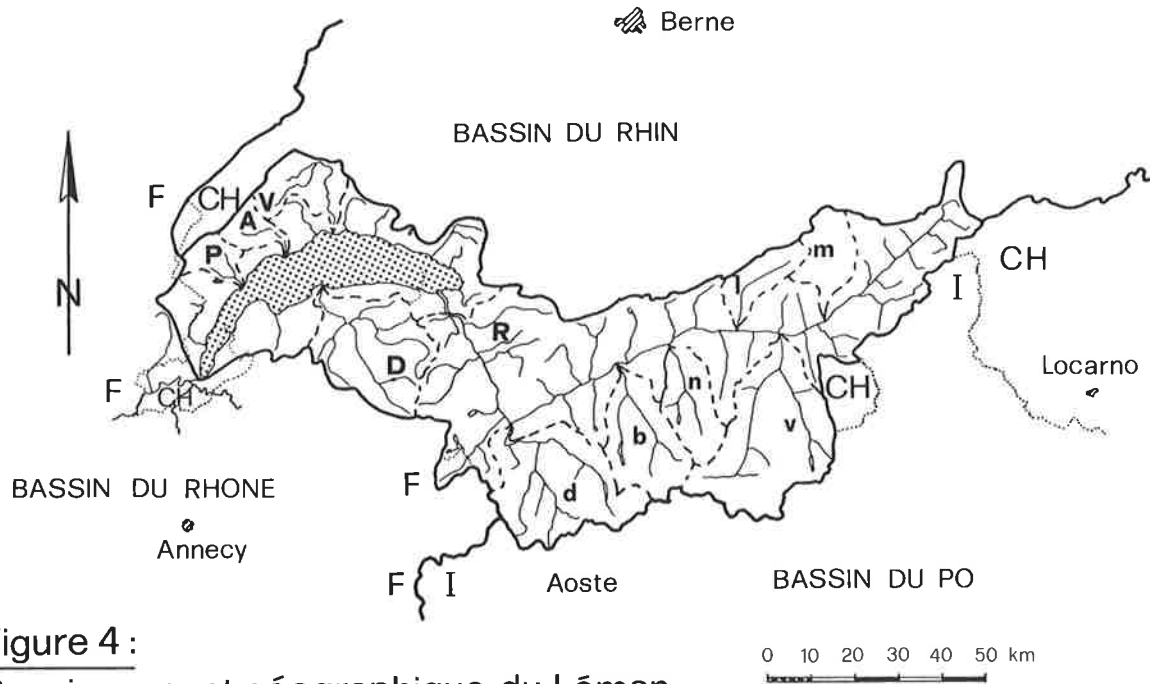


Figure 4 :
Bassin versant géographique du Léman
et principaux sous-bassins

(Affluents du lac: R=Rhône amont; D=Dranse; V=Venoge; P=Promenthouse; A=Aubonne.
Affluents du Rhône amont: v=Vispa; d=Drance; b=Borgne; n=Navisence; m=Massa; l=Lonza)

Les principales caractéristiques physiques du bassin versant du Léman sont comparées ci-après avec celles du bassin versant du Rhône à la frontière franco-suisse de Chancy (station fédérale Rhône-Chancy, Aux Rippes) :

TABLEAU 4 - Principales caractéristiques du bassin versant du Léman et du Rhône

	Rhône/Genève (émissaire)	Rhône/Chancy (frontière F-CH)
Superficie totale (lac compris)	7'975 km ²	10'299 km ²
Altitude moyenne	1'670 m	1'580 m
Indice de glaciation (par rapport à la superficie totale)	10.6 %	9.4 %
Débit annuel moyen	240 m ³ /s	332 m ³ /s
Débit spécifique moyen	30.1 l/s/km ²	32.2 l/s/km ²

L'altitude moyenne est élevée : elle atteint par exemple 2'130 m pour le bassin du Rhône en amont du Léman, à la Porte du Scex (fig. 5), ou 2'310 m en ne considérant ce bassin que jusqu'à Sion. Une partie importante des eaux du Léman provient donc de régions alpêtres, désertiques, couvertes de névés et de glaciers ou formées de rochers et d'éboulis.

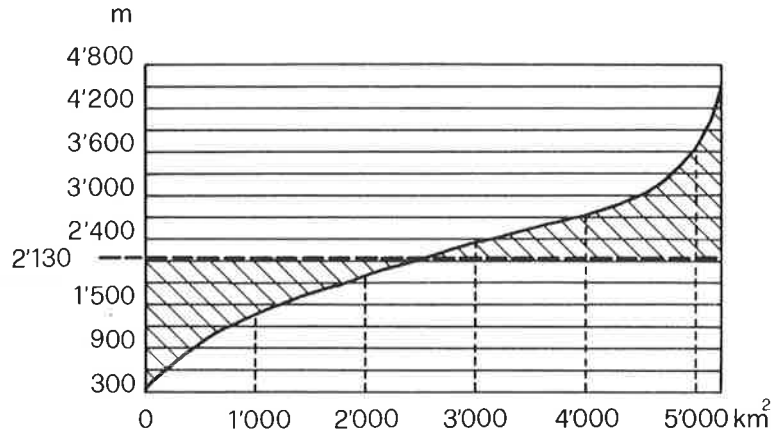


Figure 5 : Courbe hypsographique du bassin du Rhône amont (Porte du Scex). Détermination de l'altitude moyenne.

D'après «La correction du Rhône en amont du Léman». Service fédéral des routes et des digues. 1964.

La courbe hypsographique de la figure 5 explique l'indice de glaciation élevé observé dans le bassin versant du Rhône amont. Les principaux glaciers des Alpes valaisannes, dont la surface dépasse 5 km², occupaient ainsi 467 km² en 1974 c'est-à-dire près de 55 % de la surface glaciaire totale (846 km²), qui représentait elle-même plus de 10 % de la surface du bassin versant du Léman.

2.1.3 LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE

Le bassin du Léman est particulièrement bien drainé. En amont du lac par exemple, près d'une centaine de rivières confluent avec le Rhône ou avec les canaux de drainage situés sur la rive droite. Elles sont moins nombreuses sur la rive gauche, mais leur bassin versant est comparativement plus grand.

Les principaux affluents directs du Léman sont cités dans le tableau 5, qui confirme le rôle prépondérant que le Rhône, la Dranse, la Venoge, l'Aubonne et la Promenthouse jouent dans le bilan hydrologique du lac.

Depuis le début du siècle, de nombreux réservoirs d'accumulation ont été construits dans la partie valaisanne du bassin versant du Rhône. A l'heure actuelle, leur volume utile cumulé représente à peu près 1.2 milliards de m³, soit environ 1.4 % du volume du Léman ou presque deux fois l'ensemble des apports liquides annuels au lac. Le turbinage de ces eaux ou leur rétention modifient fortement le régime du Rhône et de ses principaux affluents, en particulier en période de basses eaux.

La construction des aménagements hydroélectriques a créé des relations entre des bassins versants naturellement séparés. On peut citer par exemple le captage d'une partie des eaux de la Viège (cours supérieur de la Matter Vispa) pour alimenter la Grande Dixence et le détournement d'eau de la Dranse de Ferret en direction de la retenue du barrage d'Emosson. Les débits de tous les affluents importants du Rhône amont sont ainsi conditionnés par les restitutions des réservoirs d'accumulation.

TABLEAU 5 - Principaux affluents du Léman

Nom de l'affluent	Superficie totale du bassin versant (km ²) (% du b.v. à Genève)		Débits							
			Station	Surface du b.v. corr. (km ²)	Mesures en continu			Mesures instantanées		
	Q ann. moyen (m ³ /s)	Q max/min			Période de référence	Q ann. moyen (m ³ /s)	Q max/min	Période de référence		
Le Rhône	5'220	65.5	Porte Scex	5'220	178	1'100/33.8	1935-1980	-	-	-
R I V E D R O I T E										
Le Grand Canal	30.5	0.4	1'650 m embouchure	-	-	-	-	2.22	6.85/0.63	1963-1980
L'Eau Froide	19.4	0.2	240 m embouchure	19.4	-	-	-	1.43	8.95/0.00	1964-1980
La Baye de Montreux	14.5	0.2	Montreux	13.8	0.42	25/0.04	1933-1972	-	-	-
La Maladaire	2.3	0.1	embouchure	2.3	-	-	-	0.05	0.48/0.002	1963-1975
La Veveysse	64.1	0.8	embouchure	64.1	-	-	-	3.00	20.80/0.040	1963-1980
Le Forestay (=Flon de Rivaz)	35.2	0.4	embouchure	35.2	-	-	-	0.36	3.29/0	1963-1980
La Lutrive	6.3	0.1	embouchure	6.3	-	-	-	0.15	3.10/0.004	1963-1980
La Paudèze	16.3	0.2	embouchure	16.3	-	-	-	0.23	0.97/0.010	1963-1980
La Chamberonne	40.2	0.5	240 m embouchure	40.2	-	-	-	0.71	5.34/0.010	1963-1980
La Venoge	235.5	3.0	Echandens	231.0	4.12	69/0.14	1920-1931	-	-	-
			Ecublens Les Bois	231.0	4.97	72/0.47	1979-1980	-	-	-
			250 m embouchure	235.5	-	-	-	5.06	65.94/0.47	1963-1980
La Morges	32.6	0.4	260 m embouchure	32.6	-	-	-	0.46	3.78/0.004	1963-1930
L'Aubonne	92.5	1.2	Allaman	91.4	6.68	46/0.16	1979-1980	-	-	-
			500 m embouchure	92.5	-	-	-	6.60	27.80/0.26	1963-1980
La Dullive	16.9	0.2	380 m embouchure	16.9	-	-	-	0.40	2.12/0.06	1970-1980
La Promenthouse	101.6	1.3	3'800 m embouchure	-	-	-	-	2.15	10.7/0.07	1963-1980
Le Nant de Pry	-	-	embouchure	-	-	-	-	0.14	0.22/0.07	1970
Le Brassu	-	-	embouchure	-	-	-	-	0.20	0.50/0.008	1968-1971
La Doye	4.9	-	embouchure	-	-	-	-	0.10	0.81/0.001	1963-1975
Le Torry	3.3	-	embouchure	-	-	-	-	(0.045)	0.64/0.001	1963-1969
La Versoix	86.2	1.1	La Batie	76.0	3.68*	41/0.65	1913-1930	-	-	-
			200 m embouchure	86.2	-	-	-	3.52	9.81/0.14	1964-1980
Le Vengeron	19.0	0.2	600 m embouchure	19.0	-	-	-	0.22	2.95/0.01	1964-1980
R I V E G A U C H E										
Le Canal Stockalper**	35.0	0.4	375 m embouchure	-	-	-	-	5.56	10.00/2.91	1964-1980
Le Tové (=La Bouverette)	-	-	embouchure	-	-	-	-	-	1.32/0.07	1964-1980
Le Ruisseau de Lugrin	-	-	embouchure	-	-	-	-	0.06	0.20/0.01	1963-1967
La Dranse (Thonon)	535.6	6.7	Bioge (EDF)	-	18.8	341.5/0.93	1964-1980	-	-	-
L'Hermance	44.5	0.6	100 m embouchure	44.5	-	-	-	0.38	8.54/0.006	1964-1980
Le Nant d'Aisy	5.0	-	200 m embouchure	5.0	-	-	-	0.10	1.81/0.001	1964-1980

* Sans les dérivations

** Le Canal Stockalper reçoit tous les affluents de la rive droite du Rhône, entre la Vièze (Monthey) et le Tové

Enfin, la création de certains ouvrages d'accumulation a modifié localement les limites du bassin versant du Léman. C'est le cas de l'Hongrin, qui met les bassins du Rhin et du Rhône en communication, de l'aménagement d'Emosson, qui dérive une partie des eaux du Giffre français en direction du Rhône valaisan, du lac d'Arnon, dont une partie des eaux est transférée du bassin de la Sarine à celui de la Grande Eau, du Totensee, dont les eaux sont, à l'inverse, exportées en direction de l'Aar et du Griessee en direction du Pô, par l'intermédiaire de la Maggia.

BIBLIOGRAPHIE

- AMBERGER, G., BERGIER, J.F., GEROUDET, P., MONOD, R., PITTARD, J.J., REVACLIER, R., SAUTER, M.R., : Le Léman un lac à découvrir. Office du Livre, Fribourg, 2e éd. 1976.
- DELEBECQUE, A., : Sur les sondages du lac du Bourget et de quelques autres lacs des Alpes et du Jura. Comptes-rendus des séances de l'Académie des Sciences, Paris, 4 janvier 1892.
- FAHRNI, H.P., : Que peuvent supporter nos lacs ? Office fédéral de la protection de l'environnement. Journées d'information à l'intention des chefs des services cantonaux de la protection des eaux. 11 et 12 juin 1981, Lausanne.
- FOREL, F.A., : Le Léman. Monographie limnologique. Lausanne, F. Rouge éd., T. I, 1892; T. II, 1895 et T. III, 1904. Slatkine reprints, Genève, 1969.
- HALBFASS, W., : Die Morphometrie der europäischen Seen. Sonderabdruck aus der Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin. 1903, Nos 8, 9, 10 et 1904, No 3.
- KASSER, P., et AELLEN, M., : Les variations des glaciers suisses en 1974-1975 et quelques indications sur les résultats récoltés pendant la Décennie Hydrologique Internationale de 1964-1965 à 1973-1974. La Houille Blanche, No 6/7. 1976.
- LINK, H., : Bassins d'accumulation des Alpes. Numéro spécial de "Cours d'eau et énergie", No 9/1970.
- MERCANTON, P.L., : La glaciation du Valais et ses variations dans les temps modernes. Cours d'eau et énergie, No 5/6/7, 1955.
- O.E.C.D. : OECD eutrophication programme. Regional project alpine lakes. Swiss federal board for environmental protection and OECD. 1980.
- OFFICE FEDERAL DE L'ECONOMIE HYDRAULIQUE (OFEH) : Die Seen der Schweiz. Wasser, Energie, Luft. 68. Jahrgang, Heft 11/12, 1976.
- SCHWEIZER, H.U., : La protection des eaux lacustres contre la pollution en Suisse. Conférence donnée à l'occasion du Colloque du 21.04.1978 de l'Association générale des hygiénistes et techniciens municipaux, à Annecy.
- SCHWEIZER, H.U., et FAHRNI, H.P., : L'importance des eaux pour l'application de mesures différenciées. Office fédéral de la protection de l'environnement. Journées d'information à l'intention des chefs des services cantonaux de la protection des eaux. 29 et 30 mai 1980, Vaduz.
- SECTION HYDROMETRIQUE DE L'INSPECTORAT FEDERAL DES TRAVAUX PUBLICS, : Régime des eaux en Suisse. Bassin du Rhône depuis ses sources jusqu'au lac Léman (1ère partie : surfaces; 2e partie : stations limnimétriques). 1898.
- SERVICE FEDERAL DES ROUTES ET DES DIGUES, : La correction du Rhône en amont du lac Léman. Publication du Département fédéral de l'intérieur, 1964.
- SERVICE HYDROLOGIQUE NATIONAL, Office fédéral de la protection de l'environnement. Annuaire hydrologique de la Suisse. 1979.
- SIWERTZ, E., CHASSAING, B., HAUBERT, M., et OLIVE, P., : Bilan hydrologique du Léman pour la période 1963-1972. Partie I. Arch. Sc. Genève, vol. 27, fasc. 1, 1974.
- VERNET, J.P., MEYBECK, M., PACHOUD, A., et SCOLARI, G., : Le Léman : une synthèse bibliographique (géologie, structure, sédimentation et hydrologie). Bulletin du BRGM (2e série), section IV, No 2, 1971.

3.1

LE REGIME THERMIQUE DU LEMAN

René MONOD, Paul BLANC et
Claude CORVI

3.1.1 INTRODUCTION

Rappel des phénomènes thermiques d'un lac

Sans vouloir entrer dans les détails, que l'on trouvera au tome II du livre de F.A. FOREL, nous devons cependant rappeler que la température d'un lac varie d'une région à l'autre aussi bien horizontalement que verticalement. Ces variations sont périodiques. On observe des variations journalières (alternance jour et nuit), annuelles (été-hiver) et des variations irrégulières plus ou moins cycliques recouvrant plusieurs années.

D'une manière générale, les gains et pertes de chaleur se font en grande partie par la surface du lac :

- . les gains de chaleur proviennent notamment
 - du rayonnement direct du soleil
 - de la chaleur rayonnée par l'atmosphère ambiante
 - de la chaleur transmise par contact avec l'atmosphère
- . les pertes ont lieu
 - par rayonnement vers l'atmosphère et dans l'espace cosmique
 - par contact avec une atmosphère plus froide.

(Nous ne tenons pas compte des autres causes de variations : courants, vents, évaporation, etc.).

Quant aux transferts internes de chaleur, ils se font, selon les lois de la physique, par conduction, convection et rayonnement.

Les propriétés physiques de l'eau jouent un rôle éminent :

- . le fait que sa densité maximale se situe autour de 4°C va permettre dans certaines conditions la formation de couches superposées de densité croissant avec la profondeur, donc de température décroissante.

On peut avoir un phénomène inverse si la température de l'eau est partout inférieure à 4°C.
- . L'eau est peu perméable aux radiations thermiques. Il s'ensuit que la surface du lac subit des variations considérables de température, alors que les couches profondes sont peu ou pas influencées.
- . La conductibilité thermique de l'eau est très faible. En conséquence la chaleur s'y propage lentement.
- . La chaleur spécifique de l'eau est très élevée. Il lui faudra donc emmagasiner beaucoup de chaleur pour élever sa température.

La combinaison des diverses propriétés de l'eau induit deux processus fondamentaux :

- l'un de *stratification*, consécutif, dans le cas du Léman, à un gain d'énergie calorifique par la surface en période estivale
- l'autre, d'*uniformisation*, généralement appelé *circulation*, par refroidissement à partir de la surface en période hivernale.

Selon la classification de F.A. FOREL, le Léman est considéré comme un lac tropical (ou chaud), car sa température est toujours supérieure à 4°C. Il connaît une période automnale et hivernale de circulation des eaux et une période estivale de stagnation.

De plus, la position en latitude d'un lac joue un rôle primordial quant à la quantité et à la qualité de l'énergie qu'il reçoit. C'est ainsi que, dans le cas du Léman, le rayonnement solaire a un angle incident variant, suivant les saisons et les années, d'environ 23° à 70° (voir tableau 1 et figure 1).

TABLEAU 1 - Rayonnement solaire à 46° latitude Nord

Epoque	Angle d'incidence i	Angle de réfraction r	Durée du jour
Solstice d'été	~ 23°	~ 17°	~ 16 h
Equinoxe d'automne	~ 45°	~ 32°	~ 12 h
Solstice d'hiver	~ 70°	~ 45°	~ 8 h
Equinoxe de printemps	~ 46°	~ 33°	~ 12 h

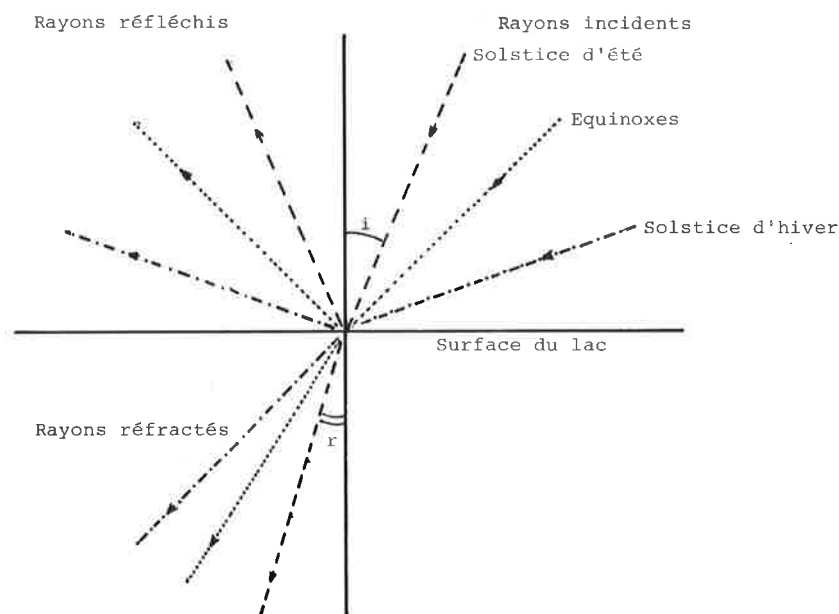


FIG. 1 VARIATIONS SAISONNIÈRES DE L'ANGLE D'INCIDENCE
DU RAYONNEMENT SOLAIRE

L'altitude joue également un rôle sur les rigueurs du climat. Elle a une action importante sur les échanges thermiques entre air et eau.

Les facteurs morphologiques, notamment la profondeur moyenne du lac, qui détermine la masse des eaux, jouent un rôle important. La quantité d'énergie emmagasinée par les couches superficielles du lac finit, à la longue, par se répartir dans l'ensemble de la masse d'eau, masse limitant l'amplitude des variations thermiques. Le bilan thermique du lac rend compte de ces échanges d'énergie calorifique.

Relations entre température de l'air et température de l'eau

Les données disponibles se rapportent soit à l'atmosphère (observations météorologiques), soit au lac (relevés de température). Ce sont :

- des observations météorologiques comprenant notamment la température de l'air mesurée quotidiennement par l'Observatoire de Genève à partir de 1753,
- des observations météorologiques journalières effectuées depuis le début de ce siècle à Lausanne, puis à Pully.

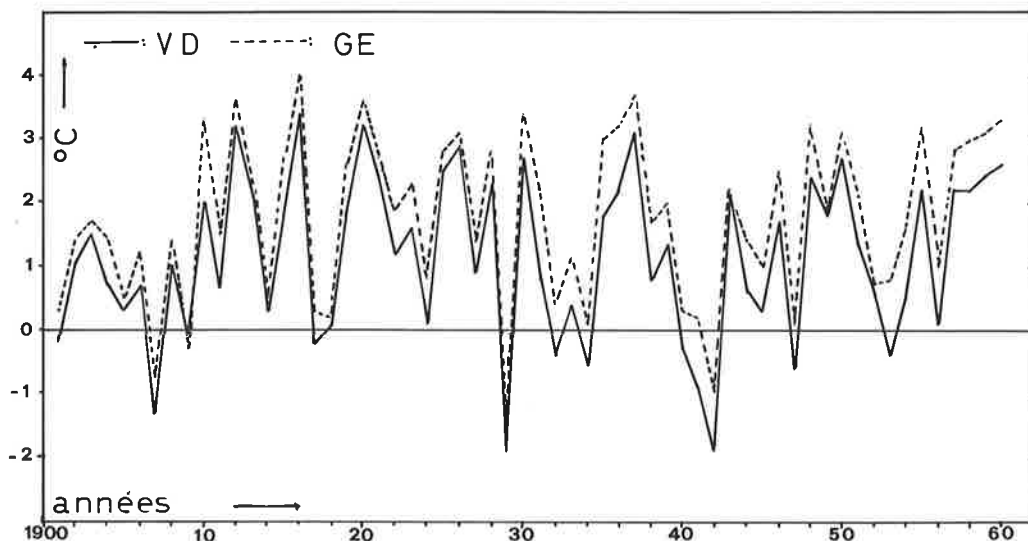
Les mesures dans ces deux stations coïncident remarquablement, ainsi que le montre la figure 2,

- des mesures thermométriques effectuées quotidiennement le matin à la station de pompage de Lutry sur l'eau prélevée à 39 m de profondeur, de 1934 à 1966,
- des mesures thermométriques effectuées régulièrement aux stations de pompage de la Coulouvrenière puis du Prieuré à Genève depuis 1948,
- des mesures de température effectuées sur le Léman depuis 1957. Elles ont été faites en diverses stations plus ou moins régulièrement. (voir introduction, chapitre 3). Au total, plus de 36'000 données ont été enregistrées de 1957 à 1980.

Les mesures thermométriques aux pompages au lac permettent de relier les mesures météorologiques à celles de la température de l'eau et de reconstituer, dans une certaine mesure, par analogie, la vie thermique du lac depuis plus de deux siècles. Bien entendu, on ne saurait superposer parfaitement les courbes météorologiques et lacustres, ni celles des pompages de Genève et Lutry : les particularités physiques de l'eau, la différence fondamentale existant entre Grand Lac et Petit Lac et la conception technique des installations l'expliquent parfaitement. Il n'en reste pas moins que nous avons ainsi une bonne idée qualitative de l'évolution thermique du Léman.

Fig.2

Températures de l'air à Genève (GE) et Lausanne (VD)
Moyennes hivernales (décembre - février)

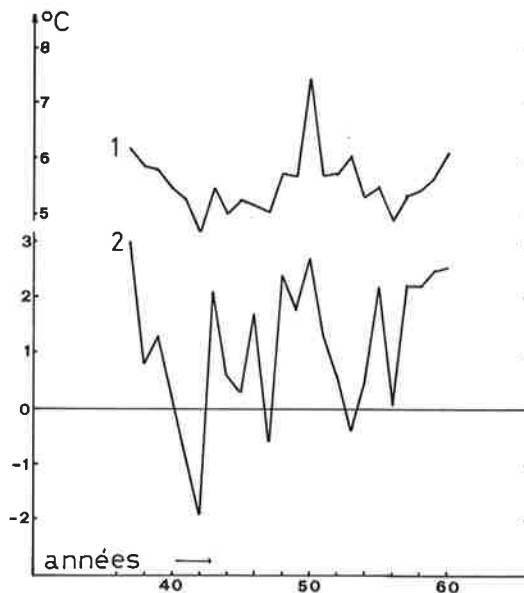


On peut ainsi combler les lacunes existant entre la période de FOREL et DELEBECQUE de la fin du siècle passé et celle des HUBAULT, VIVIER et DUSSART des années trente et quelques, puis celles existant entre ces années et 1957 qui a vu le début de l'investigation continue du lac.

La figure 3 donne un exemple de concordance entre les mesures de température de l'air à une station météorologique, et celles de l'eau. La courbe de température de l'eau concerne le mois de mars : elle est la résultante des refroidissements progressifs de l'hiver précédent. Cette concordance sera exploitée sous chiffre 3.1.3.

FIG. 3

1. MOYENNES DE LA TEMPÉRATURE DE L'EAU AU POMPAGE DE LUTRY
(MARS) PROF. 40 M
2. MOYENNES HIVERNALES DES TEMPÉRATURES DE L'AIR À LAUSANNE
(DÉCEMBRE - JANVIER - FÉVRIER) ALT. 589 M



3.1.2 OBSERVATIONS EFFECTUEES DEPUIS 1957

Distinction Grand Lac et Petit Lac

Du point de vue thermique, le Léman est un lac de type chaud, à température abyssale constante. En fait, cette définition mérite quelque correction. Elle ne concerne réellement que le Grand Lac, dont la profondeur atteint presque 310 mètres, pour une profondeur moyenne de 172.42 m, et un temps de séjour moyen des eaux de l'ordre de douze ans. Les variations annuelles en profondeur ne se font que peu sentir, (guère plus de 1/10e de degré par an), et font partie d'un système plus ou moins cyclique de faible amplitude.

Le Petit Lac, de faible profondeur moyenne (41.0 m), de petit volume, et où le temps de séjour moyen des eaux n'est que de quelques mois, n'a pas le type de lac chaud, mais bien plutôt celui de lac tempéré, selon la classification proposée par F.A. FOREL. La température moyenne y descend assez souvent en-dessous de 4°C; le renouvellement des eaux se fait jusqu'au fond chaque année.

Nous serons donc obligés de considérer séparément les deux lacs ou de ne comparer que ce qui est comparable.

Température des couches superficielles

Nous entendons par là les couches d'eau allant de la surface à - 50 m. Cela représente pour le Grand Lac environ 30 % de son volume : épilimnion, métalimnion et hypolimnion supérieur. La totalité du Petit Lac est comprise dans ce concept.

Le tableau de l'annexe 1 permet une intéressante comparaison entre Grand Lac et Petit Lac. Les moyennes indiquées pour les onze dernières années (1970-1980) rendent compte d'un phénomène très général.

En première analyse, le Petit Lac est plus froid que le Grand Lac, dont il reçoit les eaux. C'est notamment le cas pendant toute la période de refroidissement des eaux, c'est-à-dire d'octobre-novembre jusqu'à mars à toute profondeur. Les différences Grand Lac - Petit Lac peuvent atteindre et même dépasser 1°C.

La différence est également très nette dans l'épilimnion (de la surface à - 20 m) pendant la période estivale, soit de mai à juillet, où le Petit Lac est nettement plus froid, avec un déficit thermique pouvant dépasser 3°C.

En avril, quand commence le réchauffement des eaux, le phénomène est souvent inversé. Il en est de même en fin d'été (août).

Il est intéressant de noter qu'en été les couches de l'hypolimnion supérieur (- 30 et - 40 m), sont souvent plus chaudes dans le Petit Lac que plus en amont dans le Grand Lac. Cela s'explique par des raisons géographiques et hydrodynamiques : rappelons que la séparation Grand Lac - Petit Lac se fait à la barre de Promenthoux, où le lac se rétrécit pour ne plus avoir que 3.5 km de large entre Promenthoux et Nernier, avec une profondeur maximale qui n'est plus que de 66.4 m selon F.A. FOREL.

Ce détroit a une section qui ne dépasse guère 135'000 m², par laquelle passe un débit de l'ordre de 230 m³/s en moyenne.

A l'aval, la section augmente fortement par élargissement du lac et approfondissement. Au large de Nyon, la largeur du lac est de l'ordre de 4.5 km, et la profondeur de 76.5 m, mesurée dans la fosse de Nyon. Il est donc naturel que le courant d'eau chaude passant la barre de Promenthoux s'infléchisse et descende plus profondément dès qu'il atteint le Petit Lac.

Un autre phénomène est à remarquer : la température des couches d'eau avoisinant le fond du Petit Lac est toujours inférieure à celle des couches correspondantes du Grand Lac. Il se produit en effet que, par suite des mouvements des eaux et notamment des seiches internes, la cuvette du Grand Lac déborde dans le Petit Lac, y amenant des eaux d'origine plus profonde.

Ce phénomène est illustré par les mesures de température et d'oxygène effectuées à la même date en mai 1975 à la station CRG 3, située dans l'axe du Grand Lac, assez proche de la barre de Promenthoux, et à la station GE 4, qui se trouve dans le Petit Lac au large de Nyon. Les valeurs suivantes ont été observées

Profondeur	Température de l'eau °C		Concentration en oxygène mg O ₂ /l	
	CRG 3	GE 4	CRG 3	GE 4
30 m	7.2	7.4	11.24	11.39
40 m	6.8	7.0	11.16	11.28
50 m	6.6	6.7	11.12	11.28
70 m	-	5.8	-	8.88
100 m	6.4		10.24	
170 m	5.7		8.80	

La température à 70 m au point GE 4 correspond à celle mesurée dans le Grand Lac près de 170 m. Ce déversement des couches profondes du Grand Lac dans le Petit Lac est confirmé par les mesures de la concentration en oxygène, qui présentent les mêmes caractères.

Inversément, il n'est pas exclu qu'en hiver les eaux froides du fond du Petit Lac se déversent dans la cuvette du Grand Lac.

Température des couches profondes du lac

Les variations de température dans les couches profondes - en dessous de 50 m - sont de plus en plus atténuées au fur et à mesure que l'on descend. Près du fond, elles sont à ce point amorties que l'on n'observe plus que des variations de quelques dixièmes de degrés au cours de l'année, le cas des hivers froids mis à part.

La figure 4 donne une idée de l'amplitude des valeurs à la surface de l'eau et au fond du lac pour la station centrale du Léman.

Au fond du lac, on distingue nettement les refroidissements des hivers 1963, 1971 et celui de 1981. Après chacun de ces accidents, la température croît progressivement. Les variations des températures moyennes annuelles, d'environ 0.1°C par an, sont représentées à grande échelle par la figure 5.

Fig. 4
Température de l'eau Station SHL 2

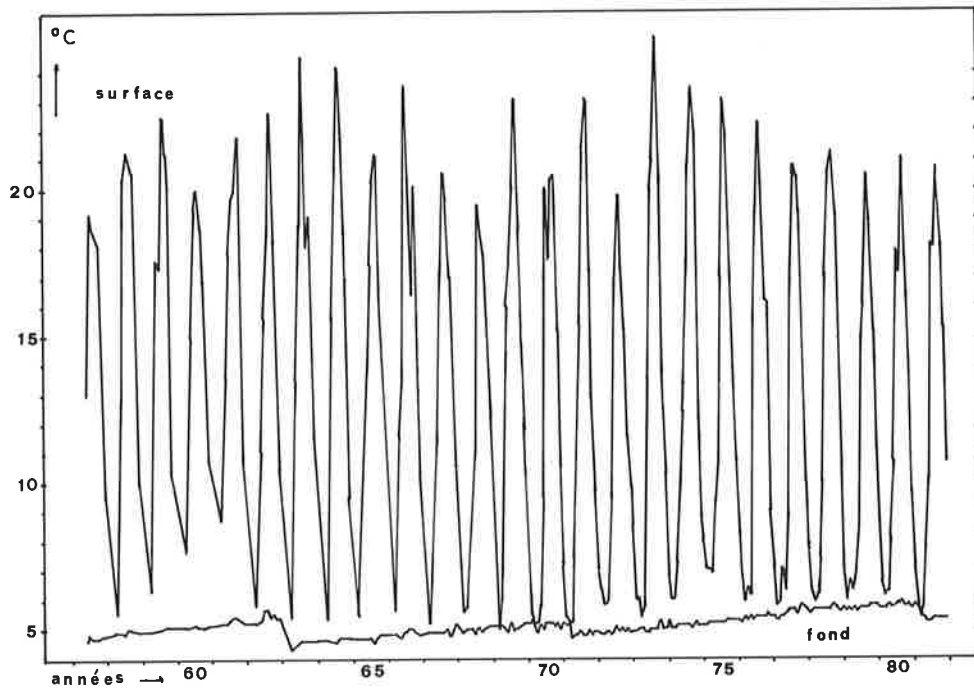
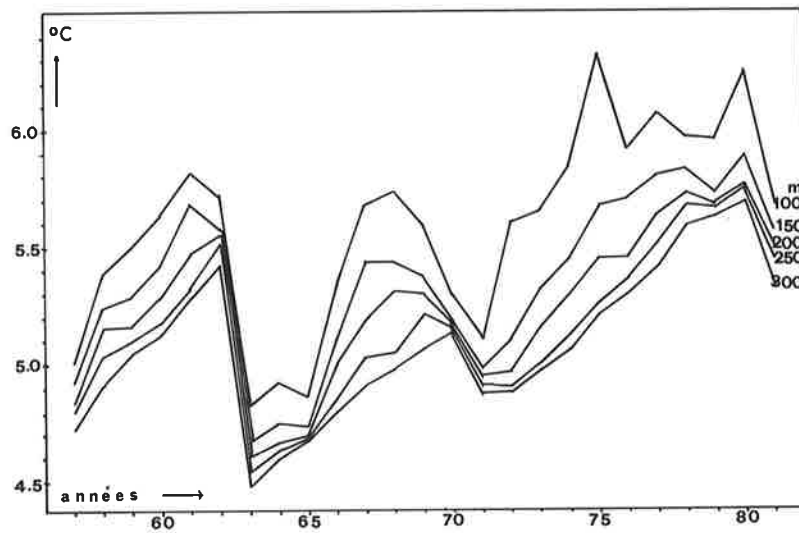


Fig. 5
Température de l'eau °C moyennes annuelles
Grand Lac Isobathes 1957 - 1981



Le graphique 5 met en évidence les faits suivants :

- la majeure partie de l'eau du lac (environ 50 % de son volume) ne dépasse jamais 6.5°C à -100 m , 6.0°C pour les couches plus profondes,
- le réchauffement progressif des eaux profondes atteint son maximum en 1980,
- le refroidissement brutal des eaux pendant l'hiver 1963 a été le plus violent enregistré au cours de ces 24 dernières années,
- il se confirme que l'augmentation annuelle moyenne de température au fond du lac est de l'ordre de 0.1°C .

Température moyenne de l'eau

LE CYCLE ANNUEL

Après 24 ans d'observations du Léman, il nous est permis de calculer pour chaque mois les moyennes permettant de tracer la courbe type de l'évolution annuelle de la température pour chaque profondeur (fig. 6 et 7).

Les tableaux indiquant les moyennes, les maxima et les minima pour le Grand Lac et pour le Petit Lac figurent respectivement en annexes No 2 à 4 pour le Grand Lac et 5 à 7 pour le Petit Lac.

Bien qu'à première vue, les courbes soient analogues, elles ne sont pas superposables.

L'évolution annuelle moyenne affecte une forme sinusoïdale presque parfaite, surtout pour les couches situées près de la surface.

Fig. 6

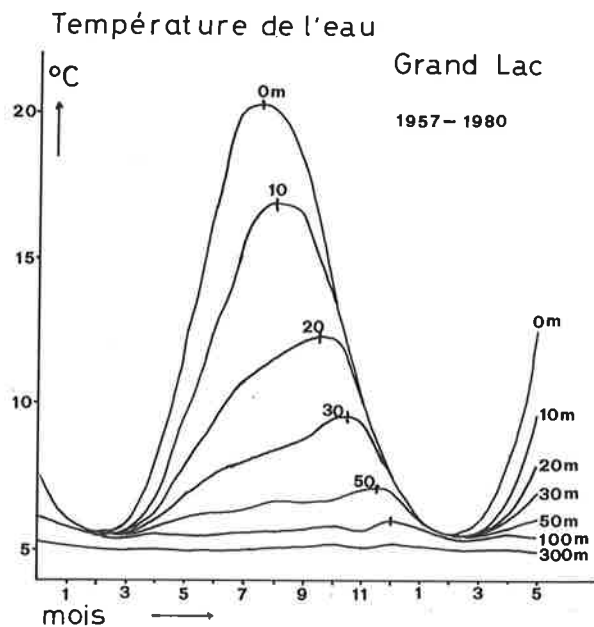
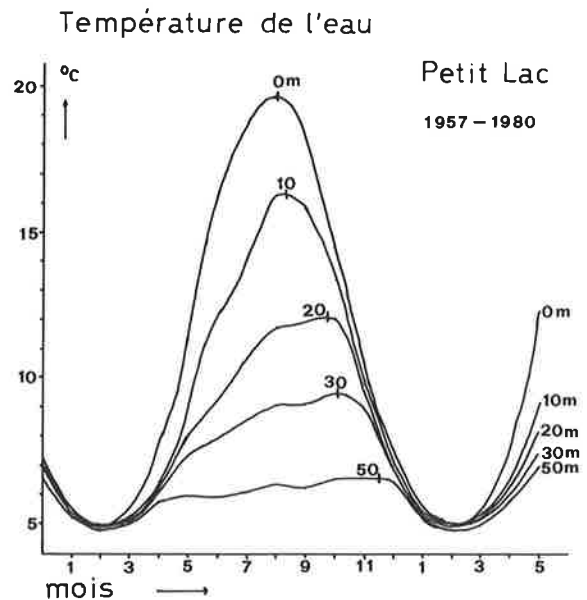


Fig. 7



Dans le Grand Lac, le minimum de température se situe en février pour la surface (5.6°C), jusqu'en mars pour les zones profondes (5.0°). A cette époque, le lac est presque homogène dans le sens vertical.

Le maximum moyen de température superficielle est atteint en juillet-août (20.2°C). A remarquer que les maxima observés aux niveaux inférieurs se produisent plus tardivement. Ce décalage notable est dû aux propriétés physiques mêmes de l'eau, qui s'oppose à la transmission rapide de l'énergie en profondeur.

Dans le Petit Lac, la température superficielle minima est plus basse, elle se situe légèrement en dessous de 5°C. Simultanément, la température de l'eau est la même à toutes profondeurs. Le maximum moyen n'atteint que 19.7°C, un peu plus tardivement que dans le Grand Lac, c'est-à-dire en août.

EVOLUTION DE LA TEMPERATURE MOYENNE

Nous ne considérons ici que le cas du Grand Lac, lac dit chaud. En fait, le Léman, tout en répondant aux critères d'un lac chaud, se situe au bas de cette catégorie, à la limite des lacs tempérés.

La température moyenne est, ici, pondérée, c'est-à-dire calculée en fonction des volumes partiels de tranches de 20 m, selon la méthode de E. HUBAULT.

Les variations de 1957 à 1981 sont reportées dans la figure 8.

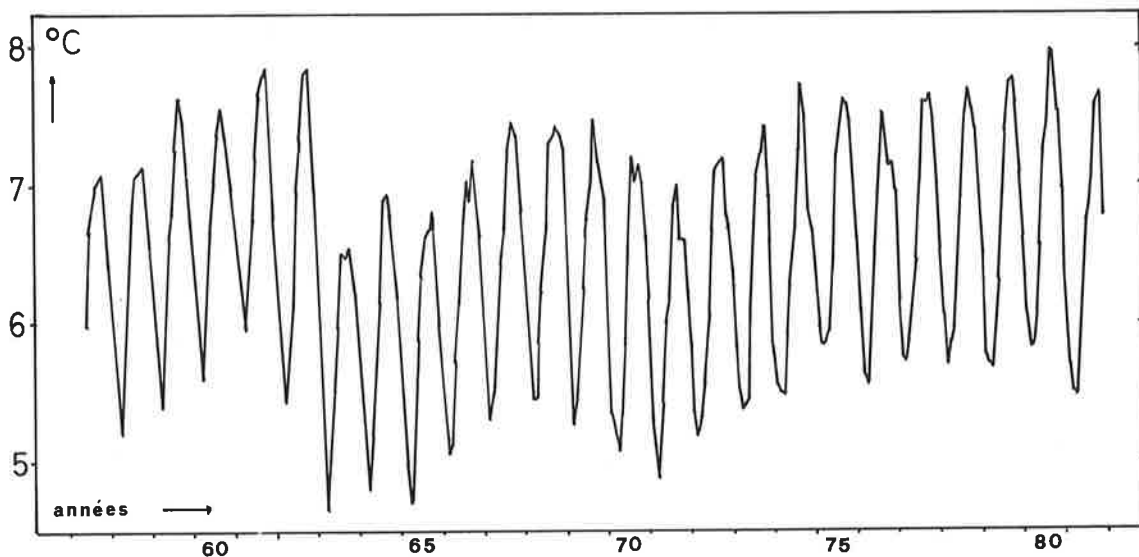
Le graphique indique les variations mois par mois au cours des 25 années considérées. On peut y distinguer trois périodes différentes : 1957 à 1962, 1963 à 1969-1970, 1971 à 1980. Ces périodes sont encadrées par des hivers froids : 1956, 1963, 1971, 1981.

Si nous considérons les périodes hivernales (pointes inférieures du graphique), nous constatons dans chaque période une élévation progressive de la température.

Dans la seconde période, le lac présente la température moyenne la plus basse enregistrée au cours des 24 campagnes annuelles, à savoir 4.7°C en mars 1963. Petit à petit, les hivers sont moins rigoureux jusqu'en 1968, puis un peu plus jusqu'à l'hiver froid de 1971. Ensuite, la température s'élève progressivement jusqu'en 1975; elle reste pratiquement constante les hivers suivants, jusqu'à l'hiver froid de 1981.

Fig. 8

Température de l'eau °C
Grand Lac Moyennes pondérées



On observe des fluctuations analogues pour les périodes estivales.

L'amplitude entre hiver et été, ou vice-versa, est voisine de 2°C (1.97°C en moyenne).

En moyenne pondérée des 24 années, la température maximale de l'eau atteint 7.4°C en août et septembre. Le minimum se situe en mars avec 5.4°C. L'amplitude moyenne est donc de 2.0°C.

Pour le Petit Lac, nous ne citerons que les conclusions suivantes :

L'amplitude été-hiver est d'environ 7°C (6.9°C en moyenne). La température moyenne maxima sur les 24 ans se situe en août avec 11.8°C , et le minimum en février avec 4.9°C .

La stratification thermique

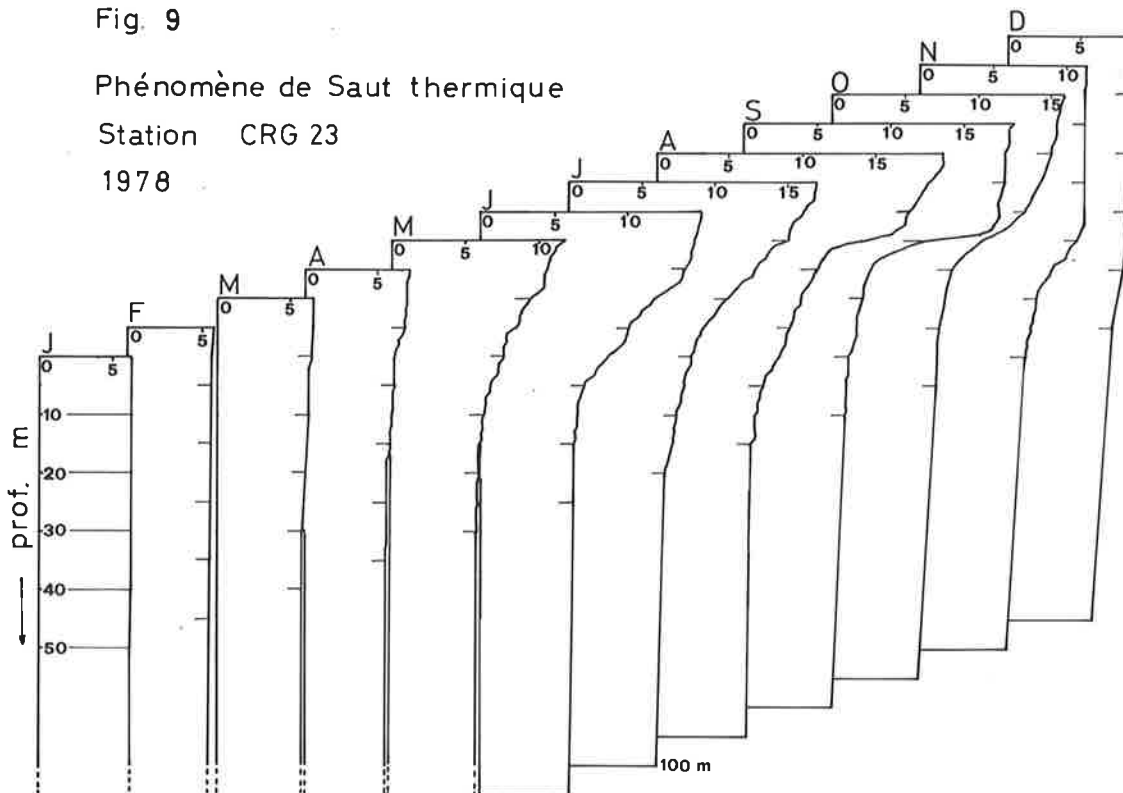
Le réchauffement estival progressif des eaux conduit tout naturellement à une stratification thermique particulièrement marquée en fin d'été, qui se traduit par la formation de couches de densités différentes. Il en résulte la superposition de masses d'eaux chaudes sur des eaux froides, séparées par une zone de faible épaisseur à fort gradient thermique (métalimnion).

Les couches profondes se trouvent ainsi isolées et ne peuvent guère participer aux phénomènes de surface et en profiter. Nous verrons par la suite que ce phénomène physique joue un rôle particulièrement important dans la vie du lac, notamment par la séparation ainsi créée entre les couches où se produit la photosynthèse et celles qui sont le siège de la dégradation de la matière organique.

La figure 9 illustre bien ce phénomène de "saut thermique". On y observe sa formation au cours des mois, jusqu'en août et septembre, puis sa disparition graduelle.

Fig. 9

Phénomène de Saut thermique
Station CRG 23
1978



La circulation - période 1957-1981

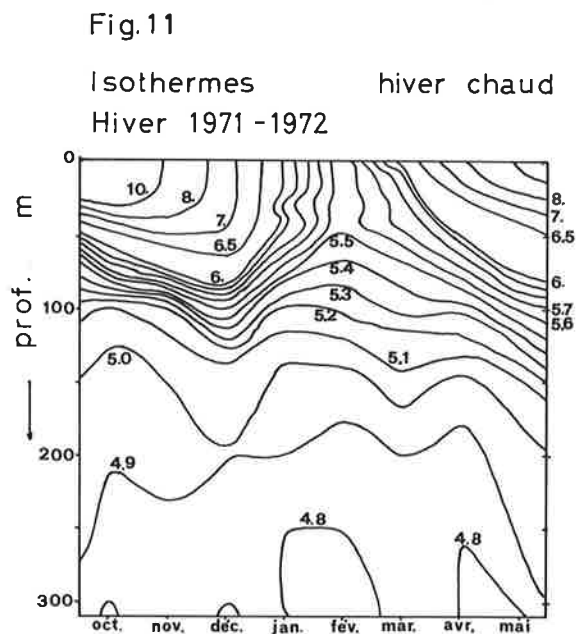
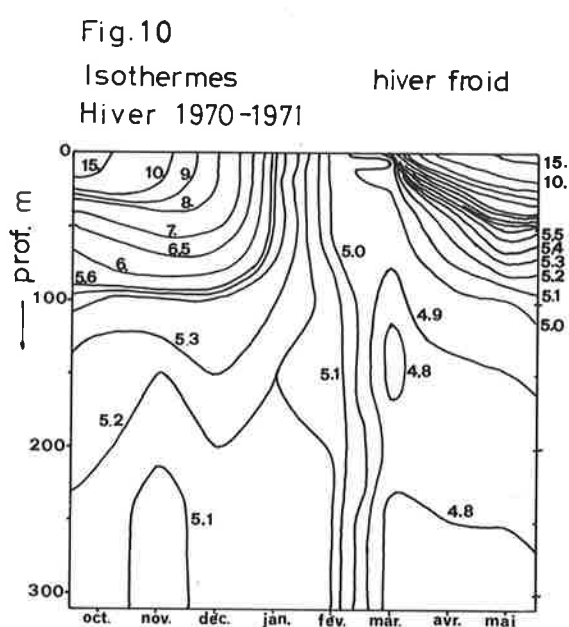
L'intensité de la circulation hivernale est de première importance pour la vie du lac. En effet, suivant la rigueur de l'hiver, et surtout de la fin de l'hiver (mois de février), le lac renouvelle complètement sa provision d'oxygène des couches profondes, ou ne le fait pas. C'est pourquoi le limnologue s'intéresse particulièrement à ce phénomène, qui lui permet de prédire, dans une certaine mesure, l'évolution future du lac.

Cette circulation est plus ou moins intense. Elle peut se borner à la zone superficielle (0 - 50 m), ou s'étendre jusqu'à atteindre le fond. Dans ce dernier cas, elle peut s'accompagner occasionnellement d'un éventuel relargage des éléments contenus dans les sédiments superficiels du lac. Par exemple, elle eut, en 1963 et 1971, des conséquences à la fois peu heureuses par le fait que du phosphore fut relargué, et heureuses parce que la provision d'oxygène fut renouvelée.

Les figures 10 et 11 donnent des exemples d'hiver froid et d'hiver chaud.

L'hiver 1971 fut froid (fig. 10). C'est ainsi que les isothermes 5,0°C et 5,1°C sont quasi verticales en février et vont de la surface au fond du lac. La circulation totale a duré environ un mois.

L'hiver suivant (1972, fig. 11) fut au contraire chaud. On observe, en février, une isotherme verticale qui ne descend pas plus bas qu'une cinquantaine de mètres (environ 5,5°C à 5,6°C). Au dessous de ce niveau, les eaux gardèrent la température de l'année précédente, la zone de 50 à 100 mètres faisant transition.



Au cours des campagnes 1957-1981, nous avons observé les profondeurs de circulation suivantes :

<u>Année (hiver)</u>	<u>Profondeur atteinte</u>	<u>Observations</u>
1956	fond	circulation totale
1957	-	
1958	200 - 250 m	
1959	-	
1960	-	
1961	200 m	
1962	250 m	
1963	fond	circulation totale brutale
1964	fond	circulation totale
1965	50 m	
1966	50 m	
1967	175 m	
1968	150 m	
1969	75 m	
1970	fond	circulation totale
1971	fond	circulation totale brutale
1972	50 m	
1973	100 m	
1974	100 m	
1975	100 m	
1976	110 m	
1977	100 m	
1978	150 m	
1979	fond	circulation totale "douce"
1980	120 m	
1981	fond	circulation totale

Entre chaque hiver froid se situe une période de réchauffement du lac avec des hivers très modérés et des circulations atténuées, la période 1972-1978 (7 ans) ayant été la plus longue.

L'hiver 1979 mérite une mention particulière. C'est la première fois que nous avons assisté à une circulation totale sans effet sur le sédiment, donc sans aucun relargage. Il ne s'est pas agi vraiment d'un hiver froid, mais d'un hiver relativement tempéré. Le fait que le fond du lac était à une température élevée (5.6°C) a permis qu'une perte supplémentaire de chaleur relativement faible (300 cal/cm^2 , ou 1.3 kJ/cm^2 de plus que la moyenne) suffise à provoquer l'homothermie du Grand Lac, phénomène produit "en douceur".

3.1.3 LIAISON AVEC LES ANNEES ANTERIEURES

Sans remonter aux hivers très froids de 1754 ou 1766, les observations météorologiques nous permettent de noter les hivers très froids au cours desquels le lac a été très probablement homogène. Rappelons qu'en météorologie - et ceci se vérifie pour la thermique du lac - l'hiver comprend les mois de décembre, janvier et février. Le millésime indique l'année où l'hiver se termine. Ainsi, l'hiver 1929 comprend décembre 1928, janvier et février 1929. Dans la liste ci-dessous, les millésimes qui portent un astérisque concernent un hiver particulièrement froid. Il s'agit de :

1871	1888	1895*	1934
1872	1890	1907	1942
1880*	1891*	1909	1947
1887	1893	1929*	1956*

F.A. FOREL avait déjà relevé le grand nombre d'hivers froids à la fin du 19ème siècle.

L'hiver froid de 1956, qui a précédé d'une année les travaux de la Commission, et dont les conséquences ont subsisté quelques années dans les profondeurs du Léman, mérite une mention spéciale. En effet, décembre 1955 fut carrément chaud, janvier 1956 le fut tout autant, mais il y eut un "coup de froid" en février qui battit tous les records, même celui de février 1929.

Pour la vie du lac, ce qui compte, c'est l'état à la fin de l'hiver. Ce qui s'est passé auparavant a moins d'importance.

Parmi les hivers très chauds, qui ont favorisé le réchauffement du lac, signalons en particulier les années

1834*	1916*	1958	1966*
1869*	1920	1959	1969*
1877*	1930	1960	1972*
1912	1937	1965*	

* hivers anormalement chauds.

Nous ne nous attarderons pas à décrire les variations de toutes les saisons. La qualité thermique des années joue son rôle sur la vie du lac. Une année chaude est généralement une année ensoleillée, où la croissance des végétaux est favorisée. Inversement, une année froide est souvent pluvieuse et manque d'insolation, ce qui limite la croissance planctonique.

3.1.4 LE BILAN THERMIQUE

F.A. FOREL constate que "les sondages thermométriques permettent de tirer des déductions intéressantes sur le rôle du lac comme agent climatique. Le lac est un modérateur du climat, il emmagasine de la chaleur en été, il la restitue en hiver".

On sait en effet que la présence du lac augmente d'environ 2°C la température annuelle moyenne du milieu ambiant et diminue ainsi la longueur et la rigueur de l'hiver.

Dans le cas particulier, nous mesurons la température moyenne pondérée maximale estivale, ou minimale hivernale. Les différences permettent, connaissant la profondeur moyenne du lac, d'estimer les gains ou les pertes d'énergie, exprimées en calories ou kilojoules par cm^2 .

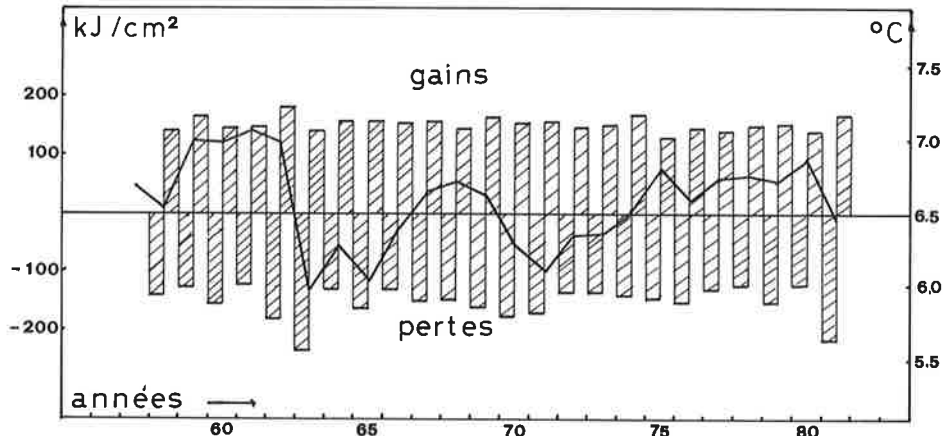
L'annexe 8 indique pour le Grand Lac et le Petit Lac les températures pondérées moyennes, maximales et minimales. Les bilans sont résumés dans l'annexe 9 pour le Grand Lac, et l'annexe 10 pour le Petit Lac.

Le Grand Lac

La figure 12 représente les gains et pertes calorifiques ainsi que les températures moyennes annuelles.

Fig.12

GRAND LAC

Gains et pertes calorifiques kJ/cm^2 Températures moyennes annuelles $^{\circ}\text{C}$ 

On peut remarquer :

- . une variabilité des pertes hivernales plus grande que celle des gains estivaux
- . les pertes importantes des hivers 1963 et 1981
- . la faible importance des gains de 1976, été sec, mais pas particulièrement chaud.

Le bilan thermique du Grand Lac est résumé succinctement dans le tableau suivant :

	Moyenne	Maximum	Minimum
Baisse hivernale de température	- 2.06 $^{\circ}\text{C}$	- 3.25 $^{\circ}\text{C}$ (1963)	- 1.65 $^{\circ}\text{C}$ (1961)
Hausse estivale de température	+ 2.08 $^{\circ}\text{C}$	+ 2.49 $^{\circ}\text{C}$ (1962)	+ 1.81 $^{\circ}\text{C}$ (1975)
Perte hivernale d'énergie			
cal/cm 2	- 35'900	- 56'000 (1963)	- 28'400 (1961)
kJ/cm 2	- 150	- 235	- 119
Gain estival d'énergie			
cal/cm 2	+ 36'300	+ 42'000 (1962)	+ 31'200 (1975)
kJ/cm 2	+ 152	+ 180	+ 131

A fin 1981, la température moyenne pondérée du Grand Lac se trouve être plus élevée de 0.15 $^{\circ}\text{C}$ par rapport au début des études. Cela correspond à un gain de 2'600 cal/cm 2 ou 11 kJ/cm 2 .

Le Petit Lac

Le petit volume de cette partie du Léman, sa faible profondeur moyenne et le temps limité de séjour des eaux font qu'il est malaisé d'interpréter le bilan thermique. Le Petit Lac est donc beaucoup plus sensible aux variations saisonnières, d'où la plus grande amplitude des différences de températures observées.

Le bilan thermique du Petit Lac peut se résumer comme suit :

	Moyenne	Maximum	Minimum
Baisse hivernale de température	- 7.37°C	- 9.47°C (1971)	- 6.28°C (1959)
Hausse estivale de température	+ 7.44°C	+ 10.09°C (1971)	+ 5.84°C (1975)
Perte hivernale d'énergie			
cal/cm ²	- 27'900	- 35'800 (1971)	- 23'700 (1959)
kJ/cm ²	- 117	- 150	- 99
Gain estival d'énergie			
cal/cm ²	+ 28'200	+ 38'100 (1971)	+ 22'100 (1975)
kJ/cm ²	+ 118	+ 160	+ 92

3.1.5 RESUME ET CONCLUSIONS

La période s'étendant de 1957 à 1980 est encadrée par les deux hivers froids de 1956 et 1981. Dans l'intervalle se sont présentés deux autres hivers particulièrement rigoureux: 1962-1963 et 1969-1970. La vie du lac est donc divisée en trois périodes distinctes.

Les mesures de température de l'air, ainsi que les températures observées dans les eaux des pompages au Léman à Lutry et Genève, concordent suffisamment pour permettre de reconstituer l'histoire thermique du Léman antérieure à celle des travaux de la Commission.

Les données de base, tant géographiques que physiques, et les lois qui en découlent, largement étudiées par F.A. FOREL, sont simplement rappelées.

Dans la définition de F.A. FOREL, le Léman est un lac de type tropical (chaud), à température abyssale constante. Cette définition, valable pour le Grand Lac, ne l'est plus pour le Petit Lac, lequel est tempéré.

Dans les couches superficielles du lac, le Grand Lac est la plupart du temps plus chaud que le Petit Lac.

Dans les couches profondes du Grand Lac, en dessous de 50 mètres, l'eau reste perpétuellement froide, tout en prenant peu à peu de la température, environ 0.1°C par an, avec des chutes brutales de température observées après chaque hiver particulièrement froid.

La variation annuelle moyenne de température de l'eau prend l'aspect d'une sinusoïde d'autant plus régulière que l'on est proche de la surface.

Dans le Petit Lac, la température est, en moyenne, et pour les couches superficielles, et en toute saison, inférieure à celle du Grand Lac.

La température moyenne pondérée du Grand Lac est de 6.5°C, avec une amplitude hiver-été de l'ordre de 2.0°C.

La température moyenne pondérée du Petit Lac est de 8.4°C. L'amplitude moyenne été-hiver est de 6.9°C.

La circulation hivernale des eaux joue un rôle primordial. De son amplitude dépend le renouvellement de la provision d'oxygène des couches profondes. De sa vitesse dépend aussi le relargage éventuel de certains éléments, tel le phosphore. Il y a donc des conditions optima qui ne sont que rarement remplies.

Ainsi, la circulation totale des eaux au cours des hivers 1979 et 1981 a été suffisamment douce pour que les sédiments n'aient apparemment pas été touchés.

En revanche, deux périodes ont été observées au cours desquelles du phosphore a été relargué : il s'agit des hivers 1963 et 1971. On ne sait rien sur la circulation totale de 1956, où les concentrations en phosphore étaient minimales.

Certains hivers ont été si modérés que la circulation ne s'est pas étendue en dessous de - 50 mètres; il s'agit de 1965, 1966 et 1972.

Au bout de 25 années, le bilan thermique du Grand Lac est légèrement excédentaire. La température moyenne se trouve avoir augmenté de 0.15°C. Le gain d'énergie est de l'ordre de 2'600 cal/cm² ou 11 kJ/cm², mais ces variations ne sont pas significatives.

Dans le Petit Lac, les amplitudes de température sont beaucoup plus élevées que dans le Grand Lac.

BIBLIOGRAPHIE

- BOUVIER, P., (1960) : Périodicités dans la série des températures moyennes de 1826 à 1959. Publ. Observat. de Genève, fasc. 34, Genève.
- BOUVIER, P., (1961) : Stratoanalyse des températures annuelles. Publ. Observat. de Genève, fasc. 35, Genève.
- BOUVIER, P., et RUCHE, J., (1965) : Deux siècles de météorologie à l'Observatoire de Genève. Publ. Observat. de Genève, fasc. 37, Genève, ou Arch. Sci. Genève, vol. 18, fasc. 2.
- DELEBECQUE, A., (1891) : Note sur les sondages du lac Léman. Ann. Ponts et Chaussées. 15 p. Paris.
- DELEBECQUE, A., (1898) : Les lacs français. Béranger, éd. Paris 435 p.
- DUSSART, B., (1947) : L'étude thermique du lac Léman durant l'été. C.R. Acad. Sci, t. 225 Paris.
- DUSSART, B., (1954) : Température et mouvement des eaux dans les lacs. Introduction à l'étude d'un milieu. Ann. Stat. Centr. Hydrobiol. appl., T V, pp 1-23 Paris.
- DUSSART, B., (1955) : La température des lacs et ses causes de variations. Travaux Assoc. Int. Limnol. théor. et appl., vol. XII, pp. 78-98.
- FOREL, F.A., (1895) : Le Léman, Monographie limnologique, t II, F. Rouge éd. Lausanne. Slatkine Reprints, 1969, Genève.
- HOERNLIMANN, J., (1886) Ueber Seetiefen Messungen. Schw. Bauzeitung Bd VII.
- HUBAULT, E., (1947) : Etudes thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'Est de la France. Ann. Ecole nat. Eaux et Forêts, t. X, fasc. 2, Berger-Levrault, éd. Paris.
- LUGEON, P., (1934) : Tables crépusculaires. Varsovie.
- MONOD, R., (1956) : Contribution à l'étude des variations de la composition chimique de l'eau du lac Léman. Phénomènes de pollution et d'autoépuration à l'embouchure du Flon à Vidy (Thèse). Ann. Stat. Centr. Hydrobiol. t. VI pp. 233-345. Jouve, éd. Paris.
- MONOD, R., (1964) : Rapport sur l'état sanitaire du Léman de 1957 à 1960. Comm. int. prot. Léman. Ere Nouvelle impr. Lausanne.
- MONOD, R., (1965) : Influence des grands froids de l'hiver 1962-1963 sur l'état sanitaire du lac Léman. Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat. No 318, vol. 69, fasc. 2.
- MONOD, R., (1972-1982) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux contre la pollution. Campagnes annuelles 1971 à 1981.
- VIVIER, P., (1944) : Température et oxygène dissous dans le Léman français. C.R. Somm. Séances. Soc. Biol. 182, 4 p. Paris.
- VIVIER, P., (1946) : La Vie dans les eaux douces. Ed. P.U.F., Coll. Que Sais-je No 233, Paris, 128 p.

3. Evolution de l'état du Léman

3.0 Introduction

3.1 Le régime thermique du Léman

3.2 Evolution physico-chimique

3.3 Métaux lourds dans les sédiments lacustres

3.4 Phosphore dans les sédiments lacustres

3.5 Bactériologie

3.6 Plancton

3.7 Faune piscicole

3.8 Faune benthique

3.9 Macrophytes

3.10 Micropolluants dans les poissons

3

EVOLUTION DE L'ETAT DU LEMAN

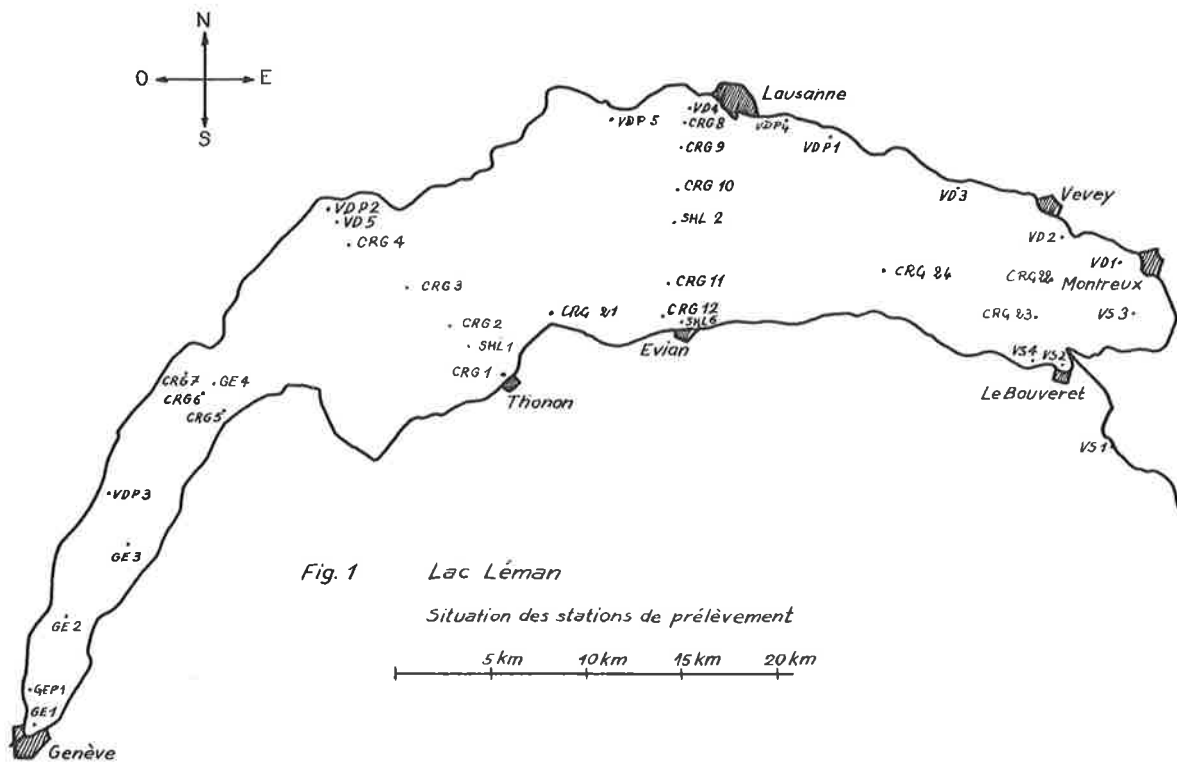
Introduction

René MONOD

CHOIX DES STATIONS DE PRELEVEMENT

Au début des recherches (1957), les auteurs des programmes d'investigation estimèrent qu'il convenait de choisir l'emplacement des stations de prélèvement sur l'ensemble du lac en premier lieu en fonction de la concentration démographique sur les rives, donc à proximité des côtes où l'altération des eaux du lac était la plus visible. Mais il est apparu également nécessaire de disposer de lieux de référence dans le centre du Léman. Enfin la conjugaison d'objectifs à la fois limnologiques et hygiéniques amena à surveiller en plus l'affluent principal, le Rhône à son embouchure, l'émissaire, le Rhône en rade de Genève, et un certain nombre de pompages d'eau de boisson. Il en résulte l'établissement d'un réseau de recherches relativement serré comme l'indique la figure 1 sur laquelle ressortent nettement quatre transversales dénommées

- Vevey - Saint-Gingolph
- Lausanne - Evian
- Rolle - Rhonon
- Nyon - Messery (entrée du Petit-Lac).



Les diverses stations exploitées ont été repérées selon la carte nationale de la Suisse éditée par l'Office topographique fédéral, ce qui a permis de préciser leur situation et d'en indiquer les coordonnées (figure 3).

Figure 3

Situation des stations de prélèvements

Station	Localisation	Coordonnées
Grand Lac		
VS 2	Le Bouveret	555.05 / 137.66
VS 4	St. Gingolph	553.51 / 137.57
VS 3	Villeneuve	558.74 / 140.30
VD 1	Montreux	558.86 / 142.97
VD 2	Vevey	555.23 / 144.40
VD 3	Rivaz	549.60 / 146.95
VD 4	Vidy-Lausanne	535.63 / 150.95
VD 5	Rolle	516.74 / 145.08
SHL 1	Large de Thonon	523.80 / 138.50
SHL 2	Centre lac	534.70 / 144.95
SHL 6	Evian	535.15 / 139.60
CRG 1	Axe Rolle-Thonon	525.66 / 137.25
CRG 2	Axe Rolle-Thonon	522.83 / 139.51
CRG 3	Axe Rolle-Thonon	520.50 / 141.45
CRG 4	Axe Rolle-Thonon	517.61 / 143.78
CRG 8	Axe Ouchy-Evian	535.25 / 150.23
CRG 9	Axe Ouchy-Evian	535.13 / 149.07
CRG 10	Axe Ouchy-Evian	534.87 / 146.69
CRG 11	Axe Ouchy-Evian	534.33 / 141.71
CRG 12	Axe Ouchy-Evian	534.17 / 140.21
CRG 21	Embouchure Dranse	529.87 / 140.75
CRG 22	Haut Lac	552.50 / 142.50
CRG 23	Canyon du Rhône	551.70 / 139.97
CRG 24	Est Grande Plaine	542.50 / 143.40
* VDP 1	Pompape Lutry	542.75 / 149.77
* VDP 2	Pompape Rolle	516.20 / 145.60
* VDP 4	Pompape Pully	-
* VDP 5	Pompape St.Sulpice	541.70 / 150.15
Petit Lac		
CRG 5	Axe Nyon-Messery	510.96 / 134.75
CRG 6	Axe Nyon-Messery	509.80 / 136.15
CRG 7	Axe Nyon-Messery	508.82 / 136.85
GE 1	Rade de Genève	501.15 / 118.45
GE 2	Fosse de Bellevue	502.58 / 123.91
GE 3	Fosse de Chevrens	506.10 / 128.04
GE 4	Fosse de Nyon	510.61 / 136.56
* VDP 3	Pompape Coppet	505.18 / 130.74
* GEP 1	Pompape Genève	501.96 / 121.78
*) Les coordonnées des pompages indiquent l'emplacement de la crépine. L'emplacement du pompage de Pully (VDP 4) a été comblé.		

Les niveaux de prélèvement ont été minutieusement choisis en fonction des connaissances de l'époque et des expériences acquises. Il y a un intérêt certain, pour un lac de grande profondeur comme le Léman, à multiplier les prélèvements dans les couches épilimniques, soumises à des modifications rapides d'origines tant thermiques que biologiques. Par contre, on peut, sans altérer la qualité des informations, espacer les niveaux de prélèvements dans les couches plus profondes, où les mouvements d'eaux sont lents et les échanges atténués. Cependant, il peut devenir nécessaire de resserrer les prélèvements près du fond, en particulier pour l'étude des échanges à l'interface eau-sédiment.

La grille des niveaux des prélèvements aux diverses stations se trouve à la figure 4.

Figure 4

NIVEAUX DES PRELEVEMENTS AUX DIVERSES STATIONS		0 m	5 m	10 m	20 m	30 m	40 m	50 m	60-70 m	100 m	150 m	170 m	200 m	225 m	250 m	275 m	300 m
<u>Grand Lac</u>																	
VS	2	x	x	x	x	x	x	x									
VS	4	x	x	x	x	x	x	x									
VS	3	x	x	x	x	x	x	x									
VD	1	x	x	x	x	x	x	x									
VD	2	x	x	x	x	x	x	x									
VD	3	x	x	x	x	x	x	x									
VD	4	x	x	x	x	x	x	x									
VD	5	x	x	x	x	x	x	x									
SHL	1	x	x	x	x	x	x	x		x	x						
SHL	2	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x
SHL	6	x	x	x	x	x	x	x									
CRG	1	x	x	x	x	x	x	x									
CRG	2	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x					
CRG	3	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x					
CRG	4	x	x	x	x	x	x	x		x							
CRG	8	x	x	x	x	x	x	x		x							
CRG	9	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x				
CRG	10	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x				x
CRG	11	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x				x
CRG	12	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x				
CRG	21	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x				
CRG	22	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x				
CRG	23	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x				
CRG	24	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x		x		x
VDP	1							x									
VDP	2						x										
VDP	4				x												
VDP	5							x									
<u>Petit Lac</u>																	
CRG	5	x	x	x	x	x	x										
CRG	6	x	x	x	x	x	x	x	x								
CRG	7	x	x	x	x	x	x	x	x								
GE	1	x															
GE	2	x	x	x	x	x	x	x									
GE	3	x	x	x	x	x	x	x									
GE	4	x	x	x	x	x	x	x									
VDP	3						x										
GEP	1							x									

(Les niveaux - 225 m et - 275 m n'ont été étudiés que de 1977 à 1980)

Des prélèvements serrés près du fond ont été effectués en 1978.

Au début des études, soit en 1957-1958, le nombre des campagnes annuelles de prélèvement fut limité à six. Il passa à sept en 1959, puis à huit en 1965. Cependant, de l'avis général des limnologues, cette fréquence était encore insuffisante. Aussi, en 1970, anticipant sur le premier programme quinquennal 1971-1975, la Commission décida l'introduction de campagnes mensuelles (figure 5).

Figure 5

ETUDE DU LEMAN												
FREQUENCE DES MESURES												
Années	Mois											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1957			x		x	x	x		x		x	
1958			x		x	x	x		x		x	
1959			x		x	x	x	x	x		x	
1960			x		x	x	x	x	x		x	
1961			x		x	x	x	x	x		x	
1962			x		x	x	x	x	x		x	
1963			x		x	x	x	x	x		x	
1964			x		x	x	x	x	x		x	
1965		x	x		x	x	x	x	x	x	x	
1966		x	x		x	x	x	x	x		x	
1967		x	x		x	x	x	x	x		x	
1968		x	x		x	x	x	x	x		x	
1969		x	x		x	x	x	x	x		x	
1970	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1971	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1972	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1973	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1974	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1975	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1976	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1977	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1978	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1979	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1980	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Il est important de noter que les prélèvements eurent lieu à dates fixes, identiques pour tous les laboratoires. Dans l'ensemble, le nombre de campagnes partiellement abandonnées à cause des intempéries fut très faible. Certaines années, quatre, voire cinq bateaux laboratoires, mobilisant une douzaine d'opérateurs, étaient engagés simultanément dans les divers secteurs du Léman.

L'observation aussi stricte que possible des règles fixées est le gage de la bonne qualité générale des informations recueillies qui font l'objet de la présente synthèse.

Ajoutons enfin que les règles indiquées ci-dessus concernent l'ensemble des études générales du Léman, thermique, physicochimique, bactériologie et biologie. Les paramètres étudiés sont énumérés au début de chaque chapitre particulier.

METHODE DE CALCUL DES MOYENNES PONDEREES ET DES STOCKS

Le calcul est basé sur le principe de la stratification volumétrique de 20 m en 20 m, établie par HUBAULT (1930). Les surfaces des différentes couches sont obtenues par planimétrie à partir de la carte des sondages du Léman, effectués sous la direction de DELEBECQUE et de HOERNLIMANN de 1886 à 1889, et qui ont nécessité près de 12'000 coups de sonde. Aucun sondage complet n'a été effectué depuis lors.

Le volume de chaque couche (strate) est calculé selon la formule du tronc de cône :

$$V = (S + S' + \sqrt{S \cdot S'}) \cdot \frac{H}{3} \quad \text{où}$$

S et S' sont les surfaces des deux bases du tronc de cône limitant la strate

et

H est la hauteur du tronc de cône, ou l'épaisseur de la strate.

Cette méthode a initialement été utilisée pour le calcul de la provision annuelle de chaleur.

Citons HUBAULT :

"La température moyenne d'hiver et été s'obtient en multipliant la température de chaque strate en profondeur par le pourcentage que représente le volume de cette couche par rapport au volume total des eaux du lac et en ajoutant les résultats obtenus".

Dans le présent rapport, nous appliquons cette technique à l'ensemble des déterminations effectuées sur le Léman, suivant la formule :

$$\bar{C} = \sum (C_i \cdot \frac{V_i}{V})$$

C_i = concentration moyenne dans la strate

V_i = volume de la strate

V = volume total du lac

A partir des moyennes pondérées ainsi calculées, on obtient aisément, le cas échéant, le stock de matière contenue dans le lac par simple multiplication par le volume du lac. Dans le cas particulier, étant donné le volume du Léman, le stock est exprimé en tonnes, voire en milliers de tonnes.

Lors du calcul des concentrations moyennes par strate, toutes les valeurs observées, qu'elles soient littorales ou pélagiques, ont un même poids. On introduit ainsi un certain "biais". Mais étant donné les divers mouvements des eaux du lac, tout essai de différenciation du poids d'une station par rapport à une autre relève aussi de l'arbitraire.

Dès 1981, où il n'y a plus qu'un seul point de recherche dans le Grand Lac, on extrapole les données recueillies en ce point à l'ensemble du Grand Lac.

Les niveaux de prélèvements ne coïncident pas avec les diverses strates. Là où les mesures sont serrées (épilimnion) la concentration moyenne de la strate est une moyenne de plusieurs mesures. Dans l'hypolimnion, où les observations sont plus espacées, la concentration de chaque strate est interpolée.

A partir de 1981 le modèle de HUBAULT a été adapté pour tenir compte des niveaux effectifs des prélèvements.

Le tableau ci-après donne les valeurs de la stratification volumétrique de la surface au fond pour l'ensemble du Léman (HUBAULT) et celles calculées par la Commission pour les deux parties du lac.

	LEMAN selon HUBAULT		GRAND LAC		PETIT LAC	
	Volume km ³	Fraction du total	Volume km ³	Fraction du total	Volume km ³	Fraction du total
0	11.171769	0.126	9.784769	0.114	1.387000	0.430
20	10.257020	0.115	9.171020	0.107	1.086000	0.336
40	9.260090	0.104	8.598090	0.100	0.662000	0.205
60	8.118356	0.091	8.026356	0.094	0.092000	0.029
80	7.399250	0.083	7.399250	0.086	-	-
100	6.762100	0.076	6.762100	0.079	-	-
120	6.169210	0.069	6.169210	0.072	-	-
140	5.578148	0.063	5.578148	0.065	-	-
160	5.113550	0.058	5.113550	0.060	-	-
180	4.605340	0.052	4.605340	0.054	-	-
200	4.080270	0.046	4.080270	0.048	-	-
220	3.504360	0.039	3.504360	0.041	-	-
240	2.841590	0.032	2.841590	0.033	-	-
260	2.181330	0.025	2.181330	0.025	-	-
280	1.652821	0.019	1.652821	0.019	-	-
300	0.225460	0.002	0.225460	0.003	-	-
Fond						
TOTAL	88.920664	1.000	85.693664	1.000	3.227000	1.000

BIBLIOGRAPHIE

HUBAULT, E., (1947) : Etudes thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'Est de la France. Ann. Ecole nat. Eaux et Forêts, t. X, fasc. 2, Paris, Berger-Levrault éd.

MONOD, R., (1977) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Campagne 1976 - Rapports Comm. int. prot. eaux Léman, Sous-commission technique, p. 58-60.

3.2.5 Equilibres carboniques et paramètres associés

Paul BLANC et René MONOD

3.2.5.1 AVANT-PROPOS

Contrairement aux autres chapitres traitant chacun d'un seul élément, ou des composés d'un seul élément, le présent chapitre englobe sous le titre "Equilibres carboniques", les observations faites sur les composés du carbone : carbonates et bicarbonates (TAC), carbone organique total (TOC ou COT), et les observations relatives aux paramètres associés à ces équilibres, principalement le pH, le calcium, le magnésium, le strontium et la conductivité. Pour ce dernier paramètre, nous verrons que, bien qu'elles ne soient pas liées uniquement aux équilibres carboniques, les variations spatio-temporelles observées sont cependant à rattacher en majeure partie aux modifications de minéralisation associées à celles des équilibres carboniques.

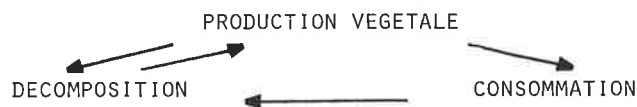
3.2.5.2 LE CYCLE DU CARBONE DANS UN LAC

Le carbone, par ses propriétés chimiques uniques, est le constituant majeur de tous les composants du monde vivant végétal et animal; il est en effet le constituant principal du "squelette" de toutes les molécules participant au phénomène "vie". Il entre directement en combinaison avec l'hydrogène, l'oxygène, l'azote et le soufre et indirectement avec le phosphore et de nombreux autres éléments à l'état de traces (oligoéléments) pour former une multitude de molécules. Les cycles du carbone et de ces autres éléments sont donc très intimement imbriqués.

Dans le monde inerte le carbone est présent presque exclusivement sous forme d'anhydride carbonique (CO_2) et de ses sels avec quelques métaux, le principal étant le carbonate de calcium. L'anhydride carbonique est de loin l'anhydride d'acide gazeux le plus abondant de l'atmosphère; sa concentration moyenne y est cependant très faible (0.03 à 0.04 % en volume). Sa solubilité dans l'eau très élevée et sa transformation en acide carbonique font de ses dérivés et éléments associés les éléments majeurs de la minéralisation des eaux continentales transitant par des formations géologiques sédimentaires à composants calcaires.

La majeure partie du carbone présent dans les eaux douces s'y trouve sous forme de composés dérivés de l'anhydride carbonique; une fraction généralement beaucoup plus faible s'y trouve dans des composés organiques constituant d'une part les organismes vivants (phytoplancton, zooplancton, faune aquatique) et d'autre part leurs détritits et les organismes morts en cours de décomposition.

Les processus de passage de l'une à l'autre de ces formes peuvent être résumés par le cycle :



La figure 1 schématise le cycle du carbone d'un écosystème lacustre et ses relations avec l'atmosphère et le bassin versant.

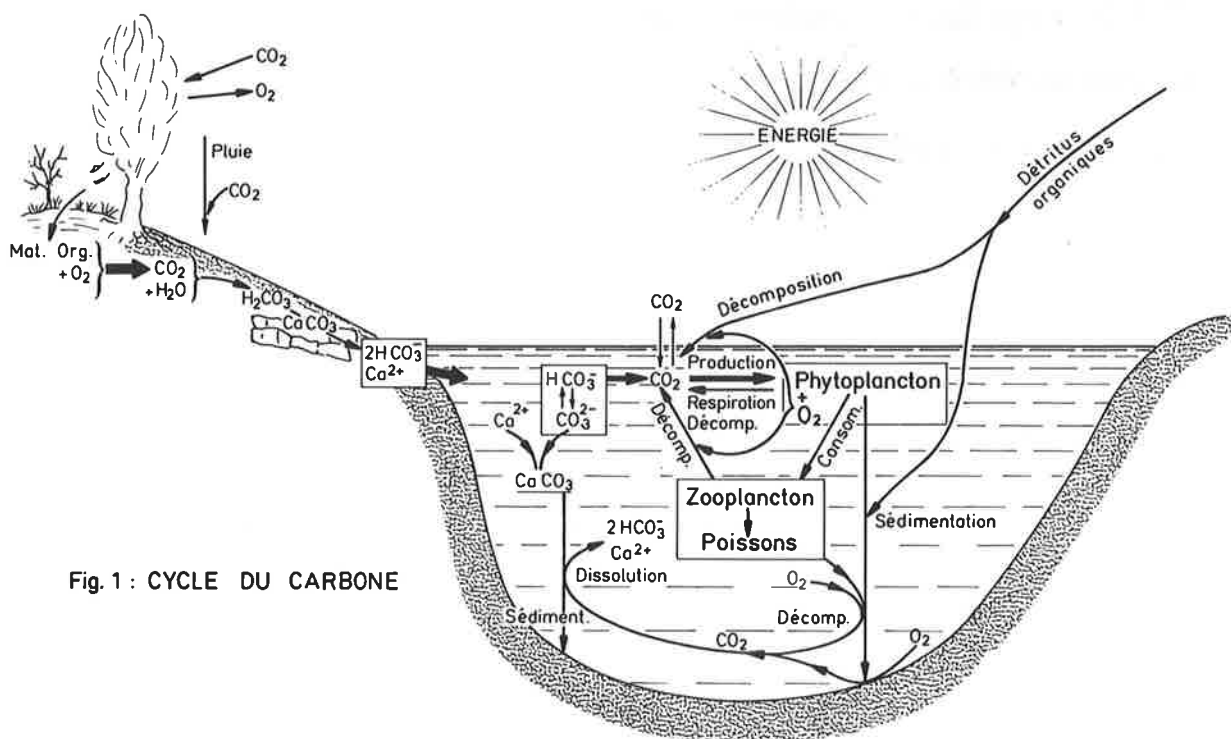


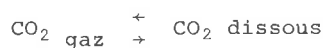
Fig. 1: CYCLE DU CARBONE

3.2.5.3 REACTIONS REGISSANT LES EQUILIBRES CARBONIQUES

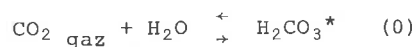
Les équilibres des espèces minérales dérivées de l'anhydride carbonique en solution dans l'eau ont fait l'objet d'études très détaillées notamment par STUMM et MORGAN (1981), MOREL (1983), WETZEL (1975), GOLDMAN et HORNE (1983), POIRIER, LEGRAND et LEROY (1981).

Nous présentons ci-après les principales réactions mises en jeu depuis la dissolution du CO₂ atmosphérique et le transfert de ses dérivés jusqu'aux processus biologiques.

1. Dissolution du CO₂ atmosphérique



Par convention, on écrit CO₂ dissous non hydraté + H₂CO₃ non dissocié = H₂CO₃^{*}. Les [] indiquent des concentrations.



$$K_o = \frac{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]}{[\text{CO}_2 \text{ gaz}] \cdot [\text{H}_2\text{O}]}$$

K_o = constante de dissolution

[H₂O] = 1

[CO₂ gaz] = pression partielle du CO₂ ≈ 0,0003 atm dans l'air

[H₂CO₃^{*}] = moles.l⁻¹

La loi de Henry de dissolution des gaz s'écrit :

$$[\text{H}_2\text{CO}_3^*] = p \text{ CO}_2 \cdot K_H$$

K_H étant le coefficient de solubilité dépendant de la température (T) et la force ionique (I) de la solution. STUMM et MORGAN (1970) donnent, avec T exprimée en degrés absolus et I en moles.l⁻¹.

$$\log [\text{H}_2\text{CO}_3^*] = \log p \text{ CO}_2 - 14,0184 + 0,015264 T - 2385,73/T - I (0,84344 - 0,004471 T + 6,66 \cdot 10^{-6} T^2)$$

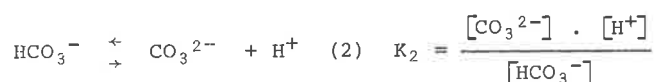
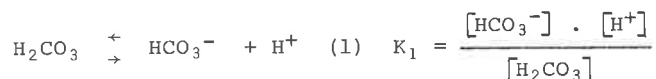
par exemple à 20°C dans l'eau pure en équilibre avec l'atmosphère, on a :

$$\log [\text{H}_2\text{CO}_3^*] = -4,93 \text{ d'où } [\text{H}_2\text{CO}_3^*] = 1,18 \cdot 10^{-5} \text{ moles.l}^{-1} \text{ soit } 0,52 \text{ mg CO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$$

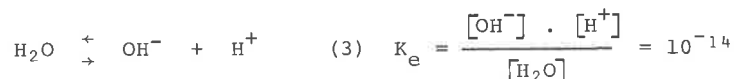
Cette quantité très faible d'anhydride dissous donne cependant à l'eau une acidité suffisante pour lui conférer son pouvoir d'altération des minéraux notamment des roches calcaires.

2. Le CO₂ dans la phase aqueuse

En milieu aqueux, l'acide carbonique se dissocie selon les réactions suivantes, caractérisées par les constantes de dissociation K_1 et K_2 .



L'eau elle-même est soumise à dissociation :



$$[\text{H}_2\text{O}] = 1 \text{ donc } [\text{OH}^-] \cdot [\text{H}^+] = 10^{-14}$$

En posant $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$, les constantes de dissociation de l'acide carbonique deviennent :

$$\log K_1 = \log [\text{HCO}_3^-] - \text{pH} - \log [\text{H}_2\text{CO}_3]$$

$$\log K_1 = 14,8435 - 3404,71/T - 0,032786 T \quad (\text{HARNED, DAVIS, 1943})$$

$$\log K_2 = \log [\text{CO}_3^{2-}] - \text{pH} - \log [\text{HCO}_3^-]$$

$$\log K_2 = 6,498 - 2902,39/T - 0,02379 T \quad (\text{HARNED, SCHOLE, 1941})$$

La combinaison de ces résultats montre que le CO_2 dissous libre, l'ion bicarbonate HCO_3^- et l'ion carbonate CO_3^{2-} ne peuvent coexister simultanément tous les trois en quantités appréciables. Les proportions relatives de chacun d'eux dépendent du pH de la solution et sont données par la figure 2 tirée de SCHMITT (1955).

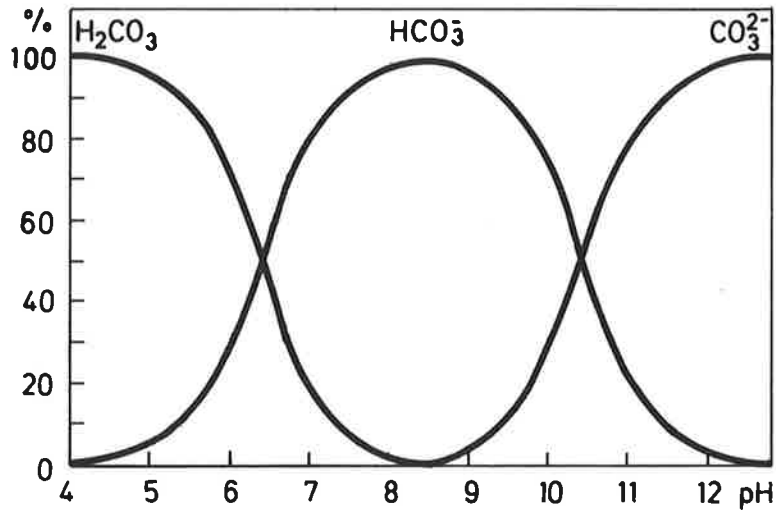
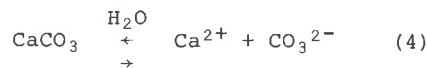


Fig. 2 - PROPORTIONS RELATIVES DE H_2CO_3 , HCO_3^- ET CO_3^{2-} EN FONCTION DU pH

3. Le carbonate de calcium et les équilibres carboniques

En présence d'eau pure, le carbonate de calcium se dissout pour donner des ions Ca^{2+} et CO_3^{2-}



Le produit de solubilité $K_C = [\text{Ca}^{2+}] \cdot [\text{CO}_3^{2-}]$ est dépendant de la température :

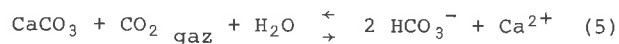
$$\log K_C = 13,870 - 3059/T - 0,04035 T \quad (\text{JACOBSON et LANGMUIR, 1974})$$

par exemple à 20°C

$$\log K_C = -8,39 \text{ et } [\text{Ca}^{2+}] = [\text{CaCO}_3] \text{ dissous} = 10^{-4,2} \text{ mole.l}^{-1},$$

$$\text{soit } 6,3 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$$

Nous sommes loin des teneurs rencontrées habituellement dans les eaux de surface des régions à sous-sol calcaire. En effet la présence d'anhydride carbonique dissous confère à l'eau une agressivité chimique qui permet la solubilisation de quantités beaucoup plus importantes de carbonate de calcium suivant l'équation globale (5) résultant de la combinaison des réactions (0), (1), (2) et (4).



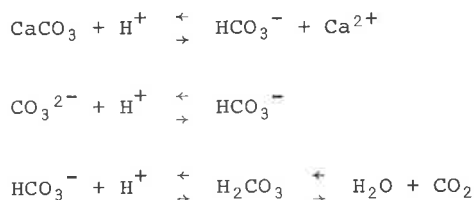
Pour que les constantes d'équilibre des réactions unitaires soient satisfaites, il se produit une solubilisation du carbonate de calcium avec consommation d'acide carbonique (neutralisation). Le milieu s'appauvrit en conséquence en CO_2 dissous; celui-ci cependant est en général renouvelé très activement dans les couches superficielles des sols grâce à l'activité des bactéries décomposant la matière organique. L'apport de CO_2 permet à la réaction de dissolution du CaCO_3 de se poursuivre.

Lorsque la phase aqueuse est isolée du substrat calcaire ou qu'elle n'est plus approvisionnée en CO_2 gazeux, l'équilibre s'installe, fixant ainsi la composition chimique de l'eau.

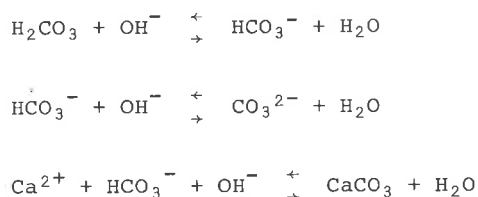
Simultanément d'autres sels, tels que chlorures, nitrates, sulfates, se solubilisent par dissolution physique simple. Ils interviennent dans la composition de l'eau du fait de leur propre présence mais aussi par leur action sur la force ionique qui modifie l'activité de chaque espèce ionique. Leur action peut aussi être plus directe si ces sels contiennent un ion intervenant déjà dans les équilibres carboniques. C'est le cas notamment du sulfate de calcium.

4. Pouvoir tampon

Comme tout système à l'équilibre, le système carbonique tend à s'opposer aux modifications que l'on veut lui faire subir. En effet, si l'on ajoute au système une solution acide, les ions H^+ vont être consommés par le jeu des réactions suivantes :



inversement l'addition d'une base provoque les réactions :



Les modifications de pH du système sont de ce fait très amorties tant que la réserve de l'ion intervenant dans la neutralisation de l'ion apporté est suffisante (système tampon).

5. Saturation, sous-saturation et sursaturation

La dissolution du carbonate de calcium est un phénomène dynamique assujéti à la disponibilité du CO_2 dissous, elle-même dépendante pour une part faible de la dissolution du CO_2 atmosphérique mais surtout de la production de CO_2 par les micro-organismes décomposant la matière organique présente dans le milieu.

Tout gain ou perte de CO_2 provoque le déplacement des équilibres respectivement dans le sens d'une solubilisation du carbonate de calcium s'il y en a en contact avec l'eau, ou vers une précipitation de carbonate de calcium.

Lorsque l'eau contient un excès de CO_2 , elle est dite sous-saturée vis-à-vis du CaCO_3 ou "agressive". Inversement un déficit en CO_2 rend l'eau sursaturée ou "incrustante". Pour chiffrer le taux de sursaturation ou de sous-saturation, la notion d'indice de saturation a été introduite.

L'indice de saturation de la calcite (IS_c) est le rapport entre le produit des activités ioniques des ions Ca^{2+} et CO_3^{2-} en solution et le produit de solubilité K_c de la calcite. On déduit des équations générales des équilibres carboniques :

$$\log \text{IS}_c = \log K_2 + \log (\text{HCO}_3^-) + \text{pH} + \log (\text{Ca}^{2+}) - \log K_c$$

(HCO_3^-) et (Ca^{2+}) sont les activités des ions considérés évaluées à l'aide de la formule de Debye-Hückel telles que :

8. *Autres paramètres influencés par les équilibres carboniques*- *ALCALINO-TERREUX*

Il faut citer les alcalino-terreux qui accompagnent généralement le calcium : magnésium, strontium et baryum.

Le magnésium est un élément constitutif de la molécule de chlorophylle. La quantité de magnésium liée à la chlorophylle peut être considérée comme négligeable. En effet la chlorophylle dans l'eau du lac atteint un maximum de $300 \mu\text{g.l}^{-1}$; sa teneur en magnésium étant de 2,7 %, seuls $8 \mu\text{g.l}^{-1}$ de magnésium lui sont liés. La solubilité des carbonates de magnésium est dix fois plus élevée que celle de la calcite, ce qui explique que généralement les fluctuations du magnésium sont beaucoup plus faibles que celles du calcium. Le magnésium peut cependant être co-précipité avec la calcite.

- *DURETES*

On distingue deux types de dureté :

. *La dureté totale*

La dureté totale est due à la totalité des ions alcalino-terreux formant des sels insolubles avec les savons. Elle subit donc les variations cumulées de ses composants principaux, calcium, magnésium, strontium.

. *La dureté permanente*

La dureté permanente est la dureté résiduelle après précipitation de la totalité des carbonates précipitables. C'est la différence entre la dureté totale et l'alcalinité. Elle est donc due à l'excès d'alcalino-terreux s'équilibrant avec les ions autres que les carbonates et bicarbonates tels que sulfates, chlorures, nitrates.

- *CONDUCTIVITE*

La conductivité électrique étant un paramètre global dépendant du nombre et de la mobilité des ions en solution, elle subit toutes les modifications sensibles de la minéralisation de l'eau. Les espèces chimiques participant aux équilibres carboniques étant aussi les ions majeurs des eaux du Léman, leurs variations se répercutent nécessairement sur la conductivité.

3.2.5.4 *OBSERVATIONS EFFECTUEES SUR LE LEMAN*1. *Paramètres mesurés*

Les paramètres suivants ayant des relations étroites avec les équilibres carboniques ont été mesurés sur eau brute :

- *pH*

Jusqu'en 1970 il a été mesuré à l'aide d'une méthode colorimétrique; depuis, les mesures se font à l'aide de pH mètre à électrode de verre. Les calculs des valeurs moyennes pondérées ont été effectuées sur les concentrations pondérées en ions H^+ et reconverties en unité pH :

$$\text{pH}_{\text{moy}} = - \log_{10} \frac{\sum_1^n v_i \cdot 10^{-\text{pH}_i}}{\sum_1^n v_i}$$

v_i = volume partiel

n = nombre de volumes partiels considérés.

- *ALCALINITE*

Elle est mesurée par titration à l'acide jusqu'à pH 4,5. Les résultats sont exprimés en milliéquivalents par litre.

- *DURETES - CALCIUM - MAGNESIUM - STRONTIUM (mé.l⁻¹)*. *La dureté totale*

La dureté totale est mesurée par complexométrie, méthode qui dose la somme des cations alcalino-terreux.

. *Le calcium*

Le calcium est mesuré lui aussi par complexométrie.

. *Le magnésium*

Le magnésium est obtenu par la différence dureté totale moins calcium. Depuis 1970 quelques laboratoires dosent le calcium et le magnésium par spectrophotométrie d'absorption atomique et donnent comme dureté la somme calcium + magnésium.

. *Le strontium*

Le strontium a été analysé en quelques points. Sa participation à la dureté totale est relativement faible ($\approx 0.01 \text{ mé.l}^{-1}$).

. *La dureté permanente*

La dureté permanente est la différence entre la dureté totale et l'alcalinité.

- *CONDUCTIVITE ELECTRIQUE*

Elle est mesurée à l'aide d'un conductimètre à pont de Wheatstone alimenté en courant alternatif.

Elle est exprimée en micro Siemens par centimètre ($\mu\text{S.cm}^{-1}$). Les mesures sont effectuées soit à 25°C, soit à la température ambiante; les valeurs, dans ce cas, sont ramenées à 25°C à l'aide de la table de Pleisner qui se résume en la formule suivante :

$$\text{Conductivité à } 25^{\circ}\text{C} = \frac{\text{conductivité à } t^{\circ}\text{C}}{1 + 0.0198 (t - 25)}$$

- *CARBONE ORGANIQUE TOTAL*

Il est mesuré à l'aide d'un appareillage spécifique dans lequel, après élimination du carbone minéral (CO_2 , HCO_3^- et CO_3^{2-}) par acidification et dégazage, l'échantillon est soumis à une photooxydation par un rayonnement ultraviolet en présence de persulfate en milieu acide. Le CO_2 formé est entraîné par un courant de gaz inerte et mesuré par photométrie infra-rouge.

2. *Stations de prélèvement et périodes d'exploitation*

Les stations de prélèvement et les périodes d'observation pour chacun des paramètres étudiés sont données respectivement aux chapitres 3.0 et 3.2.0.

3.2.5.5 RESULTATS

1. Minéralisation totale et comparaison avec les anciennes analyses

L'examen de l'analyse chimique de l'eau du Léman en période d'homogénéité succédant à un brassage hivernal complet nous permet de situer la part de chacun des sels dissous majeurs dans la minéralisation de l'eau. Le tableau 1 donne cette analyse en mars 1981.

TABLEAU 1 - Composition de l'eau du Léman le 2 mars 1981 au point SHL 2, Centre du Grand Lac, après brassage hivernal ayant homogénéisé totalement les eaux

Paramètres		mé/l	% ionique
pH		7.8	
Conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$ à 25°C		301	
Calcium Ca^{2+}	mg/l	47.0	2.345
Magnésium Mg^{2+}	mg/l	6.4	0.526
Strontium Sr^{2+}	mg/l	0.50	0.011
Sodium Na^+	mg/l	3.55	0.154
Potassium K^+	mg/l	1.40	0.036
Alcalinité (TAC) mg/l HCO_3^-		113.5	1.86
Sulfate SO_4^{2-}	mg/l	50.1	1.042
Chlorure Cl^-	mg/l	4.50	0.127
Silice SiO_2	mg/l	2.00	
Nitrate NO_3^-	mg N/l	0.55	0.039
Nitrite NO_2^-	mg N/l	0.000	0.000
Ammonium NH_4^+	mg N/l	0.008	0.001
Azote total	mg N/l	0.67	
Azote organique	mg N/l	0.12	
Orthophosphate	mg P/l	0.077	0.008
Phosphore total	mg P/l	0.085	
Somme des cations			3.073
Somme des anions			3.077

Dureté totale 2.88 mé/l = 14.4 degrés français

Dureté permanente 1.02 mé/l = 5.1 degrés français

Les concentrations, exprimées en milliéquivalents, permettent de calculer le pourcentage de la participation de chaque ion. La silice dissoute (acide silicique) est exclue des formes ioniques car elle n'est que très peu dissociée dans les conditions de pH du Léman.

Parmi les anions, les bicarbonates occupent une place prépondérante, suivis de l'ion sulfate, puis des chlorures et des nitrates. Le calcium est le cation majeur suivi de très loin par le magnésium puis le sodium, le potassium et le strontium. Cette analyse, comparée aux valeurs moyennées pondérées obtenues sur les affluents (tableau 2), montre que les eaux du lac sont tout naturellement la résultante des eaux du bassin versant.

Les chiffres donnés pour les affluents sont très probablement un peu trop forts car les prélèvements n'ont pas toujours été effectués avec une fréquence assez élevée en regard des grandes fluctuations de débit et de composition chimique inhérentes à l'hydrologie du bassin lémanique. En particulier les périodes de fortes crues, généralement très brèves, n'ont pas toujours été échantillonnées; les eaux correspondantes ont leurs concentrations en éléments d'origine géologique abaissées par suite de la dilution due aux eaux de ruissellement n'ayant eu qu'un très faible temps de contact avec les sols.

TABLEAU 2 - Concentrations comparées de quelques éléments dans le Léman et ses affluents

	Concentration moyenne pondérée interannuelle des affluents 1964 à 1980	Concentration moyenne interannuelle dans le Léman 1957 à 1980	Concentration au point SHL 2 en mars 1981 après homogénéisation totale
Dureté totale mé/l	3.10	2.84	2.88
Calcium mé/l	2.49	2.32	2.345
Magnésium mé/l	0.61	0.52	0.526
Alcalinité mé/l	1.96	1.83	1.86

Le tableau 3, dans lequel nous avons regroupé les anciennes analyses de l'alcalinité et du calcium données par FOREL (1895), DIENERT (1913) et MONOD (1956) en regard de celles de la Commission internationale, nous montrent que, compte tenu de la diversité des méthodes d'analyse utilisées, les deux composants majeurs de la minéralisation du Léman n'ont pas évolué de façon sensible depuis un siècle.

TABLEAU 3 - Comparaison des anciennes analyses de l'alcalinité et du calcium avec les analyses de la Commission du Léman

	FOREL (1895)	DIENERT (1913)	MONOD (1953-55)	COMMISSION DU LEMAN Grand Lac Mars 1981
Alcalinité mé/l	1.90	1.74 à 1.89	1.87	1.86
Calcium mé/l	2.23	2.02 à 2.31	1.97 à 2.45	2.35

Dans la suite de cet exposé, nous aborderons successivement l'évolution générale des paramètres liés aux équilibres carboniques dans le Grand Lac et le Petit Lac depuis le début des travaux de la Commission. Ensuite nous étudierons les cycles annuels et la stratification verticale qui en découle.

Les paramètres participant aux équilibres carboniques sont si intimement liés qu'il nous est paru nécessaire de les étudier conjointement.

2. Evolution générale

- GRAND LAC

La figure 3 résume l'évolution des concentrations et valeurs moyennes mensuelles du pH, de la conductivité, des duretés, du calcium et du magnésium. Du fait de modifications dans les techniques de mesures, certains résultats de 1971 paraissent aberrants et n'ont donc pas été pris en considération.

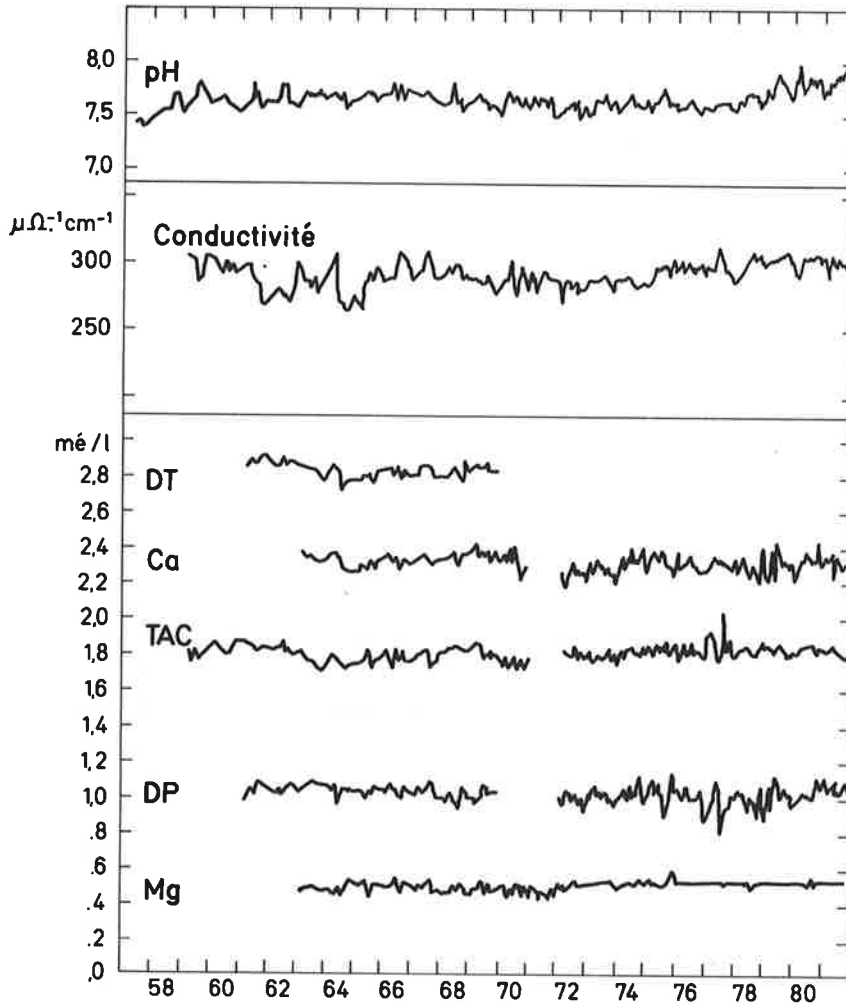


Fig. 3 : GRAND LAC - MOYENNES MENSUELLES PONDEREES
pH. CONDUCTIVITE . DURETE TOTALE (DT). CALCIUM.
ALCALINITE (TAC) . DURETE PERMANENTE (DP) . MAGNESIUM.

La conductivité présente dans le Grand Lac des valeurs basses en 1961 et 1964 alors que ni les duretés totales et permanentes, ni l'alcalinité ne présentent de variations aussi sensibles.

Le magnésium dans le Grand Lac subit depuis 1972 une légère augmentation qui s'accompagne d'une diminution des fluctuations à l'échelle mensuelle. Ceci est très probablement dû à l'introduction de la méthode de dosage du magnésium par spectrophotométrie d'absorption atomique par les laboratoires analysant les échantillons du Grand Lac.

Hormis ces "accidents", les courbes ne montrent pas de modifications spectaculaires pendant la période considérée; cependant on doit relever une augmentation du pH entre 1977 et 1979, puisque, d'une valeur moyenne de 7.65 il passe et se stabilise à 7.84.

La conductivité subit quant à elle une augmentation régulière en passant de 284 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en 1969 à 298 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en 1981. Les cations majeurs calcium et magnésium ne présentant pas une tendance à la hausse aussi nette, il est probable que l'accroissement de la conductivité provient de la hausse des concentrations observées pour d'autres ions, notamment le sodium et les chlorures.

Les variations de conductivité calculées à partir des variations observées des teneurs en chlorures, sodium et sulfate et des conductivités équivalentes de ces ions (Standard Methods 1971) sont consignées dans le tableau 4.

TABLEAU 4 - Calcul des variations de conductivité apportées par l'augmentation des teneurs en chlorures, sodium et sulfates

	Variation de concentration de 1969 à 1981		Conductivité équivalente de l'ion $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}/\text{m}\acute{\text{e}}\cdot\text{l}^{-1}$ à 25°C	Augmentation de conductivité induite
	mg/l	mé/l		
Chlorures	1.84	0.052	75.9	3.95
Sodium	0.78	0.034	48.9	1.66
Sulfate	3.0	0.063	73.9	4.62
Subtotal				10.23
Calcium calculé	1.62	0.081	52	4.2
Total				14.43

L'augmentation de 10 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ainsi calculée comparée à la variation constatée de + 14 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ semble confirmer en partie notre hypothèse d'autant plus que l'équilibre de la balance ionique nécessiterait l'ajout de 0.081 mé/l d'un cation. Calculé en calcium, cela induit une augmentation supplémentaire de conductivité de 4.2.

- PETIT LAC

La figure 4 donne l'évolution des moyennes mensuelles du pH, de la conductivité, des duretés, du calcium et du magnésium.

On voit très nettement l'existence de variations saisonnières pour la conductivité, la dureté totale, le calcium et l'alcalinité. Le pH montre aussi des variations saisonnières mais elles sont quelque peu masquées par des variations d'allure aléatoire.

Pour la dureté permanente et le magnésium, il est difficile de voir des variations saisonnières bien nettes. Comme pour le Grand Lac, seule la conductivité montre une nette augmentation depuis 1970. La cause en est probablement la même.

- COMPARAISON ENTRE GRAND LAC ET PETIT LAC

La figure 5 regroupe, toujours pour les mêmes paramètres, les courbes des moyennes annuelles du Petit et du Grand Lac. La différence la plus marquée est relative au pH qui est nettement plus élevé dans le Petit Lac, ses fluctuations interannuelles y sont aussi beaucoup plus marquées. Ceci est tout à fait normal car du fait de sa faible profondeur les moyennes annuelles sont très influencées par les fortes fluctuations du pH des eaux superficielles.

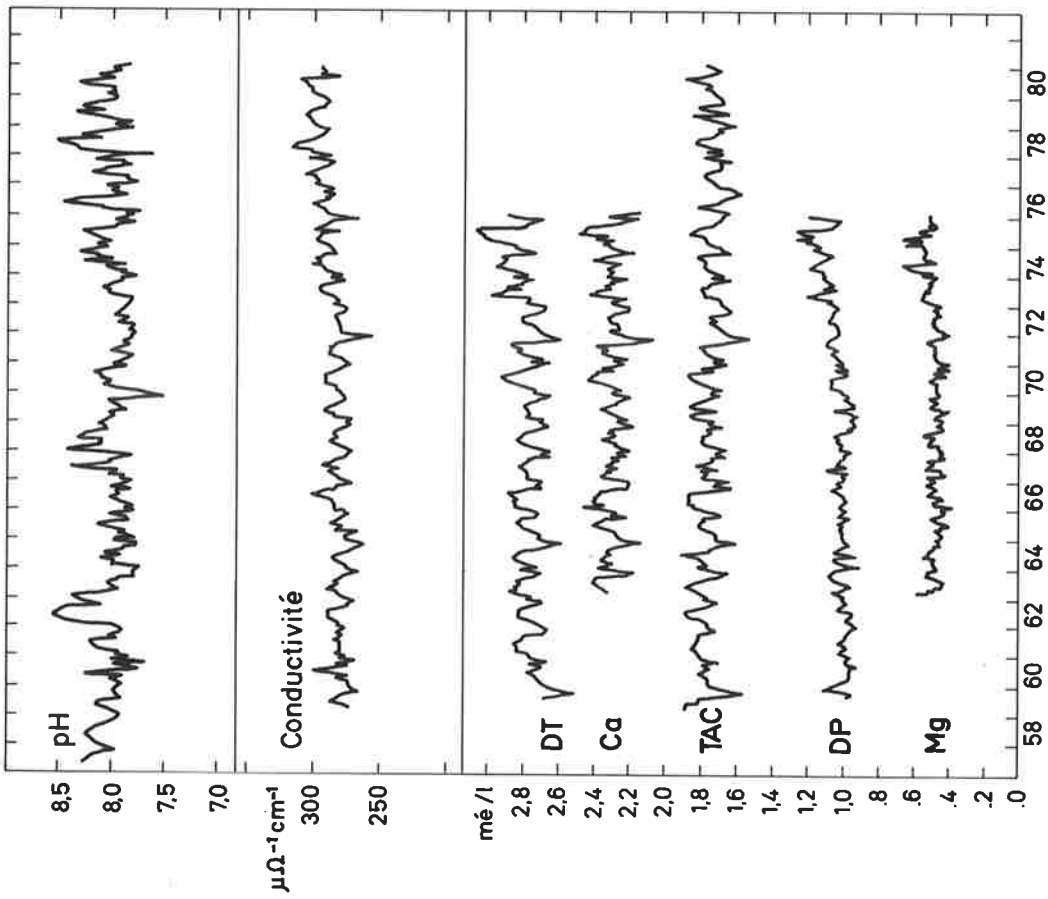


Fig. 4 : PETIT LAC - MOYENNES MENSUELLES PONDEREES
 pH . CONDUCTIVITE . DURETE TOTALE (DT) . CALCIUM .
 ALCALINITE (TAC) . DURETE PERMANENTE (DP) . MAGNESIUM

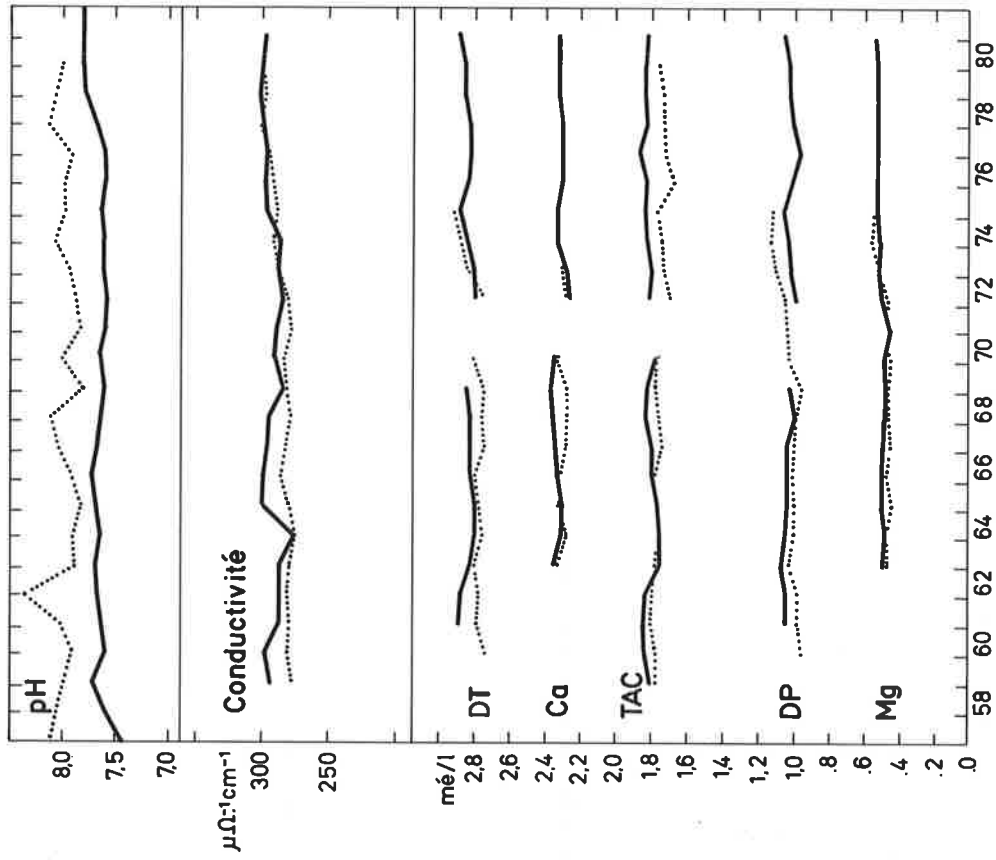


Fig. 5 : GRAND LAC ET PETIT LAC - MOYENNES ANNUELLES
 PONDEREES - pH . CONDUCTIVITE . DURETE TOTALE (DT) .
 CALCIUM . ALCALINITE (TAC) . DURETE PERMANENTE (DP) .
 MAGNESIUM.

3. Variations spatio-temporelles

Pour illustrer les variations spatio-temporelles de la minéralisation des eaux du Léman en rapport avec les équilibres carboniques, nous avons reporté sur la figure 6 les profils du calcium, de l'alcalinité, de la conductivité, du pH et du carbone organique au point SHL 2 après brassage hivernal en mars 1982 d'une part et en période de stratification estivale en août de la même année d'autre part. Des profils similaires sont observés chaque année.

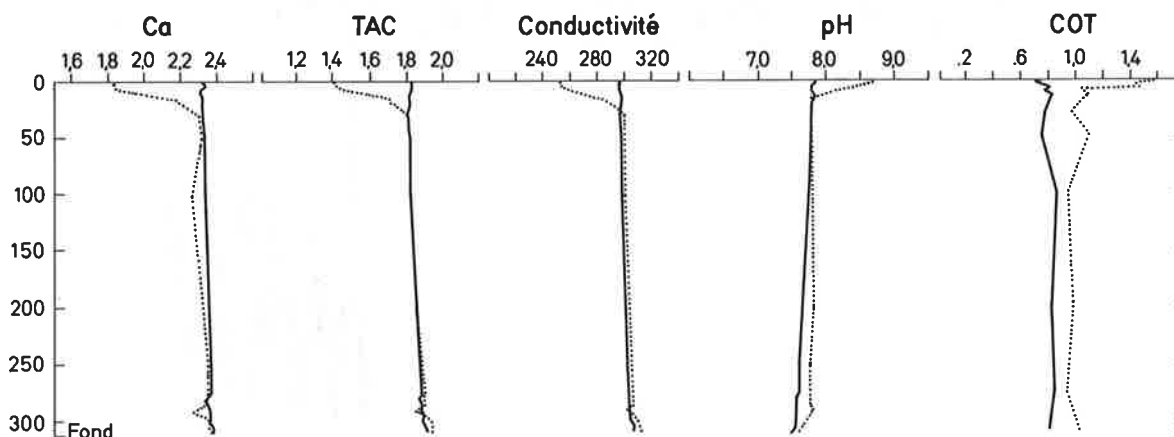


Fig. 6 : POINT SHL 2 - CALCIUM . ALCALINITE (TAC) . CONDUCTIVITE . pH . CARBONE ORGANIQUE TOTAL (COT) — MARS 1982 AOÛT 1982

On constate que l'on peut découper le lac en trois couches :

- une couche superficielle de 0 à 50 m à fortes variations
- une couche intermédiaire stable de 50 à 250 m
- une couche profonde à variations modérées de 250 m au fond.

Nous nous intéresserons successivement aux phénomènes se déroulant dans la couche superficielle puis à ceux rencontrés dans la couche profonde, la couche intermédiaire ne semblant pas jouer d'autre rôle que celui de la zone de transition.

4. Variations saisonnières dans la couche superficielle

Dans la couche superficielle les équilibres carboniques sont très fortement modifiés par l'activité photosynthétique. La fixation du CO_2 libre par le phytoplancton entraîne le déplacement des équilibres vers la formation de l'ion carbonate (CO_3^{2-}) avec élévation du pH. Ces variations sont à l'origine des cycles annuels bien visibles sur la figure 7 où l'on a regroupé l'évolution des concentrations moyennes mensuelles du TAC, du calcium, de la dureté totale et du COT pour la couche 0-20 m au point SHL 2.

Les figures 8 à 12 donnent les variations observées au point SHL 2 pour les profondeurs de 0, 5, 10, 20 et 50 mètres pour les années 1981 et 1982. Comme témoin de l'activité photosynthétique nous avons utilisé la transparence de l'eau (figure 13).

Les courbes du pH et de la transparence révèlent très bien la montée du pH dès les premiers développements printaniers du phytoplancton ainsi que la faible activité en dessous de 20 mètres. Notons aussi la grande instabilité de la couche de 10 m, témoin de la fragilité de la stratification thermique.

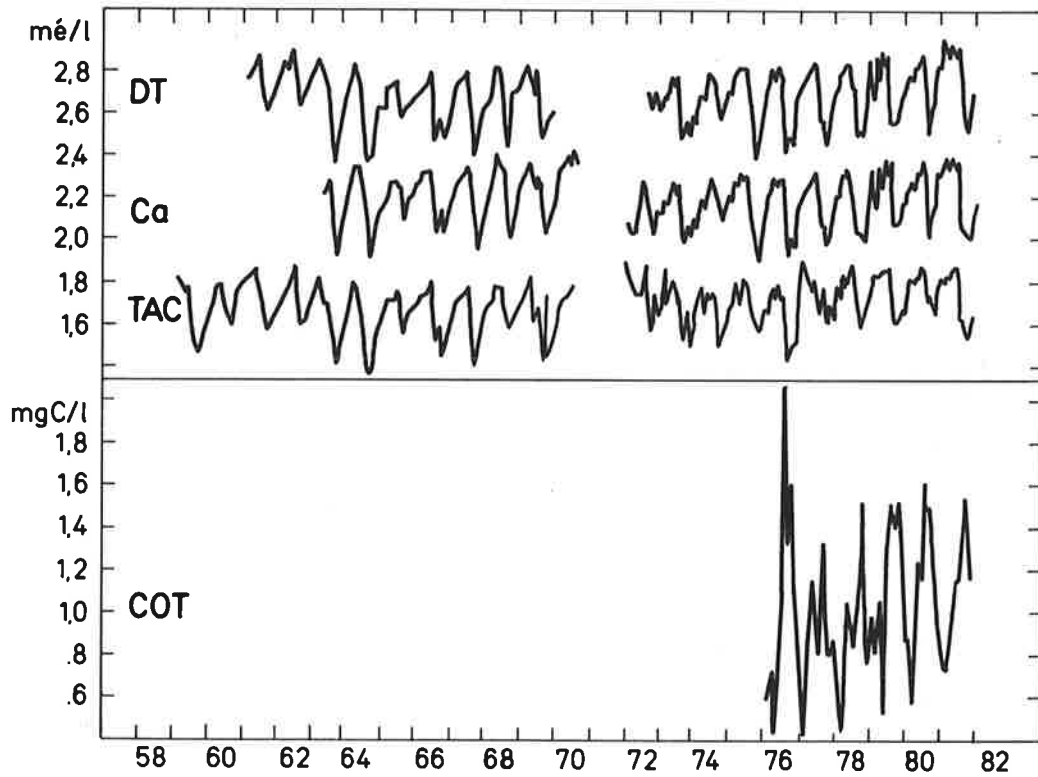


Fig. 7 : MOYENNES MENSUELLES PONDEREES POUR LA COUCHE 0-20m AU POINT SHL 2. DURETE TOTALE (DT). CALCIUM ALCALINITE (TAC) . CARBONE ORGANIQUE TOTAL (COT) .

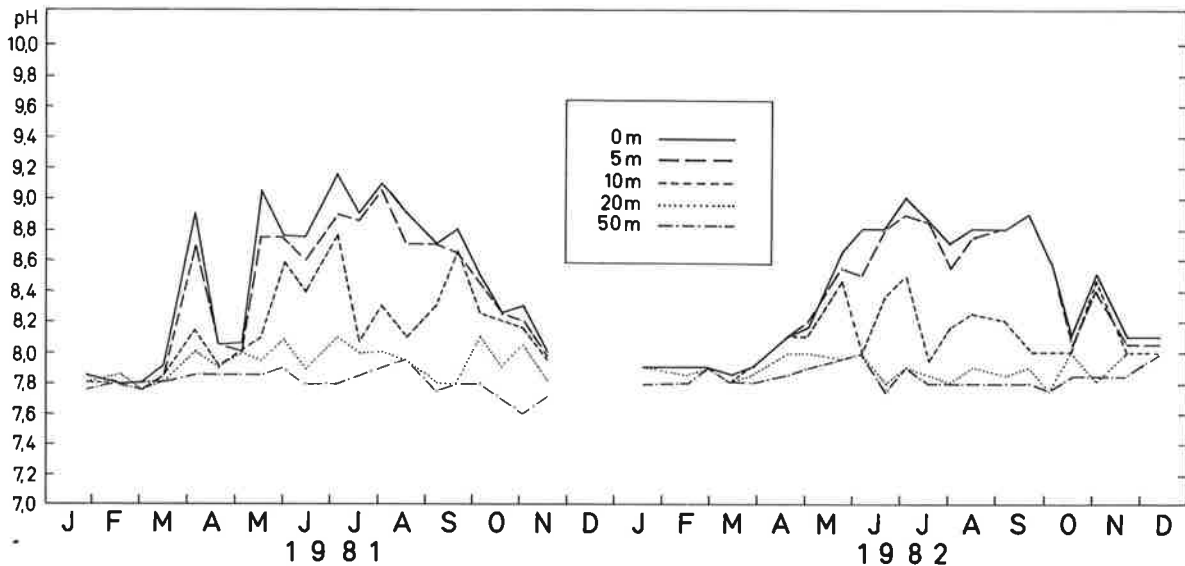


Fig. 8 : pH - VARIATIONS SAISONNIERES DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES AU POINT SHL 2 1981 - 1982

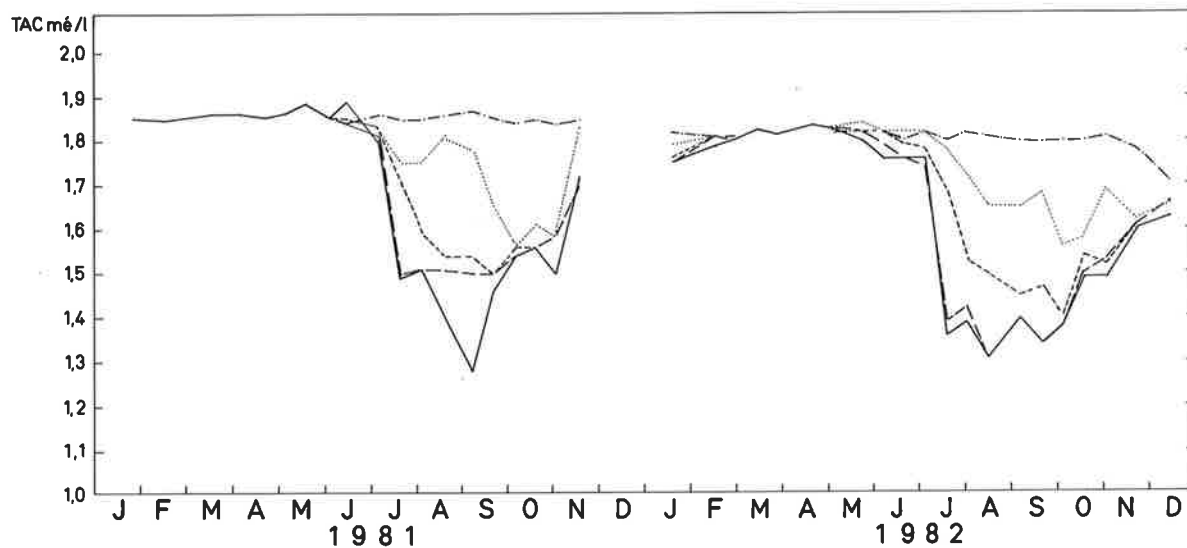


Fig.9 : TAC - VARIATIONS SAISONNIERES DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES AU POINT SHL 2
1981 - 1982

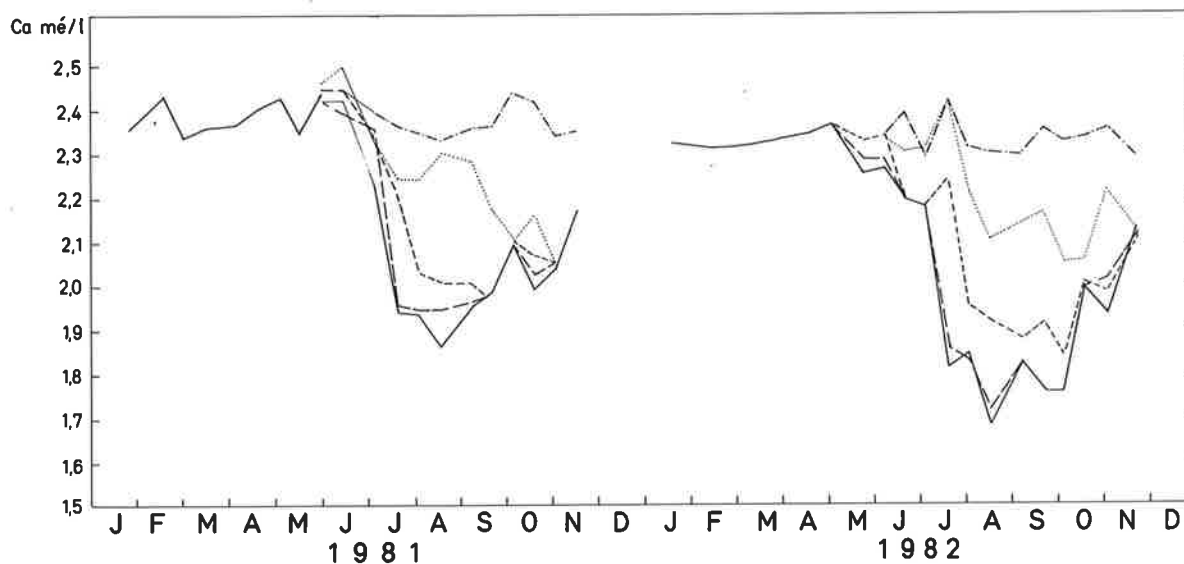


Fig. 10 : Ca - VARIATIONS SAISONNIERES DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES AU POINT SHL 2
1981 - 1982

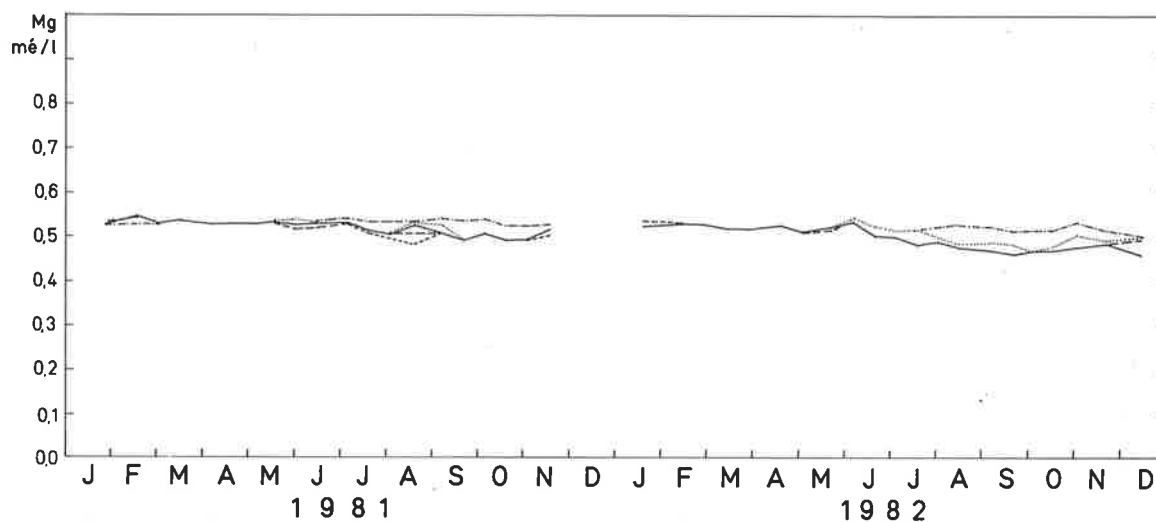


Fig. 11 : Mg - VARIATIONS SAISONNIERES DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES AU POINT SHL 2
1981 - 1982

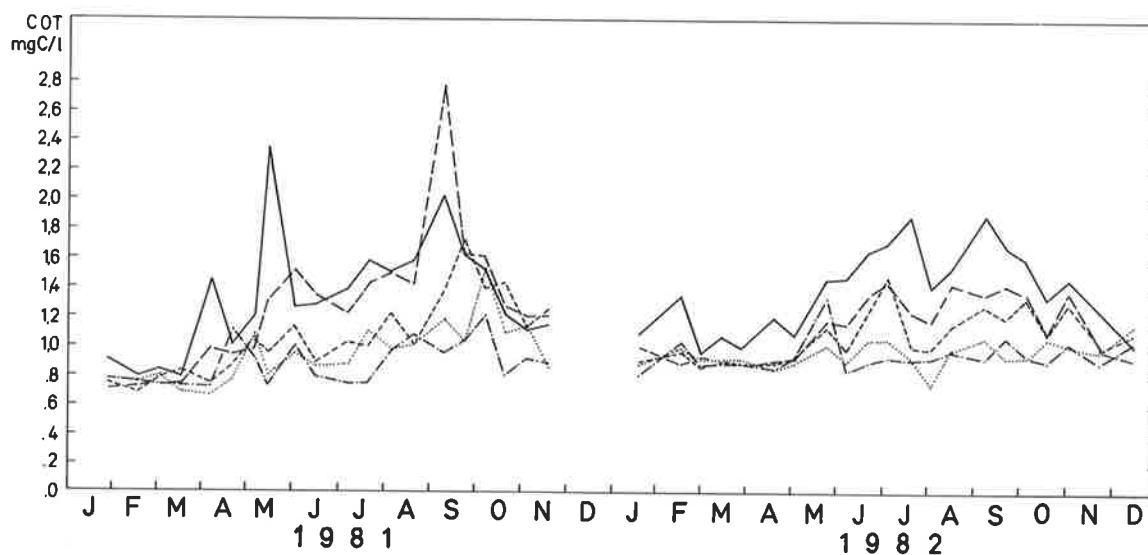


Fig. 12 : COT - VARIATIONS SAISONNIERES DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES AU POINT SHL 2
1981 - 1982

L'élévation du pH au-dessus de 8.3 est généralement le signe de production d'ion carbonate (CO_3^{2-}) en quantité suffisante pour provoquer la précipitation de carbonate de calcium et par là même un abaissement de l'alcalinité. Mais dans le Léman, il faut attendre le mois de juillet pour voir l'alcalinité et le calcium baisser brusquement par suite de la précipitation du CaCO_3 , alors que le pH a atteint des valeurs dépassant 8.5 depuis près de deux mois. Nous assistons ici à un phénomène de sursaturation déjà observé dans le Bodan (ROSSKNECHT, 1977) et dans le lac de Zurich (KELTS et HSU, 1978). Pour chiffrer ce phénomène, il nous a paru nécessaire de calculer les indices de saturation, ce qui nous a permis d'en tracer les courbes de variation pour le même point et les mêmes périodes (figure 14).

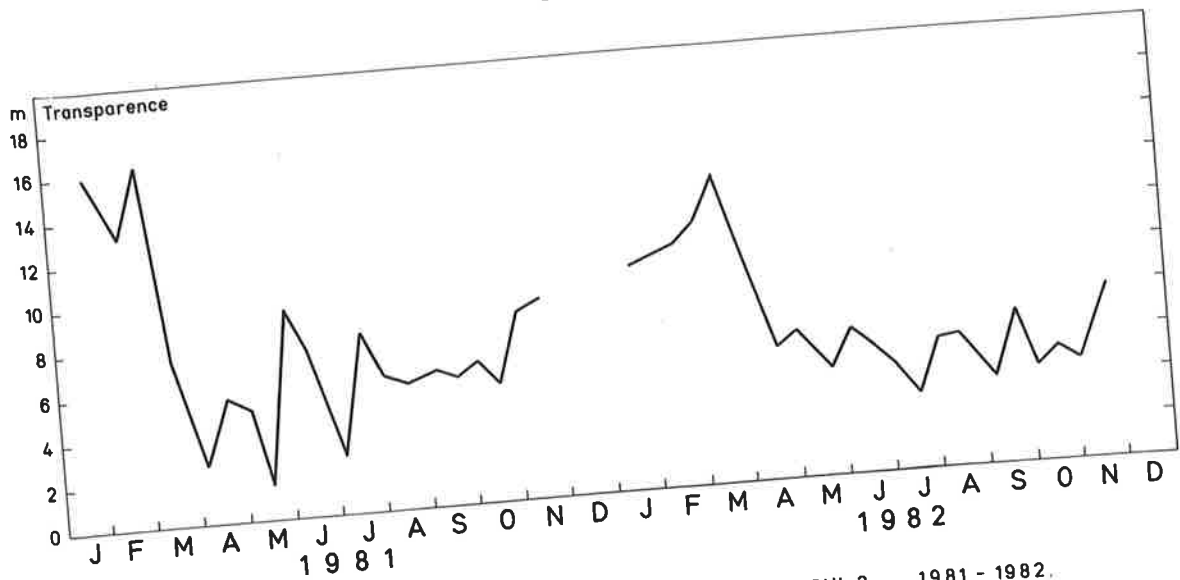


Fig. 13 : TRANSPARENCE - VARIATIONS SAISONNIERES AU POINT SHL 2 . 1981 - 1982.

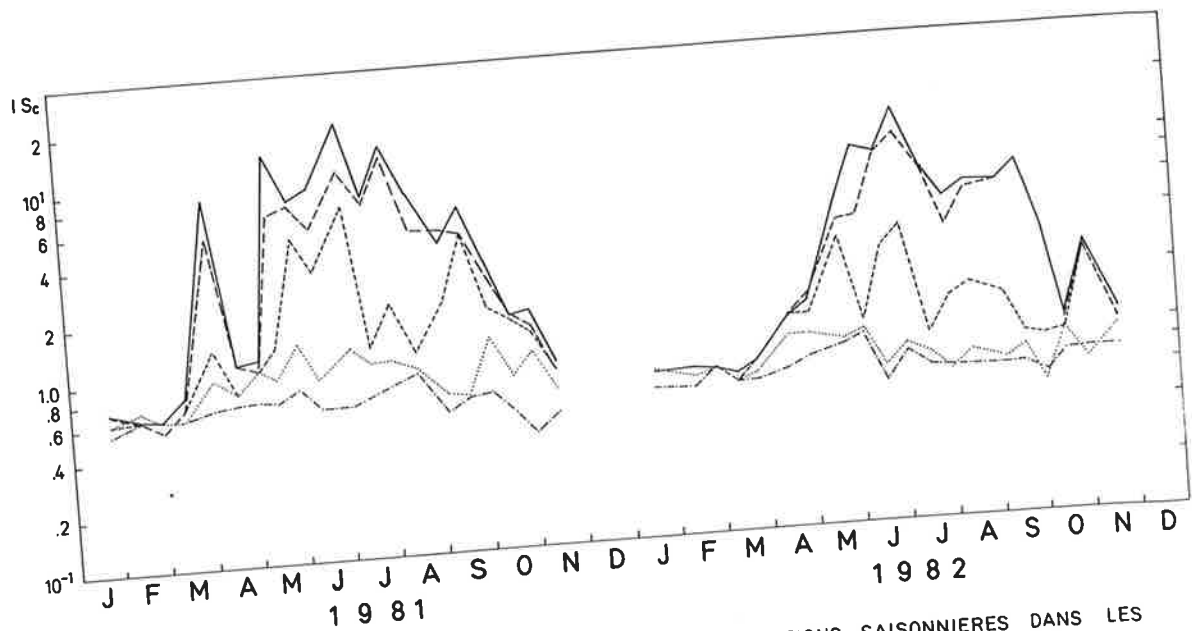


Fig. 14 : INDICE DE SATURATION DE LA CALCITE (I_{sc}) - VARIATIONS SAISONNIERES DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES AU POINT SHL 2. 1981 - 1982

L'indice de saturation égal à 1 (équilibre) est atteint pour un pH de 8.

Nous constatons que la sursaturation en CaCO₃ est effective dès les premières poussées phytoplanctoniques, elle atteint des valeurs très élevées. L'indice de saturation de CaCO₃ peut atteindre et même dépasser le chiffre de dix sans provoquer de précipitation sensible de calcite.

Celle-ci intervient plusieurs semaines voire plusieurs mois après l'apparition des conditions de sursaturation requises, ce qui confirme les observations des quelques auteurs qui ont déjà abordé ces problèmes. La précipitation du CaCO₃ n'est possible

qu'en présence de germes de cristallisation et de conditions favorables à leur croissance; celle-ci peut être entravée par la présence de nombreux inhibiteurs tels que : composés organiques, ion phosphate et ion magnésium (MOREL, 1983; KELTS et HSU, 1978). Les mêmes facteurs semblent d'ailleurs agir de façon similaire pour inhiber la dissolution de la calcite dans un milieu agressif (sous-saturé) (BERNER, MORSE, 1974).

Dans le cas du Léman le magnésium ne semble pour jouer un rôle déterminant car sa concentration ne varie que très peu lors de la précipitation du CaCO_3 (figure 11). Par contre les orthophosphates pourraient jouer un rôle car la précipitation du CaCO_3 intervient alors qu'ils ne sont plus présents qu'à l'état de traces dans les couches superficielles (figure 15). Le rôle primordial de la température dans la précipitation de la calcite révélé par BRUNSKILL (1969) ne semble pas être confirmé dans le cas du Léman, car la précipitation massive du CaCO_3 se produit environ un mois après le réchauffement des eaux superficielles vers 18 à 20°C (figure 16). La température a cependant un rôle essentiel dans l'évolution de l'indice de saturation.

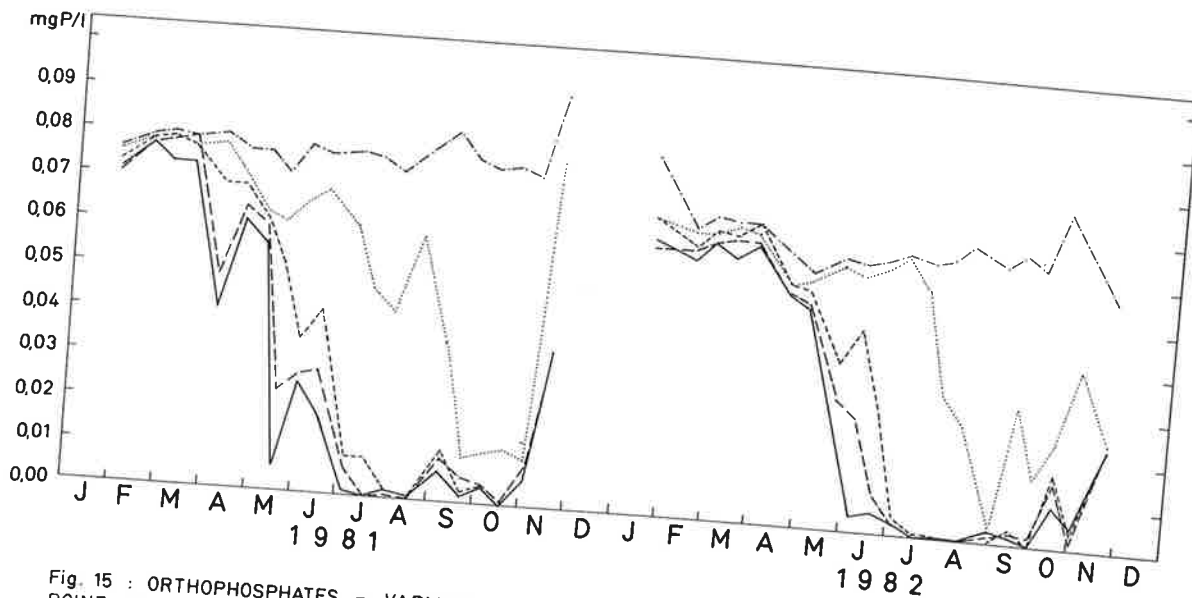


Fig. 15 : ORTHOPHOSPHATES - VARIATIONS SAISONNIERES DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES AU POINT SHL 2. 1981 - 1982.

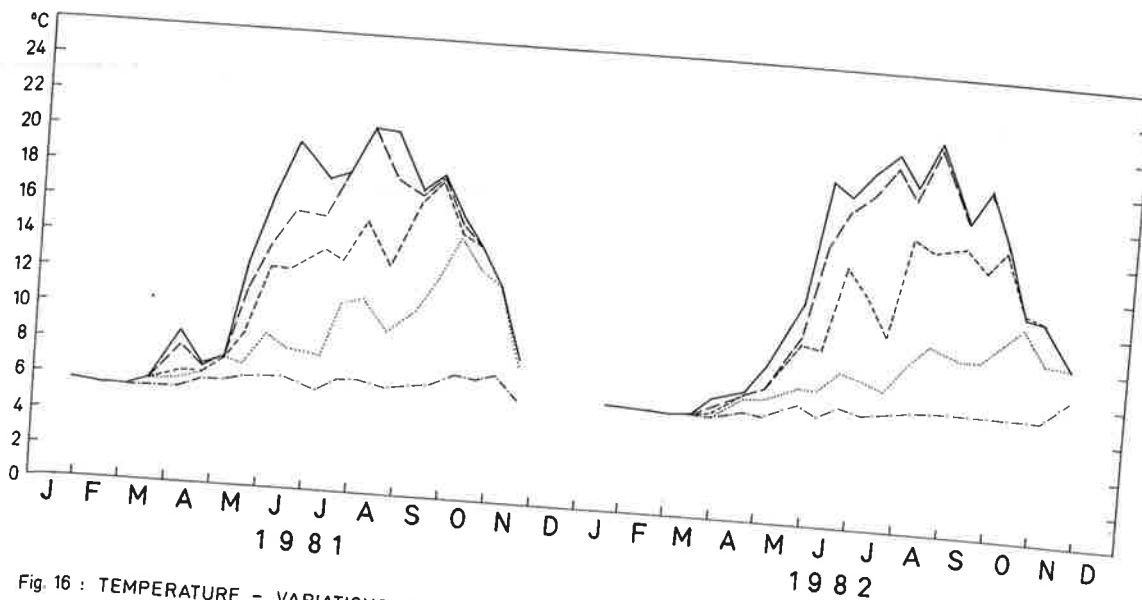


Fig. 16 : TEMPERATURE - VARIATIONS SAISONNIERES DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES AU POINT SHL 2 1981 - 1982

- RELATION ENTRE CALCIUM ET ALCALINITE

La figure 17 montre que l'alcalinité et le calcium dans la couche 0 à 20 m peuvent être reliés par une relation linéaire avec un bon coefficient de corrélation.

$$\text{Ca m}\ddot{\text{e}}.\text{l}^{-1} = 0,408 + 1,044.\text{TAC} \quad r = 0,96$$

La pente de la droite très voisine de l'unité indique bien une relation équivalente à équivalent liant les deux ions lors de leurs variations.

De plus, l'extrapolation de la droite à alcalinité nulle (précipitation de tout le carbonate et bicarbonate sous forme CaCO_3) donne un calcium résiduel de $0.408 \text{ m}\ddot{\text{e}}.\text{l}^{-1}$. Ce calcium ajouté aux $0.526 \text{ m}\ddot{\text{e}}.\text{l}^{-1}$ du magnésium et $0.011 \text{ m}\ddot{\text{e}}.\text{l}^{-1}$ du strontium, donnent $0.945 \text{ m}\ddot{\text{e}}.\text{l}^{-1}$ de dureté permanente qui correspond à 10 % près à la concentration des sulfates ($1.042 \text{ m}\ddot{\text{e}}.\text{l}^{-1}$).

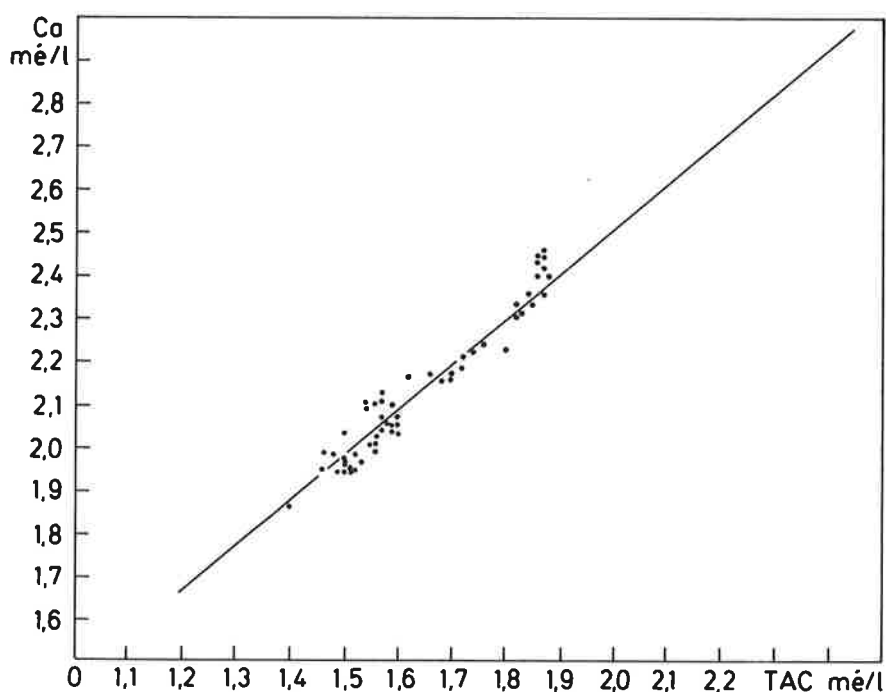


Fig. 17 : RELATION Ca - TAC DANS LA COUCHE 0-20m AU POINT SHL 2. 1981.

- RELATION ENTRE CONDUCTIVITE ELECTRIQUE ET DURETE TOTALE

Les modifications des équilibres carboniques induites par l'activité photosynthétique entraînent des modifications importantes de concentrations des constituants majeurs de l'eau, on peut s'attendre à avoir des relations très étroites entre la conductivité électrique et les divers paramètres concernés. MONOD (1956) avait déjà relié, avec une bonne approximation, la conductivité électrique à la dureté des eaux du léman.

La figure 18 donne les variations de la conductivité en fonction de la dureté pour la couche 0-20 m au point SHL 2 en 1981.

La relation calculée par la méthode des moindres carrés est la suivante :

$$\text{Conductivité à } 25^{\circ}\text{C} = 35.98 + 89.39 \text{ DT}$$

Conductivité = $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ à 25°C

DT = dureté totale en $\text{m}\ddot{\text{e}}/\text{l}$

Le coefficient de corrélation $r = 0.956$

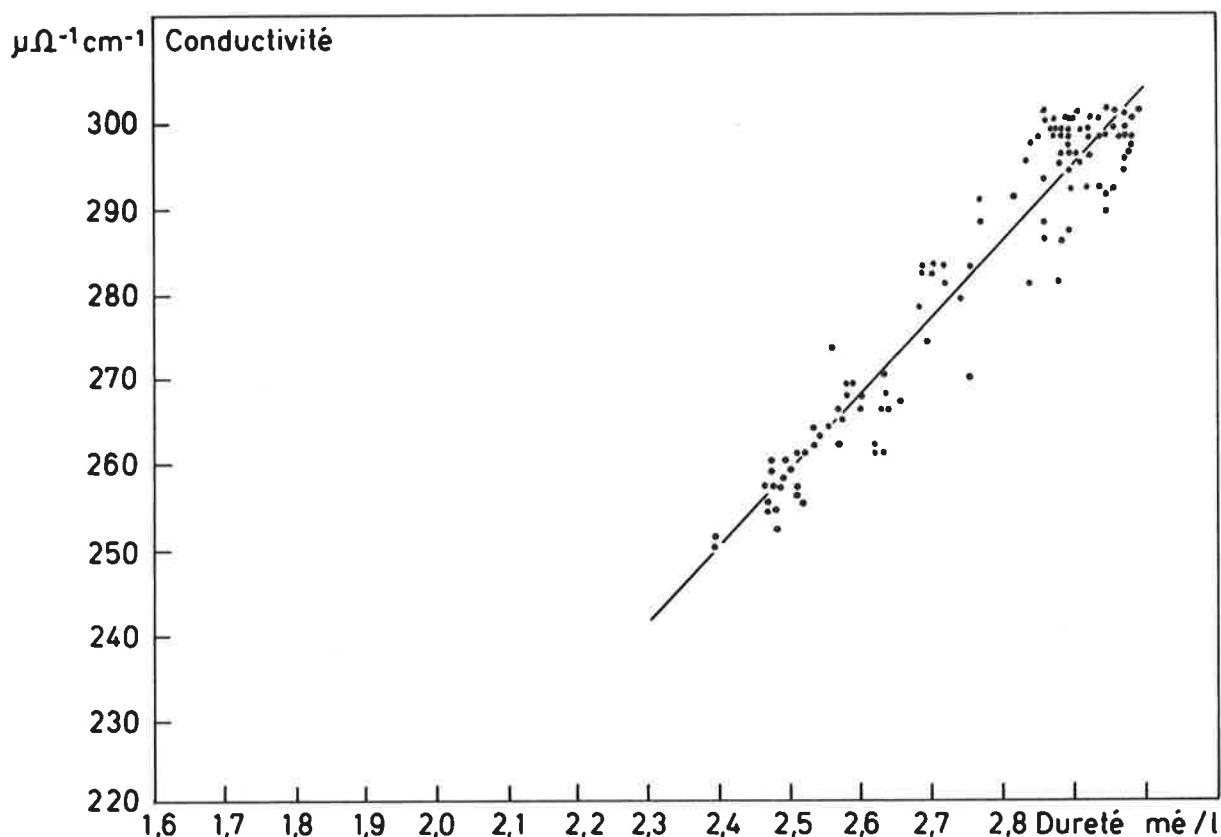


Fig. 18 : RELATION CONDUCTIVITE -DURETE DANS LA COUCHE 0-20m AU POINT SHL 2. 1981.

- EVALUATION DES QUANTITES DE CARBONATE DE CALCIUM PRECIPITE EN PERIODE ESTIVALE

L'estimation des quantités de carbonates précipités a été effectuée par divers chercheurs. BALAVOINE (1939), considérant la couche 0-25 m, donne une précipitation de 145'000 tonnes de CaCO_3 de mars à septembre. MEYBECK (1970) donne 150'000 tonnes soit respectivement 249 et 257 $\text{g CaCO}_3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$.

Plus récemment JAQUET et al. (1984) partant des variations de TAC en période estivale sont arrivés à 361 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ dans le Petit Lac au point GE 3 et à 305 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ dans le Grand Lac au point SHL 2 en moyenne de 1978 à 1981.

Un calcul simplifié fondé sur :

- . la baisse maximale du calcium dans l'épilimnion du Grand Lac (0-20 m) et tout le Petit Lac en période estivale et
- . l'hypothèse que le calcium précipité quitte définitivement l'épilimnion,

nous conduit au tableau 5. Le même calcul effectué sur l'alcalinité donne le tableau 6.

A noter que dans la couche 0-20 m du Grand Lac environ 33 % du calcium sont précipités chaque année.

Ces quantités sont encore faibles vis-à-vis du stock total en Ca^{2+} et HCO_3^- pour le Grand Lac, mais sont sensibles pour le Petit Lac. En effet, pour le calcium le tableau 7 donne les fractions précipitées annuellement en pourcent du stock total moyen.

Le phénomène de précipitation étant limité à la couche 0 à 20 mètres, l'évaluation même approximative de la masse de CaCO_3 précipité annuellement pour l'ensemble du Léman à partir des stock totaux est impossible compte tenu de la précision de la méthode d'analyse.

TABLEAU 5 - Evaluation des quantités de carbonates précipitées à partir des variations des concentrations en calcium

	Petit Lac 1963 à 1975	Grand Lac 1959 à 1975	Léman
Δ Ca $\text{m}\acute{\text{e}}.\text{l}^{-1}$	0.18 (0.16)	0.28	
g Ca. $\text{m}^{-2}.\text{an}^{-1}$	148 (131)	112	
g $\text{CaCO}_3.\text{m}^{-2}.\text{an}^{-1}$	369 (328)	280	
Tonnes Ca. an^{-1}	11'660 (10'360)	56'320	
Tonnes $\text{CaCO}_3.\text{an}^{-1}$	29'150 (25'900)	140'800	170'000 (165'900)

Entre parenthèses, chiffres ne tenant pas compte des deux années exceptionnelles 1971 et 1975 pour lesquelles Δ Ca = 0.28 $\text{m}\acute{\text{e}}.\text{l}^{-1}$.

TABLEAU 6 - Evaluation des quantités de carbonate précipitées à partir des variations de l'alcalinité

	Petit Lac 1959 à 1980	Grand Lac 1959 à 1980	Léman
Δ Alcalinité $\text{m}\acute{\text{e}}.\text{l}^{-1}$	0.16	0.28	
g $\text{CaCO}_3.\text{m}^{-2}.\text{an}^{-1}$	328	280	
Tonnes $\text{CaCO}_3.\text{an}^{-1}$	25'900	140'800	166'700

TABLEAU 7 - Fraction du calcium total précipité annuellement

	Petit Lac	Grand Lac
Stock moyen tonnes. 10^3	149	3'965
Fraction précipitée : tonnes. 10^3	11.66 (10.36)	56.32
Fraction précipitée : %	7.83 (6.95)	1.42

- EVOLUTION DU MAGNESIUM

La figure 11 fait apparaître une légère baisse du magnésium dans les couches superficielles en période estivale.

Cette baisse calculée dans la couche 0-20 m au point SHL 2 de 1972 à 1981 peut être évaluée à 3'540 tonnes de magnésium par an dans le Grand Lac soit 12'270 tonnes de MgCO_3 si l'on fait l'hypothèse que le magnésium est précipité sous forme de carbonate mixte avec le calcium. Cela représente 0.65 % du stock moyen du magnésium du Grand Lac.

Dans le carbonate précipité, le rapport calcium/magnésium serait de 9.65 en équivalents et de 15.9 en poids, alors que leur rapport dans l'eau est de 4.46 en équivalents et de 7.34 en poids. A partir des analyses effectuées par MEYBECK (1970), nous obtenons un rapport calcium/magnésium de 14.2 en poids pour un sédiment superficiel prélevé au point CRG 6 à l'entrée du Petit Lac (carotte LB 11) où les carbonates d'origine détritique sont probablement en très faible proportion par rapport aux carbonates d'origine biogénique. La concordance des deux rapports calcium/magnésium est bonne et tend à confirmer notre évaluation du rapport calcium/magnésium précipité des couches superficielles.

- EVOLUTION DU STRONTIUM (voir annexes 95 à 100)

Pour cet élément nous ne disposons pas d'un nombre d'analyses suffisant ni assez cohérentes pour conclure à des variations saisonnières parallèles à celles observées pour le calcium et le magnésium.

5. Variations dans les couches profondes

La figure 19 donne les variations mensuelles du calcium, de l'alcalinité, du pH et de la conductivité électrique à la profondeur de 250 m dans le Grand Lac, zone non perturbée par les accidents de fond ou de surface. Comme dans la figure 3 on peut relever de très importantes dépressions dans la courbe de la conductivité de 1961 à 1964, alors que pendant ces quatre années le TAC, bien que subissant une baisse début 1963, ne varie pas dans des proportions aussi importantes. De même le calcium ne varie pas en 1963 et 1964.

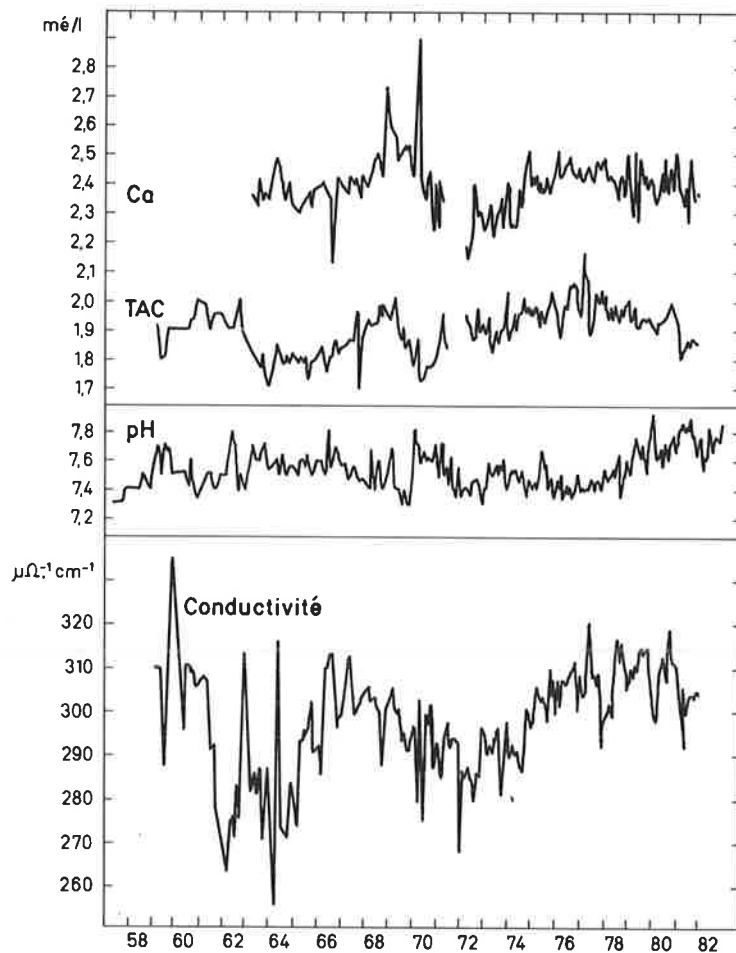


Fig. 19 : POINT SHL 2 - EVOLUTION A 250m. - CALCIUM .
ALCALINITE (TAC) . pH . CONDUCTIVITE .

Hormis ces anomalies, relevant probablement de problèmes analytiques, on peut constater qu'en dehors des fluctuations aléatoires à court terme ces courbes présentent les variations suivantes ordonnées les unes par rapport aux autres :

- le calcium, l'alcalinité et la conductivité évoluent de façon similaire
- le pH a des variations inverses.

Cette situation est la conséquence des cycles multiannuels déjà observés pour la température, l'oxygène et le phosphore. Au cours des cycles, on observe des périodes de plusieurs années où les eaux profondes ne sont que peu ou pas renouvelées par les brassages hivernaux.

On constate alors une consommation de l'oxygène dissous et une baisse du pH consécutives à une production de CO_2 . Ces phénomènes sont imputables d'une part à la décomposition, dans la colonne d'eau, des matières organiques solubles et d'autre part à la minéralisation des matières organiques particulières sédimentées. D'après JAQUET et al. (1984), les matières organiques particulières en cours de sédimentation ne sont que peu décomposées.

La libération de CO_2 induit une redissolution partielle de la calcite et une augmentation du calcium et du TAC entraînant une hausse de la conductivité. Au cours des hivers les plus rigoureux on assiste à un rééquilibrage avec les eaux de surface avec baisse du calcium, du TAC, de la conductivité et augmentation du pH. Ceci peut être observé assez nettement en 1963, 1969-1970 notamment.

Les figures 20 et 21 montrent l'établissement du gradient vertical du calcium et du TAC au cours des années 1981-1983 après le brassage hivernal de 1980-1981. Le gradient est assez long à s'établir. La figure 22 montre l'évolution de l'indice de saturation de la calcite (IS_c) au cours des mêmes années. Dans les couches inférieures à 50 m il reste constamment inférieur à 1 indiquant que la majeure partie des eaux sont légèrement sous-saturées. Les valeurs de IS_c tout près du fond montrent une baisse un peu plus sensible.

En plus de ces cycles de grande amplitude caractérisés par des gradients verticaux réguliers les eaux les plus près du fond sont soumises à des perturbations occasionnelles qui ont été décrites par MOULHERAC (1982). Les figures 20 et 21 montrent ce phénomène qui intéresse des tranches d'eau de faible épaisseur (quelques mètres). Il s'agit probablement de masses d'eau provenant des couches superficielles sous l'influence de courants.

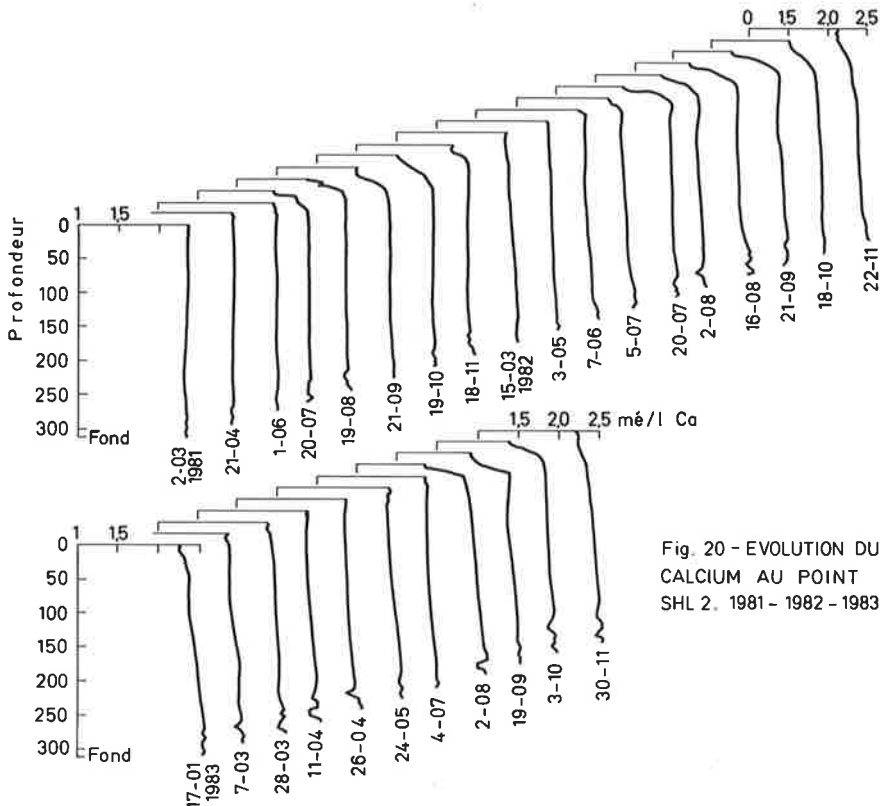


Fig. 20 - EVOLUTION DU CALCIUM AU POINT SHL 2. 1981 - 1982 - 1983

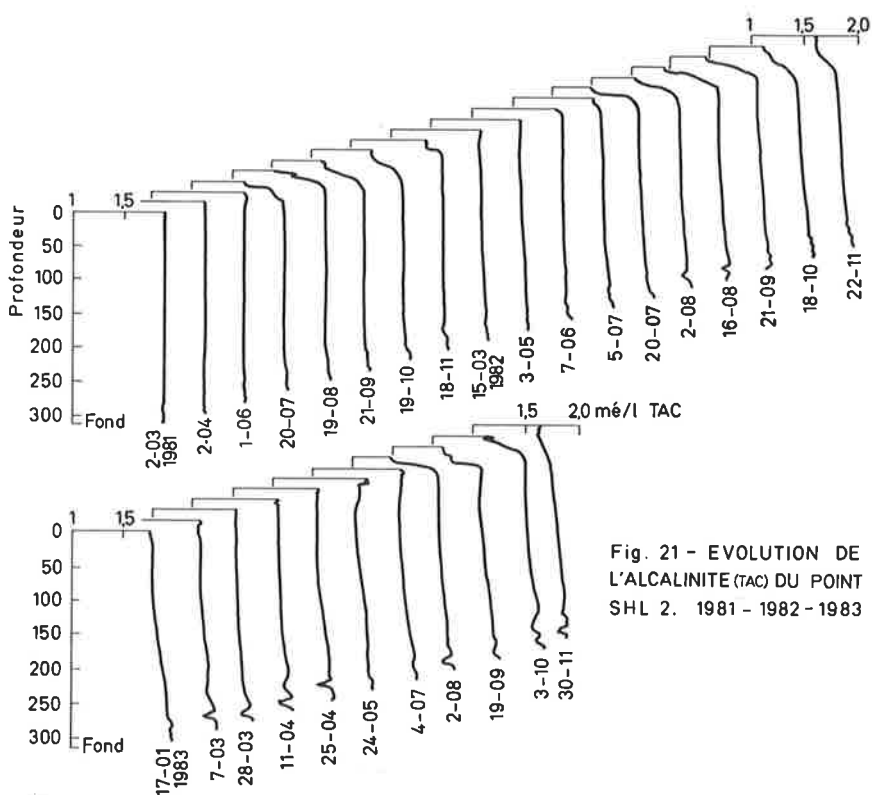


Fig. 21 - EVOLUTION DE L'ALCALINITE (TAC) DU POINT SHL 2. 1981 - 1982 - 1983

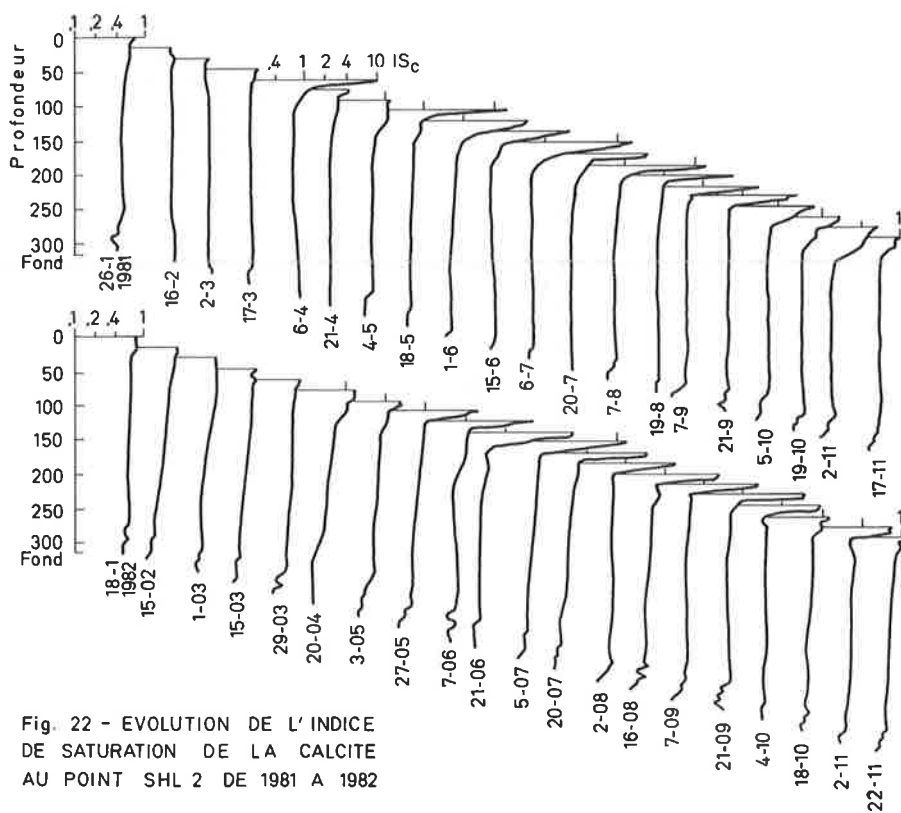


Fig. 22 - EVOLUTION DE L'INDICE DE SATURATION DE LA CALCITE AU POINT SHL 2 DE 1981 A 1982

3.2.5.6 LE CARBONE ORGANIQUE TOTAL (COT)

La figure 23 regroupe les moyennes mensuelles et annuelles des mesures de COT.

On constate :

- des valeurs moyennes annuelles du Petit Lac variant entre 1 et 1.35 mg C/l, plus élevées que celles du Grand Lac qui varient entre 0.4 et 0.9 mg C/l,
- une plus grande variabilité des valeurs mensuelles dans le Petit Lac,
- une tendance à l'augmentation des moyennes annuelles dans le Grand Lac et une tendance à la baisse dans le Petit Lac.

La figure 7 donne les concentrations moyennes mensuelles de la couche trophogène (0 - 20 m). On y observe très bien les cycles annuels de production de matière organique, en particulier le pic de production plus élevé en 1976, en accord avec les observations biologiques. Par contre le pic de carbone de 1981 ne reflète par la production plus élevée qui a été observée cette année (chapitre 3.6).

Dans les couches profondes la concentration du carbone organique total est relativement stable avec une valeur moyenne voisine de 0.8 mg C.l^{-1} . Cette concentration en carbone organique persistant en période de forte oxygénation de plusieurs mois après le brassage hivernal de 1981 est l'indice de l'existence de composés organiques à faible biodégradabilité constituant une espèce d'"humus" lacustre. Cela présente quelque analogie avec le phosphore organique dont la concentration ne descend pas en dessous de $10 \text{ } \mu\text{g P.l}^{-1}$.

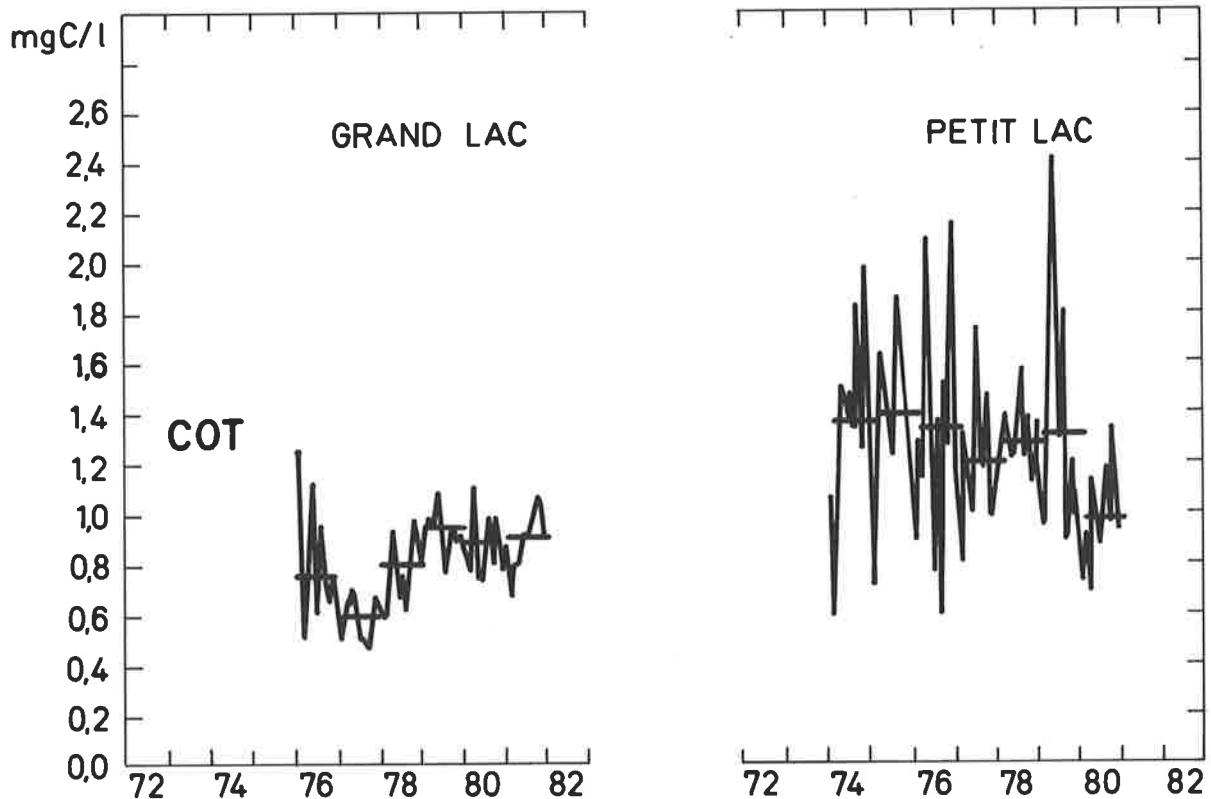


Fig. 23 : GRAND LAC ET PETIT LAC - MOYENNES MENSUELLES ET ANNUELLES - CARBONE ORGANIQUE TOTAL. (COT).

3.2.5.7 STOCKS

Comme nous avons pu le voir précédemment, les concentrations moyennes des éléments et composés participant aux équilibres carboniques ont peu varié au cours des études. On trouvera en annexe le détail des stocks : (calcium 84 à 87, magnésium 91 à 94, strontium 98 à 100, COT 110 à 112).

Le tableau 8 regroupe les moyennes générales des stocks Petit Lac, Grand Lac et Léman.

TABLEAU 8 - Stocks des principaux éléments liés aux équilibres carboniques (milliers de tonnes)

	Petit Lac	Grand Lac	Léman
Calcium	148.6 (1963-75)	3'965 (1963-81)	4'112 (1963-75)
Magnésium	19.1 (1963-75)	515.7 (1963-75)	534.8 (1963-75)
Strontium	1.41 (1973-80)	43.6 (1973-75)	45.1 (1973-75)
Alcalinité exprimée en HCO_3^-	345 (1959-80)	9'480 (1959-81)	9'925 (1959-80)
COT	4.07 (1974-80)	68.0 (1976-80)	70.3 (1976-80)

Les chiffres entre parenthèses indiquent les années prises en compte pour les calculs.

3.2.5.8 CONCLUSIONS

Le substratum calcaire d'une grande partie du bassin versant du Léman confère aux eaux leur nature bicarbonatée calcite. Les eaux du lac sont relativement "douces" avec une dureté moyenne de 14° français. Bien que les bicarbonates donnent aux eaux un certain pouvoir tampon, les fortes poussées phytoplanctoniques vernales et estivales consommatrices d'anhydride carbonique modifient très profondément les équilibres jusqu'à une profondeur voisine de 20 mètres. L'épilimnion est alors le siège de précipitations massives de carbonate de calcium accessoirement accompagné de carbonate de magnésium. Chaque année environ 33 % du calcium et 5.7 % du magnésium de la couche 0 - 20 mètres sont précipités et alimentent la sédimentation lacustre en carbonates endogènes. La masse totale de carbonates précipités annuellement peut être estimée entre 150'000 et 170'000 tonnes de CaCO_3 et à environ 12'000 tonnes de MgCO_3 .

Les phénomènes de précipitation ne suivent cependant pas les règles de la chimie classique, car, comme dans d'autres lacs, l'épilimnion du Léman est le siège d'une sursaturation de la calcite en période estivale. Les couches profondes sont au contraire en permanence légèrement sous-saturées, ce qui provoque une redissolution partielle des carbonates en cours de sédimentation comme en témoignent les gradients d'augmentation du calcium et de l'alcalinité dans les couches profondes.

Le pH des eaux du Grand Lac est en moyenne de 7.8 avec des maxima estivaux atteignant et dépassant parfois 9 dans les cinq premiers mètres. Les eaux profondes subissent au contraire des baisses de pH modérées consécutives à la libération de CO_2 par les processus de décomposition des matières organiques. Les pH les plus bas, 7.1 ont été observés lors des périodes de forte désoxygénation. Dans le Petit Lac, les pH sont plus élevés avec une moyenne de 8.0.

Le carbone organique total (COT) est caractérisé par des concentrations moyennes relativement faibles de 1.25 mg C.l^{-1} dans le Petit Lac et de 0.8 mg C.l^{-1} dans le Grand Lac. Dans les couches superficielles, les variations du COT suivent celles de la production phytoplanctonique avec des maxima atteignant 2 à 2.5 mg C.l^{-1} .

La conductivité de l'eau est en moyenne de $301 \mu\text{S.cm}^{-1}$. Elle a subi une hausse sensible depuis 1970, hausse en partie explicable par l'augmentation des chlorures, du sodium et des sulfates.

Les paramètres liés aux équilibres carboniques n'ont pas subi de modifications fondamentales au cours de ces vingt-cinq dernières années. Ceci est probablement dû à l'impact encore négligeable, au niveau du lac, de l'activité humaine sur les processus d'origine géologique ainsi qu'à l'effet tampon assuré par le système carbonique.

3.2.6 Potassium

Roger WATTENHOFER

3.2.6.1 ORIGINES DU POTASSIUM

Origine géologique

De nombreux minéraux contiennent du potassium; on évalue à 2.5 % en poids la teneur de cet élément dans l'écorce terrestre (ROESLER & LANGE, 1976).

Le potassium des sols provient, par altération, des minéraux qui composent la roche-mère. Dans le cas des granites on observe une désagrégation en fragments, avec formation d'une fraction colloïdale. Cette fragmentation, ou arénisation, est due à l'altération des feldspaths (DUTHION, 1966). Cette dégradation s'accompagne d'une libération d'éléments fins contenant du potassium puis d'une solubilisation partielle. Ainsi les eaux souterraines du massif granitique de Trient ont des teneurs comprises entre 0.37 et 1.57 mg K/l (JAMIER, 1975).

Origine agricole

Pour les grandes cultures, les normes suisses de fumures (Commission Romande des Fumures, 1974) préconisent les apports suivants, exprimés en kg de potassium par hectare et par an, de 100 kg pour les céréales à 250 kg pour les betteraves et les prairies intensives.

Bien que ce sujet appartienne plutôt au chapitre 4.5 consacré aux pollutions diffuses, il paraît utile de rappeler ici quelques valeurs concernant les quantités de potassium dues à l'agriculture et qui parviennent au Léman. Les travaux de ROD (1974), circonscrits à une région limitée, donnent les informations suivantes : l'eau de drainage de culture intensive contient environ 2.5 mg K/l; un drainage de culture arboricole montre une teneur d'environ 5 mg K/l et un drainage de vigne, environ 15 mg K/l. Dans la même étude, les teneurs en potassium de l'eau de deux affluents du Léman ont été déterminées; environ 2.5 mg K/l pour la Promenthouse et environ 6 mg K/l pour le Rupalet. Le bassin de la première est à dominante de polyculture extensive; celui du second est essentiellement viticole et arboricole. De plus ce travail a montré l'étroite relation entre la pluviométrie et les quantités de potassium présentes dans les eaux.

Origine animale

L'homme excrète environ 4 g de potassium par jour, à 90 % par ses urines (tables CIBA-GEIGY, 1972).

D'après les Stations fédérales de recherches agronomiques (1975), pour les animaux d'élevage, les valeurs sont les suivantes (kg K₂O par année) :

• 1 bovin	125
• 1 porc à l'engrais	5
• 100 poules pondeuses	40

3.2.6.2 ROLE DU POTASSIUM CHEZ LES VEGETAUX

Le potassium est, au même titre que le carbone, l'azote et le phosphore, un nutriment majeur. D'après DUTHION (1966), il participe directement à l'assimilation du gaz carbonique et sa carence conduit à une diminution de la chlorophylle de la plante. Par ailleurs, un manque de potassium bloquerait la polymérisation des sucres, conduisant à une déficience en cellulose. On remarque une accumulation des acides aminés chez les plantes carencées en potassium, la synthèse des protéines étant partiellement inhibée.

3.2.6.3 CONCENTRATIONS MOYENNES (voir annexes 113 à 115)

A la fin du siècle dernier, la moyenne des valeurs citées par FOREL (1895) est voisine de 2.0 mg K₂O (1.7 mg K/l). Cette valeur est à considérer avec prudence étant donné l'imprécision des méthodes d'analyse.

RAMUZ (1957) a publié des analyses effectuées en 1955. Les prélèvements ont été effectués 2 km au sud d'Ouchy, en septembre, le potassium étant dosé par gravimétrie.

Profondeur (m)	Teneur en K (mg K/l)
5	1.36
100	1.60

La Commission a inclus depuis 1972 le potassium dans ses programmes d'analyses, le dosage de cet élément étant effectué par émission de flamme ou AAS (absorption atomique).

Les teneurs en potassium varient peu pendant l'étude. Pour le Grand Lac, les moyennes pondérées annuelles se situent vers 1.4 mg K/l; pour le Petit Lac on peut observer une variation avec un minimum à 1.27 mg K/l en 1975, puis une remontée temporaire avec son maximum en 1978 (figure 1). Pour le Léman pris dans son ensemble, la teneur en potassium reste relativement constante, et se situe actuellement vers 1.40 mg K/l.

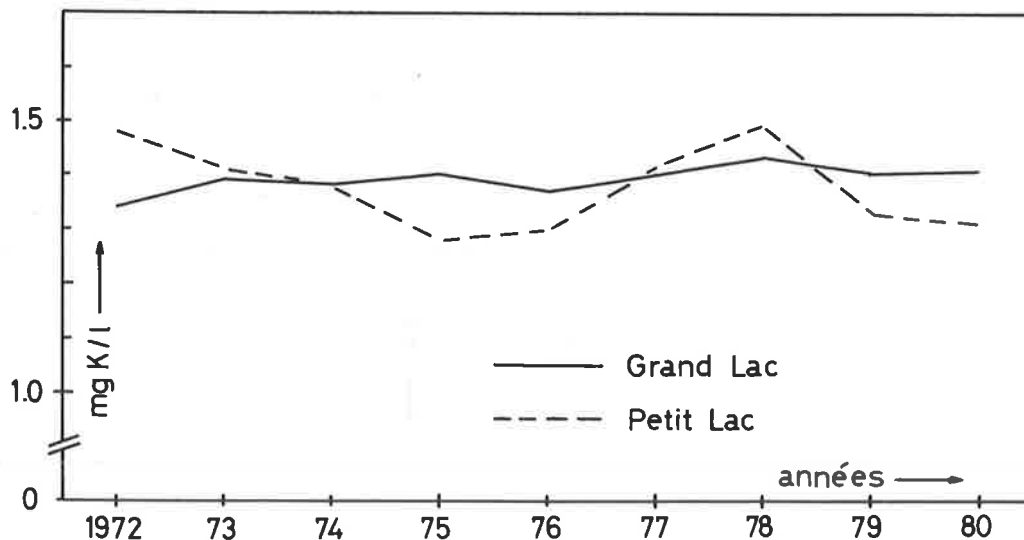


Fig.1 POTASSIUM
moyennes annuelles pondérées (mg K/l)

Dans la biocénose lacustre, le phytoplancton est l'utilisateur principal de potassium, suivi des macrophytes. Cependant, les profils de concentrations en fonction de la profondeur tracés en période hivernale (brassage des eaux, faible activité des végétaux) et en période estivale (stratification des eaux et forte activité végétale) ne montrent aucune évolution significative de la teneur en potassium (figure 2). (A titre comparatif, l'évolution des orthophosphates, facteur limitant, a été donnée. On remarque nettement les diminutions de teneurs dans la couche trophogène pendant la période estivale). WETZEL (1975) mentionne que les fortes populations d'algues n'entraînent, en milieux hautement productifs, qu'une réduction épilimnique modérée des teneurs en potassium.

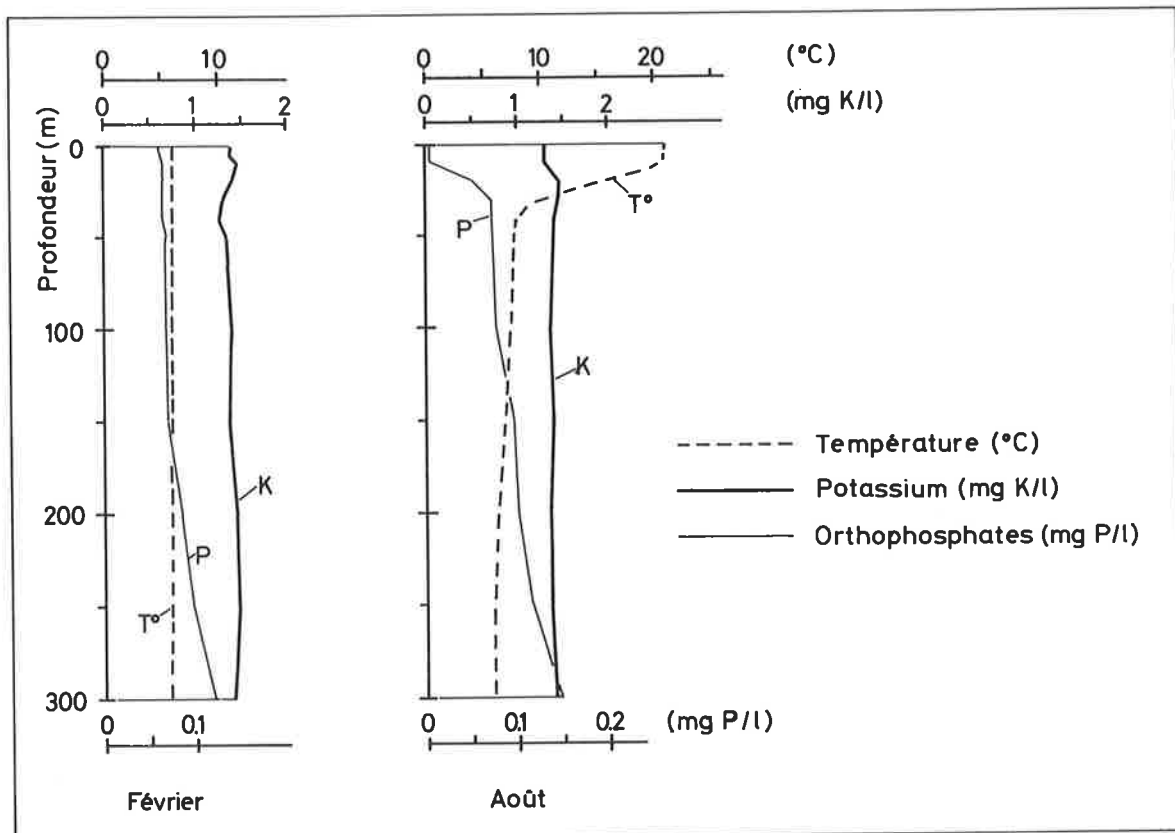


Fig.2 POTASSIUM
 profils concentration - profondeur à SHL 2 en 1980

3.2.6.4 LE STOCK DE POTASSIUM (voir annexes 116 à 118)

Les concentrations dans l'eau du lac variant peu d'une année à l'autre, le stock en potassium reste sensiblement constant de 1972 à 1980.

3.2.6.5 RESUME, CONCLUSIONS

Les teneurs en potassium observées dans les eaux du Léman, de l'ordre de 1.4 mg K/l, sont proches de celles des eaux provenant des massifs granitiques drainés par les deux principaux affluents du Léman.

La distribution spatiale et temporelle du potassium est quasi uniforme.

Les stocks annuels de potassium varient peu au cours de l'étude.

3.2.7 Sodium

Philippe ZAHNER

3.2.7.1 ORIGINE NATURELLE

Après l'oxygène, la silice, l'aluminium, le fer et le calcium, le sodium est l'un des éléments les plus abondants de l'écorce terrestre; il en représente un peu plus de 2.5 % en poids (ROESLER et LANGE, 1976).

La dissolution des gisements salifères et l'altération des granites ou d'autres roches renfermant des feldspaths et certaines argiles libèrent du sodium. A titre d'exemple, des concentrations de plus de 10 mg Na/l ont ainsi été observées dans les eaux souterraines circulant dans les roches cristallines du massif du Mont-Blanc (JAMIER, 1975) et de plus de 300 mg Na/l dans les eaux thermales captées à Lavey-les-Bains (VUATAZ, 1982).

En comparaison, les pluies qui arrosent les pays à climat continental renferment rarement plus de 1 mg Na/l (OFPE, Annuaire hydrologique de la Suisse, 1980) et n'en fournissent donc que peu aux eaux superficielles.

Par suite des échanges qu'ils entretiennent avec leur environnement, les organismes vivants rejettent du sodium. L'homme éliminerait ainsi entre 0.9 et 3.2 g Na en 24 heures par ses urines (REINBERG, 1971), pour une consommation journalière moyenne de chlorure de sodium de 5 à 20 g, avec une moyenne d'environ 10 g par jour (OMS, 1979).

3.2.7.2 CONCENTRATIONS MOYENNES (voir annexes 119 à 121)

La concentration moyenne en sodium des eaux du Léman augmente sans doute comme celle en chlorures (chapitre 3.2.8) à partir des années 1960; elle atteint 3.5 mg Na/l pour l'ensemble du Léman en 1980. La figure 1 confirme cette évolution dans le Grand Lac depuis le début des mesures en 1974; elle laisse cependant apparaître une stabilisation progressive, qui aboutit au palier observé en 1980 et 1981.

Tracée à partir des valeurs mensuelles moyennes pondérées à toutes profondeurs, la courbe correspondante du Petit Lac (figure 2) illustre aussi cette évolution, bien que les concentrations se stabilisent plus tôt que dans le Grand Lac. Les variations observées à court terme traduisent très probablement l'influence directe des apports côtiers.

Que ce soit dans les stations pélagiques ou littorales, les concentrations en sodium des eaux du lac ne varient pas de manière significative avec les saisons.

3.2.7.3 CORRELATION SODIUM-CHLORURES

En raison de l'altération des silicates aluminosodiques, les eaux naturelles contiennent un léger excédent de sodium dissous par rapport aux chlorures. Le Léman n'échappe pas à cette règle. Les observations effectuées en SHL 2 montrent cependant que ses eaux s'enrichissent plus rapidement en chlorures qu'en sodium (figure 3). Cette évolution traduit l'importance croissante des activités humaines dans le bassin versant du lac; elle est liée pour une bonne part aux déversements d'eaux usées pauvres en sodium, ainsi qu'à l'utilisation de chlorure ferrique dans de nombreuses stations d'épuration pratiquant la déphosphatation.

Figure 1: Sodium. Evolution des concentrations dans les eaux du Grand Lac (moyennes mensuelles pondérées; station SHL 2)

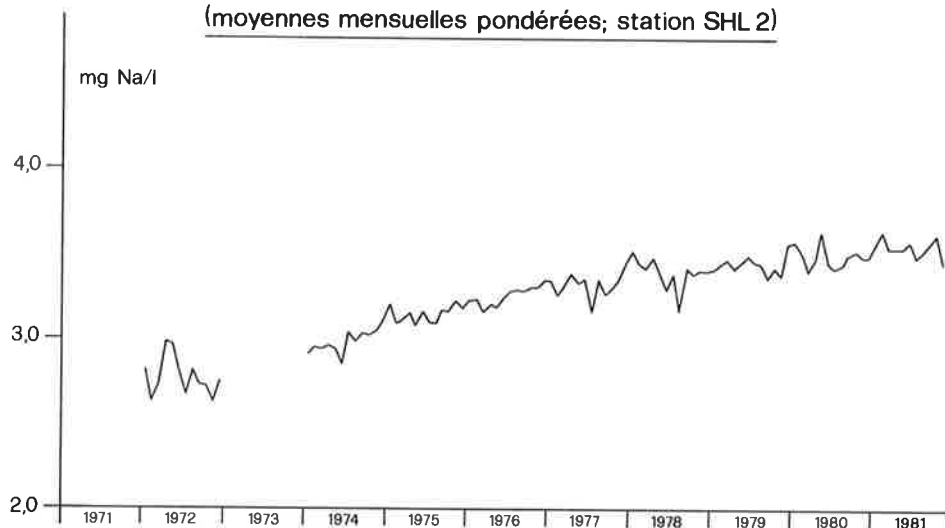
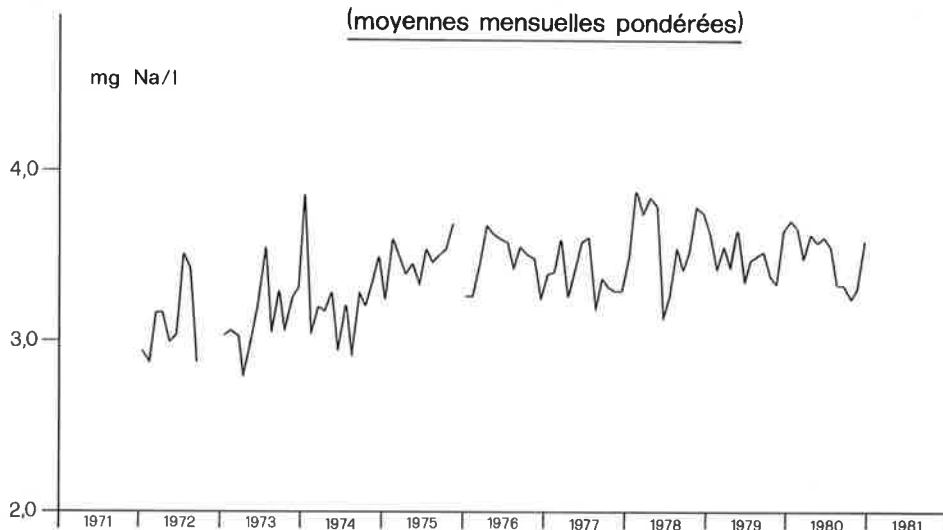


Figure 2: Sodium. Evolution des concentrations dans les eaux du Petit Lac (moyennes mensuelles pondérées)



3.2.7.4 VARIATIONS DE CONCENTRATION AVEC LA PROFONDEUR

Le Petit Lac est relativement homogène dans toute sa masse (figure 4). En revanche, un gradient de concentration très net est observé dans le Grand Lac en période de stagnation prolongée (figure 5 - années 1972 à 1975) : les teneurs en sodium diminuent alors avec la profondeur. Influencée par la circulation des eaux, cette stratification chimique du Léman tend à disparaître au cours des hivers froids (figure 5, année 1981 et figure 6).

Figure 3: Corrélation sodium-chlorures à la station SHL 2 (1974 et 1982)

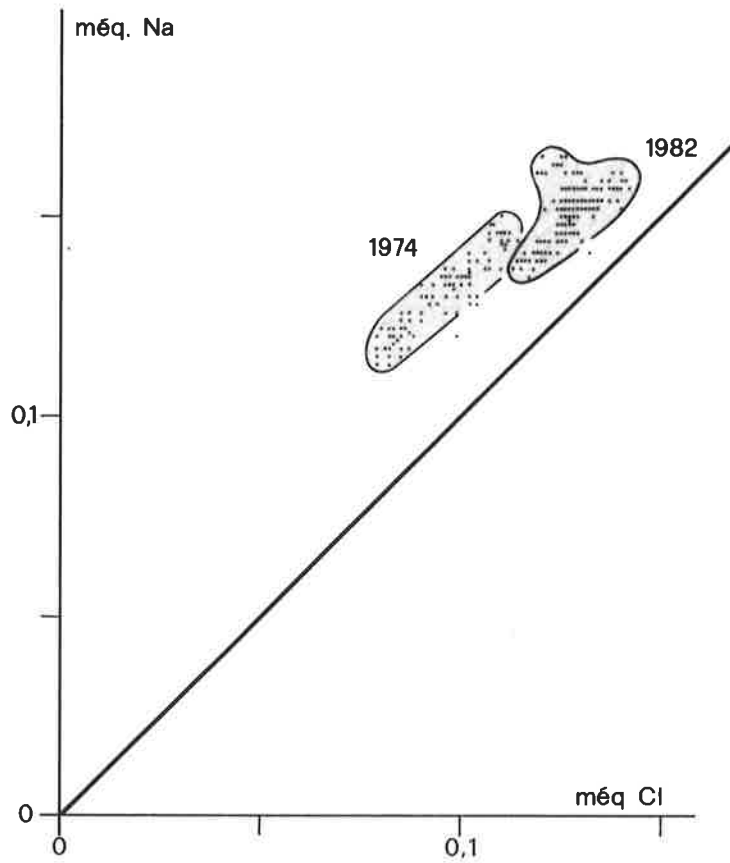


Figure 4: Sodium. Concentrations en fonction de la profondeur (moyennes annuelles). Petit Lac.

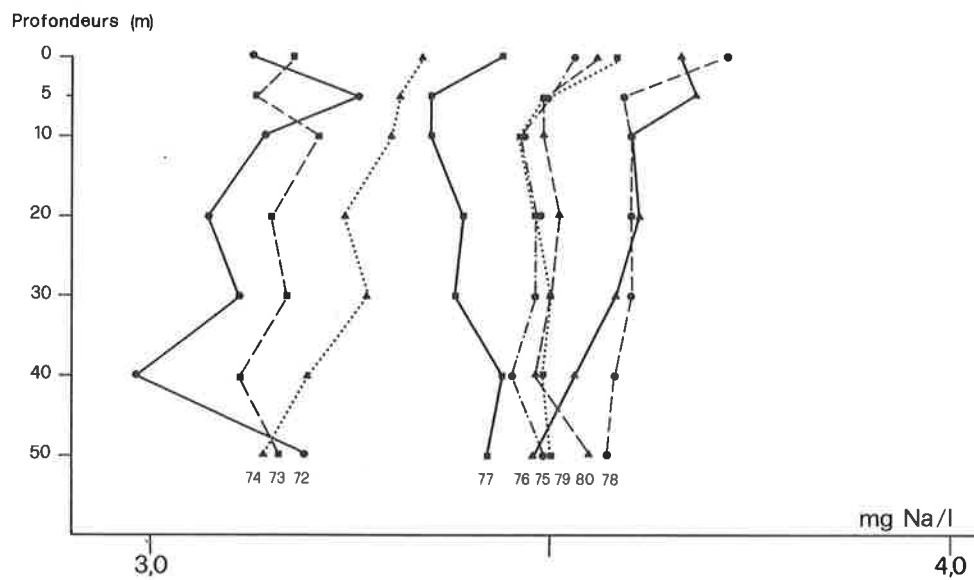


Figure 5:
Sodium. Concentrations en fonction de la
profondeur dans les eaux du Grand Lac
(moyennes annuelles 1972-75 et 1981 en SHL 2)

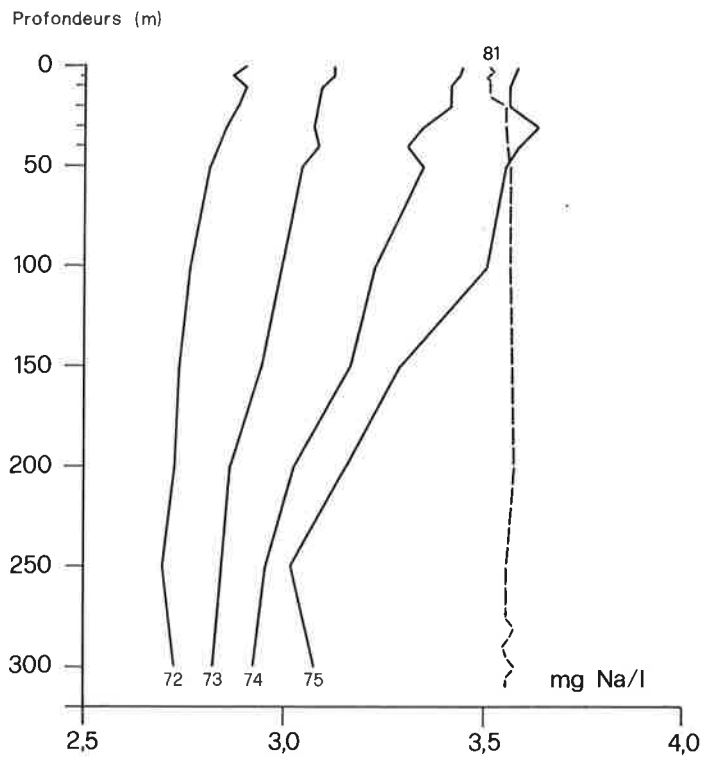
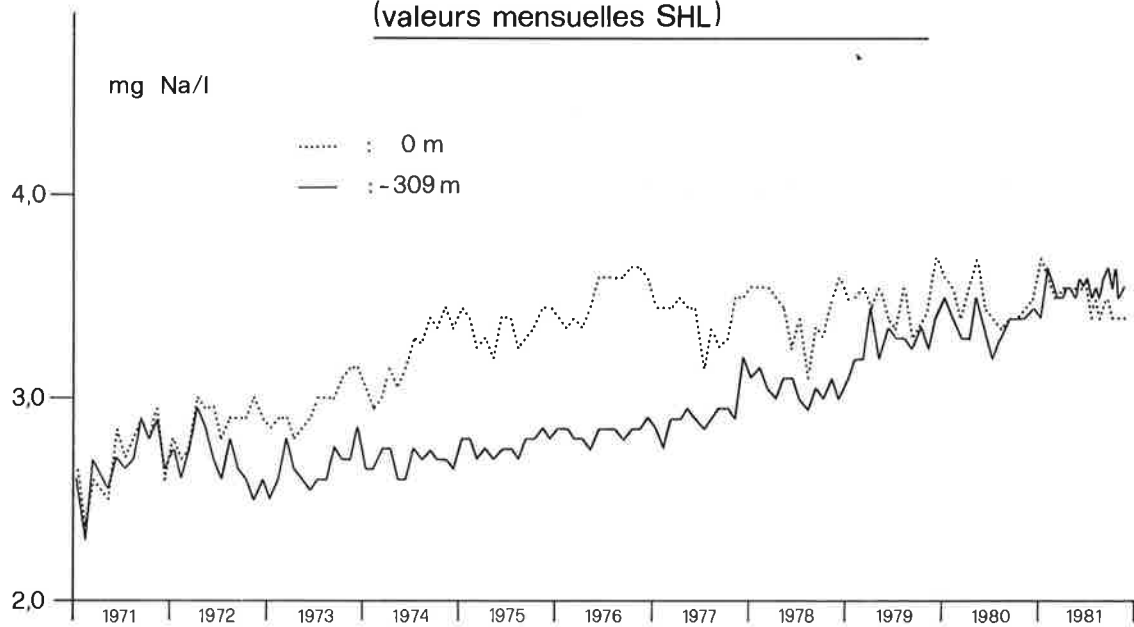


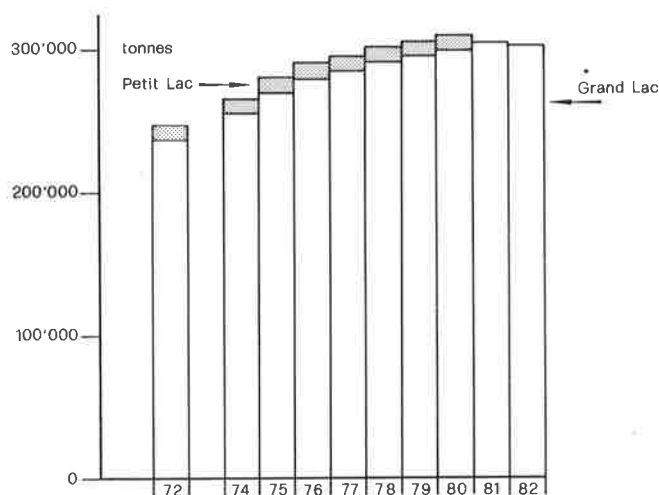
Figure 6: Sodium. Evolution des concentrations
en surface et au fond à la station SHL 2
(valeurs mensuelles SHL)



3.2.7.5 LE STOCK DU SODIUM (voir annexes 122 à 125)

Les stocks augmentent depuis le début des études jusqu'en 1981, où le Grand Lac renferme à lui seul une provision de sodium de plus de 300'000 tonnes (figure 7). Une stabilisation paraît atteinte aujourd'hui.

Figure 7:
Sodium. Evolution des stocks annuels du Léman.



3.2.7.6 ORIGINE DU SODIUM

Les apports en sodium au Léman sont le plus souvent liés à ceux en chlorures (chapitre 3.2.8). Les principales sources en sont les suivantes :

Précipitations

Les précipitations renferment peu de sodium, malgré un enrichissement estival lié aux retombées sèches (chapitre 4.1). Les mesures effectuées en six stations du Plateau suisse montrent ainsi que les apports atmosphériques en sodium sont en moyenne de 221 mg Na/m².an pour la période 1975-1979, ce qui correspondrait à environ 1'750 tonnes de sodium pour l'ensemble du bassin versant du Léman.

Les valeurs citées au chapitre 4.1 impliquent des apports de l'ordre de 4'000 tonnes/an en moyenne pluriannuelle (de 1'650 à 8'000 t).

Erosion

Que ce soit dans les bassins sédimentaires ou cristallins, les eaux superficielles naturelles renferment rarement plus de 2 mg Na/l. Une extrapolation de ce chiffre à l'ensemble du bassin du Léman montre que l'érosion des roches et des sols apporte naturellement moins de 14'000 tonnes de sodium par an au lac.

Agriculture

Les engrais du commerce contiennent rarement du sodium et ne jouent donc aucun rôle dans l'enrichissement du lac en cet élément. La part due aux engrais de ferme n'est pas connue. En revanche, les 1'000 tonnes de sel alimentaire distribuées chaque année au bétail (chapitre 3.2.8) représentent un apport potentiel au lac de près de 400 tonnes de sodium.

Industrie

Les rejets de l'industrie sont liés à l'utilisation de sels de sodium, par exemple pour l'électrolyse, la préparation de produits alimentaires, l'utilisation de produits photographiques, etc. A l'heure actuelle l'importance de ces sources industrielles ne peut pas être évaluée correctement.

Eaux usées

Fort de 710'000 habitants, la population permanente du bassin versant du Léman élimine chaque année entre 350 et 1'200 tonnes de sodium par voie physiologique, qui rejoignent dans les eaux les 700 tonnes de sodium utilisées pour les adoucisseurs d'eau et une quantité équivalente liée à l'emploi des produits de nettoyage (chapitre 3.2.8).

Entretien des routes

Considérant que 8'000 tonnes de chlorures sont épandues en moyenne chaque hiver sur le réseau routier, dont 80 à 90 % sous forme de chlorure de sodium (chapitre 3.2.8), il faut admettre un apport supplémentaire au lac de plus de 5'000 tonnes de sodium par an.

En résumé et à condition que le sodium rejeté parvienne intégralement au lac, les apports moyens se répartiraient de la manière suivante :

Précipitations		1'750 tonnes
Erosion	max.	14'000
Agriculture		
- sel pour bétail		400
- autres		?
Industrie		?
Eaux usées		
- rejets humains	300 -	1'200
- adoucisseurs		700
- produits de nettoyage		?
Entretien des routes		5'000

Le total est probablement supérieur à 30'000 tonnes de sodium par an. A lui seul le Rhône en fournit plus de 20'000 tonnes chaque année (chapitre 4.2).

3.2.7.7 CONCLUSIONS

Les effets physiologiques du sodium sont encore mal connus. Indispensable à la vie, cet élément joue un rôle essentiel pour les organismes aquatiques; il règle les échanges en eau avec le milieu extracellulaire, ainsi que certains processus enzymatiques ou métaboliques.

Les concentrations en sodium mesurées aujourd'hui dans les eaux du Léman ne représentent aucun risque pour la consommation humaine; en outre, elles n'exercent pas d'effet toxique sur les organismes inférieurs et supérieurs qui s'y développent. Les essais effectués en laboratoire montrent par exemple que la croissance des macrophytes (*Potamogeton alpinus*) ne commence à être entravée qu'à partir d'une concentration en NaCl de 50 mg/l (NOBEL et al., 1983), alors que les poissons d'eau douce supportent sans dommage des milieux dix fois plus salés, la dose létale étant toujours supérieure au g/l (LIEBMANN, 1960). On ne saurait toutefois prétendre que l'augmentation des teneurs en sodium, comme d'ailleurs de celle en chlorures, soit à long terme sans danger pour la vie du lac. La prudence commande donc de limiter les apports en sodium au Léman et d'en diminuer les stocks.

3.2.8 Chlorures

Claude CORVI

Les chlorures sont d'origine géologique ou proviennent de rejets animaux. De source naturelle, ils résultent de la dissolution de sels, en particulier les chlorures de sodium et de potassium. Leur concentration dans l'urine humaine est, en moyenne, de l'ordre de 5 g/l.

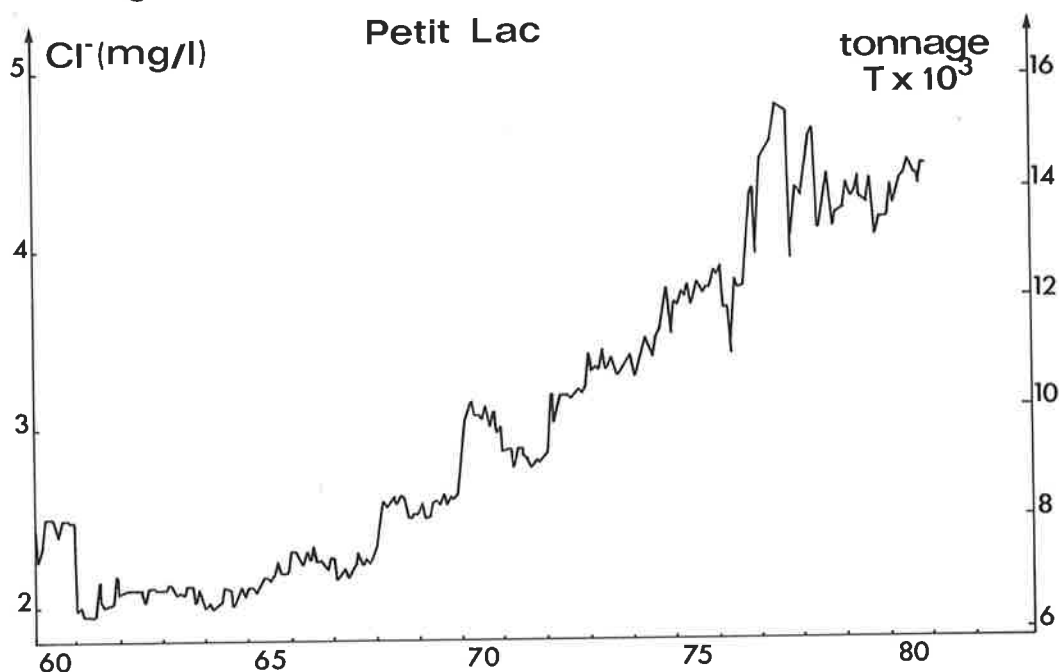
Il faut également citer d'autres provenances des chlorures résultant d'utilisations industrielles ou commerciales. Nous reviendrons ultérieurement et plus en détail sur leur origine.

Les premières analyses effectuées dans le Petit Lac datent de 1957. Depuis le début des années 1960, les concentrations sont mesurées mensuellement. Par contre, dans le Grand Lac, les mesures mensuelles régulières à différentes profondeurs ne datent que de 1971 (exception faite des valeurs déterminées en 1957 et 1958).

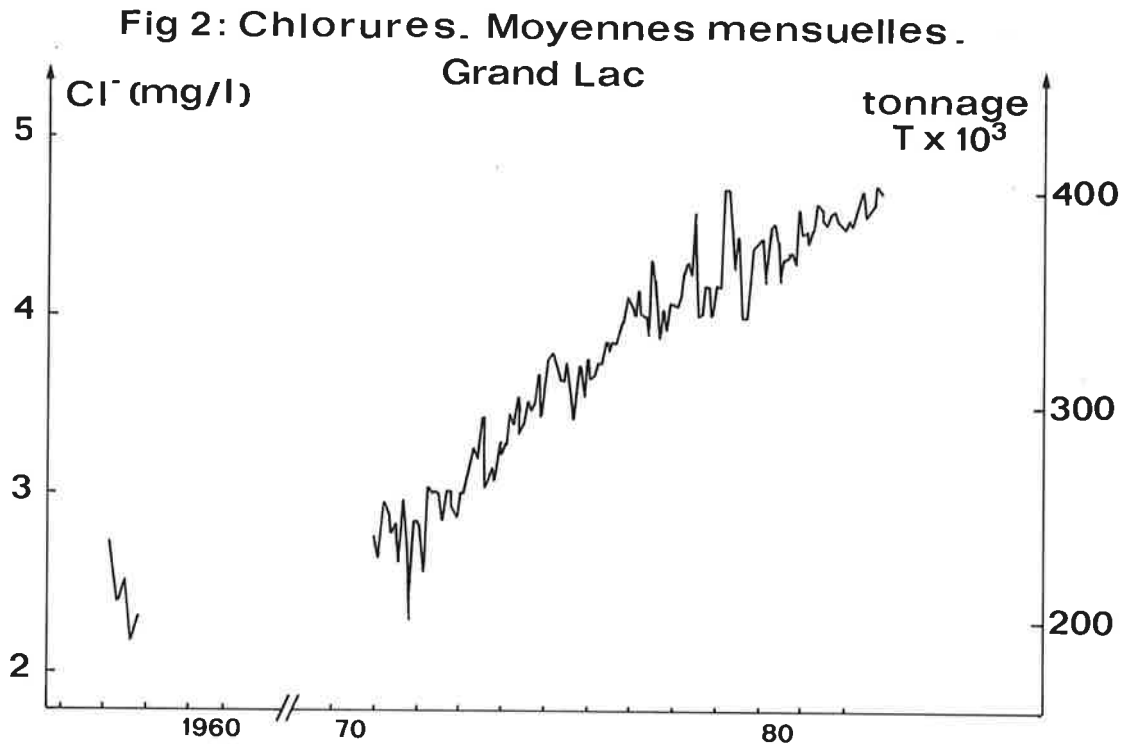
3.2.8.1 CONCENTRATIONS MOYENNES (voir annexes 126 à 128)

Voisine de 2 mg/l au début des études, la concentration moyenne des chlorures dans le Petit Lac reste stable jusqu'en 1965, puis ne cesse d'augmenter jusqu'en 1977. Elle atteint en 1980 près de 4.4 mg/litre (figure 1).

Fig1: Chlorures. Moyennes mensuelles.



La courbe représentant les concentrations moyennes pondérées toutes profondeurs pour le Grand Lac (figure 2) est presque identique à celle du Petit Lac. La pente moyenne traduit l'augmentation de la concentration; elle est pratiquement la même pour les deux parties du Léman.



Bien que les concentrations observées ne semblent pas influencer négativement la vie du lac, leur progression continuelle demeure inquiétante.

Il n'y a pas de variation saisonnière marquée : l'évolution mensuelle des concentrations moyennes pondérées du Grand Lac, ainsi que les valeurs observées en surface pour l'ensemble des stations, ne mettent pas en évidence de variation systématique.

Par contre, l'étude détaillée des résultats de certaines stations littorales telles VS 3 (Villeneuve) ou VD 4 (Lausanne-Vidy) montre, pour certaines années, des fluctuations mensuelles importantes : une augmentation de la concentration voisine de 2 mg/l en mars 1974 et mai 1975 en surface à VS 3 par exemple. La fréquence de ces fluctuations semble aléatoire. Les concentrations mesurées dans les stations plus centrales comme SHL 2 sont en général inférieures et les fluctuations mensuelles en surface ou à 50 m de profondeur sont relativement de faible amplitude.

3.2.8.2 VARIATIONS DES CONCENTRATIONS AVEC LA PROFONDEUR

Petit Lac

Comme en témoigne la figure 3, les concentrations moyennes annuelles des chlorures dans le Petit Lac sont relativement uniformes pour toute la colonne d'eau. Afin de simplifier cette figure, certaines années ne sont pas représentées. Les variations observées pour quelques profondeurs ne sont pas significatives.

Grand Lac

La figure 4 montre l'évolution en fonction de la profondeur, de la concentration en chlorures. (Pour simplifier cette figure, l'année 1980 n'est par représentée).

Dans la plupart des cas, la concentration mesurée diminue avec la profondeur. Cette évolution est très marquée certaines années comme 1975, 1976 ou 1977. Les écarts entre fond et surface sont importants : plus de 1.2 mg/l en 1975 et 1.4 mg/l en 1976.

Par contre, la concentration est plus homogène sur toute la colonne d'eau les années de circulation totale qui se traduisent par un brassage efficace après un hiver froid : les courbes des années 1971 et 1981 sont représentatives de ce phénomène.

Entre ces deux extrêmes bien marqués, les années à circulation totale "douce" comme 1979, le gradient de concentration est plus faible.

Fig3: Concentration des chlorures en fonction de la profondeur. Moyennes annuelles. Petit Lac

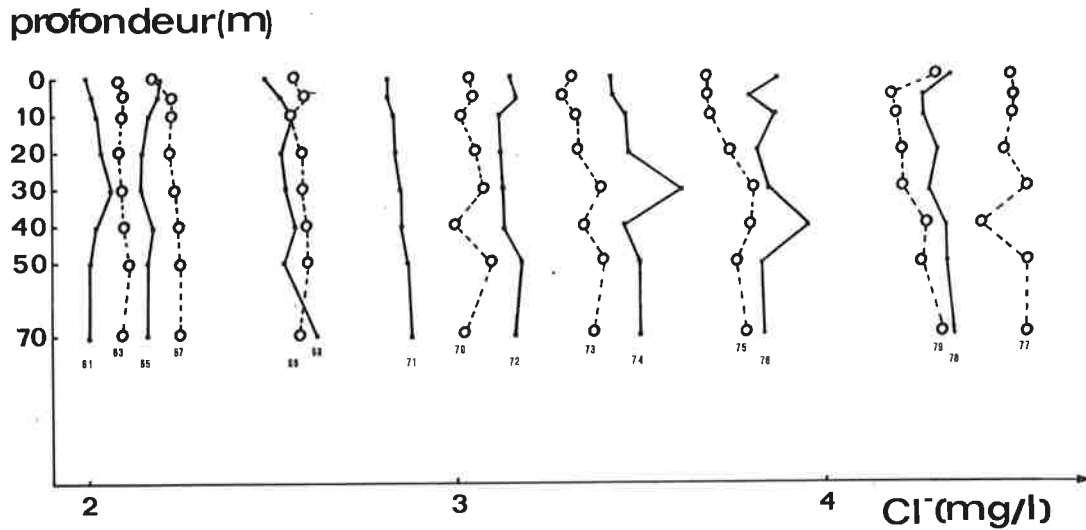
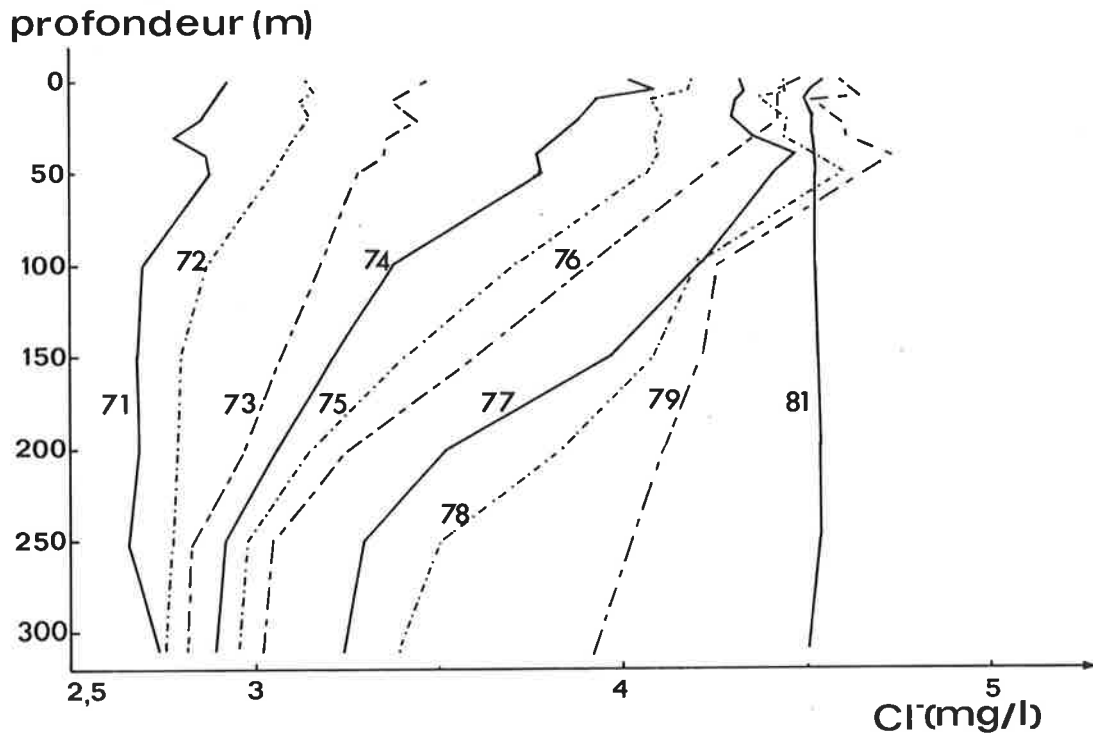


Fig 4: Concentration des chlorures en fonction de la profondeur. Moyennes annuelles. Grand Lac



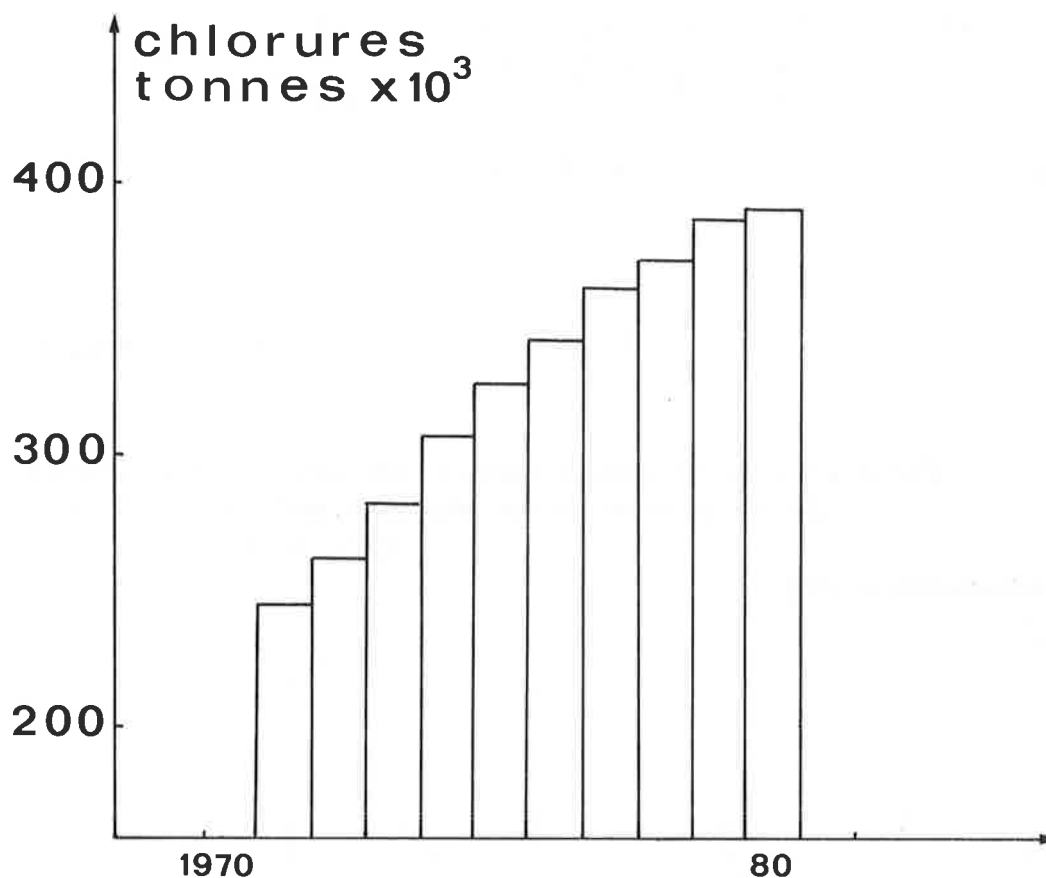
3.2.8.3 LE STOCK DE CHLORURES (voir annexes 129 à 132)

La provision n'a pas cessé de croître depuis le début des études. Dans le Grand Lac, le stock annuel moyen passe de 237'000 tonnes en 1971 à 388'000 tonnes en 1981, soit une augmentation de 64 %. Le stock était estimé à 210'000 tonnes environ en 1958.

Pour le Petit Lac, la provision de chlorures passe de 6'500 tonnes en 1961 à 14'100 en 1980.

La figure 5 représente l'évolution du stock total pour le Léman de 1971 à 1980.

Fig 5: Evolution du stock



3.2.8.4 ORIGINE DES CHLORURES

Comme nous l'avons vu antérieurement, la concentration moyenne d'ion chlore dans les eaux du Léman est voisine de 4.5 mg/l. Cet élément, nécessaire à la vie, peut, au-delà de certaines limites, devenir indésirable. Certes, les concentrations mesurées dans le lac sont très éloignées des seuils de toxicité cités par certains auteurs : 50 mg/l pour le macrophyte *Potamogeton alpinus*, plus de 300 mg/l pour *Potamogeton crispus* (NOBEL et al, 1983).

Des concentrations supérieures à 1'000 ou plusieurs milliers de mg/l ont un impact sur la vie aquatique pour CROWTHER (1977) et DICKMAN (1978). Dans l'état actuel, les concentrations en chlorures sont sans danger pour le Léman. Cependant, la progression constante des stocks depuis 1965 est suffisamment inquiétante pour que l'on tente d'expliquer leur provenance afin de remédier éventuellement à cette augmentation de la salinité.

IMBODEN (1973) et FAHRNI (1981) évaluent les principales sources de chlorures pour l'ensemble de la Suisse en 1970. La répartition de ces sources en différents secteurs est représentée à la figure 6.

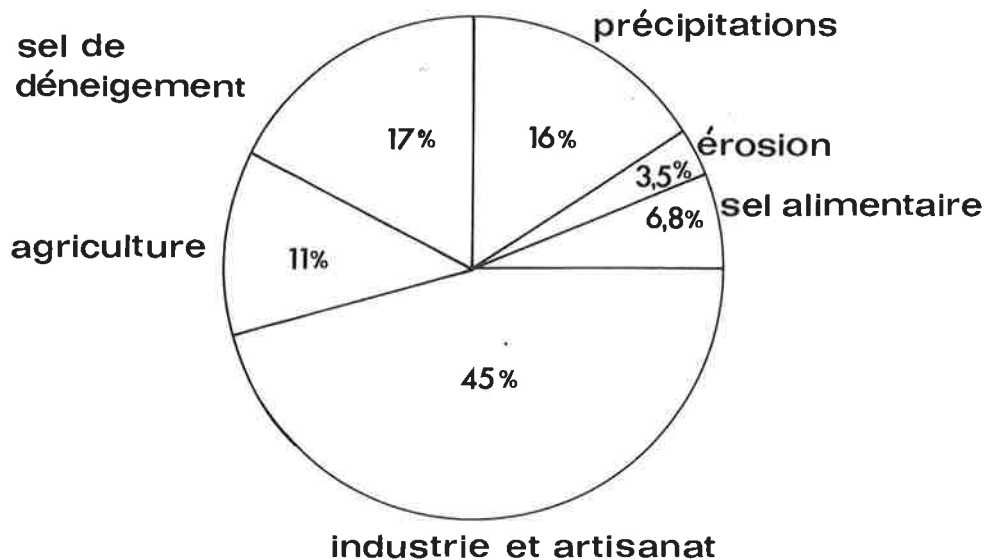


Fig6: Répartition des sources de chlorures en Suisse. (selon H.P Fahrni)

a. *Aspect qualitatif*

Précipitations

Les précipitations contiennent des chlorures provenant de sel marin ainsi que des rejets d'incinération d'ordures ménagères (chlore provenant de la combustion du chlorure de polyvinyle).

Erosion

C'est l'origine géologique, la dissolution de chlorure de sodium ou de potassium libérant des ions chlorures.

Agriculture

Certains engrais renferment des chlorures, par exemple le sel de potassium. Il faut également signaler le chlorure de sodium destiné à l'alimentation du bétail.

Industrie

Des quantités importantes de sels sont utilisées dans l'industrie et l'artisanat : fabrication de colorants, teinture, tannerie... La réaction industrielle de neutralisation par l'acide chlorhydrique est aussi une source de chlorures. A signaler également l'augmentation, ces dernières années, des adoucisseurs d'eau, industriels ou de ménage, qui utilisent le sel pour la régénération des résines échangeuses d'ions.

Sel alimentaire

La production et la vente de sel alimentaire sont relativement constantes depuis plusieurs dizaines d'années. La consommation moyenne journalière par habitant est de l'ordre de 20 g de NaCl (environ 10 g pour l'alimentation proprement dite et 10 g pour l'industrie alimentaire).

Epuratlon

La déphosphatation est généralement pratiquée dans les stations d'épuration à l'aide de chlorure ferrique $FeCl_3$. Tout comme ceux éliminés par les activités humaines, ces chlorures libérés ne sont pas retenus dans les stations d'épuration. Cette source est en augmentation constante ces dernières années, ce stade de l'épuration s'étant généralisé.

Sels de déneigement

En association avec d'autres moyens de lutte, les chlorures de sodium et de calcium sont utilisés pour l'entretien du réseau routier. Ces produits renferment respectivement 60.7 et 63.9 % d'ion chlorure.

b. Aspect quantitatif

La part des apports en chlorures due à chacun de ces secteurs est difficile à apprécier.

L'absence de statistiques complètes ne permet pas l'établissement de bilan absolu de répartition. Tout au plus peut-on, en fonction de la surface des bassins versants, de la densité de la population et des enquêtes partielles effectuées, estimer les quantités des différentes sources de chlorures.

Une étude de la Commune de Lausanne (1979) a permis, souvent par extrapolation, d'évaluer cette répartition.

Apports totaux

En terme de bilan, les apports de chlorures au Léman sont de quatre types :

- . les apports atmosphériques,
- . le ruissellement,
- . les apports par les affluents
- . les apports par les stations d'épuration se déversant directement dans le lac.

Les informations à disposition sur ces différentes sources sont données dans les chapitres correspondants.

Apports par les précipitations et l'érosion

Les apports directs au lac, déterminés entre 1972 et 1975, sont de l'ordre de 1'000 t/an (voir chapitre 4.1) dont une part a pour origine l'incinération de déchets ménagers ou industriels. L'extrapolation à l'ensemble du bassin correspond à un apport de l'ordre de 14'000 t/an. Par le biais de l'étude d'IMBODEN (1973), on peut extrapoler la part due à l'érosion à environ 2'300 à 2'900 t/an en pondérant le chiffre suisse par la surface du bassin lémanique.

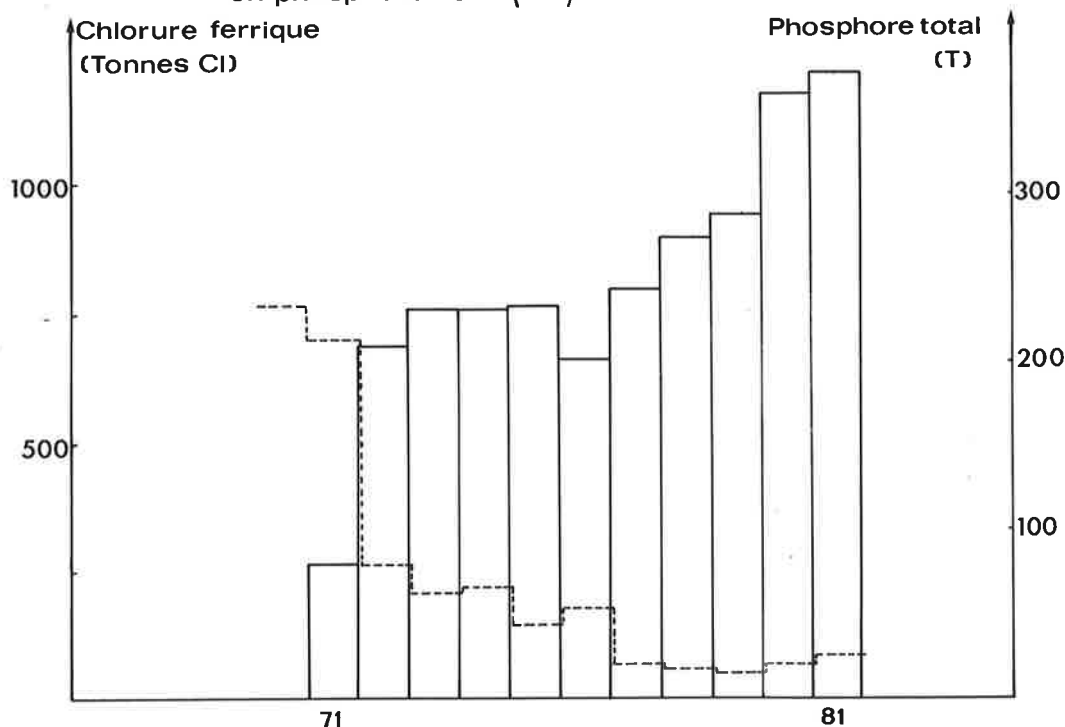
A l'exception, peut-être, de celle provenant de l'incinération des ordures, ces quantités sont difficilement compressibles.

Apports dus à la déphosphatation (1982)

Les rejets en chlorures de la station d'épuration de Thonon sont, ces dernières années, relativement constants, voisins de 340 tonnes Cl/an (toutes sources de chlorures prises en considération). Par contre, les apports annuels du Flon dont les eaux sont souvent constituées uniquement des eaux de rejet de la station de

Lausanne-Vidy, progressent constamment jusqu'en 1978, avec un rejet annuel moyen d'environ 3'300 tonnes. L'étude de la Commune de Lausanne montre que cette augmentation est due, entre autres, à la consommation de chlorure ferrique utilisé pour la déphosphatation comme le montre la figure 7. Cette figure illustre l'efficacité de la déphosphatation : la courbe des rejets en phosphore est l'inverse de celle de la consommation de chlorure ferrique. Il est évident, dans l'ordre des priorités, que la déphosphatation doit être accrue, même si elle est génératrice d'une augmentation de la concentration des chlorures dans les eaux du lac.

Fig 7: VIDY. Evolution de la consommation de chlorure ferrique (■) pour déphosphatation et rejets de la step en phosphore total (---)



Pour l'ensemble des stations d'épuration vaudoises, les apports résultant de la déphosphatation sont de l'ordre de l'600 tonnes Cl/an.

La station de Thonon utilise du sulfate ferreux et, par conséquent, ce stade de l'épuration ne contribue pas à l'augmentation de la teneur en chlorures dans les eaux de rejet.

En Valais, la déphosphatation est réalisée principalement à l'aide de sulfate d'alumine. La part de chlorure ferrique utilisé pour l'élimination du phosphore entraîne un apport annuel de 180 tonnes Cl/an.

Apports par le sel alimentaire

Selon l'Annuaire suisse de la statistique, la production annuelle de sel de cuisine est relativement constante de 1955 à 1981, de l'ordre de 50'000 tonnes par an, ce qui correspond à une consommation journalière moyenne par habitant d'environ 20 g de chlorure de sodium (sel alimentaire industriel compris).

Pour le bassin lémanique (710'000 habitants), la consommation de sel de cuisine correspond donc à 5'180 tonnes/an, soit l'équivalent de 3'150 tonnes d'ion chlorure par an.

L'augmentation de ce type d'apport ces dernières années est à relier à l'évolution de la population du bassin versant (voir chapitre 1.2).

Agriculture

Il est difficile d'évaluer l'impact de l'agriculture sur le bilan des apports. On admet que sa contribution est de l'ordre de 3'400 tonnes Cl/an par les engrais (enquête Commune de Lausanne).

La fourniture de sel pour le bétail par les Salines du Rhin au canton du Valais est, pour la période 1968-1974, de 192 t/an de chlorure de sodium. Pour le canton de Vaud, les Salines de Bex ont produit, en moyenne ces dix dernières années, 1'890 tonnes/an de sel pour bétail soit, pour la partie du bassin versant du Rhône, l'équivalent de 775 tonnes/an de sel. En estimant à 50 tonnes/an l'apport français, nous obtenons, pour le bétail, 1'017 tonnes/an de chlorure de sodium, c'est-à-dire environ 620 tonnes par an de chlorures.

Industrie

Le rejet de chlorures par l'industrie mériterait une étude approfondie, les données dans ce domaine étant peu nombreuses.

La quantité de saumure livrée à l'industrie valaisanne par les Salines de Bex est en progression avec, pour la période 1959 à 1982, un maximum à 38'000 tonnes en 1975. Depuis cette date, le recyclage des chlorures a permis d'en réduire notablement leur consommation. Il est bien entendu que ces quantités ne sont pas intégralement rejetées dans le milieu extérieur. Par contre, l'industrie est tenue de neutraliser ses eaux avant les rejets, et ce traitement concourt à les enrichir en chlorures. La moyenne annuelle de 1977 à 1982 des quantités de sel livrées à l'industrie par les Salines de Bex s'élève à environ 14'000 tonnes/an de chlorures.

Pour 1982, les chiffres fournis par le Service cantonal de la protection de l'environnement du canton du Valais conduisent, sur la base d'analyses de sorties de stations, à estimer les rejets industriels à environ 19'000 tonnes Cl/an.

Adoucisseurs d'eau

La production de sel adoucisseur (NaCl) par les Salines de Bex s'élève en moyenne pour ces huit dernières années à 1'330 tonnes/an pour le canton de Vaud. Cette valeur extrapolée à l'ensemble du bassin correspond à 1'810 tonnes de chlorure de sodium soit environ 1'100 tonnes de chlorures par an.

Cette source d'apport est en continuelle augmentation : la production de sel adoucisseur des Salines de Bex était de l'ordre de 100 tonnes en 1960, de 800 tonnes en 1970 et de 1'400 tonnes en 1980.

Sels de déneigement

Les fondants constituent une part importante des apports en chlorures au lac : 17 % environ. Naturellement, les tonnages utilisés varient annuellement selon les conditions météorologiques. La majeure partie est représentée par du chlorure de sodium et 10 à 20 % par du chlorure de calcium, CaCl_2 , encore efficace lorsque la température est très basse (-20°C).

Les tonnages de chlorures produits par ces fondants sont représentés sur la figure 8 tirée de l'étude de la Commune de Lausanne (1979). Ces chiffres sont obtenus par enquête ou par extrapolation.

Pour les années 1969 à 1978, l'apport annuel moyen par cette source est de 8'000 t de chlorures par an.

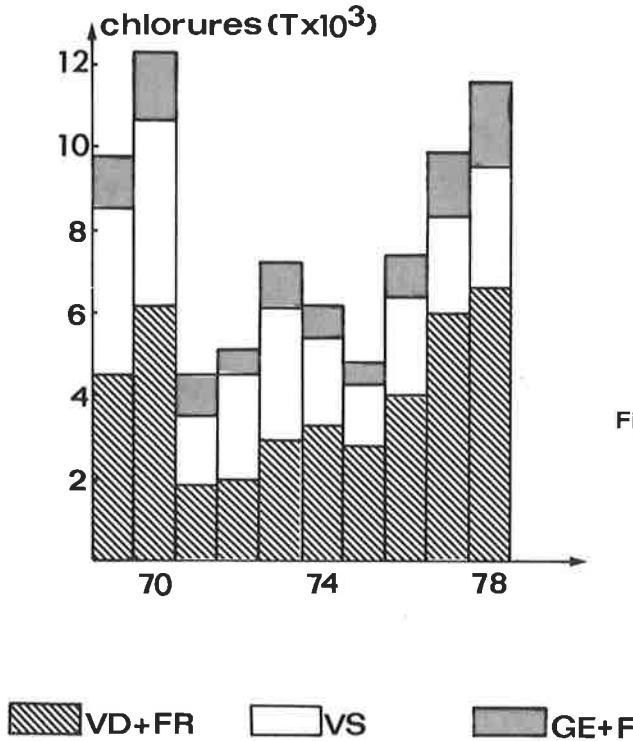


Fig 8: Bassin lémanique
 Evaluation des tonnages de chlorures contenus dans les fondants
 (Etude commune de Lausanne, 1979, page 141)

3.2.8.5 CONCLUSIONS

La teneur en chlorures des eaux du lac ne cesse d'augmenter depuis le début des études.

Les apports totaux au lac sont voisins de 50'000 t Cl/an. Si nous excluons les phénomènes d'érosion qui doivent être relativement constants, ces apports progressent dans différents secteurs. La répartition des apports moyens pour ces dernières années est la suivante :

· Précipitations			
- directes au lac			1'000 t Cl/an
- bassin versant			13'000 t Cl/an
· Erosion	2'300	-	2'900 t Cl/an
· Sel alimentaire			3'150 t Cl/an
· Agriculture			3'400 t Cl/an
· Sel pour bétail			600 t Cl/an
· Industrie	14'000	-	19'000 t Cl/an
· Adoucisseurs			1'100 t Cl/an
· Fondants			8'000 t Cl/an
· Déphosphatation			1'800 t Cl/an
TOTAL	48'350	-	53'950 t Cl/an

La corrélation entre ce bilan extrapolé et celui obtenu par les mesures physico-chimiques pour les trois types de sources (affluents, stations tributaires du lac et précipitation directes) est relativement bonne.

Rappelons que ces chiffres ne sont pas absolus, mais correspondent à des tonnages souvent estimés ou extrapolés. Il est également difficile d'apprécier la part de ces tonnages qui parvient intégralement au lac.

3.2.9 Sulfates

Philippe ZAHNER

3.2.9.1 ORIGINE EXTERNE

Les sulfates sont la forme du soufre dissous la plus répandue dans les eaux naturelles. Les pluies contiennent des quantités appréciables de cet élément, libérées dans l'atmosphère sous forme gazeuse (H_2S et SO_x) par les éruptions volcaniques et, surtout, par les activités humaines, comme l'utilisation de combustibles et carburants fossiles. Les concentrations mesurées dans les eaux de pluie sur le Plateau suisse restent en général inférieures à 10 mg SO_4/l , bien qu'elles puissent exceptionnellement dépasser 100 mg SO_4/l dans les endroits les plus exposés (Office fédéral de l'économie hydraulique, 1976 - voir également le chapitre 4.1).

L'érosion fournit des sulfates aux eaux superficielles par dissolution des gisements de gypse et, dans une mesure moindre, par oxydation de la matière organique des sols et des sulfures présents dans de nombreuses roches sédimentaires et cristallines. D'importantes formations de gypse sont connues dans le bassin versant du Rhône amont, dans la région de Bex ou de Sion par exemple, ainsi que dans le bassin de la Dranse (Brévon). Cette particularité géologique explique la teneur en sulfates mesurée à l'embouchure de ces cours d'eau, relativement élevée en comparaison d'autres rivières drainant des roches sédimentaires :

• L'Aar, Berne (1980)	29.6 mg SO_4/l
• La Glatt, Rheinsfelden (1980)	26 mg SO_4/l
• Le Rhône, Porte du Scex (1976-1980)	51.3 mg SO_4/l
• La Dranse (1976-1980)	79.9 mg SO_4/l

Dans le même ordre d'idée, LI et ERNI (1974) montrent qu'il existe une corrélation étroite entre les teneurs en calcium et en sulfates à la Porte du Scex. Négligeant les apports liés aux activités humaines, ces auteurs calculent que l'érosion emporte chaque année 85 g $CaSO_4/m^2$, soit environ 60 g SO_4/m^2 , sur l'ensemble du bassin versant du Rhône amont. Les observations de la Commission internationale (chapitres 4.1 et 4.2) confirment ce résultat avec 40 g $SO_4/m^2 \cdot an$. Ces chiffres indiquent une forte dissolution des surfaces de gypse exposées aux intempéries, puisqu'elles représentent moins de 10 % du bassin versant considéré.

Les statistiques disponibles ne permettent pas d'évaluer les quantités de sulfates épanchées sur les sols agricoles du bassin versant du Léman avec les engrais organiques et minéraux. Parmi les engrais et amendements minéraux contenant du soufre, il faut retenir surtout les sulfates de potasse et de magnésie utilisés en viticulture, en arboriculture et en culture maraîchère, les superphosphates et, accessoirement, les sulfates d'ammonium. L'emploi des sulfates de calcium, de manganèse, de fer et de zinc est exceptionnel; ils ne contribuent pour ainsi dire pas à la pollution des eaux du lac. En revanche, l'application de fongicides soufrés dans les régions viticoles pourrait représenter un apport en sulfates non négligeable au Rhône et au Léman.

L'être humain élimine chaque jour entre 1.5 et 2 g de soufre total par ses urines, sous la forme de sulfates et de dérivés sulfoconjugués, comme l'acide phénolsulfonique, l'indole ou l'acide indoxylsulfurique (DUVAL, 1967). Ces composés rejoignent dans les canalisations d'eaux usées les sulfates rejetés par certaines industries chimiques (engrais, colorants, produits pharmaceutiques, plâtre, etc...).

3.2.9.2 ORIGINE INTERNE

Le soufre joue un rôle de premier plan pour la vie animale et végétale. Assimilable directement sous forme de sulfates par le phytoplancton et certaines bactéries, c'est un élément constitutif des protéines; il fonctionne en outre comme catalyseur et régulateur de la croissance.

La réduction des sulfates de l'eau interstitielle et la sédimentation de la matière organique provoquent une accumulation lente de soufre au fond des lacs. Les composés soufrés s'y transforment en sulfures, tout particulièrement en sulfures de fer, au sein des sédiments où règnent des conditions réductrices. Les sédiments piègent le soufre en l'absence d'oxygène; ils le restituent lorsque les conditions deviennent oxydantes, le cycle naturel étant entretenu par différentes bactéries spécialisées.

Dans le cas du Léman, la zone d'anaérobiose est normalement limitée à l'intérieur des sédiments. L'hydrogène sulfuré a cependant exceptionnellement été mis en évidence, à l'état de traces, dans les eaux proches de l'interface (automne 1978), alors que l'oxygène avait presque disparu sur le fond du Grand Lac (chapitre 3.2).

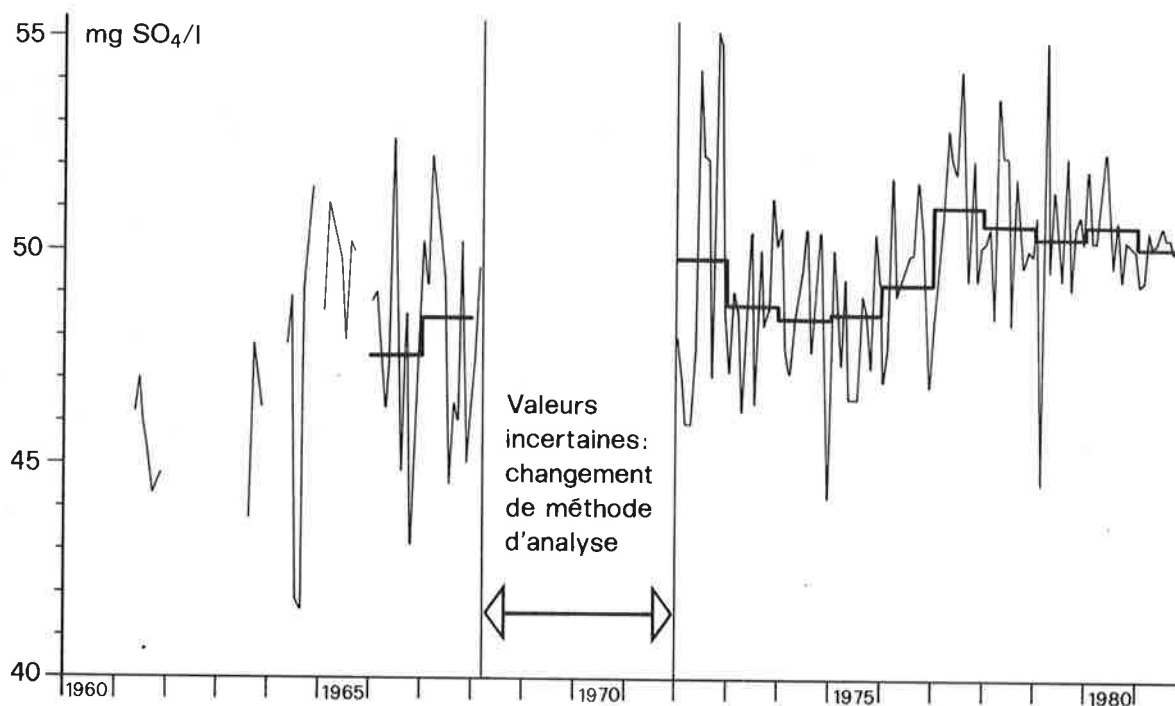
Le soufre intervient dans les phénomènes d'oxydo-réduction du fer et du manganèse et par là joue probablement un rôle indirect dans la mobilité du phosphore à l'interface eau-sédiments.

3.2.9.3 CONCENTRATIONS MOYENNES (voir annexes 133 à 135)

FOREL (1895) obtient une teneur moyenne de 44.3 mg SO_4/l à la fin du siècle passé. En 1954-1955, MONOD (1956) observe déjà une légère augmentation, avec une valeur moyenne de 46.2 mg SO_4/l pour l'ensemble du lac. Cette tendance s'affirme encore au cours des vingt dernières années : les concentrations moyennes dépassent aujourd'hui 50 mg SO_4/l .

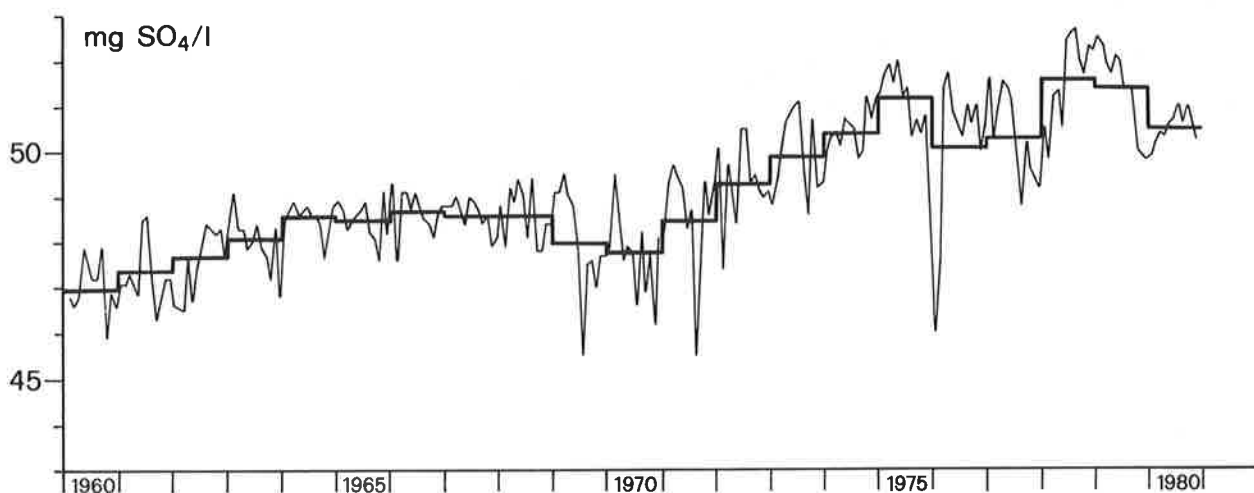
Les courbes des valeurs moyennes mensuelles et annuelles pondérées à toutes profondeurs illustrent cette évolution depuis 1961 dans le Grand Lac (figure 1). Elles sont difficiles à interpréter dans le détail, car les résultats des mesures, lacunaires et peu précis au début, sont malheureusement inutilisables de 1968 à 1971, en raison d'un changement intervenu dans les méthodes d'analyse.

Figure 1. Sulfates. Evolution des concentrations dans le Grand Lac (moyennes mensuelles et annuelles pondérées à partir de SHL 2)



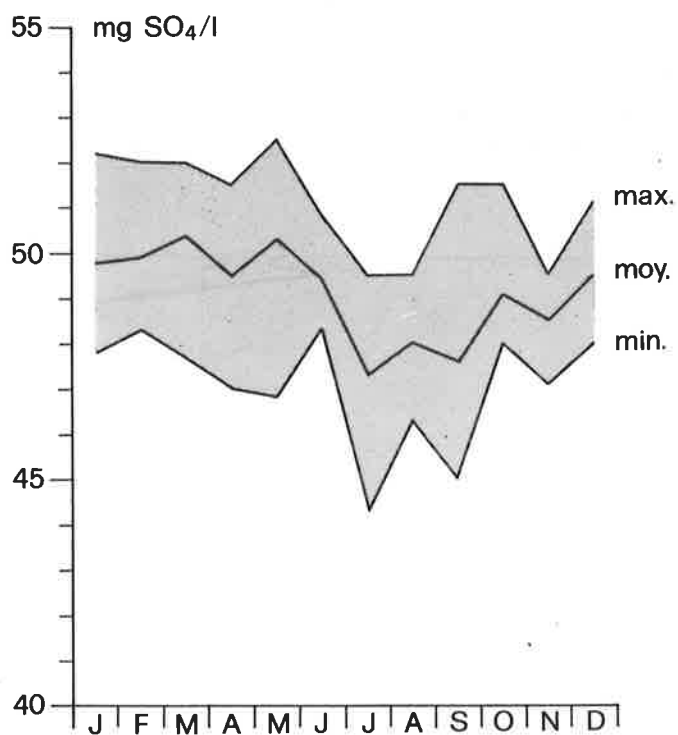
L'évolution du Petit Lac est mieux connue (figure 2). Ses eaux se sont enrichies en sulfates depuis 1960 au moins, avec des accalmies, voire une inversion du phénomène en 1969-1970 et 1976-1977. Ces variations sont particulièrement visibles sur la courbe des moyennes annuelles pondérées. Bien que cela ne puisse pas être établi avec certitude, cette évolution irrégulière pourrait traduire l'arrivée d'eaux de fond du Grand Lac, moins riches en sulfates après les périodes de forte consommation en oxygène (chapitre 3.2.1 - figures 8 et 9).

Figure 2. Sulfates. Evolution des concentrations dans le Petit Lac
(moyennes mensuelles et annuelles pondérées)



En surface, les concentrations en sulfates diminuent généralement en été (figure 3 - années 1977-1982 pendant lesquelles le stock en sulfates est resté constant). Signalées par MONOD (1956), ces variations saisonnières sont sans doute à mettre en relation avec l'activité planctonique et bactérienne (MEYBECK, 1970).

Figure 3. Evolution saisonnière des sulfates à la surface du Grand Lac en SHL 2 (0 m)
(moyenne interannuelle 1977 - 1982)



3.2.9.4 VARIATIONS DES CONCENTRATIONS AVEC LA PROFONDEUR

En dehors des périodes de brassage total, comme en 1981-1982, les eaux du Grand Lac sont relativement bien stratifiées (figure 4). Maximum au sein de l'hypolimnion, leur teneur en sulfates diminue en effet simultanément vers le haut et en profondeur.

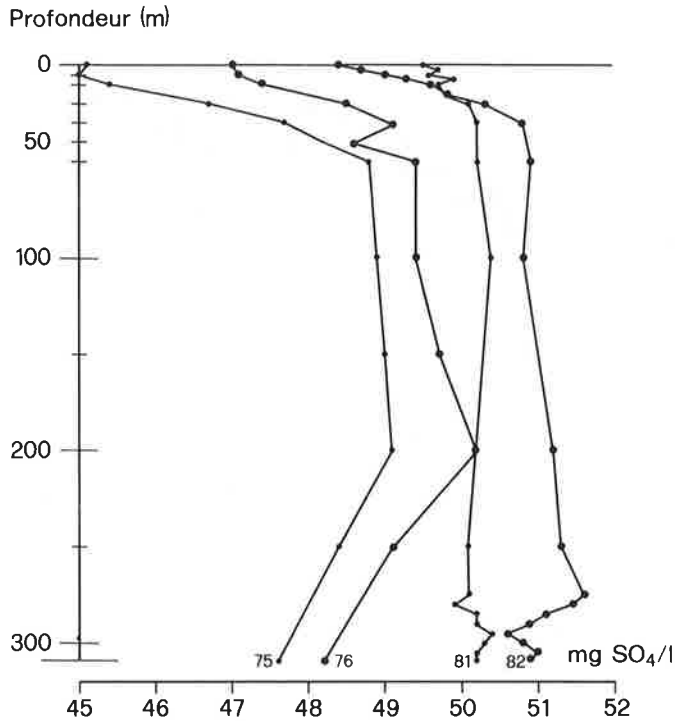
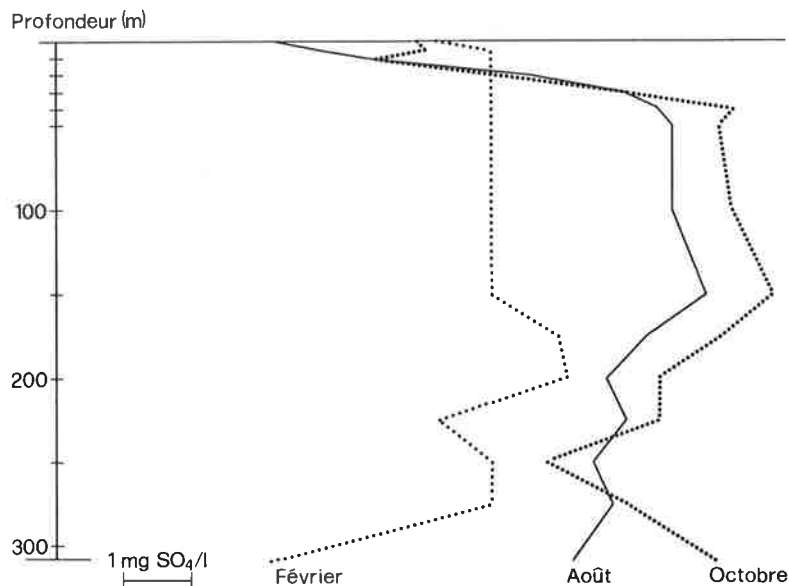


Figure 4. Sulfates. Concentrations dans le Grand Lac en fonction de la profondeur (moyennes annuelles en SHL 2)

75-76: circulation partielle
81-82: circulation complète

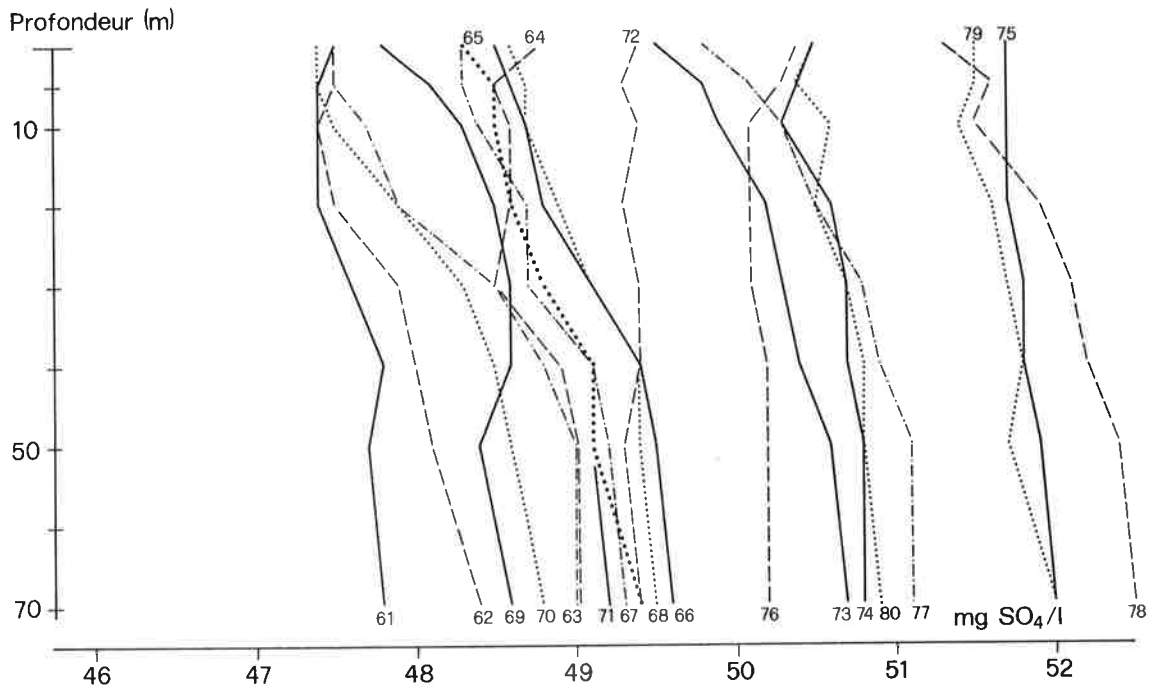
Cette disposition est plus au moins marquée suivant les saisons (figure 5). Elle est due à trois phénomènes conjoints, à savoir l'assimilation de soufre par la matière vivante dans l'épilimnion, la réduction des sulfates sur les fonds appauvris en oxygène et, probablement, l'interstratification à différentes profondeurs d'eaux des affluents plus ou moins chargées en sulfates. Ce dernier phénomène est difficile à mettre en évidence, les fluctuations observées étant de l'ordre de grandeur de l'imprécision des mesures.

Figure 5. Sulfates. Variations saisonnières des concentrations dans le Grand Lac en fonction de la profondeur (SHL 2, 1977)



Les eaux du Petit Lac renferment moins de sulfates dans l'épilimnion qu'au fond (figure 6). Il s'agit là d'une conséquence directe de la stratification superficielle du Grand Lac, peut-être accentuée par l'activité biologique à l'aval de la barre de Promenthoux.

Figure 6. Sulfates. Concentrations dans le Petit Lac (GE 4, Fosse de Nyon) en fonction de la profondeur (moyennes annuelles)



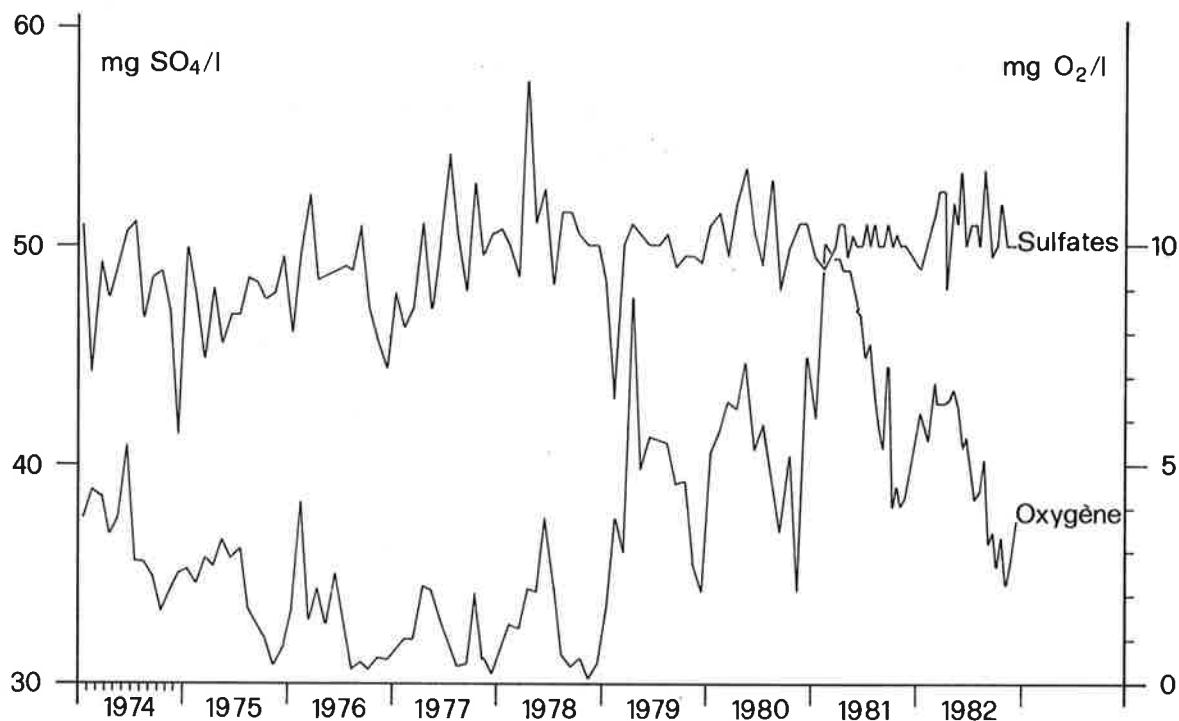
3.2.9.5 LES STOCKS DE SULFATES (voir annexes 136 à 139)

L'évolution des stocks n'est pas connue pour l'ensemble du lac avant 1971. Depuis lors, ils n'augmentent que très lentement pour atteindre un palier en 1977, avec environ 4'500'000 tonnes de sulfates en solution.

3.2.9.6 CORRELATION SULFATES - OXYGENE DISSOUS

Les teneurs en sulfates des eaux du lac ne sont pas systématiquement corrélées à celles en oxygène dissous. Les courbes établies pour ces deux paramètres en SHL 2 et sur le fond (figure 7) confirment cependant le rôle du soufre dans les phénomènes d'oxydo-réduction à la surface des sédiments. Les minimums extrêmes des concentrations en sulfates suivent généralement les périodes d'appauvrissement en oxygène observées en profondeur.

Figure 7. Evolution des concentrations en sulfates et en oxygène sur le fond en SHL 2



3.2.9.7 RESUME ET CONCLUSIONS

Les teneurs en sulfates des eaux du Léman ont augmenté lentement depuis le début du siècle, pour atteindre une moyenne de 50.2 mg SO₄/l en 1980. Elles paraissent aujourd'hui stabilisées.

Suivant l'OMS (1971), la consommation d'eaux sulfatées peut se traduire par des irritations gastro-intestinales à partir de 250 mg SO₄/l. Les eaux du Léman peuvent être utilisées de ce point de vue sans risque aucun pour la santé, puisqu'elles en renferment cinq fois moins. En outre, de telles concentrations n'exercent très probablement pas d'effet toxique sur les plantes ou les organismes aquatiques. Il semble tout au plus que les sulfates puissent influencer l'assimilation du phosphore par certaines espèces phyto-planctoniques (PRIBIL et MARVAN, 1970).

3.2.10 Fluorures

Philippe ZAHNER et

Jean-Pierre SCHNYDRIG

3.2.10.1 ORIGINE DU FLUOR

Le fluor présent dans les eaux provient des précipitations atmosphériques, du lessivage des roches et des sols et des activités humaines.

Les pluies renferment des quantités notables de fluor d'origines diverses : poussières enlevées aux sols, émanations volcaniques, résidus de combustion du charbon et rejets des industries, observés en particulier lors de la préparation électrolytique de l'aluminium, de la fabrication d'engrais chimiques et de l'incinération des ordures.

Le fluor n'existe pas à l'état libre dans l'écorce terrestre. Fortement électro-négatif, il se combine avec des métaux alcalins et alcalino-terreux, principalement sous forme de :

- Fluorine CaF_2
- Cryolithe Na_3AlF_6
- Apatite $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{Cl}, \text{OH})$

Il se trouve également dans de nombreux silicates, comme la topaze, les micas ou certaines argiles.

Ces minéraux peuvent être concentrés dans des gîtes comme les filons hydrothermaux de fluorine des Trappistes et de la Tête des Econduits près de Sembrancher ou dans les couches à phosphorite (forme amorphe de l'apatite) des Alpes calcaires, dans la basse vallée du Rhône et dans la région du Stockhorn. Ils sont cependant presque toujours dispersés dans les roches cristallines et sédimentaires. D'après ROESLER et LANGE (1976), les évaporites contiennent également du fluor, jusqu'à 0.013 % en poids dans le sel gemme.

La lixiviation des sols et des roches entraîne par conséquent du fluor dans les eaux, sous forme ionique libre, adsorbé sur la fraction argileuse ou lié à des complexes (LEVESQUE, 1978).

Les mesures effectuées entre 1974 et 1978 par le Service cantonal valaisan de la protection de l'environnement sur les eaux souterraines de la plaine du Rhône montrent des concentrations en fluorures généralement inférieures à 0.5 mg/l dans les zones les mieux préservées des activités humaines. En revanche, plusieurs sources liées aux filons de fluorine de la région de Sembrancher présentent naturellement des teneurs en fluor proches de 1 mg/l (BURRI et JEMELIN, 1983). Les eaux thermo-minérales accusent elles aussi souvent une minéralisation en fluor élevée : 6.7 mg F^- /l à Lavey-les-Bains et 1.5 mg F^- /l à Saxon par exemple (ZAHNER et al., 1974).

Avec une élimination journalière moyenne de l'ordre de 0.5 à 1 mg F^- /habitant, les eaux usées des ménages ne devraient pas fournir au lac plus de 600 kg de fluor par an. Ces rejets sont liés en particulier à la consommation de sel de table, qui peut contenir, dans certains cantons suisses, jusqu'à 250 mg F^- /kg. En revanche, les eaux potables ne sont pas fluorées dans le bassin versant du Léman.

L'application d'engrais phosphatés et de certains pesticides peut enrichir les sols en fluor et accroître indirectement les apports de cet élément dans les eaux superficielles, par érosion et perte dans les drainages.

Les apports en fluor au Léman proviennent principalement des industries qui en rejettent dans l'air et dans les eaux. C'est le cas des usines d'aluminium de Chippis et de Martigny, qui fonctionnent depuis 1908, et de celle de Steg, mise en service en 1962. Jusqu'en 1978, ces trois entreprises utilisaient des cuves ouvertes, avec récupération et lavage des gaz fluorés au toit des halles d'électrolyse. Les rejets liquides étaient alors évalués à 200 m^3 par tonne d'aluminium produite (Office fédéral de la protection de l'environnement, 1978). Le tableau 1 donne l'importance des déversements effectués à cette époque au Rhône, en admettant que les concentrations moyennes en fluorures de

Tableau 1 - Déversement de fluor dans le Rhône par les usines valaisannes d'aluminium en 1976-1977 et 1981

Usine	Capacité (t Al/an)	Production (t Al/an)		Déversement de fluor au Rhône (t F ⁻ /an)		Augmentation correspondante des teneurs en F ⁻ du Rhône à la Porte du Scex (mg F ⁻ /l)	
		76-77	81	76-77	81	76-77 ^a	81 ^b
STEG	48'000	41'000	44'100	410-492	0	0.08 - 0.10	0
MARTIGNY	10'000	10'000	9'500	100-120	18 - 20	0.02	0.003
CHIPPIS	28'000	28'000	24'000	280-336	(70 - 85) ^c	0.06 - 0.07	(0.010 - 0.013)
TOTAL	86'000	79'000	77'600	790-948	(88 - 105)	0.16 - 0.19	(0.013 - 0.016)

- a) Débit du Rhône = 161 m³/s (moyenne 1976-1977) }
 b) Débit du Rhône = 213 m³/s (moyenne 1981) } Annuaire hydrologique de la Suisse
 c) Estimation du Service valaisan de la protection de l'environnement

ces eaux usées soient comprises entre 50 et 60 mg F⁻/l. Les valeurs instantanées observées étaient fréquemment plus élevées; elles oscillaient par exemple entre 56 et 73 mg F⁻/l à Steg (SCHWEIZERISCHE ALUMINIUM AG, 1977).

L'assainissement des industries valaisannes d'aluminium a permis de réduire progressivement les rejets de fluor dans les eaux superficielles et dans l'atmosphère, grâce au capotage des fours et à l'épuration des gaz par voie sèche. Le tableau 1 illustre les améliorations observées en 1981.

FERLIN et al. (1982) évaluent à 11'000 tonnes les quantités de fluor rejetées dans l'environnement depuis le début de la production d'aluminium en Valais. Basé sur une émission globale moyenne de 5.5 kg F⁻/t Al, ce calcul donne des résultats sans doute trop faibles; en réalité, des émissions spécifiques totales comprises entre 7 et 10 kg F⁻/t Al ont pu être relevées jusqu'en 1977 dans les installations les plus anciennes, à Martigny et à Chippis.

Il est difficile de juger quelle proportion des rejets effectués dans l'atmosphère et dans les eaux peut parvenir au Léman ou de préciser sous quelle forme ce transport à lieu. Du fluor est piégé par les sols sous le vent des lieux d'émission (POLOMSKI et al., 1981), mais il est probable que la grande partie gagne à long terme le lac sous forme dissoute ou particulaire.

3.2.10.2 LES APPORTS AU RHÔNE ET AU LEMAN

Les apports en fluor au Léman n'ont pas été recensés systématiquement. Quelques valeurs sont connues sur le Rhône et certains affluents secondaires depuis 1976 (tableau 2). A partir de 1982, dans le cadre d'un programme intercantonal complétant des études de la Commission internationale, le Laboratoire cantonal valaisan détermine la concentration en fluor des eaux du Rhône en quatre stations (tableau 3). Les résultats confirment l'importance des apports dus à l'érosion des sols en période estivale. Ils permettent d'évaluer les rejets des usines de Steg et de Chippis à environ 300 tonnes par an après assainissement.

TABLEAU 2 - Quelques apports en fluor au Rhône amont et au Léman

Cours d'eau	Station	Date	Débit (m ³ /s)	Concentration (mg F ⁻ /l)	Charge (t F ⁻ /an)	Source bibliographique
Rhône	Lalden	5 + 6.08.76	61.8 a	0.04	78	Schweizerische Aluminium AG 1977
		6 + 7.12.76	11.5 a	0.12	44	
	Baltschieder	5 + 6.08.76	-	0.05	-	
		6 + 7.12.76	-	0.10	-	
	Niedergesteln	5 + 6.08.76	-	0.04	-	
		6 + 7.12.76	-	0.10	-	
	Turtmann	5 + 6.08.76	-	0.18	-	
		6 + 7.12.76	-	0.27	-	
	Susten	5 + 6.08.76	-	0.19	-	
		6 + 7.12.76	-	0.27	-	
	Chalais	5 + 6.08.76	-	0.20	-	
		6 + 7.12.76	-	0.44	-	
Granges	5 + 6.08.76	106 b	0.20	670		
	6 + 7.12.76	46.3 b	0.43	630		
Fully	5 + 6.08.76	112 c	0.21	742		
	6 + 7.12.76	83 c	(0.15)	-		
Dorénaz	5 + 6.08.76	-	0.24	-		
	6 + 7.12.76	-	0.19	-		
Embouchure	5 + 6.08.76	136 d	0.23	986		
	6 + 7.12.76	107 d	0.22	742		
Viège	Viège	5 + 6.08.76 6 + 7.12.76	19.7 e 16.4 e	0.04 0.07	25 36	Schweizerische Aluminium AG 1977
Lonza	Steg	5 + 6.08.76 6 + 7.12.76	- -	0.04 0.15	- -	
Navisence	Chippis	5 + 6.08.76 6 + 7.12.76	- -	0.20 0.37	- -	
Drance	Martigny	5 + 6.08.76 6 + 7.12.76	(2.63)f (0.82)f	0.33 0.55	(27) (14)	
Canal Stockalper	Embouchure	1977	5.4	0.13	22.1	Commission internationale pour la protection du Léman
		1978	5.4	0.13	22.1	
		1979	5.2	0.16	26.2	
		1980	5.1	0.16	25.9	
Bouverette	Embouchure	1977	0.74	0.12	2.8	
		1978	0.71	0.12	2.7	
		1979	0.70	0.14	3.1	
		1980	0.70	0.14	3.1	
Morge de St-Gingolph	Embouchure	1977	-	0.07	-	
		1978	-	0.07	-	
		1979	-	0.08	-	
		1980	-	0.07	-	

a : Rhône, Brigue)

b : Rhône, Sion)

c : Rhône, Branson)

d : Rhône, Porte du Scex)

e : Viège, Viège)

f : Dranse, Le Châble)

) Annuaire hydrographique de la Suisse, 1976

TABLEAU 3 - Evolution des teneurs et des charges en fluor du Rhône en 1982 et 1983
(données du programme intercantonal)

Date	Naters (Brigue)			Granges	Sion			Martigny (Pont de Branson)
	mg F ⁻ /l	m ³ /s	t/an	mg F ⁻ /l	mg F ⁻ /l	m ³ /s	t/an	mg F ⁻ /l
27.01.82	0.240	10.8	82	-	-	-	-	-
28.01.82	-	-	-	-	-	-	-	0.190
02.02.82	-	-	-	0.280	0.280	58.9	520	-
22.02.82	0.250	10.2	80	-	-	-	-	-
24.02.82	-	-	-	-	-	-	-	0.200
25.02.82	-	-	-	0.350	0.250	60.2	475	-
31.03.82	0.190	62.8	376	0.240	-	-	-	-
01.04.82	-	-	-	-	0.280	57.0	503	0.180
27.04.82	0.169	20.1	107	-	-	-	-	-
28.04.82	-	-	-	0.201	0.208	82.1	539	-
29.04.82	-	-	-	-	-	-	-	0.208
26.05.82	-	-	-	-	0.163	181	930	-
27.05.82	-	-	-	0.160	-	-	-	0.185
02.06.82	0.141	96.4	429	-	-	-	-	-
29.06.82	-	-	-	0.121	-	-	-	-
30.06.82	0.084	114	302	-	-	-	-	-
07.07.82	-	-	-	-	0.113	391	1'393	0.098
03.08.82	0.124	195	762	-	-	-	-	-
04.08.82	-	-	-	0.137	-	-	-	-
05.08.82	-	-	-	-	0.130	266	1'091	0.142
01.09.82	0.099	84.7	264	-	-	-	-	-
02.09.82	-	-	-	0.102	-	-	-	-
06.09.82	-	-	-	-	0.093	249	730	0.191
06.10.82	0.133	35.8	150	-	-	-	-	-
07.10.82	-	-	-	0.145	-	-	-	-
11.10.82	-	-	-	-	0.138	69.0	300	0.121
28.10.82	-	-	-	0.196	0.181	70.3	401	-
02.11.82	0.145	22.6	103	-	-	-	-	-
09.11.82	-	-	-	0.240	-	-	-	0.145
30.11.82	0.165	14.5	75	-	-	-	-	-
09.12.82	-	-	-	-	0.240	48.9	370	-
14.12.82	-	-	-	-	-	-	-	0.161
14-15.02.83	0.147	12.0	55	0.182	-	-	-	-
03-04.03.83	-	-	-	-	0.211	53.5	356	0.135
07-08.03.83	0.177	15.3	85	0.177	-	-	-	-
07-08.04.83	-	-	-	0.220	0.189	54.9	327	-
11-12.04.83	0.153	17.0	82	-	-	-	-	0.196
02-03.05.83	0.141	20.5	91	0.181	-	-	-	-
03-04.05.83	-	-	-	-	0.196	72.8	450	0.184
25-26.05.83	0.093	41.6	122	0.123	-	-	-	-
26-27.05.83	-	-	-	-	-	-	-	0.171
11-12.07.83	0.077	172	416	0.089	-	-	-	-
12-13.07.83	-	-	-	-	0.094	350	1'038	0.079
02-03.08.83	-	-	-	-	0.070	317	700	0.080
03-04.08.83	0.090	128	362	0.050	-	-	-	-
07-08.09.83	-	-	-	-	0.128	224	904	0.112
08-09.09.83	0.104	96.0	315	0.135	-	-	-	-
04-05.10.83	-	-	-	-	0.153	114	548	0.149
12-13.10.83	0.141	27.7	123	0.167	-	-	-	-
25-26.10.83	-	-	-	-	0.144	63.3	288	0.134
26-27.10.83	0.151	17.8	85	-	-	-	-	-
27-28.10.83	-	-	-	0.131	-	-	-	-
01-02.12.83	-	-	-	-	0.135	53.0	226	0.109
06-07.12.83	0.135	10.1	43	-	-	-	-	-

REMARQUES :

- . Les concentrations sont mesurées sur des échantillons moyens sur 24 heures
- . Les débits 1982 et 1983 (provisaires) sont ceux mesurés par le Service hydrologique national suisse.

3.2.10.3 LE FLUOR DANS LES EAUX DU LAC

Au printemps et en automne 1955, RAMUZ (1957) effectue deux séries de prélèvements au large de Lausanne-Ouchy, sur un fond de 180 m. A chaque fois il met en évidence une teneur de 0.11 mg F⁻/l en surface (5 m) et de 0.12 mg F⁻/l à 100 m de profondeur.

Les mesures effectuées à partir de 1969 dans le Petit Lac au pompage du Prieuré (point GEP 1) indiquent des concentrations moyennes nettement plus élevées, de 0.19 à 0.24 mg F⁻/l sur l'eau brute (figure 1). Bien que ces deux séries de données ne soient pas strictement comparables, en raison des méthodes analytiques différentes et de la distance séparant les points de prélèvement, il est indéniable que les teneurs en fluorures des eaux du lac ont fortement augmenté - peut-être doublé - en moins de vingt ans, avant d'atteindre le maximum de 0.24 mg F⁻/l en 1976. Elles diminuent depuis lors. Compte tenu du temps de résidence des eaux du lac on ne peut pas encore affirmer que cette évolution est en rapport avec l'assainissement récent des industries valaisannes.

Le stock en fluorures du lac se monte à environ 17'000 tonnes en 1982. Ce chiffre peut être mis en relation avec les 10'000 à 20'000 tonnes de fluor rejetées par l'industrie valaisanne d'aluminium depuis le début du siècle.

Les données disponibles ne permettent pas de vérifier si les concentrations varient avec la profondeur. En revanche, l'influence des saisons se fait sentir au fond du Petit Lac (figure 2), où l'évolution des teneurs en fluor, tout particulièrement des valeurs maximales, suit celle de la biomasse observée en surface (chapitre 3.6). Ce parallélisme curieux pourrait être dû à la fixation ou à l'adsorption de fluor par le plancton dans l'épilimnion, notamment par les diatomées à enveloppe siliceuse, et à la remise en solution de cet élément dans les couches profondes du lac au cours de la sédimentation. Dans cette hypothèse, les couches superficielles du lac devraient être appauvries en fluor en période d'intense activité biologique.

3.2.10.4 RISQUES POUR LA VIE AQUATIQUE ET POUR LA SANTE HUMAINE

D'après LEVESQUE (1978), une concentration de 1.5 mg F⁻/l ne présente pas de danger pour la vie aquatique. Or, les eaux du Léman en renferment près de sept fois moins, ce qui permet d'exclure à priori une influence négative pour la faune piscicole.

En outre, la consommation d'eau du lac peut être recommandée sans arrière-pensée comme eau de boisson : l'OMS (1971) fixe en effet la limite supérieure de potabilité à 1.5 mg F⁻/l pour les pays d'Europe centrale.

3.2.10.5 CONCLUSIONS

La teneur en fluor des eaux du lac a fortement augmenté entre 1950 et 1970. Elle atteint un maximum en 1976, avec une moyenne annuelle de 0.24 mg F⁻/l; elle diminue ensuite. La moyenne de 0.19 mg F⁻/l observée en 1982 correspond à un stock d'environ 17'000 tonnes.

Bien que les eaux du Léman se prêtent aujourd'hui sans problème à la préparation d'eau de boisson, il faut éviter un enrichissement à long terme en fluor des eaux lacustres. Suivant LEVESQUE (1978), il n'est pas exclu que le fluor puisse par exemple inhiber l'activité d'enzymes chez certaines plantes.

Figure 1. Fluorures. Evolution des concentrations dans le Petit Lac en GE P1 (valeurs mensuelles et moyennes annuelles; profondeur 40 m)

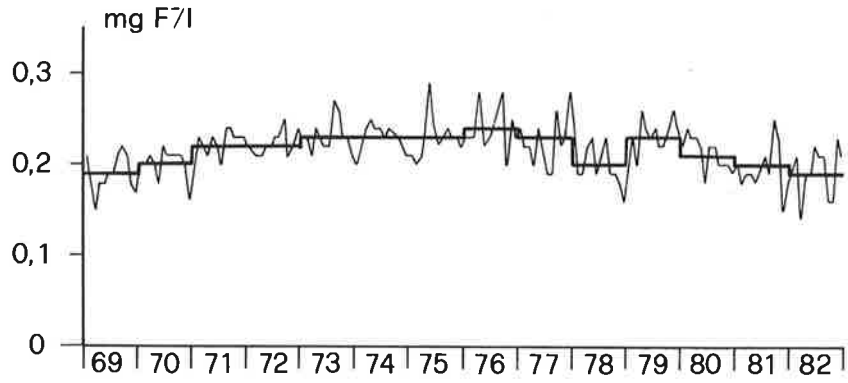
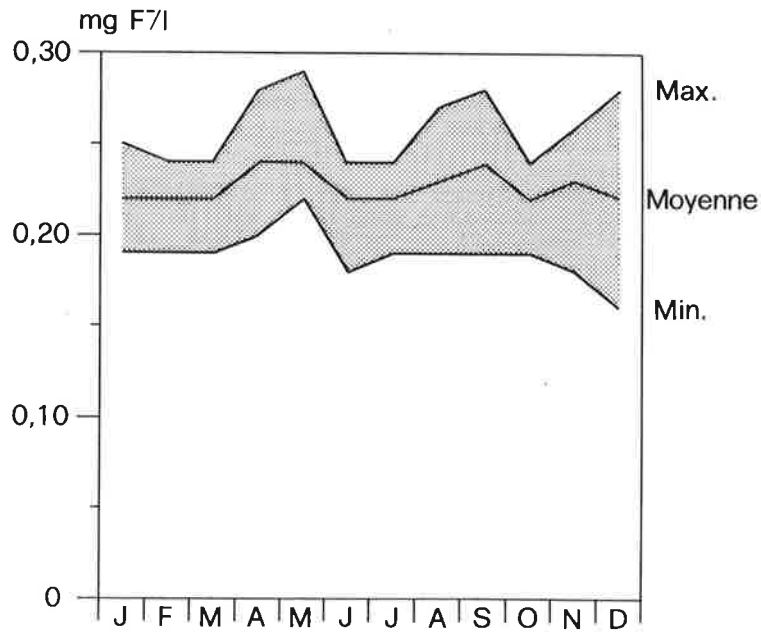


Figure 2. Fluorures. Variations saisonnières des concentrations dans le Petit Lac en GE P1 (période 1973 - 1980)



3.2.11 Métaux en traces

Claude CORVI

3.2.11.1 GENERALITES

Les premières recherches systématiques dans les eaux du lac débutent en 1970. Les métaux étudiés sont : aluminium, argent, cadmium, chrome, cobalt, cuivre, fer, lithium, manganèse, nickel, plomb et zinc. Les analyses sont effectuées sur des eaux prélevées à différentes profondeurs et stations. Les séries de contrôle les plus suivies sont réalisées aux stations de pompage d'eau potable, c'est-à-dire à une seule profondeur. Les périodes d'exploitation des diverses stations sont données dans le tableau 1.

Il faut préciser que ces recherches ont été réalisées dans le but principal de s'assurer que les normes de potabilité étaient respectées. Pour cette raison, les analyses ont été effectuées sur l'eau brute, sans se soucier du degré d'oxydation ou de la forme chimique de l'élément (à l'exception du chrome hexavalent et du fer soluble). De même, la sensibilité des méthodes, spécialement les premières années d'étude, n'était pas forcément suffisante pour détecter, avec sûreté et précision, de très faibles traces de polluants métalliques.

Les principales tolérances pour les métaux dans l'eau de boisson sont rappelées dans le tableau 2.

Chimiquement, en milieu aquatique, les métaux peuvent se trouver sous forme "libre" ou ionique, mais, le plus souvent, ils sont associés à d'autres atomes ou groupes d'atomes formant des oxydes, sulfures, phosphates, carbonates, silicates, hydroxydes, composés organo-métalliques, ou autres complexes minéraux ou organiques. Selon les complexes formés, leur insolubilité est augmentée et, par conséquent, leur élimination du compartiment "eau" de l'éco-système par précipitation ou adsorption se trouve favorisée.

La présence de composés organiques ou de complexants dans l'eau, réduit, en général, la toxicité des métaux lourds. Dans certains cas cependant, cette toxicité peut être accrue par la complexation du métal : STEEMANN NIELSEN et al. (1970) citent une toxicité du cuivre dépendant des complexes organiques formés. Par ailleurs, certains composés organiques tels que méthylmercure, organo-étains, présentent une toxicité bien supérieure à celle du métal lui-même.

3.2.11.2 RESULTATS

Dans la plupart des cas, les teneurs métalliques observées dans les eaux du lac sont très faibles, bien inférieures aux valeurs recommandées pour une eau de boisson. Pour les raisons indiquées dans l'introduction, il semble illusoire d'estimer une teneur moyenne pour chaque métal, ou de procéder à une évaluation des stocks. Le tableau 3 donne un aperçu de la contamination des eaux du lac par les métaux. Les chiffres indiqués pour le Léman correspondent aux concentrations extrêmes observées par différents auteurs et par la Commission internationale en 1982, en une même station, sans tenir compte des facteurs temps et profondeur. Certaines concentrations élevées (manganèse 110 µg/l ou fer 83 µg/l) ont été mesurées dans des conditions spéciales détaillées ultérieurement dans ce rapport.

En tenant compte des sources citées ci-dessus et des données antérieures de la Commission internationale, on note :

• Aluminium

Les concentrations observées entre 1973 et 1980 varient généralement de 6 à 13 µg/l de façon aléatoire. Nous ne disposons, pour ce métal, que des données de la station de pompage de Genève, donc de prélèvements effectués à une seule profondeur.

• Argent

Les concentrations observées dans le lac sont très faibles, souvent inférieures aux limites de détection des méthodes utilisées, c'est-à-dire inférieures à 1 µg/l. BLANC J.P. (1978) cite des valeurs voisines de quelques dixièmes de nanogrammes par litre.

TABLEAU 1 - Périodes d'exploitation des diverses stations

Métal analysé	Période Station	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
		CUIVRE	VD 1 VD 4 VD 5 VDP 1 VDP 2 VDP 3 VDP 5 GE 1 GE 4 GEP 1				+	+	+	+		
NICKEL	GE 4 GEP 1					+	+	+	+	+	+	+
MANGANESE	VD 4 VDP 1 VDP 2 VDP 3 VDP 5 GE 1 GE 4 GEP 1				+							
ALUMINIUM	GEP 1				+	+	+	+	+	+	+	+
ZINC, PLOMB ET CADMIUM	GE 1 GE 4 GEP 1				+	+	+	+	+	+	+	+
LITHIUM, COBALT, ARGENT, CHROME TOTAL	GE 1 GE 4 GEP 1					+	+	+	+	+	+	+
CHROME HEXAVALENT	GE 1 GE 4 GEP 1								+	+	+	+
FER TOTAL	SHL 2 VDP 2 VDP 3 VDP 5 GE 1 GE 4 GEP 1			+	+	+	+					
FER SOLUBLE	SHL 2 VD 4 VDP 1 VDP 2 VDP 3 VDP 5 GE 4 GEP 1	+		+	+	+	+					

TABLEAU 2 - Principales tolérances pour l'eau de boisson

METAUX	Normes des (1) Communautés européennes		Normes suisse (2)	Valeurs recommandées OMS (3)
	Niveau guide $\mu\text{g/l}$	Concentrations maximales admissibles $\mu\text{g/l}$		
Fer	50	200	< 100-200	300
Manganèse	20	50	< 50	100
Plomb	-	50	50	50
Mercur	-	1	3	1
Cadmium	-	5	10	5
Chrome VI	-	-	20	-
Chrome total	-	50	-	50
Argent	-	10	200	-
Cuivre	100 (3'000*)	-	1'500	1'000
Zinc	100 (5'000*)	-	1'500	5'000
Aluminium	50	200	500	200

- * = après 12 heures de stagnation dans les canalisations de distribution
- 1) = Journal officiel des Communautés européennes du 30.08.1980 : directive du Conseil du 15 juillet 1980 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine
- 2) = Manuel suisse des denrées alimentaires, 5ème édition, Volume II, chapitre 27.
- 3) = Organisation mondiale de la santé, "Guidelines for drinking water quality", Volume I, EFP/82.39

TABLEAU 3 - Concentrations comparées ($\mu\text{g/l}$) de divers métaux dans les eaux du Léman et autres eaux douces

ELEMENT	LEMAN			Lac de Constance (SIGG, 1982- HEGI, 1976)	Lac Michigan (COPELAND et al, 1972)
	Données (1) Commission internationale	Autres données			
			Auteurs		
Plomb	< 0.3-1.6	-	-	0.05-0.1	1.5
Cadmium	< 0.01-0.07	0.01-0.15	BLANC (2)	0.006-0.02	0.3
Chrome	0.3-0.9	1.7-6.9	BLANC (2)	-	1.7
Cuivre	0.7-1.8	1.2-24	BLANC (2)	0.3-0.8	5
Fer	4.3-83	-	-	2-1'500	-
Manganèse	0.6-110	1.3-40	BLANC (2)	1-85	1
Mercur	< 0.15	0.012 0.007 0.0009-0.008	DOGAN (3) BERGERIOUX (4) BLANC (2)	-	0.027
Zinc	< 10	2.5-39 13	BLANC (2) BERGERIOUX (4)	1-4	16

- 1) = Données Commission internationale : station SHL 2; 1982
- 2) = Données BLANC, J.P. (1978) rade de Genève; 1976-1977
- 3) = Données DOGAN, (1976) : station GEP 1
- 4) = Données BERGERIOUX, (1977) : rade de Genève

3.2.11.3 VARIATIONS SAISONNIERES

A l'exception du manganèse, nous n'avons pas observé de variation saisonnière. BLANC (1978) observe quant à lui les tendances suivantes sur l'eau brute prélevée en rade de Genève à la surface du lac :

- . *Argent, or, mercure*

Concentration maximum observée en novembre ainsi que de mars à mai.

- . *Cobalt, manganèse, étain, zinc*

Un seul cycle annuel avec maximum observé pendant l'hiver.

- . *Cadmium, cuivre*

"Le comportement de ces éléments est à peu près analogue à celui de mercure argent. Le maximum observé en hiver est de plus longue durée et l'augmentation estivale est plus faible, et décalée vers les mois plus chauds".

Cet auteur ne trouve pas de corrélation évidente entre ces variations d'éléments traces et les anions complexants ou autres paramètres physico-chimiques (pH, température, oxygène dissous...).

3.2.11.4 CONCLUSIONS

Les concentrations de métaux traces mesurées dans les eaux du lac sont faibles et inférieures aux normes admises pour les eaux de boisson.

Près du fond, les concentrations en manganèse observées pendant certains mois de l'année permettent de visualiser et d'apprécier l'importance des phénomènes d'oxydo-réduction se produisant au niveau de l'interface eau-sédiments.

3.2.12

Détergents anioniques

Roger REVACLIER

3.2.12.1 INTRODUCTION

Au sens usuel du terme, les détergents sont des produits de nettoyage. Leur composition complexe comporte un certain nombre de substances parmi lesquelles des polyphosphates et des tensioactifs.

Un tensioactif est un composé chimique qui, adsorbé à une interface solide-liquide, en modifie les propriétés physico-chimiques et provoque un abaissement des tensions superficielles, facilitant ainsi les opérations de nettoyage.

On distingue quatre types de tensioactifs : les anioniques, les cationiques, les non-ioniques et les ampholytes.

Les produits les plus utilisés sont de type anionique. Actuellement ce sont le plus souvent des alkylbenzène sulfonates (ABS) à chaîne droite, biodégradables. Depuis 1970 environ ils ont remplacé des ABS à chaîne ramifiée très résistants à la biodégradation qui provoquaient de nombreuses perturbations dans les rivières, les stations d'épuration, etc...

Leur dosage est basé sur la formation, avec le bleu de méthylène, d'un complexe extractible par le chloroforme et susceptible d'un dosage colorimétrique. La limite de détection de la méthode analytique est d'environ 0.01 mg ABS/l.

Les détergents anioniques, régulièrement recherchés dans les affluents du Léman depuis 1964 (voir chapitre 4.2.3.16), n'ont été dosés que très sporadiquement dans les eaux du lac, sauf aux stations de pompage où leur recherche a été plus systématique.

3.2.12.2 RESULTATS

La présence de détergents n'a été que rarement mise en évidence dans les eaux du lac. Quelques échantillons cependant ont présenté des concentrations un peu plus élevées, les valeurs maximales étant :

Date	Station	Profondeur	Concentration mg ABS/l	Remarque
mai 1968	VS 2	0 m	0.10	Station proche de l'embouchure du Rhône
mai 1968	VS 4	0 m	0.07	Station proche de l'embouchure du Rhône
avril 1975	VD 4	10 m	0.42	Station littorale près de Lausanne
avril 1975	VD 4	30 et 50 m	0.12	Station littorale près de Lausanne
janvier 1980	GEP 1	40 m	0.05	Petit Lac

Les apports annuels des affluents mesurés n'ont que rarement atteint 300 tonnes/an. Depuis 1978 ces apports ont diminué de façon importante, sans doute en relation avec l'accroissement du nombre d'habitants raccordés à une station d'épuration et à l'introduction de détergents biodégradables (voir chapitre 4.2.3.16).

En conclusions, les détergents anioniques ne paraissent poser, à l'heure actuelle, aucun problème de pollution dans le Léman.

3.2.13 Analyses comparatives interlaboratoires

Paul BLANC

3.2.13.1 INTRODUCTION

Dès le début des études, les laboratoires travaillant au sein de la Sous-commission technique ont eu le souci de la bonne concordance de leurs observations, pour cela ils se sont concertés et ont choisi d'utiliser des méthodes de prélèvement et d'analyses identiques. Au cours des deux dernières décennies, la chimie analytique de l'eau a fait de grands progrès et l'avènement des méthodes instrumentales a introduit une certaine diversité dans l'équipement et les protocoles d'analyse des laboratoires. Pour que cette diversité ne soit pas la cause de divergence dans les résultats il s'est avéré nécessaire de mettre en place un système de confrontation des résultats analytiques, obtenus sur des échantillons identiques dans les différents laboratoires. Dans ce but un système d'analyses interlaboratoires a été inclu aux programmes quinquennaux 1976-1980 et 1981-1985.

3.2.13.2 METHODES D'ANALYSES

Jusqu'en 1970 les méthodes utilisées sont celles retenues dès 1957 et décrites dans le premier rapport sur l'état sanitaire du Léman 1957-1960. A partir de 1971 la plupart des laboratoires s'équipent en appareillages plus modernes et utilisent des méthodes plus sensibles, et quelquefois différentes d'un laboratoire à l'autre. Pour une meilleure connaissance mutuelle, les laboratoires échangent en permanence leurs méthodes d'analyses.

3.2.13.3 ANALYSES COMPARATIVES

A. Déroulement des analyses

ECHANTILLONS

Lors de chaque série d'analyses comparatives, les laboratoires reçoivent chacun trois flacons de deux litres d'eau du lac prélevée soit au pompage du Service des Eaux de la Ville de Lausanne à Saint-Sulpice, soit au pompage de la pisciculture de la Station d'Hydrobiologie Lacustre de l'INRA à Thonon.

Mis à part le temps du transport (1 à 2 h) les échantillons sont conservés au réfrigérateur à $\approx 4^{\circ}\text{C}$ entre le prélèvement et l'analyse.

ANALYSES

Les analyses débutent le lendemain du jour de la distribution. Elles portent sur les éléments et composés détaillés dans le tableau 1.

Pour l'oxygène le prélèvement et la fixation sont effectués par les représentants des laboratoires sur le lieu même du pompage.

RESULTATS

Pour chaque série les laboratoires donnent chacun trois valeurs par élément dosé.

B. *Exploitation des résultats*

Les premières séries d'analyses ont donné lieu à un traitement statistique très détaillé sur l'ordinateur de l'Ecole Polytechnique fédérale de Lausanne. Ce traitement étant relativement lourd il a été abandonné par la suite et remplacé par une exploitation plus sommaire avec calcul des moyennes et écarts types interlaboratoires et visualisation graphique des résultats ce qui permet une comparaison plus aisée entre les laboratoires.

Le nombre de chiffres obtenus lors de ces analyses est très important et il paraît difficile d'en faire état intégralement dans ce rapport.

Nous nous limiterons à la présentation des moyennes générales interlaboratoires et des écarts types correspondants, ce qui permet de se faire une idée assez exacte de la précision des analyses.

Ces résultats sont donnés dans le tableau 1 et les figures 1 à 20. Les figures sont présentées pour visualiser la valeur relative de l'écart type en regard de la valeur à laquelle il se rattache, il ne faut pas chercher à voir en elles une quelconque évolution des paramètres au cours des années.

L'examen du tableau 1 permet de constater que la précision des analyses est tout à fait convenable compte tenu des faibles concentrations rencontrées pour la plupart des composés.

Les précisions médiocres observées dans le dosage de l'azote ammoniacal et nitreux sont tout à fait logiques car ces éléments sont présents à des concentrations très proches des limites de détection des méthodes. Lorsque ces composés sont présents à des teneurs plus élevées, notre expérience d'autres circuits d'analyses interlaboratoires montre que les précisions s'améliorent très nettement.

TABLEAU 1 - Résultats des analyses comparatives interlaboratoires de 1975 à 1981

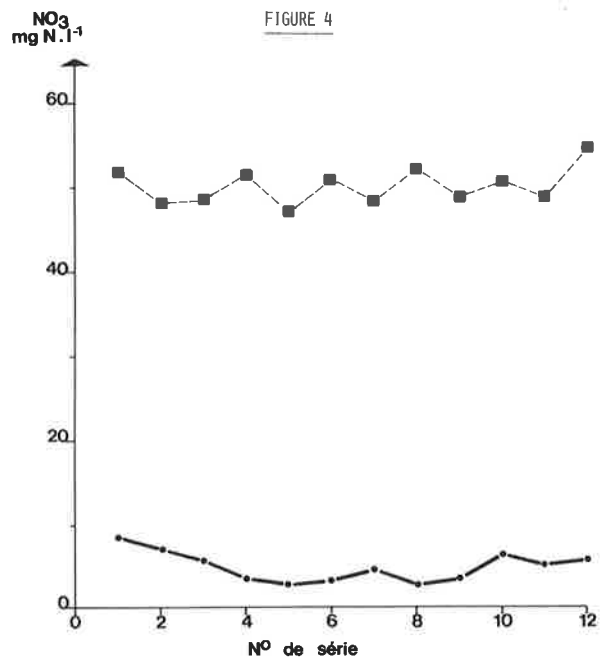
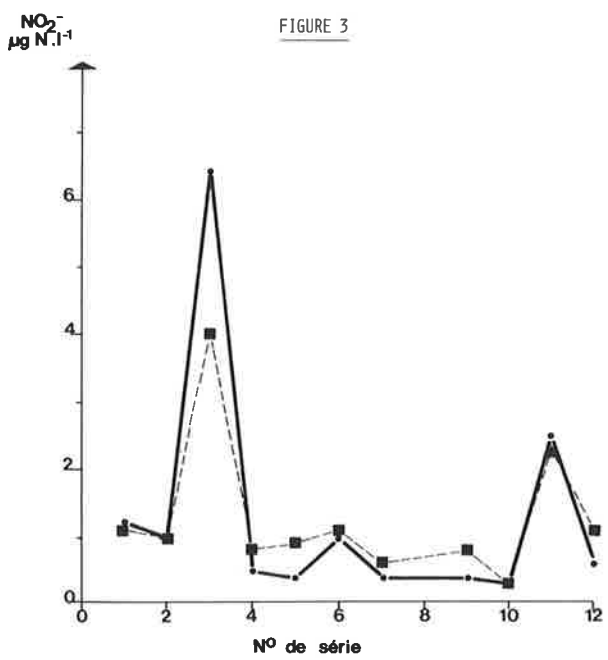
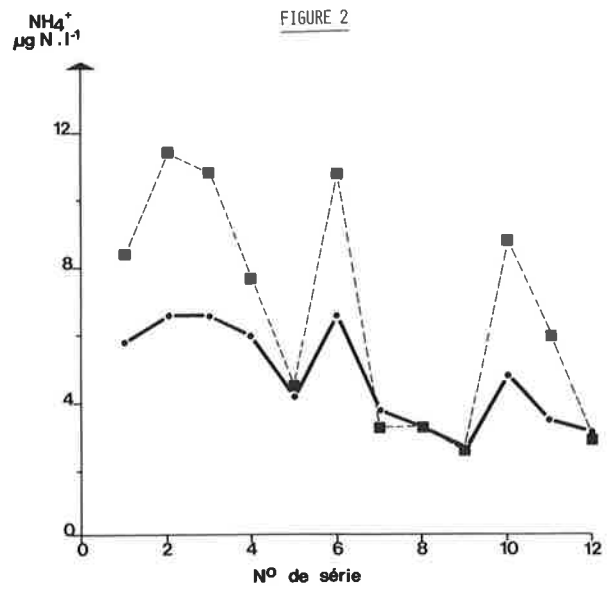
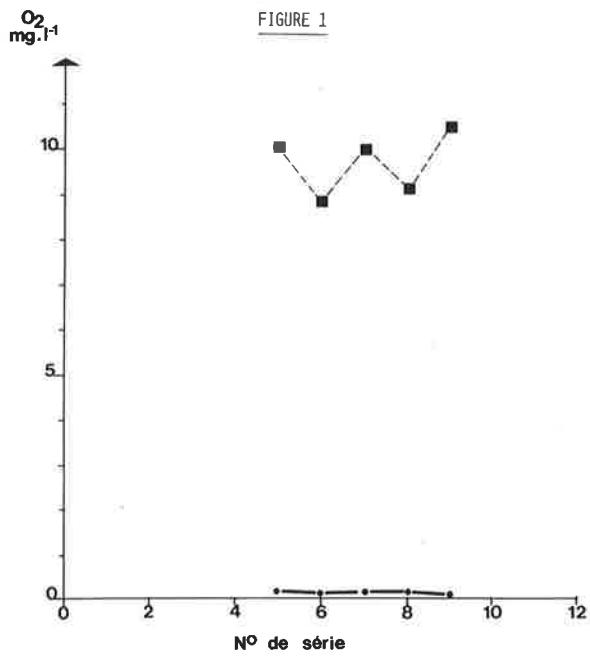
Numéro série		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
		1975	1976	1977		1978		1979		1980		1981	
		A	A	P	A	P	A	P	A	P	A	P	A
Oxygène O ₂ mg/l	n M σ %					5 10.0 0.20 2.0	6 8.83 0.17 2.0	5 10.0 0.21 2.1	5 9.11 0.20 2.2	6 10.5 0.15 1.4			
NH ₄ N µg/l	n M σ %	5 8.4 5.8 69	5 11.4 6.6 5.8	6 10.8 6.6 61	6 7.7 6.0 78	6 4.5 4.2 93	6 10.8 6.6 61	6 3.3 3.8 115	6 3.3 3.3 100	6 2.7 2.6 96	6 8.8 4.8 55	6 6 3.5 58	6 3 3.1 103
NO ₂ N µg/l	n M σ %	5 1.1 1.2 109	5 1.0 1.0 100	6 4.0 6.4 160	6 0.8 0.5 63	6 0.9 0.4 44	6 1.1 1.0 91	5 0.6 0.4 67		6 0.8 0.4 50	6 0.3 0.3 100	7 2.3 2.5 109	7 1.1 0.6 56
NO ₃ N mg/l	n M σ %	5 0.518 0.087 16.8	5 0.482 0.072 14.9	6 0.486 0.059 12.1	5 0.516 0.038 7.4	6 0.470 0.030 6.4	5 0.510 0.035 6.9	6 0.485 0.048 9.9	6 0.522 0.031 5.9	6 0.490 0.037 7.6	6 0.508 0.066 13	7 0.490 0.055 11	7 0.547 0.060 11
P ortho P µg/l	n M σ %	5 59 4.4 7.5	5 68 6.5 9.6	6 56 11.4 2.5	6 65.5 4.8 7.3	6 63 6.3 10	6 71 6 14	5 70 7.1 10	6 69 3.3 4.8	6 60 4.5 7.5	6 68 6.6 9.7	7 71 6 8.7	7 93 4.6 4.95
P total e.b. P µg/l	n M σ %	5 85 20 24	5 87 17 20	6 71 11 16	6 87 13 15	6 82 7.6 9.3	6 81 7.5 9.3	5 77 7.1 9.2	6 81 8.0 9.9	6 69 9.0 13	6 75 7.8 10.4	7 78 8 10.3	7 100 8 8.2
P total e.f. P µg/l	n M σ %				4 79 6.3 8.0	4 75 6.2 8.3	5 79 8.0 10	3 74 8.1 11	6 76 8.7 11	6 66 8.6 13	6 75 8.7 12	5 77 7.7 10	7 96 4.0 4.2
Silice SiO ₂ mg/l	n M σ %	4 1.36 0.26 19	3 1.21 0.18 15	6 1.59 0.28 18	5 1.34 0.19 14	4 1.68 0.14 8.3	3 2.20 0.42 19	5 2.00 0.35 18	5 1.99 0.145 7.3	5 1.81 0.21 12	6 1.78 0.29 16	7 2.18 0.15 6.9	7 2.43 0.26 11
Conductivité µm ⁻¹ .cm ⁻¹	n M σ %	5 301 9.8 3.3	5 308 12.7 4.1	6 300 12.3 4.1	6 293 10.9 3.6	6 299 7.3 2.4	6 303 8.2 7.7	6 301 6.7 2.2	6 303 8.5 2.8	6 297 8.0 2.7	6 308 7.8 2.5	7 301 10.4 3.5	7 305 3.9 1.3
Dureté totale mÉ/l	n M σ %	4 2.86 0.047 1.6	5 2.82 0.053 1.9	5 2.89 0.17 6.0	4 2.85 0.059 2.1	4 2.84 0.034 1.2	4 2.87 0.098 3.4	4 2.88 0.027 0.9	6 2.86 0.052 1.8	6 2.82 0.035 1.2	6 2.84 0.071 2.5	7 2.80 0.20 7.0	7 2.91 0.06 2.1
Dureté perm. mÉ/l	n M σ %	4 1.03 0.047 4.6	5 1.07 0.071 6.6	4 1.00 0.073 7.3	4 1.03 0.087 8.4	4 1.04 0.030 2.9	4 1.05 0.13 12	4 1.05 0.084 8.0	6 1.02 0.031 3.0	6 1.04 0.048 4.6	6 1.02 0.050 4.5	6 1.01 0.074 7.3	7 1.04 0.066 6.4
Alcalinité mÉ/l	n M σ %	5 1.82 0.024 1.3	5 1.75 0.036 2.1	6 1.80 0.035 1.9	5 1.81 0.049 2.7	5 1.79 0.022 1.2	5 1.81 0.036 2.0	5 1.83 0.040 2.2	6 1.84 0.025 1.4	6 1.78 0.041 2.3	6 1.82 0.034 1.9	7 1.84 0.046 2.5	7 1.86 0.033 1.8
Calcium mÉ/l	n M σ %	4 2.30 0.029 1.3	5 2.29 0.025 1.1	6 2.29 0.034 1.5	4 2.33 0.043 1.8	4 2.29 0.030 1.3	4 2.33 0.056 2.4	4 2.36 0.043 1.8	6 2.33 0.082 3.5	6 2.28 0.020 0.9		6 2.35 0.069 2.9	7 2.37 0.037 1.6

TABLEAU 1 - (suite) Résultats des analyses comparatives interlaboratoires de 1975 à 1981

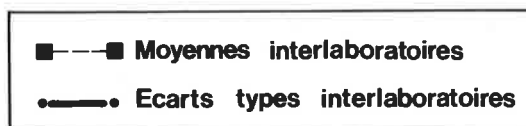
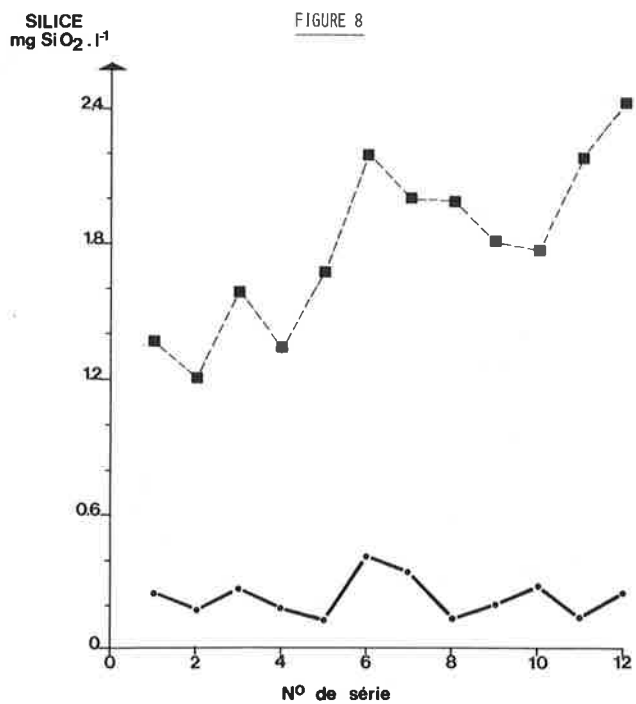
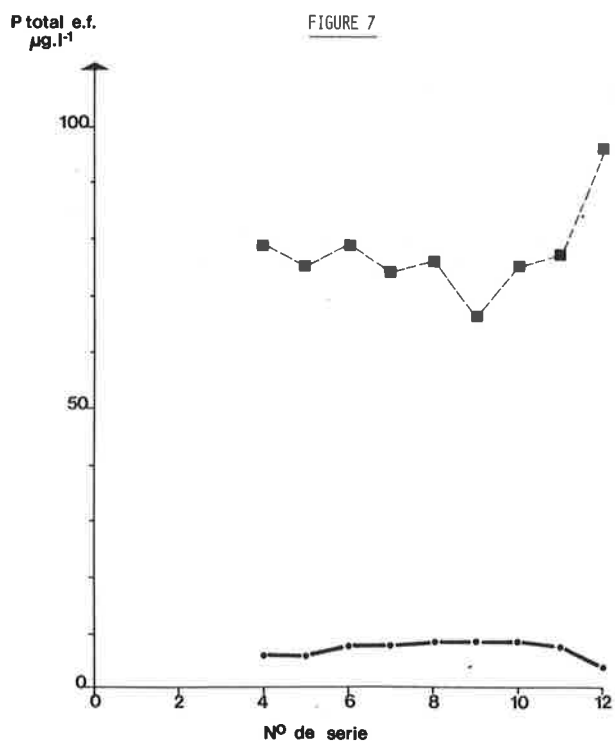
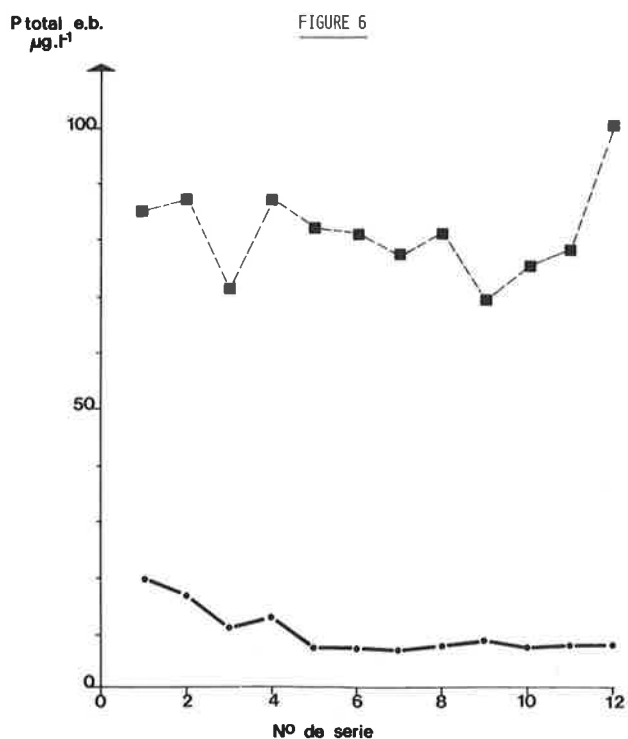
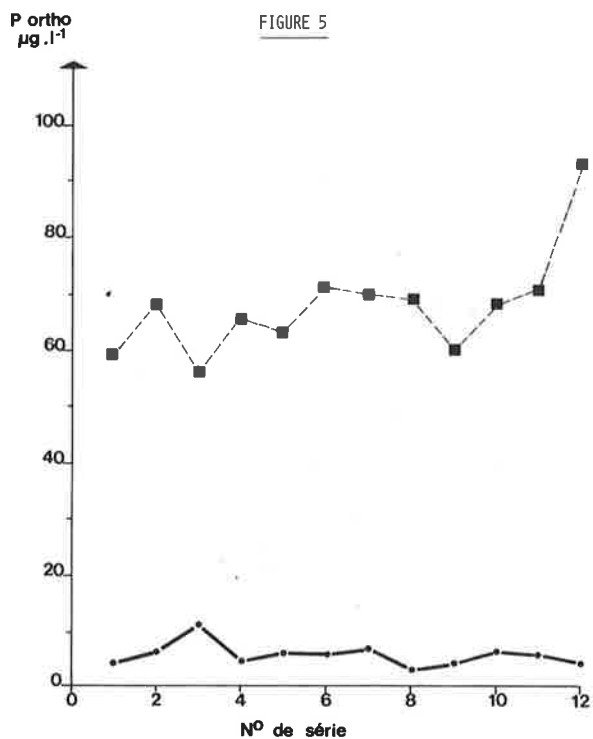
Numéro de série		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
		1975	1976	1977		1978		1979		1980		1981	
		A	A	P	A	P	A	P	A	P	A	P	A
Magnésium toutes valeurs més/l	n M σ %	5 0.548 0.033 6.0	5 0.536 0.029 5.4	6 0.522 0.023 4.4	4 0.520 0.028 5.4	5 0.540 0.041 7.6	5 0.534 0.049 9.2	4 0.525 0.017 3.2	8 0.528 0.040 7.6	7 0.531 0.030 5.6		7 0.526 0.065 12	7 0.543 0.021 3.9
Magnésium par A.A. més/l	n M σ %	3 0.527 0.006 1.1	2 0.530 0.000 0.0	3 0.523 0.021 4.0	2 0.530 0.014 2.6	3 0.520 0.017 3.3	3 0.517 0.006 1.2	2 0.535 0.007 1.3	4 0.523 0.017 3.3	4 0.535 0.024 4.5	3 0.520 0.010 1.9		
Magnésium par différence més/l	n M σ %	2 0.580 0.028 4.8	3 0.540 0.040 7.4	3 0.520 0.030 5.8	2 0.510 0.024 4.7	2 0.570 0.057 10	2 0.560 0.085 15	2 0.515 0.021 4.1	4 0.533 0.057 11	3 0.540 0.042 7.8	4 0.503 0.094 19		
Sodium mg/l	n M σ %	4 3.53 0.26 7.4	4 3.76 0.57 15	4 3.29 0.50 15	4 3.16 0.72 23	3 3.59 0.21 5.8	3 3.60 0.09 2.5	3 3.48 0.17 4.9	3 3.53 0.10 2.8	5 3.49 0.12 3.4	5 3.50 0.23 6.6	6 3.76 0.26 6.9	6 3.84 0.24 6.3
Potassium mg/l	n M σ %	4 1.47 0.091 6.2	3 1.39 0.111 8.0	5 1.36 0.054 4.0	5 1.44 0.062 4.3	4 1.45 0.046 3.2	3 1.63 0.135 8.3	4 1.41 0.101 7.2	5 1.41 0.013 0.92	5 1.36 0.051 3.8	5 1.36 0.134 9.9	6 1.45 0.075 5.2	6 1.49 0.14 9.3
Chlorures mg/l	n M σ %	5 3.83 0.201 5.2	5 4.15 0.126 3.0	6 4.34 0.340 7.8	5 4.23 0.197 4.7	5 4.42 0.210 4.8	4 4.43 0.285 6.4	4 4.37 0.195 4.5	5 4.18 0.61 14.6	6 4.36 0.33 7.6	6 4.39 0.20 4.6	7 4.41 0.26 5.9	6 4.42 0.23 5.2
Sulfates mg/l	n M σ %	5 50.4 1.10 2.2	5 50.4 2.82 5.6	5 50.7 1.37 2.7	5 50.4 0.62 1.2	5 50.7 1.53 3.0	5 49.9 1.27 2.5	5 49.5 1.68 3.4	6 49.5 0.59 1.2	5 49.4 1.43 2.9	6 49.2 2.99 6.1	6 49.3 1.07 2.2	6 49.7 1.4 2.9

A = Automne
P = Printemps

n = nombre de laboratoires
M = moyenne
σ = écart type
% = $\frac{100 \sigma}{M}$

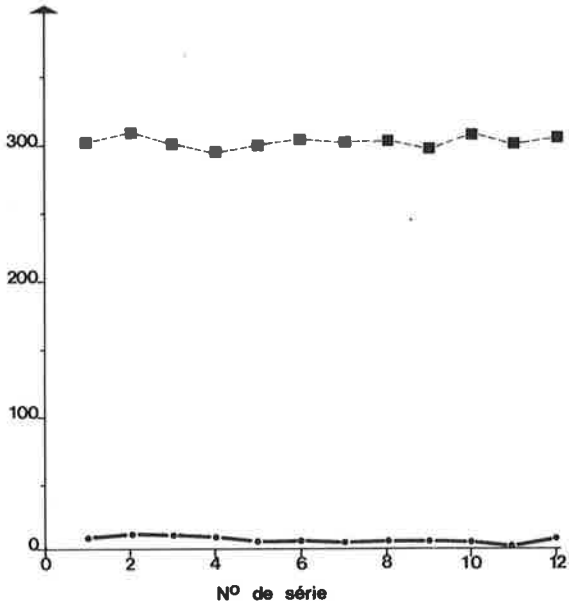


Moyennes interlaboratoires
 Ecart types interlaboratoires



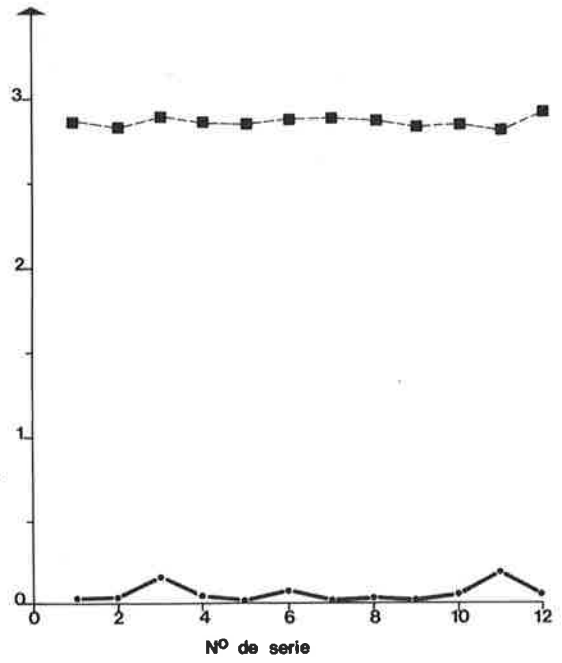
CONDUCTIVITE
 $\mu\Omega^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$

FIGURE 9



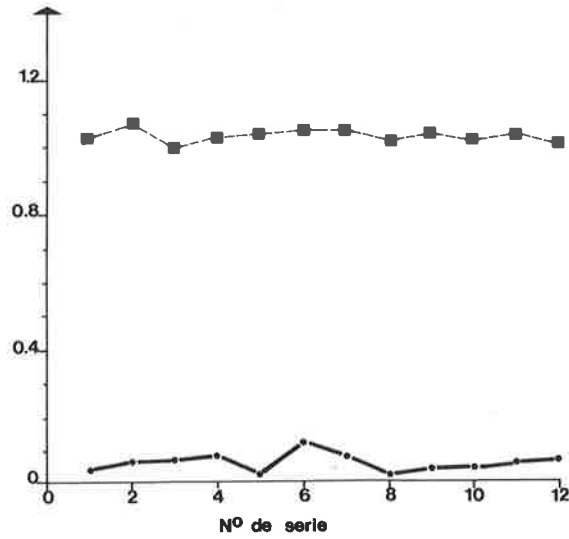
Dureté totale
 $\text{m}\acute{\text{e}}.l^{-1}$

FIGURE 10



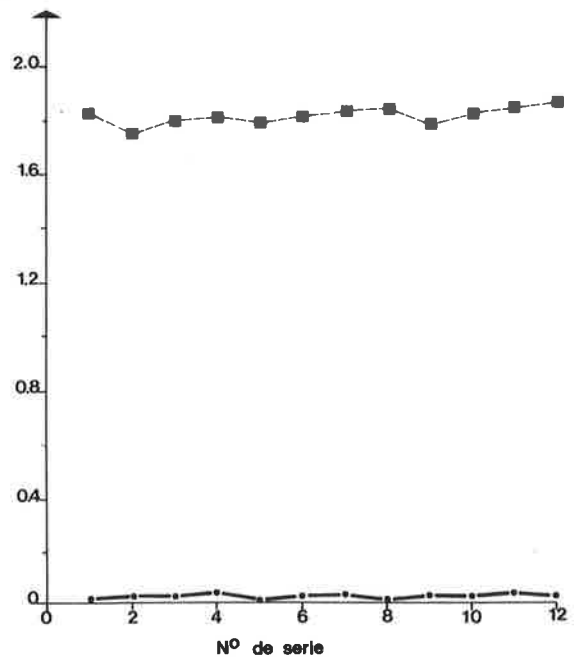
Dureté permanente
 $\text{m}\acute{\text{e}}.l^{-1}$

FIGURE 11

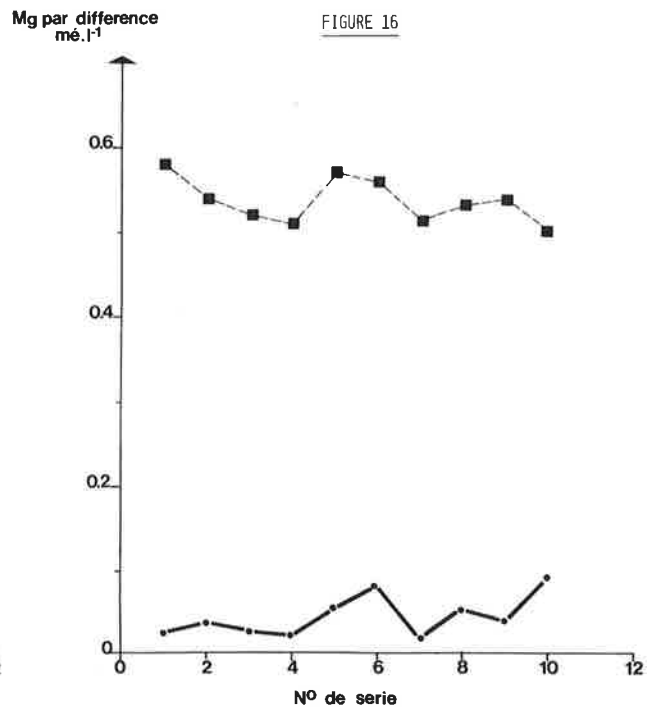
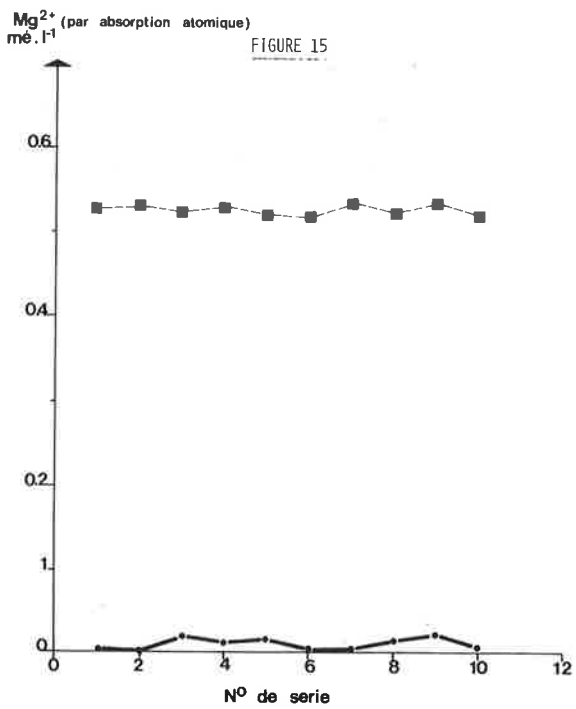
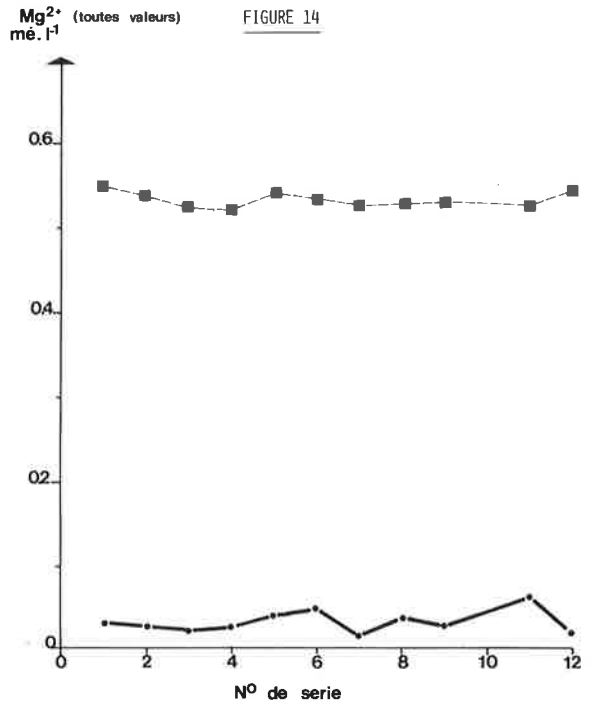
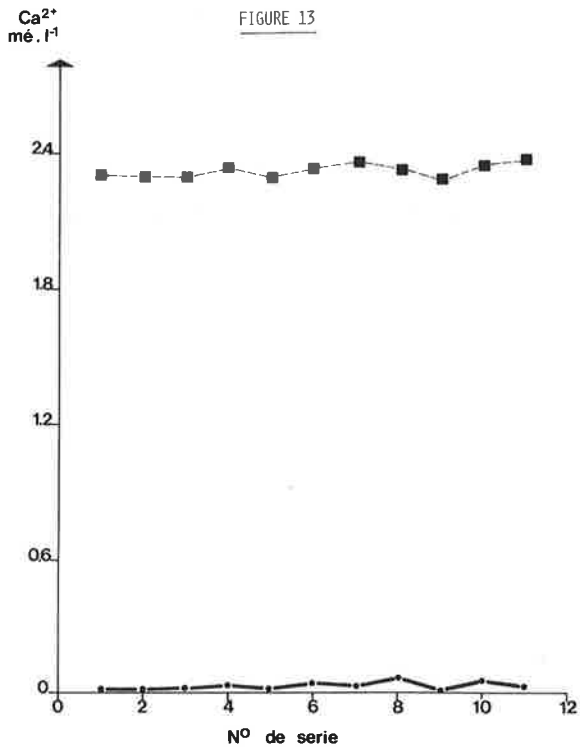


TAC
 $\text{m}\acute{\text{e}}.l^{-1}$

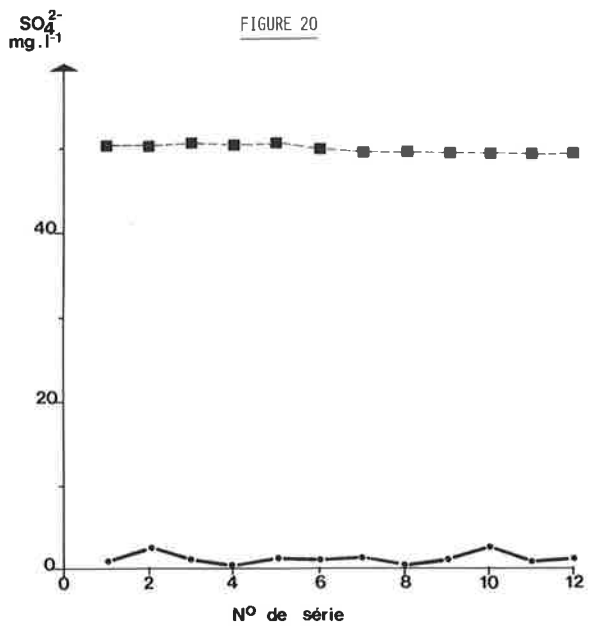
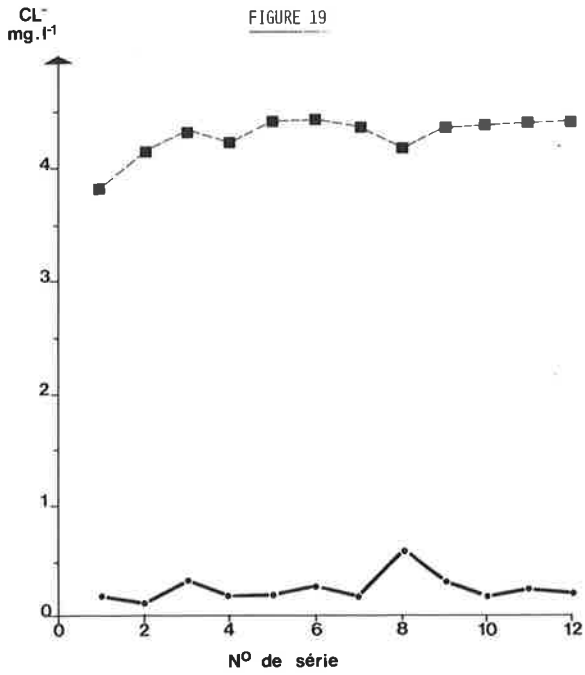
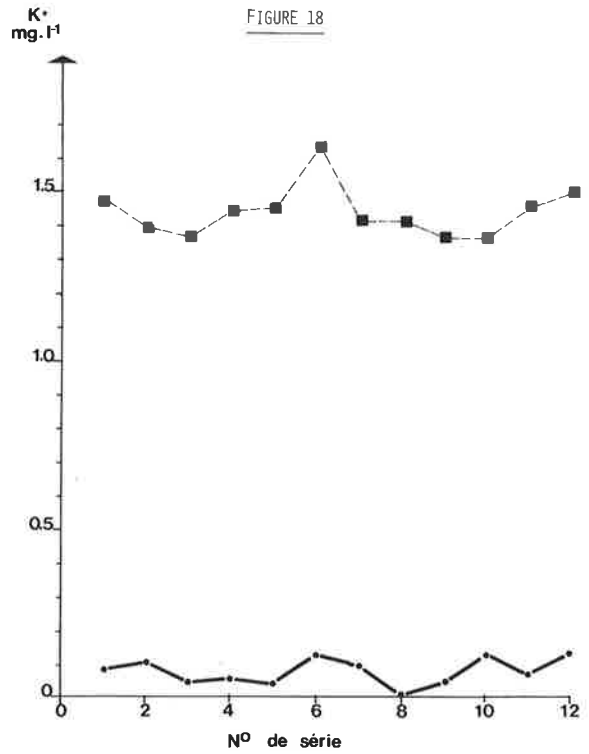
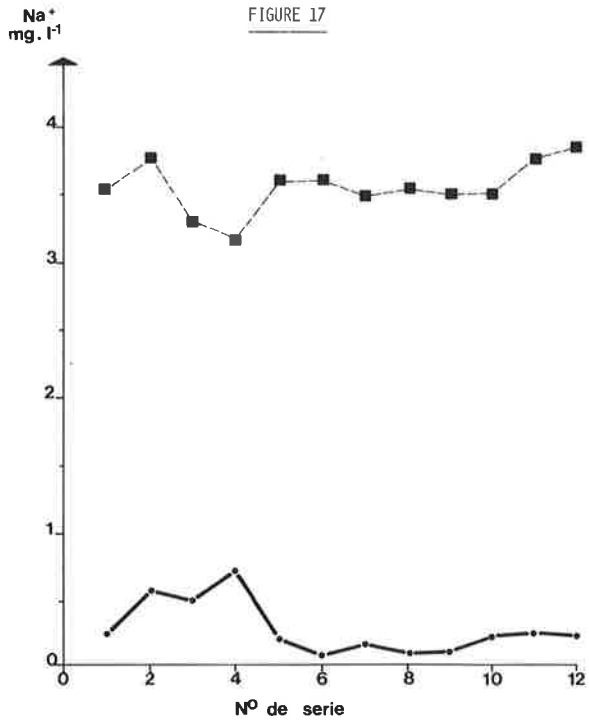
FIGURE 12



--- **Moyennes interlaboratoires**
 —•— **Ecart types interlaboratoires**



■---■ Moyennes interlaboratoires
●—● Ecart types interlaboratoires



Moyennes interlaboratoires

 Ecart types interlaboratoires

BIBLIOGRAPHIE

- BERGERIOUX, Cl., (1977) : Détermination par spectrométrie X et Y haute résolution, d'éléments traces après préconcentration et activation neutronique. Université de Genève, Thèse No 1814.
- BERNER, R.A., (1975) : The role of magnesium in the crystal growth of calcite and aragonite from sea water. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 39, pp. 489-504.
- BERNER, R.A. and MORSE, M.R., (1974) : Dissolution kinetics of calcium carbonate in sea-water : IV. Theory of calcite dissolution. *Am. J. Sci.*, 274, pp. 108-135.
- BLANC, J.P., (1978) : Méthodes de préconcentration pour l'analyse panoramique d'éléments traces dans les eaux douces, par activation neutronique. Université de Genève, Thèse No 1874.
- BRINGMANN, G., (1970) : *Mikrobiologie des Wassers. Handb. d. Lebensmittelchemie* 8, Springer Verlag Heidelberg.
- BRUNSKILL, G.J., (1969) : Fayette Ville Green lake, New-York. II. Precipitation and sedimentation of calcite in a meromictic lake with laminated sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 16 (6), pp. 830-847.
- BURKARD, P., (1981) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire. Campagne 1980. *Comm. internat. prot. eaux du Léman. Rapport annuel 1980.*
- BURKARD, P., (1982) : Etude des affluents du Léman et de son émissaire. Campagne 1981. *Comm. internat. prot. eaux du Léman. Rapport annuel 1981.*
- BURRI, M., et JEMELIN, L., (1983) : Notice explicative à la feuille 1325 Sembrancher de l'Atlas géologique de la Suisse. Commission géologique suisse.
- CHAPNICK, S., MOORE, W., et NEALSON, K., (1982) : Microbially mediated manganese oxidation in a freshwater lake. *Limnol. Oceanogr.* 27, 1004-1014.
- CHASSAING, B., (1979) : Etude de l'interface eau-sédiments du lac Léman. Campagne 1978. *Comm. internat. prot. eaux du Léman. Rapport annuel 1978.*
- COMMISSION ROMANDE DES FUMURES, (1974) : Nouvelles directives de fumure. *Rev. suisse d'Agr.*, 6 : 189-195.
- COMMUNE DE LAUSANNE, (Direction des travaux), (1979) : Quelques aspects des fondants chimiques en voirie hivernale. Lausanne, décembre 1979.
- COPELAND, R.-A., et AYERS, J.-C., (1972) : Trace elements distributions in water, sediment, phytoplankton, zooplankton and benthos of Lake Michigan. *Environ. Res. Group., Inc., Ann Arbor, Mich.*
- CORVI, Cl., (1983) : Recherches de métaux dans l'eau du Léman. Campagne 1982. *Comm. internat. prot. eaux du Léman*, pp. 61-64.
- CROWTHER, R.-A., et HYNES, H.B.N., (1977) : The effect of road deicing salt of the drift of stream benthos. *Environ. Pollut.* 14, pp. 113-126.
- DELEBECQUE, A., (1898) : *Les Lacs français.* Béranger éd. Paris 435 p.
- DICKMAN, M.D., et GOCHNAUER, M.B., (1978) : Impact of sodium chloride on the micro-biota of a small stream. *Environ. Pollut.* 17, pp. 109-126.
- DIENERT, E., (1913) : Etude des projets d'adduction d'eau présentés en vue de l'alimentation de Paris, Paris 1913.
- DOGAN, S., et HAERDI, W., (1976) : Some applications of separation of mercury on metallic copper to environmental samples and its determination by flameless atomic absorption spectroscopy., *Anal. Chem. Acta*, 84, 89-96.
- DUSSART, B., (1947) : Sur la physico-chimie des eaux du lac Léman pendant l'été. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 225, 1357-1358.
- DUSSART, B., (1960) : L'évolution du Léman vue par le biologiste et l'écologiste. *Rev. Suisse Hydrol.* 22, 1, 257-266, Birkhauser, éd. Bâle.
- DUSSART, B., (1961) : Le Léman, étude hydrologique 1959-1960. *Rev. Géogr. Phys. Géol. Dyn.*, 4, 3, 203-214, Paris.
- DUTHION, M., (1966) : Le potassium dans le sol. *Rev. agr. de France, Fertilisation* 2, 16 p.
- DUVAL, C., (1967) : Le soufre. *Que Sais-je* No 1254. P.U.F. Paris.
- DUVILLARD, P., et BADOIS, E., (1900) : L'adduction des eaux françaises du lac Léman à Paris et dans la banlieue Paris, Béranger éd.

- FAHRNI, H.P., (1981) : Sel de déneigement. Bull. de l'Office fédéral de la protection de l'environnement No 5, décembre 1981, pp. 1-5, Berne.
- FERLIN, P., FLUEHLER, H., et POLOMSKI, J., (1982) : Immissionsbedingte Fluorbelastung eines Föhrenstandortes im Unteren Pfywald. Schweiz. Zeitschrift f. Forstw. 132, 2.
- FOREL, F.A., (1892-1895) : Le Léman. Monographie limnologique, t I et II. F. Rouge, éd. Lausanne. Slatkine Reprints, Genève, 1969.
- GOLDMANN, Ch. and HORNE, A.J., (1983) : Limnology. Mc Graw Hill, New York, 464 p.
- HARNED, H.S., and DAVIS, R.J., (1943) : The ionization constant of carbonic acid in water and the solubility of carbon dioxide in water and aqueous salt solutions from 0° to 50°C. J. am. Chem. Soc., 65, pp. 2030-2037.
- HARNED, H.S. and SCHOLLES, (1941) : The ionization constant of HCO_3^- from 0° to 50°C. J. am. Chem. Soc., 63, pp. 1706-1709.
- HEGI, H.R., (1976) : Schwermetalle (Fe, Mn, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) im Pelagial des Bodensees (Obersee und Untersee) und des Greifensees. Hydrologie, 38, pp. 35-47.
- HUBAULT, E., (1947) : Etudes thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'Est de la France. Ann. Ecole Nat. Eaux et Forêts, t X, fasc. 2, pp. 107-260.
- IMBODEN, D., (1973) : Konzept für globalen Chloridhaushalt der Schweiz. EAWAG Dübendorf, Février 1973.
- JACOBSON, R. L., and LANGMUIR, D., (1974) : Dissociation Constants of calcite and CaHCO_3^+ from 0° to 50° C. Geochim. Cosmochim. Acta, 38, pp. 301-318.
- JAMIER, D., (1975) : Etude de la fissuration, de l'hydrogéologie et de la géochimie des eaux profondes des massifs de l'Arpille et du Mont-Blanc. Thèse. Faculté des Sciences, Université de Neuchâtel.
- JAQUET, J.M., BARDE, B., CACHELIN, M.F., ROCHAT, G., (1980) : Pollution des sédiments par les métaux lourds dans les zones de Nyon, Rolle, Morges, Vidy et du delta du Rhône en 1979. Comm. internat. prot. eaux du Léman. Rapport annuel 1979.
- JAQUET, J.M., NEMBRINI, G., GARCIA, J. et VERNET, J.P., (1982) : The manganese cycle in lac Léman, Switzerland : the role of *Metallogenium*. Hydrobiologia, 91, 323-340.
- JAQUET, J.M., FAVARGER, P.Y., PETER, A., et VERNET, J.P., (1984) : Production, transformation et sédimentation de la matière particulaire dans le Léman. Manuscrit soumis à la Rev. suisse d'hydrologie.
- JAQUET, J.M., RAPIN, F., GUBELMANN, M., (1984) : Heavy metal. Cycling at the water-sediment interface in Lake Léman and various redox-condition : simultaneous occurrence of Si-and-Mn *Metallogenium*. Manuscrit soumis à Limnol. and Oceanogr.
- KELTS, K., HSU, K.J., (1978) : Freshwater carbonate sedimentation. In : Lakes : Chemistry. Geology. Physics. Abraham LERMAN éd. Springer Verlag, Berlin, pp 295-323.
- LEGRAND, L., POIRIER, G., LEROY, P., (1981) : Les équilibres carboniques et l'équilibre calcocarbonique dans les eaux naturelles. Etude graphique et utilisation de calculatrices. Eyrolles, éd., Paris, 178 p.
- LEVESQUE, L., (1978) : Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales. Rapport No 5 : le fluor, le chlore, le brome, l'iode. Synthèse bibliographique. Association française pour l'étude des eaux.
- LEWIN, R.A., (1962) : Silicification. Physiology and biochemistry of Algae. Chap. 27, pp. 445-455. Academic Press New York, London.
- LI, Y., H., et ERNI, P.E., (1974) : Erosionsgeschwindigkeit im Einzugsgebiet des Rheins (Faktoren-analyse und geochemische Massenbalance). Vom Wasser, 43.
- LIEBMANN, H., (1960) : Handbuch der Frischwasser- und Abwasser-Biologie. Band I und II. R. Oldenbourg, München.
- MANUEL SUISSE DES DENREES ALIMENTAIRES. 5e éd. vol. II, chap. 27.
- MERCANTON, P.L., (1943) : Données et indications pour le réglage des baromètres usuels de la région lausannoise. Bull. Soc. vaud. Sci. nat., vol. 62.
- MEYBECK, M., (1970) : Bilan hydrochimique et géochimique du lac Léman. Thèse 3ème cycle. Paris VI, 245 p.
- MEYBECK, M., (1972) : Bilan hydrochimique et géochimique du lac Léman. Verh. Internat. Verein. Limnol. 18, pp. 442-453, Stuttgart, November 1972.

- MONOD, R., (1956) : Contribution à l'étude des variations de la composition chimique de l'eau du lac Léman. Phénomènes de pollution et d'auto-épuration à l'embouchure du Flon à Vidy. Thèse. Ann. Stat. Centr. Hydrobiol. appl. t. 6, 231-345. Impr. Jouve, Paris.
- MONOD, R., (1957) : Aspects nouveaux de la composition chimique de l'eau du Léman. Bull. Soc. Vaud. Sci. nat. vol. 66, fasc. 294, pp. 377-395.
- MONOD, R., (1958) : Evolution des eaux du Léman. Constatations d'un chimiste et bactériologiste. Eau et Santé. 6, 10, 38-46.
- MONOD, R., (1960) : L'évolution du Léman vue par le chimiste et le bactériologiste. Schweiz. Z. Hydrol. vol. XXII, fasc. 1, 242-256. Birkhauser, éd. Bâle.
- MONOD, R., (1960) : Evolution qualitative des eaux du Léman. Eau, Air, Santé, 8, 8, 66.
- MONOD, R., (1963) : Evolution du cycle de l'oxygène dans le Léman. Bull. Soc. Vaud. Sci. nat. No 310, vol. 68, fasc. 5.
- MONOD, R., (1964) : Rapport sur l'état sanitaire du Léman de 1957-1960. Comm. int. prot. eaux du Léman. Impr. Ere Nouvelle. Lausanne.
- MONOD, R., (1965) : Influence des grands froids de l'hiver 1962-1963 sur l'état sanitaire du lac Léman. Bull. Soc. Vaud. Sci. nat. No 318, vol. 69, fasc. 2.
- MONOD, R., (1972-1982) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique. Comm. int. prot. eaux du Léman. Rapports annuels 1971 à 1981.
- MONTGOMERY, H.A.C., THOM, N.S., et COCKBURN, A., (1964) : Determination of dissolved oxygen by the Winkler method and the solubility of oxygen in pure water and sea water. J. Appl. Chem., 14 : 280-296.
- MOREL, F.M.M., (1983) : Principles of Water Chemistry. Willey éd. New-York, 446 p.
- MOULHERAC, A.E., (1982) : Etude par des traceurs chimiques naturels : oxygène dissous, couple fer-manganèse, de la dynamique des eaux profondes du lac Léman. Thèse 3ème cycle, Paris VI, 128 p.
- NOBEL, W., MAYER, Th., und KOHLER, A., (1983) : Submerse Wasserpflanzen als Testorganismen für Belastungstoffe. Z. Wasser, Abwasser Forsch. 16, Nr. 3, S. 87-90.
- OFFICE FEDERAL DE L'ECONOMIE HYDRAULIQUE, (1976) : Annuaire hydrographique de la Suisse, 1976, Berne.
- OFFICE FEDERAL DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT, (1978) : Rapport du groupe de travail "Réduction des émissions fluorées de l'industrie de l'aluminium : No 405.78.
- OFFICE FEDERAL DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT, (1980) : Annuaire hydrologique de la Suisse, 1980. Berne.
- OMS, Organisation mondiale de la santé, (1971) : Normes européennes applicables à l'eau de boisson. 2ème éd. Genève.
- OMS, Organisation mondiale de la santé, (1979) : Eaux de boisson : teneur en sodium, teneur en chlorures et conductivité. Rapports et études EURO, 2. Rapport sur la réunion d'un groupe de travail, La Haye, 1-5 mai 1978.
- OMS, Organisation mondiale de la santé, (1982) : Guidelines for drinking water quality, vol. I, EPF/82.39.
- POLOMSKI, J., FLUEHLER, H., et BLASER, P., (1981) : Kontamination des Bodens durch Fluorimmissionen. In Waldschäden im Walliser Rhonetal (Schweiz). Eidg. Anstalt f. das forstliche Versuchswesen. Vol. 57, Fasc. 4.
- PRIBIL, S., et MARVAN, P., (1970) : Der Verlauf des Mineralnährstoffbedarf in einer Kultur von Scenedesmus quadricauda (Turp.) Breb. 2. Phosphor-Aufnahme. Arch. Hydrobiol. suppl. 39.
- RAMUZ, A., (1957) : Composition chimique de l'eau du Léman. Bull. Soc. vaud. Sci. nat. vol. 66, fasc. 294.
- REDFIELD, A.C., KETCHUM, B.H., RICHARD, F.A., (1966) : Influence of organism on composition of sea water. Willey, éd. New-York.
- REINBERG, A., (1971) : Le sodium et la vie. Que Sais-je ? No 1110, P.U.F. Paris, 2è éd. mise à jour.

- ROD, Ph., (1974) : Risque de pollution des lacs et des cours d'eaux par l'utilisation excessive des engrais dans l'agriculture. Bull. ARPEA, 62, p. 21-44.
- ROESLER, H.J., et LANGE, H., (1976) : Geochemische Tabellen. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart.
- ROSSKNECHT, M., (1977) : Zur Autochtonen Calcitfällung im Bodensee-Obersee. Arch. Hydrobiol., 81, pp. 35-64.
- SCHMITT, Cl., (1955) : Contribution à l'étude du système chaux - carbonate de calcium - bicarbonate de calcium - acide carbonique - eau. Ann. Ec. nat. sup. Mécan. Nantes.
- SCHWEIZERISCHE ALUMINIUM AG., (1977) : Studie über Abwasser aus einer Aluminiumhütte und spezielle Untersuchung der Aluminiumhütte Steg. Rapport non publié.
- SEILER, F., (1896) : Rapports sur les analyses bactériologiques et chimiques de l'eau du lac Léman. Lausanne.
- SIGG, L., STURM, M., et STUMM, W., (1982) : Schwermetalle im Bodensee. Naturwissenschaften, 69, pp. 546-547.
- STANDARD METHODS for the examination of water and waste water, (1971) : 14th. éd. American Public Health Association, New-York. 874 p.
- STATIONS FEDERALES DE RECHERCHES AGRONOMIQUES, EAWAG et OFPE, (1975) : Utilisation des engrais selon des principes conformes à la protection de l'environnement. Rev. suisse Agric. 7, 2, 57-61.
- STEEMAN NIELSEN, E., and WIUM-ANDERSON, S., (1970) : Copper ions as poison in the sea and in freshwater. Mar. Biol, 6, 93-97.
- STUMM, W., et LECKIE, J.O., (1970) : Phosphate exchange with sediments; its role in the productivity of surface waters. Proc. on the 5th. International water pollution research Conference, San Fransisco, III, 26 : 1-16.
- STUMM, W., et MORGAN, J.J., (1970) : Aquatic Chemistry, Willey éd. New-York. 585 p. (1981 : 2e éd.).
- TABLES SCIENTIFIQUES CIBA-GEIGY, (1972) : 7e éd.
- TRUSDELL, A.M., JONES, B.F., (1974) : "WATEQ", a computer program for calculating chemical equilibrium of natural water. J. Res. U.S. geol. Survey, 2, (2), pp. 233-248.
- VIVIER, P., (1944) : Température et oxygène dissous dans le Léman français. C.R. Somm. Séances Soc. Biol. 182, 4 p. Paris.
- VIVIER, P., (1946) : La Vie dans les eaux douces. Que Sais-je No 233, P.U.F., Paris.
- VOLLENWEIDER, R.A., (1968) : Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. O.C.D.E. Direction des affaires scientifiques, Paris.
- VUATAZ, F., (1982) : Hydrogéologie, géochimie et géothermie des eaux thermales de Suisse et des régions alpines limitrophes. Matériaux pour la géologie de la Suisse - Hydrologie, No 29.
- WETZEL, R.G., (1975) : Limnology. W.B. Saunders Company, London; W.B. Saunders, Philadelphly. 743 p.
- ZAHNER, P., MAUTNER, J., et BADOUX, H., (1974) : Etude hydrogéologique des sources thermominérales de Lavey, d'Yverdon et de Saxon. Mem. Soc. vaud. Sc. Nat., vol. 15, No 95.

3.2

EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE

René MONOD, avec la collaboration de
Paul BLANC, Claude CORVI, Roger REVACLIER,
Roger WATTENHOFER et Philippe ZAHNER

3.2.0 Généralités

René MONOD

Paramètres observés

Les nombreuses campagnes effectuées sur le lac ont permis aux divers observateurs de noter à chaque fois un certain nombre d'informations de caractère général dont la somme peut permettre d'utiles comparaisons avec le passé.

C'est ainsi que l'on a noté :

- . température de l'air
- . nébulosité
- . ensoleillement aux points de prélèvements
- . nature du temps (clair, pluie, neige, brume, brouillard, etc.)
- . vent (direction et vitesse Beaufort)
- . aspect de la surface (vagues, etc.)
- . propreté de la surface
- . couleur apparente de l'eau
- . niveau du lac
- . transparence au disque de SECCHI.

Ces paramètres ne sont pas traités dans ce rapport. Seule la mesure de la transparence de l'eau est évoquée, au chapitre 3.6 "Phytoplancton", étant donné les relations étroites entre les végétaux et la turbidité de l'eau.

La liste exhaustive des paramètres physicochimiques étudiés et les années où ils ont été pris en considération se trouve au tableau 1.

Les paramètres principaux ont été étudiés dans le Grand Lac et dans le Petit Lac. Une attention toute particulière a été apportée au régime thermique du lac, à son oxygénation et aux nutriments (azote, phosphore, potassium) sous leurs diverses formes.

Un certain nombre de paramètres n'ont été mesurés, les dernières années, que dans le Petit Lac, à la station GE P 1 notamment. Il s'agit surtout d'éléments traces.

Considérations générales

Les informations sur des travaux antérieurs à ceux de la Commission sont relativement rares et fragmentaires, sans commune mesure avec celles que nous possédons sur le régime thermique du Léman. Il est donc malaisé de faire une liaison entre les observations faites à l'époque de F.A. FOREL et celles entreprises par la Commission dès 1957, d'autant plus que les méthodes analytiques ont considérablement évolué. Par ailleurs, les informations sur les périodes intermédiaires sont éparses, et bien souvent n'ont pas été publiées.

Pour la période qui nous intéresse (1957-1981), nous disposons de plusieurs centaines de milliers de données de toute nature - pas loin de 35'000 pour l'oxygène seulement -. Le présent travail ne peut donc être qu'un résumé succinct ne mentionnant que les faits saillants ou les tendances générales.

TABLEAU 1 - Paramètres physico-chimiques étudiés

LEMAN	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
Paramètre																								
Température de l'eau	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
pH observé	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
pH calculé	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Conductivité	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Oxygène	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Taux de saturation	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DBO 5j	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Taux de consommation	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Dureté totale			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Dureté passagère TAC			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Dureté permanente				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Calcium					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Magnésium					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Azote ammoniacal	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Azote nitreux	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Azote nitrique	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Azote organique																		x	x	x	x	x	x	x
Azote total																		x	x	x	x	x	x	x
Orthophosphates	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Orthophosphates EF *																			x	x	x			
Phosphore total	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Phosphore total EF *																				x	x	x	x	x
Chlorures	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sulfates				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fer soluble														x	x	x	x							
Fer total														x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cuivre																x	x	x	x	x	x	x	x	x
Manganèse																		x	x	x	x	x	x	x
Oxydabilité				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Détergents						x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DCO															x	x	x	x	x					
Hydrocarbures																	x	x						x
Sodium															x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Potassium															x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Silice																	x	x	x	x	x	x	x	x
Résidu sec										x							x	x	x	x	x	x	x	x
Résidu calciné										x							x	x	x	x	x	x	x	x
Perte au feu										x							x	x	x	x	x	x	x	x
Aluminium																		x	x	x	x	x	x	x
Argent																			x	x	x	x	x	x
Baryum																			x	x	x	x	x	x
Cadmium																				x	x	x	x	x
Carbone org. TOC																				x	x	x	x	x
Chrome total																				x	x	x	x	x
Chrome hexavalent																					x	x	x	x
Cobalt																					x	x	x	x
Fluor																					x	x	x	x
Lithium																					x	x	x	x
Matières en susp.																					x	x	x	x
Nickel																						x	x	x
Plomb																						x	x	x
Strontium																							x	x
Zinc																								x

* EF = détermination sur eau filtrée

Dans une première partie, nous traitons des critères importants de la vie du lac : oxygène, formes diverses de l'azote et du phosphore, silice, chlorures.

Une seconde partie verra une courte évocation des autres données.

Comme cela a été fait pour l'étude du régime thermique, une distinction est faite entre Grand Lac et Petit Lac, très différents non seulement quant à leur taille relative, ainsi que nous l'avons vu, mais aussi quant à leur état sanitaire.

Outre la notion de moyenne pondérée, nous utilisons celle des stocks (concentration x volume), exprimés en tonnes, qui fait beaucoup plus image qu'une notion de concentration. Les stocks (tonnages) sont calculés séparément dans le Grand Lac et le Petit Lac.

Ajoutons encore que, en vue d'une meilleure comparaison, nous ne tenons pas compte de certaines données mesurées à des niveaux observés pendant trop peu de temps. Il s'agit notamment des observations faites à 225 et 275 mètres les cinq dernières années seulement.

3.2.1 Oxygène dissous

René MONOD, Paul BLANC et
Claude CORVI

3.2.1.1 INTRODUCTION

Elément vital, l'oxygène joue un rôle primordial, mais sa concentration est limitée par des conditions purement physiques, de solubilité notamment.

La concentration de l'oxygène est exprimée en mg O₂/l, avec deux décimales, bien que la dernière ne soit pas garantie. Nous employons volontiers la notion de taux de saturation.

Le taux de saturation en oxygène en fonction de la température a été calculé à l'aide des valeurs de MONTGOMERY et al., selon la formule :

$$S_0 = 14.60307 - T \cdot 0.4021469 + T^2 \cdot 0.00768703 - T^3 \cdot 0.0000692575$$

où S₀ = teneur en oxygène à saturation en mg/l à la pression de
760 mm de mercure

T = température en °C

(calcul d'après la méthode des moindres carrés et une fonction du troisième degré).

La correction de pression est uniforme. Nous avons admis la valeur moyenne de 730 mm Hg de P.L. MERCANTON, en appliquant la formule

$$S_{372} \text{ m} = \frac{S_0 \cdot 730}{760} = S_0 \cdot 0.9605$$

où S₃₇₂ m = Saturation au niveau du Léman.

Dans le cas du Léman, à la température minimale observée de l'eau du Grand Lac (4.2°C) et à la pression moyenne du lieu (730 mm Hg), la solubilité de l'oxygène n'est que de 12.52 mg/l. En plein été, pour une eau à la température de 25°C, la solubilité atteint à peine 7.95 mg/l. Le dégazage thermique dû à une élévation de température peut donc être considérable, puisque, dans l'exemple cité, plus d'un tiers de l'oxygène peut disparaître dans l'atmosphère.

Le régime de l'oxygène dépend fortement du régime thermique du lac. Le lac est riche en oxygène en hiver et au début du printemps. La provision diminue au fur et à mesure que la température s'élève, pour atteindre un minimum en août-septembre, et croître ensuite lors de la circulation hivernale des eaux. Il va de soi que l'intensité de la réoxygénation physique est profondément liée à la qualité de l'hiver : elle sera d'autant plus intense que l'hiver sera froid et que la circulation des eaux sera plus complète. Cette question est particulièrement importante pour le Léman, lac profond où la circulation totale est rare.

On ne pourra raisonnablement attendre que, même en l'absence de pollution, le fond du lac soit saturé en oxygène.

Un calcul théorique montre que, pour une différence de 2°C de température moyenne été-hiver, le lac peut échanger 50'000 tonnes d'oxygène avec l'atmosphère.

En fait, ces valeurs théoriques sont rarement vérifiables, car les phénomènes d'échange à l'interface eau-atmosphère ont des vitesses limitées. De plus, des facteurs biologiques modifient la concentration en oxygène dans la masse d'eau. D'une part, l'activité photosynthétique du phytoplancton libère de l'oxygène dans les couches superficielles du lac, entraînant l'été une sursaturation de celles-ci. D'autre part, la consommation biochimique d'oxygène qui se manifeste en profondeur altère profondément le processus de réoxygénation.

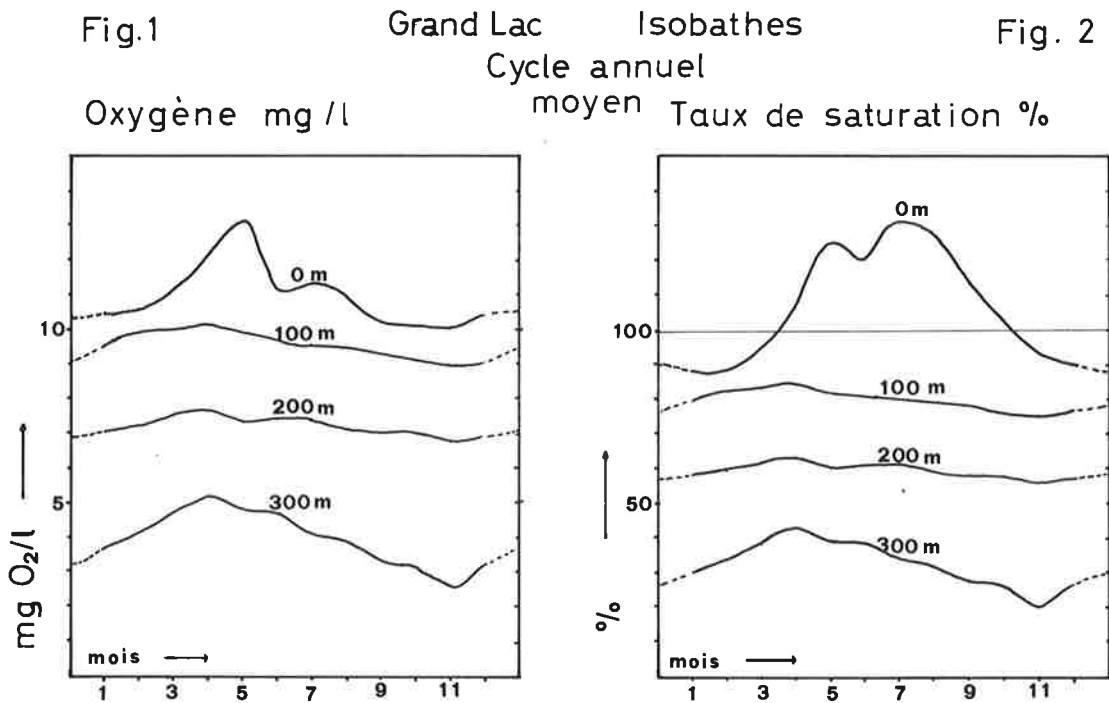
3.2.1.2 CONCENTRATION MOYENNE DANS L'EAU DU LEMAN

A. Le cycle annuel

Des tableaux indiquant les moyennes pondérées des concentrations et du taux de saturation figurent en annexes

- 1 et 2 pour le Léman pris dans son ensemble
- 3 et 4 pour le Grand Lac
- 5 et 6 pour le Petit Lac

La représentation graphique des figures 1 (concentration) et 2 (taux de saturation), moyenne du Grand Lac des douze dernières années (1970-1981), permet les constatations suivantes :



La figure 1 montre que, près de la surface, le lac s'enrichit en oxygène jusqu'à une concentration maxima qui se situe vers le mois de mai. Cette richesse (13.2 mg/l) est due essentiellement à l'activité phytoplanctonique, qui est maxima à cette période de l'année. La concentration baisse ensuite graduellement jusqu'à atteindre un minimum vers octobre-novembre où, à la faveur de la circulation des eaux, le lac se réoxygène.

La figure 2 fait apparaître deux maxima de saturation d'oxygène. Le premier correspond à la poussée phytoplanctonique vernale (mai), le second, plus important, est dû à la deuxième phase d'activité chlorophyllienne, qui se situe vers juillet-août, voire septembre suivant les années. Ce second maximum n'apparaît presque pas dans la figure 1, à cause des variations concomitantes d'enrichissement biologique et de dégazage thermique qui vont à l'inverse l'une de l'autre.

A relever que le lac est saturé en oxygène d'avril à octobre. Mais ce phénomène n'intéresse que l'épilimnion. En dessous, le lac est toujours en déficit. Plus profondément, les variations annuelles sont peu sensibles, sauf à proximité du fond (courbe 300 m). A ce niveau, le lac s'enrichit physiquement en oxygène jusque vers avril; dès ce moment, recevant de la surface de la matière organique provenant de la poussée phytoplanctonique vernale, puis automnale, le lac va perdre de l'oxygène, perte due à la minéralisation de la matière organique et qui n'est pas compensée par un apport suffisant à partir de la surface. La sursaturation en surface n'est guère utile au fond du lac, à cause de la grande profondeur et du barrage apporté par la stratification thermique des eaux. Le fond du lac vit sur ses réserves d'oxygène plus ou moins reconstituées au cours de l'hiver.

Le minimum d'oxygénation est atteint en novembre. Puis le cycle reprend.

Nous verrons plus loin (al. 3.2.1.4) que le Petit Lac ne connaît pas de problème de désoxygénation des eaux profondes.

B. Evolution de la concentration moyenne

La concentration moyenne en oxygène du Léman a varié entre le maximum moyen de 11.45 mg/l (95 % de la saturation) en avril 1966 et le minimum moyen de 7.19 mg/l (61.7 % de la saturation) en novembre 1977.

Les teneurs égales ou supérieures à 10 mg/l, fréquentes au début, se sont raréfiées au cours des ans. Depuis mai 1973, elles n'ont plus été retrouvées. Du reste, à de rares exceptions près (par exemple à la suite de circulation totale des eaux, comme en 1963 ou 1966), elles ne se trouvent jamais dans la seconde moitié de l'année.

Des teneurs mensuelles moyennes de l'ordre de 8.5 mg/l ou plus sont fréquentes. Des teneurs inférieures sont l'indice d'un défaut d'oxygénation.

On peut considérer que, lorsque le taux moyen de saturation du lac est égal ou supérieur à 80 %, la situation du lac est admissible en première approximation. Cela revient à dire qu'à partir des années 1970 la situation s'est fortement dégradée jusqu'en 1977-1978.

Il est plus intéressant de considérer maintenant le Grand Lac pour lui-même.

3.2.1.3 L'OXYGENE DU GRAND LAC

Les figures 3 et 4 ci-après résument l'évolution du Grand Lac.

On peut distinguer plusieurs périodes séparées par des hivers où la circulation des eaux a été totale, donc l'oxygénation améliorée. Ce sont :

- . après l'hiver froid 1956, la période 1957-1961,
- . après l'hiver froid 1963, la période 1964-1969,
- . après les hivers froids de 1969-1970, la période 1970-1977,
- . une période débutant en 1980 qui n'est pas terminée.

A l'intérieur de chaque période, la réoxygénation annuelle s'est dégradée, si bien que l'on a pu observer les valeurs extrêmes suivantes :

Date	Concentration mg/l	Taux de saturation %
1958 mars	10.86	89.0
1961 août	8.65	81.8
1962 mai	10.98	92.1
1969 septembre	8.09	80.7
1970 avril	10.59	87.0
1977 novembre	7.12	61.1

Fig. 3

OXYGENE mg/l
 GRAND LAC moyennes pondérées tonnes.10³

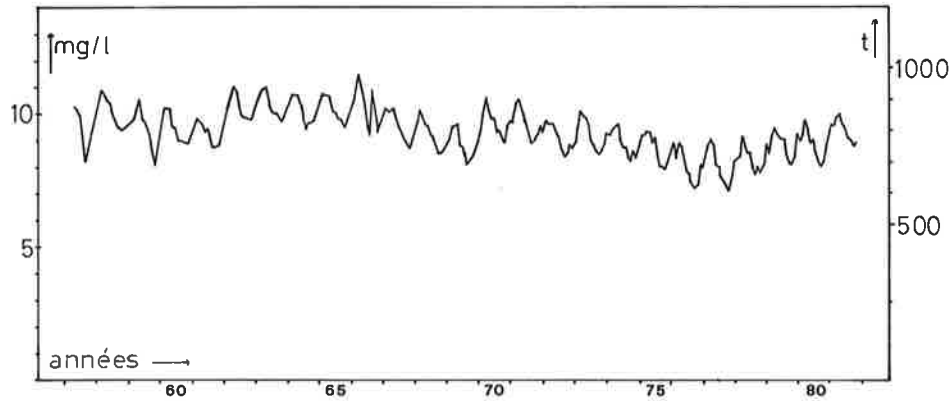
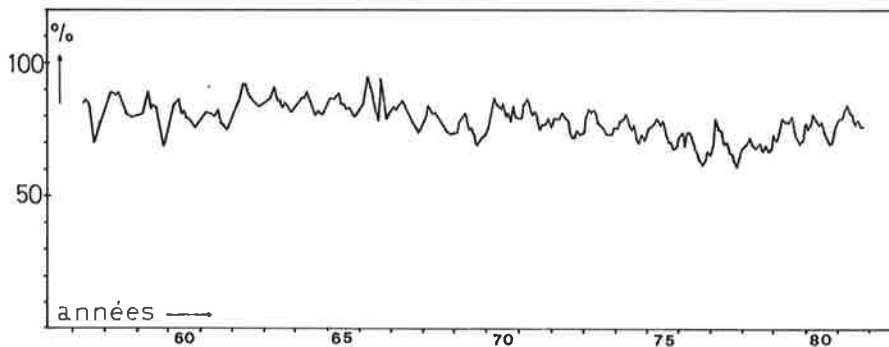


Fig. 4

TAUX DE SATURATION EN OXYGENE %
 GRAND LAC moyennes pondérées



L'effet de l'hiver 1970 n'a pas été suffisant pour atteindre le niveau de l'hiver 1962.

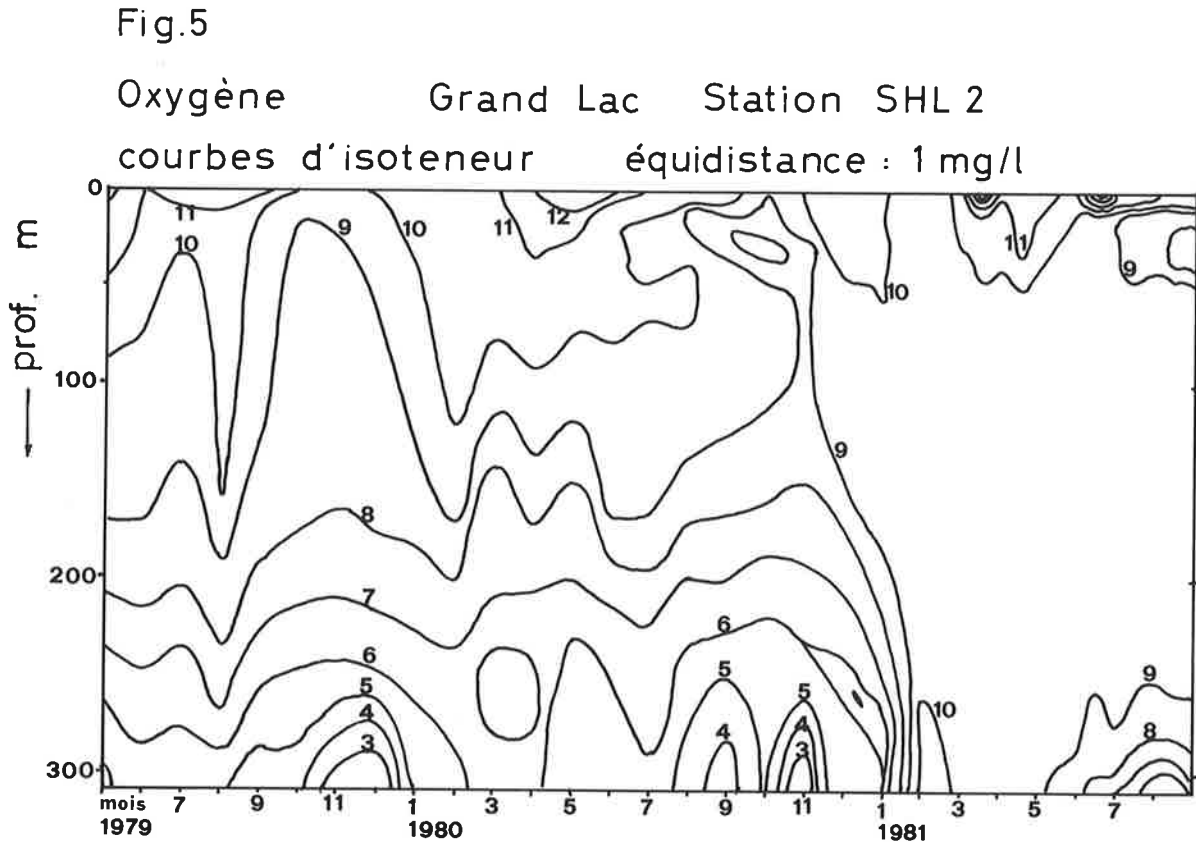
La concentration minimale est observée en novembre 1977. Depuis, la situation s'est quelque peu améliorée, mais en avril 1980, le Grand Lac n'en était encore qu'à 9.68 mg/l (81.1 %), en déficit de 0.61 mg/l par rapport à avril 1970.

Par la suite, l'hiver 1981 a été plus rigoureux, avec une circulation totale des eaux. Il en est résulté une remise en état du régime de l'oxygène avec un maximum moyen de 10.01 mg/l (environ 84 %) au début de mai. Bien que la consommation d'oxygène en profondeur ne semble guère atténuée, la situation générale favorable s'est maintenue toute l'année.

Ce phénomène est représenté par la figure 5 où sont reportées les courbes d'isoteneur de l'oxygène dans le Grand Lac. On notera qu'au cours de l'hiver 1980, la réoxygénation du fond n'a été que partielle. Par contre, en hiver 1981, il y a homogénéisation quasi complète de tout le lac, phénomène qui se perpétue de nombreux mois.

La situation de 1981 est comparable à celle de 1971; les déficits des années précédentes sont effacés. La concentration minima moyenne de 1981 est encore de 8.71 mg/l (environ 75 % de la saturation).

L'approvisionnement futur en oxygène dépendra de la qualité des hivers. Une nouvelle suite d'hivers chauds pourrait nous ramener en quelques années à la situation des années 1976-1977, à moins que la productivité phytoplanctonique ne soit ralentie.



La surface du Grand Lac

Les variations moyennes mensuelles sont représentées dans les figures 6 et 7.

A la surface de l'eau, la concentration en oxygène est toujours supérieure à 9 mg/l. Les maxima (voir annexe 7) peuvent être très élevés. Ils se situent au printemps. C'est ainsi que le maximum moyen absolu fut de 16.19 mg/l en avril 1966 (148.7 %).

Dans les régions côtières, les concentrations observées peuvent être momentanément très élevées, par exemple 17.80 mg/l (150.3 %) en mars 1959 au large du Bouveret.

Les taux de saturation sont inférieurs à 100 % pendant la période hivernale, c'est-à-dire dès le début et au cours de la période de circulation jusqu'au début du printemps, soit d'octobre à mars en général. Tout dépend du moment où la poussée planctonique reprend.

Durant tout l'été, le lac près de sa surface est saturé en oxygène. Mais cet effet bénéfique ne se manifeste pas dans l'hypolimnion. Au contraire, on observe fréquemment en fin d'été et en automne une disparition partielle de l'oxygène au niveau du métalimnion, souvent accompagnée de l'accroissement de la concentration en azote ammoniacal et nitreux.

Il est intéressant de noter que E. HUBAULT trouve à la surface du Léman le 7 juin 1937 10.04 mg d'oxygène par litre pour une température de 19.5°C, soit un taux de saturation de 112.0 % selon ses calculs. Il signale une sursaturation presque constante tout l'été à la surface du lac du Bourget, atteignant 115 % en 1937, et, pour la même année 114 % au lac d'Annecy.

R. MONOD indique pour l'année 1954 des taux de saturation en oxygène atteignant 130 % en juin et juillet. Il considère ce phénomène comme un net indice d'eutrophisation.

Des taux de saturation du même ordre de grandeur ont encore été observés jusque vers 1965. Dès lors, la dégradation s'est poursuivie jusque vers 1976-1977 (fig. 7). Une légère amélioration a été constatée ensuite dès 1978, manifestée par une baisse du taux de saturation.

Des valeurs individuelles exceptionnelles ont été observées au cours de ces vingt-cinq années, pouvant atteindre par exemple, au large de Villeneuve, en août 1962, 192.8 % soit 16.43 mg/l.

Les années 1966 et 1975-1976 ont été remarquées par des taux de saturation particulièrement élevés dans la plupart des stations.

Fig. 6

OXYGENE mg/l

GRAND LAC SURFACE Station SHL 2

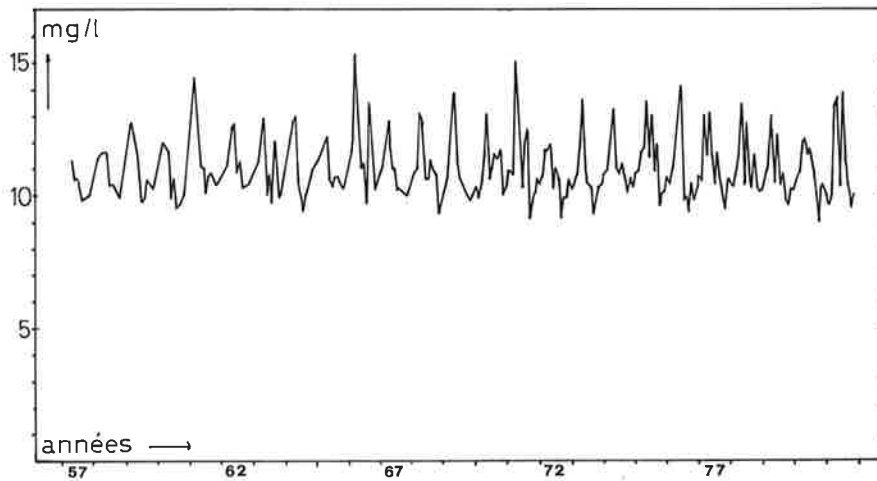
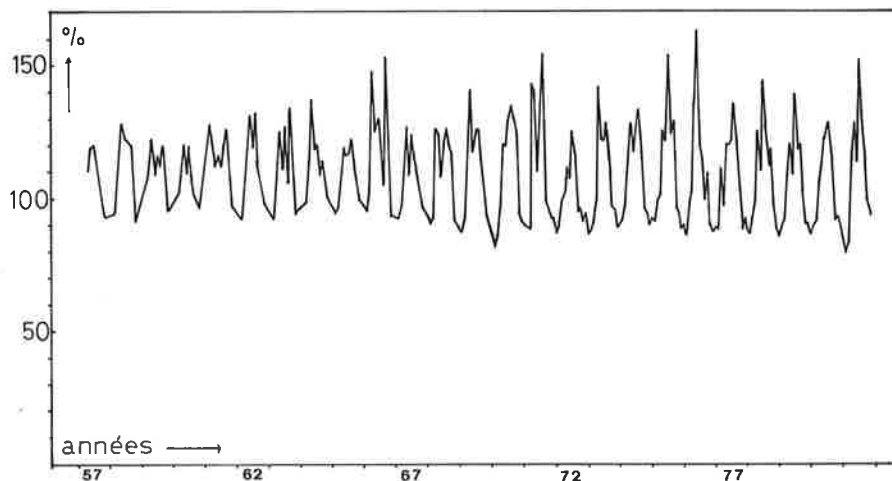


Fig. 7

TAUX DE SATURATION EN OXYGENE %

GRAND LAC SURFACE Station SHL 2



Le fond du Grand Lac

L'évolution de l'eau du fond du Grand Lac est particulièrement importante à étudier. D'une part, les échanges avec la surface sont très lents et il faut des circonstances exceptionnelles pour qu'ils soient accélérés. D'autre part, de l'état physicochimique de l'eau du fond dépend l'éventualité d'un relargage de substances retenues dans les sédiments.

Les figures 8 et 9 schématisent clairement l'évolution de l'oxygène du fond du lac (300 m).

La première période s'étend de 1957 à fin 1962. La concentration en oxygène passe de 11.17 mg/l (90.1 %) en mai 1957 à un minimum de 4.62 mg/l (38.1 %) en septembre 1962. L'hiver 1963 (1962-1963) rétablit la situation en portant la concentration de l'eau du fond à 10.78 mg/l (86.1 %) en mai 1963. Mais la dégradation est plus rapide et plus grave que lors de la période précédente. En septembre 1969, la concentration en oxygène n'est plus que de 1.05 mg/l (8.6 %).

Un nouvel hiver rigoureux ramène la teneur en oxygène à 10.46 mg/l (85.0 %) en mars 1970. Cet effet n'a pas duré. Suite à l'augmentation de la production primaire du lac, la provision d'oxygène s'est amenuisée plus rapidement encore que précédemment, pour atteindre en 1976 déjà les valeurs les plus basses jamais enregistrées. Cette période critique dure trois ans et est particulièrement grave au cours des mois de septembre à novembre.

Fig. 8

OXYGENE mg/l
GRAND LAC FOND (300m)

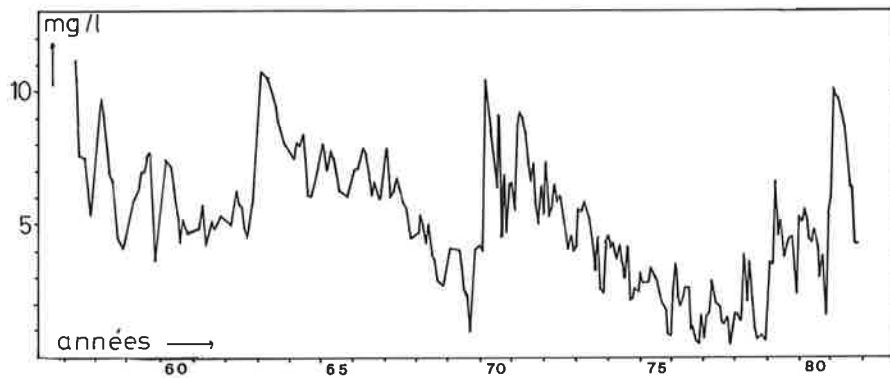
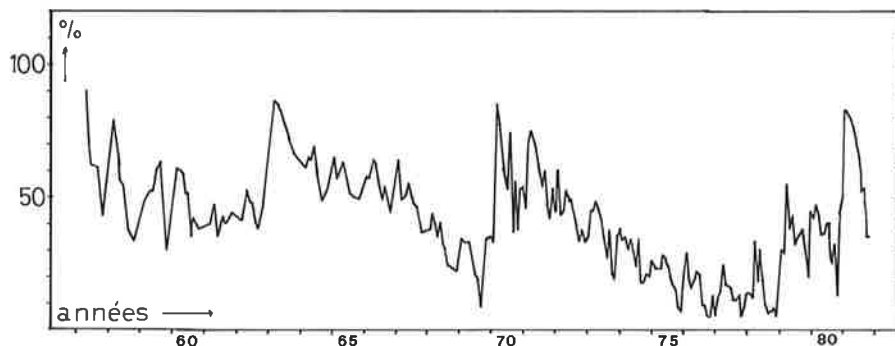


Fig. 9

TAUX DE SATURATION EN OXYGENE %
GRAND LAC FOND (300m)



Le minimum moyen observé fut de 0.56 mg/l (4.6 %) en novembre 1976 et 1977.

L'hiver 1978 rétablit quelque peu la situation, qui s'améliore encore en 1980, puis en 1981, où l'on note en mars 10.13 mg/l (83.4 %). Cependant, cette amélioration n'est que temporaire puisqu'on note dès novembre de la même année une baisse à 4.29 mg/l (35.2 %), ce qui correspond à un retour à la situation de la fin de l'année 1972. Cette baisse brutale est à mettre en relation avec la forte productivité biologique en surface et la dégradation subséquente de la matière organique au niveau des sédiments.

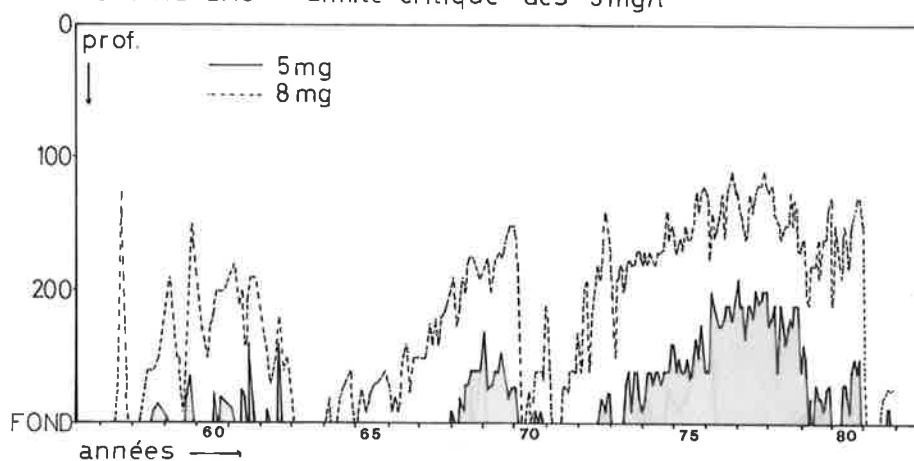
La vocation piscicole du Léman voudrait qu'il contienne toujours et partout 5 mg/l d'oxygène, ce qui correspond à 40 % de la saturation pour une température de 5°C. On parle parfois de 8 mg/l comme concentration minimale.

Le figure 10 ci-après indique (surface noire) les périodes où cette condition ne fut pas remplie. Ce fut sporadiquement le cas entre 1958 et 1962, de manière continue en 1969-1970, puis dès 1973, la situation s'aggrava notablement. Cet effet se cantonna au début près du fond, puis s'étendit jusque vers 250 m en 1969 et atteignit 200 m en 1976 et 1977. Depuis 1979, la situation est à nouveau meilleure.

Fig. 10

OXYGENE

GRAND LAC Limite critique des 5mg/l



3.2.1.4 L'OXYGENE DU PETIT LAC

Le Petit Lac n'a pas de problème d'oxygène. D'une part, sa profondeur est faible, comparée à celle du Grand Lac, et il reçoit les eaux superficielles bien oxygénées de celui-ci. D'autre part, ses eaux se renouvellent plusieurs fois par an, alors qu'elles ne le sont que tous les onze ans dans le Grand Lac.

L'évolution de l'oxygène au cours des ans est schématisée dans les figures 11 et 12. (Voir aussi annexes 5 et 6).

Les variations annuelles montrent peu de valeurs excessives. On remarque à peine l'effet des hivers froids.

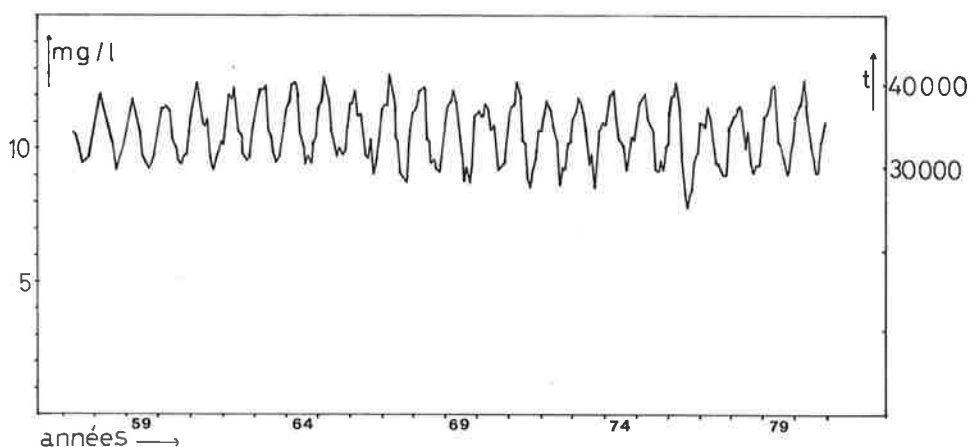
Les concentrations varient entre le maximum absolu moyen de 12.80 mg/l (109.5 %) en avril 1967 et le minimum absolu de 8.23 mg/l (78.3 %) en septembre 1976.

Les maxima observés sont inférieurs à ceux du Grand Lac.

Fig. 11

OXYGENE mg/l, tonnes

PETIT LAC moyennes pondérées mensuelles

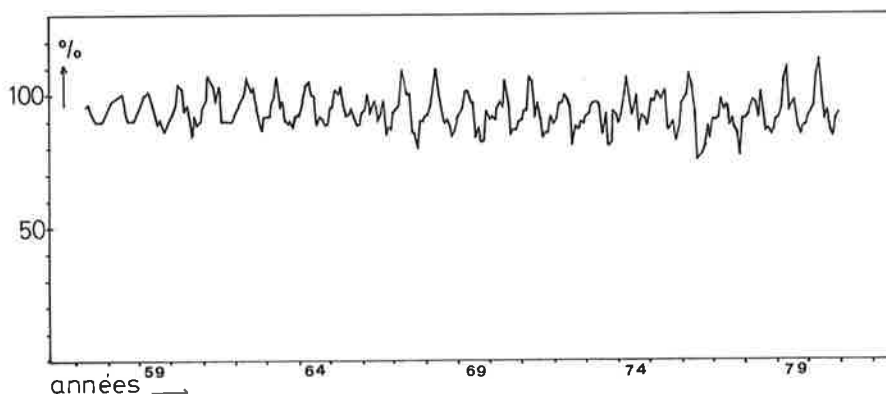


Le taux de saturation maximum moyen fut de 110.2 % (12.33 mg/l) en mai 1968, le minimum moyen de 76.2 % (8.26 mg/l) en juillet 1976.

L'activité planctonique est importante dans le Petit Lac, mais elle n'entraîne pas de conséquence grave pour l'oxygénation des couches inférieures.

Fig. 12

TAUX DE SATURATION EN OXYGENE %
PETIT LAC moyennes pondérées



3.2.1.5 LA PROVISION D'OXYGENE DU LEMAN

(voir les annexes 10 à 13).

Nous avons vu que le lac fait sa provision d'oxygène au cours de l'hiver. Cette provision s'amenuise au cours de l'année jusque vers fin novembre, puis s'accroît à nouveau.

Dans le Grand Lac, la situation optima peut s'établir à 850'000 tonnes et au-delà.

C'est ainsi qu'après les hivers froids, on a noté

- . un stock de 943'000 tonnes en mai 1963 (maximum absolu)
- . un stock de 907'000 tonnes en avril 1970
- . un stock de 857'000 tonnes en mai 1981.

La variation annuelle peut être très importante. A ce titre, l'annexe 13 est particulièrement intéressante. Suivant l'état du lac, les conditions atmosphériques et la production primaire, la perte estivale, qui est en moyenne de 130'000 tonnes, peut atteindre 200'000 tonnes (été 1959) ou s'abaisser à 90'000 tonnes (été 1961).

La réoxygénation hivernale est également très variable. Avec une moyenne identique à celle des pertes, elle a atteint le maximum de 232'000 tonnes pendant l'hiver 1958, et s'est abaissée à 75'000 tonnes durant l'hiver 1961.

A signaler le défaut de réoxygénation du lac durant la période critique 1973-1976, où l'oxygénation hivernale était loin de compenser les pertes estivales.

Dans le Petit Lac, la situation optima ne peut être définie. En effet, les variations thermiques sont importantes, les variations relatives du stock d'oxygène le sont tout autant.

La teneur maxima observée fut de 41'000 tonnes en mars 1965 et en avril 1980 (plus de 12.6 mg/l). Le minimum fut de 25'000 tonnes en août 1976 (7.81 mg/l, ou 77 %).

Les variations annuelles sont généralement de l'ordre de 10'000 tonnes. Lors de l'année critique de 1976, la perte estivale fut de 15'000 tonnes, contre des gains hivernaux de l'ordre de 11'000 à 12'000 tonnes.

Si l'on considère le Léman pris dans son ensemble, on peut faire les mêmes remarques que pour le Grand Lac, le Petit Lac n'entrant que pour 4.3 % (moyenne des 11 années 1970 à 1980) dans l'ensemble.

Nous rappelons ci-après les tonnages moyens de ces dernières années :

Année	Grand Lac	Petit Lac	Léman
1970	821'000	34'000	855'000
1971	824'000	34'000	858'000
1972	780'000	34'000	814'000
1973	787'000	34'000	821'000
1974	764'000	34'000	798'000
1975	744'000	34'000	778'000
1976	694'000	33'000	727'000
1977	689'000	33'000	722'000
1978	710'000	34'000	744'000
1979	751'000	34'000	785'000
1980	757'000	35'000	792'000
1981	802'000		
Max. mai 1963	943'000	40'000	983'000
Min. octobre 1976	617'000	27'000	644'000

3.2.1.6 RESUME ET CONCLUSIONS

Le régime de l'oxygène obéit globalement à des règles dictées par le comportement thermique du lac, amendées par la production biologique d'oxygène dans l'épilimnion et par la consommation correspondante dans l'hypolimnion. De par la profondeur du lac, les échanges surface - fond sont lents, au point que la consommation peut, dans certains cas, dépasser en importance l'enrichissement.

Un cycle annuel voit le maximum de concentration moyenne en oxygène se trouver vers mai, et le minimum vers octobre-novembre.

Le calcul du taux de saturation en oxygène fait apparaître en surface deux maxima, qui correspondent aux deux poussées, vernale et estivale, du phytoplancton.

Si l'épilimnion est sursaturé en oxygène tout l'été, l'hypolimnion présente toujours un déficit croissant avec la profondeur.

On peut considérer plusieurs périodes séparées dans l'évolution du Grand Lac, qui débutent et se terminent par une circulation totale des eaux : 1956-1962, 1963-1969, 1970-1978.

Chaque période est caractérisée par un appauvrissement progressif global en oxygène, une forte sursaturation dans l'épilimnion et un déficit croissant en profondeur.

D'une période à l'autre, le processus de déficit devient plus intense, au point que vers la fin de l'année 1977, le Grand Lac ne contient plus que 7.12 mg/l d'oxygène (61.1 %). Le mois de novembre 1977 est le plus déficitaire enregistré au cours des vingt-cinq ans d'étude. La situation s'améliore peu à peu ensuite et se rétablit à un niveau convenable avec l'hiver 1981, comparable à celui de 1971.

La zone superficielle du lac est toujours bien oxygénée, plus de 9 mg/l en moyenne. La forte activité chlorophyllienne provoque une sursaturation croissante de l'eau en période estivale.

A un accroissement de la production primaire correspond une aggravation de la consommation d'oxygène au fond du lac, de plus en plus grave au cours des diverses périodes. De septembre à novembre 1976 et 1977, on observe une disparition quasi totale de l'oxygène au voisinage du fond. La situation s'est améliorée depuis lors.

La vocation piscicole du Léman, qui veut que le lac ait partout et en tout temps au moins 5 mg/l d'oxygène, ne fut plus satisfaite, tout particulièrement entre 1973 et 1978, de 250 m de profondeur au fond.

Le Petit Lac, du fait de sa faible profondeur et de la brièveté du séjour de ses eaux, et aussi parce qu'il reçoit les eaux bien oxygénées du Grand Lac, n'a pas de problème d'oxygène dans tout son volume.

La provision annuelle moyenne optima d'oxygène du Grand Lac s'établit à 850'000 tonnes et au-delà. En dessous de 750'000 tonnes, la situation peut être considérée comme critique.

Après une succession de péripéties heureuses et malheureuses, le régime de l'oxygène se trouve satisfaisant à nouveau en 1980-1981. Cet état est précaire et le restera tant que la productivité phytoplanctonique n'aura pas été jugulée par un appauvrissement en nutriments, notamment en phosphore.

3.2.2 Les formes de l'azote

René MONOD, Paul BLANC et

Claude CORVI

3.2.2.1 INTRODUCTION

L'azote joue un rôle capital dans la vie du lac, particulièrement sous ses formes minérales, les ions nitrate et ammonium, qui sont directement assimilables par les végétaux.

On peut rencontrer l'azote dans l'eau sous les formes les plus diverses. L'azote atmosphérique dissous ne joue chimiquement pas de rôle dans l'eau du lac. Il peut arriver que, sous certaines conditions, il soit assimilé par des microorganismes, telles que quelques cyanophycées ou bactéries. Les autres formes de l'azote sont multiples. Elles vont de la matière organique la plus complexe aux protéines, puis aux acides aminés, pour aboutir ensuite aux formes minérales plus ou moins oxydées telles qu'ammoniaque, nitrites, et enfin à la forme la plus stable et la plus oxydée, les nitrates.

L'analyse classique de contrôle du lac se borne à déterminer les formes minérales de l'azote

• azote ammoniacal (ion ammonium, appelé ammoniaque dans la suite de ce rapport)	NH_4^+
• azote nitreux (nitrites)	NO_2^-
• azote nitrique (nitrates)	NO_3^-

ainsi que l'azote organique pris globalement. Ce dernier dosage est très délicat, étant donné les faibles concentrations observées. C'est une des raisons pour lesquelles sa détermination n'a été effectuée que depuis 1973, à la seule station SHL 2.

Les diverses formes de l'azote sont en continuelle évolution, elles passent de l'une à l'autre avec une grande facilité lors de leur assimilation par le phytoplancton, de leur excrétion par le zooplancton ou de la décomposition de matière organique par l'action de bactéries spécifiques. Le rôle des bactéries dans le cycle de l'azote est complexe et relativement mal connu. Dans le cas du Léman, par exemple, il n'est pas possible d'expliquer de façon précise pourquoi et dans quelles conditions des formes labiles de l'azote, telles qu'ammoniaque ou nitrites, apparaissent ou disparaissent. On doit donc se borner à un constat et considérer ammoniaque ou nitrites comme indicateurs de l'activité bactérienne de dégradation.

Par ailleurs, les diverses substances azotées sont toutes d'origine exogène et endogène. Il est souvent difficile, sinon impossible, de différencier ces deux origines et d'en connaître avec précision les proportions relatives.

Il n'en reste pas moins que les interactions sont telles que l'on ne peut déterminer un paramètre sans devoir en déterminer d'autres, et que les évolutions ne peuvent être saisies que si l'on connaît les mécanismes successifs du métabolisme général. C'est ainsi que, par exemple, suivant les conditions oxiques et de luminosité, une disparition d'azote nitrique pourra correspondre soit à une augmentation de l'azote organique par biosynthèse soit, au contraire, à l'apparition d'ammoniaque et de nitrites par réduction.

Les résultats des analyses ne donnent qu'un "instantané" de ces phénomènes dynamiques. Cette "photographie" devra être interprétée en fonction du moment, voire de l'heure. Il est donc bien compréhensible que l'on ne se contente pas, dans ce rapport, de considérer les diverses formes de l'azote prises individuellement, mais que l'on considère aussi l'azote minéral total (ammoniaque + nitrites + nitrates) et l'azote total (azote minéral + azote organique).

Les paragraphes qui suivent traitent d'abord de l'azote minéral, en partant du degré d'oxydation le plus faible, pour atteindre le plus fort, puis de l'azote organique.

3.2.2.2 L'AZOTE AMMONIACAL

Dans le lac, l'azote ammoniacal peut être exogène ou endogène.

Cette substance exogène est apportée au lac notamment par les eaux usées qui y sont déversées. C'est un composé très soluble, qui n'est pas retenu dans les stations d'épuration. Rappelons, à titre d'exemple, qu'un être humain élimine en moyenne 13 g d'azote par jour dont 0.7 g par l'urine sous forme ammoniacale. La majorité de l'azote éliminé l'est sous forme d'urée, qui se transforme en grande partie par la suite en ammoniacale. Il y a, bien sûr, d'autres sources d'ammoniacale exogène, industrielles ou agricoles.

L'ammoniacale endogène est pour une part variable excrétée par le zooplancton, ou représente un des stades intermédiaires de la minéralisation de l'azote organique. Lors de cette ammonification, les ions ammonium produits sont soit assimilés par le phytoplancton, soit transformés en nitrites par nitrosation, puis en nitrates par nitrification. Dans une eau possédant un pouvoir autoépurateur convenable, c'est-à-dire contenant à la fois de l'oxygène et des microorganismes spécifiques actifs en suffisance, ces processus se font conjointement et rapidement, au point que les stades intermédiaires d'ammoniacale et de nitrites sont analytiquement non décelables.

On admet généralement en outre que l'on peut rencontrer de l'ammoniacale d'origine météorologique, lors d'orages, dans les couches superficielles des lacs. Ce phénomène n'a pas été mis en évidence au Léman au cours des campagnes de la Commission.

Histoire de l'évolution de l'azote ammoniacal

La présence d'ammoniacale dans le Léman est d'origine récente. SEILER (1896) ne la cite pas. HUBAULT (1936), au vu de la richesse en oxygène du Léman, déclare qu'"il n'y a donc pas de place pour l'azote ammoniacal et l'azote nitreux, sinon comme produits fugitifs et transitoires"... MONOD (1956) est le premier à en déceler dans le Léman. Il en trouve à maintes reprises en 1953 et 1954 dans la région de Vidy (Lausanne) et constate que cette apparition est liée, tout au moins partiellement, aux apports exogènes de la région lausannoise. Cette découverte est confirmée en 1955 et 1956 par des recherches (non publiées) effectuées entre Ouchy et Saint-Sulpice. L'ammoniacale n'apparaît alors que rarement et en faible concentration.

Dès 1957, l'ammoniacale est assez fréquente, mais sporadique. Sa fréquence d'apparition augmente d'année en année; les concentrations s'élèvent aussi. Jusqu'en 1960, cette substance reste cantonnée sur les rives valaisanne et vaudoise, et surtout dans les couches superficielles. Elle n'apparaît pas encore dans la zone pélagique, ni sur la rive sud (Evian). Le Petit Lac, lui, paraît d'emblée plus "riche" que le Grand Lac.

Il faut attendre 1963 pour que l'on observe la présence d'ammoniacale au centre du lac (station SHL 2) et 1964 pour que, pour la première fois, l'ensemble de la colonne d'eau soit contaminée en ce point. Certains mois (septembre 1966), il n'y a aucune présence notable de ce composé. Au centre du lac, les concentrations restent faibles et les apparitions intermittentes jusqu'en 1970, année où l'absence d'ammoniacale à la station SHL 2 est quasi totale.

Puis s'opère une recrudescence dès 1971, avec présence continue en toute saison et à toute profondeur.

Fréquence de l'azote ammoniacal

Nous entendons par là le rapport, exprimé en %, entre le nombre d'échantillons d'eau contenant de l'ammoniacale et le nombre total des échantillons analysés.

La figure 13 illustre l'évolution des fréquences au cours des années.

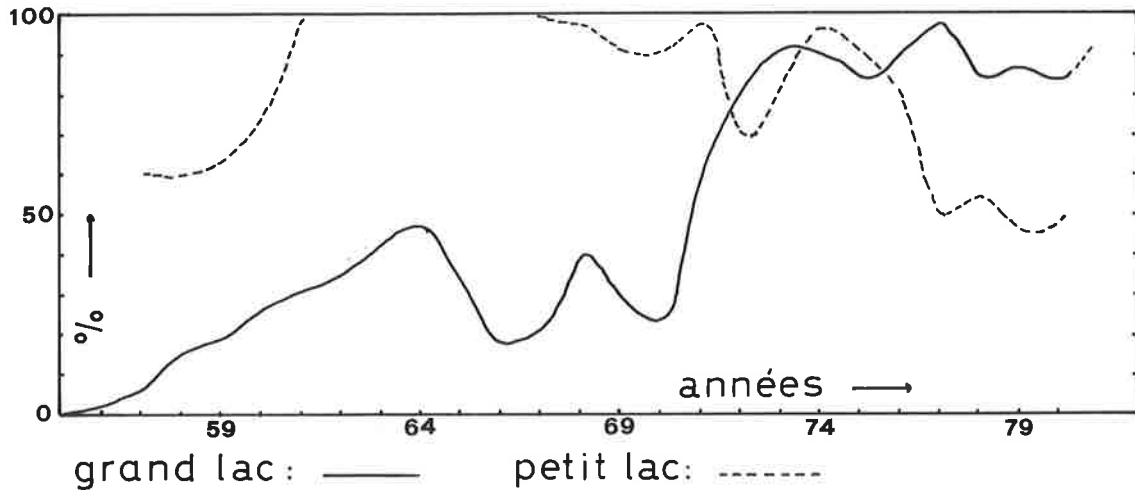
Dans le Grand Lac, l'azote ammoniacal est de plus en plus fréquent avec les années. On observe une augmentation progressive jusque vers 1964, où la fréquence est proche de 50 % (46.5 %). La diminution observée par la suite résulte de l'action de l'hiver froid de 1963.

L'hiver froid 1970-1971 entraîne un relargage du phosphore et en conséquence une augmentation de la production algale. L'ammoniacale est alors observée de plus en plus souvent, avec une fréquence d'apparition dépassant 80 %, et même 90 %, avec un paroxysme en 1977 (97 %). En 1978 et jusqu'à 1980, cette fréquence s'abaisse aux alentours de 85 %.

Fig. 13

AZOTE AMMONIACAL

Evolution de la fréquence d'apparition %



Dans le Petit Lac, la situation est tout à fait différente. Dès le départ, en 1957 déjà, la fréquence est supérieure à 50 %, ce qui laisse supposer que l'ammoniaque pourrait être apparue dans le Petit Lac, avant le Grand Lac.

La fréquence s'élève rapidement pour atteindre 100 % en 1962 déjà. Cette situation dure cinq ans. Une légère amélioration est observée par la suite, qui sera importante à partir de 1977.

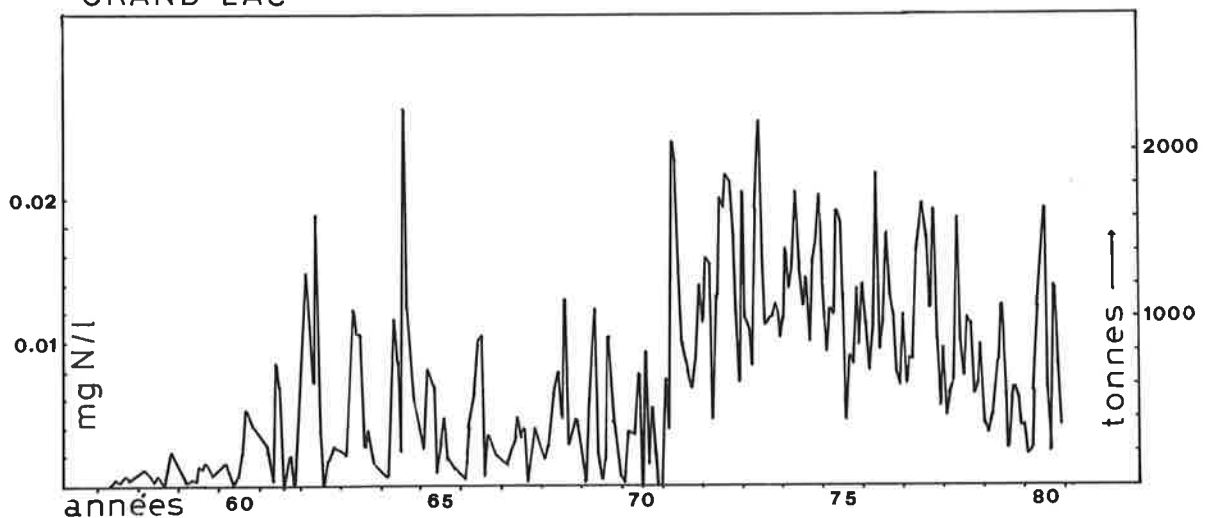
Concentration moyenne (voir annexes 14 à 16 et 20)

Les concentrations varient énormément d'un mois à l'autre. La figure 14, concernant le Grand Lac, en dents de scie, en est un témoignage.

Fig. 14

AZOTE AMMONIACAL mg N/l , tonnes

GRAND LAC



La production d'ammoniaque étant essentiellement liée à l'activité du plancton, on observe de très fortes concentrations en été, notamment en juin et octobre, avec un décalage d'environ un mois par rapport à la production phytoplanctonique. En outre, il y a de grosses différences d'une année à l'autre.

Le Grand Lac

La concentration annuelle moyenne la plus faible est, bien entendu, observée en 1957, où elle est inférieure à 0.001 mg N/l. La plus élevée est en 1972, avec 0.015 mg N/l. On ne trouve nulle part de l'ammoniaque en mai 1957, septembre 1958 et novembre 1961.

La concentration mensuelle moyenne la plus élevée est notée en juin 1973, avec 0.025 mg N/l. On voit, par ces chiffres, que la concentration de l'ammoniaque dans le Grand Lac est toujours restée relativement basse.

On note les maxima moyens de 0.105 mg N/l à 5 m de profondeur en mai 1974 et de 0.112 mg N/l en juin 1971 à 5 m de profondeur (importantes productions phytoplanctoniques).

La figure 14 fait ressortir également une nette tendance à la baisse des concentrations moyennes depuis 1973.

Le Petit Lac

Dès 1957, les concentrations y sont plus élevées que dans le Grand Lac, pour les mêmes profondeurs. La concentration annuelle moyenne la plus faible se situe en 1957, avec 0.008 mg N/l, alors que le maximum se place en 1974, avec 0.068 mg N/l. Dès lors, la concentration n'a cessé de baisser pour se trouver, en 1980, inférieure à celle du Grand Lac.

Le tableau ci-après permet d'apprécier l'évolution de l'ammoniaque dans les couches superficielles des deux parties du Léman, de 1957 à 1980 :

Année Prof.	1975		1976		1977		1978		1979		1980	
	GL	PL	GL	PL	GL	PL	GL	PL	GL	PL	GL	PL
Surface	0.023	0.072	0.016	0.057	0.030	0.039	0.015	0.040	0.017	0.037	0.022	0.023
5 m	0.030	0.074	0.020	0.059	0.027	0.040	0.015	0.027	0.018	0.020	0.025	0.022
10 m	0.022	0.062	0.025	0.037	0.028	0.033	0.015	0.031	0.017	0.012	0.027	0.020
20 m	0.019	0.046	0.021	0.027	0.024	0.018	0.013	0.011	0.010	0.010	0.020	0.009
30 m	0.016	0.038	0.013	0.027	0.022	0.008	0.011	0.011	0.008	0.006	0.012	0.004
40 m	0.014	0.039	0.011	0.024	0.019	0.011	0.011	0.011	0.005	0.009	0.011	0.021
50 m	0.013	0.055	0.013	0.026	0.020	0.008	0.007	0.008	0.005	0.010	0.011	0.018
Moyenne arithmét.	0.020	0.055	0.017	0.037	0.024	0.022	0.012	0.020	0.011	0.015	0.018	0.017

Le cycle annuel

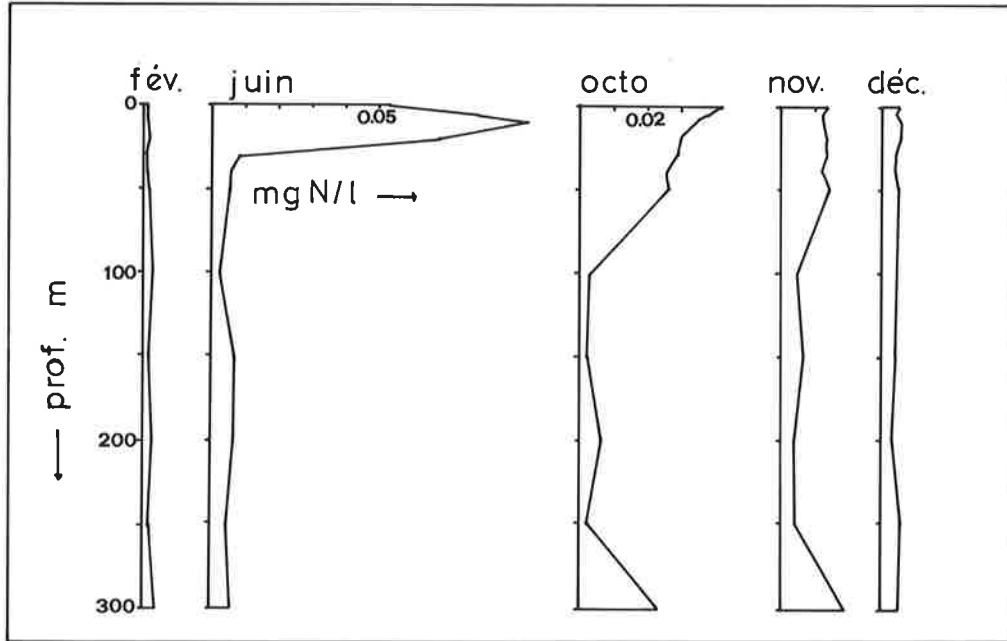
La figure 15 illustre, par quelques profils, l'évolution annuelle de l'azote ammoniacal.

L'ammoniaque, rare en hiver, augmente progressivement pour atteindre sa plus forte concentration en juin, avec quelque retard sur la forte production du phytoplancton observée généralement en mai. Juin est le temps de l'abondance du zooplancton et de la dégradation de la matière organique.

On constate que l'ammoniaque est répartie surtout dans la zone trophogène. En octobre, on observe un nouveau développement de cette forme de l'azote, moins important en intensité, mais plus étendu en profondeur. A noter, sur cet exemple, une augmentation de la concentration au fond du lac en fin d'été, liée à la dégradation de la matière organique sédimentée. Des profils levés d'autres années montreraient des phénomènes analogues, sauf peut-être pour le fond du lac.

Fig. 15

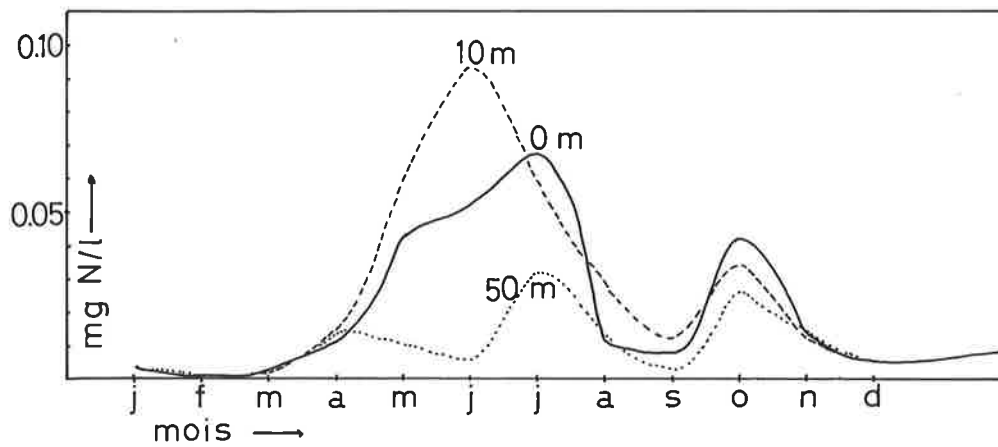
AZOTE AMMONIACAL mg N/l GRAND LAC
 Evolution selon la profondeur Station SHL2 1980



L'évolution des concentrations dans les couches superficielles est décrite dans la figure 16, qui se réfère à l'année 1980, assez représentative de la moyenne des années.

Fig. 16

AZOTE AMMONIACAL GRAND LAC 1980
 Evolution annuelle dans les couches superficielles



Le maximum de concentration est observé en juin, à 10 m de profondeur (0.093 mg N/l). On constate encore une augmentation de concentration à 50 mètres de profondeur, en juillet, mais réduite, puisque, cette année-là, elle atteint 0.032 mg N/l.

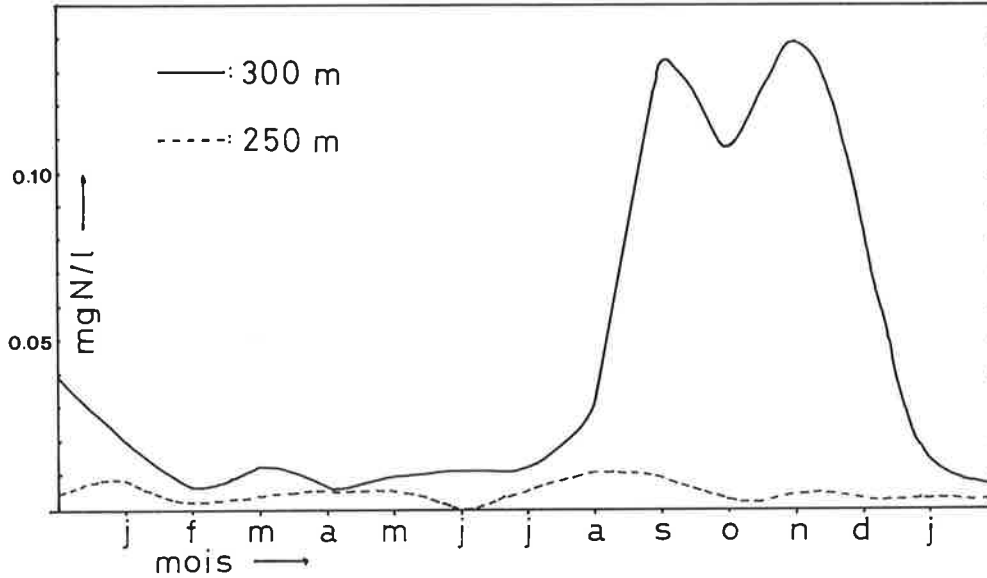
Le second développement d'octobre n'atteint pas l'intensité du précédent, mais il est cependant bien marqué.

Les évènements du fond du lac sont illustrés par la figure 17, qui se réfère à l'année 1978.

Fig. 17

AZOTE AMMONIACAL mg N/l

Evolution annuelle au fond du Grand Lac en 1978



On constate l'apparition de fortes quantités d'ammoniaque au fond du lac, atteignant 0.133 mg N/l en septembre et même 0.139 mg N/l en novembre.

Cette épisode de 1978, donné à titre d'exemple, ne se produit de loin pas tous les automnes de chaque année. Il s'agit en fait d'une situation exceptionnelle, qui est à mettre en rapport avec la pénurie d'oxygène au fond du lac des années 1975 et suivantes, due à cinq années consécutives de circulations hivernales incomplètes. En l'occurrence, l'azote ammoniacal provient, partiellement tout au moins, de la réduction des nitrates (voir figure 28).

Ce phénomène est très localisé près du fond du Grand Lac (voir figure 28). Il n'est guère perceptible au niveau - 250 m. Il n'existe pas dans le Petit Lac.

Il n'en reste pas moins que cela peut se reproduire si la production de matière organique n'est pas réduite à l'avenir.

Le stock moyen (voir annexes 17 à 20)

La figure 18 illustre l'évolution des stocks dans les deux parties du Léman.

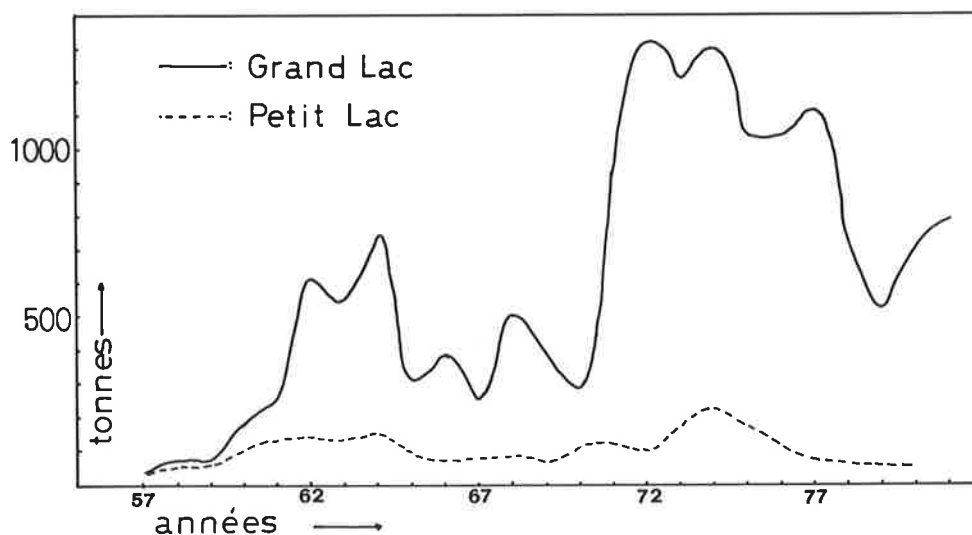
Très faible au début des études, le stock d'azote ammoniacal augmente dès 1960 dans les deux parties du lac.

Après une augmentation brutale des stocks de 1961 à 1964 (maximum en 1964 de 743 tonnes pour le Grand Lac et 146 tonnes pour le Petit Lac), on observe une légère amélioration jusqu'en 1970, puis à nouveau une dégradation très importante dès 1971, avec un maximum annuel absolu de 1'318 tonnes en 1972 dans le Grand Lac.

Dès 1978, après la réoxygénation générale des eaux, les provisions baissent progressivement et fortement jusqu'en 1980, dans le Petit Lac tout au moins. En relation avec l'augmentation intermittente de la productivité planctonique, les stocks augmentent dans le Grand Lac en 1980 et 1981.

A noter que les stocks d'azote ammoniacal du Petit Lac sont toujours élevés, eu égard à ses petites dimensions. Au début des études (1957 à 1960 environ) la provision du Petit Lac représentait 40 % du stock total. Vers la fin des campagnes, et dès 1971, elle diminuait, mais restait encore supérieure à 6 %.

Fig. 18
AZOTE AMMONIACAL
Evolution du stock annuel (tonnes)



Ainsi la présence d'ammoniaque dans le Léman est essentiellement liée à l'activité biologique. Il est avéré que les eaux usées apportent de notables quantités d'azote ammoniacal, mais il semble que cela n'affecte que peu le stock de base, à en juger par les faibles concentrations observées en hiver. Par contre, certains indices nous laissent supposer que, parfois, les apports du Rhône ont été suffisamment importants pour influencer les concentrations dans le Haut Lac.

3.2.2.3 L'AZOTE NITREUX

Les nitrites (azote nitreux) constituent le stade de la minéralisation des matières organiques azotées précédant leur transformation en nitrates. Leur origine est exogène, apports par les affluents et les eaux usées qui s'y déversent, ou endogène, comme stade intermédiaire de l'oxydation de l'azote.

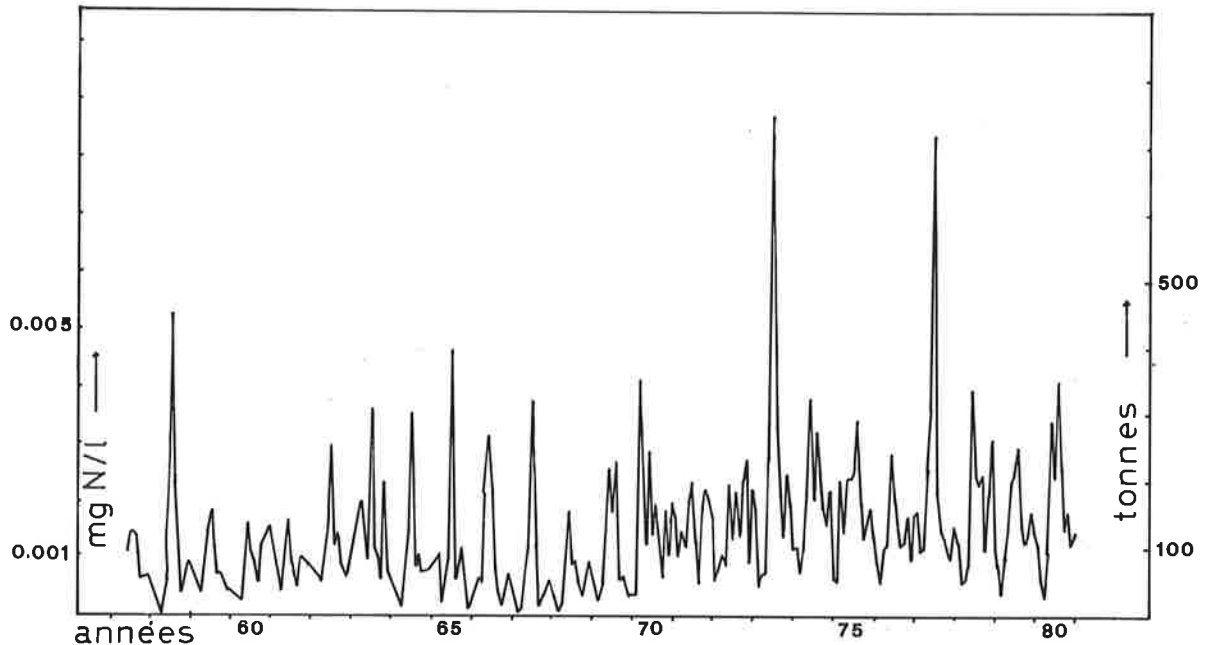
Histoire de l'évolution des nitrites

L'apparition des nitrites dans les eaux du Léman semble moins récente que celle de l'ammoniaque, mais on ne peut la dater avec certitude. Il faut remarquer que la technique analytique de détection des nitrites est particulièrement sensible, environ dix fois plus que celle de l'ammoniaque, du moins au début des études de la Commission. MONOD est le premier à les observer en 1953 sur la rive vaudoise, d'abord aux environs de Lausanne, puis sur la rive située plus à l'ouest, jusqu'à l'embouchure de la Venoge.

L'évolution des nitrites est assez semblable à celle de l'ammoniaque. Mais, dès le début des études de la Commission, ils se rencontrent plus fréquemment : dans le Grand Lac, fréquence de 60 % dès 1957 avec des fluctuations annuelles entre un minimum de 44 % (1968) et un maximum de 81 % (1974 à 1977); dans le Petit Lac, de 98 % en 1957 avec des valeurs élevées se situant entre 79 % et 99 % entre 1957 et 1976, puis une régression entre 1976 et 1980 (entre 59 et 79 %).

Au début des études, (1957-1960), les nitrites ne sont rencontrés en doses appréciables que sur la rive nord-est du Grand Lac (rives vaudoise et valaisanne) et dans le Petit Lac, ce près de la surface et surtout au voisinage du métalimnion. Aucun nitrite n'est décelé en-dessous de 50 m de profondeur. Dans la zone pélagique et près de la rive sud du Grand Lac, les nitrites sont en très faible concentration (voir figure 19).

Fig.19
AZOTE NITREUX mg N/l , tonnes
GRAND LAC



Dès 1963, la zone pélagique et la partie orientale du Grand Lac (axe Rolle-Thonon) sont contaminées. A partir de 1965, on peut rencontrer sporadiquement des nitrites à toute profondeur et en tout lieu. Les années suivantes voient une régression des nitrites, sans qu'il soit possible d'y trouver une raison. Le rapport de la Commission sur l'année 1971 (page 48) qualifie l'azote nitreux d'*élément fugace en faible concentration*.

Dès 1972 et les années suivantes, en relation sans doute avec la circulation totale brutale des eaux de l'année précédente et l'augmentation de la production primaire du lac, les concentrations augmentent au fond du lac, indice à mettre en relation avec l'appauvrissement en oxygène qui y est constaté.

Les dernières années (1978-1981), la situation semble se stabiliser. Si les concentrations mesurées restent faibles, on peut observer exceptionnellement des valeurs localement élevées, telles par exemple celles de 0.1 mg N/l relevées en juin 1973 au voisinage de l'embouchure du Rhône, à 20 m de profondeur.

Concentration moyenne (voir annexes 21 à 23 et 27)

Ainsi que le montre la figure 19, relative au Grand Lac, les nitrites subissent de très fortes fluctuations d'une année à l'autre, et même d'un mois à l'autre, sans qu'il soit possible d'en déceler les règles. Les plus fortes concentrations sont observées en été, un peu plus tardivement, semble-t-il, que pour l'azote ammoniacal.

Le Grand Lac

En général, les concentrations annuelles moyennes sont très faibles, les maximums moyens dépassant tout juste 0.002 mg N/l (2 mg N/m³) en 1971 et 1972 (respectivement 2.1 et 2.0 mg N/m³). Il arrive que les maximums moyens soient relativement élevés. En juillet 1969, par exemple, on trouvait 0.032 mg N/l à la surface du lac, alors que les couches sous-jacentes à 50 m ne contenaient pas de nitrites, à l'exception du fond.

De manière générale, le Haut Lac est plus riche en nitrites que le Bas Lac (région Rolle-Thonon). Citons, par exemple, les concentrations moyennes observées dans l'épilimnion le 13 juin 1977, de la surface à 20 m de profondeur :

• Station CRG 23	Canyon du Rhône	0.016 mg N/l
• Station CRG 24	Est Grande Plaine	0.012 mg N/l
• Station SHL 2	Centre Grande Plaine (centre lac)	0.004 mg N/l
• Station SHL 1	Bas Lac (large de Thonon)	0.005 mg N/l

Le Petit Lac

Dès le début des études, les nitrites y sont constamment présents, mais, comme dans le Grand Lac, les concentrations restent faibles.

Le cycle annuel

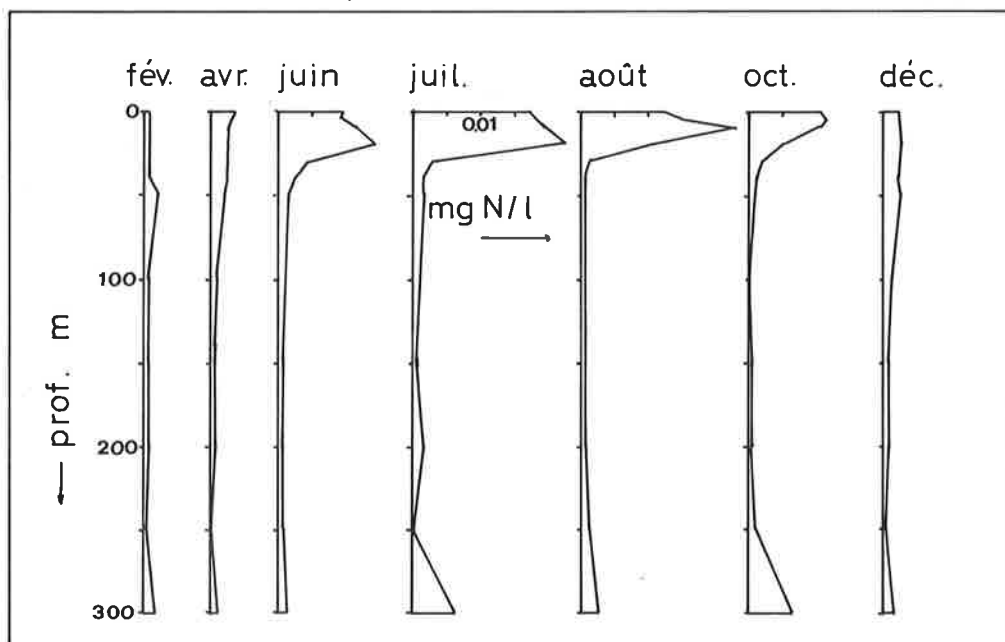
Les figures 20 et 21 illustrent par quelques profils et des isobathes l'évolution annuelle de l'azote nitreux. Le cycle est assez semblable à celui de l'ammoniaque (figures 15 et 16), mais il semble décalé dans le temps. Il ressort très clairement que les nitrites apparaissent dans la zone trophogène (épilimnion et métalimnion) et qu'ils sont au maximum vers 10 à 20 m de profondeur. Ils sont rares dans l'hypolimnion, sauf près du fond, où des phénomènes de réduction peuvent se manifester.

Pour l'année considérée, le maximum en surface se produit en juillet, alors qu'à 10 m de profondeur, il se situe en août seulement.

A remarquer que, pendant la période de circulation, on retrouve des nitrites dans les couches profondes. A partir de juin, lorsque la stratification est bien établie, les nitrites disparaissent presque totalement de l'hypolimnion, jusqu'au début de la prochaine circulation hivernale.

Fig. 20

AZOTE NITREUX mg N/l GRAND LAC
Evolution selon la profondeur Station SHL2 1980



Dans le fond du lac, l'évolution des nitrites peut, dans les années néfastes, se présenter comme dans la figure 22, à comparer avec la figure 17 pour l'ammoniaque.

La pointe du mois d'août correspond, comme nous l'avons vu pour l'ammoniaque, à une pénurie importante d'oxygène et à une réduction des nitrates. Heureusement, cet événement est exceptionnel; il n'intéresse que le fond du lac (au plus 1 % du volume, mais environ 10 % de la surface des sédiments) et n'est guère perceptible à - 250 m de profondeur.

Fig. 21

AZOTE NITREUX GRAND LAC 1980

Evolution annuelle dans les couches superficielles

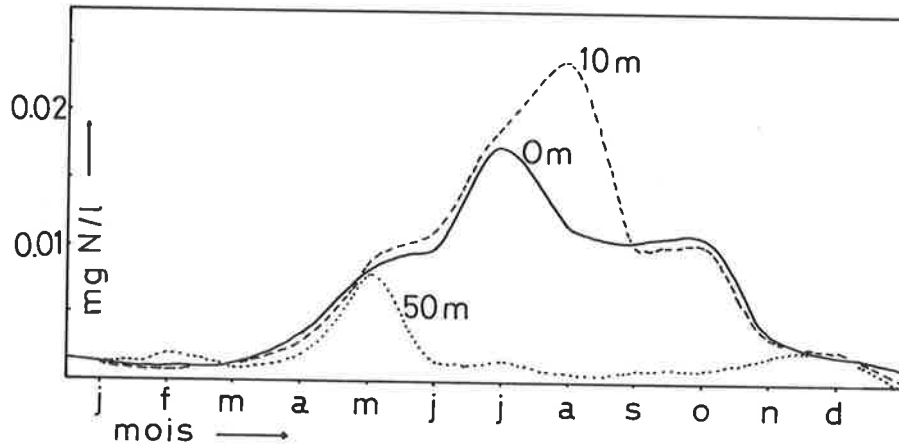
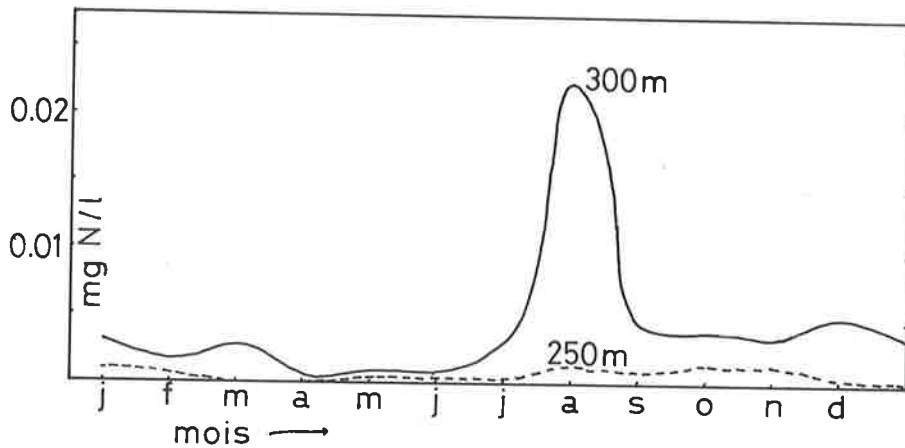


Fig. 22

AZOTE NITREUX 1978

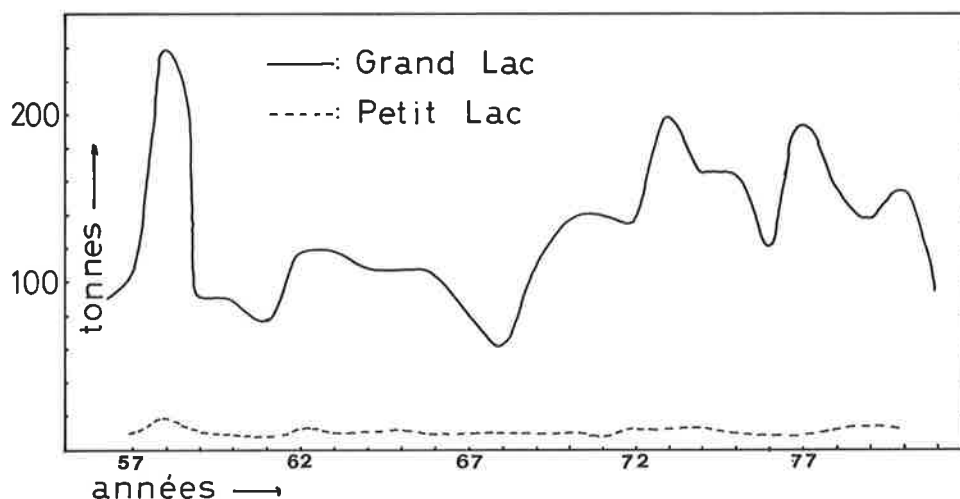
Evolution annuelle au fond du Grand Lac



Le stock moyen (voir annexes 24 à 27)

La figure 23 donne une représentation de l'évolution des stocks dans les deux parties du Léman.

Fig. 23
AZOTE NITREUX
Evolution du stock annuel (tonnes)



Les fluctuations dans le Grand Lac sont importantes. Elles le sont peu dans le Petit Lac. Les stocks restent faibles mais ils augmentent à partir de 1970 (circulation totale des eaux).

Le stock moyen de 1981 (93 tonnes) est faible. Les nitrites ont été pratiquement absents du Grand Lac en janvier et février (eau très oxygénée).

Ainsi, comme pour l'ammoniaque, l'apparition des nitrites est liée à l'activité biologique, avec un certain retard. Le mécanisme qui régit le développement des nitrites est complexe. C'est une substance fugace, intéressante par son rôle d'indicateur de décomposition, mais qui ne se présente pas en concentration hygiéniquement inquiétante.

3.2.2.4 L'AZOTE NITRIQUE

Les nitrates jouent un rôle particulièrement important dans la vie du lac. Ils sont un des éléments fertilisants essentiels au même titre que le phosphore. Leur concentration respective influe sur la croissance du phytoplancton. Si les phosphates sont en faible concentration, les nitrates sont peu utilisés; en revanche, si la concentration des phosphates augmente, les nitrates seront employés à un degré plus élevé; ils pourront même disparaître des couches trophogènes et jouer alors de rôle de facteur limitant.

Les conditions atmosphériques, le degré d'insolation, entre autres, influençant l'activité photosynthétique, il s'ensuit obligatoirement que la consommation des nitrates est également dépendante de ces facteurs.

Les nitrates exogènes proviennent de la dissolution des roches, surtout sédimentaires, du lessivage des terrains et des eaux résiduaires urbaines et industrielles. Les matières organiques azotées apportées par les eaux usées sont également transformées à leur stade final en nitrates par minéralisation, à condition que l'auto-épuration soit normale, c'est-à-dire notamment si la concentration en oxygène de l'eau est suffisante pour permettre leur oxydation.

Les nitrates sont utilisés peu à peu lors du développement des algues, mais, lorsque celles-ci se décomposent, ils sont régénérés par minéralisation. Les quantités de nitrates trouvées à l'analyse sont donc essentiellement la résultante de deux phénomènes inverses : d'une part, production de matière organique azotée avec consommation de nitrates et, d'autre part, formation de nitrates à partir de matière organique azotée. Les nitrates présents constituent ainsi un solde restant à disposition du phytoplancton.

Il s'ensuit que, si l'on veut avoir une idée aussi correcte que possible de l'évolution des nitrates au cours des ans, il faudra s'intéresser aux périodes où l'activité biologique est réduite, et où la matière organique est la plus oxydée possible, c'est-à-dire à la fin de l'hiver, en fait pratiquement en mars. La fraction de l'azote nitrique passant sous forme organique peut être estimée par la mesure de l'azote organique. Dans le cadre de cette étude, cette mesure n'a débuté qu'en 1973. Notons encore que, pour des raisons analytiques, nous ne prenons en considération les mesures effectuées dans le Petit Lac que depuis 1969.

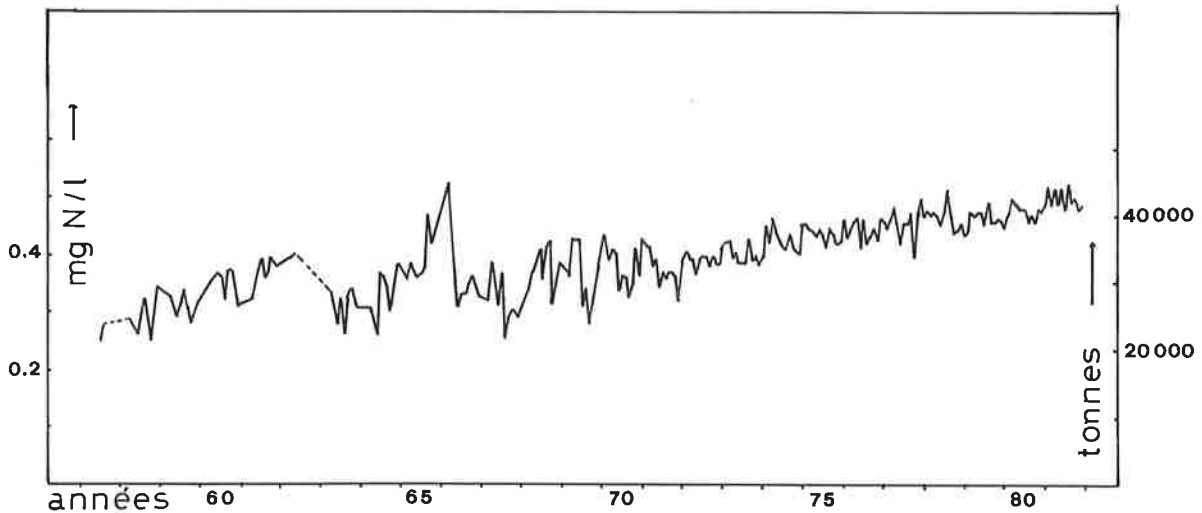
Concentration moyenne (voir annexes 28 à 30 et 34)

Par le fait qu'ils sont directement assimilables par les végétaux, les nitrates subissent de fortes fluctuations non seulement en cours d'année, mais aussi d'une année à l'autre.

Les concentrations moyennes n'ont cessé d'augmenter depuis le début des études en 1957 à nos jours (1981), ainsi qu'en témoigne la figure 24 relative au Grand Lac. Il faut en voir la cause dans l'ensemble des activités humaines, les formes réduites de l'azote pouvant être facilement oxydées en azote nitrique.

Fig. 24

AZOTE NITRIQUE mg N/l , tonnes
GRAND LAC



Le Grand Lac

Au début des études, les concentrations moyennes sont de l'ordre de 0.25 mg N/l. Elles augmentent progressivement pour arriver en 1981 à une moyenne annuelle voisine de 0.50 mg N/l, avec des fluctuations entre 0.48 et 0.52 mg N/l. L'augmentation a donc été de 100 % en quelque 23 ou 24 années. Elle est manifeste dans l'ensemble du lac à toute profondeur.

Le Petit Lac

En moyenne annuelle, le Petit Lac est plus riche en nitrates que le Grand Lac, pour les profondeurs correspondantes. Cela tient notamment au fait que la consommation estivale d'azote nitrique est plus réduite dans le Petit Lac que dans le Grand Lac. Cette différence est aussi notoire pour les profondeurs situées en dessous de l'épilimnion. Comme nous l'avons vu à propos de la thermique, il est vraisemblable que de l'eau des couches profondes du Grand Lac, plus riche en nitrates, déborde dans le Petit Lac par-dessus la barre de Promenthoux.

Un exemple des différences observées est donné dans le tableau ci-après qui présente, pour les profondeurs communes aux deux lacs, les moyennes des onze dernières années 1970 à 1980, ainsi que les minimums et maximums observés. Les minimums se situent bien entendu en début de période, les maximums en fin d'étude.

Profondeurs	Moyenne mg N/l		Minimum mg N/l		Maximum mg N/l	
	Grand Lac	Petit Lac	Grand Lac	Petit Lac	Grand Lac	Petit Lac
0 m	0.24	0.29	0.16	0.18	0.31	0.39
5 m	0.25	0.30	0.18	0.21	0.32	0.35
10 m	0.27	0.32	0.20	0.22	0.34	0.38
20 m	0.35	0.38	0.28	0.27	0.42	0.46
30 m	0.40	0.41	0.32	0.32	0.47	0.50
40 m	0.42	0.43	0.35	0.36	0.48	0.49
50 m	0.43	0.46	0.36	0.38	0.49	0.54

Le cycle annuel

La figure 25 illustre l'évolution des nitrates au cours de l'année. Les nitrates sont fortement mis à contribution au cours du printemps et l'été par l'activité chlorophyllienne. La concentration minimale se situe en août-septembre. On constate que le phénomène est très limité en profondeur, et qu'il est surtout marqué de la surface à 10 mètres de profondeur. Il est déjà réduit à 20 mètres, et nul à 50 mètres, où l'on observe plutôt un enrichissement dû à des phénomènes de minéralisation.

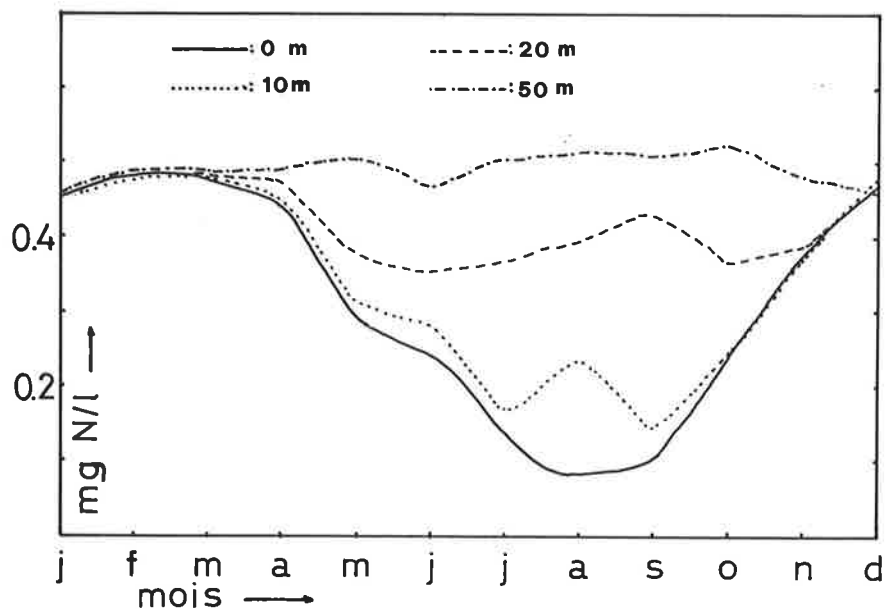
L'intensité du phénomène varie suivant les années. Il est assez fréquent que la concentration des nitrates tombe à zéro en juillet, août ou septembre, de la surface à 5 ou 10 mètres de profondeur. On peut ainsi déceler des années de faible activité biologique, telles 1960, 1961, 1962, 1979 et 1980 et des années à paroxysme, telles 1966, 1967, 1969, 1971 particulièrement, 1973, 1976 et 1981.

Une relation très nette existe entre la croissance du plancton et la disparition de l'azote nitrique dans les couches superficielles. Cette relation est schématisée dans la figure 26, qui compare, pour la station SHL 2, le volume du microplancton récolté au filet de 65 µm, fixé et sédimenté, à la concentration de l'azote nitrique à la surface.

On note la forte poussée du phytoplancton en 1970 et 1971, qui correspond à une disparition quasi totale de l'azote nitrique pendant trois mois. Cette période succède à un fort refroidissement de l'eau et une circulation totale au cours de laquelle il y eut relargage de phosphore. A remarquer qu'il existe un léger décalage dans le temps entre la poussée phytoplanctonique et la constatation de la disparition des nitrates. Une excellente correspondance existe entre le microplancton et la transparence de l'eau.

Fig. 25

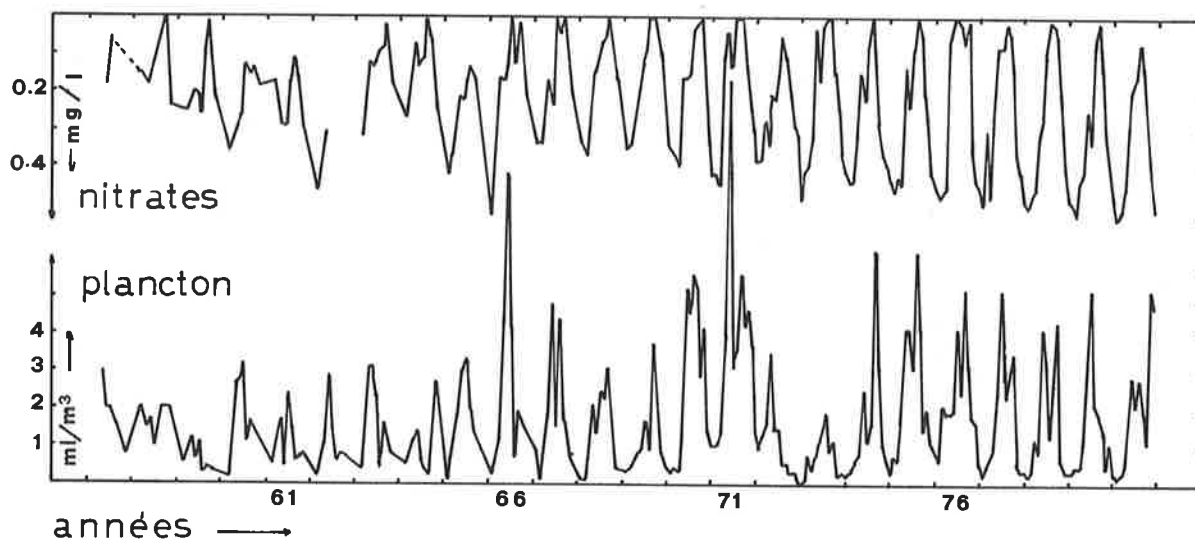
AZOTE NITRIQUE GRAND LAC
Moyennes mensuelles 1980



GRAND LAC Station SHL 2

Fig. 26

Comparaison des volumes de phytoplancton ml/m^3
 et de la concentration d'azote nitrique mg/l

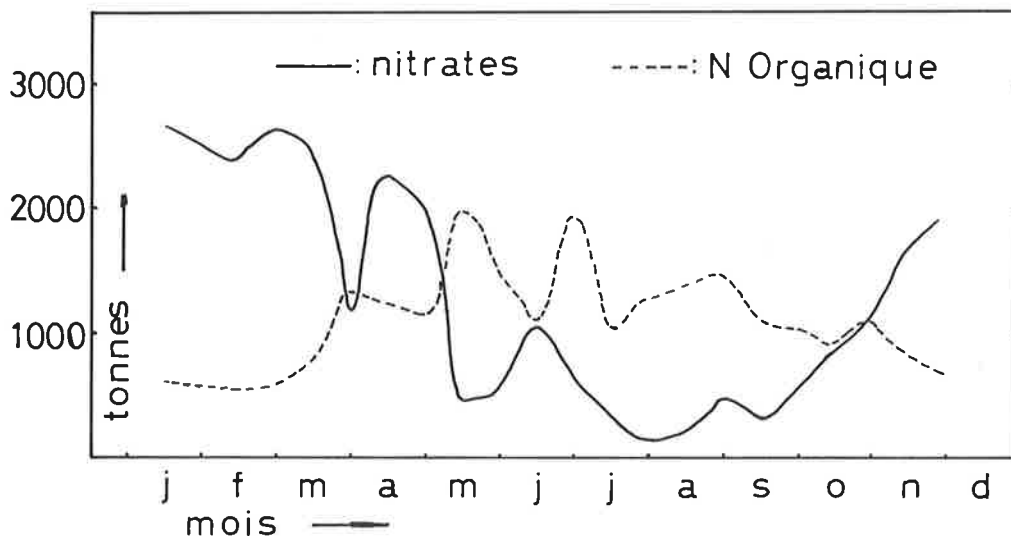


La diminution de l'azote nitrique en surface est très nette à la fin de l'été (septembre), au moment où la stratification thermique est bien établie.

Pour la tranche de 0 à 10 m de profondeur, des calculs montrent que la quantité d'azote entrant en réaction peut varier, suivant les années, entre 650 et 2'500 tonnes. En relation avec l'augmentation de la concentration du phosphore, les quantités consommées ont été les plus fortes les dernières années des études.

Ainsi, par exemple, en 1981, suite à la conjonction de deux phénomènes : circulation totale des eaux (sans relargage de phosphore) et conditions d'ensoleillement exceptionnelles, la consommation d'azote nitrique a été particulièrement importante, comme le montre la figure 27.

Fig. 27 station SHL 2
AZOTE NITRIQUE ET ORGANIQUE 1981
Evolution à la surface de l'eau (0 - 10 m)



Le stock était au départ d'environ 2'700 tonnes dans la seule couche de 0 à 10 mètres de profondeur. Il a subi diverses fluctuations dues à des poussées intermittentes de plancton, d'où la courbe à allure tourmentée, chaque minimum indiquant une prolifération de plancton. Ce phénomène se manifeste du reste aussi par une surproduction d'oxygène. Le minimum est atteint au début d'août, avec 160 tonnes. Il y a donc une diminution de l'ordre de 2'500 tonnes.

La courbe pointillée, relative à l'azote organique, montre que la majeure partie de l'azote nitrique passe immédiatement sous forme organique.

Globalement, pour le Grand Lac considéré dans son ensemble, le transfert biologique estival d'azote nitrique est en moyenne de 10 % du stock, variant entre 4 % dans une année calme (1979) et 22 % dans une année active (1970). Cela représente en moyenne 4'000 tonnes d'azote nitrique, avec un minimum à 1'600 tonnes en 1979 et un maximum à 8'000 tonnes en 1970.

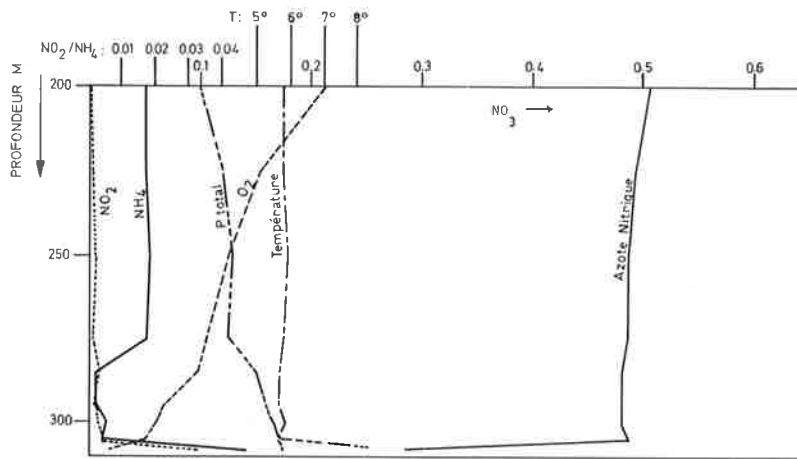
Les concentrations en azote nitrique augmentent quelque peu dans l'hypolimnion, le maximum se situant près du fond si l'oxygénation est suffisante. Un enrichissement peut se faire en fin d'année par sédimentation et minéralisation de la matière organique. Mais on n'observe pas à proprement parler une accumulation près du fond telle qu'elle se produit pour le phosphore, comme nous le verrons ultérieurement.

Par contre, il peut arriver exceptionnellement, en cas d'anoxie presque complète, que l'azote nitrique soit réduit au voisinage du fond en nitrites et ammoniac. La figure 28 en est un exemple. Cette situation, heureusement limitée dans le temps, (août à octobre) ne s'est produite que de 1976 à 1978.

Fig. 28

août 1978

AZOTE NITRIQUE Station SHL 2
Réduction au fond du Grand Lac



Le stock d'azote nitrique (voir annexes 31 à 34)

La figure 29 indique pour le Grand Lac l'évolution du stock après le brassage hivernal.

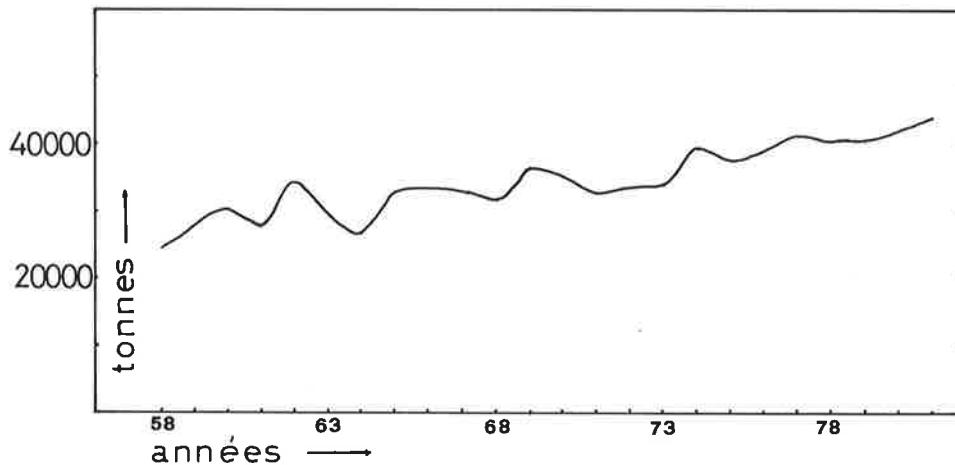
Compte tenu des fluctuations annuelles, le stock n'a pas cessé d'augmenter.

Dans le Grand Lac, le stock maximal de mars (fin de l'hiver) passe de 24'400 tonnes en 1958, à 44'300 tonnes en 1981, soit grosso modo une augmentation de 80 %. En moyenne annuelle, le stock du Grand Lac atteint 40'800 tonnes en 1980 et 42'600 tonnes en 1981.

Dans le Petit Lac, le stock de mars varie entre 1'100 et 1'300 tonnes de 1969 et 1973; depuis lors, il se situe entre 1'400 et 1'500 tonnes. En moyenne annuelle, il oscille entre 1'300 et 1'400 tonnes.

Fig. 29

AZOTE NITRIQUE GRAND LAC
Evolution des stocks (tonnes) mois de mars



3.2.2.5 L'AZOTE MINERAL TOTAL

Nous entendons par là la somme des trois formes minérales dosées de l'azote : ammoniacal, nitreux, nitrique. Cette somme permet de connaître les quantités d'azote qui entrent en oeuvre dans le cycle général. En outre, connaissant l'azote total se trouvant dans l'eau, il nous est possible, comme nous le verrons plus loin, de calculer l'azote organique par différence.

Dans le Grand Lac, l'azote minéral total passe de 0.29 mg N/l en mars 1958 à 0.53 en mars 1981 (0.49 en 1980), soit une augmentation de 83 %. En moyenne annuelle, on note une concentration de 0.39 mg N/l en 1970, croissant jusqu'au maximum de 0.51 en 1981 (0.49 en 1980).

Dans le Petit Lac, l'azote minéral passe de 0.42 mg N/l en mars 1969 à 0.46 en mars 1980. La moyenne annuelle est de 0.40 mg N/l en 1980. Ce dernier montant n'est pas un maximum. On a observé 0.48 mg N/l en 1977.

Pour le Léman pris dans son ensemble, la moyenne annuelle se situe à 0.48 mg N/l en 1980.

Quant aux stocks d'azote minéral total, on observe les fluctuations suivantes :

Dans le Grand Lac, 24'500 tonnes en mars 1958 et 45'100 en mars 1981.

Peu de variations dans le Petit Lac : 1'300 tonnes en mars 1970 et 1'500 tonnes en mars 1980.

A la fin de la période qui nous occupe, c'est-à-dire en 1980, le détail des diverses formes de l'azote minéral est présenté dans le tableau ci-après :

Mois de mars 1980

Dét.	Concentration mg N/l			Stock N tonnes		
	Grand Lac	Petit Lac	Léman	Grand Lac	Petit Lac	Léman
N NH ₄	0.003	0.003	0.003	222	11	233
N NO ₂	0.000*	0.001	0.000*	30	4	34
N NO ₃	0.49	0.46	0.49	41'900	1'500	43'400
Total arrondi	0.49	0.46	0.49	42'200	1'500	43'700

Moyenne annuelle 1980

Dét.	Concentration mg N/l			Stock N tonnes		
	Grand Lac	Petit Lac	Léman	Grand Lac	Petit Lac	Léman
N NH ₄	0.008	0.015	0.009	704	48	752
N NO ₂	0.002	0.004	0.002	156	11	167
N NO ₃	0.48	0.41	0.47	40'800	1'300	42'100
Total arrondi	0.49	0.43	0.48	41'700	1'400	43'100

* = concentration moyenne inférieure à 0.0005 mg N/l

3.2.2.6 L'AZOTE ORGANIQUE (voir annexes 42 et 43)

Cette détermination n'est effectuée que depuis 1973, à la station SHL 2. Dans nos calculs, nous extrapolons les valeurs mesurées à l'ensemble du Grand Lac.

Comme nous l'avons déjà laissé entendre, la concentration mesurée dépend essentiellement de l'activité biologique de l'année. On n'observe donc pas de variation systématique dans un sens croissant ou décroissant au cours des ans. L'année de plus faible concentration est 1977 (0.101 mg N/l en moyenne annuelle). Celle du paroxysme est 1981, avec 0.141 mg N/l.

La richesse maximale en matière organique s'observe en été. On note en général les deux maximums "classiques" de printemps et d'été-automne, plus ou moins bien marqués suivant les années (voir "Biomasse", chapitre 3.6.1.3). Les mois d'hiver, les concentrations diminuent fortement : l'azote organique est minéralisé en nitrates.

L'évolution des concentrations au cours de l'année est importante. La figure 27 du chapitre 3.2.2.4 en est un témoignage. Les fluctuations les plus importantes s'opèrent près de la surface, dans la zone trophogène. Généralement inférieure à 0.1 mg N/l au début de l'année, la concentration de l'azote organique peut tripler ou quadrupler, plus même, dans le courant de l'été près de la surface. Ainsi, l'on y observe :

Année	Concentration minimale (hiver) mg N/l	Concentration maximale (été) mg N/l
1973	0.065	0.318
1974	0.101	0.388
1975	0.086	0.355
1976	0.116	0.453
1977	0.120	0.323
1978	0.087	0.263
1979	0.086	0.251
1980	0.062	0.273
1981	0.102	0.364

Un maximum exceptionnel est observé à mi-mai 1981, avec, à 2.5 m de profondeur, 0.97 mg N/l.

Les concentrations diminuent en fonction de la profondeur. Nous observons les valeurs moyennes suivantes :

Profondeur m	Moyenne 73-81 mg N/l	1980 mg N/l	1981 mg N/l
0	0.213	0.188	0.248
5	0.203	0.189	0.225
10	0.175	0.166	0.184
20	0.145	0.126	0.151
30	0.127	0.113	0.142
40	0.119	0.108	0.139
50	0.116	0.109	0.137
100	0.112	0.104	0.136
150	0.104	0.110	0.133
200	0.101	0.101	0.130
250	0.102	0.107	0.129
fond	0.116	0.118	0.118

Il arrive fréquemment que l'on observe une légère augmentation de concentration près du fond.

Le stock annuel moyen du Grand Lac varie, pour les neuf années considérées, entre le minimum de 8'700 tonnes et le maximum de 12'100 tonnes avec une moyenne de 10'200 tonnes, sans tendance bien définie.

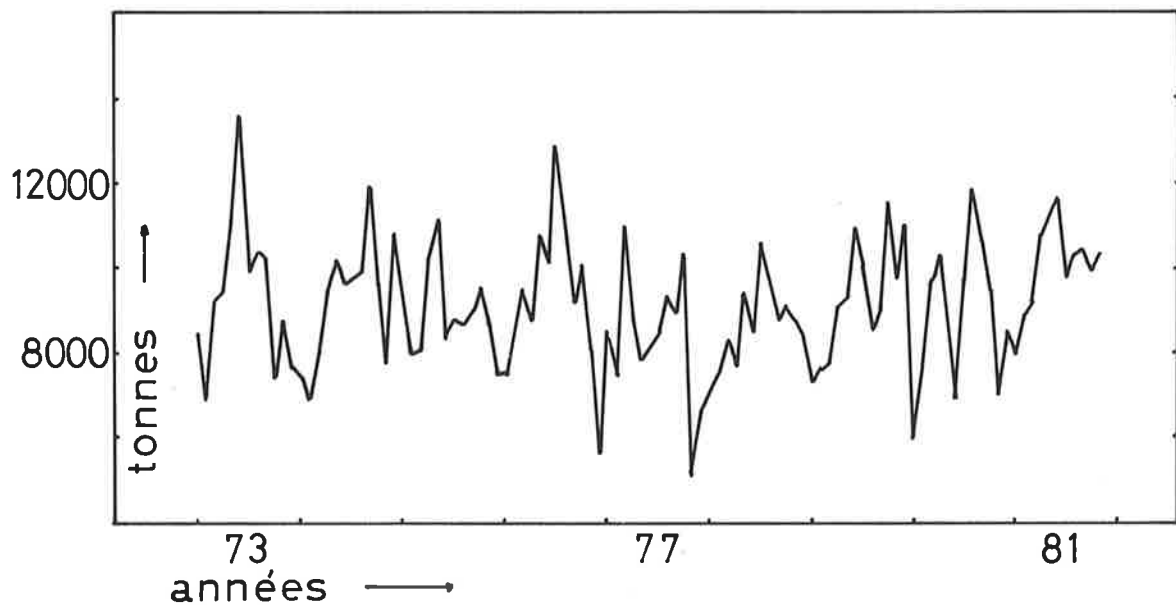
La figure 30 représente les variations mensuelles du stock.

On peut y observer les maximums estivaux correspondant aux poussées phytoplanctoniques et les minimums hivernaux.

Fig. 30

AZOTE ORGANIQUE

Evolution mensuelle dans le Grand Lac



3.2.2.7 L'AZOTE TOTAL DU GRAND LAC (voir annexes 44 et 45)

Cette valeur n'a guère de signification du point de vue biologique, puisqu'elle est la somme de concentrations de composés qui évoluent en sens inverse les uns des autres. Mais elle est très utile à connaître pour juger de l'évolution générale du Grand Lac.

On note que la concentration annuelle moyenne passe de 0.541 mg N/l en 1973 à 0.648 mg N/l en 1981, soit une augmentation de 20 %. L'azote ne cesse donc pas d'augmenter en concentration. En tonnage, on calcule 46'300 tonnes en 1973 et 55'600 tonnes en 1981.

Notons le minimum de 0.487 mg N/l (41'700 tonnes) en octobre 1973 et le maximum de 0.694 mg N/l en mai 1981 (59'500 tonnes).

Les concentrations moyennes annuelles augmentent avec la profondeur. On a noté au début et à la fin de l'étude de l'azote total, à la station SHL 2 :

Profondeur m	1973 mg N/l	1981 mg N/l
0	0.429	0.548
5	0.473	0.533
10	0.492	0.552
20	0.572	0.612
30	0.572	0.640
40	0.571	0.652
50	0.569	0.664
100	0.586	0.662
150	0.582	0.661
200	0.598	0.659
250	0.608	0.660
fond	0.637	0.685

3.2.2.8 RESUME ET CONCLUSIONS

L'azote est, avec le phosphore, un des facteurs majeurs de croissance des organismes vivants; sous sa forme la plus oxydée, les nitrates, mais également sous sa forme réduite, l'ammonium, il est directement assimilé par les végétaux

Dans l'évolution lacustre, nous prenons en considération les formes minérales (azote ammoniacal, nitreux, nitrique), l'azote organique et l'azote total.

La présence constante d'azote ammoniacal dans les eaux est un indice de pollution. Mis en évidence en 1953 (MONOD, 1956), il a peu à peu envahi le lac. Limité d'abord aux couches superficielles, il atteint dès 1973 l'ensemble de la masse lacustre. Son apparition est liée à une production planctonique accrue. Il suit un cycle annuel assez bien défini, avec développement de juin à octobre.

Sa concentration moyenne a tendance à baisser à partir de 1978. Elle est de toute manière relativement faible. On observe en 1980, en moyenne annuelle, 0.009 mg N/l (704 tonnes) dans le Grand Lac et 0.015 mg N/l (48 tonnes) dans le Petit Lac.

L'azote nitreux est cité pour la première fois en 1953 (MONOD, 1956). Son évolution est assez semblable à celle de l'ammoniaque, avec envahissement progressif de la masse lacustre. Les concentrations sont très fluctuantes. Il existe un cycle annuel lié aux phénomènes biologiques.

La concentration moyenne des nitrites demeure très faible, de l'ordre de 1 à 2 microgrammes par litre pour le Grand Lac, de 3 à 4 dans le Petit Lac. Les stocks sont donc insignifiants : en 1980, 156 tonnes dans le Grand Lac, 11 dans le Petit Lac.

L'azote nitrique est la principale source d'azote pour les végétaux du lac. Sa concentration varie avec l'activité phytoplanctonique. Il peut même disparaître complètement de la couche trophogène à certains moments de l'été.

La concentration de l'azote nitrique n'a cessé de croître depuis le début des études, passant, dans le Grand Lac par exemple, de 0.29 mg N/l en 1958 (24'400 tonnes) à 0.50 mg N/l en 1981 (42'600 tonnes).

L'azote minéral total subit les fluctuations diverses évoquées ci-dessus. Dans le Grand Lac, il passe de 0.29 mg N/l en mars 1958 (24'500 tonnes) à 0.53 mg N/l en mars 1981 (45'100 tonnes). En 1981, le stock annuel moyen d'azote minéral total est de l'ordre de 43'100 tonnes.

L'azote organique varie rapidement en cours d'année, surtout dans la couche trophogène. Sa concentration moyenne diminue avec la profondeur. On observe dans le Grand Lac un stock moyen de l'ordre de 10'200 tonnes, avec des variations entre 8'700 et 12'100 tonnes suivant la productivité annuelle.

L'azote total du Grand Lac passe de 46'300 tonnes (0.541 mg N/l) en 1973 à 55'600 tonnes en 1981 (0.648 mg N/l).

3.2.3 Les formes du phosphore

René MONOD, Paul BLANC et
Claude CORVI

3.2.3.1 INTRODUCTION

Tout autant que l'azote, le phosphore joue un rôle primordial dans la vie du lac, surtout sous la forme orthophosphate, directement assimilable par les végétaux. D'autres formes plus complexes du phosphore peuvent être plus ou moins utilisées après hydrolyse par des enzymes produites par les algues elles-mêmes. Dans la matière organique du phytoplancton, le rapport azote/phosphore (N/P) est, en poids, voisin de 7.

Dans l'eau du lac, le phosphore peut se trouver sous diverses formes. Les orthophosphates constituent la masse la plus importante du phosphore au Léman. Nous n'avons pas d'informations sur la présence éventuelle de polyphosphates au Léman. De toute manière, eu égard au volume du lac et aux possibilités d'hydrolyse, leur concentration doit être faible.

Par ailleurs, le phosphore se rencontre sous de nombreuses formes dans la matière vivante et ses produits de décomposition : acides nucléiques, phosphoprotéines, esters enzymatiques, matières adsorbées sur des colloïdes ou des argiles, etc.

Dans le cas qui nous occupe, l'évaluation du phosphore comprend :

- . le phosphore total
- . les orthophosphates
- . le phosphore organique

Le phosphore total est dosé sur l'eau brute par le molybdate acide après minéralisation et hydrolyse du résidu. Quelques analyses ont été effectuées sur l'eau filtrée.

Les orthophosphates (improprement appelés parfois phosphore soluble) sont dosés directement au molybdate acide. Il est possible que cette technique exagère les quantités d'orthophosphates réellement en solution par libération d'orthophosphates intracellulaires.

Par convention, le phosphore organique représente la différence entre le phosphore total et les orthophosphates mesurés. Il y a perpétuel échange entre ces trois formes, en fonction des diverses activités biologiques. Il faut donc être circonspect dans l'interprétation des variations observées, d'autant plus qu'il est connu que certains végétaux sont capables de constituer des stocks de phosphore dans leurs cellules. Tous les résultats sont par conséquent exprimés en phosphore élémentaire.

Ce facteur limitant qu'est le phosphore est d'origine géologique ou humaine. Dans le bassin versant du Léman, constitué pour une partie de roches sédimentaires et pour une autre de roches cristallines, on ne connaît pas de gisements naturels de phosphore. Ce fait est attesté par les faibles concentrations (environ 0.01 mg P/l) relevées dans le Rhône et le lac tout au début des études.

Par contre, les activités humaines diverses sont une source importante de phosphore : élimination naturelle par la population directement dans les eaux superficielles, utilisation intensive des produits de nettoyage, rejets liés aux pratiques agricoles et industrielles, etc.

Bref historique

Les données sur le phosphore antérieures à celles de la Commission sont rares ou localisées et difficilement comparables entre elles. FOREL (1895) cite une analyse effectuée en 1872 au large de Nyon. HUBAULT (1947) donne quelques valeurs pour quatre séries effectuées en 1936-1937, où la concentration la plus élevée en "phosphore dissous", mesurée près du fond du lac est de 19 mg P₂O₅ par tonne, soit 0.011 mg P/l.

MONOD (1956) fait en 1954 et 1955 des séries d'analyses aux environs de Vidy. Il écrit : "Il est surprenant de constater que l'on n'a pas jusqu'ici attaché une importance suffisante à la présence de phosphates pour l'établissement du diagnostic d'une pollution par des déchets humains et animaux..."

et plus loin :

"Comme la méthode de dosage est très sensible, que les phosphates ne peuvent disparaître de façon analogue à l'ammoniaque, il est possible de poser d'une façon extrêmement sûre le diagnostic de pollution d'une rivière, par exemple, même si l'apport de phosphates est déjà un peu ancien..."

Les mesures dans le lac en 1954 et 1955 montrent des teneurs en phosphore total relativement basses, de l'ordre de 0.011 mg P/l. Il est démontré par contre que les apports par la rivière voisine, le Flon dans son cours sous-lacustre, ont en moyenne une concentration dix à trente fois supérieure et que les sédiments superficiels voisins contiennent des concentrations variant entre 0.06 et 1.2 % de phosphates, exprimés en P_2O_5 .

A quelques centaines de mètres des rives, entre Vidy et l'embouchure de la Venoge, des analyses effectuées en 1954 et 1955 confirment les observations précédentes. Il y a parfois des pointes plus élevées, explicables par la proximité d'embouchures de rivières, avec, par exemple, un maximum à 0.036 mg P/l au large du Flon.

Nous n'avons pas connaissance d'autres analyses précédant celles de la Commission en 1957.

Etant donné la rareté des analyses de plein lac, on ne saurait légitimement utiliser ces chiffres pour établir la situation de base du Léman. Il est cependant intéressant de noter que les concentrations observées en 1936-1937 sont très voisines de celles de 1954-1955, et aussi de celles de 1957-1959 effectuées par la Commission, comme nous le verrons plus loin.

Nous sommes donc enclins à penser que la concentration moyenne du Léman en phosphore total à l'époque où il était oligotrophe est de l'ordre de 0.01 mg P/l. Cette idée est corroborée par le fait que les concentrations du Rhône amont à la même époque étaient du même ordre de grandeur.

Dans la suite de cet exposé, il sera traité d'abord des orthophosphates, puis du phosphore organique, du phosphore total et du rapport N/P.

3.2.3.2 LES ORTHOPHOSPHATES

Les données à disposition sont les suivantes :

- dans le Grand Lac, une série continue de mesures dès 1957, mais limitée aux couches superficielles, de la surface à 50 mètres de profondeur jusqu'en 1970. Après cette année, les analyses touchent toutes les couches du lac,
- dans le Petit Lac, une série complète depuis 1957 à toute profondeur (surface à 70 m).

Par le fait qu'ils contribuent à la croissance des algues, les orthophosphates varient considérablement en concentration au cours de l'année, particulièrement dans la zone trophogène.

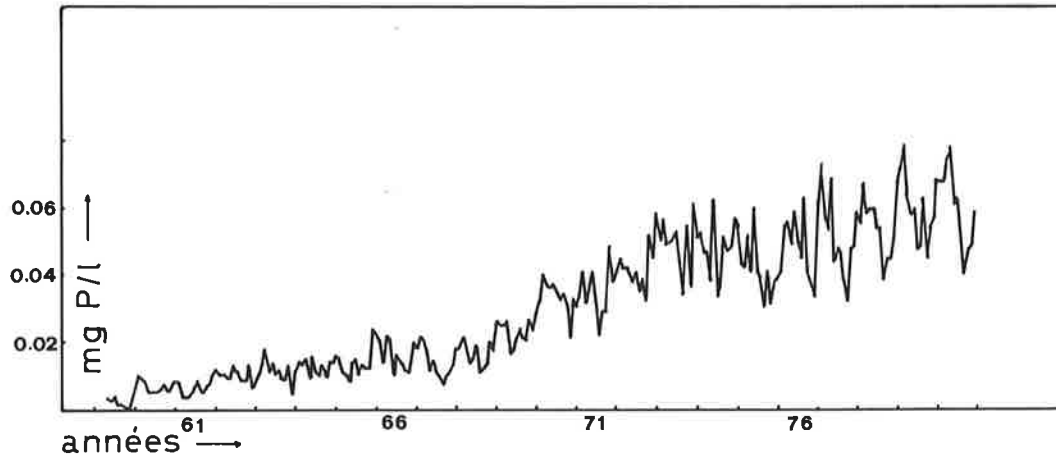
Concentration moyenne (voir annexes 46 à 48 et 52)

Très faibles au début des études, voire même parfois à la limite de la détection, les concentrations moyennes des orthophosphates n'ont cessé d'augmenter jusqu'à la fin du programme quinquennal 1976-1980, ainsi qu'en témoigne la figure 31, représentant l'évolution des concentrations moyennes pondérées pour le Petit Lac.

Le Grand Lac

De 1957 à 1962, il n'y a que peu de phosphore dans la zone comprise entre 0 et 50 m. Dans la zone trophogène (0 à 20 m), les moyennes annuelles sont de l'ordre de 0.001 mg P/l, avec des maxima moyens atteignant à peine 0.003 mg/l. La situation est assez analogue entre 20 et 40 mètres. La couche de 0 à 20 m contient alors quelque 10 à 15 tonnes seulement d'orthophosphates, réparties dans environ 10 km³ d'eau (11.4 % du volume total). On trouve des pointes atteignant la trentaine de tonnes. A cette époque, lors des poussées de phytoplancton, le stock peut tomber à 2 ou 3 tonnes.

Fig. 31
 ORTHOPHOSPHATES mg P/l
 PETIT LAC Variations mensuelles



Dans la couche sous-jacente (20 à 40 m), concentrations et stocks sont analogues.

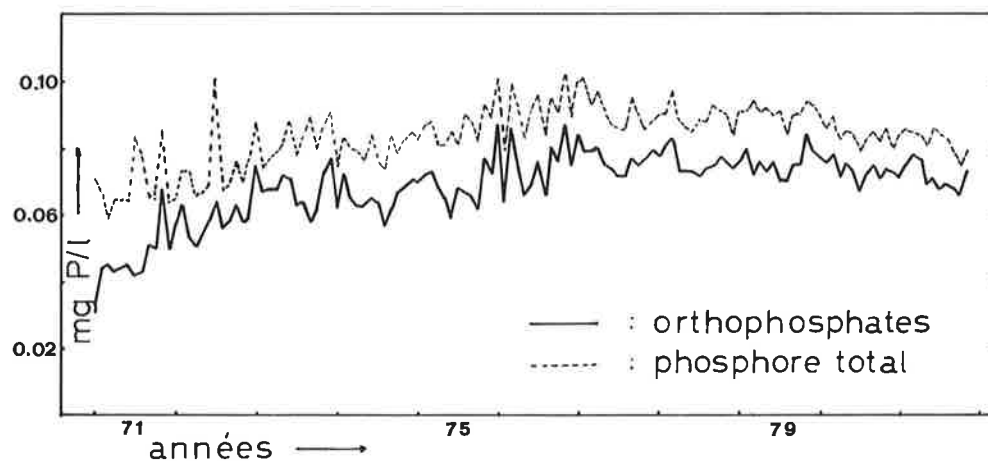
En 1963, après circulation totale, la concentration moyenne augmente brusquement dans les couches que nous venons d'évoquer. Elle ne cessera dès lors de croître.

Dans la couche de 0 à 20 mètres, la concentration atteint en 1969 la moyenne de 0.026 mg P/l (250 tonnes). L'hiver froid de 1970 porte cette valeur au maximum qui ne sera plus observé par la suite, de 0.046 mg/l (445 tonnes).

En 1971 et 1972, la situation se rétablit quelque peu vers 0.030 mg/l, qui constitue un minimum en-dessous duquel on ne redescendra plus. Dès lors, la concentration de cette couche superficielle variera, en moyenne annuelle au gré des années, entre ce minimum et 0.044 mg/l, la moyenne des dix dernières années se situant à 0.037 mg P/l (360 tonnes).

Dès 1971, nous connaissons les concentrations jusqu'au fond du lac. L'évolution mensuelle des orthophosphates de 1971 à 1981 est schématisée dans la figure 32.

Fig. 32
 GRAND LAC (toutes stations)
 Evolution des orthophosphates 1971-1981 (moy. pondérées)



On constate qu'à partir de 1976, la concentration moyenne des orthophosphates plafonne aux environs de 0.077 mg/l avec une légère régression à partir de 1980.

L'augmentation de 1971 à 1980 est de l'ordre de 60 %.

La figure 32 montre que, comme nous le verrons encore plus loin, les orthophosphates constituent la plus grande partie du stock de phosphore total.

Petit Lac

Comme nous l'avons fait pour les nitrates pour suivre l'évolution au cours des ans, nous devons considérer les périodes où l'activité biologique est la plus faible et l'homogénéisation la plus complète, c'est-à-dire la fin de l'hiver, pratiquement le mois de mars.

Des fluctuations peuvent se produire suivant les années. Le Petit Lac reçoit les eaux décantées du Grand Lac avec un certain retard dû au temps de séjour des eaux dans le Grand Lac. Les valeurs comparatives pour le mois de mars sont les suivantes :

	Couche 0 à 20 m		Couche 20 à 40 m	
	Grand Lac mg P/l	Petit Lac mg P/l	Grand Lac mg P/l	Petit Lac mg P/l
1971	0.042	0.039	0.041	0.041
1972	0.036	0.041	0.043	0.042
1973	0.062	0.055	0.061	0.058
1974	0.053	0.045	0.055	0.047
1975	0.057	0.038	0.061	0.043
1976	0.080	0.057	0.071	0.055
1977	0.054	0.050	0.059	0.059
1978	0.060	0.068	0.063	0.067
1979	0.054	0.080	0.061	0.077
1980	0.061	0.068	0.063	0.069
Moyenne 1971-1980	0.056	0.054	0.058	0.056

On note que les concentrations moyennes sont très variables d'une année à l'autre. Les trois dernières années, elles sont plus fortes dans le Petit Lac. Peut-être y a-t-il débordement des eaux plus profondes du Grand Lac dans le Petit Lac ?

Le cycle annuel

La figure 33 illustre l'évolution des orthophosphates au cours de l'année 1980 dans les couches superficielles du Grand Lac.

Les orthophosphates diminuent progressivement surtout à partir d'avril, pour atteindre une sorte de palier de juillet à octobre, le milieu ambiant, en cette période de stratification thermique, étant quasiment épuisé.

Partant de 0.065 mg P/l en début d'année, la concentration chute de 90 %. Ce phénomène rappelle l'évolution des nitrates (figure 25).

Il est très intense de la surface jusqu'à 10 m de profondeur au moins, et en fin de saison jusqu'à 15 ou 20 m de profondeur, mais avec moins de puissance. Il est fréquent que les orthophosphates disparaissent totalement de l'épilimnion pendant la période estivale lorsque les conditions d'ensoleillement sont favorables. Dès environ 50 m de profondeur, les phosphates ne diminuent pas.

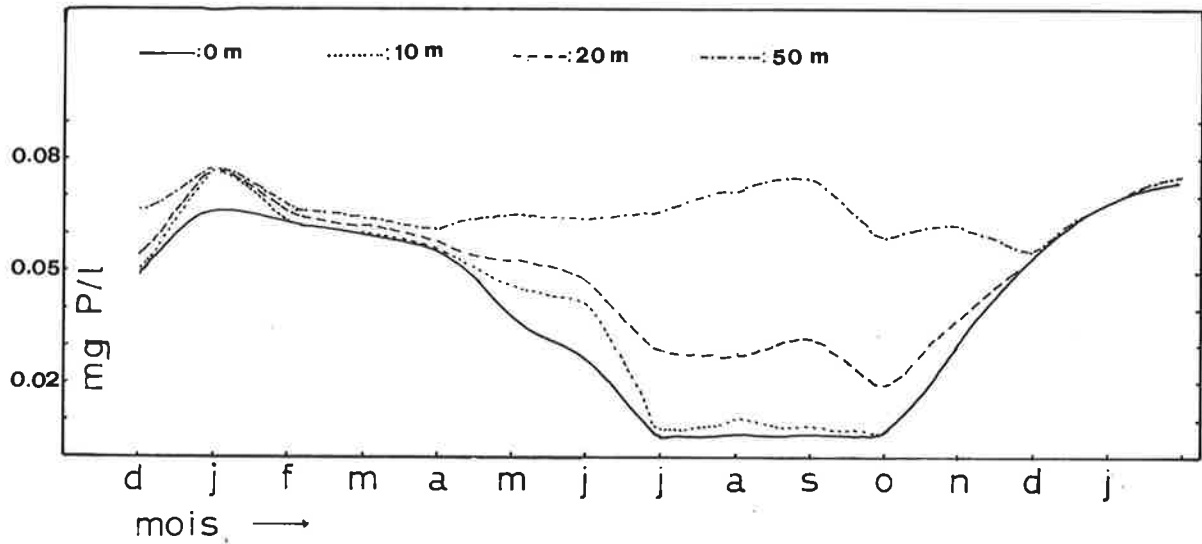
Comme c'est le cas pour les nitrates (figure 26), et pour la transparence de l'eau, une relation existe entre la croissance du phytoplancton et l'appauvrissement en orthophosphates.

Fig 33

GRAND LAC (toutes stations)

1980

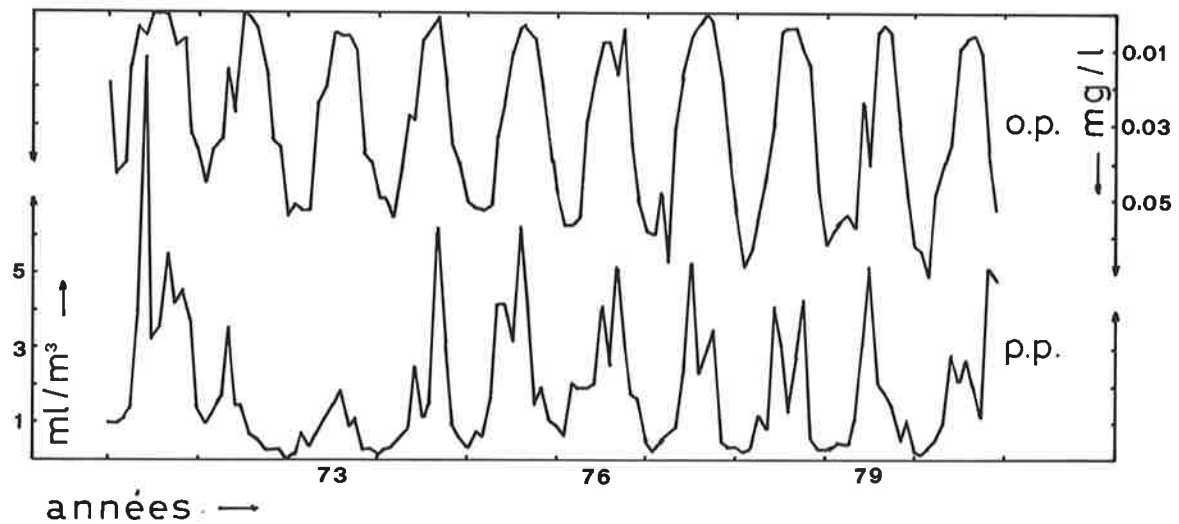
Evolution annuelle des orthophosphates



La figure 34 compare, pour la station SHL 2, le volume de microplancton récolté au filet de 65 μ m, fixé et sédimenté, à la concentration des orthophosphates à la surface de l'eau.

Fig. 34

Comparaison des volumes de microplancton (p.p.)
et des concentrations des orthophosphates (o.p.)
Station SHL2



Comme pour les nitrates, la circulation des eaux de 1970 - 1971 n'a pas été sans effet : la forte poussée de phytoplancton a conduit à une pénurie quasi totale d'orthophosphates pendant les périodes estivales.

Cette "consommation" des orthophosphates est loin d'être négligeable sur le plan des stocks disponibles. Des calculs ont montré que la quantité d'orthophosphates disparus du milieu entre le maximum de février-mars et le minimum estival (août-octobre) dépasse 500 tonnes par année de 1976 à 1980.

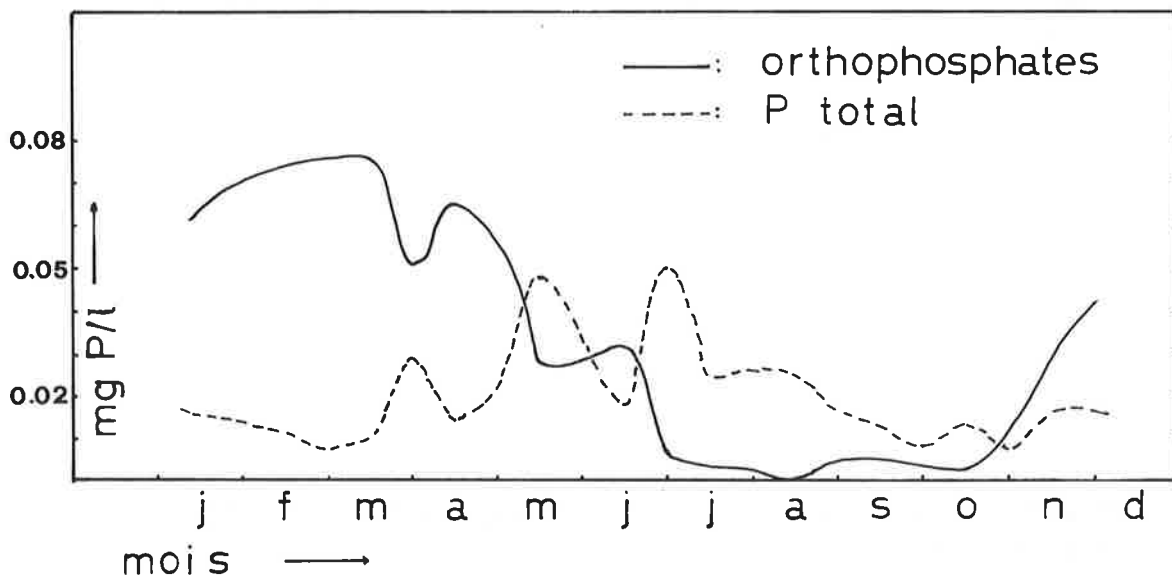
La figure 35 exprime les variations comparatives des orthophosphates et du phosphore organique à la surface de l'eau.

Au mois de mars 1981, la concentration moyenne des orthophosphates est de l'ordre de 0.076 mg P/l (370 tonnes dans la tranche de 0 à 10 m). Surviennent diverses fluctuations déjà évoquées à propos de l'azote nitrique (figure 27).

Fig. 35

Evolution annuelle des orthophosphates et du phosphore organique à la surface de l'eau

Station SHL2 1981 (0-10 m)



Au début d'avril, en quinze jours, la concentration passe à 0.050 mg P/l (240 tonnes), soit une diminution de 0.026 mg/l (130 tonnes). Cette "perte" est presque compensée par une augmentation du phosphore organique d'environ 0.020 mg/l (100 tonnes). A cette période, la stratification thermique n'est pas établie, et les échanges avec les couches sous-jacentes sont encore possibles. C'est encore le cas au début de juillet, où les pertes en orthophosphates sont plus que compensées par l'augmentation du phosphore organique.

Mais, par la suite, dès que la stratification thermique est plus solidement établie, l'épilimnion est isolé du reste du lac; il s'appauvrit progressivement en phosphore par suite de la décantation de la matière organique.

Ainsi, au début d'octobre, la concentration moyenne en phosphore de la couche considérée n'est plus que de 0.004 mg/l (20 tonnes) en orthophosphates, 0.008 mg/l (40 tonnes) en phosphore organique, soit donc 0.012 mg P/l en phosphore total (60 tonnes).

Ces phénomènes peuvent permettre d'expliquer l'apparition en automne d'espèces d'algues de type oligotrophe adaptées à des concentrations en phosphore plus faibles.

Les concentrations en orthophosphates augmentent progressivement au fur et à mesure que l'on s'approche du fond du lac, le maximum se situant près du fond. Nous y reviendrons ultérieurement à propos du phosphore total (figure 41), celui-ci étant en majeure partie sous forme minérale. Sous l'action combinée de la décantation des matières en suspension et des échanges permanents sédiment-eau, les concentrations peuvent être très élevées.

Le stock d'orthophosphates (voir annexes 49 à 52)

La provision n'a cessé de croître depuis le début des études. Les mesures partielles antérieures à 1971 sont éloquentes à ce propos. En effet, en période d'homogénéisation totale, les résultats des 50 premiers mètres peuvent être extrapolés à l'ensemble du Grand Lac.

Dans le Grand Lac, le stock annuel moyen passe d'environ 4'000 tonnes en 1971 au maximum annuel absolu (pour la période prise en considération) de 6'600 tonnes en 1977, soit une augmentation de 65 % en six années. Une certaine régression s'amorce par la suite. Le minimum mensuel observé est de 2'800 tonnes en janvier 1971; le maximum de 7'400 tonnes en janvier et novembre 1976.

Dans le Petit Lac, on peut évaluer le stock au début des études à une vingtaine de tonnes. 50 tonnes sont atteintes en 1968. Aux hivers froids de 1970 et 1971 correspond un saut de plus de 100 tonnes. Par la suite, les stocks ne diminuent plus. Ils atteignent leur maximum en 1980. La régression observée dans le Grand Lac ne s'est pas encore fait sentir.

A la fin de la campagne 1980, nous trouvons un stock pour le Léman de l'ordre de 6'500 tonnes, dont 200 se trouvent dans le Petit Lac.

3.2.3.3 LE PHOSPHORE ORGANIQUE

Les données dont nous disposons sont identiques à celles des orthophosphates. Comme, cependant, l'évolution principale du phosphore organique est surtout liée à la photosynthèse, les éléments à disposition sont suffisants pour apprécier son comportement dès 1957.

Concentration moyenne (voir annexes 53 à 55 et 59)

Au début des études, les concentrations moyennes en phosphore organique sont faibles, mais relativement importantes par rapport au phosphore total.

Ainsi, par exemple, en mars 1958, alors que le Léman est encore oligotrophe, nous trouvons la situation suivante dans les couches superficielles du Grand Lac :

	0 - 20 m		20 - 40 m	
	mg/l	tonnes	mg/l	tonnes
Phosphore organique	0.009	80	0.008	76
Orthophosphates	0.002	24	0.003	24
Phosphore total	0.011	104	0.011	100
% P org./P total		77		76

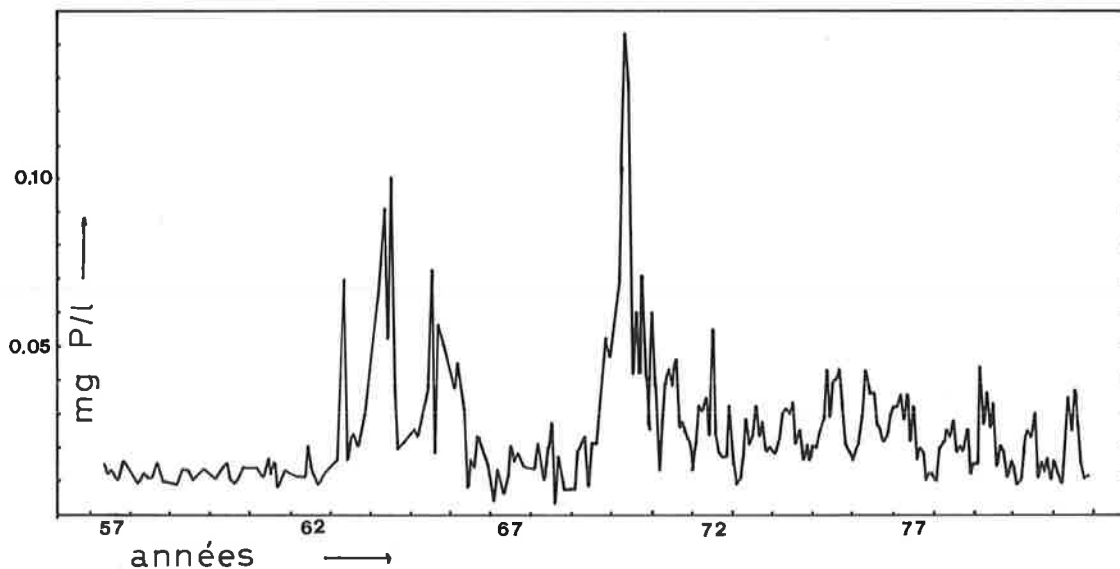
et à la fin des études, dans un lac mésotrophe, en mars 1980 :

	0 - 20 m		20 - 40 m	
	mg/l	tonnes	mg/l	tonnes
Phosphore organique	0.009	93	0.010	88
Orthophosphates	0.061	592	0.063	581
Phosphore total	0.070	685	0.073	669
% P org./P total		14		13

La figure 36 exprime l'évolution mensuelle du phosphore organique à la surface du Grand Lac de 1957 à 1981. Les perturbations subséquentes aux grands froids de 1963 et à ceux de 1970-1971 se sont manifestées pendant deux à trois ans par une forte transformation en phosphore organique du phosphore relargué. Il n'est pas exclu du reste qu'une partie de ce phosphore soit exogène, à en juger par les concentrations importantes enregistrées dans le Haut Lac à ces époques.

Fig. 36

Evolution du phosphore organique à la surface du
Grand Lac (0-10 m)
(moyennes mensuelles toutes stations)



A partir de 1973, les variations sont plus faibles, la concentration du phosphore organique ne dépassant guère dès lors, en moyenne mensuelle, 0.04 mg P/l.

Le Grand Lac

Jusqu'en 1962, la concentration de phosphore organique dans la zone comprise entre 0 et 50 m est relativement constante.

Dans la zone trophogène (0 à 20 m), les moyennes annuelles de 1957 à 1962 sont de l'ordre de 0.012 à 0.013 mg P/l, soit 110 à 125 tonnes réparties dans 10 km³ d'eau.

Le maximum observé est de 0.019 mg/l (186 tonnes). Même situation dans la zone sous-jacente de 20 à 40 mètres.

En 1963 (relargage), la concentration annuelle moyenne double dans le secteur superficiel : 0.027 mg/l (268 tonnes), avec un maximum en mai à 0.064 mg P/l (627 tonnes). L'effet se perpétue en 1964, où l'on trouve en moyenne annuelle 0.056 mg/l (540 tonnes) avec un maximum en juillet de 0.094 mg/l (925 tonnes).

Dès lors, la décantation du phosphore commence, les couches superficielles s'appauvrissent peu à peu. En 1973, on ne trouve plus que 0.013 mg/l (126 tonnes) en moyenne annuelle. Les concentrations s'élèvent alors à nouveau. L'hiver 1970 provoque un nouveau relargage : entre 0 et 20 m, on trouve alors la moyenne annuelle maximale jamais observée, avec 0.073 mg/l (713 tonnes), et une pointe en mai de 0.146 mg P/l (1'225 tonnes). Une chute s'amorce dès 1971 (0.032 mg/l). Entre 1971 et 1980, les concentrations moyennes annuelles se limiteront, suivant les années, à 0.028 mg/l (277 tonnes) au plus (1975) et 0.016 mg/l (155 tonnes) au moins (1980).

Si nous considérons maintenant le Grand Lac pris dans son ensemble (connu depuis 1971), nous constatons que, cette première année mise à part, les concentrations annuelles moyennes de phosphore organique varient peu. Elles sont de l'ordre de 0.014 mg/l, avec des extrêmes annuels compris entre 0.010 et 0.018 mg/l.

Les concentrations sont un peu plus élevées entre juin et septembre, où l'on observe les maxima moyens de 0.037 mg/l en juillet 1972, ou 0.031 en septembre 1983, mais jamais plus.

En fait, la proportion de phosphore organique par rapport au phosphore total est très réduite, et inférieure à 20 %, comme on le verra plus loin. Ceci est dû au faible volume de la couche trophogène par rapport au volume total du lac.

Le Petit Lac

En général, le Petit Lac montre des concentrations annuelles assez semblables à ce que l'on a vu pour les couches superficielles du Grand Lac, avec les fluctuations habituelles.

Les concentrations comparées dans le Grand Lac et dans le Petit Lac, pour les mêmes profondeurs, sont données dans le tableau suivant :

Phosphore organique, ensemble des stations, mg P/l

	0 - 20 m		20 - 40 m	
	Grand Lac	Petit Lac	Grand Lac	Petit Lac
1971	0.032	0.020	0.026	0.017
1972	0.025	0.014	0.020	0.013
1973	0.020	0.024	0.018	0.020
1974	0.023	0.031	0.021	0.027
1975	0.028	0.031	0.022	0.027
1976	0.026	0.036	0.021	0.031
1977	0.023	0.021	0.021	0.014
1978	0.019	0.014	0.016	0.011
1979	0.022	0.014	0.019	0.012
1980	0.016	0.014	0.014	0.011
Moyenne 1971-1980	0.023	0.022	0.020	0.018

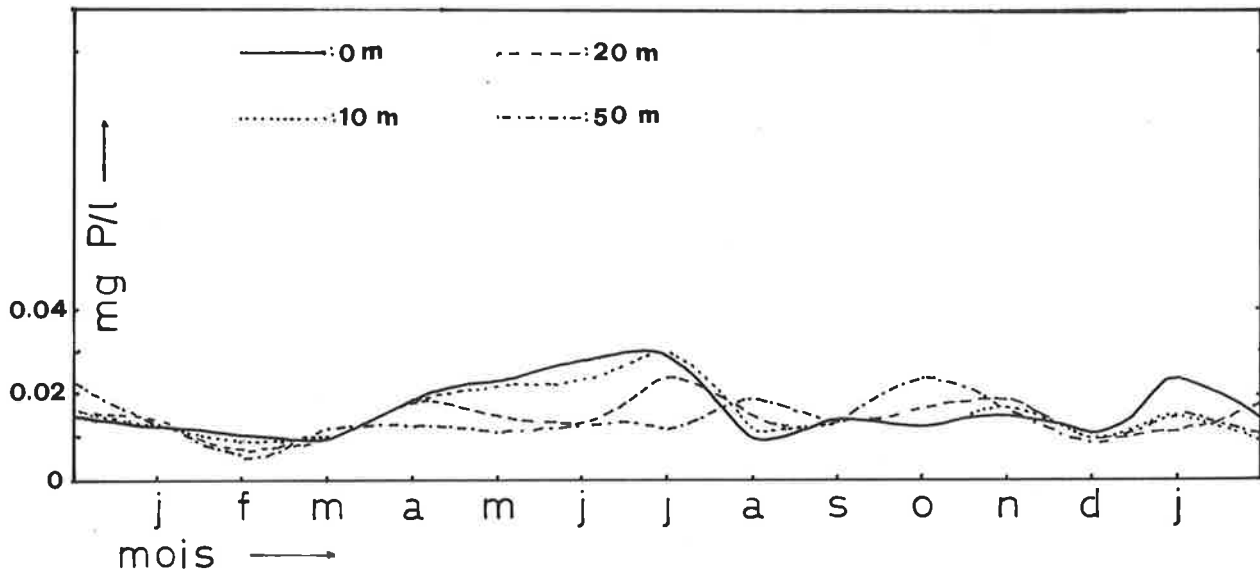
En moyenne des dix années, dans la couche trophogène, les concentrations dans les deux parties du lac sont très proches l'une de l'autre. Un peu moins dans la zone sous-jacente où il peut arriver que les eaux profondes du Grand Lac, pauvres en phosphore organique, se déversent dans le Petit Lac.

Le cycle annuel

La figure 37 rend compte de l'évolution annuelle du phosphore organique à diverses profondeurs près de la surface :

Fig. 37

Phosphore organique au Grand Lac en 1980
(toutes stations)



A partir de mars, en surface, les concentrations augmentent jusqu'en juillet. La courbe des 20 m suit l'évolution avec un certain retard. La chute d'août correspond à une stratification thermique bien établie, donc à une pénurie de phosphore. On voit alors par la suite les couches sous-jacentes à l'épilimnion s'enrichir en phosphore organique avec un certain retard dû au temps de décantation (octobre notamment).

Les concentrations en phosphore organique diminuent au fur et à mesure que l'on s'approche du fond, le phosphore étant peu à peu minéralisé : tout près du fond (309 m), les concentrations sont souvent inférieures à 0.01 mg P/l, surtout à la fin de l'hiver. En moyenne des dix années 1971-1980, la concentration moyenne minimale est en avril, avec 0.009 mg P/l. Elle augmente quelque peu pour atteindre, un mois ou deux après les poussées planctoniques, des concentrations de 0.018 à 0.020 mg/l en septembre-novembre. En moyenne annuelle, les concentrations du fond varient de façon aléatoire suivant les années, entre 0.010 et 0.020 mg P/l (1971).

Le stock de phosphore organique (voir annexes 56 à 59)

Dans le Grand Lac, le stock annuel moyen est plus bas lors des dernières campagnes (1980 et 1981) que précédemment. Les variations d'une année étant très importantes, on ne peut conclure à une évolution importante. La "richesse" de 1971 est manifestement due au relargage et peut-être partiellement à des apports extérieurs.

En moyenne des onze années considérées, le stock annuel moyen est de 1'300 tonnes, variant entre 1'800 et 900 tonnes suivant les années.

Le mois le plus pauvre est février, avec 1'100 tonnes, le plus riche est juillet avec 1'700 tonnes, pour la moyenne des onze années.

Dans le Petit Lac, les stocks annuels moyens sont du même ordre de grandeur en 1979-1980 que vingt ans auparavant.

Le stock moyen de ces dix dernières années est de 63 tonnes, variant entre 50 tonnes (février) et 79 tonnes (octobre).

A la fin de 1980, nous trouvons pour le Léman pris dans son ensemble un stock moyen de 955 tonnes de phosphore organique, dont 41 dans le Petit Lac (4.3 %).

3.2.3.4 LE PHOSPHORE TOTAL

Cette détermination nous donne la concentration de l'ensemble de toutes les formes du phosphore présentes dans l'échantillon analysé, qu'elles soient dissoutes ou en suspension, car les analyses ont lieu sur un échantillon d'eau brute non filtrée, entièrement minéralisé. Le phosphore contenu dans le plancton ou la matière organique est donc compris dans les résultats.

Nous avons une série complète de données de 1957 à 1980, recueillies à toute profondeur dans le Grand Lac et le Petit Lac.

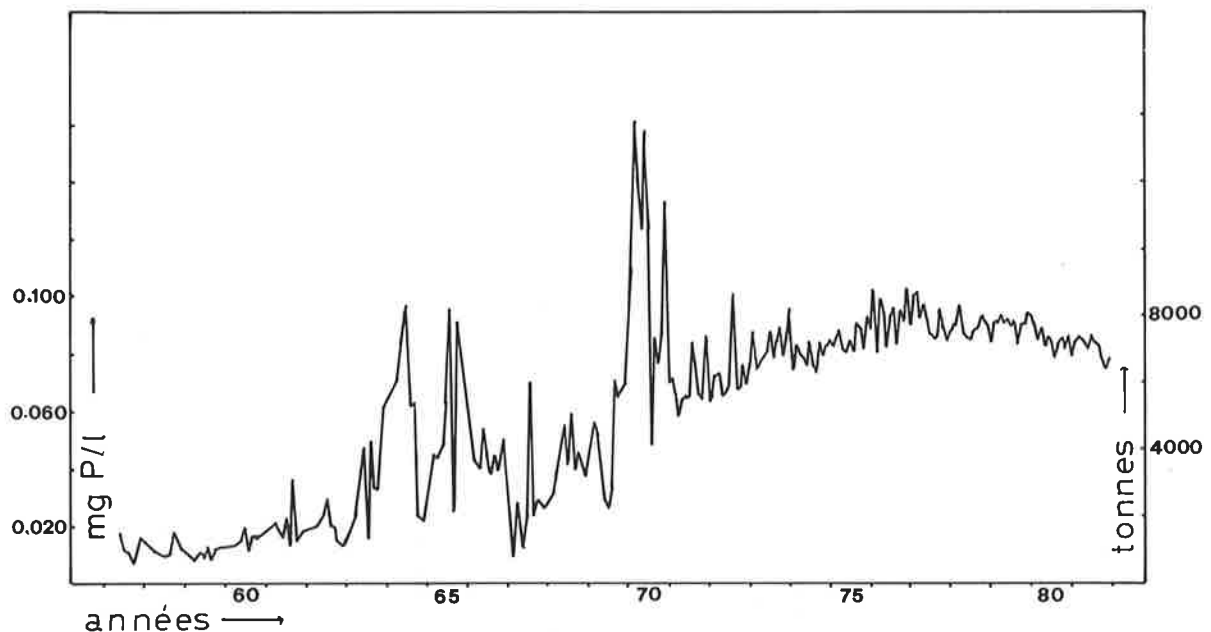
Concentration moyenne (voir annexes 60 à 62 et 66)

Au début des études (1957), les concentrations sont faibles, mais très vite elles ne cessent d'augmenter jusque vers 1978. Elles subissent alors une régression, en tout cas dans le Grand Lac.

Le Grand Lac

La figure 38 indique l'évolution du phosphore total de 1957 à 1981 :

Fig. 38
PHOSPHORE TOTAL mg P/l , tonnes
GRAND LAC variations mensuelles toutes stations



De 1957 à 1959, les concentrations moyennes sont faibles, de l'ordre de 0.010 mg P/l. Le Léman est encore oligotrophe, les concentrations mesurées sont du même ordre de grandeur que celles du Rhône amont. Très vite ensuite, les concentrations montent. Elles ont quasiment doublé en 1962 déjà.

L'hiver 1963 provoque le relargage dont nous avons déjà maintes fois parlé, les concentrations doublent à nouveau, phénomène peut-être renforcé par les apports du Rhône, à en juger par de fortes concentrations observées dans le Haut-Lac (station VS 3).

Le phénomène se renforce en 1964, où la circulation des eaux est encore totale. C'est ainsi que mars 1964 montre une concentration élevée de 0.072 mg/l, avec un effet général qui s'observe jusqu'en août 1964.

Suit une période de repos, où le lac décante. Les concentrations baissent progressivement, mais le statu quo ante n'est pas retrouvé. Le minimum de mars 1967 (0.028 mg P/l) n'est que provisoire, car la croissance reprend.

En 1970-1971, nouveaux hivers froids à circulation totale des eaux, nouvel enrichissement de phosphore. On observe en 1970 une concentration annuelle moyenne de 0.110 mg P/l (0.161 en février). Là aussi, des apports du Rhône ne sont pas exclus.

Il n'y a plus de circulation totale jusqu'en 1979. Il n'empêche qu'après l'incident de 1970, et une nouvelle décantation qui voit les concentrations diminuer presque de moitié (non sans avoir provoqué à cette occasion un intense développement de phytoplancton), les concentrations continuent à s'élever jusqu'au maximum moyen annuel de 0.092 mg P/l en 1976 et 1977.

Dans l'épilimnion, et plus particulièrement dans la zone de 0 à 20 m, nous trouvons des concentrations de l'ordre de 0.011 à 0.014 mg/l entre 1958 et 1962 (100 à 140 tonnes). En 1963 : 0.036 mg P/l (350 tonnes) avec un maximum à 0.067 mg/l en mai (650 tonnes), puis en 1964, 0.061 mg P/l (590 tonnes) et le maximum de mai à 0.099 mg P/l (970 tonnes). Selon les critères posés par VOLLENWEIDER (1968), le lac n'est déjà plus oligotrophe.

Le paroxysme de 1970 nous indiquera, toujours dans la couche superficielle (11 % du volume total), une concentration annuelle moyenne de 0.119 mg/l (1'160 tonnes) avec le maximum absolu de toutes les campagnes, de 0.230 mg/l (plus de 2'200 tonnes).

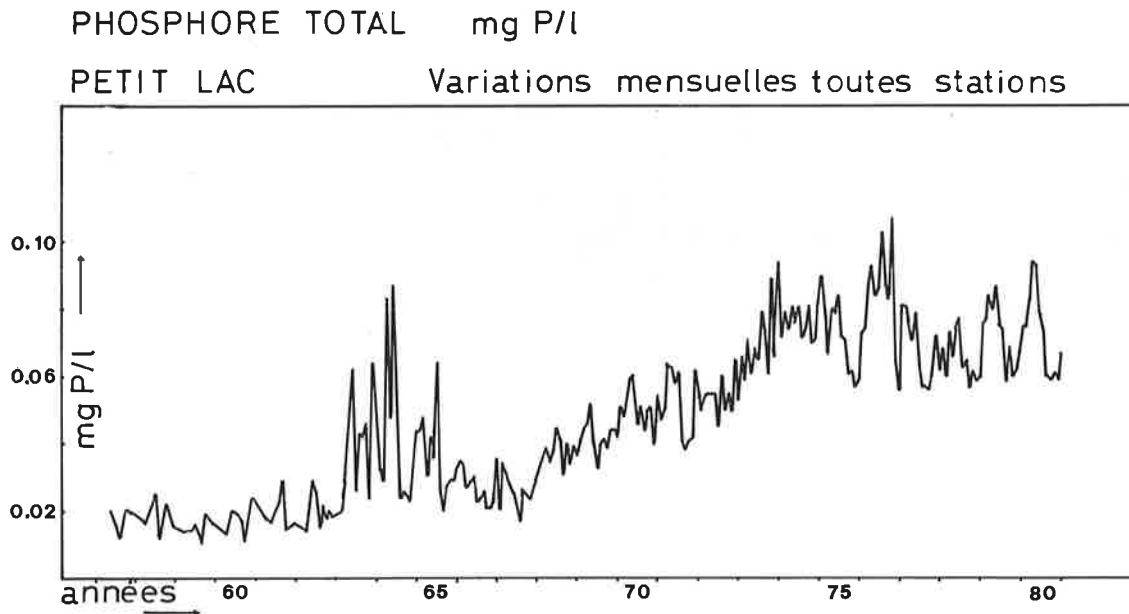
Dès 1971, la situation est plus calme près de la surface. Les concentrations annuelles moyennes varient entre 0.052 et 0.070 mg P/l suivant les années, avec une moyenne des dix ans de 0.060 mg P/l (respectivement 505, 685 et 580 tonnes).

Pour l'ensemble de la masse du Grand Lac, la concentration du phosphore total passe de 0.010 mg P/l vers 1956-1959 à 0.091 - 0.092 mg P/l vers 1977-1979, soit plus de 800 %.

Le Petit Lac

L'évolution du phosphore total dans le Petit Lac est schématisée dans la figure 39.

Fig. 39



Les perturbations des froids de 1963 sont nettement visibles. Celles de 1970-1971 ne le sont pas. Vers la fin des campagnes, les variations annuelles sont très contrastées.

Les concentrations annuelles moyennes passent de 0.018 mg/l dans les années 1957-1961 à 0.065 en 1964. Le décantation subséquente ramène la concentration annuelle moyenne à 0.027 mg P/l en 1966. Dès lors, la concentration augmente jusqu'au maximum de 0.080 mg P/l (+ 344 %). L'année 1980 voit une moyenne annuelle abaissée à 0.073 mg/l avec un maximum d'avril à 0.094 et un minimum de septembre à 0.059.

Sauf au début des études, quand le lac était oligotrophe, les concentrations du Petit Lac semblent plus faibles que celles du Grand Lac, ainsi que le montre le tableau ci-après, qui compare les concentrations moyennes de mars pour les couches de 0 à 20 m et 20 à 40 m.

Le Grand Lac joue le rôle d'un puissant décanteur.

Concentrations moyennes de mars en phosphore total
(ensemble des stations)

Année	0 - 20 m		20 - 40 m	
	Grand Lac	Petit Lac	Grand Lac	Petit Lac
1959	0.010	0.014	0.010	0.013
1960	0.011	0.014	0.011	0.012
1961	0.015	0.017	0.010	0.017
1962	0.013	0.016	0.013	0.013
1963	0.020	0.028	0.019	0.028
1964	0.069	0.077	0.068	0.079
1965	0.048	0.031	0.048	0.030
1966	0.063	0.027	0.062	0.029
1967	0.025	0.031	0.025	0.032
1968	0.044	0.040	0.042	0.038
1969	0.049	0.048	0.047	0.044
1970	0.165	0.053	0.196	0.056
1971	0.057	0.063	0.059	0.064
1972	0.069	0.054	0.068	0.056
1973	0.072	0.071	0.070	0.071
1974	0.075	0.074	0.077	0.074
1975	0.080	0.064	0.081	0.067
1976	0.100	0.086	0.088	0.087
1977	0.086	0.069	0.078	0.082
1978	0.078	0.072	0.080	0.074
1979	0.097	0.086	0.103	0.082
1980	0.070	0.085	0.073	0.080
Moyennes :				
1959-1969	0.033	0.031	0.032	0.030
1970	0.165	0.053	0.196	0.056
1971-1980	0.078	0.072	0.078	0.074
1959-1980	0.059	0.051	0.060	0.051

Le cycle annuel

La figure 40 illustre, par un exemple pris au Grand Lac en 1980, l'évolution annuelle du phosphore total dans les couches superficielles au cours de l'année.

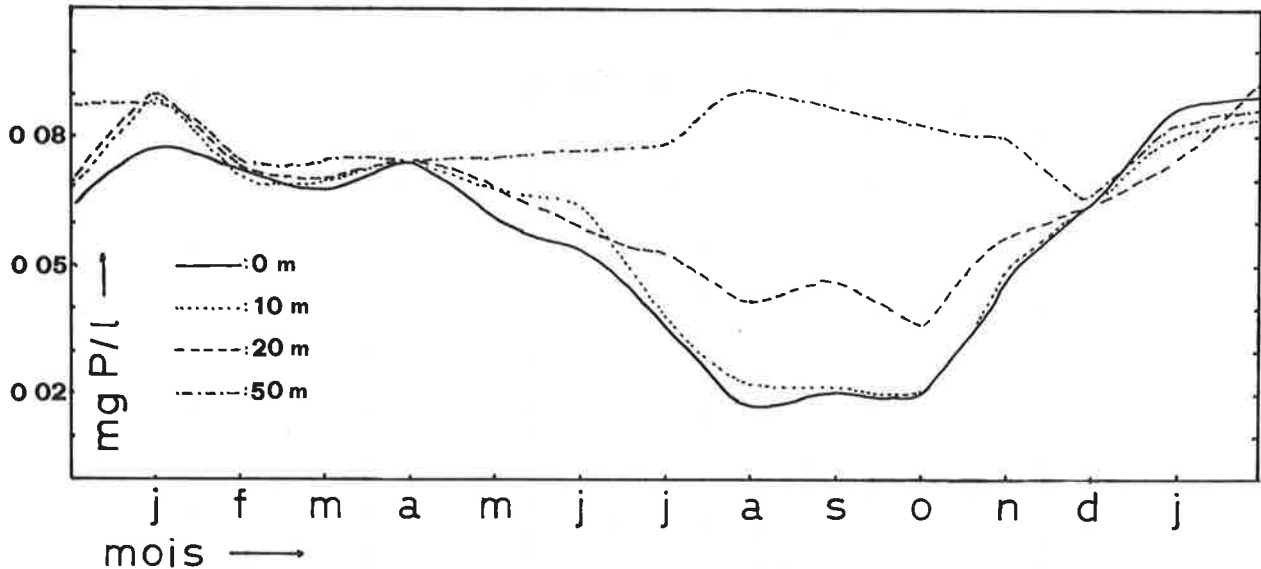
Son allure générale peut être comparée à la figure 33 relative aux orthophosphates.

Fig. 40

GRAND LAC (toutes stations)

1980

Evolution annuelle du phosphore total



En janvier, les concentrations sont plus faibles en surface (0.078 mg P/l) que plus profondément (0.088 mg P/l). La circulation des eaux homogénéise le milieu à 0.074 mg/l en avril.

Dès lors, en surface, la concentration diminue progressivement jusqu'en août où elle atteint un palier minimum situé à environ 0.020 mg/l cette année là. La baisse atteint 73 %. La stagnation thermique est alors bien établie.

La pénurie dure jusqu'en octobre, où la provision augmente à nouveau avec la remise en circulation des eaux.

Le phénomène est identique à 10 m de profondeur.

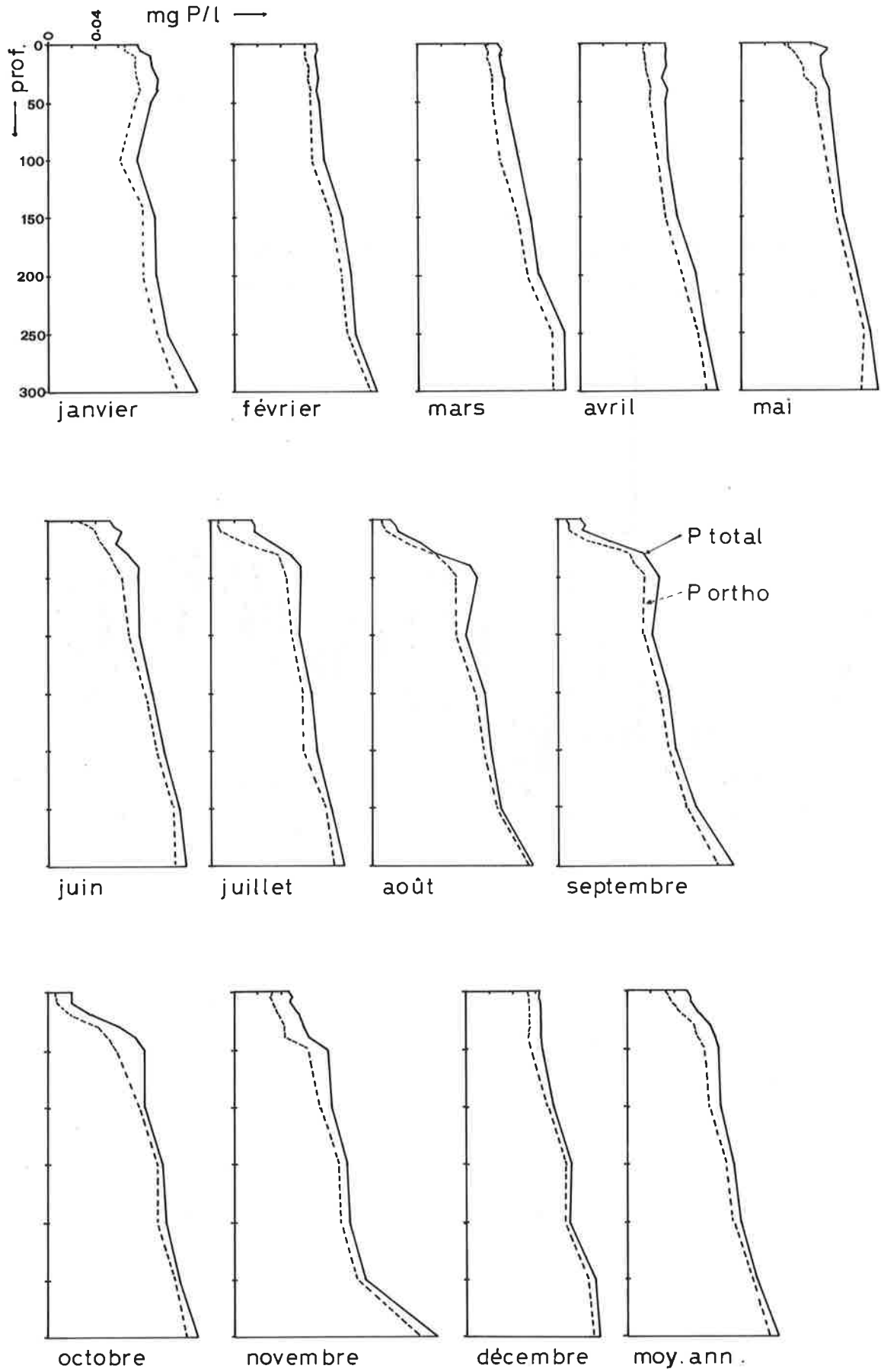
Il est moins accentué à 20 m, niveau placé au voisinage du métalimnion, où le minimum atteint en octobre est de 0.036 mg/l (baisse de 51 %).

À 50 m de profondeur, le phénomène n'existe pas. Au contraire, dans cette zone hypolimnionique sans stagnation, la concentration augmente passablement pour atteindre en août 0.091 mg/l, conséquence de la décantation de la matière organique.

Les concentrations en phosphore total augmentent progressivement au fur et à mesure que l'on s'approche du fond du lac. Cette augmentation est très régulière, comme le montre la figure 41 relative au Grand Lac en 1980. L'accumulation plus importante observée près du fond, phénomène observé dès le début des études, sera évoquée plus loin.

Fig. 41

Evolution du phosphore dans le Grand Lac en 1980 (ttes stat.)



Le phosphore présent est presque entièrement sous forme minérale dans l'ensemble de la masse lacustre.

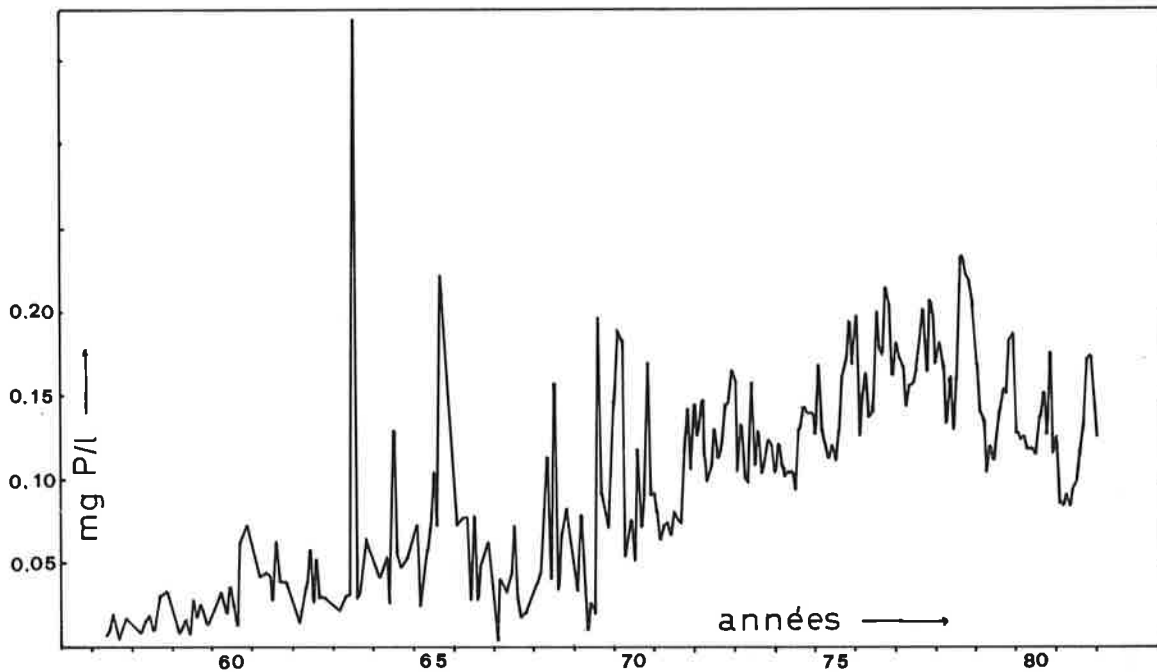
Le phosphore organique, qui apparaît entre les deux courbes est en très faible concentration et reste sensiblement constant jusqu'au fond. Ce phénomène est observable chaque année.

Près de la surface se remarque nettement dans l'épilimnion l'appauvrissement progressif et général en phosphore, avec augmentation du phosphore organique, phénomène bien visible de juin à octobre.

La figure 42 indique l'évolution des concentrations de phosphore au fond du Grand Lac :

Fig. 42

PHOSPHORE TOTAL mg P/l variations mensuelles
FOND DU GRAND LAC (moyenne des stations)



Elle est assez semblable à celle tracée pour les variations du phosphore total de l'ensemble du lac (figure 38).

La production de matière organique en surface pendant l'été a pour conséquence une décantation, donc une augmentation des concentrations près du fond, augmentation qui se manifeste surtout de juillet à novembre (figure 41) et qui est concomitante avec le perpétuel échange eau-sédiment.

Suivant les années, les concentrations peuvent atteindre ou même dépasser 0.2 mg P/l, comme par exemple en 1978, où l'on observa le maximum exceptionnel de 0.233 mg P/l, en août, concentration s'abaissant graduellement jusqu'à 0.204 mg/l en décembre.

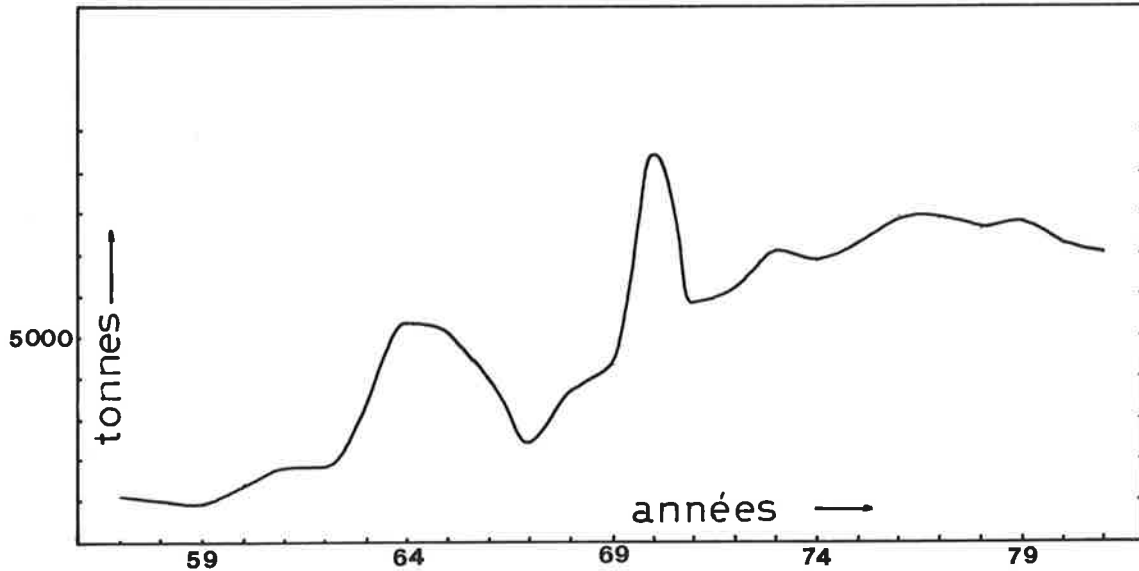
Notons qu'en 1965 déjà, une concentration de 0.222 mg P/l avait déjà été observée au fond du lac en septembre. Le pic isolé de juillet 1963 (0.375 mg P/l) n'est pas expliqué. Peut-être y a-t-il eu contamination de l'échantillon par les sédiments du fond.

Le stock de phosphore total (voir annexes 63 à 66)

L'évolution des stocks de phosphore total est représentée dans la figure 43.

Fig. 43

PHOSPHORE TOTAL moyennes annuelles
GRAND LAC tonnes



Partant de 900 à 1'000 tonnes vers 1957-1958, le stock augmente progressivement. Les hivers froids de 1963 et 1964 induisent un stock annuel moyen dépassant 5'000 tonnes en 1964 et 1965. Puis survient une forte décantation, à la suite de laquelle on retrouve un stock de 2'400 tonnes seulement en 1967. La provision continue ensuite à augmenter. L'hiver froid de 1970 conduit au paroxysme avec 9'400 tonnes en moyenne annuelle. La décantation de 1971 montre un minimum de 5'800 tonnes. Dès lors, le stock annuel s'enfle continuellement pour enfin plafonner à 7'900 ou 7'800 tonnes vers 1976-1979, soit une augmentation de l'ordre de 700 à 800 % suivant les chiffres de base que l'on adopte. Dès lors, une régression semble s'amorcer.

L'augmentation n'est pas aussi importante dans le Petit Lac. Situé, au début des études, entre 50 et 60 tonnes, le stock s'accroît progressivement.

La figure 44 montre la pointe de 1964, consécutive au relargage de 1963 dans le Grand Lac (210 tonnes).

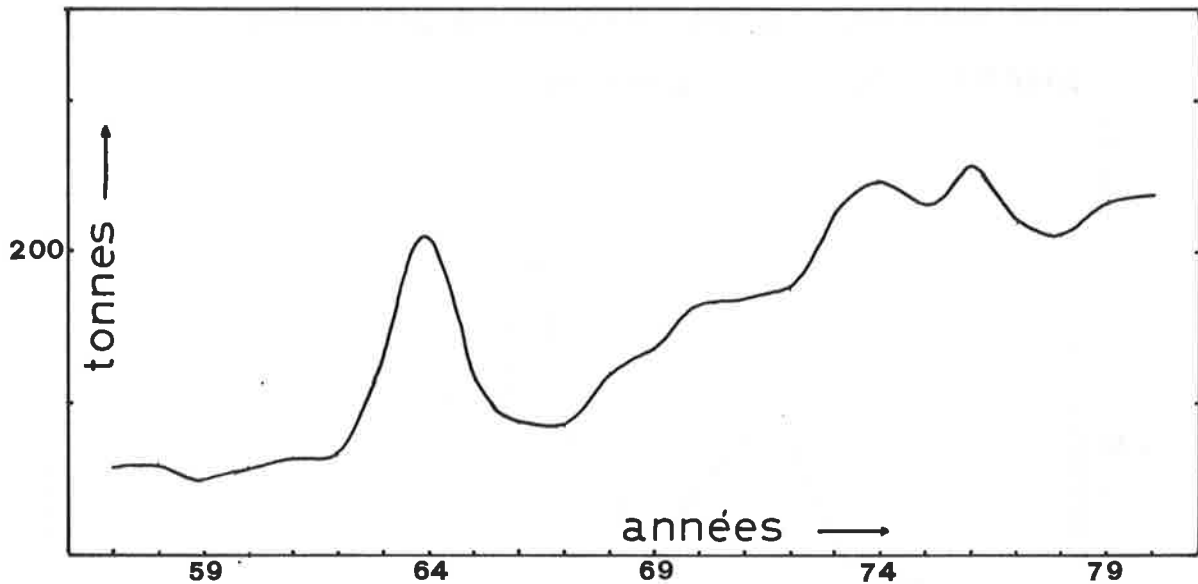
On observe ensuite une même régression les années suivantes, puis une nouvelle croissance. L'effet des hivers 1970 et 1971 n'est que peu perceptible. Le maximum annuel se rencontre en 1976, avec 258 tonnes. La régression observée dans le Grand Lac en 1981 n'est pas encore observée dans le Petit Lac.

A la fin de la période qui nous intéresse (1980), la situation du phosphore est la suivante :

	Grand Lac		Petit Lac		Léman	
	mg/l	t	mg/l	t	mg/l	t
Orthophosphates	0.074	6'303	0.061	196	0.073	6'499
Phosphore organique	0.010	914	0.012	41	0.011	955
Phosphore total	0.084	7'217	0.073	237	0.084	7'454

Fig. 44

PHOSPHORE TOTAL moyennes annuelles
 PETIT LAC tonnes



3.2.3.5 LE RAPPORT AZOTE/PHOSPHORE

L'étude comparative de nombreux lacs a montré que, d'une part, si le rapport azote/phosphore est en moyenne de plus de 100 en situation oligotrophe, il s'abaisse à moins de 10 pour une situation eutrophe et que d'autre part, il semble qu'en dessous de 7 l'azote peut devenir l'élément limitant (OCDE 1982). Ces observations sont liées au fait que lors de la photosynthèse de la matière organique par les plantes (phytoplancton), les nutriments (carbone, azote, phosphore...) sont utilisés dans des proportions définies. La dégradation de cette matière organique restituera au milieu ces éléments dans les mêmes proportions.

La formule de la matière organique proposée par STUMM et LECKIE (1970) est :



la proportion pondérale d'azote est de 6.31 %, celle de phosphore de 0.87 %.

Le rapport théorique N/P est de 7.24.

Dans le Grand Lac, pour la période de 1973 à 1982, le rapport azote total/phosphore total est le suivant :

1973	6.48
1974	7.10
1975	6.59
1976	6.33
1977	6.25
1978	6.50
1979	6.52
1980	7.14
1981	7.89
1982	8.39

Jusqu'en 1980, le rapport est toujours inférieur au chiffre théorique, ce qui signifie que le phosphore est relativement en excès par rapport à l'azote. En 1982, le rapport est plus élevé, par augmentation de l'azote et régression du phosphore.

Comme nous ne disposons pas d'éléments suffisants pour calculer ce rapport depuis le début des études, il a paru intéressant de le remplacer par le rapport azote minéral total/phosphore total. Les résultats des calculs sont donnés dans le tableau suivant :

Rapport azote minéral total/phosphore total

Année	rapport	Année	rapport
1958	25.9	1970	2.9
1959	40.8	1971	6.5
1960	26.7	1972	5.6
1961	15.7	1973	5.3
1962	21.0	1974	5.9
1963	13.2	1975	5.2
1964	4.3	1976	4.7
1965	9.0	1977	5.3
1966	-	1978	5.0
1967	14.0	1979	5.1
1968	9.5	1980	5.5
1969	8.3	1981	6.2
		1982	6.8

On note :

- . les rapports élevés lorsque le Léman était encore oligotrophe
- . les rapports particulièrement faibles autour de 1964 et 1970, conséquences des re-largages de phosphore
- . la légère augmentation du rapport à partir de 1978.

3.2.3.6 RESUME ET CONCLUSIONS

Le phosphore est sans aucun doute l'élément dosé dont la concentration a le plus augmenté au cours des 24 années considérées.

Dans les analyses courantes, effectuées sur l'eau brute, nous distinguons entre phosphore total, qui englobe toutes les formes du phosphore présentes dans l'échantillon, et orthophosphates, phosphore directement dosable par le molybdate acide. La différence entre les deux est dénommée, par convention, phosphore organique.

Les données recueillies avant les campagnes de la Commission sont trop fragmentaires pour servir de base à l'étude de l'évolution du phosphore dans le Léman.

Les orthophosphates sont en quantité minime au début des études, parfois à la limite de la détection. Ils sont sans cesse mis à contribution par la photosynthèse.

Dans le Grand Lac, leur concentration ne cesse de croître, parfois avec de brusques sauts lors des circulations brutales de 1963-1964 et 1970, suivis d'une décantation partielle dont les effets sont en partie masqués par l'augmentation générale des apports.

Vers la fin des études, on note une concentration maximale de 0.077 mg P/l, suivi d'une légère régression à partir de 1980.

Les orthophosphates suivent un cycle annuel. Abondants en début d'année, ils sont peu à peu absorbés lors de la photosynthèse, et atteignent, près de la surface, un palier minimum qui dure tant que la stagnation thermique se perpétue. Ce phénomène est caractéristique de l'épilimnion.

Une bonne corrélation existe entre l'évolution des orthophosphates et la croissance du phytoplancton. Nous avons vu que c'est aussi le cas pour la transparence de l'eau et l'azote nitrique.

Le stock d'orthophosphates du Grand Lac, qu'on peut estimer en 1957-1959 à quelques centaines de tonnes, atteint 4'000 tonnes en 1971, puis le maximum absolu de 6'600 tonnes en 1977, enfin 6'300 en 1980.

Dans le Petit Lac, le stock d'orthophosphates passe d'environ 20 tonnes en 1957-1960 à 50 en 1968, et enfin 200 tonnes en 1980 (augmentation d'environ 1'000 %).

Le phosphore organique, forme du phosphore importante en saison de croissance planctonique est en faible concentration relative le reste de l'année et dans l'hypolimnion, la tendance générale étant à la minéralisation en orthophosphates. Il s'ensuit que l'on n'enregistre pas d'augmentation spectaculaire au cours des ans comme c'est le cas pour les orthophosphates et le phosphore total. Dans les couches profondes, le phosphore organique est toujours présent, mais à des concentrations assez homogènes de l'ordre de 0.01 mg P/l.

Le stock annuel moyen de phosphore organique des dix dernières années est de l'ordre de 1'300 tonnes, variant entre 1'800 et 900 tonnes suivant l'activité biologique du plancton.

A la fin de 1980, le stock moyen de phosphore organique du Léman est de 955 tonnes, dont 41 dans le Petit Lac.

Le phosphore total représente l'information la plus complète que nous ayons sur cet élément. De 1957 à 1959, les concentrations dans le Grand Lac sont de l'ordre de 0.01 mg P/l; elles sont à l'image de celles du Rhône amont. Le lac est encore oligotrophe. Elles augmentent rapidement. Les circulations totales de 1963 et 1964 exacerbent le phénomène, qui se calme ensuite, avec régression de la concentration. Mais la nouvelle circulation totale de 1970 a des conséquences catastrophiques (0.119 mg P/l en moyenne annuelle). Dès lors, malgré une certaine décantation, le Léman ne revient plus au statu quo ante.

De 0.010 mg P/l vers 1957-1959, on arrive à 0.092 mg P/l vers 1977-1979, soit une augmentation de plus de 800 %.

Les concentrations de phosphore total sont un peu plus faibles dans le Petit Lac, le Grand Lac jouant le rôle de décanteur.

L'évolution annuelle du phosphore total est parallèle à celle des orthophosphates.

Le rôle décanteur du Grand Lac est mis en évidence par le fait que les concentrations en phosphore total augmentent avec la profondeur. La teneur la plus élevée se trouve près du fond, où interfèrent décantation de la matière organique produite en surface et échange constant entre eau et sédiment.

De 900 à 1'000 tonnes vers 1957-1958, le stock de phosphore total atteint 7'800 à 7'900 tonnes vers 1976-1979, soit une augmentation de 700 à 800 %.

A fin 1980, le Léman contient 7'450 tonnes de phosphore total, dont environ 250 dans le Petit Lac.

Le rapport azote total/phosphore total, oscille entre 6.2 et 7.1 de 1973 à 1980, montrant le rôle moteur du phosphore par rapport à l'azote. En 1981 et 1982, le rapport augmente à la suite de la diminution du phosphore.

Le rapport azote minéral total/phosphore total, calculé depuis 1958 diminue progressivement. Elevé au début (26.0 en moyenne des 5 premières années 1958-1962), il baisse au fur et à mesure que les concentrations s'élèvent. En effet, le phosphore a plus rapidement augmenté au Léman que l'azote. Les années de relargage mises à part, le rapport est proche de 5.0 de 1973 à 1979. Il passe à 6.8 en 1982, la concentration du phosphore ayant régressé.

3.2.4 Silice

Roger REVACLIÉ

3.2.4.1 INTRODUCTION

Le silicium, second des éléments (après l'oxygène) par son abondance dans la croûte terrestre, se trouve toujours combiné à l'oxygène sous des formes communément appelées silice.

La silice se rencontre dans l'eau sous trois formes :

- . la silice dissoute; mélange d'acide orthosilicique non dissocié et d'orthosilicates,
- . la silice colloïdale,
- . la silice particulaire minérale.

Dans le Léman, l'évaluation de la silice porte sur la forme dissoute. Elle est dosée directement par colorimétrie, au molybdate d'ammonium acide. Pour augmenter la sensibilité du dosage, l'acide silico-molybdique formé peut être réduit en complexe de coloration bleue. Les résultats sont ici exprimés en silice (mg SiO₂/l).

Dans le Léman la silice est essentiellement d'origine géologique. Elle provient de la décomposition des aluminosilicates minéraux par l'acide carbonique. Les eaux provenant de régions granitiques peuvent en contenir des quantités importantes, par exemple dans la région du Trient de 6 à 12 mg SiO₂/l (JAMIER, 1975).

Cet élément constitue un nutriment majeur pour certaines algues, en particulier pour les diatomées, dont l'enveloppe externe (frustule) est constituée de silice hydratée amorphe (SiO₂.nH₂O) très pure. La proportion de silice par rapport au poids sec est de 1 à 50 % selon les espèces et leur condition physiologique (LEWIN, 1962).

Les diatomées produites durant la belle saison dans la zone trophogène s'accumulent au fond du lac, mortes ou en état de vie ralentie, contribuant ainsi à la formation des sédiments lacustres. La remise en solution de la silice des frustules est lente et favorisée par un pH alcalin.

Dans le Léman, les sédiments contiennent en moyenne 45.5 % de silice (SiO₂), apports allochtones compris (JAQUET et al. 1980).

Dans l'eau interstitielle des dix premiers centimètres de sédiments les concentrations mesurées dans diverses zones du Léman vont de 21 à 34 mg SiO₂/l; dans l'eau sus-jacente les concentrations sont dix à quinze fois plus faibles (CHASSAING, 1979).

Parmi les analyses anciennes, celles de RAMUZ (1957) faites dans le Grand Lac, au large d'Ouchy, donnent des concentrations de 1.3 mg SiO₂/l à 5 m et 1.8 mg SiO₂/l à 100 m de profondeur, le 3 mars 1955.

Les données de la Commission commencent en 1972 et sont restreintes à quelques stations dont la répartition a varié dans le temps (tableau 1).

3.2.4.2 CONCENTRATIONS MOYENNES (voir annexes 67, 68 et 71)

Grand Lac

Dans l'eau, les concentrations moyennes pondérées sont stables de 1972 à 1975 (1.88 à 1.91 mg SiO₂/l); elles augmentent légèrement de 1976 à 1980 (2.07 mg SiO₂/l en moyenne). Cette tendance est confirmée si l'on observe l'évolution à la seule station SHL 2 (figure 1). Les différences sont cependant faibles et peu significatives.

TABLEAU 1 - Dosage de la silice. Stations et périodes d'exploitation

	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
VD 4					X	X	X	X	X		
VD 5					X						
VD P 1					X	X	X	X	X		
SHL 1	X										
SHL 2 *	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
SHL 6	X										
CRG 6 **	X	X	X	X							
CRG 10 *	X	X	X	X							
CRG 23	X	X	X	X							
GE 1					X	X	X	X	X		
GE 4 **					X	X	X	X	X		
GEP 1		X	X	X	X	X	X	X	X		

* Grand Lac, stations voisines sur l'axe Evian-Ouchy, dont les résultats sont conjointement exploités

** Petit Lac, stations voisines sur l'axe Yvoire-Nyon, dont les résultats sont conjointement exploités

Petit Lac

A profondeur égale, les eaux du Petit Lac (GE 4) ont des concentrations proches de celles du Grand Lac (SHL 2), pendant les mois de faible activité biologique, mars en particulier dont les valeurs comparatives sont les suivantes :

Couche 20 - 40 m, mg SiO ₂ /l			
Stations	VD 4	SHL 2	GE 4
Dates			
mars 1976	1.38	1.41	1.34
mars 1977	1.23	1.10	1.43
mars 1978	1.60	1.69	1.51
mars 1979	1.56	2.17	1.81
mars 1980	1.47	1.80	1.81
moyenne	1.45	1.63	1.58

Le tableau ci-dessus montre également que dans le Grand Lac les différences entre stations (VD 4 et SHL 2 par exemple) peuvent être importantes. Mais compte tenu de différences analytiques possibles, la disparité des moyennes calculées sur cinq ans ne paraît pas vraiment significative.

3.2.4.3 LE CYCLE ANNUEL (voir figures 1 et 2)

Comme dans le cas des deux nutriments majeurs, l'azote et le phosphore, la silice suit un cycle annuel de forte amplitude, en particulier dans la couche trophogène.

La figure 2 illustre l'évolution en 1981 de cet élément dans les couches superficielles (0, 10, 20 et 50 m de profondeur) et profondes (275 m) de la station SHL 2. La partie supérieure de la figure montre l'évolution simultanée du phytoplancton total et des diatomées à l'intérieur de celui-ci.

Fig. 1

SHL 2

Evolution de la silice de 1972 à 1980

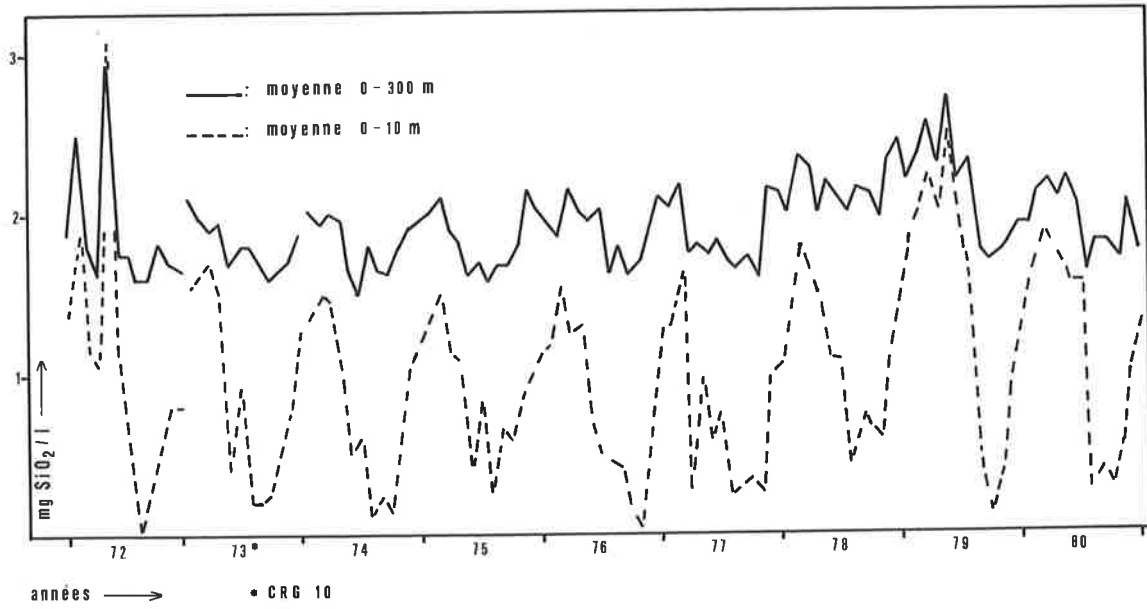
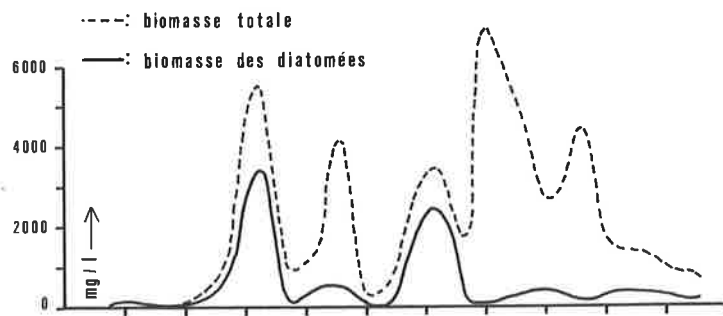


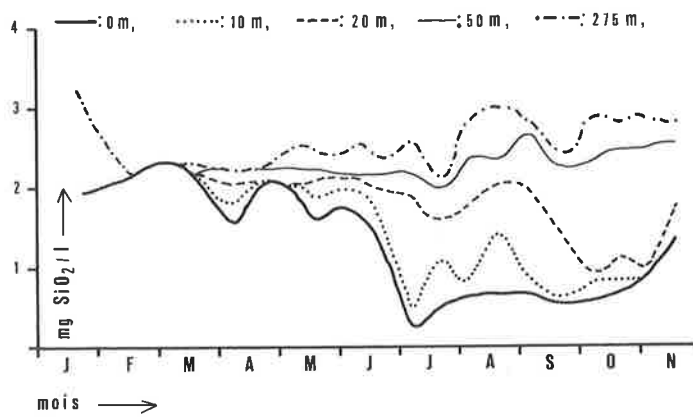
Fig. 2

station SHL 2 - 1981

Evolution annuelle de la biomasse et de la silice



Silice :



Suite à l'hiver froid 1980-1981, de fin février à début mars, le lac est homogène; puis en moins d'un mois cette situation se modifie. Les concentrations diminuent dans les couches au-dessus de 20 m, la biomasse des diatomées s'accroît et devient maximum début avril. Début juillet, une seconde période de prolifération de ces algues siliceuses cause, par lac stratifié, un appauvrissement en silice très important dans la zone comprise entre la surface et 10 m; à 20 m un appauvrissement très atténué suit avec un décalage d'une douzaine de jours. En surface les concentrations vont rester basses (environ 0.5 mg SiO₂/l) jusqu'au début d'octobre, alors qu'à 10 et 20 m elles vont d'abord augmenter, puis s'abaisser pour atteindre un minimum à peine inférieur à 1 mg/l à 20 m. A 50 m de profondeur, les concentrations restent stables pendant les six premiers mois de l'année; elles augmentent ensuite au fur et à mesure de l'établissement de la stratification et atteignent un maximum en septembre (2.5 mg SiO₂/l). En résumé, de façon générale, le cycle annuel de la silice est caractérisé dans le Léman par une diminution des concentrations, du printemps à la fin de l'été, dans la couche trophogène et par un phénomène inverse dans les couches profondes. Un gradient de concentration croissant s'établit, plus rapide à partir d'environ 200 m de profondeur. Ce gradient ne s'affaiblit et surtout ne disparaît que si le brassage hivernal qui suit est plus ou moins complet.

3.2.4.4 LE STOCK DE SILICE (voir annexes 69, 70 et 71)

Entre 1972 et 1980 le stock mensuel moyen dans le Grand Lac est minimum en octobre 1975 avec 137'000 tonnes et maximum en mai 1979 avec 216'000 tonnes.

Le stock annuel moyen reste inférieur à 170'000 tonnes de 1972 à 1977; il est de 188'000 tonnes en 1978 et 174'000 tonnes en 1980.

Dans le Petit Lac, le stock ne dépasse pas 4'000 tonnes jusqu'en 1976. En 1979 et 1980, il est de 5'000 tonnes.

Le stock de silice dans le Léman demeure donc relativement stable.

Bien qu'incomplètement connu en ce qui concerne les apports au lac, le bilan annuel de la silice laisse en moyenne un solde positif d'au moins 13'000 tonnes/an, (apports principaux environ 25'000 tonnes, pertes à l'émissaire 12'000 tonnes/an) (BURKARD, 1982). Cet excès ne se retrouve pas dans l'évolution des stocks dans l'eau du lac car une partie importante des apports de cette silice est incorporée dans l'enveloppe des diatomées puis sédimentée.

Un calcul simple montre qu'une diminution de 1 mg/l des concentrations moyennes de la zone 0 - 10 m, soit 5.5 % du volume total du lac, correspond à une perte de quelques 5'000 tonnes de silice; la quantité de silice disparue entre le maximum hivernal et le minimum estival dans cette zone en 1981 et 1982 est de 2 mg/l, c'est-à-dire environ 10'000 tonnes/an.

Comme l'a montré CHASSAING (1979), l'eau interstitielle dans les 10 premiers centimètres des sédiments est beaucoup plus concentrée en silice que l'eau libre. Il semble qu'une diffusion de silice dissoute à partir de l'interface eau-sédiments soit possible, selon les circonstances présidant à la circulation hivernale (hiver froid).

3.2.4.5 RESUME ET CONCLUSIONS

Dans le Léman, la silice dissoute est essentiellement d'origine géologique. Elle est activement utilisée comme nutriment essentiel par les diatomées. En conséquence la prolifération de ces algues à enveloppe siliceuse détermine un cycle annuel de la silice. Du printemps à l'automne, dans la couche trophogène, on observe une diminution des concentrations, plus ou moins importante selon les conditions météorologiques.

Les concentrations en silice augmentent, en général, de la surface vers le fond où elles peuvent atteindre plus du double de celles des couches supérieures.

Dans le Grand Lac la concentration moyenne de la zone 0 - 50 m est de 1.3 mg SiO₂/l (1976-1980), de 0 - 300 m, de 2.0 mg/l. Ces concentrations ne semblent pas avoir beaucoup varié depuis de nombreuses années.

Les stocks de silice sont, bon an, mal an, de l'ordre de 150'000 à 200'000 tonnes (3'000 à 5'000 tonnes pour le Petit Lac).

Comme pour le phosphore, le Léman joue le rôle de piège pour la silice. En effet, le bilan entrée-sortie est positif et correspond à un stockage de plus de 13'000 tonnes/an. L'activité métabolique des diatomées constitue la partie essentielle de ce piège, par insolubilisation et sédimentation de la silice dissoute des couches supérieures du lac.

4.3

METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS FLUVIATILES

Monique VIEL, François RAPIN et
Jean-Pierre VERNET

4.3.1 EVOLUTION DES CONTAMINATIONS PAR LES METAUX LOURDS DES SEDIMENTS DU RHONE AMONT ET DE SES AFFLUENTS ENTRE 1970 ET 1980

Introduction

Dès 1970, les sédiments du Rhône amont et de ses affluents sont analysés afin de connaître leurs teneurs en métaux lourds (mercure, cadmium, cuivre, zinc, plomb, étain, argent, etc.) et d'évaluer ainsi le niveau de la pollution par ces métaux.

En 1970 une première série d'échantillons est prélevée entre Branson (Martigny) et le Bouveret. Par la suite, de 1971 à 1978, les échantillons sont récoltés une fois par an entre Brigue et le Léman. L'augmentation de la pollution mercurielle amorcée en 1978 (RIBORDY, 1979; RAPIN et VERNET 1980) nous amène à contrôler le Rhône quatre fois en 1979 et six fois en 1980.

Les analyses chimiques sont effectuées sur la fraction du sédiment de diamètre inférieur à 63 microns, afin de limiter l'effet de la granulométrie. En effet, la fraction grossière ne fixe que peu les éléments traces.

Numérotation et provenance

La figure 1a) situe les points de prélèvements dans le Rhône; la figure 1b) ceux des rivières et des canaux affluents. Leurs numéros de provenance se retrouvent dans les tables 1 à 4.

Résultats

RHONE (figure 2 et tableau 1)

Dans les sédiments du Rhône, seul le mercure présente des valeurs supérieures au double de la teneur naturelle (TN = 50 ppb, valeur admise pour cette rivière) - définition de la méthode d'estimation : voir chapitre 3.3.

L'évolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône pendant la dernière décennie est donnée sur la figure 2 et dans le tableau 1.

Dans les années 1971 à 1973, deux points principaux de contamination sont mis en évidence (VERNET et RIBORDY, 1975) :

- . la région de Gampel (point No 13), après le rejet du canal de Turtig - zone industrielle de Viège;
- . la région industrielle de Monthey (point No 30).

Dès 1974, la situation s'est nettement améliorée, avec entre autres la mise en service de la station d'épuration de CIBA-MONTHEY. Les teneurs ont systématiquement diminué jusqu'en 1977. Malheureusement, dès 1978, on note une importante augmentation de la pollution mercurielle. En effet, la teneur moyenne en mercure des sédiments du Rhône durant le plan quinquennal 1976-1980 a évolué de la façon suivante :

1976	235 ppb	(1 campagne annuelle)
1977	170 ppb	(1 campagne annuelle)
1978	530 ppb	(1 campagne annuelle)
1979	1'200 ppb	(4 campagnes annuelles)
1980	3'560 ppb	(6 campagnes annuelles).

Les teneurs atteintes en 1980 dans le Rhône sont les plus élevées de toute cette décennie. L'évolution de la situation durant ces dernières années doit être considérée comme très grave.

Cinq zones de contamination peuvent être mises en évidence :

- Gampel (point 13) : en 1980, la teneur moyenne est de 25'300 ppb (506 fois la TN); cette contamination provient du canal de Turtig, qui draine la zone industrielle de Viège (complexe LONZA et la station d'épuration Viège-Lonza);
- point 65, en aval de Sierre et de sa zone industrielle;
- points 67, 17 et 68, en aval des canaux des stations d'épuration de Sierre et d'Uvrier;
- points 20 et 72, en aval de Sion et de sa zone industrielle;
- point 22, région de Fully, en aval du canal Ardon-Riddes (station d'épuration de Sion).

RIVIERES ET CANAUX AFFLUENTS (tableaux 2, 3 et 4)

Principal responsable de la contamination mercurielle du Rhône, le canal de Turtig dont la pollution est enregistrée depuis le début des recherches, montre une augmentation considérable des teneurs en mercure dans les échantillons prélevés en 1980 (tableau 2). La teneur à la sortie de la zone industrielle de Viège au point 44 a atteint en mars 1980 la teneur de 404'500 ppb (8'090 fois la TN) et en octobre de la même année la concentration était encore de 157'000 ppb (3'140 fois la TN). Comme les teneurs mesurées au point 44 sont systématiquement plus élevées qu'en aval de la station d'épuration de Viège (point 91), les rejets du complexe industriel seraient à l'origine de cette pollution. Des investigations plus récentes (1981) ont montré que la brusque augmentation enregistrée en 1980 provient en partie du curage du canal et de la redistribution de sédiments anciens contaminés. En aval des points 44 et 91, la pollution mercurielle décroît (points 8 et 12).

Les sédiments du canal d'Evionnaz sont fortement contaminés par différents métaux lourds (cadmium, mercure, étain, plomb, argent, cuivre, zinc) (tableau 3). La plus forte contamination de ce canal a été enregistrée en 1980 au point 121 :

Cadmium	747'500 ppb	(2'500 fois la TN)
Mercure	43'600 ppb	(870 fois la TN).

Cette pollution s'amorce en amont dès les points 92 et 136, et diminue à l'aval du point 121 (points 76 et 25). Le faible débit de ce canal explique son peu d'impact au niveau du Rhône.

Les sédiments des canaux recevant des rejets de stations d'épuration présentent aussi une pollution polymétallique importante (mercure, cadmium, argent, cuivre, zinc, étain, plomb) (tableau 4) mais les teneurs en mercure et en cadmium semblent se stabiliser. L'influence des rejets des deux stations d'épuration les plus importantes (Sierre et Sion) sur la pollution des sédiments du Rhône par le mercure n'est pas négligeable (tableaux 1 et 4).

Le cours inférieur de la Gamsa est contaminé par le cadmium; la Viège présente toujours des teneurs anormales en mercure; elles augmentent en 1980 (1'440 ppb, soit 30 fois la TN). Le mercure et le cadmium sont les principaux contaminants des canaux de Rarogne, d'Ardon-Riddes, de Fully, de Collombey-Massongex, de Stockalper et du Grand-Canal. Dès 1978, le niveau de pollution de ces canaux s'est stabilisé (tableau 5).

Heureusement, les sédiments de la Saltine, de la Dala, de la Navisence, du torrent de Montana, de la Borgne, de la Sionne, de la Drance et de l'Avançon ne sont pas contaminés par les métaux lourds.

Conclusions

- La pollution mercurielle du Rhône s'aggrave dès 1978. La teneur moyenne des sédiments du Rhône est, en 1980, 21 fois plus élevée qu'en 1977. Cette contamination est surtout due au canal de Turtig, qui reçoit les rejets de la zone industrielle de Viège. Les autres sources en mercure sont liées aux zones industrielles de Sierre et de Sion et aux canaux de rejets des stations d'épuration.
- Il n'y a pas d'amélioration de l'état des canaux et des rejets des stations d'épuration, depuis le début de l'étude.
- La Gamsa est toujours contaminée par le cadmium au niveau de la station d'incinération des ordures, ceci également depuis le début des études.
- Une forte contamination polymétallique caractérise le canal d'Evionnaz.
- Les principaux affluents du Rhône (à l'exception des canaux) ne sont pas contaminés par les métaux lourds.

Bibliographie

- BARBEN, H., (1979) : Rapport sur l'état de la charge mercurielle du Rhône et des mesures d'assainissement prises dans deux entreprises utilisant du mercure en Valais. Off. fédéral protect. environnement, Berne, 14 p.
- RAPIN, R. et VERNET, J.P., (1980) : Le Rhône amont et ses affluents. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, campagne 1979, p. 234-246
- RIBORDY, E., (1977) : Le Rhône amont et ses affluents. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, campagne 1976, p. 271-282.
- (1978) : Le Rhône amont et ses affluents. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, campagne 1977, p. 179-188.
- (1979) : Le Rhône amont et ses affluents. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, campagne 1978, p. 285-293.
- VERNET, J.P. et RIBORDY, E., (1975) : Teneurs en métaux lourds des sédiments du Rhône valaisan et de ses affluents. Bull. "La Murithienne", Soc. valais. Sci. nat., Sion, vol. 92, p. 9-20.

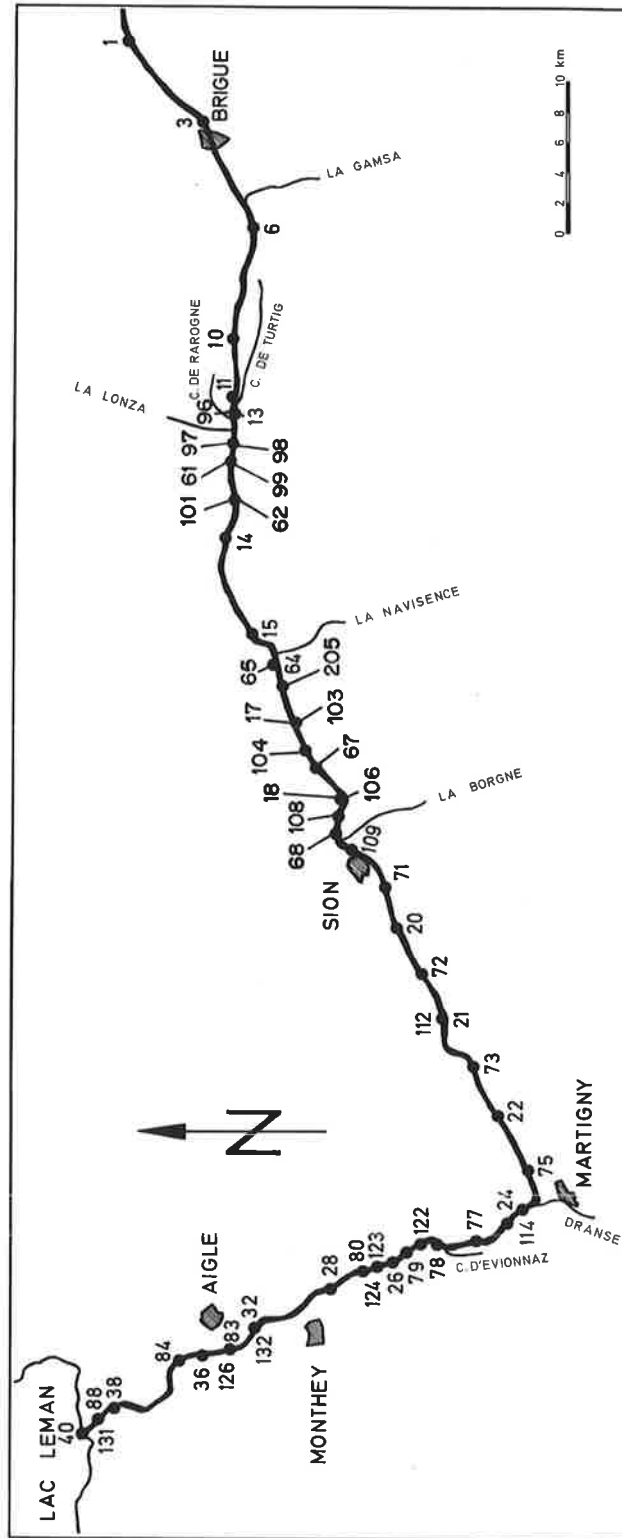


Fig. 1 a) SITUATION DES ECHANTILLONS DU RHÔNE

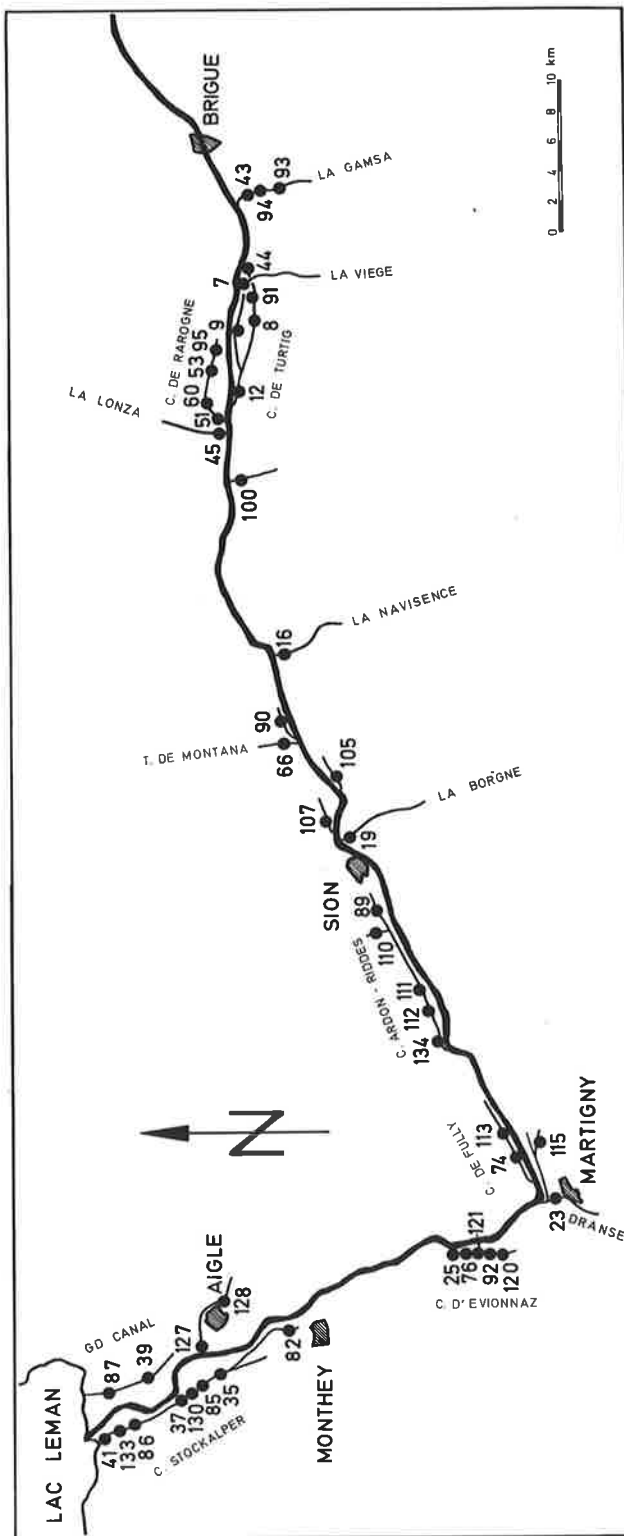


Fig. 1b) SITUATION DES ECHANTILLONS DES CANAUX ET AFFLUENTS.

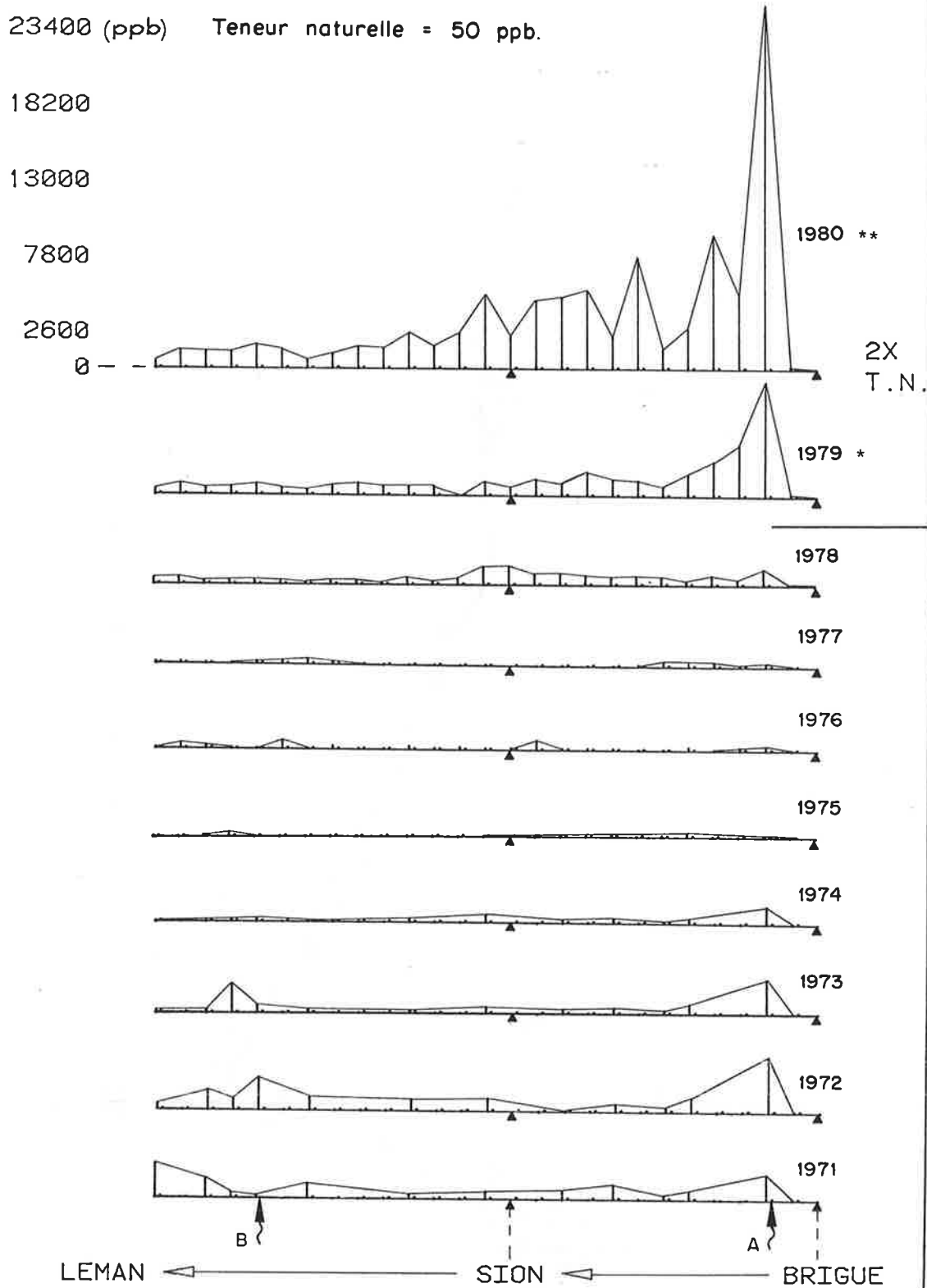


Fig. 2

Evolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône (1971-1980)

- a. Rejet du canal de Turtig qui draine la zone industrielle de Viège (complexe LONZA et station d'épuration Viège-Lonza)
- b. Rejet du lac de décantation de la station Monthey-Ciba

TABLEAU 1 - Evolution de la teneur en mercure des sédiments du Rhône en ppb

No prov.	Situation	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979 *	1980 **
40	Le Bouveret	400	2440	500	250	60	130	180	190	470	360	520
88	Noville		1400	1450	250	100	190	460	180	540	790	1330
38	Porte du Scex	980	450	870	2080	180	360	240	160	220	550	1230
36	Illarsaz	340	170	2320	590	250	80	160	300	300	630	1260
30	Monthey	690						660	300	330	540	1420
80	Aval de St-Maurice	190	1100	1000	250	80	100	70	440	170	410	630
26	Lavey-les-Bains							290	210	310	730	1070
78	Evionnaz								60	320	890	1530
114	Les Follatères							130	120	180	670	1480
75	Branson	170	340	860	210	260	130	260	110	550	670	2510
22	Fully							180	110	270	710	1580
73	Saillon							200	50	510	610	2530
72	Ardon							170	160	1300	990	5180
20	Aproz		590	950	500	600	30	240	60	1380	560	2300
71	Aval de Sion							740	90	840	1230	4820
68	Bramois		650	1000	370	250	140	190	100	860	880	5030
18	St-Léonard							180	90	730	1710	5550
67	Granges		1080	590	470	380	210	170	50	600	1200	2250
17	Chalais							150	170	680	1110	7740
65	Laminoir Chippis		290	400	270	170	190	160	390	620	680	1440
15	Firges		680	1050	770	420	340	270	250	300	1540	2890
14	La Souste							160	310	720	2480	9380
62	Gampinen								190	430	3570	2140
99	Niedergampel		1820	3900	2530	1290	100	370	280	1170	7920	25300
13	Gampel		60	50	40	50	30	30	120	50	210	180
10	St-German		80	70	50	50	30	30	50	20	40	70

* Moyenne de 4 prélèvements

** Moyenne de 6 prélèvements

TABLEAU 2 - Evolution de la teneur en mercure des sédiments du canal de Turtig en ppb

No	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
12	3100	9150	7820	4850	9000	9480	8050	5100	7200	80940
8	3300	15600	4980	3560	2690	4000	8490	8380	4370	112200
91	-	-	-	-	-	8180	16040	34500	4770	120900
44	-	33200	92300	9020	2956	15000	7380	11210	31620	157000

Teneur naturelle en mercure : 50 ppb

TABLEAU 3 - Evolution des teneurs en mercure et cadmium des sédiments du canal d'Evionnaz, en ppb

No		1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
25	Hg	6520	3680	3100	3720	6850	4350	6980	3300	1690	1390
	Cd	-	-	-	-	-	3780	5970	5850	4640	3540
76	Hg	-	-	-	-	-	540	1430	320	1090	620
	Cd	-	-	-	-	-	1360	4180	11210	25200	16000
121	Hg	-	-	-	-	-	-	8320	7970	3780	43600
	Cd	-	-	-	-	-	-	16700	12980	40630	747500
136	Hg	-	-	-	-	-	-	-	7850	6880	6320
	Cd	-	-	-	-	-	-	-	344400	218240	592000
92	Hg	-	-	-	-	-	200	200	110	170	610
	Cd	-	-	-	-	-	2110	2330	1720	2290	9430

Teneur naturelle en mercure : 50 ppb

Teneur naturelle en cadmium : 300 ppb

TABLEAU 4 - Evolution des teneurs en métaux lourds dans les sédiments des canaux des stations d'épuration

Station d'épuration	No		1976	1977	1978	1979	1980
SIERRE	90	Mercure ppb	810	1750	2370	800	1380
		Cadmium ppb	1330	870	1430	1470	1480
		Cuivre ppm	200	210	270	160	60
		Zinc ppm	300	190	600	530	420
		Plomb ppm	110	190	200	140	90
GRANGES	105	Mercure ppb	-	170	20	80	130
		Cadmium ppb	-	140	20	110	170
		Cuivre ppm	-	30	20	10	10
		Zinc ppm	-	80	20	70	190
		Plomb ppm	-	40	20	20	10
UVRIER	107	Mercure ppb	-	220	260	190	190
		Cadmium ppb	-	390	540	900	570
		Cuivre ppm	-	120	90	60	20
		Zinc ppm	-	180	180	190	210
		Plomb ppm	-	80	50	50	10
SION RD	89	Mercure ppb	4310	4870	4900	8310	4690
		Cadmium ppb	6060	5740	4560	6150	3320
		Cuivre ppm	420	600	520	360	660
		Zinc ppm	1570	470	600	600	1690
		Plomb ppm	330	890	580	410	890
CONTHEY	110	Mercure ppb	-	50	220	100	810
		Cadmium ppb	-	150	710	960	2490
		Cuivre ppm	-	30	100	60	170
		Zinc ppm	-	60	200	150	710
		Plomb ppm	-	20	70	60	200
MARTIGNY	115	Mercure ppb	-	430	1215	830	720
		Cadmium ppb	-	210	410	700	660
		Cuivre ppm	-	80	50	80	60
		Zinc ppm	-	120	100	180	250
		Plomb ppm	-	90	50	50	20
VOUVRY	130	Mercure ppb	-	410	260	730	230
		Cadmium ppb	-	1120	670	10300	1110
		Cuivre ppm	-	80	60	110	30
		Zinc ppm	-	110	150	600	140
		plomb ppm	-	130	60	180	20

Teneur naturelle en : Mercure 50 ppb
 Cadmium 300 ppb
 Cuivre 50 ppm
 Zinc 100 ppm
 Plomb 50 ppm

TABLEAU 5 - Evolution des teneurs en mercure et en cadmium dans les sédiments des affluents et canaux du Rhône en ppb

Affluent ou canal	No		1976	1977	1978	1979	1980
GAMSA	43	Mercure ppb	550	2790	490	80	140
		Cadmium ppb	5520	73330	1540	3580	4410
LA VIEGE	7	Mercure ppb	30	920	240	370	1440
		Cadmium ppb	50	150	130	190	140
C. DE RAROGNE (moyenne)		Mercure ppb	130	220	190	130	280
		Cadmium ppb	1270	780	800	1190	1060
C. D'ARDON- RIDDES (moyenne)		Mercure ppb	-	430	450	1240	780
		Cadmium ppb	-	620	920	3100	1860
C. DE FULLY 74		Mercure ppb	250	140	260	480	290
		Cadmium ppb	850	790	950	1010	1000
C. DE COLLOMBEY MASSONGEX (moyenne)		Mercure ppb	480	240	290	330	470
		Cadmium ppb	460	310	870	980	1510
C. STOCKALPER (moyenne)		Mercure ppb	540	360	490	610	360
		Cadmium ppb	960	1020	1090	4110	2490
GRAND CANAL (moyenne)		Mercure ppb	160	180	140	240	140
		Cadmium ppb	810	970	540	1730	490

Teneur naturelle en : Mercure 50 ppb
Cadmium 300 ppb

4.3.2 METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DES AFFLUENTS DU LEMAN

Au cours du printemps 1976, les affluents suisses du Léman ont été échantillonnés dans le but de déterminer leur degré de contamination par les métaux lourds et de localiser les sources de rejet (VERNET et DAVAUD, 1977). Les années suivantes (1977-1980), seules les rivières dont la pollution s'est avérée inquiétante ont été examinées.

Seules les fractions limoneuses et argileuses (< 63 μ m) ont fait l'objet d'une analyse chimique portant sur les teneurs en matière organique, carbonate de calcium et onze métaux.

Sur le tableau 1 est reportée la liste des métaux et leur teneur naturelle; celle-ci a été estimée pour chacun des éléments analysés à partir de la distribution statistique de leurs valeurs mesurées sur l'ensemble des affluents (figure 1). Cette méthode, quoique moins précise que celle utilisée pour les sédiments lacustres, est correcte pour un bassin versant géologiquement homogène.

Sur les cartes qui illustrent la répartition de plusieurs métaux dans ces rivières, chaque point échantillonné est représenté par un cercle dont le diamètre est une fonction logarithmique du rapport teneur mesurée sur teneur naturelle. Les cercles sont hachurés dès que ce rapport est supérieur à 2.

Le mercure apparaît comme le polluant majeur de l'ensemble de ces cours d'eau (figure 2). Le cadmium et le zinc y sont aussi concentrés de façon notable (figures 3 et 4). Les pollutions par le plomb et le chrome n'affectent qu'un petit nombre d'affluents (figures 5 et 6). Le cuivre s'accumule dans les sédiments en liaison avec le drainage du vignoble vaudois.

La Venoge, la Chamberonne, le Flon, la Promenthouse, l'Aubonne, l'Asse et le Vengeron apparaissent en 1976 comme les rivières les plus affectées par diverses pollutions métalliques.

Les analyses de 1977, 1978 et 1979 ont confirmé ces premiers résultats.

A la fin de ces études, nous pouvons conclure que :

- La Chamberonne présente une pollution polymétallique qui s'explique par la présence de la zone industrielle de Renens; par ailleurs ses affluents, la Sorge et la Mèbre, se distinguent par des pollutions plus spécifiques :
 - argent et cuivre par la Sorge,
 - mercure, cadmium, cuivre et plomb par la Mèbre.
- La Promenthouse est généralement peu polluée, sauf en quelques points par le mercure, le cadmium, le zinc et le plomb.
- Dans l'Asse, l'augmentation des teneurs en mercure et en zinc se marque dans la zone urbaine de Nyon.
- Le Vengeron est une rivière très fortement polluée par le mercure et le cadmium, conséquence des rejets de deux stations d'épuration dans un cours d'eau à faible débit.

Si nous pouvons définir avec une relative précision les principaux points de rejet répartis au long de ces cours d'eau, il semble toutefois hasardeux de préciser l'évolution de la situation sur ces rivières de 1976 à 1979. En effet, si l'ampleur des contaminations fluctue entre ces quatre années, en liaison avec les variations inhérentes aux rejets et au régime des rivières, ces facteurs sont difficilement contrôlables par un échantillonnage annuel.

BIBLIOGRAPHIE

- VERNET, J.P. et DAVAUD, E., (1977) : Recherche des métaux lourds dans les sédiments des affluents du Léman. Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, campagne 1976, p. 254-270.
- VIEL, M., DAVAUD, E. et VERNET, J.P., (1978) : Contamination par les métaux lourds des sédiments de quelques affluents du Léman et des principales rivières du canton de Genève. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, campagne 1977, p. 158-178.
- VIEL, M. et VERNET, J.P., (1979) : Contamination par les métaux lourds des sédiments de quelques affluents du Léman et des principales rivières du canton de Genève. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, campagne 1978, p. 270-284.
- VIEL, M. et VERNET, J.P., (1980) : Contamination par les métaux lourds des sédiments de quelques affluents du Léman et d'un affluent de l'Arve. In : Rapport Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, campagne 1979, p. 218-233.

TABLEAU 1 - Teneur naturelle des sédiments

Eléments		Teneur naturelle
Mercure	(ppb)	50
Plomb	(ppm)	50
Cuivre	(ppm)	50
Zinc	(ppm)	70
Nickel	(ppm)	70
Cobalt	(ppm)	20
Chrome	(ppm)	125
Cadmium	(ppb)	300
Vanadium	(ppm)	100
Baryum	(ppm)	350
Argent	(ppm)	1

Figure 1 - Exemple de détermination de la teneur naturelle (mercure)

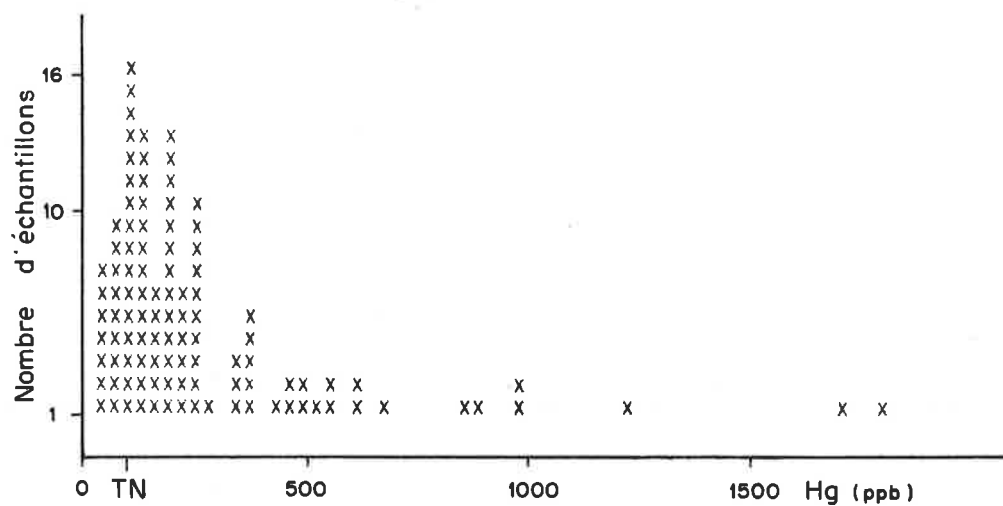


Figure 2 - Mercure dans les sédiments des affluents du Léman en 1976

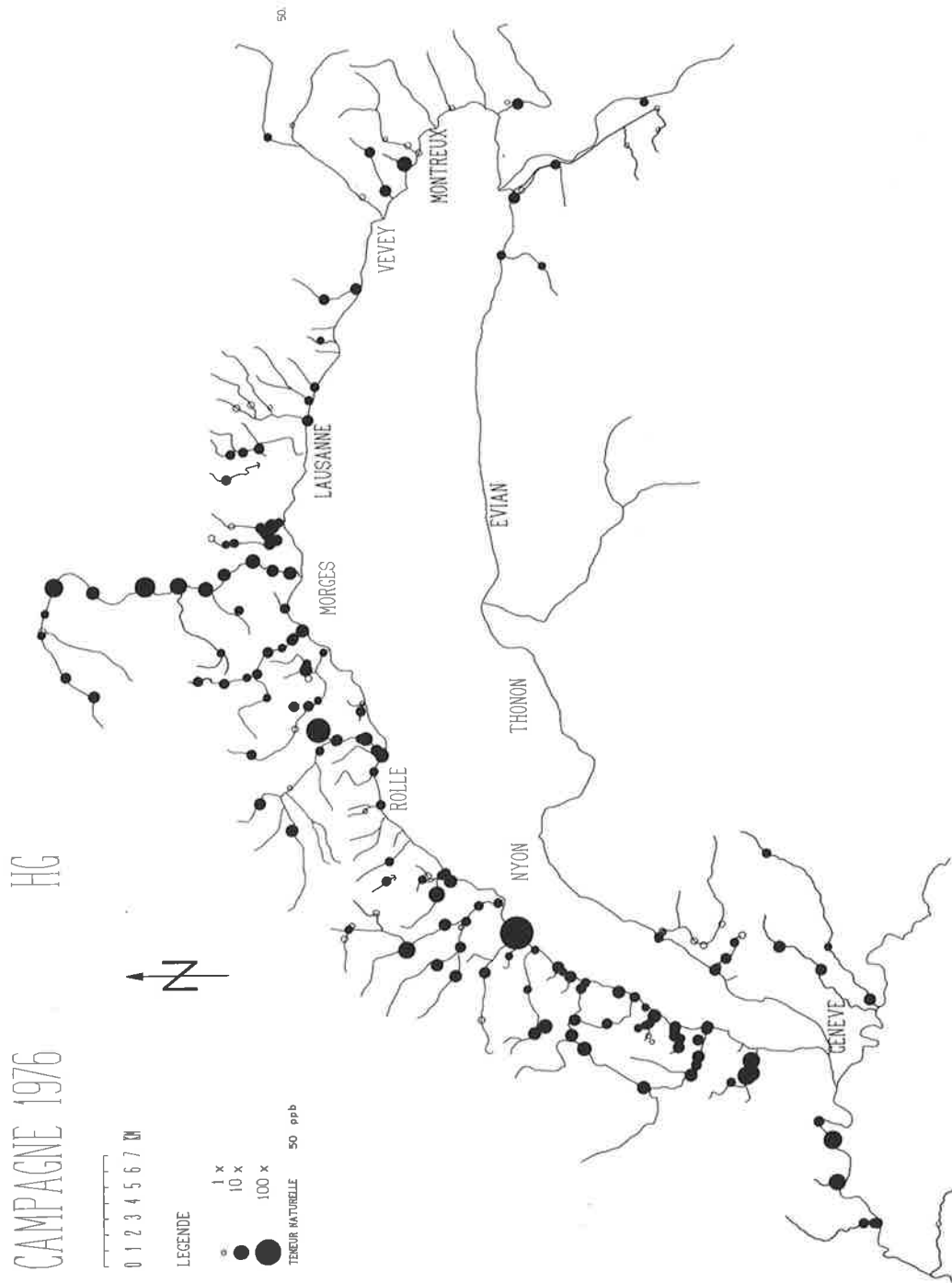


Figure 3 - Cadmium dans les sédiments des affluents du Léman en 1976

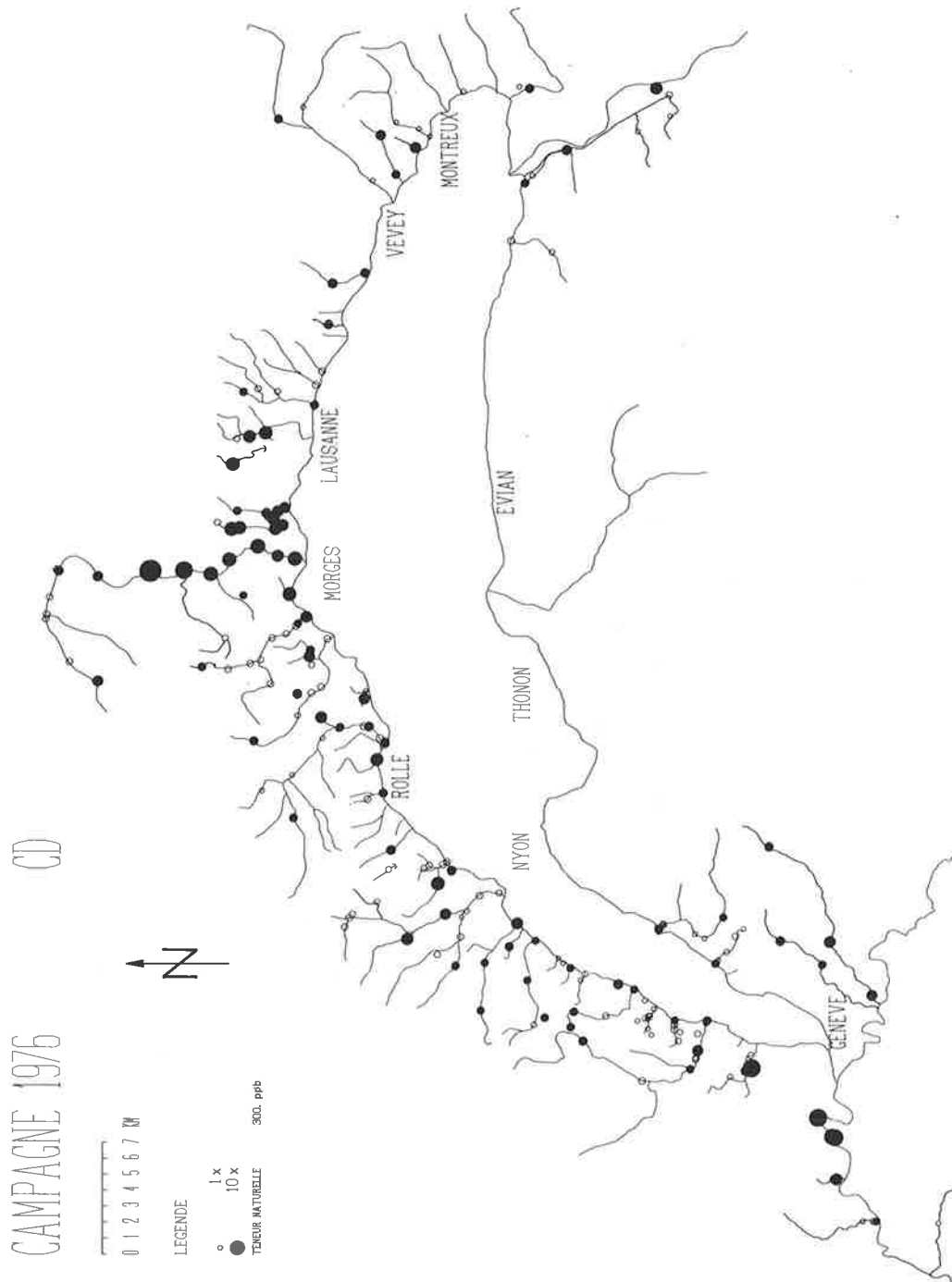


Figure 4 - Zinc dans les sédiments des affluents du Léman en 1976

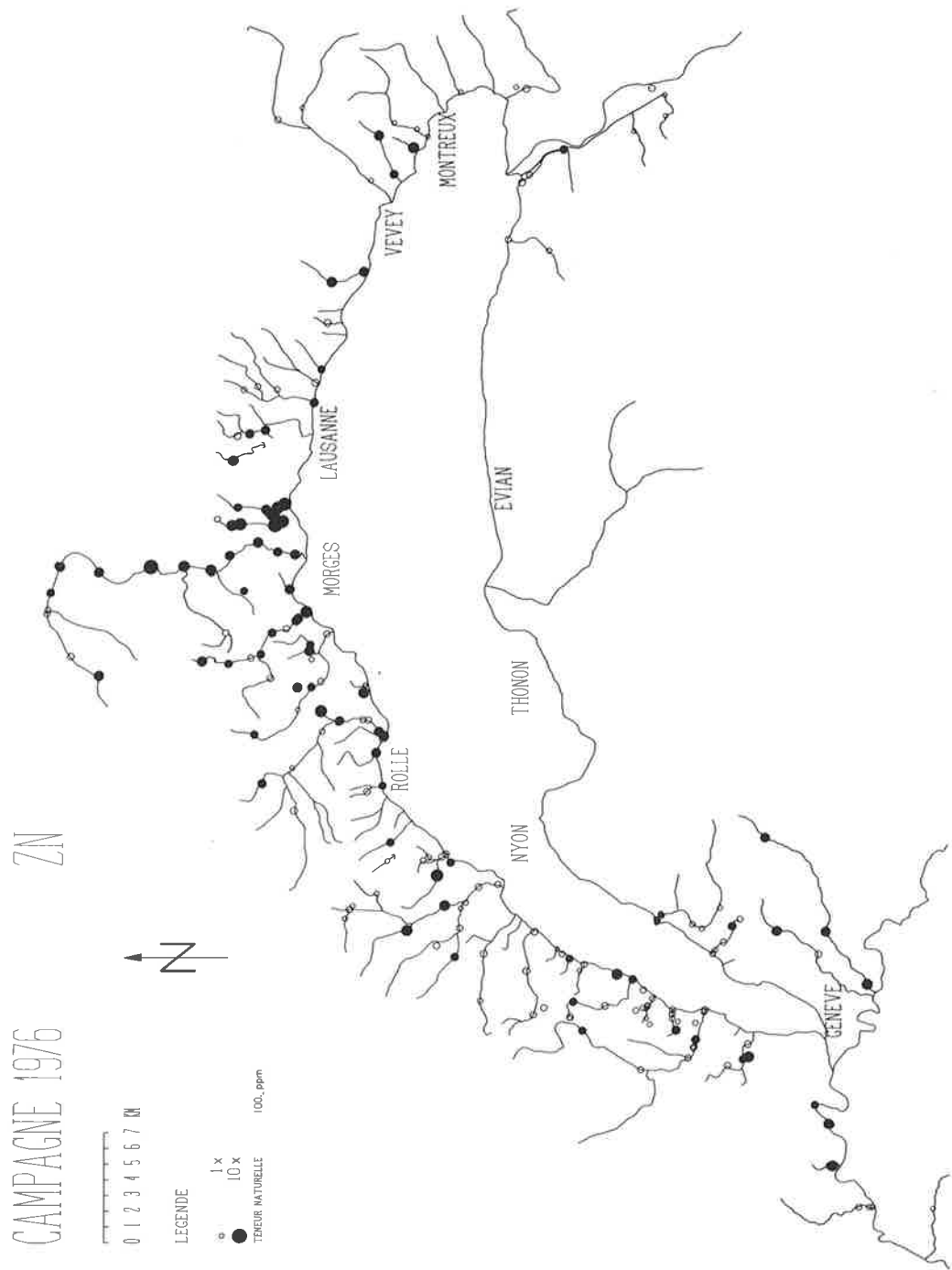


Figure 5 - Plomb dans les sédiments des affluents du Léman en 1976

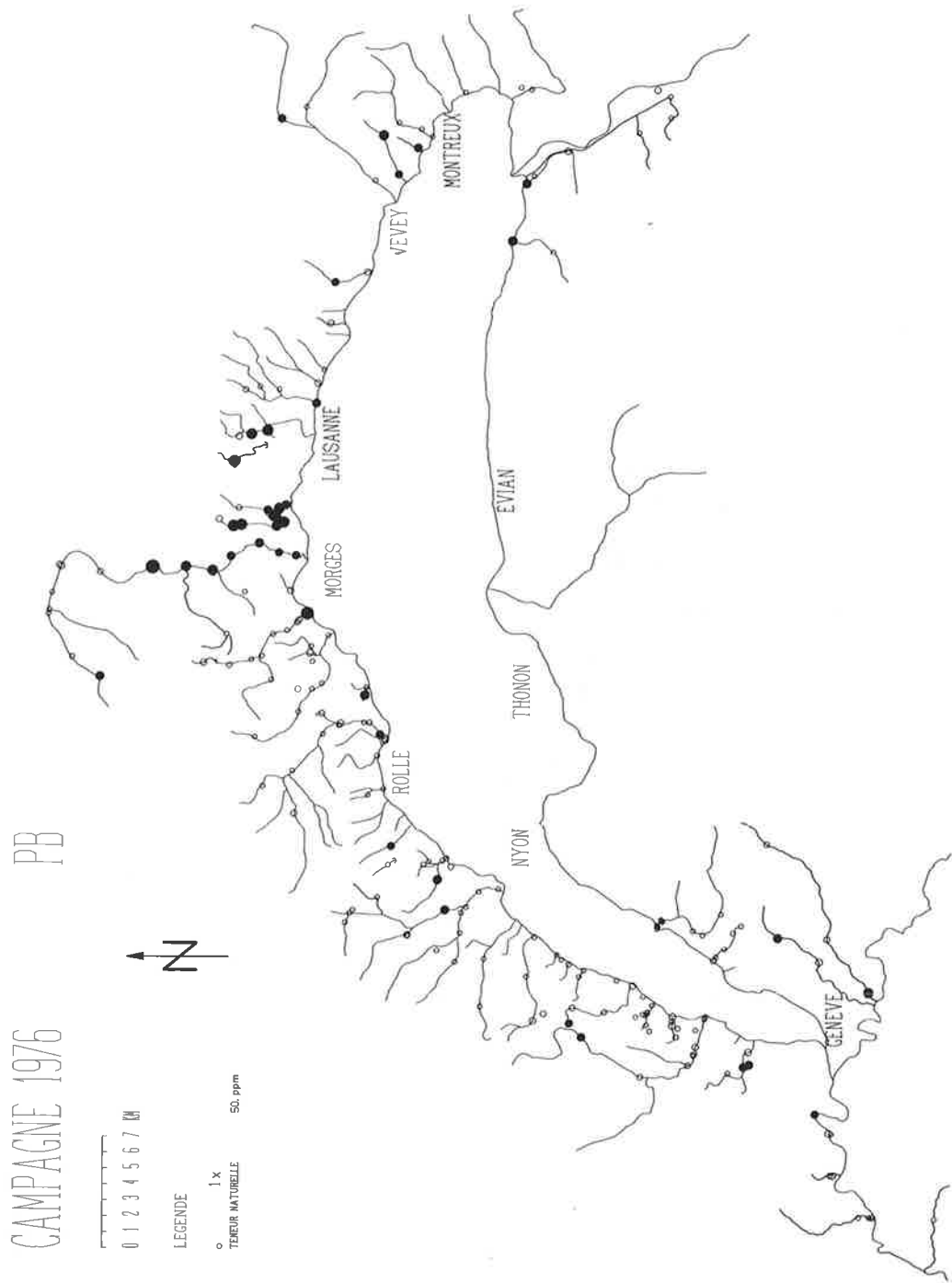


Figure 6 - Chrome dans les sédiments des affluents du Léman en 1976

