

RÉPONSES DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES DU LÉMAN À L'AMÉLIORATION DE L'ÉTAT TROPHIQUE DU LÉMAN ENTRE 1983 ET 2003

RESPONSES OF THE BENTHIC COMMUNITIES IN LAKE GENEVA TO THE IMPROVED TROPHIC STATE OF THE LAKE BETWEEN 1983 AND 2003

Campagne 2003

PAR

Brigitte LODS-CROZET et Olivier REYMOND

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD
Ch. des Boveresses 155, CH - 1066 EPALINGES

RÉSUMÉ

En 2003, la faune benthique des sédiments du Léman a été étudiée selon le même plan d'échantillonnage qu'en 1983 afin d'évaluer l'évolution de l'état biologique des sédiments en réponse à la baisse du phosphore dans l'eau. La composition des communautés de vers oligochètes et des larves de chironomidés a été analysée sur 149 stations en 2003 dont 135 sont comparables avec celles de 1983, dans les parties centrale et occidentale du Grand Lac entre 18 et 309 m de profondeur. L'abondance relative des espèces d'oligochètes à tendance oligotrophe augmente significativement entre 18 et 200 m de fond. Elle est peu marquée en-dessous avec toutefois des signes d'évolution positive. De même, l'évolution est nette pour les chironomidés qui recolonisent l'ensemble du lac jusqu'à 275 m de fond. L'accroissement de l'abondance des espèces du zoobenthos à tendance oligo- à mésotrophe indique clairement que l'état biologique des sédiments s'est amélioré ces 20 dernières années.

ABSTRACT

In 2003, the benthic fauna in the sediments of Lake Geneva were investigated following the same sampling plan as in 1983 in order to determine the change in the biological state of the sediments in response to the lower levels of phosphorus in the water. The composition of the communities of oligochaete worms and chironomid larvae was analyzed at 149 stations in 2003, 135 of which were the same as those used in 1983, which were located in the central and western part of the Grand Lac between depths of 18 and 309 m. The relative abundance of the oligochaete species displaying an oligotrophic tendency increased significantly between the depths of 18 and 200 m, but showed little increase thereafter. Similarly, the change was obvious for the chironomids, which are recolonizing the entire lake down to a depth of 275 m. The increasing abundance of the zoobenthic species displaying an oligo- to mesotrophic tendency clearly indicates that the biological state of the sediment strata has improved over the past 20 years.

1. INTRODUCTION

Depuis le début des années 1980, les concentrations en phosphore diminuent régulièrement dans l'eau du Léman en raison des mesures d'assainissement prises dans le bassin versant (LAZZAROTTO *et al.*, 2003). La faune de fond ou zoobenthos est exposée aux variations des conditions de milieu, tant au travers du cycle des nutriments qu'au niveau des teneurs en oxygène dissous. Comme les invertébrés benthiques ont généralement de longs cycles de vie, les conséquences de perturbations ponctuelles ou chroniques sont intégrées au niveau de la distribution, la fréquence et/ou de la diversité du zoobenthos. La faune benthique du Léman, et plus particulièrement les vers oligochètes et les larves de chironomidés, sont connus depuis le début du siècle dernier grâce aux travaux de FOREL (1904), PIGUET et BRETSCHER (1913), ZEBROWSKA (1914), JUGET (1958; 1967) et peuvent servir de référence pour apprécier les changements survenus ces trente dernières années dans l'état trophique du Léman. L'abondance des espèces benthiques sensibles à l'augmentation de la sédimentation organique et à la réduction des concentrations en oxygène dissous au niveau de l'interface eau-sédiment a fortement régressé entre 1957 et 1980. Puis, suite à la baisse des concentrations en phosphore, les peuplements benthiques du Léman ont répondu de

manière différée dans le temps et la profondeur. A 40 m de profondeur par exemple, l'abondance relative des espèces d'oligochètes indicatrices de conditions oligotrophes est passée de 17 % en 1982 à 41 % en 1991, puis 44 % en 1996 (LANG, 1998). A 150 m de fond, ces espèces ne représentaient que le 9 % des vers en 1983, mais le 24 % en 1990 et le 30 % en 1998 (LANG, 1999).

Les buts de cette étude sont de comparer la structure des communautés benthiques profondes entre 1983 et 2003 après 20 ans de baisse régulière du phosphore et d'établir un diagnostic sur l'état biologique des sédiments à différentes profondeurs.

2. STATIONS ET MÉTHODES

En 2003, 149 stations ont été échantillonnées dans les parties centrale et occidentale du Grand Lac, basé sur le même plan d'échantillonnage que celui réalisé en 1983 (LANG et CORDEY, 1983). Il a été établi de manière à couvrir uniformément l'ensemble du Grand Lac et est basé sur une grille de 1.5 km de côté (figure 1). Les stations, localisées au moyen d'un récepteur GPS, ont été échantillonnées entre le 2 mai et le 12 juin 2003 à l'aide d'un carottier (30 cm de long, 16 cm²) descendu depuis la surface à l'extrémité d'un câble.

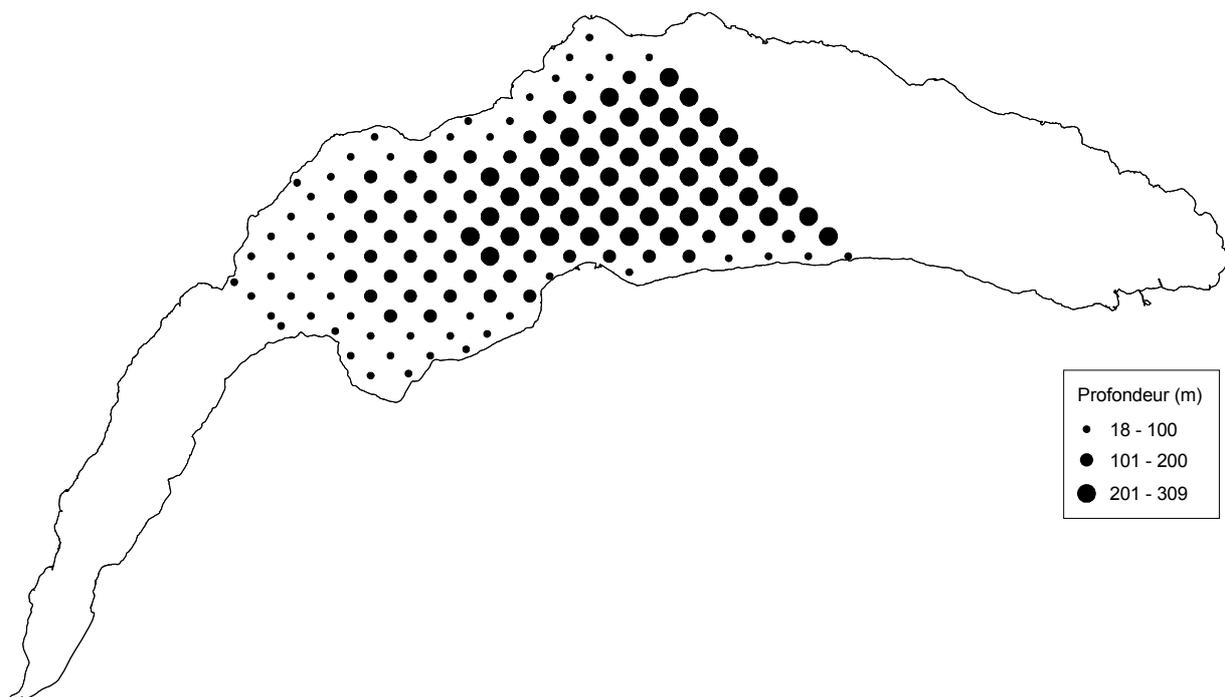


Figure 1 : Localisation des 149 stations échantillonnées en 2003 par zone de profondeur

Figure 1 : Location of the 149 stations sampled in 2003 according to their depth zone

En laboratoire, chaque carotte de sédiment est décrite par l'épaisseur de 3 couches principales :

- i) la fine couche brune de sédiment oxydé,
- ii) la couche intermédiaire noire de sédiment réduit, qui peut être considéré comme un descripteur de déposition organique (HAKANSON et JANSSON, 1983) et
- iii) la couche compacte d'argile grise.

Le sédiment est ensuite tamisé (vide de maille 0.2 mm) et le refus du tamis est conservé au formol 5 %. La macrofaune récoltée est constituée principalement de vers oligochètes (lumbriculidés et tubificidés) et de larves et pupes d'insectes chironomidés. Après coloration au Rose Bengal, les organismes sont triés et comptés sous une loupe binoculaire à faible grossissement (6x). Les oligochètes et chironomidés sont ensuite pesés après passage sur du papier absorbant (biomasse, poids frais). Les vers oligochètes de diamètre > 0.3 mm et les chironomidés sont ensuite montés entre lame et lamelle (REYMOND, 1994) puis identifiés à l'espèce ou au groupe d'espèces.

En 1983, 135 stations correspondaient au même plan d'échantillonnage et la campagne de prélèvements s'était déroulée entre le 17 mai et le 20 juin. Dans chaque station, le sédiment a été remonté à la surface à l'aide d'une benne Shipek et le prélèvement de faune benthique s'est fait à partir d'une carotte de sédiment de 16 cm² prise à l'intérieur de la benne (voir LANG et CORDEY, 1983 pour les méthodes). De plus, en 1983, les chironomidés ont été comptés dans chaque carotte, mais n'ont pu être identifiés que dans un échantillon composite basé sur 199 stations (ensemble du Grand Lac).

La comparaison quantitative des résultats 1983-2003 s'est effectuée sur les 135 stations échantillonnées au cours de ces 2 campagnes.

Certaines espèces ou groupes d'espèces de vers oligochètes et chironomidés sont connus comme sensibles à la déposition organique et au manque d'oxygène dissous et peuvent être considérés comme intolérants à la pollution (LANG, 1990; SAETHER, 1979). L'abondance relative moyenne des espèces d'oligochètes à tendance oligotrophe (ARO) correspond au nombre total d'individus de ces espèces récoltés dans tous les échantillons divisé par le nombre total d'oligochètes. ARO est ensuite comparé aux valeurs de référence définies par LANG (1990) : ARO est égal à zéro si les conditions sont celles d'un milieu eutrophe, les valeurs de ARO varient entre 1 et 17 % dans un milieu méso-eutrophe, entre 18 et 52 % dans un milieu mésotrophe, entre 52 et 69 % dans un milieu oligo-mésotrophe et dépasse 69% dans un milieu oligotrophe.

L'abondance relative moyenne prédite (AROP) peut être estimée à partir des concentrations moyennes (mg/m^3) en phosphore total (Ptot) mesurées dans l'eau du lac au cours des 5 années précédant le prélèvement de zoobenthos (LANG, 1990) : $\text{AROP} = 80.29 - 8.35 \text{ Ptot}^{0.5}$ ($r^2 = 0.81$, $n = 15$).

Cette relation empirique est basée sur 15 campagnes effectuées dans 6 lacs d'Europe et 3 lacs d'Amérique du Nord. Les concentrations moyennes de phosphore total sur 5 ans sont utilisées car le zoobenthos ne réagit pas immédiatement à une variation de ce nutriment (LANG, 1998). Si la valeur moyenne de ARO observée dans une série de prélèvements est inférieure à la valeur prédite (AROP), cela signifie que la restauration biologique du sédiment est décalée par rapport à l'état trophique indiqué par le phosphore total.

Pour les chironomidés, SAETHER (1979) a défini 15 communautés d'espèces caractéristiques de la zone profonde des lacs selon un gradient d'eutrophisation. L'association ainsi que la fréquence d'espèces caractéristiques permet ainsi d'apprécier l'état trophique du lac.

Pour comparer plus en détail les communautés benthiques, les résultats seront aussi interprétés en classant les stations en 3 zones de profondeur :

18-100 m, moy. 58.6 m; 101 - 200 m, moy: 146.5 m; 201 - 309 m, moy: 268.8 m.

3. RÉSULTATS

3.1 Fréquence, répartition spatiale et bathymétrique des espèces

En 2003, les vers oligochètes et les larves de chironomidés sont respectivement présents dans 129 et 72 stations sur 149 échantillonnées (figure 2). La comparaison globale des stations montre que les principales espèces de vers oligochètes sont présentes pendant les 2 campagnes d'étude (tableau 1). La fréquence des espèces intolérantes à la pollution augmente de manière significative en 2003 (test du Chi^2 ; $p < 0.05$) (figure 3) alors que celle des espèces comme *Potamothrix hammoniensis*, *P. heuscheri* et *Tubifex tubifex* diminuent (test du Chi^2 ; $p < 0.05$). *Bichaeta sanguinea* et *Potamothrix moldaviensis*, considérés comme absents en 1983 ont cependant pu passer inaperçus du fait de la petite taille du premier et de la confusion possible avec les *Limnodrilus* immatures pour le second. La colonisation des sédiments plus profonds que 100 m est nette pour *Embolecephalus velutinus* et surtout pour *Potamothrix vejdvskyi* (test du Chi^2 ; $p < 0.05$) (figures 4 et 5).

La faune des chironomidés s'est enrichie de plusieurs taxons, dont deux sont caractéristiques de milieux oligotrophes. Leur fréquence a également augmenté de manière significative en 2003 (test du Chi^2 ; $p < 0.05$). Confinés en 1983 principalement entre le delta de la Dranse et Lugrin, leur répartition s'est largement étendue sur la partie occidentale du Grand Lac (figure 6). La profondeur maximale de colonisation reste du même ordre de grandeur si l'on considère le niveau de la famille (seule information disponible en 1983 car espèces déterminées en bloc).

Quelques rares mollusques¹ sont présents dans les sédiments en 2003 (pas de données pour 1983). Il s'agit de trois espèces caractéristiques de la zone profonde des lacs (tableau 1).

3.2 Densité et biomasse

La densité moyenne des oligochètes diminue entre 1983 et 2003 en passant de 9'185 à 5'907 ind/m² (figure 7); la différence n'est pas significative (test de Mann-Whitney, $p = 0.234$). Pour les chironomidés, l'augmentation de la densité est particulièrement nette et significative (test de Mann-Whitney, $p = 0.000$).

En considérant la densité moyenne des oligochètes par zone de profondeur (figure 8), on constate que la diminution des densités est nette et significative (test de Mann-Whitney, $p = 0.005$) pour la zone 18 - 100 m de profondeur, mais pas significative dans les plus grandes profondeurs.

La biomasse totale des invertébrés benthiques a tendance à augmenter entre 1983 et 2003 (test de Mann-Whitney, $p = 0.000$). Cet accroissement pourrait s'expliquer par la plus forte densité des chironomidés, qui représentent le tiers de la biomasse totale en 2003 (figure 9) et par l'augmentation des individus d'oligochètes de plus grande taille.

¹ Identification par P. Stucki, Bureau Aquarius, CH - 2001 Neuchâtel

3.3 Evaluation trophique basée sur les communautés benthiques

Les espèces d'oligochètes indicatrices de conditions oligotrophes sont présentes dans 55.8 % des prélèvements en 2003 (31.8 % en 1983) (tableau 1). L'abondance relative moyenne des oligochètes à tendance oligotrophe (ARO) s'élève à 24.3 % (9.8 % en 1983). Les différences observées sont significatives (test de Mann-Whitney, $p = 0.000$).

Cette abondance relative observée en 2003 reste un peu inférieure à la valeur prédite (AROP) (29.7 %) à partir des concentrations en phosphore total dans l'eau (voir § 2 : Stations et méthodes).

En considérant ARO par zone de profondeur (figure 10), on observe que les conditions de vie pour les oligochètes se sont nettement améliorées entre 18 et 200 m (différences significatives, test de Mann-Whitney, $p = 0.001$ pour 18 - 100 m et $p = 0.020$ pour 101 - 200 m), mais qu'elles ont peu évolué au-dessous de 200 m de profondeur (différences non significatives, test de Mann-Whitney, $p = 0.667$).

Le Léman est donc passé d'un stade méso-eutrophe sur l'ensemble du lac en 1983, à un stade mésotrophe. Les couches très profondes (> 200 m) restent cependant de moins bonne qualité du fait en particulier de la plus forte sédimentation organique dans cette partie du lac (figure 11) et de la circulation incomplète des eaux.

Pour la faune des chironomidés, l'évolution est également nette ces 20 dernières années. En effet, l'association de 6 espèces (ou groupe d'espèces) indicatrices définie par SAETHER (1979) (cf. tableau 1) caractérise globalement le lac comme oligo-mésotrophe. En tenant compte des différentes zones de profondeur, les communautés de chironomidés reflètent des conditions oligo-mésotrophes entre 18 et 200 m puis mésotrophes jusqu'à 275 m, profondeur limite de la colonisation par *Micropsectra notescens* gr. et *Tanytarsus* spp.

4. DISCUSSION

La structure des communautés benthiques du Léman observée en 2003 s'est significativement modifiée par rapport à celle de 1983. L'accroissement de l'abondance des espèces du zoobenthos à tendance oligo-à mésotrophe indique clairement que l'état biologique des sédiments s'est amélioré ces 20 dernières années. Toutefois, la restauration ne parvient pas encore dans les très grandes profondeurs où l'indice oligochètes ARO n'atteint que 13 % entre 201 et 309 m, donc plutôt caractéristique de conditions méso-eutrophes. Entre 270 et 309 m, les fonds abritent principalement des espèces d'oligochètes résistantes au manque d'oxygène comme *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Potamothrix hammoniensis* et *Tubifex tubifex*.

Il faut toutefois noter que *Potamothrix vejdvovskiyi*, espèce considérée comme plus sensible que les précédentes et apparue dans le lac après 1913 (PIGUET et BRETSCHER, 1913), puis trouvée par JUGET (1967) jusqu'à 150 m de profondeur, a maintenant élargi sa zone de répartition vers les grands fonds ; elle a été trouvée en 2003 à 300 m de profondeur au large du delta de la Dranse. De plus, des larves de *Micropsectra notescens* gr. ont été observées dans cette même zone à 275 m de profondeur en 2003 et en 1983 (LODS-CROZET et LACHAVANNE, 1994). La proximité du delta de la Dranse pourrait favoriser une moindre déposition organique et une meilleure minéralisation des sédiments dues aux mélanges des eaux et aux courants engendrés. Cette région pourrait ainsi constituer une zone à forte potentialité dans la recolonisation des grands fonds lorsque les conditions d'oxygénation et de minéralisation des sédiments seront en accord avec les exigences biologiques de certaines espèces benthiques.

D'autres éléments confirment cette amélioration de la qualité des sédiments entre 1983 et 2003 :

- la diminution de la densité totale des oligochètes entre 18 et 100 m, signe d'une moins grande productivité du système,
- la fréquence et l'augmentation de la profondeur de colonisation (de 200 à 300 m) de *Embolecephalus velutinus*, espèce d'oligochète la plus fréquente vers 1900 dans le lac oligotrophe (PIGUET et BRETSCHER, 1913 ; LANG, 1998). De plus sa fréquence est passée de 7 % à 150 m de fond en 1998 (LANG, 1999) à 9 % entre 101 et 200 m de fond en 2003,
- la réapparition de *Paracladopelma nigrifula*, espèce de chironomidés caractéristique de lacs oligotrophes (SAETHER, 1979) et absente du lac depuis les années 1960 (JUGET, 1967; LODS-CROZET et LACHAVANNE, 1994). Ces 2 espèces seraient donc des indicateurs appropriés pour suivre l'amélioration du lac.

Ainsi, l'intérêt de ces deux groupes d'invertébrés benthiques dominants dans les sédiments réside dans le fait qu'ils ont des préférences biologiques différentes : les larves de chironomidés se nourrissent à la surface du sédiment et ont un régime alimentaire varié (algues et détritus fraîchement sédimentés, bactéries et invertébrés), tandis que les oligochètes sont plutôt inféodés aux sédiments, se nourrissant principalement de bactéries et de matière organique. Leur comportement de reproduction est également distinctif ; les oligochètes se reproduisent à l'intérieur du sédiment alors que les chironomidés effectuent une partie de leur cycle de vie à l'air libre et déposent leurs œufs à la surface de l'eau (JOHNSON et WIEDERHOLM, 1992; GOEDKOOP et JOHNSON, 1993). Ainsi, ils n'auront pas forcément la même réponse aux changements environnementaux. En cas de restauration dans un lac après une phase d'eutrophisation, les communautés d'oligochètes semblent maintenir leur structure pendant une plus longue période que les chironomidés (WIEDERHOLM, 1980; LANG, 1998).

La persistance de faibles teneurs en O₂ dissous (≤ 4 mg/L) dans la plaine centrale du lac (300 - 309 m) liées à une circulation incomplète des eaux depuis 17 ans ne facilite pas une restauration rapide des sédiments profonds et de leur faune associée malgré une diminution régulière des apports en phosphore depuis une vingtaine d'années. L'amélioration très nette de l'état biologique des sédiments, d'abord dans les faibles profondeurs (40 m) au début des années 1990 (LANG, 1998), puis jusqu'à 150 m en 1998 (LANG, 1999) et jusque vers 200 m en 2003, est encourageante et s'inscrit dans les objectifs du plan d'action 2001 - 2010 pour le Léman. Le maintien d'un suivi du zoobenthos est donc indispensable, au minimum dans trois zones de profondeur : 40, 150 et 300 m.

Ces résultats montrent que les communautés benthiques (vers oligochètes et larves de chironomidés) constituent un outil pertinent pour apprécier l'évolution trophique à long terme d'un grand lac profond.

REMERCIEMENTS : L'aide sur le terrain des gardes-pêche Laurent Cavallini, Luc Jacquemettaz et Philippe Tavel nous a permis de mener à bien ce travail.

BIBLIOGRAPHIE

FOREL, F. A. (1904) : Le Léman. Monographie limnologique. vol 3. Slatkine Reprints, 715 p.

GOEDKOOP, W. et JOHNSON, R.K. (1993) : Modelling the importance of sediment bacterial carbon for profundal macroinvertebrates along a lake nutrient gradient. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 26, 477-483.

HAKANSON, L. et JANSSON, M. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, 316 pp.

JOHNSON, R. K. et WIEDERHOLM, T. (1992) : Pelagic-benthic coupling - The importance of diatom interannual variability for population oscillations of *Monoporeia affinis*. Limnology and Oceanography, 37, 1596-1607.

JUGET, J. (1958) : Recherches sur la faune de fond du Léman et du lac d'Annecy. Hydroécologie appliquée, 7, 7-95.

JUGET, J. (1967) : La faune benthique du Léman: modalités et déterminismes écologiques du peuplement. Université de Lyon, 360 pp.

LANG, C. (1990) : Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. Freshwater Biology, 24, 327-334.

LANG, C. (1998) : Using oligochaetes to monitor the decrease of eutrophication: the 1982-1996 trend in Lake Geneva. Archiv für Hydrobiologie, 141, 447-458.

LANG, C. (1999) : Evolution de l'état trophique du Léman entre 1990 et 1998 indiquée par les communautés de vers présentes à 150 m de profondeur. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 101-110.

LANG, C. et CORDEY, G. (1983) : Eutrophisation du Léman en 1978 et 1983 évaluée à partir des communautés de vers. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1983, 56-62.

LAZZAROTTO, J., RAPIN, F. et CORVI, C. (2003) : Evolution physico-chimique et recherche de métaux et de quelques micropolluants dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2002, 31-58.

LODS-CROZET, B. et LACHAVANNE, J.B. (1994) : Changes in chironomid communities in Lake Geneva in relation with eutrophication, over a period of 60 years. Archiv für Hydrobiologie, 130, 453-471.

PIGUET, E. et BRETSCHER, K. (1913) : Oligochètes. Catalogue des invertébrés de la Suisse, Fascicule 7, Genève, 215 pp.

REYMOND, O. (1994) : Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes : une méthode simple. Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles, 83, 1-3.

SAETHER, O. A. (1979) : Chironomid communities as water quality indicators. Holarctic Ecology, 2, 65-74.

WIEDERHOLM, T. (1980) : Use of benthos in lake monitoring. Journal Water Pollution Control Federation, 52, 537-547.

ZEBROWSKA, A. (1914) : Recherches sur les larves de Chironomides du Léman. Dissertation, Université de Lausanne, 59 pp.

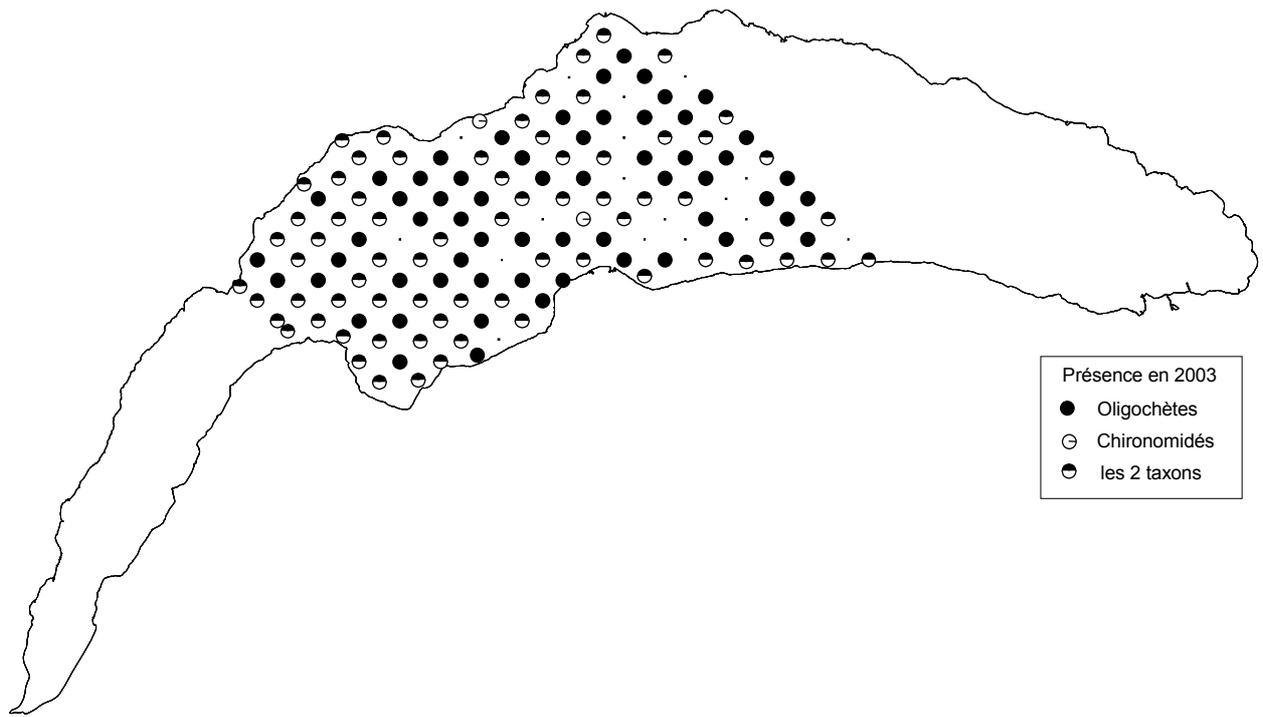


Figure 2 : Présence des vers oligochètes et larves de chironomidés dans les stations en 2003
(point sans cercle : absence d'oligochètes et de chironomidés)

Figure 2 : Presence of oligochete worms and chironomid larvae at the stations in 2003
(a dot with no ring round it indicates that no oligochetes or chironomids were found)

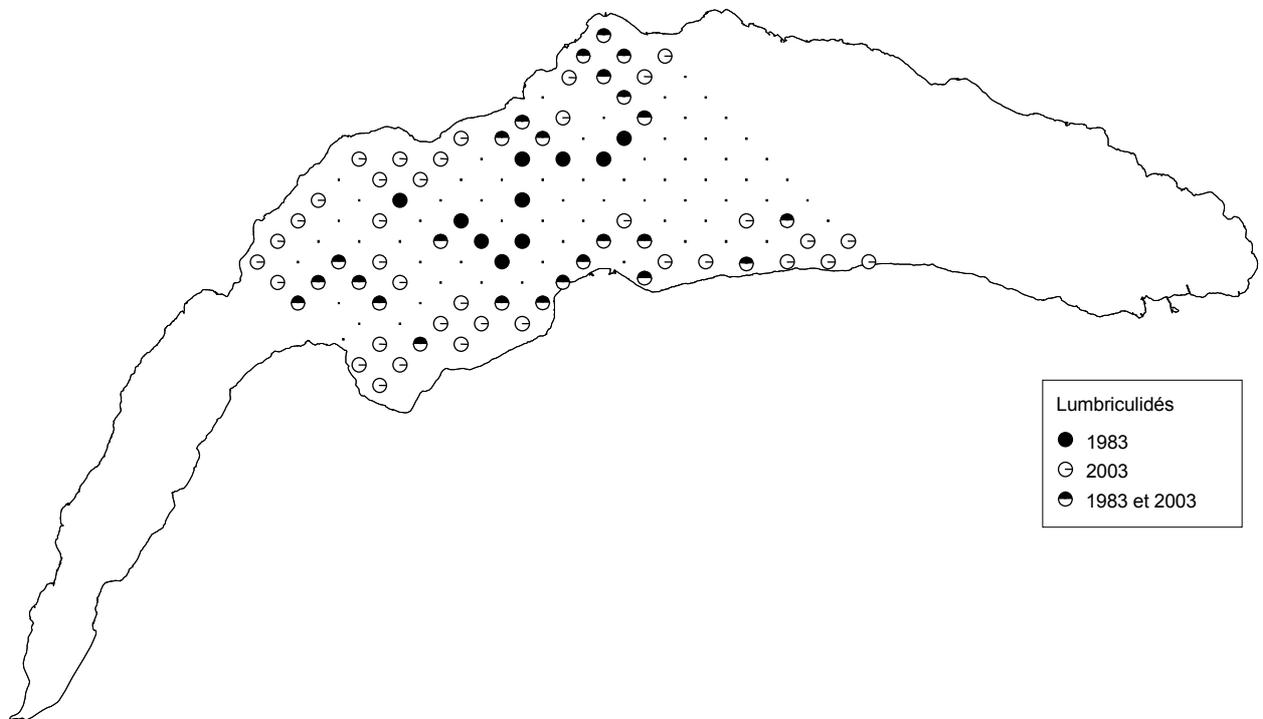


Figure 3 : Présence des oligochètes Lumbricidés (intolérants à la pollution) dans 135 stations en 1983 et 2003 (point sans cercle : absence d'oligochètes lumbricidés)

Figure 3 : Presence of Lumbricid oligochetes (does not tolerate pollution) at 135 stations in 1983 and 2003 (a dot with no ring round it indicates that no lumbricid oligochetes were found)

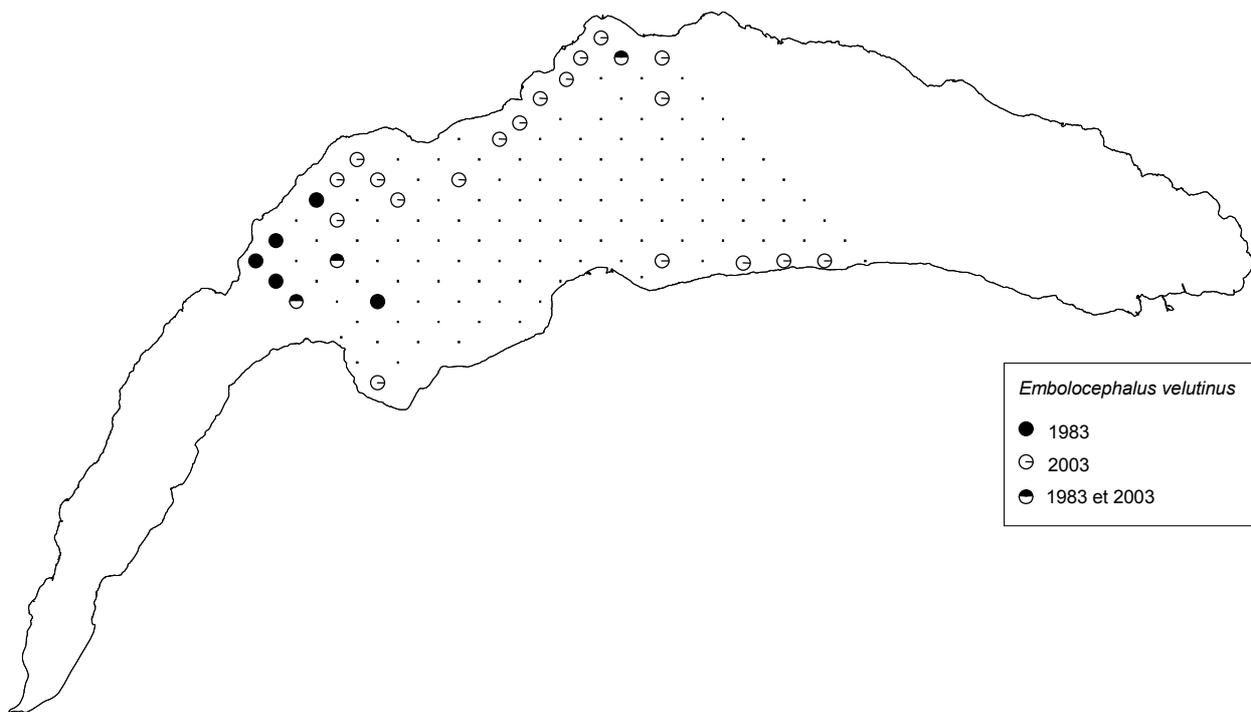


Figure 4 : Présence de *Embolocephalus velutinus* dans 135 stations en 1983 et 2003
(point sans cercle : absence *Embolocephalus velutinus*)

Figure 4 : Presence of *Embolocephalus velutinus* at 135 stations in 1983 and 2003
(a dot with no ring round it indicates that no *Embolocephalus velutinus* were found)



Figure 5 : Présence de *Potamothenrix vej dovskyi* dans 135 stations en 1983 et 2003
(point sans cercle : absence *Potamothenrix vej dovskyi*)

Figure 5 : Presence of *Potamothenrix vej dovskyi* at 135 stations in 1983 and 2003
(a dot with no ring round it indicates that no *Potamothenrix vej dovskyi* were found)

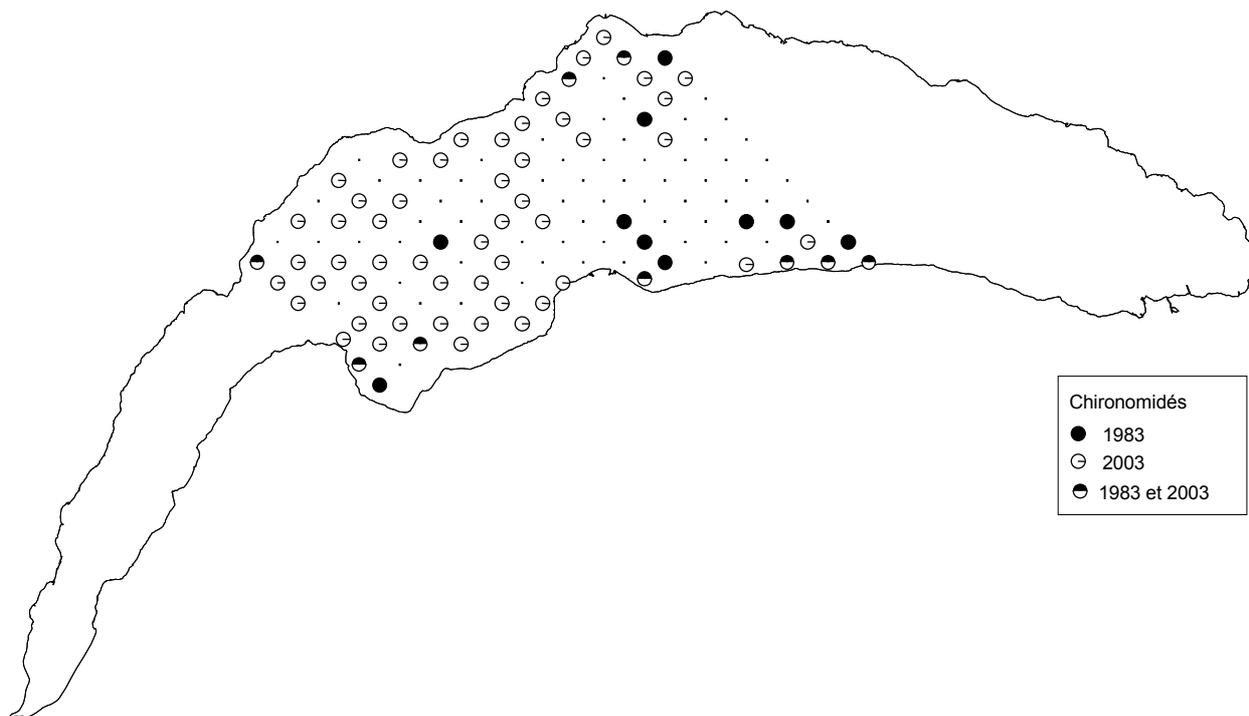


Figure 6 : Présence des chironomidés dans 135 stations en 1983 et 2003
(point sans cercle : absence des chironomidés)

Figure 6 : Presence of chironomids at 135 stations in 1983 and 2003
(a dot with no ring round it indicates that no chironomids were found)

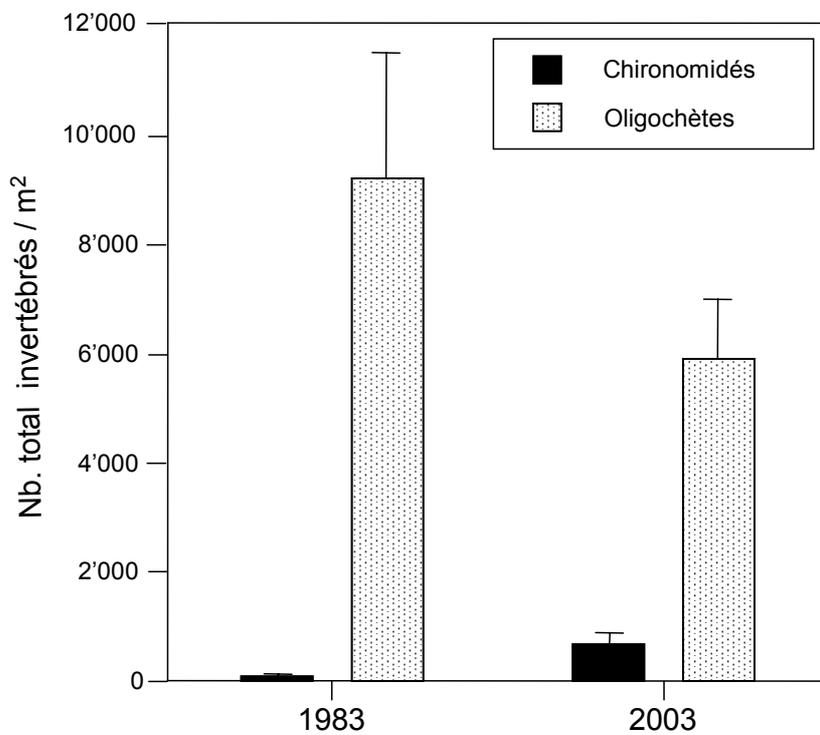


Figure 7 : Densité totale des invertébrés benthiques \pm IC 95% dans 135 stations du Léman en 1983 et 2003

Figure 7 : Total density of benthic invertebrates \pm 95% CL at 135 stations of Lake Geneva in 1983 and 2003

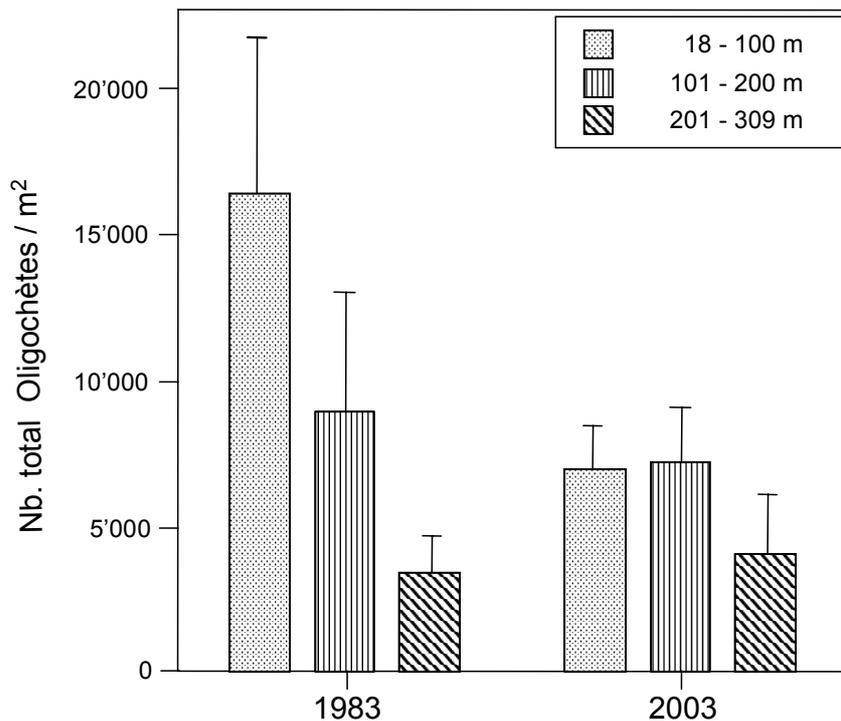


Figure 8 : Densité totale des oligochètes ± IC 95% par zone de profondeur dans 135 stations du Léman en 1983 et 2003

Figure 8 : Total density of oligochetes ± 95% CL per depth zone at 135 stations of Lake Geneva in 1983 and 2003

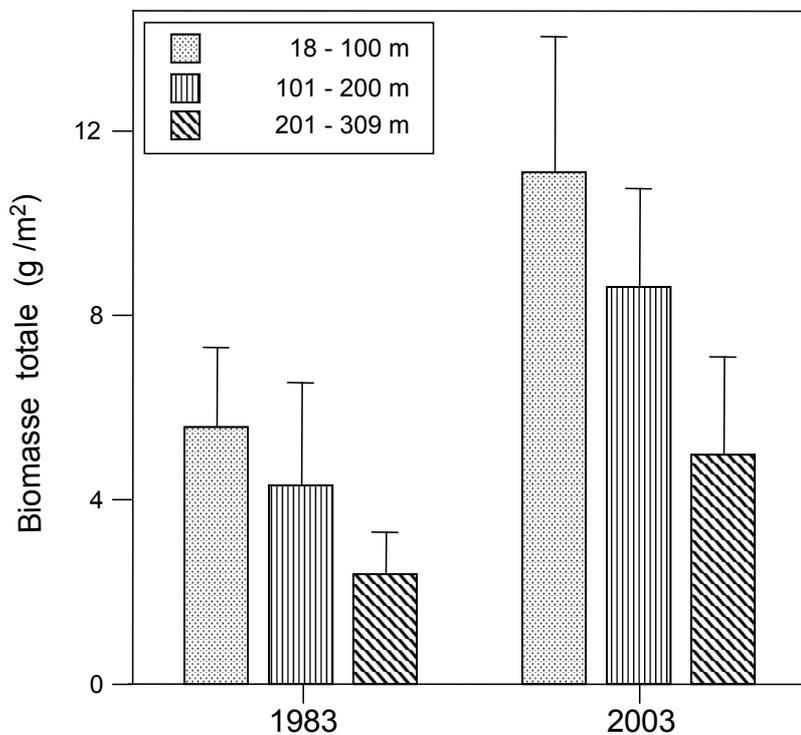


Figure 9 : Biomasse totale des invertébrés benthiques ± IC 95% par zone de profondeur dans 135 stations du Léman en 1983 et 2003.

Figure 9 : Total biomass of the benthic invertebrates ± 95% CL per depth zone at the 135 stations of Lake Geneva in 1983 and 2003

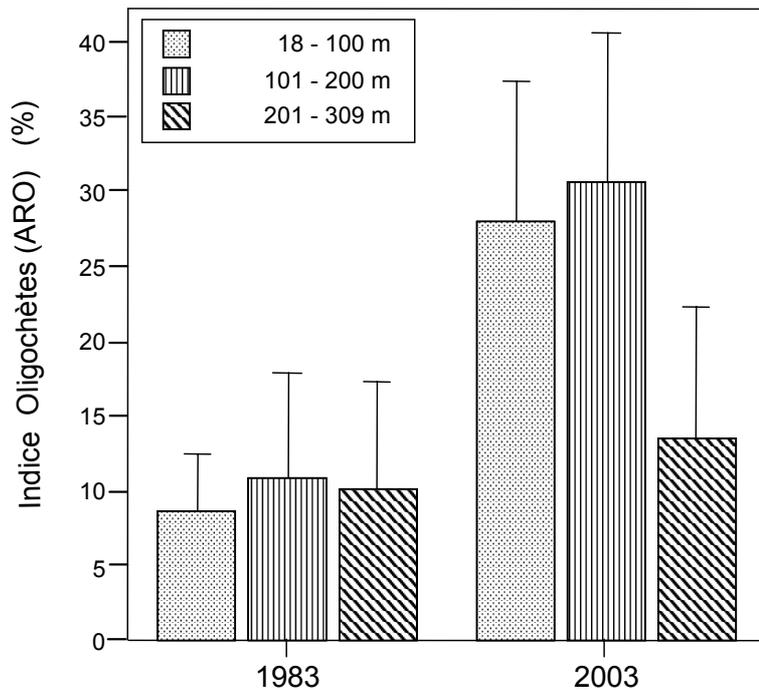


Figure 10 : Abondance relative des oligochètes à tendance oligotrophe (ARO) \pm IC 95% par zone de profondeur dans 135 stations du Léman en 1983 et 2003

Figure 10 : Relative abundance of the oligochetes with an oligotrophic tendency (ARO) \pm 95% CL per depth zone at 135 stations of Lake Geneva in 1983 and 2003

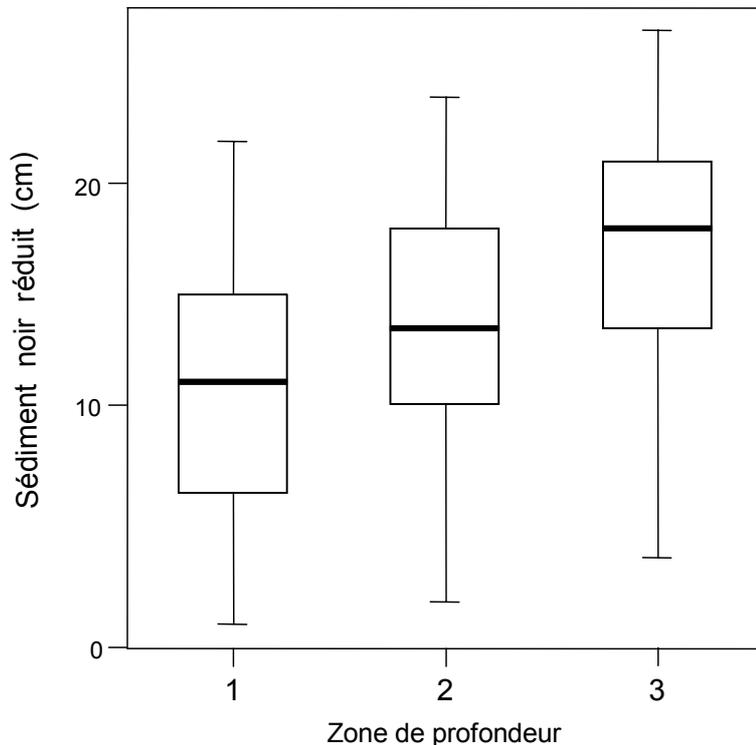


Figure 11 : Boxplots décrivant l'épaisseur de la couche de sédiment noir réduit dans les carottes par zone de profondeur (1 : 18 - 100 m; 2 : 101 - 200 m; 3 : 201 - 309 m) en 2003. Les rectangles décrivent l'intervalle interquartile (Q25 - Q75) autour de la médiane (ligne noire). Les lignes s'étendent jusqu'aux valeurs adjacentes définies comme : $Q_{25} - 1.5(Q_{75} - Q_{25})$ et $Q_{75} + 1.5(Q_{75} - Q_{25})$

Figure 11 : Boxplots describing the thickness of the layer of black sediment in the cores per depth zone (1 : 18 - 100 m; 2 : 101 - 200 m; 3 : 201 - 309 m) in 2003. The median, the inquartile interval (Q25 - Q75) and the min-max values $Q_{25} - 1.5(Q_{75} - Q_{25})$ and $Q_{75} + 1.5(Q_{75} - Q_{25})$ are shown

Tableau 1 : Présence, fréquence et profondeur maximum de colonisation des oligochètes et chironomidés récoltés dans le Léman

L : Lumbriculidés; T : Tubificidés; + : présence; / : absence; nd : donnée non disponible
o : intolérant à la pollution; i : espèce indicatrice selon SAETHER (1979)

Table 1 : Presence, frequency and maximum depth of colonization of oligochaete and chironomid harvested in Lake Geneva

L : Lumbriculids; T : Tubificids; + : present; / : absent; nd : no data available
o : does not tolerate pollution; i : indicator species according to SAETHER (1979)

			Fréquence (%)		Profondeur max (m)	
			1983	2003	1983	2003
OLIGOCHAETA			88.1	87.2		
o	L	<i>Bichaeta sanguinea</i> Bretscher	/		/	255
o	L	<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède	25.9	39.0	264	255
o	L	<i>Stylodrilus lemami</i> (Grube)				
o	T	<i>Embolocephalus velutinus</i> (Grube)	5.9	16.8	105	232
	T	<i>Spirosperma ferox</i> (Eisen)	5.2	6.0	70	73
	T	<i>Potamothrix vej dovskyi</i> (Hrabe)	38.5	53	200	300
	T	<i>Potamothrix moldaviensis</i> (Vejdovsky & Mrazek)	/	3.4	/	141
	T	<i>Psammoryctides barbatus</i> (Grube)	1.0	1.3	52	65
	T	<i>Limnodrilus udekemianus</i> Claparède	/	43.6	/	100
	T	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparède)	33.3		163	300
	T	<i>Limnodrilus profundicola</i> (Verrill)			230	262
	T	<i>Limnodrilus</i> (juveniles)			271	275
	T	<i>Potamothrix cf. bedoti</i> (Piguet)	74.8	/	/	/
	T	<i>Potamothrix hammoniensis</i> (Michael sen)		58.4	307	309
	T	<i>Potamothrix heuscheri</i> Bretscher			296	255
	T	<i>Tubifex tubifex</i> (Müller)			274	300
	T	<i>Aulodrilus pluriset a</i> Piguet	/	1.3	/	141
CHIRONOMIDAE			13.3	48.3	290	275
o	i	<i>Macropelopia nebulosa</i> gr.	/	4.0	nd	142
o	i	<i>Paracladopelma nigr itula</i> gr.	/	9.4	nd	138
o	i	<i>Micropsectra notescens</i> gr.	+	33.6	nd	275
		<i>Procladius</i> (H.) spp.	+	8.7	nd	105
	i	<i>Chironomus anthracinus</i> Zetterstedt	+	7.4	nd	70
		<i>Polypedilum nubeculosum</i> gr.	/	1.3	nd	20
	i	<i>Sergentia coracina</i> (Zetterstedt)	+	5.4	nd	140
	i	<i>Tanytarsus</i> spp.	+	2.7	nd	225
MOLLUSCA						
		<i>Radix peregra</i> (Müller)	nd	1.3	nd	105
		<i>Pisidium conventus</i> Clessin	nd	< 1	nd	179
		<i>Pisidium personatum</i> Malm	nd	< 1	nd	230
Nb échantillons			135	149		