

RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES

Campagne 1991

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

LAC

Etat trophique

Une météo encore défavorable

Pour la cinquième année consécutive, l'année 1991 est à nouveau marquée par un hiver relativement doux qui n'a pas permis une homogénéisation thermique de l'ensemble des eaux du lac. Il peut être estimé que la circulation hivernale des eaux a atteint 150 mètres de profondeur, par conséquent la réoxygénation des eaux profondes n'a pas été réalisée. Conséquence de cette situation défavorable, la concentration maximale en oxygène des eaux du fond à la fin de l'hiver est de 3.13 mg O₂/l et chute à 1.04 mg O₂/l en octobre 1991 (figure 1).

Un plancton en évolution

Le phytoplancton se développe très précocement en 1991, dès le début du mois de mars. En effet, les conditions climatiques qui ont régné au début de l'année 1991 ont favorisé la production primaire. En particulier, l'absence de vents forts (vitesse supérieure à 5 m/s) à la fin de février et pendant une grande partie de mars (dernière semaine exceptée) a permis l'instauration d'une stratification thermique superficielle et par suite le développement très précoce du phytoplancton, malgré un rayonnement global modéré.

Une forte production primaire se maintient jusqu'à la fin du mois de mai. Classiquement, elle s'effondre début juin, pendant la phase des eaux claires, du fait de la consommation du phytoplancton par le zooplancton. Bien qu'étant plus faible qu'au printemps, celle-ci reste soutenue en été. Il en résulte une production primaire annuelle nette très élevée, jamais atteinte antérieurement (359 g C.m⁻².an⁻¹).

Le phytoplancton de l'année 1991 est caractérisé par une contribution exceptionnelle du nanoplancton, qui constitue presque la totalité de la biomasse au printemps et est encore abondant pendant l'été. Comparé au microplancton, à biomasse égale, le nanoplancton présente des particularités remarquables. Il contient plus de chlorophylle, paramètre qui représente plus une capacité photosynthétique qu'une véritable biomasse. Du fait même de sa petite taille, le rapport élevé surface / volume favorise les échanges entre les cellules et le milieu et par conséquent l'intensité du métabolisme cellulaire. De telles caractéristiques physiologiques confèrent aux algues nanoplanctoniques un potentiel photosynthétique élevé. En outre, le taux de multiplication de la plupart des espèces nanoplanctoniques est rapide, alors que leur taux de sédimentation est faible. Il en résulte une accélération du recyclage des nutriments et de la matière organique à l'intérieur même de la zone euphotique. Ce phénomène est d'ailleurs confirmé par la faible quantité de carbone organique particulaire qui parvient en profondeur.

Bien que la production annuelle soit très élevée en 1991, les maxima d'assimilation du carbone (A_{max}), relevés sur les profils verticaux de production, plafonnent à des valeurs inférieures à celles mesurées les années précédentes. Ce paramètre ponctuel, indicateur de l'intensité de la photosynthèse, est plus révélateur de l'état trophique d'un lac que les valeurs de production intégrées et indique une tendance du Léman à évoluer vers un état moins eutrophe, tendance confirmée par la faible biomasse annuelle moyenne du phytoplancton.

En ce qui concerne le broutage du phytoplancton par le zooplancton, les cladocères herbivores, très efficaces dans l'élimination du nanoplancton, ont présenté début juin un pic très marqué et apparaissent comme les principaux responsables de la phase des eaux claires. Leur abondance a été par la suite limitée par les grands cladocères prédateurs, condition qui a probablement favorisé la persistance inhabituelle en été d'une proportion importante d'algues nanoplanctoniques.

Des conséquences positives pour l'état des eaux

Les constats biologiques se marquent au niveau de la transparence par un minimum en mars (2.8 m) et par une forte valeur en juin (13 m).

Le réapprovisionnement en nutriments des couches superficielles a été limité à nouveau par le peu d'efficacité du brassage hivernal.

La consommation des nutriments par le plancton a encore cette année été marquée par l'épuisement quasi total du phosphore dissous pendant tout l'été dans la couche 0 - 10 mètres (figure 2), de même que pour la silice de mi-juillet à mi-août dans les cinq premiers mètres.

Au vu de la baisse des teneurs en oxygène dans les fonds, et de la concentration au début 1991 (3.13 mg O_2/l), on aurait pu s'attendre à des teneurs encore plus faibles à la fin 1991, alors que les valeurs sont identiques à celles de 1989. Cette faible consommation d'oxygène dissous en 1990 et 1991 doit être mise en relation avec les faibles concentrations en substances organiques particulières (carbone, azote) mesurées dans les eaux de fond et donc de la faible demande en oxygène pour leur destruction (minéralisation). Il est constaté là l'incidence de la limitation de la croissance des algues en surface pendant l'été et l'évolution du type d'algues vers des algues de petites tailles. Cette matière organique est principalement recyclée dans les zones superficielles du lac et n'arrive qu'en faible quantité dans les zones profondes.

La désoxygénation des couches profondes est suffisante pour réduire les sels de manganèse et assurer leur diffusion à partir des sédiments, comme en témoigne la présence de concentrations relativement élevées toute l'année dans les eaux du fond. Cette désoxygénation n'est cependant pas suffisante pour que les sels de fer (important fixateur du phosphore) subissent le même sort; à aucun moment, ceux-ci n'apparaissent dans l'eau. En conséquence, on constate une limitation de la diffusion du phosphore depuis les sédiments qui est actuellement beaucoup plus faible que dans les années 70.

La traduction de l'évolution favorable des teneurs en nutriments

L'ensemble de ces phénomènes plutôt favorable est lié à la diminution des apports externes en phosphore.

Pour l'ensemble du lac, l'évolution à la baisse des concentrations en phosphore se poursuit - moyennes annuelles pondérées, pour le phosphore total : 52.3 $\mu g P/l$ (4'480 tonnes) et pour le phosphore dissous : 45.3 $\mu g P/l$ (3'880 tonnes) - (figure 3).

La diminution continue depuis 1979 (baisse de 42 %) est due aux efforts d'assainissement (notamment stations d'épuration pratiquant la déphosphatation), à la suppression des phosphates dans les lessives textiles en Suisse et aux pratiques agricoles tendant à limiter les pertes en nutriments.

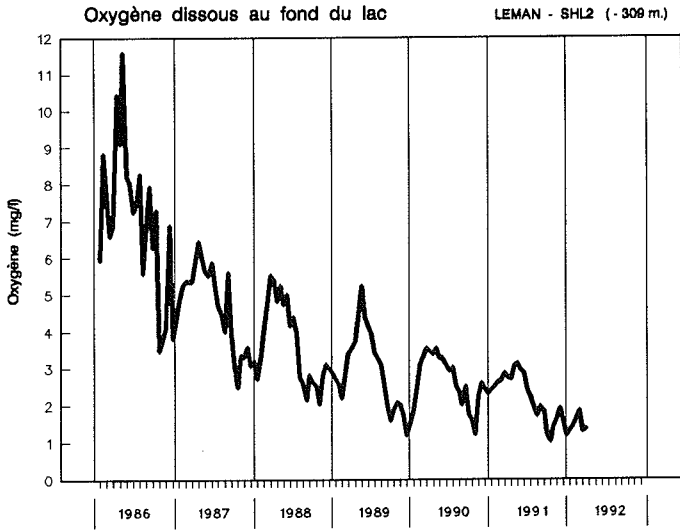


Figure 1

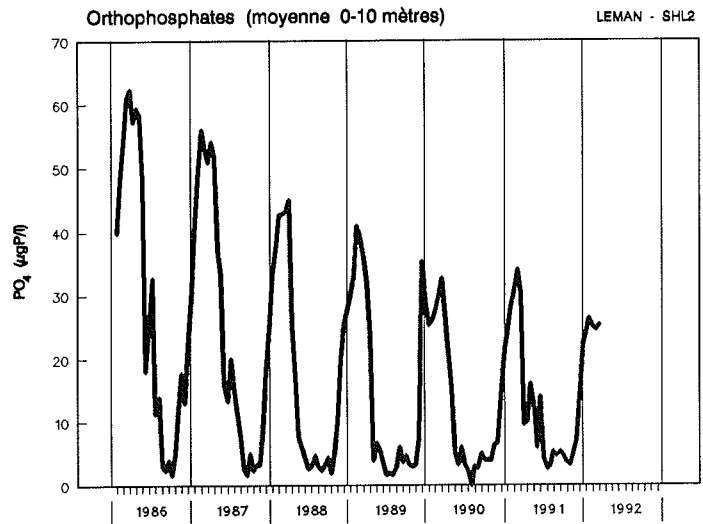


Figure 2

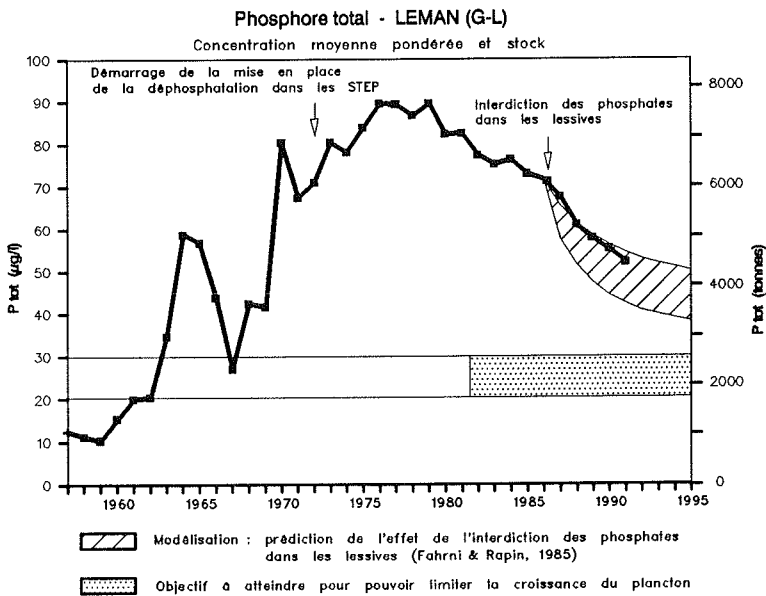


Figure 3

L'évolution des concentrations en azote nitrique et total montre une tendance à la baisse. Cette évolution a débuté en 1985 pour l'azote total et en 1989 pour l'azote nitrique. Les stocks pour 1991 sont de 56'540 tonnes pour l'azote total (0.66 mg N/l) et 49'080 tonnes pour l'azote nitrique (0.57 mg N/l).

Une confirmation de cette amélioration par les vers dans les sédiments

La restauration de l'état du Léman implique le rétablissement, aussi complet que possible, des communautés biologiques qui colonisaient le lac avant que l'eutrophisation ne s'installe. Selon les communautés choisies pour évaluer la restauration, le diagnostic sera différent. En effet, les communautés de la pleine eau (plancton par exemple) sont capables de réagir plus rapidement que celles des sédiments; cependant, celles-ci, et en particulier les communautés de vers, intègrent de façon durable les modifications à long terme du milieu. De ce fait, une amélioration se manifesterait plus tardivement, mais de façon plus fiable, au niveau du sédiment qu'au niveau de la pleine eau.

A 40 m de profondeur, l'abondance relative des vers (tubificidés et lumbriculidés) appartenant à des espèces oligotrophes a passé de 17 % en 1982 à 41 % en 1991. D'après ces valeurs, le Léman a évolué du stade méso-eutrophe au stade mésotrophe au cours de la période étudiée. En 1991, les améliorations constatées depuis quelques années au niveau de l'eau se sont étendues pour la première fois jusqu'au sédiment : la restauration biologique du Léman s'amorce.

Les chlorures à suivre

Il est constaté d'année en année une tendance à l'augmentation de la concentration en chlorures. En 1991, cette concentration est de 6.0 mg/l, alors qu'elle n'était que de 2.7 mg/l en 1971. On peut toutefois s'attendre à ce que cette hausse se stabilise lorsque les concentrations dans le lac seront voisines de celles observées dans les apports soit environ 7.7 mg/l en moyenne pondérée, dans la mesure où les apports en chlorures restent stables.

Micropolluants

Dans l'eau

Les teneurs en métaux dans les eaux du lac (mercure, plomb, cadmium, chrome, cuivre, manganèse, fer et aluminium) demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson et la vie piscicole.

Des traces d'herbicides (atrazine et simazine) sont toujours décelables, en toutes saisons et profondeurs, dans les eaux du lac. Les concentrations observées ne sont pas significativement différentes de celles mesurées antérieurement. L'amélioration de la méthodologie a permis de mettre en évidence la présence de traces d'un autre herbicide de la famille des triazines, la terbutylazine. Toutes les concentrations mesurées restent inférieures aux exigences requises pour une eau de boisson.

Depuis plusieurs années, il n'est pas observé d'augmentation des teneurs en NTA (acide nitrilo-triacétique) et EDTA (acide éthylène-diamino-tétracétique) dans les eaux du lac. Ceci s'explique, d'une part par la dégradabilité de ces composés et d'autre part probablement par la limitation des apports. Les concentrations mesurées pour ces deux composés demeurent faibles ($\leq 1 \mu\text{g/l}$) et sont inférieures aux tolérances fixées pour les eaux de boisson.

Dans les poissons

Les teneurs en métaux lourds (mercure, plomb, cadmium et chrome) de la chair de lotte ou de perche demeurent basses et inférieures aux exigences requises pour les denrées alimentaires. Résultat notamment des efforts consentis pour l'assainissement, l'amélioration observée ces dernières années, quant à la contamination métallique du Léman, se confirme.

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

BASSIN VERSANT DU LEMAN

L'épuration des eaux usées

En ce qui concerne la gestion des eaux usées, les problèmes principaux sont liés à la nature et à l'état des réseaux qui véhiculent trop d'eaux propres qui n'ont rien à y faire. Cet état de fait provoque des déversements d'eaux non traitées par l'intermédiaire des déversoirs d'orage; par ailleurs, les eaux parasites perturbent le bon fonctionnement des stations d'épuration (STEP).

Sur les 154 STEP du bassin versant du Léman, 80 % ont fait l'objet de contrôles selon les recommandations de la Commission internationale (minimum de 4 contrôles sur 24 heures par année). Cette proportion correspond cependant à 98 % de la population raccordée.

Pour les 110 STEP pratiquant la déphosphatation et contrôlées selon les recommandations, le rendement d'élimination du phosphore sur les eaux traitées atteint près de 86 %. Pour l'élimination de la matière organique, le rendement atteint 91 %.

Les apports par les affluents

La somme des débits moyens (1991) de l'ensemble des quatre affluents principaux (Rhône, Dranse, Aubonne et Venoge) est voisine de 200 m³/s. Cette valeur est identique à celle de 1990. Elle est en augmentation d'environ 5 % par rapport à 1989.

Pour le phosphore dissous, élément directement assimilable par les algues, il faut relever, au niveau des rivières, une baisse des apports de 17 % par rapport à 1990 et de 24 % par rapport à 1989. En terme de concentration en phosphore dissous, il faut signaler quatre rivières qui ont les concentrations les plus élevées : le Foron (0.146 mg P/l), la Versoix (0.076 mg P/l), la Chamberonne (0.064 mg P/l) et la Morges (0.057 mg P/l).

Pour la totalité des apports en phosphore dissous (affluents + apports directs par les STEP), la baisse en 1991 est de 12 % par rapport à 1990.

L'étude des formes du phosphore particulaire sur les quatre affluents principaux montre que l'apatite (minéral phosphaté n'ayant pas d'influence sur l'eutrophisation) représente 83.5 % du phosphore particulaire dans le Rhône amont, 51.5 % dans l'Aubonne, 47 % dans la Dranse et 40 % dans la Venoge.

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent environ les $\frac{2}{3}$ du total des apports des quatre rivières principales et des dix rivières secondaires. Pour l'ensemble des rivières, on note une augmentation d'environ 7 % par rapport à 1990. On constate que certaines rivières ont des concentrations en nitrates relativement élevées : la Morges (7.4 mg N/l), la Venoge (5.4 mg N/l), la Dullive (4.0 mg N/l) et la Chamberonne (3.8 mg N/l).

Les apports en chlorures sont identiques à ceux de 1989 et en baisse d'environ 7 % par rapport à 1990. La concentration moyenne pondérée pour l'ensemble des rivières étudiées atteint 7.7 mg Cl/l.

Le bilan des apports en phosphore durant l'année 1991 se présente comme suit :

	Phosphore dissous (PO ₄) directement disponible pour les algues (tonnes)	Phosphore total (tonnes)
Apports par les quatre affluents principaux (Rhône + Dranse + Aubonne + Venoge) ¹	71	1'011
Apports par dix affluents secondaires	15	59
Apports par les stations d'épuration rejetant leurs eaux traitées directement au lac ou dans des rivières non prises en compte (+ estimation des déversoirs d'orage)	36	108
Apports atmosphériques ²	< 6	< 10
	128	1'188

Dans le cadre de la CIPEL, une étude méthodologique est actuellement en cours pour choisir des substrats fixateurs pour la mise en évidence des micropolluants dans les affluents.

Dans l'état actuel, cette étude, très lourde analytiquement parlant, n'a pas permis de détecter des polluants non décelés jusqu'à maintenant. Dans une certaine mesure, nous ne pouvons que nous réjouir de ce fait, bien que des traces de composés organiques non identifiés aient été mises en évidence.

Les principales contaminations détectées antérieurement par différents travaux de la Commission se confirment :

- . contamination de l'Aubonne et du Rhône par le mercure,
- . contamination polymétallique de la Venoge,
- . relative pureté de la Dranse quant aux micropolluants,
- . présence ubiquiste des PCB et solvants chlorés,
- . présence généralisée d'herbicides (triazines) dans les eaux.

¹ Dans les apports des quatre affluents principaux, environ 7 tonnes de phosphore dissous et 20 tonnes de phosphore total sont dus aux déversoirs d'orage et aux STEP rejetant dans ces bassins.

² Une étude bibliographique tend à montrer que la technique utilisée jusqu'ici surestime fortement ces apports. Les données antérieures doivent donc être prises avec beaucoup de prudence.

BASSIN VERSANT DU RHONE AVAL

(jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy)

Pour le bassin du Rhône en aval du lac (jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy), les analyses effectuées sur les différentes rivières ont permis de préciser la participation des divers bassins versants dans l'enrichissement en éléments fertilisants.

Pour les nitrates, l'Arve apporte environ 2'300 tonnes et le bassin dit "genevois" environ 720 tonnes.

Ce dernier bassin apporte 206 tonnes de phosphore dissous et l'Arve 133 tonnes. La totalité du bassin versant en aval du lac jusqu'à Chancy apporte 348 tonnes de phosphore dissous, soit quatre fois plus que les quatorze rivières étudiées du bassin du Léman.

En aval du Léman, la qualité biologique du Rhône émissaire est assez satisfaisante, compte tenu des fortes variations de débit imposées par la régulation des eaux du lac. Mais les effets conjugués des rejets de la station d'épuration d'Aire-Genève et du barrage hydro-électrique de Verbois se font rapidement sentir et dans la retenue, la situation est franchement mauvaise. En aval du barrage, le fleuve retrouve une qualité biologique plus acceptable, sans pour autant abriter les biocénoses caractéristiques de ce type de cours d'eau.

Des études menées à l'occasion de la vidange triennale de la retenue de Verbois en 1984 et du chantier du barrage du Seujet depuis 1987 ont montré que ces travaux n'ont eu qu'un impact limité sur la macrofaune. Dans les deux cas, le retour à la situation initiale a été assez rapide et complet.

Selon le classement de la qualité des eaux proposé par l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), la qualité chimique et la qualité bactériologique du Rhône émissaire sont bonnes. Mais les apports de la station d'épuration d'Aire font globalement passer le Rhône dans la catégorie "eaux nettement polluées". Contrairement à ce qui se passe pour la biologie, il n'est pas constaté ensuite d'amélioration significative jusqu'à Chancy. En aucun endroit, le Rhône ne retrouve une qualité d'eau suffisante pour être qualifié de "faiblement polluée". C'est essentiellement l'azote ammoniacal qui est responsable de cette situation.

La comparaison entre les résultats de 1984 et ceux de 1990-1991 met en évidence une nette dégradation à l'aval des rejets d'Aire : en quelques années, divers paramètres chimiques (dont l'azote ammoniacal) et bactériologiques ont vu leurs valeurs augmenter considérablement. En ce qui concerne la macrofaune benthique, la dégradation est tout aussi nette et de plus, elle s'amorce déjà en amont des rejets, ce qui ne laisse pas d'être inquiétant.

Il a également été montré que la STEP d'Aire n'est pas seule responsable de l'état actuel du Rhône genevois et que le bassin de l'Arve participe également à son enrichissement net en azote et en phosphore.

Sur les 60 STEP du bassin du Rhône aval (jusqu'à Chancy), 15 seulement (toutes les genevoises et une française) sont contrôlées selon les recommandations de la CIPEL. Ces 15 stations correspondent à 58 % de la population raccordée et leur rendement pour l'élimination de la matière organique atteint 80 %.

CONCLUSIONS

Les principaux points positifs suivants sont relevés :

- . baisse des apports en phosphore dissous du bassin versant du Léman
- . baisse des teneurs en phosphore dans le lac
- . baisse depuis deux ans des teneurs en azote (nitrates)
- . baisse de la biomasse algale
- . faible apports en matière organique vers le fond
- . baisse de la consommation de l'oxygène dissous dans les eaux du fond
- . baisse du relargage du phosphore depuis les sédiments
- . confirmation de la faible contamination des eaux et des poissons par les métaux lourds
- . concentrations en NTA et EDTA demeurant faibles et aucune augmentation des concentrations n'est mesurable
- . confirmation de l'installation d'espèces phytoplanctoniques oligo-mésotrophes avec retour de fortes populations de diatomées
- . doublement de 1982 à 1991, dans les sédiments à 40 mètres de profondeur, de l'abondance relative des vers appartenant à des espèces oligotrophes.

En revanche, les points négatifs sont les suivants :

- . teneurs en oxygène restant trop faibles dans les eaux profondes
- . teneurs en phosphore encore trop élevées
- . production algale encore trop importante
- . présence de certains herbicides (triazines) dans les eaux
- . dégradation de l'état biologique du Rhône aval
- . contrôle des stations d'épuration insatisfaisant, plus particulièrement sur le bassin du Rhône aval

En résumé :

La qualité chimique des eaux du Léman s'est améliorée ces dernières années. Cette amélioration commence à se faire sentir au niveau de la biologie (plancton - benthos).

Bien que le phosphore voie ses concentrations encore baisser, il apparaît, au vu de la production algale, que ses teneurs sont encore trop élevées. Les efforts doivent être poursuivis pour diminuer encore les apports de toutes origines afin d'atteindre les objectifs de concentration dans le lac de 20 à 30 $\mu\text{g P/l}$.