

SOMMAIRE

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

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

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

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

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

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

RAPPORTS TECHNIQUES

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

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 1996

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

LAC

Etat trophique

L'évolution des teneurs en nutriments

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

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

Une météorologie défavorable au mélange hivernal

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

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

Des conséquences pour l'état des eaux

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

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

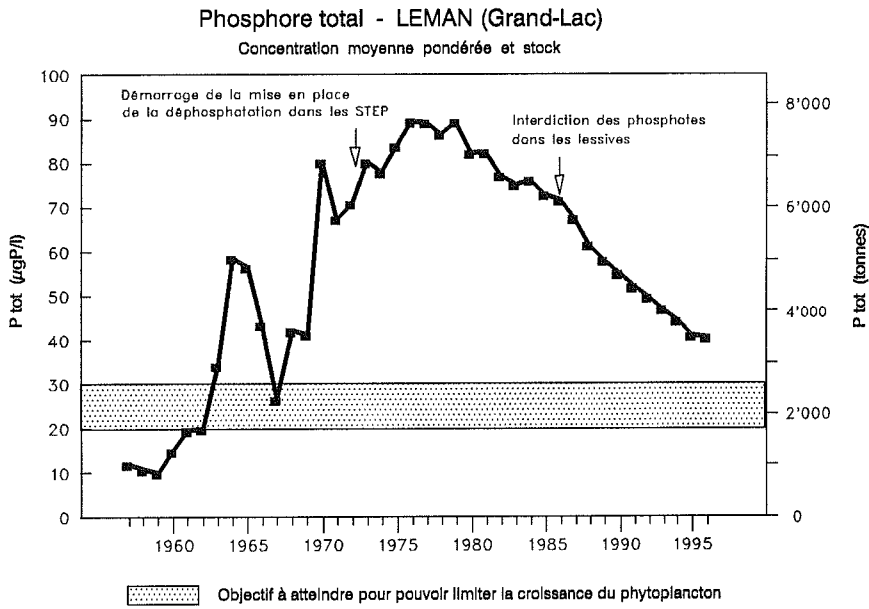


Figure 1

Figure 2

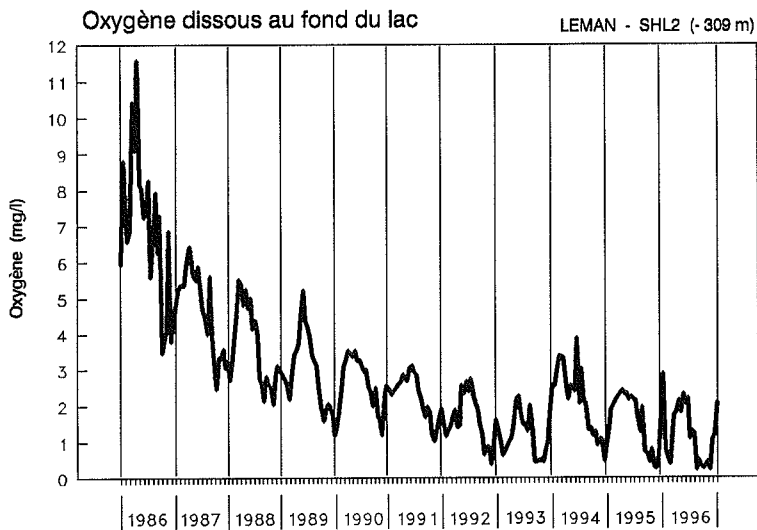
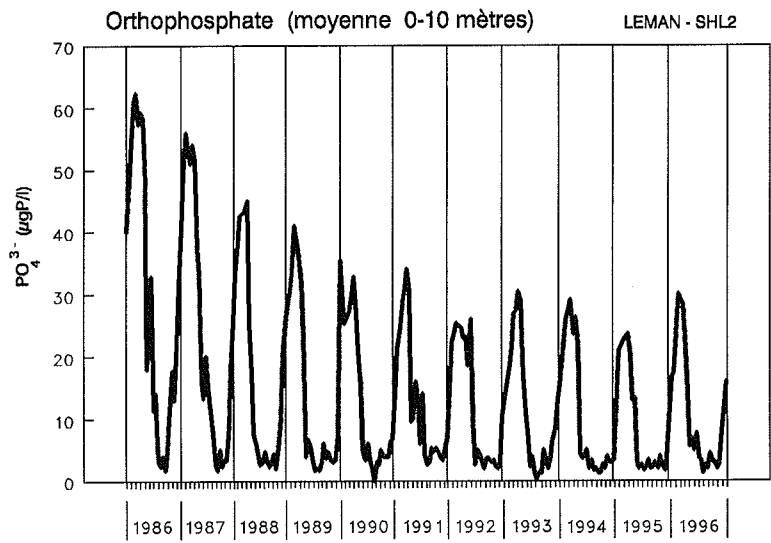


Figure 3

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

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

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

L'évolution du plancton

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

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

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

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

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

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

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

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

L'évolution des communautés de vers dans les sédiments

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

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

Qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade

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

Micropolluants dans l'eau

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

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

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

BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Le bilan des apports au lac

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

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

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

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

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

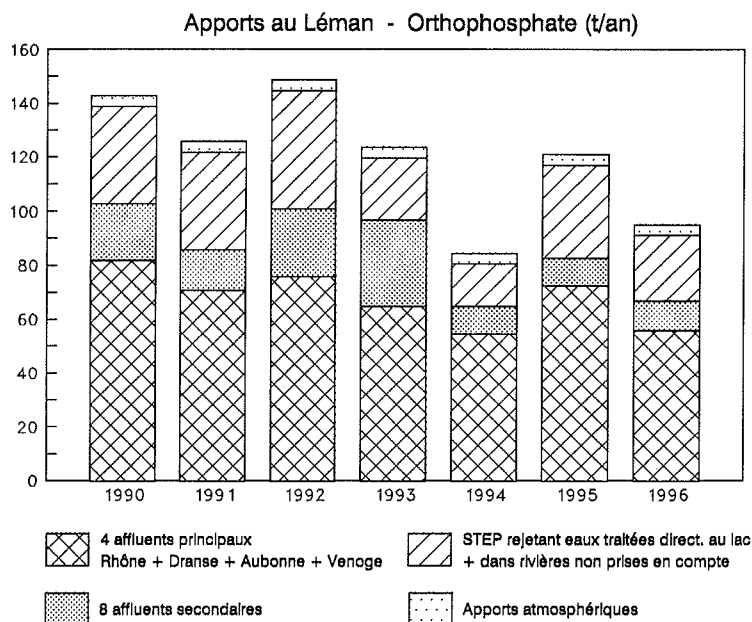
| | Phosphore dissous (PO ₄) directement disponible pour les algues (tonnes) | | Phosphore total (tonnes) | |
|--|--|------------------------------------|--------------------------|------------------------------------|
| | Flux total | dont : rejets STEP ¹ | Flux total | dont : rejets STEP ¹ |
| Apports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

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

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

² Valeurs approximatives estimées.

Figure 4



L'épuration des eaux usées

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

Sur les 158 STEP du bassin hydrographique du Léman, 133 sont équipées pour la déphosphatation (99.2 % de la capacité nominale des installations; 98.5 % de la population raccordée). La population raccordée à ces 158 STEP est de 806'000 habitants permanents, 498'000 habitants saisonniers et 740'000 équivalents-habitants industriels.

Le nombre de STEP contrôlées au moins quatre fois par année (contrôle sur 24 heures) est de 126 (85 % du nombre de STEP et 92.8 % de la population raccordée).

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

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

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

Le bilan des apports

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

La charge du Rhône à la frontière est doublée pour les nitrates, quadruplée pour le phosphore total et multipliée par 5.6 pour le phosphore dissous par rapport à celle mesurée à la sortie du lac. La totalité du bassin versant en aval du lac apporte au Rhône environ 280 tonnes de phosphore dissous. Cela représente plus de 4 fois les apports au Léman des douze rivières étudiées de son bassin versant.

Par rapport à Chancy, les charges dans l'Arve représentent 26 % pour les nitrates et 42 % pour le phosphore dissous. Pour le bassin dit "genevois", les charges, obtenues par soustraction des charges entrantes mesurées (sortie du lac, Arve et Allondon) de la charge à Chancy, représentent 25 % pour les nitrates et 36 % pour le phosphore dissous. Il faut cependant signaler que ces évaluations obtenues par calcul représentent la charge résiduelle à l'aval de la retenue de Verbois et non la charge réelle.

L'épuration des eaux usées

Sur les 60 STEP du bassin versant du Rhône aval, seules 18 ont fait l'objet d'un minimum de 4 contrôles sur 24 heures par année (16 genevoises et 2 françaises). Ces 18 stations correspondent à 61 % de la population raccordée.

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

La qualité biologique du Rhône genevois

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

ÉTUDES PARTICULIÈRES

Produits phytosanitaires dans les cours d'eau du bassin lémanique

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

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

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

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

Lixiviats de décharges : approche écotoxicologique

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

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

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

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

Contamination induite par les eaux de ruissellement en milieu urbain

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

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

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

C O N C L U S I O N S

ÉTAT DE SANTÉ DU LÉMAN

Les principaux points positifs relevés sont les suivants :

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

En revanche, des points préoccupants subsistent :

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

RENDEMENT DES STATIONS D'ÉPURATION

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

PHYTOSANITAIRES DANS LES RIVIÈRES

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

EN RÉSUMÉ :

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