

EVOLUTION DU ZOOBENTHOS PROFOND DU LÉMAN

EVOLUTION OF THE DEEP ZOOBENTHIC COMMUNITIES IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2015

PAR

Brigitte LODS-CROZET et Pierre-Alain CHEVALLEY

DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ENVIRONNEMENT – Division Protection des eaux, Canton de Vaud

155, CHEMIN DES BOVERESSES – CH-1066 EPALINGES

RÉSUMÉ

Le zoobenthos a été étudié en avril 2015 sur 6 stations réparties sur trois zones de profondeur différentes (sublittorale – 22 m, profondeur moyenne – 150 m et maximum – 309 m) afin de suivre l'évolution de la structure des communautés benthiques. L'abondance des vers oligochètes est similaire en zone sublittorale et en zone de profondeur moyenne, mais trois fois moins grande à 309 m (1603 ± 780 ind. m^{-2}). Les larves de chironomides colonisent les fonds jusqu'à 150 m. L'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL) indique un potentiel métabolique moyen des sédiments dans la plaine centrale (309 m) avec une absence d'espèces sensibles aux pollutions. A la profondeur moyenne, le potentiel métabolique est élevé et le pourcentage d'espèces sensibles aux pollutions indique une qualité moyenne à bonne des sédiments. L'indice de qualité benthique (IQB-AL) basé sur la diversité d'espèces indicatrices d'oligochètes et chironomides est très faible dans la plaine centrale (faible diversité d'espèces d'oligochètes résistantes aux pollutions) et augmente dans la zone de profondeur moyenne. La comparaison des résultats entre la période 2005, 2006, 2010 et l'année 2015 montre qu'à la profondeur moyenne, les espèces d'oligochètes sensibles sont présentes dans 85% des échantillons en 2015 (43.7 % en 2005). De plus, l'abondance relative de deux espèces de chironomides très sensibles augmente significativement (15 %). Ces résultats confirment l'amélioration de la qualité biologique des sédiments amorcée en 2005. En 2006 et 2015, à la profondeur maximum (309 m), cohabitent uniquement des vers oligochètes très tolérants aux pollutions et indiquant un potentiel métabolique moyen des sédiments. L'effet de fosse dans la plaine centrale, accentué par une stagnation pluriannuelle des eaux suite à des brassages incomplets depuis 2012, peuvent expliquer ces résultats. L'utilisation de plusieurs approches descriptives et de bioindication de la faune benthique des sédiments constitue un outil approprié pour apprécier l'évolution du fonctionnement métabolique et trophique à long terme du Léman.

ABSTRACT

The zoobenthos was studied in April 2016 at six stations distributed in three depth zones (sublittoral – 22 m, mean depth – 150 m and maximum depth – 309 m). The main objective was to monitor any changes in the structure of zoobenthic communities. The abundance of oligochaete worms was similar in sublittoral and mean depth but three times less at 309 m (1603 ± 780 ind. m^{-2}). Chironomid larvae colonise the bottom sediments to a depth of 150 m. The oligochaete index of lake bioindication (IOBL) indicates a mean metabolic potential of bottom sediments at the maximum depth (309 m) without any species sensitive to pollution. At mean depth, the metabolic potential is high with a percentage of species sensitive to pollution indicating a mean to good quality of sediments. The benthic quality index (BQI-AL) based on the diversity of oligochaete and chironomid indicative species is very low in the deepest zone (low diversity of oligochaete species tolerant to pollution) and increases at mean depth. The comparison of results for the periods 2005, 2006, 2010 and 2015 shows that, at mean depth, the sensitive oligochaete species are present in 85% of samples in 2015 (43.7% in 2005). Furthermore, the relative abundance of two very sensitive chironomid species has increased significantly (15%). These results confirm the improvement of the biological quality of the sediment initiated in 2005. At the maximal depth, in 2006 and 2015, the only oligochaeta species which were living there were very tolerant of pollution and indicative of a mean metabolic potential of sediment. The pit effect in the central plain, highlighted by a pluriannual stagnation of waters following incomplete mixing, may explain these results. This means that it is now necessary to apply several descriptors and bioindicators to the benthic fauna of the sediments in order to assess the long-term change in the metabolic and trophic functioning of Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

L'étude des communautés biologiques joue un rôle majeur dans l'évaluation de la qualité écologique des écosystèmes lacustres. Le zoobenthos profond peut se définir comme les invertébrés benthiques colonisant la zone de sédiments sans végétation aquatique. Il est exposé à certaines 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 et sont sédentaires, les conséquences de perturbations ponctuelles ou chroniques sont intégrées au niveau de la distribution, de la fréquence et/ou de la diversité du zoobenthos. Durant ces dernières décennies, de nombreux outils de biomonitoring ont utilisé le zoobenthos des lacs (SAETHER 1979; WIEDERHOLM 1980; MILBRINK 1983; LAURITZEN et al. 1985; LANG 1990, MOUTHON 1993; p. ex.). Cependant, la mise au point d'un indice de qualité benthique global et pertinent pour le zoobenthos des lacs profonds de la région alpine européenne n'est que partielle. Depuis la parution de la Directive Cadre Européenne sur la qualité écologique des eaux (UE 2000), des développements d'indices de qualité biologique et de classification écologique des lacs ont vu le jour dans plusieurs pays (p. ex. AFNOR 2005 ; VERNEAUX et al. 2004; RUSE 2002; MARGARITORA et al. 2003; LAFONT 2007; ROSSARO et al. 2011; LAFONT et al. 2012) afin de rendre compte du fonctionnement des lacs, qui peut être considéré comme la potentialité de transfert de la matière organique vers les consommateurs.

La faune benthique des sédiments profonds du Léman, et plus particulièrement les vers oligochètes, les insectes chironomides, et les mollusques bivalves sphaeriidés sont connus depuis le début du siècle dernier grâce aux travaux de FOREL (1904), PIGUET et BRETSCHER (1913), ZEBROWSKA (1914), JUGET (1958; 1967) et MOUTHON (1987) et peuvent servir de référence pour apprécier les changements survenus ces trente dernières années dans l'état trophique du Léman.

Dans le cadre du programme vaudois de surveillance de la qualité biologique des lacs et en complément d'une étude des micropolluants des sédiments superficiels et d'analyses paléobiologiques planifiés sur 2015-16, les communautés zoobenthiques de trois zones de profondeur différentes (max, moyenne et sublittorale) ont été suivies en 2015 et comparées à celles étudiées dans la zone de profondeur moyenne en 2005 (LODS-CROZET & REYMOND 2006) et la zone de grande profondeur en 2006 (DGE, données non publiées) et 2010 (AERMC & ONEMA 2011).

Les buts de cette étude sont de suivre l'évolution de la structure des communautés benthiques profondes par confrontation de différentes approches descriptives et de bioindication et d'établir un diagnostic sur l'état biologique et fonctionnel des sédiments.

2. STATIONS ET MÉTHODES

En 2015, six stations ont été échantillonnées dans la partie occidentale du Grand-Lac entre 20 et 309 m de profondeur. Le choix s'est porté sur deux stations les plus profondes de la plaine centrale (stations 49 et 58 - 309 m) et les autres stations (30 et 35 - 150 m ; 32 et 38 - 20 m) sont dans la partie ouest du Grand-Lac à des fins de comparaison avec les données antérieures. Dans chaque station, cinq échantillons de sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne de type Ekman (surface : 225 cm²) les 20-21 avril 2015 (Figure 1, Tableau 1).

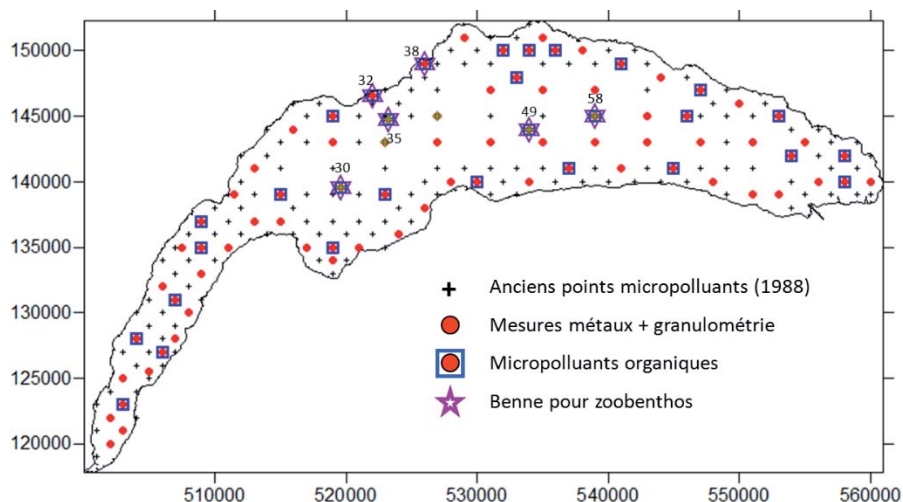


Figure 1 : Localisation des stations de prélèvements zoobenthos en 2015.

Figure 1 : Location of the zoobenthic sampling stations in 2015.

Tableau 1 : Coordonnées et caractéristiques des sédiments.

Table 1 : Geographical coordinates and characteristics of sediments.

n°	X	Y	-Z (m)	Météo	Description sédiment
38	526000	149000	20.9	bise 2B	beige, 2 cm oxydé, silt fin + sable fin
32	522000	146600	21.9	calme	beige, 2 cm oxydé, silt fin + argile compacte >10cm prof
35	523230	144720	149	calme	beige+noirâtres, 3 cm oxydé, silt fin
30	519295	139643	151	calme	beige, 5 cm oxydé, silt fin
49	534000	144000	309	calme	beige+brun, qlqs mm oxydé, silt fin +débris org.
58	539000	145000	309	calme	beige+brun, 2-10 mm oxydé, silt fin +grossier

En laboratoire, le sédiment est 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 (Lumbriculidae et Naididae Tubificinae et Naidinae), de larves et pupes d'insectes Chironomides et de mollusques Sphaeriidae. Après coloration au Rose Bengal (meilleure distinction des oligochètes), les organismes sont triés et comptés sous une loupe binoculaire à faible grossissement (6x). La densité des oligochètes est estimée par sous-échantillonnage lorsque les échantillons contenaient plus de 100 oligochètes. Les oligochètes et chironomides sont ensuite pesés après passage sur du papier absorbant (biomasse, poids frais), montés entre lame et lamelle (REYMOND, 1994) puis identifiés à l'espèce ou au groupe d'espèces.

L'évaluation de la qualité écologique et du potentiel métabolique des sédiments profonds s'est basée sur plusieurs approches :

1. Des métriques basiques telles la richesse taxonomique, la densité et la biomasse des oligochètes et chironomides,
2. L'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL)(AFNOR 2005; LAFONT 2007; LAFONT et al. 2012) basé sur une relation entre la richesse taxonomique et la densité des oligochètes qui est une mesure de substitution du potentiel de minéralisation des sédiments. L'IOBL varie entre 0 et 25 :

$$IOBL = S + 3 \log_{10} (D + 1)$$

S est le nombre total de taxons identifiés parmi 100 oligochètes

D est la densité en oligochètes pour 0.1 m²

Les valeurs les plus élevées de la richesse et de l'abondance des oligochètes ont été observées dans des sédiments présentant les plus faibles concentrations en matière organique et les plus fortes teneurs en carbonates. L'indice IOBL permet d'évaluer les potentialités des sédiments lacustres à assimiler et à recycler les substances nutritives de l'eau et des sédiments. Il donne donc une information sur le fonctionnement du milieu (IOBL > 10 = fort potentiel métabolique, IOBL < 6 = faible potentiel, IOBL compris entre 6.1. et 9.9 = potentiel moyen).

Indépendamment de cet indice, la qualité biologique des sédiments est évaluée en fonction du pourcentage d'espèces sensibles aux pollutions (Tableaux 2 et 3 ; LAFONT 2007).

Tableau 2 : Grille d'interprétation de l'abondance relative des espèces sensibles (LAFONT 2007).

Table 2 : Assessment grid of relative abundance of sensitive species (LAFONT 2007).

% espèces sensibles	Diagnostic
> 50	Très bonne qualité sédiments
21-50	bonne qualité sédiments
11 - 20	qualité moyenne sédiments
6 - 10	qualité médiocre sédiments et/ou dystrophie naturelle
< 6	qualité mauvaise sédiments et/ou dystrophie naturelle

3. L'indice de qualité benthique basé sur les oligochètes et les chironomides (IQB-AL) selon SAETHER (1979) et WIEDERHOLM (1980), adapté au zoobenthos de lacs européens de l'écorégion alpine AL3 (profondeur moyenne > 15 m ; altitude 50-800 m). La valeur de sensibilité de chaque espèce est basée sur un jugement d'experts (données historiques, données paléolimnologiques, indices saprobies (Lang 1990, Lotter et al. 1997; Moog 2002; Millet et al. 2010 ; Rossaro et al. 2011 ; FROSSARD et al. 2013). Cet indice est calculé pour la zone profonde (150 et 309 m). L'indice croît avec l'amélioration de la qualité des sédiments entre des valeurs comprises entre 1 et > 4.

$$IBQ-AL = \sum_{i=1}^p S_i n_i / N$$

S_i : valeur de sensibilité pour chaque espèce (voir Tableau 3)

n_i = nombre d'individus de l'espèce i

N = nombre total d'individus des espèces indicatrices

p = nombre d'espèces

3. RESULTATS

3.1. COMPOSITION DU ZOOBENTHOS ET RICHESSE TAXONOMIQUE

Un total de 16 espèces d'oligochètes Naididae (nouvelle nomenclature ; 12 Tubificinae et 4 Naidinae) colonise les sédiments dans les trois zones de profondeur (20, 150, 309 m ; Tableau 3). Les critères de différenciation entre *Stylodrilus heringianus* et *S. lemani* ne permettent pas d'établir avec certitude la présence des deux espèces en 2015. Les Naidinae se retrouvent presque exclusivement en zone sublittorale (20 m) tout comme les Tubificinae *Aulodrilus plurisetia* et *Spirosperma ferox*. Ces six espèces sont caractéristiques des sédiments de profondeurs inférieures à 100 m (JUGET 1967). Quatre espèces colonisent les grands fonds (Z_{max} : 309 m) : *Potamothenix heuscheri*, *P. hammoniensis*, *Tubifex tubifex* et *Limnodrilus hoffmeisteri* (1 seul individu). *Potamothenix heuscheri* est l'espèce la plus fréquente (présente dans 90% des échantillons).

A la profondeur moyenne, *Stylodrilus heringianus* + *S. lemani* et *Limnodrilus* sp. se retrouvent dans tous les prélèvements et *P. moldaviensis* dans 80% d'entre eux.

Les chironomides sont représentés par 12 espèces (ou groupes d'espèces) et colonisent les fonds jusqu'à la profondeur moyenne (150 m). Trois espèces sont caractéristiques de la zone de profondeur moyenne (*Macropelopia fehlmanni*, *Paracladopelma nigratum*, *Micropsectra* gr. *insignilobus*) avec une occurrence dans les échantillons de respectivement 80, 60 et 80 %.

Les mollusques (6 espèces) colonisent également les fonds jusqu'à la profondeur moyenne (150 m). Ce sont *Radix balthica* et deux espèces de *Pisidium*, connues de la zone profonde, les autres espèces étant inféodées à des profondeurs moins grandes.

3.2. ABONDANCE ET DISTRIBUTION BATHYMÉTRIQUE DES INVERTÉBRÉS BENTHIQUES

L'abondance des vers oligochètes est similaire en zone sublittorale et zone de profondeur moyenne (4573 ± 2222 et 4600 ± 1659 ind. m^{-2} , respectivement) mais représente seulement le tiers dans la plaine centrale à 309 m (1603 ± 780 ind. m^{-2}) (Figure 2). Les larves de chironomides sont par contre six fois plus abondantes en zone sublittorale (2304 ± 474 ind. m^{-2}) qu'à la profondeur moyenne (346 ± 224 ind. m^{-2}). Aucun chironomide ne colonise les grands fonds en 2015.

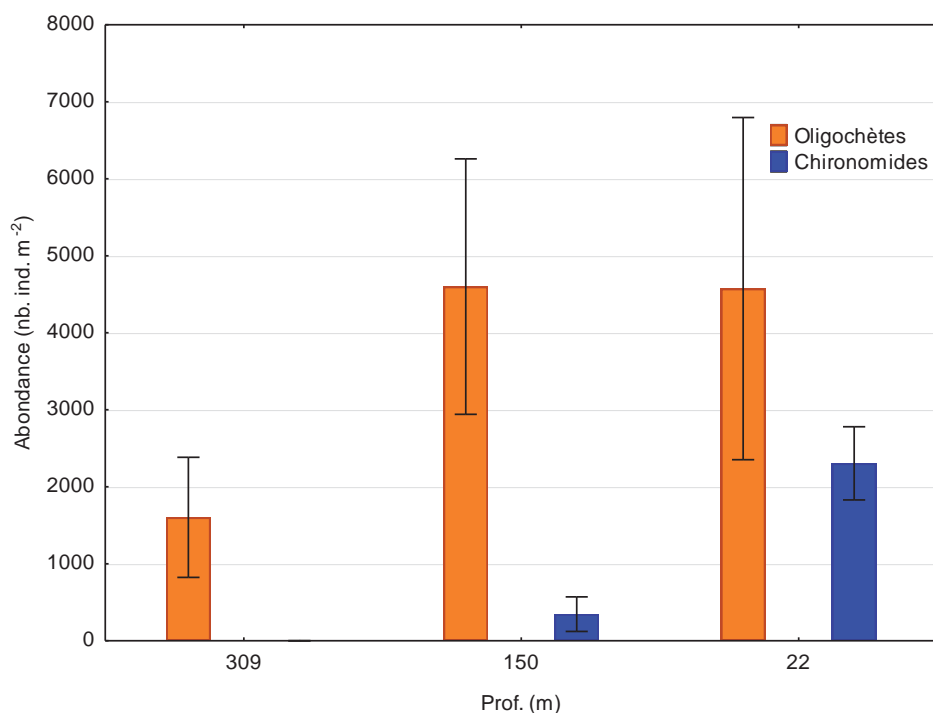


Figure 2 : Abondance moyenne \pm limites de confiance (2 stations; n = 10) des invertébrés benthiques selon un gradient de profondeur : Zmax (309 m), Zmoy (150 m), Z sublitt (22 m).

Figure 2 : Mean abundance \pm confident limits (2 stations; n = 10) of benthic invertebrates along a depth gradient : Zmax (309 m), Zmoy (150 m), Z sublitt (22 m).

3.3. EVALUATION DE LA QUALITÉ BIOLOGIQUE DES SÉDIMENTS

3.3.1. Indice oligochètes de bioindication lacustre – IOBL

L'IOBL est calculé sur l'ensemble des 5 échantillons des deux stations de profondeur maximale à cause du faible nombre d'individus par échantillon (Tableau 3). Pour la profondeur moyenne, l'IOBL est calculé sur la moyenne des cinq échantillons par station. *Stygodrilus heringianus* et *S. lemani* sont considérés comme un seul taxon pour le calcul de l'IOBL.

Le potentiel métabolique des sédiments est moyen dans les deux stations de la plaine centrale avec une absence d'espèces sensibles. Seules persistent des espèces résistantes au manque d'oxygène dissous et/ou à une teneur élevée en matière organique (*Potamothrix heuscheri*, *P. hammoniensis*).

A la profondeur moyenne, le potentiel métabolique est élevé à la station la plus à l'ouest du Grand-lac (st. 30 ; IOBL = 13.2) et relativement élevé dans l'autre station (st. 35 ; IOBL = 11.8). On pourrait expliquer cette différence par un renouvellement des eaux plus rapide dans la partie occidentale du Grand-Lac avant le rétrécissement vers le Petit-lac. Le pourcentage d'espèces sensibles indique une qualité moyenne des sédiments à la station 30 et une bonne qualité à la station 35.

Tableau 3 : Calcul de l'indice IOBL.

Table 3 : Calculation of IOBL index.

n° station	Zmax		Zmoy	
	49	58	30	35
Densité totale pour 0.1 m ²	95.1	144.0	396.4	263.1
Nombre taxons	3	2	5.4	4.6
IOBL	8.9	8.5	13.2	11.8
% espèces sensibles	0	0	15.1	23.8

3.3.2. Indice de qualité benthique – IQB-AL

L'indice de qualité benthique basé sur la diversité d'espèces indicatrices d'oligochètes et chironomides est très faible dans la plaine centrale (faible diversité d'espèces d'oligochètes résistantes aux pollutions). Il augmente dans la zone de profondeur moyenne avec des valeurs d'indices similaires dans les deux stations (Tableau 4).

Tableau 4 : Indice de qualité benthique moyen \pm erreur standard (IQB-AL) du zoobenthos profond du Léman.

Table 4 : Mean benthic quality index \pm standard error (IQB-AL) of deep zoobenthos of Lake Geneva.

Zone	Prof. (m)	Station	n	IQB-AL
Zmax	309	49	5	1 \pm 0.0
Zmax	309	58	5	1 \pm 0.0
Zmoy	150	30	5	2.2 \pm 0.2
Zmoy	150	35	5	2.4 \pm 0.2

3.3.3. Evolution des descripteurs quantitatifs et indices de bioindication depuis 10 ans

La comparaison des résultats entre 2005 et 2015 peut se faire sur les données de la profondeur moyenne et maximum (Tableau 5) en tenant compte des méthodes de prélèvements différentes (carottier/benne).

A la profondeur moyenne (150 m), la densité totale des oligochètes et la biomasse totale des invertébrés sont du même ordre de grandeur à 10 ans d'intervalle. La densité des chironomides est légèrement supérieure en 2015. Les espèces d'oligochètes sensibles à la pollution sont présentes dans 85% des échantillons en 2015 (43.7 % en 2005). L'abondance relative moyenne des oligochètes sensibles reste similaire entre 2005 et 2015 (Tableau 5). Il faut noter toutefois que la densité du ver oligochète *Embolocephalus velutinus*, espèce caractéristique du début du XX^e siècle et plus sensible que *Stylodrilus*, (JUGET, 1967; LANG, 1999) est deux fois plus abondant en 2015 qu'en 2005 et augmente de façon significative depuis 1993 (Tableau 5; LODS-CROZET et REYMOND 2006). Par contre, une autre espèce sensible, *Bichaeta sanguinea*, n'est pas retrouvée en 2015 (fréquence de 2.6 % en 2005). Son préférendum écologique, basé sur les données anciennes, est toutefois limité à la zone des 100 m de profondeur (JUGET 1958, 1967).

A cette profondeur (150 m), l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL) calculé pour 2005 et 2015 est supérieur à 10 et indique un fort potentiel métabolique des sédiments. L'indice de qualité benthique – Lacs Alpains (IQB-AL) augmente entre 2005 et 2015, signe d'une recolonisation et d'un maintien d'espèces sensibles dans les sédiments profonds. On peut également suivre l'évolution de l'abondance relative de deux espèces de chironomides très sensibles (*Macropelopia fehlmanni* et *Paracladopelma nigrifulum*) où une nette augmentation est constatée (Tableau 5).

Tableau 5 : Evolution des descripteurs quantitatifs et intégrateurs du zoobenthos du Léman dans les zones de profondeur moyenne et maximum; (\pm erreur standard).

Table 5 : Evolution of quantitative metrics of deep zoobenthos in Lake Geneva ; (\pm standard error).

	Année	2005	2015	2006	2015
	Prof. (m)	150	150	245-304	309
	Moyen prélèvement	carottier	benne	carottier	benne
	Nb échantillons	151	10	89	10
	Surface tot échantillonnée (m ²)	0.24	0.225	0.142	0.225
Densité totale oligochètes prélevés (ind/m ²)		5156 (403)	4600 (733)	2374 (378)	1602 (345)
Densité totale oligochètes déterminés (ind/ m ²)		3005 (201)	3294 (348)	1124 (182)	1194 (219)
Densité totale chironomides (ind/ m ²)		240 (45)	346 (99)	70.2 (34)	0
Biomasse totale oligochètes et chironomides (g/m ²)		6.4 (0.56)	6.6 (0.75)	2.4 (0.5)	1.8 (0.3)
Abondance relative oligochètes sensibles (%)		18.5	19.5	3.2	0
Densité <i>Embolocephalus velutinus</i> (ind/m ²)		74 (23)	182 (52)	0	0
Abondance relative oligochète <i>Embolocephalus velutinus</i> (%)		2.6	7.4	0	0
Abondance relative chironomides <i>Macropelopia</i> et <i>Paracladopelma</i> (%)		29.3	44.8	0	0
Indice Qualité Benthique - Lacs Alpains (IQB-AL)		1.69	2.22	1.15	1.00
Indice Oligochètes Bioindication Lacustre (IOBL)		14.8	12.5	10.2	8.7

Dans la plaine centrale, les résultats de 2015 peuvent être comparés à ceux de 2006 car les profondeurs investiguées ne sont pas exactement les mêmes et la méthode de prélèvement diffère (Tableau 5). En 2006, le suivi englobe un gradient de profondeur entre 245 et 304 m (moyenne : 295 m). Toutefois, on peut relever des densités d'oligochètes similaires, mais noter la présence de vers oligochètes sensibles *Stylodrilus* (fréquence : 5 %) jusqu'à 303 m en 2005. De plus, quelques larves de chironomides (fréquence : 7%) colonisaient également les fonds jusqu'à 302 m en 2005 (*Micropsectra insignilobus* gr. et *Chironomus lacunarius* gr.). La présence d'espèces sensibles d'oligochètes et chironomides en 2006 pourrait être liée à la forte réoxygénation des couches profondes suite aux deux brassages consécutifs de février-mars 2005 et 2006 (LAZZAROTTO et RAPIN 2007).

En 2015, à la profondeur maximum de 309 m, cohabitent uniquement des vers oligochètes très résistants aux pollutions et indiquant un potentiel métabolique moyen des sédiments. L'effet de fosse dans la plaine centrale, accentué par une stagnation pluriannuelle des eaux suite à des brassages incomplets depuis 2012, peuvent expliquer ces résultats. Les résultats attendus sur les teneurs en métaux lourds et micropolluants organiques dans les sédiments superficiels fin 2016 permettront de préciser ces interprétations.

On peut aussi relever que lors du relevé effectué dans le cadre de la Directive cadre européenne en 2010 (AERMC 2011) à 300 m de profondeur à l'aide d'une benne Ekman (surface : 0.1 m²), seuls des Tubificinae avec soies capillaires immatures, *Potamothrix heuscheri* et *Tubifex tubifex* (95 individus/0.1 m²) ainsi que cinq larves de chironomides *Micropsectra* sp. ont été recensés. Ces résultats montrent que des conditions similaires pour les peuplements d'oligochètes prévalaient et que la présence de quelques chironomides à 300 m pourrait s'expliquer par la campagne de prélèvements automnale (suite à une bonne oxygénation pendant plusieurs années) et par la profondeur moindre de prélèvement par rapport à 2015.

4. CONCLUSIONS

La valeur élevée de l'IOBL révèle la potentialité des sédiments lacustres profonds à assimiler et à recycler les substances minérales et organiques. C'est actuellement le cas à la profondeur moyenne mais pas encore à la profondeur maximum. Le suivi des populations de l'oligochète *Embolocephalus velutinus* semble pertinent pour apprécier la qualité des sédiments profonds. La lente mais évidente restauration de conditions favorables au niveau des sédiments profonds du Léman est confirmée par les descripteurs utilisés pour les chironomides. La présence attestée de chironomides sensibles en 2006 et 2010 dans les grandes profondeurs (zone des 300 m), même en faible abondance, montre la potentialité d'une recolonisation des espèces jusqu'au fond du lac, comme dans les périodes avant eutrophisation (LODS-CROZET et LACHAVANNE 1994). Le maintien de populations de mollusques sphaeriidés en zone profonde (150 m), caractéristiques des eaux froides des grands lacs, est également un signe encourageant dans le processus de réoligotrophisation du lac. Ces résultats montrent que les communautés benthiques (vers oligochètes, larves de chironomides et mollusques sphaeriidés) constituent un outil approprié pour apprécier l'évolution du fonctionnement métabolique et trophique à long terme d'un grand lac profond mais que plusieurs approches complémentaires sont actuellement nécessaires pour avoir une bonne vision d'ensemble.

L'évaluation des risques de transfert des micropolluants vers les communautés zoobenthiques et leur toxicité potentielle pour les organismes constitue les prochaines étapes de ce suivi. Elles passent aussi par une meilleure définition des conditions de référence prévalant dans le lac avant 1900, par l'analyse paléobiologique des sédiments. Les résultats seront connus fin 2016.

REMERCIEMENTS

La mise à disposition du bateau de l'Institut Forel (Université de Genève) et de ses infrastructures ainsi que l'aide sur le terrain de Jean-Luc Loizeau et de Philippe Arpagaus, nous ont permis de mener à bien ce travail. Nous tenons également à remercier Pascal Stucki, biologiste du Bureau Aquabug de Neuchâtel pour la détermination des mollusques et Bruno Rossaro, spécialiste italien des Chironomides pour la vérification de certaines espèces.

BIBLIOGRAPHIE

- AERMC (2011) : Suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la Directive Cadre sur l'Eau. Léman, campagne 2010.
- AFNOR (2005) : Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL). Association française de Normalisation (AFNOR) NF T 90-391, 17 pp.
- FOREL FA. (1904): Le Léman. Monographie limnologique. vol 3. Slatkine Reprints, 715 pp.
- FROSSARD V, MILLET L, VERNEAUX V, JENNY JP, ARNAUD F, MAGNY M, POULENARD J et PERGA ME. (2013) : Chironomid assemblages in cores from multiple water depths reflect oxygen-driven changes in a deep French lake over the last 150 years. *J. Paleolimnol.* 50: 257-273.
- 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.
- LAFONT M. (2007) : Interprétation de l'indice lacustre IOBL et son interprétation dans un système d'évaluation de l'état écologique. CEMAGREF/MEDAD, Lyon, France, 18 p.
- LAFONT M, TIXIER G, MARSALEK J, JEZEQUEL C, BREIL P. et SCHMITT L. (2012) : From research to operational biomonitoring of freshwaters : a suggested conceptual framework and practical solutions. *Ecohydrology & Hydrobiology* 12: 9-20.
- LANG C. (1990) : Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. *Freshwater Biology* 24: 327-334.
- 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. In: Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 1998: 101-110.
- LANG C. et REYMOND O. (1994) : Evolution de l'état du Léman entre 1983 et 1993 indiquée par les communautés de vers de la zone profonde. In: Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 1993: 123-127.
- LAURITZEN DD, MOZLEY SC et WHITE DS. (1985) : Distribution of oligochaetes in lake Maichigan and comments on their use as indices of pollution. *J. Great Lakes Res.* 11(1): 67-76.
- LAZZAROTTO ET RAPIN (2007) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. In: Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 2006: 33-57.
- 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. *Arch. Hydrobiol.* 130(4), 453-471.
- LODS-CROZET B. et REYMOND O. (2004) : Réponses des communautés benthiques du Léman à l'amélioration de l'état trophique du Léman entre 1983 et 2003. In: Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 2003: 99-109.
- LODS-CROZET B. et REYMOND O. (2006) : Evolution du zoobenthos profond du Léman. In: Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 2005 : 141-146.
- LOTTER AF, BIRKS, HJB, HOFMANN W. et MARCHETTO A. (1997): Modern diatoms, cladocera, chironomid and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. I. *Climate. Journal of Paleolimnology* 18: 395-420.

- MARGARITORA FG, BAZZANTI M, FERRARA O, MASTRANTUONO L, SEMINARA M. et VAGAGGINI D. (2002) : Classification of the ecological status of volcanic lakes in Central Italy. *J. Limnol.* 62 (Suppl. 1): 49-59.
- MILBRINK G. (1983) : An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. *Hydrobiologia* 102: 89-97.
- MILLET L, GIGUET-COVEX C, VERNEAUX V, DRUART JC, ADATTE T. et ARNAUD F. (2010) : Reconstruction of the recent history of a large deep prealpine lake (Lake Bourget, France) using subfossil chironomids, diatoms, and organic matter analysis : towards the definition of a lake-specific reference state. *J. Paleolimnology* 44, 963-978.
- MOOG O. (2002) (Ed.) : *Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs.* Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- MOUTHON J. (1987) : Contribution à la connaissance des mollusques du Léman. Intérêt de l'étude des malacocénoses pour apprécier la qualité biologique des sédiments de ce plan d'eau. *Revue suisse zool.* 94(4): 729-740.
- MOUTHON J. (1993) : Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. *Bull. Fr. Pêche Pisc.* 331:397-406.
- 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.
- ROSSARO B, BOGGERO A, LODS-CROZET B, FREE, G, LENCIONI V. et MARZIALI L. (2011) : A comparison of different biotic indices based on benthic macro-invertebrates in Italian lakes. *J. Limnol.*, 70: 109-122
- RUSE L. (2002) : Chironomid pupal exuviae as indicators of lake status. *Archiv für Hydrobiologie* 153(3): 367-390.
- SAETHER O. A. (1979) : Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology* 2: 65-74.
- UE. (2000) : Directive 2000 CE du Parlement Européen et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Bruxelles.
- VERNEAUX V, VERNEAUX J, SCHMITT A, LOVY C et LAMBERT JC. (2004) : The Lake Biotic Index (LBI) : an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the lake Chàlain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 40 (1): 1-9.
- 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.*

