

GEOLEM

Groupe pour l'étude géologique du Léman

**Bureau de recherches
géologiques et minières**

Service géologique national

Université de Genève

Section des Sciences de la Terre

**PREMIERS RÉSULTATS DE L'ÉTUDE DE LA POLLUTION
PAR LE MERCURE ET AUTRES MÉTAUX LOURDS
DANS LES SÉDIMENTS
DU BASSIN DU RHÔNE ET DU LÉMAN**

G. SCOLARI – J.-P. VERNET



Département géologie marine

B.P. 6009 – 45018 Orléans Cédex

Laboratoire de Limnogéologie

12 bis, rue des Maraîchers – 1211 Genève

74 SGN 298 MAR

Septembre 1974

S O M M A I R E

	page
Liste des planches et tableaux en annexes	1
Résumé	2
Avant-propos	3
Introduction	4
Chapitre 1 - MERCURE ET ENVIRONNEMENT	5
Chapitre 2 - ROLE DE LA GEOLOGIE SEDIMENTAIRE	7
Chapitre 3 - METHODES UTILISEES	10
Chapitre 4 - POLLUTION DU RHONE PAR LES METAUX LOURDS	14
Chapitre 5 - POLLUTION DU LEMAN PAR LE MERCURE	16
Chapitre 6 - NOTION DE BILAN	17
Conclusions a) situation actuelle	19
b) recommandations	20
Bibliographie	22

PLANCHES ET TABLEAUX EN ANNEXES

- 1 - Cycle géochimique du mercure.
- 2 - Evolution dans le temps de la teneur en Hg des sédiments du lac Ontario.
- 3 - Points de prélèvements à la benne dans le Léman.
- 4 - Points de prélèvements sur le Haut-Rhône.
- 5 - Comparaison d'une série d'analyses Hg selon les méthodes Barringer et BRGM.
- 6 - Corrélation graphique d'une série d'analyses Hg selon les méthodes Barringer et BRGM.
- 7 - Corrélations des principaux constituants des sédiments.
- 8 - Corrélation graphique Fe_2O_3/Al_2O_3 .
- 9 - Corrélation graphique Fe_2O_3/Hg .
- 10 - Teneur mercure des sédiments du Rhône, 1970-1973.
- 11 - Evolution des teneurs mercure des sédiments du Rhône à la porte de Scex, 1964-1972.
- 12 - Répartition schématique des teneurs mercure du Rhône et du lac.
- 13 - Teneurs métaux lourds du Rhône supérieur et de ses affluents.
- 14 - Répartition mercure dans les sédiments superficiels du Léman (sédiment total).
- 15 - Répartition mercure dans les sédiments superficiels du Léman (corrigé 175 μ).
- 16 - Teneurs en Hg des sédiments de quelques carottes du Léman.
- 16 bis - Situation des sondages dans le Léman.
- 17 - Balance des importations et exportations du mercure en Suisse de 1900 à 1973.
- 18 - Répartition du vanadium dans les sédiments superficiels du Léman.
- 19 - " de l'étain " " " "
- 20 - " du soufre " " " "
- 21 - " du cobalt " " " "

—————

R E S U M E

A la demande de M.le président de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, le groupe GEOLEM formé du Service géologique national du B.R.G.M. et de la section des Sciences de la Terre de l'université de Genève, présente les travaux menés sur la pollution par le mercure et les métaux lourds dans le Léman et le haut Rhône. Les sédiments s'avèrent être de bons indicateurs de la présence, de l'importance de l'origine et de l'évolution de cette pollution qui atteint un niveau important aussi bien dans le lac que dans le fleuve. Des recommandations sont présentées pour mieux circonscrire le problème lors du prochain plan quinquennal. Ces travaux ont été réalisés en dehors des sources de financement de la Commission sur des crédits du Fonds national suisse de la recherche scientifique, du Bureau de recherches géologiques et minières et avec l'appui de la Société académique de Genève et de la société des Chaux et ciments de la Suisse romande.

AVANT -- PROPOS

Les résultats des travaux du groupe franco-suisse GEOLEM ont été présentés à la réunion de la "Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman contre la pollution" en Arles, les 4 et 5 octobre 1973. Après discussion et suite à l'intervention de MM. les Conseillers d'Etat de Genève Picot et Donzé, la Commission a adressé aux deux gouvernements une recommandation les priant de "se préoccuper de la pollution mercurielle dans le bassin lémanique et de soutenir l'action des organismes qui font des études dans ce domaine."

En conséquence, un groupe de travail a été constitué en 1974 dans le cadre de la sous-commission technique de la Commission internationale. Parallèlement le président de la Commission a demandé aux représentants du B.R.G.M. et de l'université de Genève de bien vouloir "faire une synthèse de leurs résultats afin de pouvoir faire le point de la situation actuelle dans ce domaine et d'apporter des éléments à la Commission internationale, et par conséquent, de prévoir la suite du travail dans le cadre du prochain plan quinquennal"(1). Le présent rapport répond à cette demande.

Les travaux ont pu être effectués grâce à l'appui du Fonds national suisse pour la recherche scientifique, à des crédits propres du B.R.G.M. (2), à l'aide de la Société académique de Genève, à la collaboration du Centre canadien des eaux intérieures et à la société des Chaux et ciments de la Suisse romande. Les auteurs saisissent l'occasion de ce rapport pour adresser à ces organismes leurs très vifs remerciements pour leur soutien. C'est donc totalement en dehors de la Commission internationale et de son plan quinquennal de financement que ce travail a été élaboré et effectué.

(1) Lettre du président de la Commission internationale adressée le 4.2.1974 à M.le recteur de l'université de Genève, M.le président du Fonds national suisse pour la recherche scientifique et M.le directeur du Service géologique national du Bureau de recherches géologiques et minières.

(2) Département géologie marine.

INTRODUCTION

En 1950, une fabrique d'engrais se met à déverser ses eaux usées dans la baie de Minamata au Japon. En quelques années, la faune et la flore sont contaminées, puis les hommes présentent une maladie qui affecte le système nerveux central. Enfin, en 1959, la cause est découverte : l'empoisonnement par le mercure et la maladie reçoit le nom, aujourd'hui tristement célèbre, de "maladie de Minamata". En 1974, la compagnie possédant la fabrique d'engrais est condamnée par les tribunaux japonais à verser des indemnités aux familles des victimes.

Il y a maintenant 4 ans que l'un de nous (J.P.V.) à la suite d'un voyage aux U.S.A. et au Canada, est informé du degré de contamination des grands lacs américains. Immédiatement, les membres du groupe GEOLEM contrôlent les sédiments du Léman et dès la fin de 1970, ils savent qu'ils souffrent du même degré de pollution mercurielle que ceux du lac Ontario. Nous sommes dès lors convaincus que la pollution par les métaux lourds représente une très grave atteinte à l'environnement lémanique. Aussi, des campagnes systématiques sont-elles mises sur pied pour récolter et analyser près de 1000 échantillons de sédiments du Léman et du Rhône. Le mercure y est dosé ainsi qu'une vingtaine d'autres éléments-traces dont le plomb, le cadmium, l'arsenic, le chrome, le cuivre, le zinc, etc. Des missions annuelles de prélèvement sont menées sur le Rhône, de sa source à Fos, pour localiser les zones d'émission et suivre l'évolution des contaminations détectées.

Depuis 4 ans, malgré certaines oppositions, le manque de locaux, de matériel, de bateau, de personnel et bien entendu d'argent, les travaux se poursuivent et un certain nombre de résultats peuvent déjà être présentés.

Chapitre I - MERCURE ET ENVIRONNEMENT

On doit distinguer 3 sources de rejet de mercure dans le milieu :

- a) *la voie naturelle* : le mercure provient de l'environnement géologique ;
- b) *la voie indirecte* : le mercure provient de l'activité humaine générale ;
- c) *la voie industrielle* : le mercure est un déchet industriel.

La voie naturelle - Le mercure se trouve dans toutes roches, sa concentration varie d'un type de roche à l'autre. En moyenne, sa concentration est basse, de l'ordre de 50 ppb (0,05 g/t) ; cependant et d'une façon générale, elle augmente en proportion de la teneur en matières organiques du sédiment : dans les charbons, on a trouvé de 20 à 300.000 ppb ; dans les gaz et les huiles, la teneur peut aussi être élevée : 21.000 ppb dans une huile de Santa Barbara en Californie.

La voie indirecte de rejet du mercure dans notre environnement comprend tout le mercure diffus dans les matières ou produits consommés par une population. Ce rejet ne peut qu'être estimé. Prenons quelques exemples :

- . En Suède, dans les années 60, un composé du mercure a été introduit comme fongicide dans la pâte à papier : 500 kg de mercure étaient alors volatilisés annuellement dans l'atmosphère, uniquement du fait de l'incinération des vieux journaux.
- . Une population urbaine d'un million de personnes rejette annuellement dans ses eaux usées 200 à 400 kg de mercure.

- . Sur la base de la consommation en combustibles fossiles de 1968, les Etats-Unis renvoient dans l'environnement 10 à 1000 t de mercure par année. Cette part, incontrôlable, de la contamination mercurielle due à l'usage des combustibles fossiles est estimée, pour l'ensemble de la terre, entre 600 et 2000 t par année.

La voie industrielle - Le mercure consommé chaque année est estimé à environ 10.000 t, dont le tiers aux U.S.A.. A terme, tout ce mercure est rejeté dans notre environnement par des voies très diverses.

L'importance de ces rejets suit naturellement le développement de l'usage industriel du mercure qui a débuté vraiment en 1557, année de la découverte du procédé d'amalgamation de l'or et de l'argent. (Les pertes ont dû être considérables au début. De plus, du fait d'un monopole de la Couronne espagnole, le mercure extrait à Almaden en Espagne devait être transporté par bateau en Amérique. Les inévitables naufrages marquent ainsi le début de la pollution de la mer par cet élément.

Chapitre 2 - ROLE DE LA GEOLOGIE SEDIMENTAIRE

Plus de 90% du mercure rejeté dans l'environnement est fixé dans les sédiments actuels : vases marines, lacustres ou fluviatiles et sols.

Récemment encore, il était admis que le mercure métallique introduit dans l'environnement se stockait dans les sédiments sans effets gênants et était de ce fait définitivement retiré de notre environnement. Seuls les rejets sous forme de composés organo-mercuriels, comme à Minamata, étaient dangereux. La découverte de Jensen et Jernalöv (1967, 1968 et 1968) va tout remettre en question : selon ces auteurs, l'activité microbienne du sédiment va transformer le mercure métallique en ses formes hautement toxiques de mono- et diméthylmercure qui vont quitter le sédiment pour entrer dans le milieu aquatique et gagner finalement la chaîne alimentaire d'une part et l'atmosphère d'autre part. Cette dernière part contribue ainsi à la décontamination locale et à la pollution planétaire. Le cycle géochimique de cet élément est schématisé à la planche 1.

La découverte de la méthylation biologique du mercure dans les sédiments, donnait une nouvelle dimension au problème : les sédiments entrent dans le cycle géochimique du mercure et il faut en tenir compte pour estimer les quantités de cet élément dans notre environnement.

Examinons les différents aspects de ce rôle :

1. Fixation et transport du mercure qui se loge dans les sites d'adsorption des particules organiques et inorganiques du sédiment. De cette façon, cet élément est transporté, dispersé et déposé avec les sédiments, plus particulièrement avec leur fraction fine : silt, argile et matières organiques.

2. Siège de la méthylation du mercure. Les sédiments du fond renferment en effet des matières organiques et sont un excellent milieu de culture des bactéries aérobies et anaérobies transforment le mercure métallique et certains de ses composés en mono et diméthylmercure qui vont quitter le sédiment. On estime que c'est environ 1 à 10% du mercure stocké dans les sédiments qui est annuellement méthylé. Cependant, suivant le degré d'eutrophication du lac, les sédiments renferment plus ou moins de matières organiques, donc de bactéries. Le pH, la température des eaux, le chimisme du milieu sont autant d'agents dont va dépendre la vitesse de méthylation. Disons simplement qu'elle est spécifique à chaque milieu.

3. Détecteur des sources de pollution. Le sédiment enregistre et conserve la mémoire des évènements. En Suède, 25 ans après qu'une fabrique de pâte à papier ait terminé son activité, le sédiment permettait de découvrir sans erreur possible le point de rejet. Dans le Rhône (planche 3), en amont de la confluence avec le canal X, il n'y a pas de contamination par le mercure alors qu'elle débute immédiatement à l'aval (point 13).

4. Registre de l'histoire de la contamination. Les sédiments marins et lacustres permettent de reconstituer l'évolution de la pollution.

C'est notamment le cas dans le lac Ontario où, grâce aux sédiments, on sait que les rejets ont débuté à la fin du XIXe siècle (planche 2).

5. Etablissement du bilan des rejets. Il est possible, grâce à des repères stratigraphiques précis et à une bonne connaissance de la composition pétrographique du sédiment. Il faut cependant pouvoir distinguer entre les apports naturels dus à l'environnement géologique, contre lesquels on ne peut rien, et les apports polluants dus à l'activité humaine, contre lesquels on peut lutter (planche 2).

6. Evolution de la contamination du milieu. Elle dépend de la quantité de mercure accumulée dans les sédiments. En effet, on peut admettre qu'actuellement l'homme, conscient du danger, va supprimer les rejets de cet élément dans son environnement, mais le mercure déjà fixé dans le sédiment va

graduellement être méthylé et entrer dans le cycle géochimique. En conséquence, et pour un temps indéterminé, le milieu sera tout autant contaminé après qu'avant la cessation des rejets. L'homogénéisation des 5 à 10 premiers centimètres du sédiment par l'action de la faune, tubifex et mollusques, ne va pas accélérer l'autoépuration d'un milieu aquatique. Il faut donc connaître les zones contaminées pour estimer le danger potentiel en fonction de l'évolution de la sédimentation locale.

7. Décontamination des zones polluées. Elle doit être envisagée dans un certain nombre de cas. En relation avec ce qui vient d'être dit au paragraphe précédent il y aura, dans les milieux de grandes dimensions, des zones prioritaires à décontaminer. Il faut donc les détecter et en bien connaître les différents paramètres sédimentologiques : nature physique, pétrographique et chimique du sédiment, vitesse de sédimentation, courants, etc.

Il est donc évident que l'étude des sédiments est indispensable pour l'analyse des pollutions par métaux lourds et lorsqu'on envisage une phase de traitement et de restauration d'un milieu . En effet, le cycle géochimique de tous les éléments passe par les sédiments qui, la plupart du temps, jouent le rôle de batterie : stockant un élément en excès et le libérant lorsque la pénurie se fait sentir. Ainsi en est-il, par exemple, pour les phosphates.

Chapitre 3 - METHODES UTILISEES

Nous envisageons les 4 phases ou domaines suivants :

- a) prélèvement de l'échantillon*
- b) préparation à l'analyse*
- c) méthodes analytiques*
- d) interprétation des résultats*

a) Prélèvement de l'échantillon

Dans le Léman, le prélèvement a été fait à la benne et seuls les 5 premiers millimètres à la surface du sédiment ont été récoltés pour les analyses géochimiques. Une partie a servi aux études pétrographiques, granulométriques et isotopiques.

L'échantillonnage a été effectué suivant une grille à mailles kilométriques (voir planche 3).

Les échantillons du Rhône ont, pour la plupart, été récoltés depuis la berge. Ce fleuve est dans sa partie amont du Léman un torrent glaciaire, c'est-à-dire que son débit fluctue sans cesse en fonction de la température et de l'insolation, les 10% de son bassin versant étant occupés par des glaciers. De plus, il a des crues au gré des précipitations et son flux solide varie aussi bien au cours des saisons qu'au cours d'une journée. Le plan d'échantillonnage mis en oeuvre en 1970 a été et sera encore perfectionné lors de chaque campagne annuelle (voir planche 4).

b) Préparation des échantillons.

Les échantillons récoltés avec des spatules en plastique sont mis dans des sacs ou des bocaux en plastique et conservés au réfrigérateur à une température d'environ $3^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}$.

Le plus rapidement possible, ces échantillons conservés humides sont tamisés à l'eau avec des tamis en plastique de 175μ (80 mesh). La coupure à 175μ est classique en géochimie et comprend les fractions suivantes :

0 - 4 μ	argile
4 - 63 μ	silt
63 - 175 μ	sable fin

c'est-à-dire toutes les fractions adsorbantes, susceptibles de fixer des ions. Les fractions supérieures à 175μ peuvent être considérées comme inertes. Après tamisage, le sédiment est séché à l'étuve à 40°C , broyé à la main au mortier d'agate, tamisé à 175μ puis stocké jusqu'à l'analyse. Le séchage à l'étuve amène une perte de mercure de 5-10%.

c) Méthodes analytiques

La première partie des analyses a été effectuée dans les laboratoires de la firme Barringer au Canada afin de pouvoir comparer nos résultats ultérieurs à ceux du "Centre canadien des eaux intérieures" qui étudie les sédiments des Grands Lacs. Grâce à cette façon de procéder, nous savions déjà en décembre 1970, que la pollution des sédiments lémaniques était identique à celle du lac Ontario.

Barringer utilise un appareil original d'absorption atomique et procède par une combustion totale de l'échantillon, libérant ainsi tout le mercure du sédiment quelle que soit la forme sous laquelle il se trouve. Cette méthode a été décrite dans la littérature d'une façon détaillée, aussi renvoyons-nous nos lecteurs à cette note (Barringer, 1966).

Par la suite, nous avons effectué nous-mêmes ces analyses soit au département laboratoires du B.R.G.M. à Orléans, soit plus récemment au laboratoire de sédimentologie de l'université de Genève dans des locaux mis à notre disposition par le département des travaux publics. Dans les deux cas, on utilise la même méthode : solubilisation du mercure total du sédiment par attaques chimiques et dosage des infratracés par spectrométrie optique d'absorption.

Des séries d'échantillons ont été simultanément analysées par les 2 ou 3 laboratoires donnant des résultats comparables à 10 - 15%.

Un exemple d'une de ces séries de comparaison est donné planche 5.

Compte tenu du fait que les méthodes utilisées par Barringer d'une part et le B.R.G.M. d'autre part, sont totalement différentes, on doit admettre la validité des valeurs obtenues.

Nous avons cependant calculé le coefficient de corrélation linéaire entre les résultats obtenus sur les mêmes échantillons par les 2 méthodes. La planche 6 exprime graphiquement cette corrélation qui est de 0,96.

d) Interprétation des résultats.

Nous savons très bien que si notre échantillon avait été 20 cm plus à gauche ou plus à droite, il aurait été légèrement différent ; en conséquence, il faut multiplier les prises afin de pouvoir interpréter statistiquement les résultats. Toute interprétation géochimique est basée sur un grand nombre d'analyses effectuées sur autant d'échantillons.

Ainsi les sédiments superficiels ou actuels du Léman sont représentés par 500 échantillons, les sédiments profonds ou anciens par un nombre équivalent et ceux du Rhône par environ 250. C'est donc bien plus de 1000 analyses qui ont été utilisées pour la rédaction de ce rapport. Or, comme nous

avons environ 50 données analytiques par échantillon, cela donne une masse de résultats considérable qui a dû être reportée sur fiches et traitée à l'ordinateur de l'Etat de Genève. Nous avons aussi dû mettre sur pied des programmes dont certains sont originaux et d'autres sont des adaptations de programmes existants.

Les planches 3 et 6 sont des exemples de ces programmes.

Sur la planche 7 on voit que les teneurs Hg sont bien corrélées avec les teneurs Al_2O_3 , K_2O , MgO qui sont les constituants essentiels des minéraux argileux.

Du tableau des corrélations linéaires (planche 7) on peut aussi tirer une bonne liaison alumine/oxyde de fer qui est reproduite graphiquement (planche 8). Il en résulte que Fe_2O_3 est lié aux parties argileuses.

La meilleure liaison de Hg est avec Fe_2O_3 (planche 9) et Al_2O_3 . Il ressort de cela que le mercure est fixé directement ou indirectement par des oxydes aux paillettes des minéraux argileux dans le bassin lémanique, alors que dans les Grands Lacs la liaison dominante est avec la matière organique.

D'autres exemples de programmes d'interprétation statistique figurent sur les planches 14 et 16 ; la première intègre et pondère sur le plan horizontal les résultats (planche 14) : chaque valeur est pondérée par ses 4 voisines. Ce programme permet de cartographier automatiquement les résultats obtenus avec les échantillons superficiels. La planche 16 présente un autre programme qui restitue graphiquement, en les pondérant, les résultats d'analyse d'une carotte.

—

Chapitre 4 - POLLUTION DU RHONE PAR LES METAUX LOURDS

Le Rhône valaisan est étudié annuellement depuis l'automne 1970. Comme le Rhône est l'affluent le plus important du Léman (75% des apports liquides), il était normal de commencer la recherche des sources de pollution sur son cours. La planche 10 donne les résultats de ces campagnes annuelles, mais malheureusement, les points de prélèvement sont encore trop peu nombreux et nous sommes certains que toutes les sources n'ont pas été détectées. Comme on peut aisément le voir sur les planches 4 et 10, les principales sources de pollution se situent dans les régions de Viège et de Monthey ; des sources secondaires existent le long de la Lonza, dans la région de Martigny et d'Evionnaz.

Une estimation basée sur ces résultats et ceux du Léman donne en 1970-72 un débit journalier de 10-15 kg de mercure rejeté dans le Léman par le Rhône. La situation s'est aggravée subitement vers les années 60/70 à la suite du développement de certaines industries. Cette évolution est bien visible sur la planche 11 qui représente les teneurs des échantillons pris chaque année à la Porte du Scex. Il semble qu'en 1973 la situation se soit localement améliorée, mais il est prématuré d'en tirer des conclusions.

Dans les années 1970-72 et pour l'ensemble du bassin lémanique, la pollution par le mercure se résumait de la façon suivante (planche 12) :

- A - la zone en amont de Viège n'est pas polluée ;
- B - la zone de Viège à Monthey est polluée ;
- C - la zone prélémanique, à l'aval de Monthey, est encore plus fortement polluée ;
- D - du fait de la dilution, le Grand Lac est plus pollué que le Petit Lac.

Pour ce qui concerne la pollution des sédiments du Rhône par les autres métaux lourds, les analyses sont faites au B.R.G.M.. Les résultats de l'année 1972 ont été reportés graphiquement (planche 13) avec en abscisse les points d'échantillonnage du Rhône et de ses canaux et en ordonnée, des valeurs relatives représentant une valeur double de celle retenue comme étant la moyenne de celle des échantillons non pollués. Ces valeurs sont les suivantes :

POLLUTION DES SEDIMENTS DU RHONE		
Eléments	Moyenne des échantillons du Rhône	Teneur naturelle
Hg	690	55 (6)
Pb	60	55 (12)
Cr	65	35 (5)
Cd	> à 5	> à 5**
Co	10	10 (7)
Sn	8	8**
V	55	50 (16)
Ni	60	25 (5)
Zn	60	55 (20)
Cu	20	12 (8)
Y	35	25 (11)
B	45	-

Les teneurs naturelles ont été basées sur le nombre d'échantillons analysés pour le Rhône.

Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre d'échantillons sur lesquels ont été faites les analyses.

** Valeur basée sur l'analyse de tous les échantillons disponibles.

Chapitre 5 - POLLUTION DU LEMAN PAR LE MERCURE

Les campagnes de prélèvements datent de 1970 et 1971, c'est donc la situation d'il y a près de 4 ans que nous décrivons. La planche 14 a été effectuée à l'aide d'un programme automatique qui pondère la teneur en un point en faisant une moyenne des valeurs avec les 4 points voisins. Cette carte montre bien les zones contaminées du Léman, mais malheureusement la maille kilométrique d'échantillonnage ne touche que rarement la zone côtière et de ce fait, une source littorale de rejets a vraiment très peu de chances d'apparaître et en tout cas ne pourra pas être localisée.

Cependant, nous voyons apparaître d'une façon indiscutable les apports rhodaniens qui contaminent tout le Haut Lac et la côte suisse. De Villeeneuve à Lausanne y a-t-il des apports littoraux? Il est impossible de répondre. Par contre, dans la région de Lausanne-Morges, des rejets sont très probables comme dans celle de l'Aubonne-Rolle et celle de Nyon. La rive française du Petit Lac et la région d'Evian sont peut-être aussi polluées.

Dans l'état actuel de leurs connaissances, les auteurs ne peuvent affirmer que toute la pollution provient du Rhône et qu'une partie des sédiments pollués gagne le Petit Lac en longeant la rive suisse. Il leur semble plus probable que des sources secondaires plus ou moins importantes existent sur le littoral lémanique et qu'une partie importante de la pollution du Petit Lac ne provient pas du Rhône mais est d'origine locale.

Chapitre 6 - NOTION DE BILAN

Nous avons vu que plus de 90% du mercure relâché dans un bassin lacustre est fixé par les sédiments et que la méthylation en libère annuellement entre 1 à 10%. Nous avons vu aussi que la faune vivante dans la vase, tubifex, mollusques, etc. pouvait homogénéiser une couche d'environ 10 cm d'épaisseur. Il reste à introduire un dernier facteur : la vitesse de sédimentation. Celle-ci est variable dans le temps et dans l'espace. Pour le Léman, une vitesse moyenne de l'ordre de 2 à 3 mm/an peut être retenue. En conséquence, une tranche de sédiment de 10 cm d'épaisseur représente une cinquantaine d'années.

Dans le Léman, près de 500 échantillons superficiels ont été prélevés, parmi eux 389 ont été l'objet à la fois d'une analyse mercure et d'une granulométrie. Il faut procéder à cette dernière car, n'ayant pas dosé la fraction supérieure à 175 μ (sable moyen et grossier, graviers et galets) considérée comme stérile, il faut connaître le pourcentage que représente la fraction dosée par rapport au sédiment total. On obtient alors la planche 14 et les valeurs suivantes :

	Teneurs de Hg en ppb		
	maximum	minimum	moyenne
fraction 0-175 μ	3150	20	667
sédiment total	3126	19	649

Sur 389 échantillons, la fraction 0-175 μ représente en moyenne 97% des échantillons analysés.

Puis nous avons calculé la surface réelle du fond du Léman, en tenant compte des versants, et obtenu 687,9 km². On peut estimer le volume d'une couche de 10 cm d'épaisseur de sédiments, puis leur poids en utilisant un poids spécifique moyen de 1,45 (EPFL, 1974). Avec une teneur de 649 ppb, on trouve

64,74 t de Hg dans la couche superficielle.

Si l'on admet que l'essentiel de la pollution est plus récente, on peut se limiter à une couche de sédiment de 5 cm d'épaisseur et le nombre de tonnes de mercure diminue de moitié.

Tout ce mercure a-t-il été rejeté dans le milieu par les hommes ? En d'autres termes, quelle est la part due à l'activité humaine et celle due à l'environnement géologique ? Pour résoudre cette question, il faut étudier des carottes de sédiments plus anciens. La planche 16 représente l'évolution des teneurs mercure des sédiments dans des carottes du Léman (1). On voit qu'avant l'industrialisation du pourtour du bassin lémanique, la teneur en mercure était très basse, de l'ordre de 30 ppb. En effet, le seuil de détermination étant de 50 ppb, la teneur réelle se situe entre 0 et 50 ppb. (Le petit pic au milieu de la carotte est probablement dû à un glissement sous-lacustre qui redouble deux séries du même âge).

Que l'on prenne 30 ou 50 ppb, la part due à l'environnement géologique est négligeable puisqu'elle représente respectivement 3 ou 5 t.

(1) plan de situation des carottes : planche 16 bis.

C O N C L U S I O N S

A - Situation actuelle

Certaines zones du Léman : Haut Lac, Petit Lac et Creux de Rolle sont fortement contaminées par le mercure. La quantité totale rejetée dans le lac est de l'ordre de 60 t dont la majeure partie provient du Rhône qui en transportait, il y a deux ans, 10-15 kg par jour, selon nos estimations. Cependant, d'autres sources existent le long des rives lémaniques mais elles n'ont pas encore été décelées.

Cette quantité de mercure doit aussi être comparée aux importations et exportations de ce métal depuis le début du siècle selon les douanes suisses (planche 17) :

1900/1973	
importations	exportations
env. 2000 t	env. 110 t

Les importations se répartissent grosso modo en 3 périodes :

1900-1915	1916-1940	1941-1973
env. 4 t/an	env. 16 t/an	env. 36 t/an

Les 60 t du Léman représentent donc 3% du mercure importé en Suisse depuis 3/4 de siècle, ce qui est respectable.

Comparons l'importance relative de cette pollution à celle du lac Ontario car ces deux lacs sont semblables en beaucoup de points :

	lac Léman	lac Ontario
Moyenne	650 ppb	620 ppb
Part naturelle	30	360
Part activité humaine	630	260

La teneur en mercure des sédiments des deux lacs est quasiment identique, mais la part de l'apport de l'environnement géologique est considérable dans le cas du lac Ontario alors que, pour le Léman, elle est très faible. Il en résulte que c'est l'homme et pratiquement l'homme seul qui a pollué le Léman, que cette pollution est récente et importante puisque l'on peut estimer l'apport rhodanien à 3-5 t/an ces dernières années. Il est donc probable que les conditions 1974 soient encore plus sévères que celles données par la planche 14.

B - Recommandations

Considérant que la contamination par le mercure est l'une des plus graves atteintes au Léman, il faut :

1. contrôler l'évolution du bassin ;
2. étudier les zones littorales pour découvrir les autres sources de pollution ;
3. continuer la surveillance du Rhône en multipliant les échantillons pour découvrir toutes les sources.

4. faire la même chose sur les autres affluents du Léman ;
5. étudier en détail les 50 premiers centimètres des sédiments pour en suivre l'évolution au cours des décennies et bien connaître la zone près de l'interface pour être prêts à agir sur le sédiment lorsque la situation l'exigera.

Il est évident que les principaux métaux lourds doivent être analysés avec le mercure. Nous présentons quelques cartes comme exemples de la pollution par les métaux lourds en certains points des littoraux suisses et français :

Planche 18 - rejet dans la région de Lausanne.

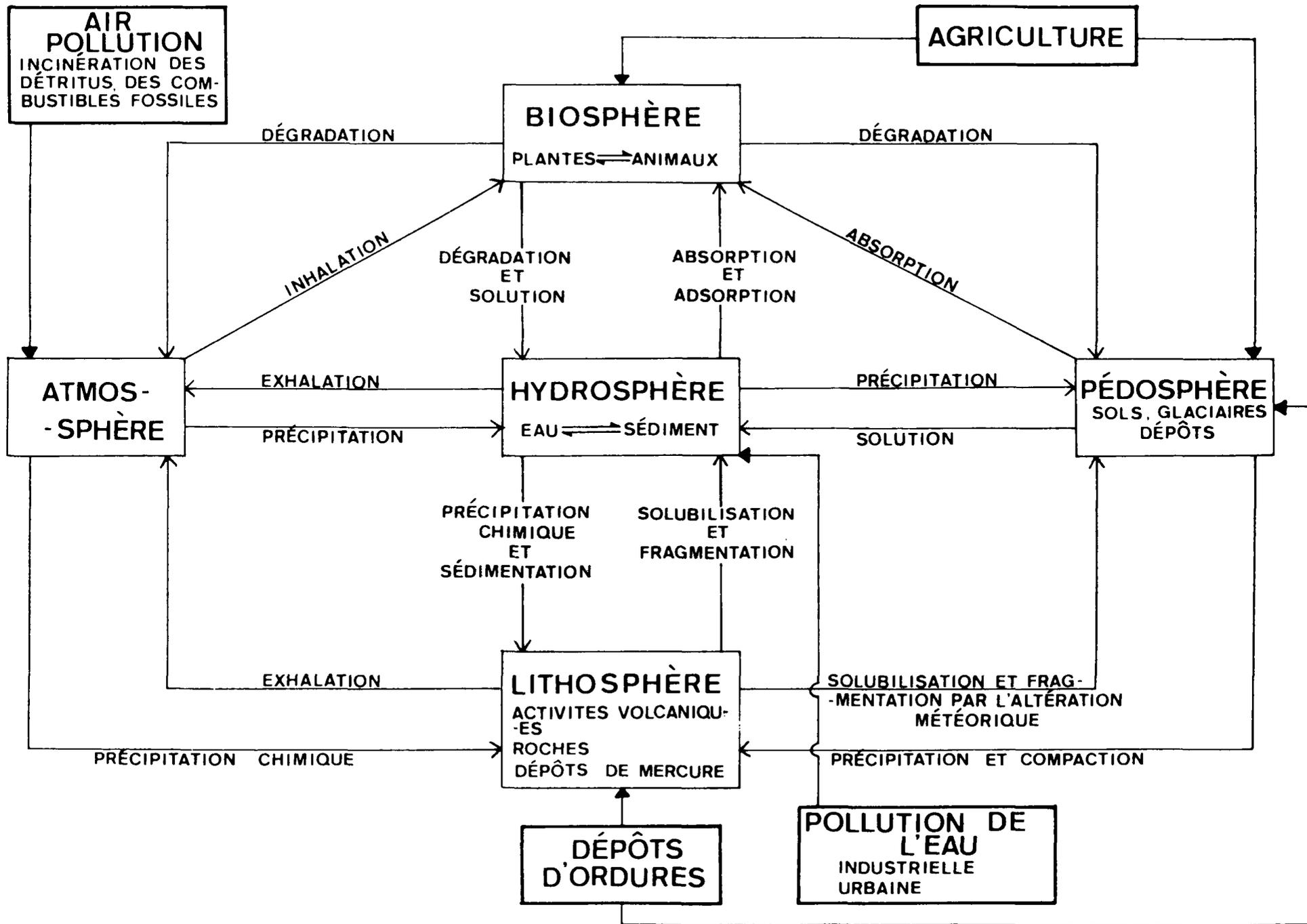
Planche 19 - rejets dans la région de Morges et secondairement dans celles de Lausanne et de l'Aubonne.

Planche 20 - pollution dans la région d'Evian et d'Amphion.

Planche 21 - pollution arrivant par la Dranse.

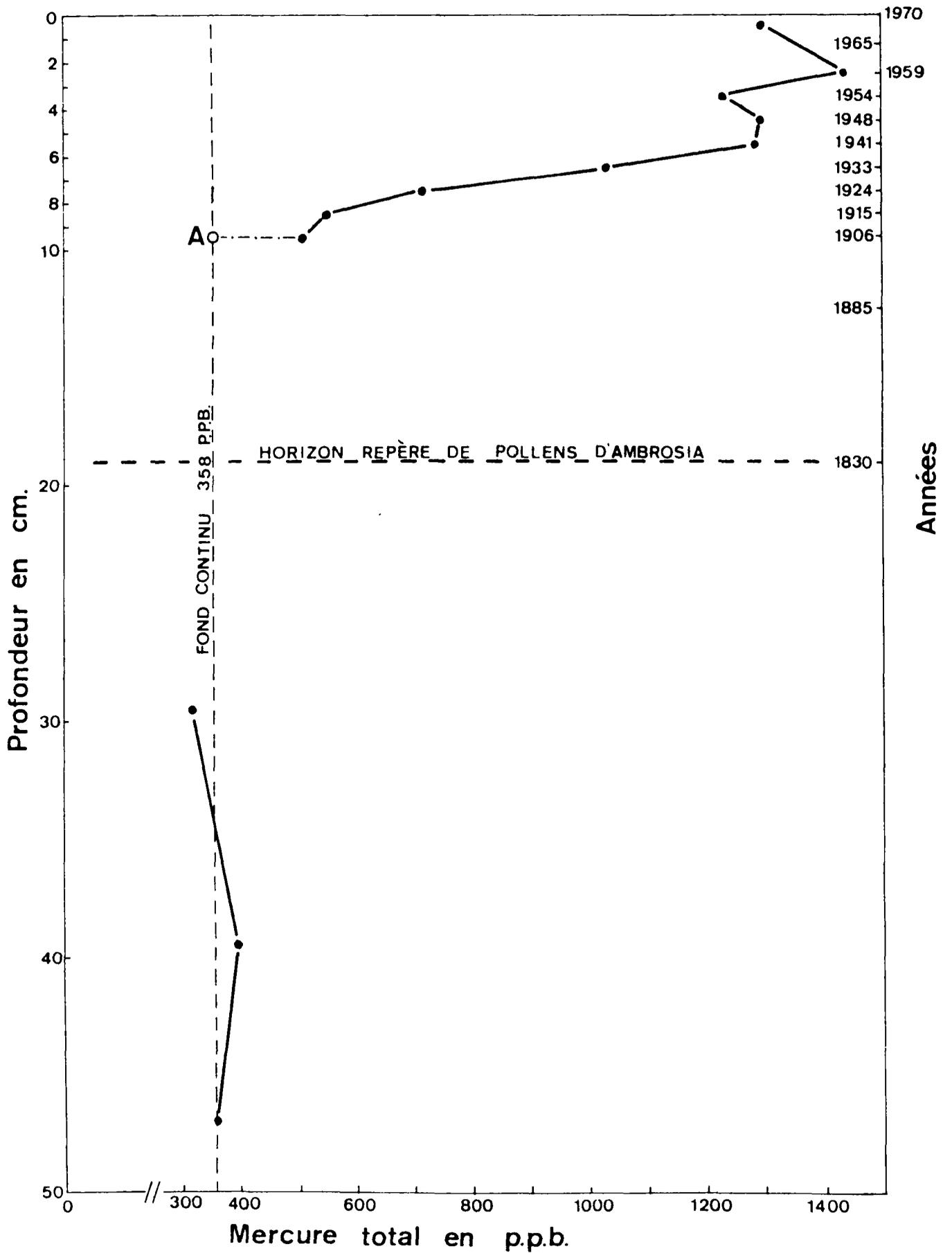
BIBLIOGRAPHIE

- BARRINGER A.R.* (1966) - Interference free spectrometer for high-sensitivity mercury analyses of soils, rocks and air. Inst. mining and metallurgy, Transactions, vol.75, p.B 120 - B 124.
- D'ITRI F.M.* (1971) - The environmental mercury problem. - Report n°12 to the Michigan House of Representatives, Inst. of Water research, Michigan State University, p. 1-289.
- idem* (1972) - Mercury in the aquatic ecosystem. - Inst. of water research, Michigan State University, East Lansing, Michigan : Tech. Report n°23, p.1-87.
- GENCER M.* (1973) - Vases du Léman : comparaison des teneurs en eau et limites d'Atterberg obtenues après séchage à 105°C et à l'air. - Note interne du laboratoire de géotechnique de l'EPFL.
- HARTUNG R. et DINMAN B.D.* (1972) - Environmental mercury contamination. - Ann Arbor Science Publ. inc., Ann Arbor, Michigan, USA, p.1-349.
- VERNET J.P. et JOHNSTON L.M.* (1974) - Heavy metall pollutants in the sediments of the Rhône river. - "Conference proceedings", Conférence internationale sur le transport des produits chimiques persistants dans les écosystèmes aquatiques, Ottawa, à l'impression.
- VERNET J.P. et THOMAS R.L.* (1972) - Levels of mercury in the sediments of some swiss lakes including Lake Geneva and the Rhône river. - Eclogae Geol. Helv., 65/2, p.293-306.
- idem* (1972) - Le mercure dans l'environnement et le rôle de la géologie sédimentaire - bull. BRGM, nouvelle série, section III n°3, p.43-61.
- idem* (1972) - The occurrence and distribution of mercury in the sediments of the Petit Lac (Western Lake Geneva) - Eclogae Geol. Helv., 65/2, p. 307-316.
- idem* (1973) - Geochemistry of the sediments of the Petit Lac (Western Lake Geneva) - Abstracts of the 16 th Conference Great Lakes research, Huron, Ohio, USA, p. 68-69.
- VERNET J.P., THOMAS R.L., JAQUET J.M., et JOHNSTON L.M.* (1974) - Assessment of mercury pollution in the Lake Geneva basin - abstracts of the 17th. Conference Great Lakes research, Burlington, Canada, à l'impression.
-



Planchette 1 - Cycle géochimique du mercure

Planche 2 - Evolution dans le temps de la teneur en Hg des sédiments du lac Ontario.



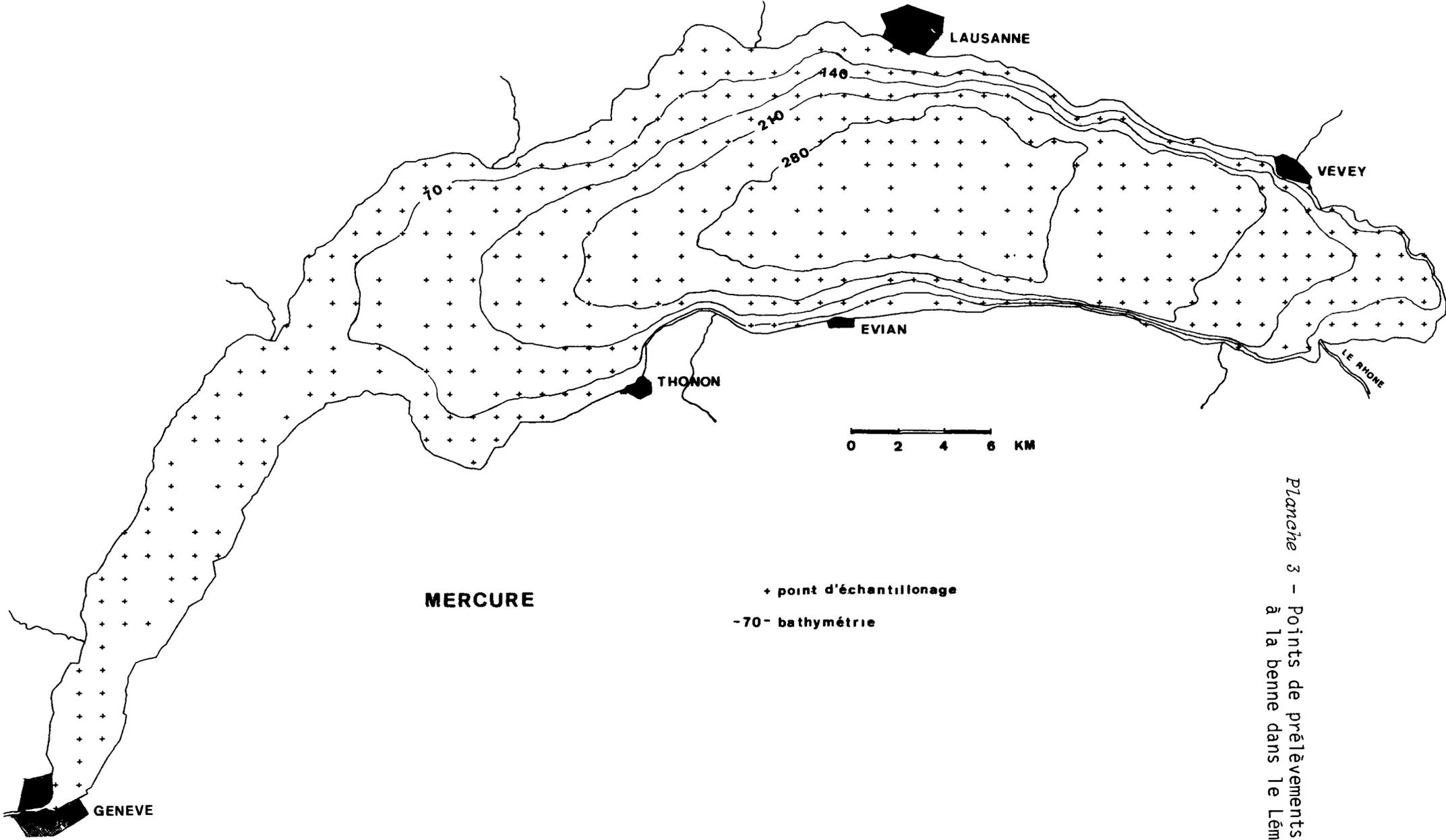


Planche 3 - Points de prélèvements
à la benne dans le Léman

MERCURE

+ point d'échantillonnage
-70- bathymétrie

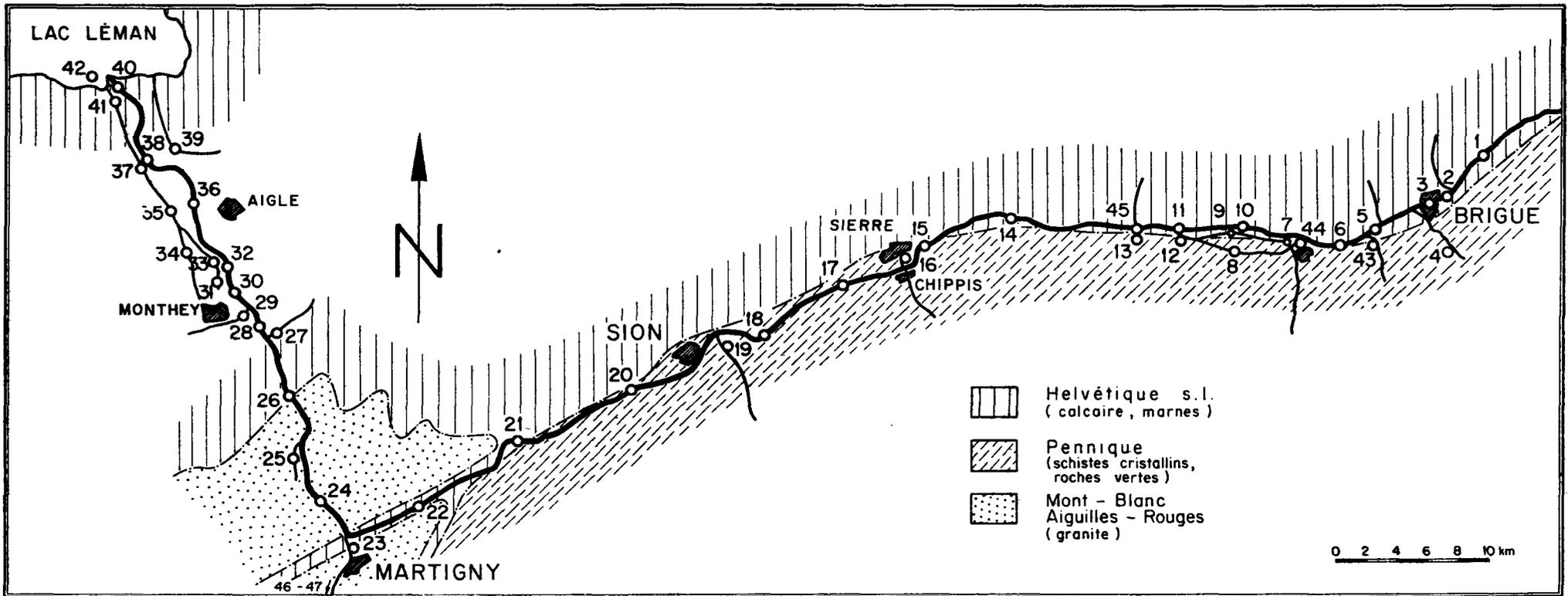


Planche 4 -
Points de prélève-
ments dans le
Haut Rhône.

Plancine 5 - Comparaison d'une série d'analyses Hg selon les méthodes Barringer et B.R.G.M.

Sample Number	Barringer Research Total Combustion Hg. / p.p.b.	B.R.G.M. Orléans Flameless A.A.S. Hg. / p.p.b.
L 75	467	325
L 85	1237	1100
L 90	858	930
L 94	1613	1400
L 105	1126	830
L 109	231	230
L 120	1462	1400
L 175	100	80
L 198	476	440
L 214	140	120
L 266	92	150
L 268	2061	1820
L 295	323	325
L 361	1302	1250
L 374	1173	1280
L 383	1247	1400
L 395	1071	1200
L 405	719	840
L 415	1227	1150
L 419	263	550
L 441	270	400
L 445	1404	1320
821	121	300
825	828	450
829	524	400
833	504	350
Mean Values for 26 Samples	802	771

D I A G R A M M E N O 1 EN ABSCISSE BARRING. EN ORDONNEE 3 R G M

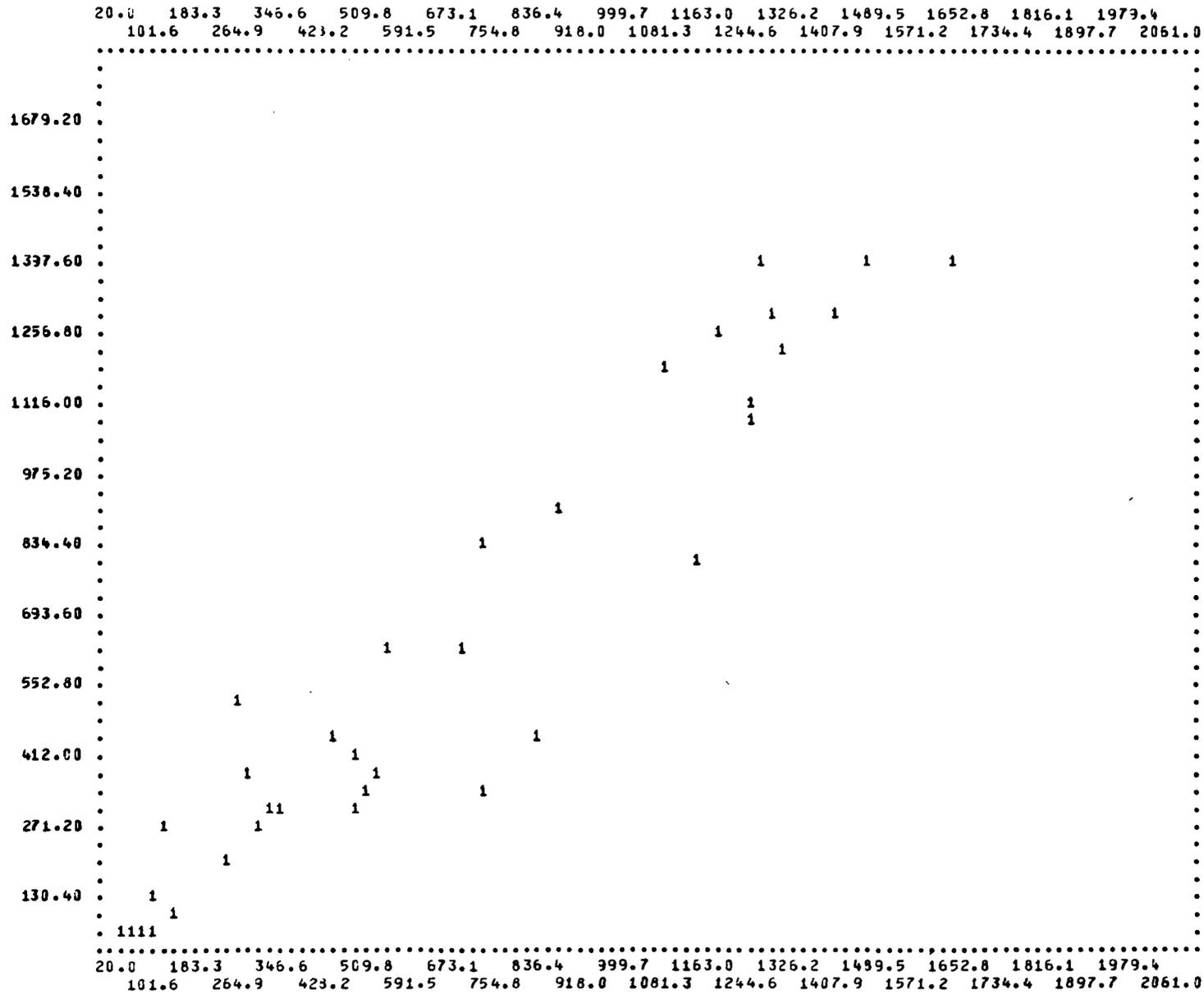


Planche 6 - Corrélation graphique d'une série d'analyses Hg selon les méthodes Barringer et B.R.G.M.

PENTE DE LA DROITE = 0.8998 ORDONN.ORIG. = 40.3721 COEFF.CORREL. = 0.960721 NE = 36

Planchette 7 - Corrélatons des principaux constituants des sédiments.

MgO	.912											
MnO	.847	.745										
K ₂ O	.867	.704	.772									
Na ₂ O	.233	.313	.302	.262								
S	.247	.204	.193	.074	-.034							
Al ₂ O ₃	.980	.895	.850	.903	.263	.179						
CaO	-.181	-.112	-.303	-.424	-.102	.010	-.317					
P ₂ O ₅	.824	.731	.712	.787	.191	.216	.787	-.318				
Org. C.	.281	.390	.129	-.013	.041	.304	.197	.192	.266			
Inorg. C.	-.246	-.284	-.365	-.323	-.394	.038	-.348	.756	-.290	-.076		
Hg	.643	.538	.483	.606	.039	.194	.608	-.068	.609	.200	.037	
	Fe ₂ O ₃	MgO	MnO	K ₂ O	Na ₂ O	S	Al ₂ O ₃	CaO	P ₂ O ₅	Org. C.	Inorg. C.	

Planche 8 - Corrélacion graphique Fe_2O_3/Al_2O_3

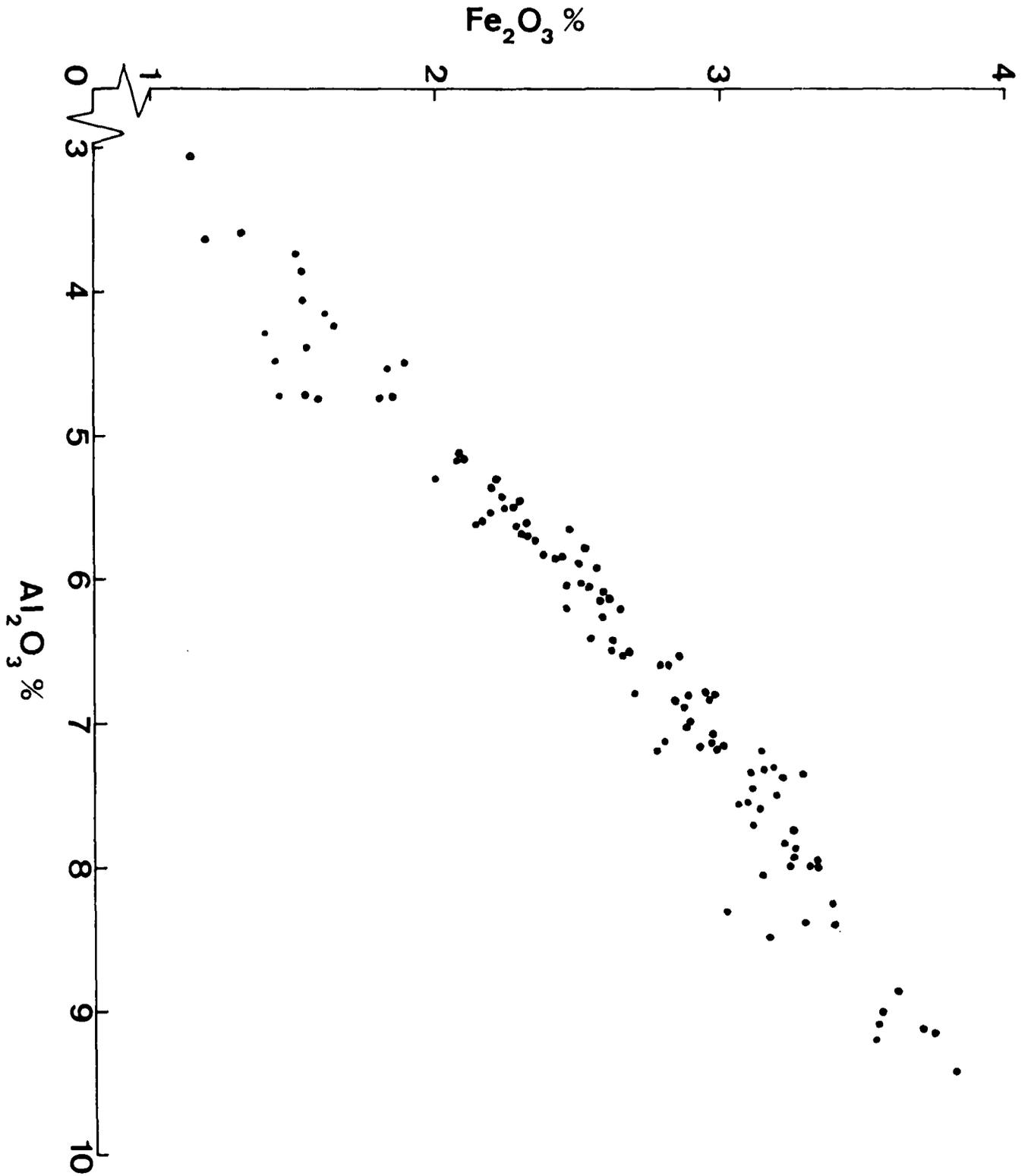


Planche 9 - Corrélation graphique $\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{Hg}$

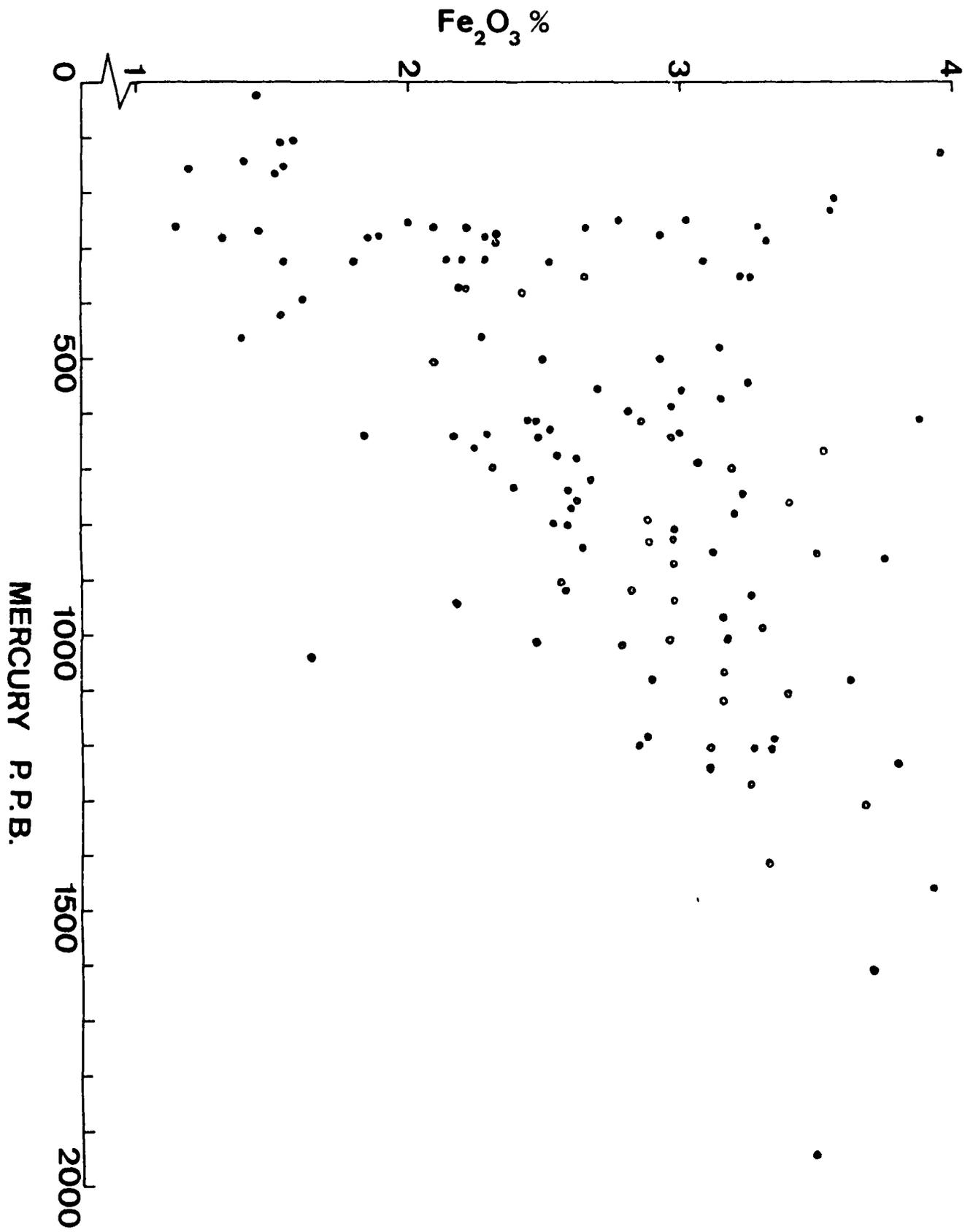


Planche 10 - Teneur mercure des sédiments du Rhône, 1970-1973

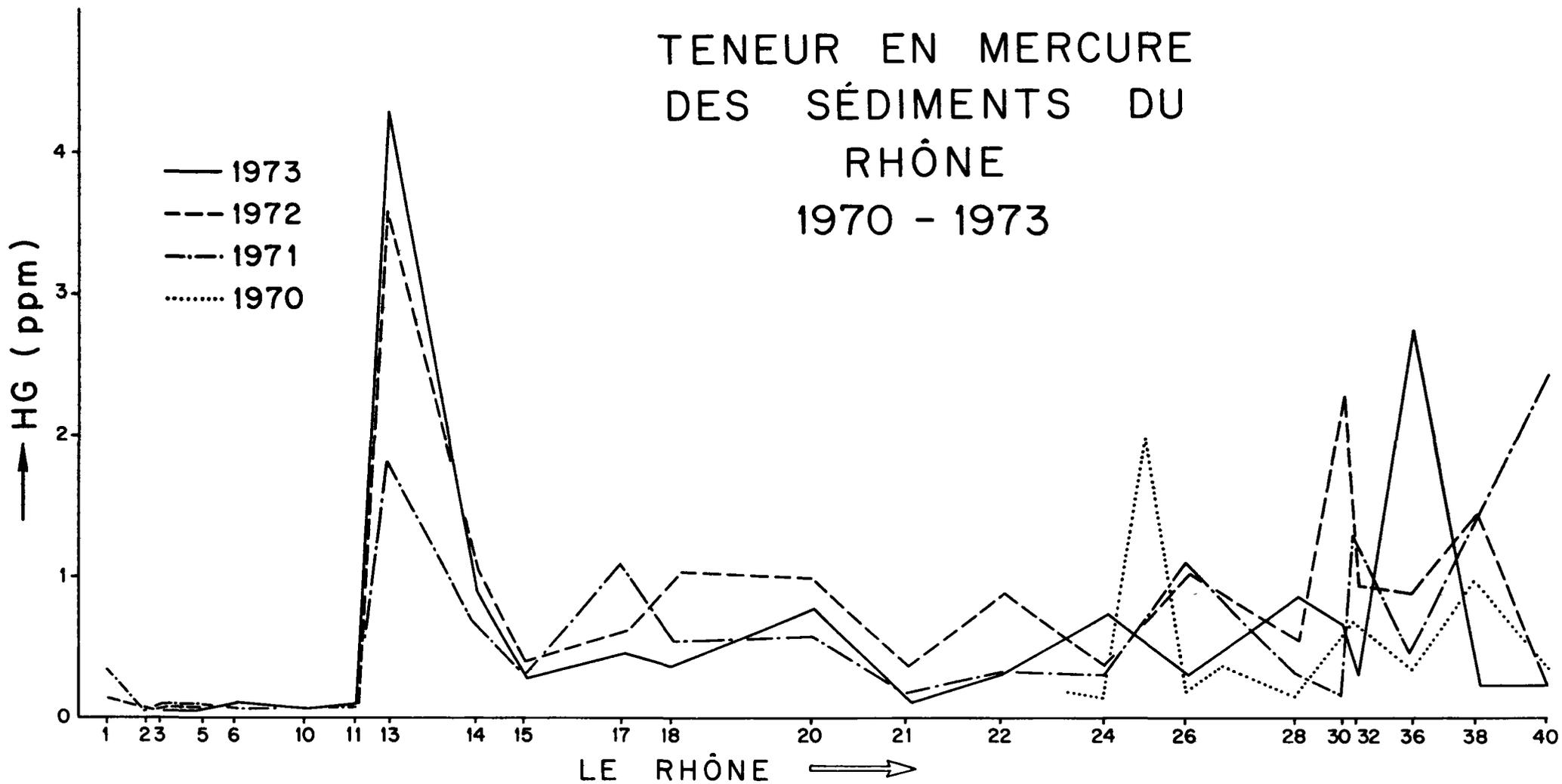


Planche 11 - Evolution des teneurs mercure des sédiments du Rhône à la porte de Scex 1964-1972.

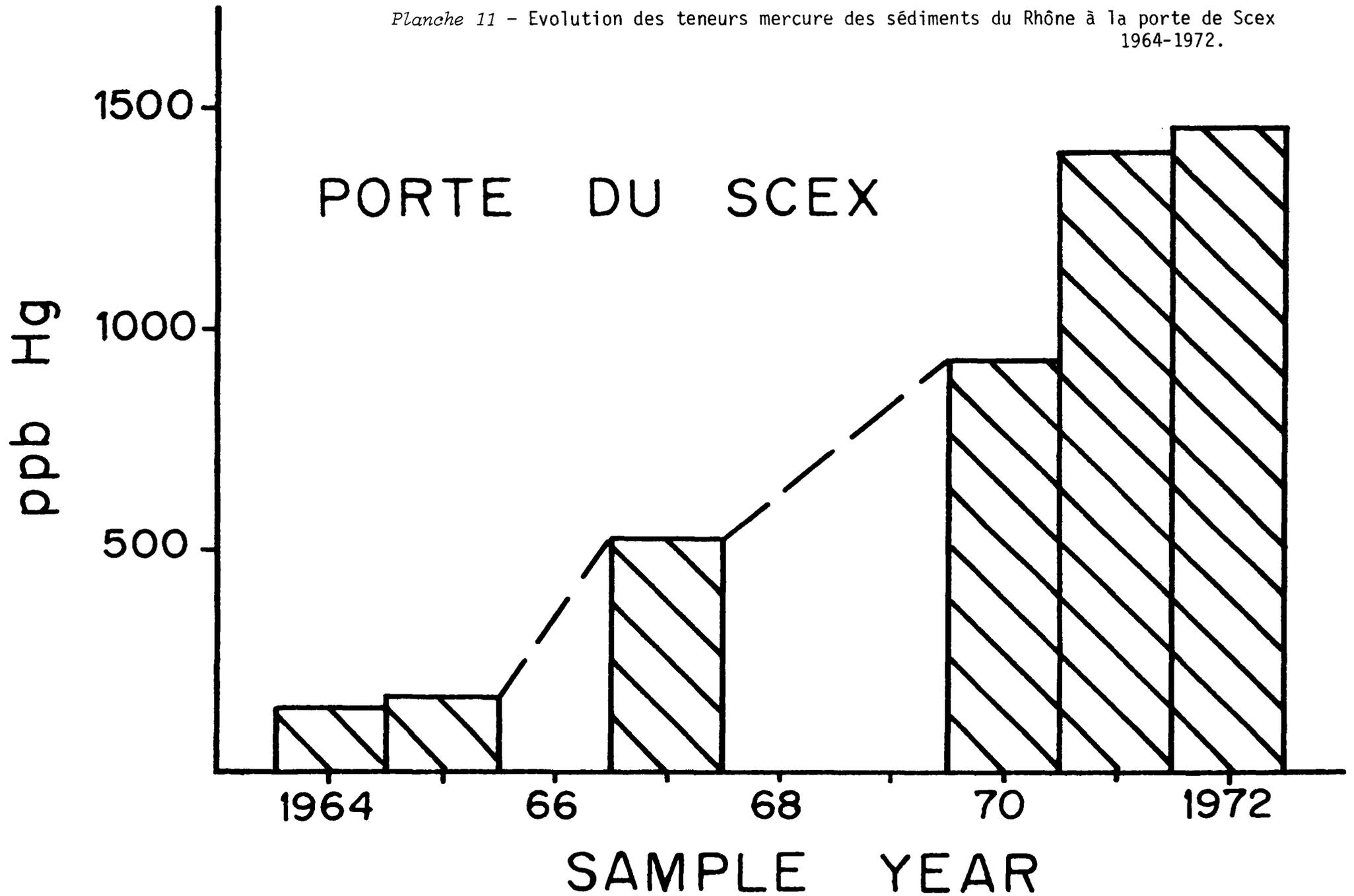


Planche 12 - Répartition schématique des teneurs mercure du Rhône et du lac.

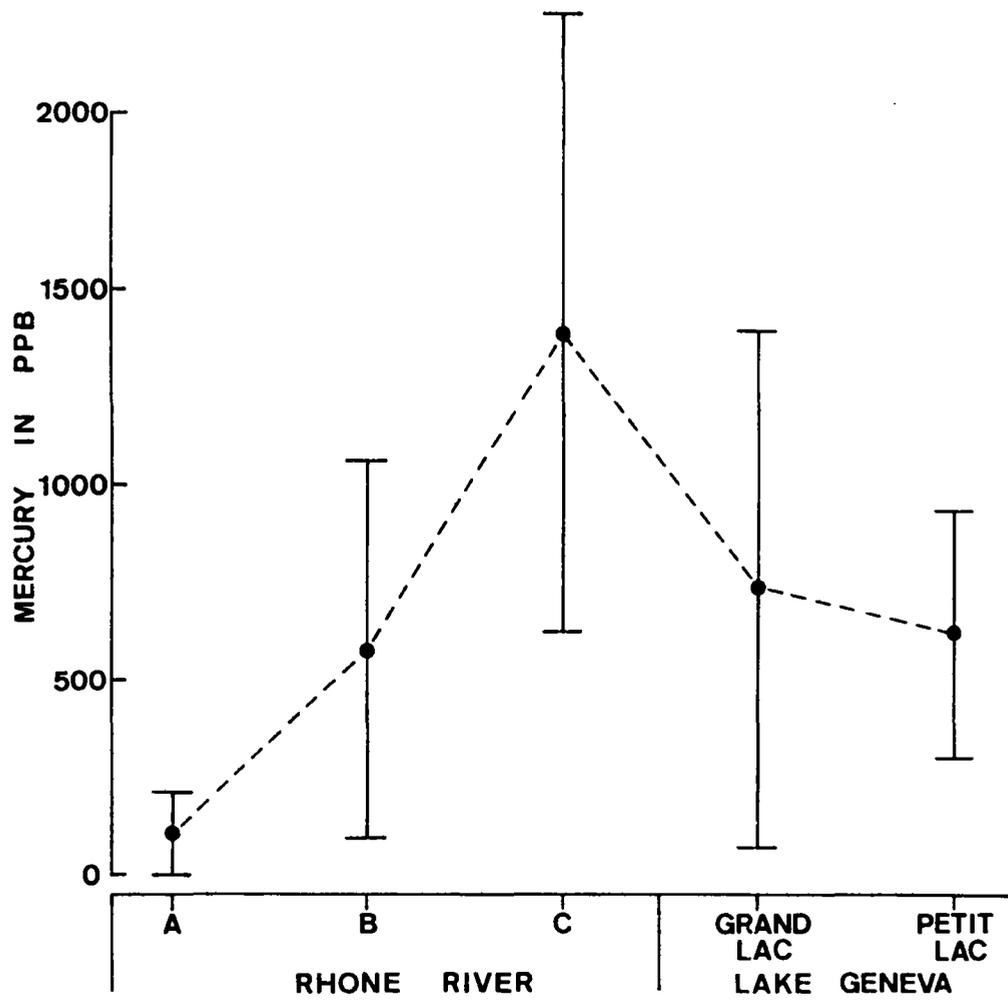


Planche 14 - Répartition mercure dans les sédiments superficiels du Léman (sédiment total).

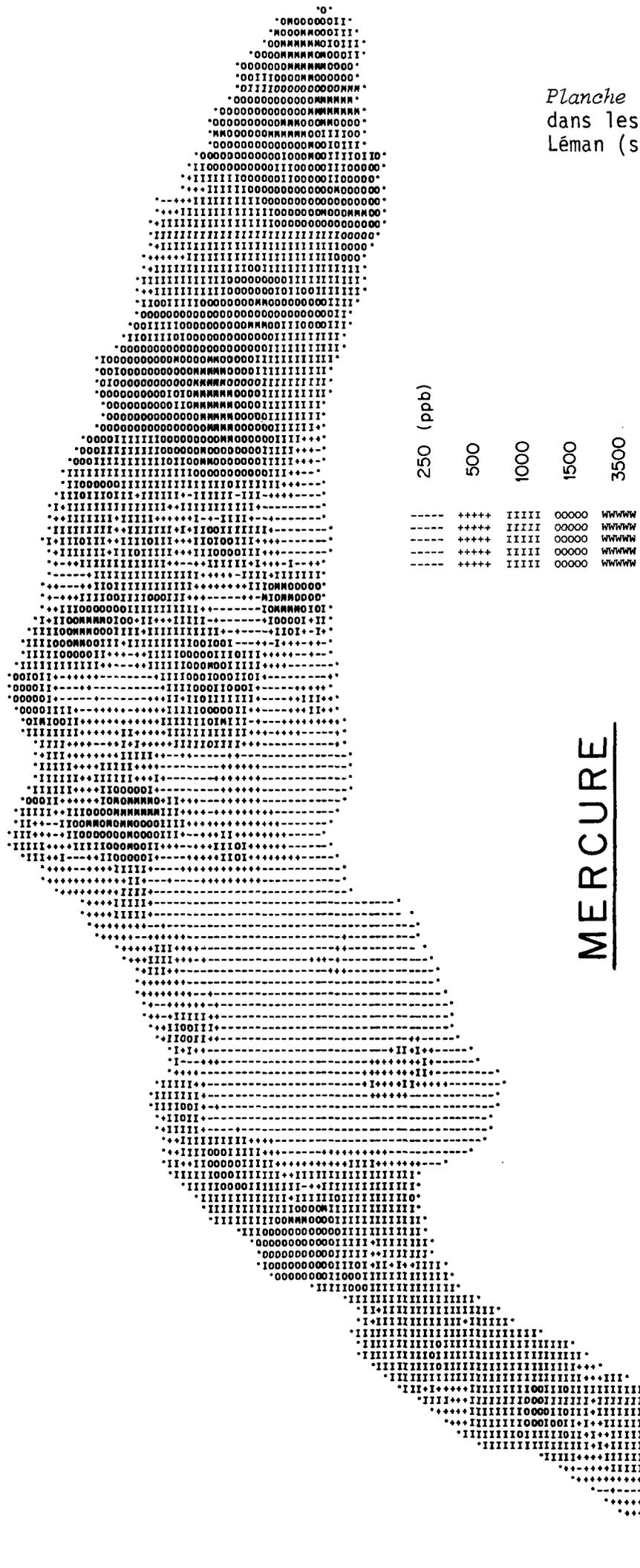
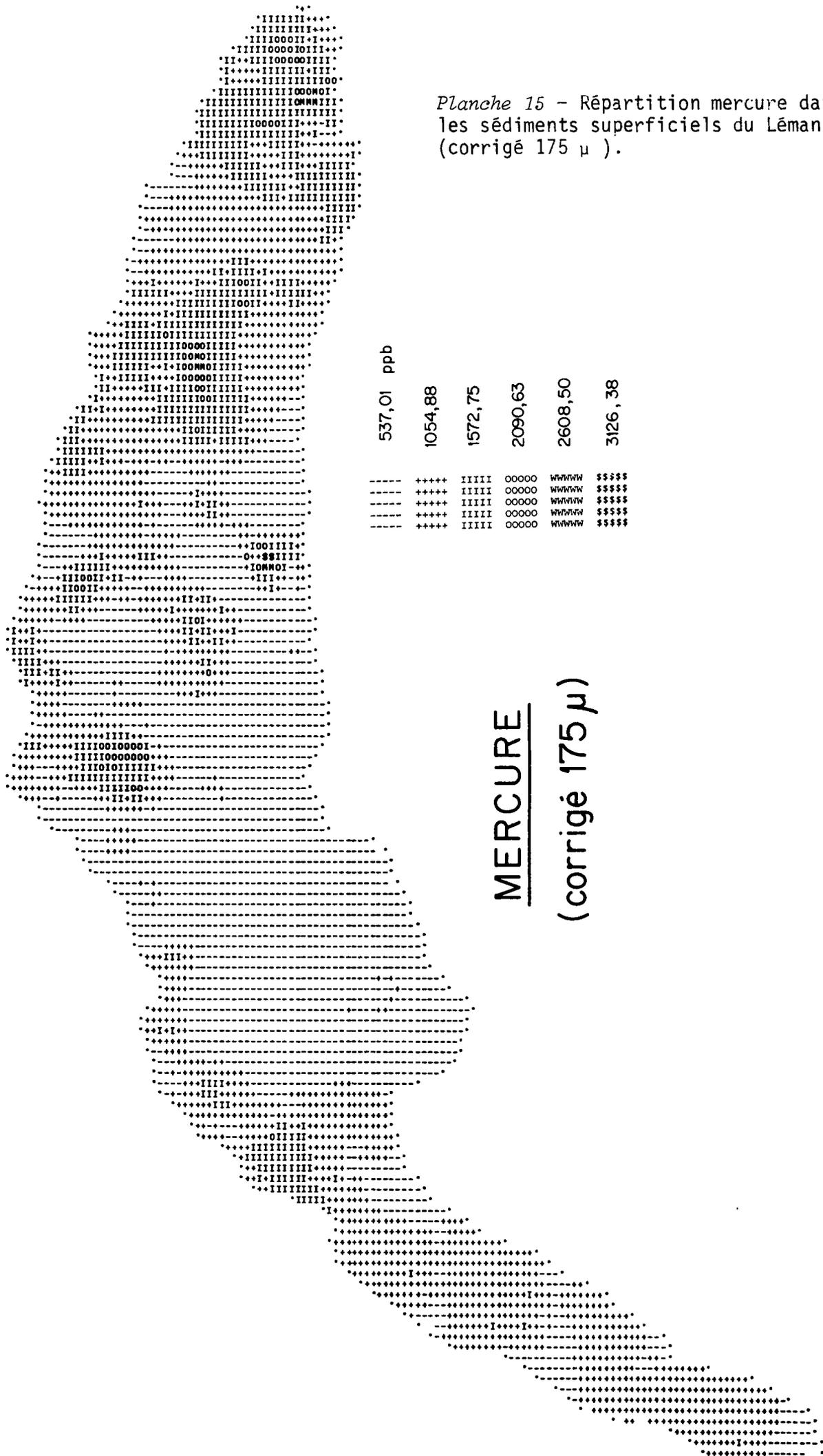


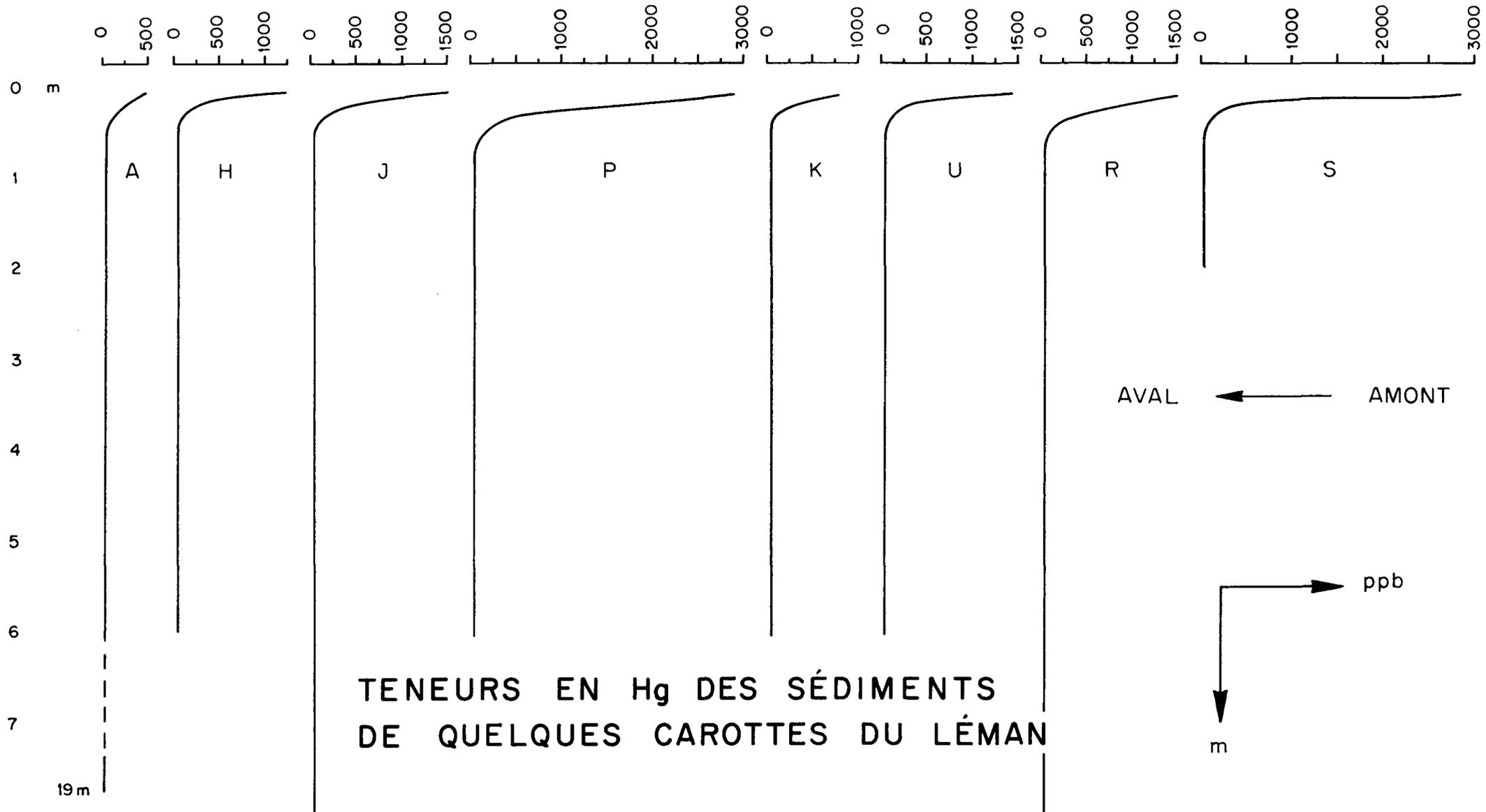
Planche 15 - Répartition mercure dans les sédiments superficiels du Léman (corrigé 175 μ).

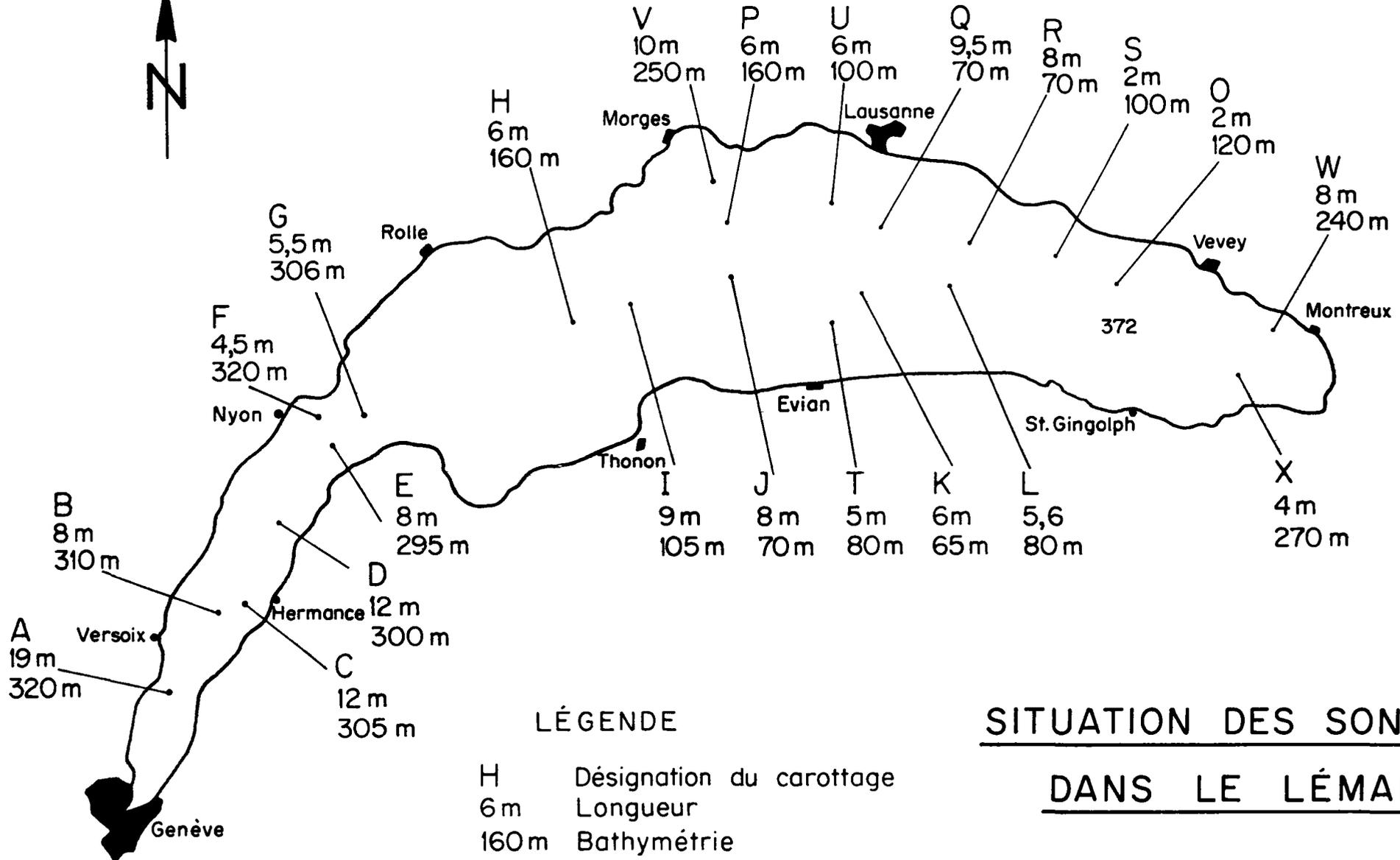


537,01 ppb	1054,88	1572,75	2090,63	2608,50	3126,38
----	++++	IIII	0000	MWMM	\$\$\$\$
----	++++	IIII	0000	MWMM	\$\$\$\$
----	++++	IIII	0000	MWMM	\$\$\$\$
----	++++	IIII	0000	MWMM	\$\$\$\$
----	++++	IIII	0000	MWMM	\$\$\$\$

MERCURE
(corrigé 175 μ)

Planche 16 - Teneurs en Hg des sédiments de quelques carottes du Léman.





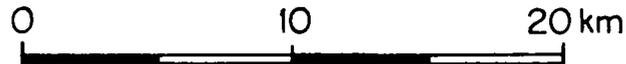
LÉGENDE

- H Désignation du carottage
- 6 m Longueur
- 160 m Bathymétrie

SITUATION DES SONDAGES

DANS LE LÉMAN

ÉCHELLE



Université de Genève
Laboratoire de Sédimentologie

Planche 17 - Balance des importations et exportations du mercure en Suisse de 1900 à 1973.

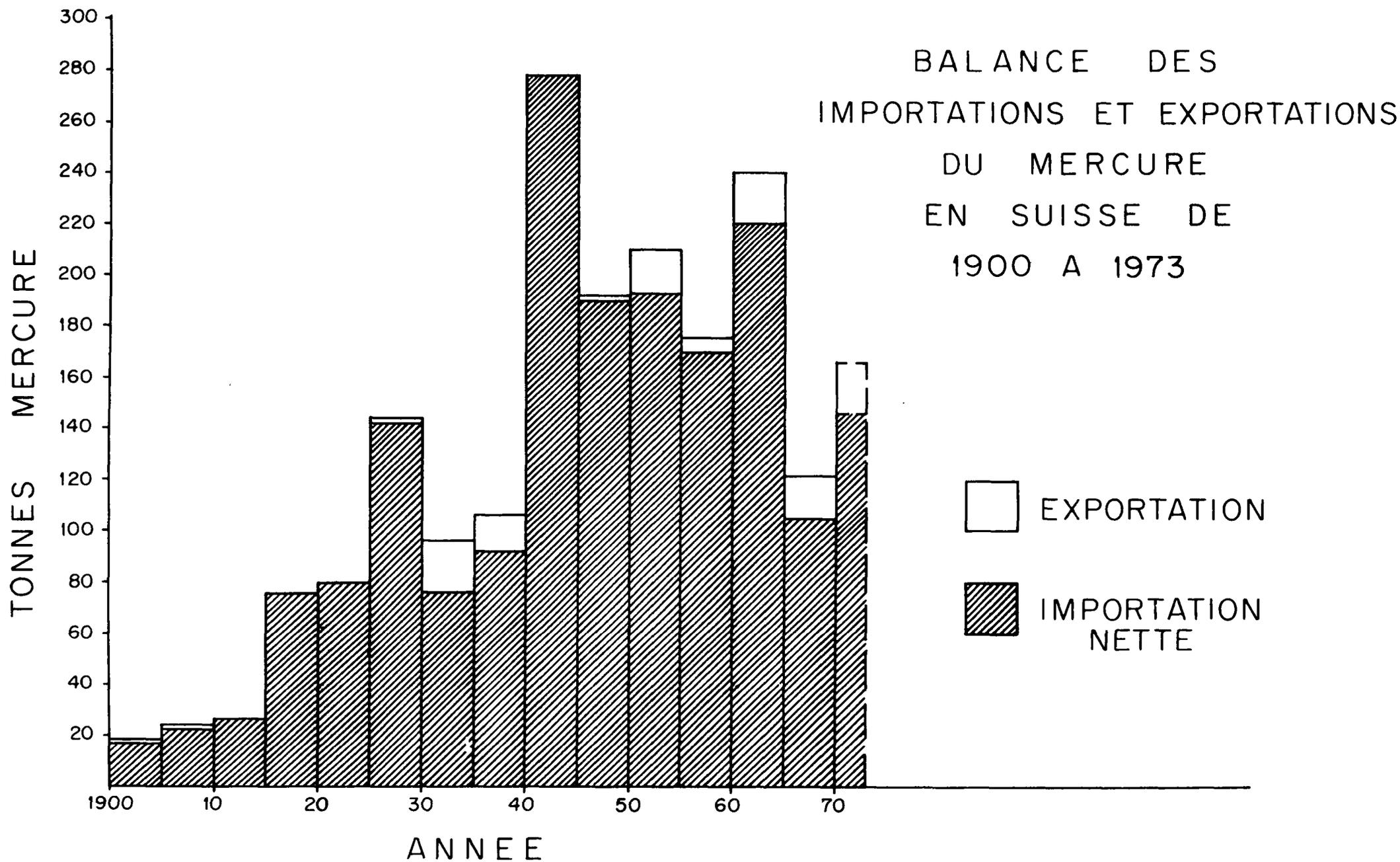


Planche 18 - Répartition du vanadium dans les sédiments superficiels du Léman.

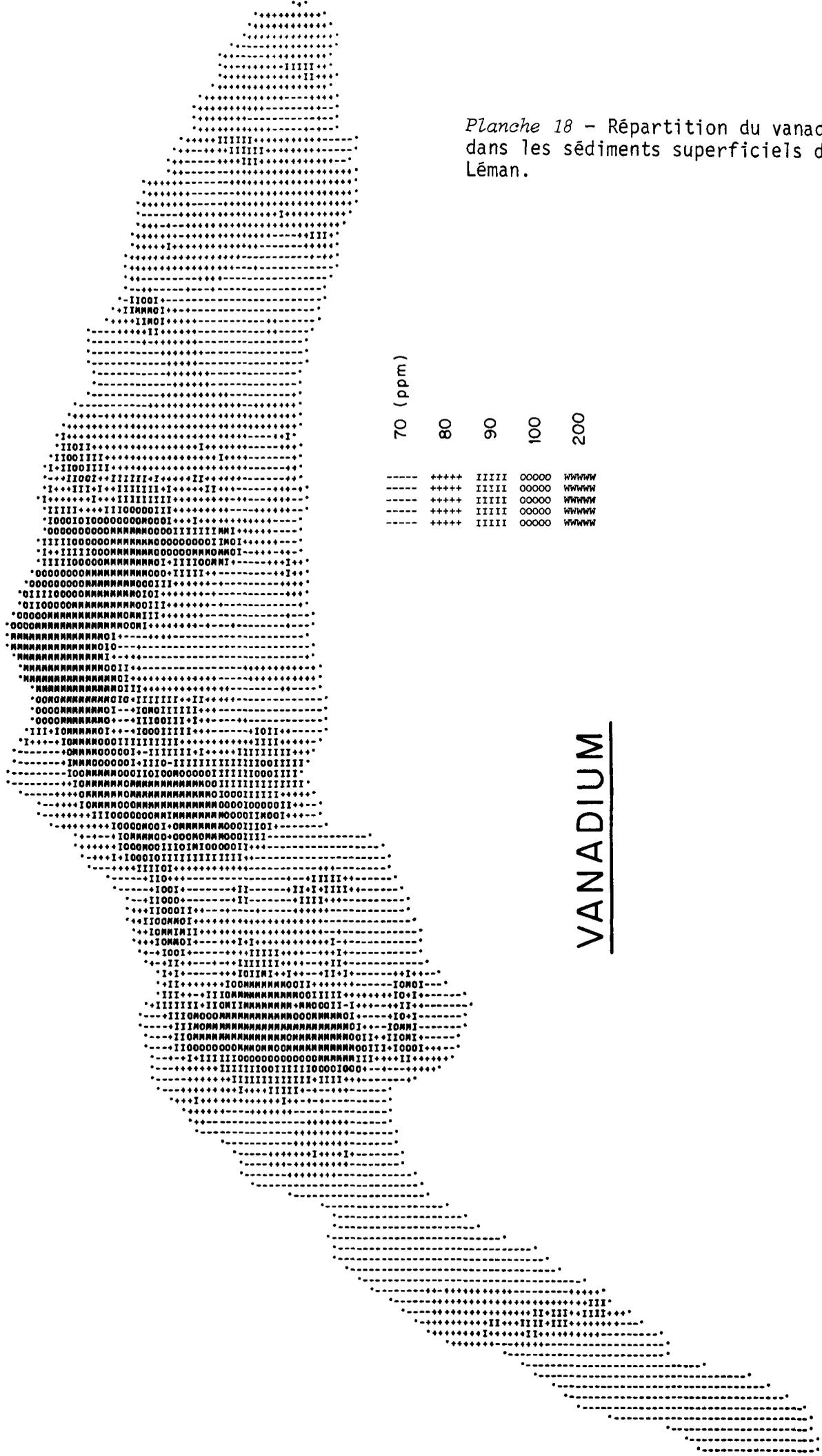




Planche 19 - Répartition de l'étain dans les sédiments superficiels du Léman.

5 (ppm)

5	7	9	11	30
----	++++	IIIII	OOOOO	MMMMM
----	++++	IIIII	OOOOO	MMMMM
----	++++	IIIII	OOOOO	MMMMM
----	++++	IIIII	OOOOO	MMMMM
----	++++	IIIII	OOOOO	MMMMM

ETAIN



Planche 20 - Répartition du soufre dans les sédiments superficiels du Léman.

0,02 %	0,04 %	0,06 %	0,08 %	0,12 %	0,20 %
----	++++	IIIII	OOOOO	WWWWW	\$\$\$\$\$
----	++++	IIIII	OOOOO	WWWWW	\$\$\$\$\$
----	++++	IIIII	OOOOO	WWWWW	\$\$\$\$\$
----	++++	IIIII	OOOOO	WWWWW	\$\$\$\$\$
----	++++	IIIII	OOOOO	WWWWW	\$\$\$\$\$

SOUFRE

