

Zeitschrift: Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles
Band: 91 (2008-2009)
Heft: 3

Artikel: Indices basés sur les oligochètes et les chironomides indiquant la restauration écologique des sédiments du Léman
Autor: Lang, Claude
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-282155>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. [Voir Informations légales.](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. [See Legal notice.](#)

Download PDF: 22.11.2024

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Indices basés sur les oligochètes et les chironomides indiquant la restauration écologique des sédiments du Léman

par

Claude LANG¹

Abstract.—LANG C., 2009. Indices based on oligochaetes and chironomids indicating the ecological recovery of sediments in Lake Geneva (Léman). *Bull. Soc. vaud. Sc. nat.* 91.3: 283-300.

In Lake Geneva (Switzerland and France), indices based on the main oligochaete and chironomid species present at a depth of 150 m were used to monitor the ecological response of sediment to the decrease of total phosphorus concentrations in the water from 55 mg/m³ in 1990 to 29 mg/m³ in 2005. To compute these indices, species have been divided into three groups according to their decreasing tolerance of pollutions: (1) very intolerant species whose individuals form 70% of the community in the unpolluted lakes (*Stylodrilus heringianus*, *S. lemani*, *Spirosperma (Embolocephalus) velutinus*, *Bichaeta sanguinea*, *Micropsectra notescens*, *Paracladopelma nigritula*, *Macropelopia nebulosa*); (2) tolerant species (*Potamothrix vej dovskyi*, *P. moldaviensis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. profundicola*); (3) very tolerant species (*Potamothrix hammoniensis*, *P. heuscheri*, *Tubifex tubifex*). Between 1990 and 2005, the mean number of individuals per m² decreased from 1818 to 729 for the very tolerant species, it increased from 750 to 1564 individuals for the tolerant species whereas it was unchanged, around 800 individuals, for the very intolerant species. Indices based on the relative abundance in the community of individuals belonging to the very intolerant species were used to indicate the extent of recovery. As predicted from the decrease of phosphorus concentrations in the water, the mean relative abundance of the intolerant species should increase from 18% in 1990 to 35% in 2005 according to an empirical relationship previously established between these two variables. Contrary to this prediction, the mean relative abundance of the very intolerant species was unchanged between 1990 and 2005 (25%), if computed from the individuals of the 3 groups combined, but it increased from 30% to 58% if the tolerant species were excluded from the computation. These contrasted responses indicated that the restoration followed an unexpected path: perhaps because the tolerant species were favoured by the warming of water and their reproduction was less inhibited by the pollutants present in the sediment than that of the very intolerant species.

Keywords: benthic index, chironomid, eutrophication, indicator, index, lake, oligochaete, pollutant, recovery, zoobenthos.

¹Condémines 32, CH-1028 Préverenges, Suisse.
E-mail: claudelang41@hotmail.com

Résumé.—LANG C., 2009. Indices basés sur les oligochètes et les chironomides indiquant la restauration écologique des sédiments du Léman. *Bull Soc. vaud. Sc. nat.* 91.3: 283-300.

Dans le Léman (Suisse et France), des indices basés sur les principales espèces d'oligochètes et de chironomides présentes à 150 m de profondeur ont été utilisés pour mettre en évidence la réponse écologique du sédiment à la baisse des concentrations en phosphore total dans l'eau de 55 mg/m³ en 1990 à 29 mg/m³ en 2005. Pour calculer ces indices, les espèces ont été divisées en trois groupes en fonction de leur tolérance décroissante aux pollutions: (1) les espèces très intolérantes dont les individus forment 70% de la communauté dans les lacs non pollués (*Stylodrilus heringianus*, *S. lemani*, *Spirosperma (Embolocephalus) velutinus*, *Bichaeta sanguinea*, *Micropsectra notescens*, *Paracladopelma nigrifula*, *Macropelopia fehlmanni*); (2) les espèces tolérantes (*Potamothrix vejdoskyi*, *P. moldaviensis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. profundicola*); (3) les espèces très tolérantes (*Potamothrix hammoniensis*, *P. heuscheri*, *Tubifex tubifex*). Entre 1990 et 2005, le nombre moyen d'individus par m² diminue de 1818 à 729 chez les espèces très tolérantes, augmente de 750 à 1564 individus chez les espèces tolérantes, reste autour de 800 individus chez les espèces très intolérantes. Des indices basés sur l'abondance relative des individus appartenant à des espèces très intolérantes présents dans la communauté ont été utilisés pour indiquer l'étendue de la restauration. D'après une prévision basée sur la baisse du phosphore dans l'eau, l'abondance relative moyenne des espèces très intolérantes devrait augmenter de 18% en 1990 à 35% en 2005 selon une relation empirique établie précédemment entre ces deux variables. Contrairement à cette prévision, l'abondance relative des espèces très intolérantes ne change pas entre 1990 et 2005 (25%), si elle est calculée à partir des individus des trois groupes combinés, mais elle augmente de 30% à 58% si les espèces tolérantes sont exclues du calcul. Ces réponses contrastées indiquent que la restauration suit un chemin imprévu: peut-être parce que les espèces tolérantes sont favorisées par le réchauffement de l'eau et que leur reproduction est moins inhibée par les micropolluants présents dans le sédiment que celle des espèces très intolérantes.

Mots clés: indice benthique, chironomide, eutrophisation, indicateur, indice, lac, oligochètes, restauration, zoobenthos.

INTRODUCTION

Sur le plan écologique, le Léman (580 km², 89 km³, profondeur moyenne 153 m) est soumis à des influences contradictoires. D'une part, les concentrations moyennes en phosphore total dans l'eau, mesurées entre la surface et la profondeur maximale (309 m), ont baissé de 89 mg/m³ en 1977 à 26 mg/m³ en 2007 sous l'effet des mesures d'assainissement prises dans le bassin versant (LAZZAROTTO et RAPIN 2008). Cette diminution du phosphore indique que le lac a évolué d'un état méso-eutrophe vers un état oligo-mésotrophe se rapprochant ainsi de l'état oligotrophe qui était le sien aux alentours de 1900 (FRICKER 1980). D'autre part, le lac se réchauffe (LAZZAROTTO et RAPIN 2008) et se charge, tant au niveau de l'eau que du sédiment, de nouvelles substances synthétisées par l'homme: pesticides, perturbateurs endocriniens, résidus de médicaments et autres (EDDER *et al.* 2008). L'action combinée de ces facteurs climatiques et écotoxicologiques (RAMADE 2007) pourrait empêcher le retour du lac à l'état écologique qui était le sien lorsque les concentrations en phosphore étaient de 12 mg/m³ comme en 1957 (LAZZAROTTO et RAPIN 2008).

La présente étude analyse l'évolution de l'état écologique du Léman au niveau des sédiments situés à 150 m de fond, ce qui correspond à sa profondeur moyenne. Les modifications des communautés de vers oligochètes et de larves de chironomides (insectes Diptères), qui constituent l'essentiel de la macrofaune (zoobenthos) dans la zone profonde des lacs (JOHNSON *et al.* 1993), permettent d'interpréter l'évolution de cet état. Si les espèces très intolérantes aux pollutions redeviennent la catégorie la plus abondante dans les communautés, comme c'était le cas avant la phase d'eutrophisation croissante, cela indiquera que les sédiments ont repris toutes leurs qualités écologiques antérieures.

Entre 1958 et 1966 (JUGET 1967), le pourcentage des individus appartenant à ces espèces très intolérantes a diminué dans les communautés d'oligochètes, en particulier dans la zone la plus profonde (309 m), indiquant ainsi les premiers signes d'une dégradation par rapport à la situation antérieure. Celle-ci peut être évaluée de deux façons: (1) par une approche historique, nous connaissons la liste des espèces très intolérantes présentes vers 1900 (PIGUET et BRETSCHER 1913) et nous savons qu'elles étaient observées dans 90% des prélèvements (MONARD 1919) en appliquant les résultats du lac de Neuchâtel au Léman; (2) par une approche comparative basée sur un grand lac oligotrophe de l'époque contemporaine, le Lac Supérieur situé en Amérique du Nord. Dans ce lac, les individus appartenant à des espèces d'oligochètes très intolérantes aux pollutions constituent en moyenne 70% des communautés d'oligochètes (LANG 1990).

En utilisant cette valeur comme une référence, nous constatons que ce pourcentage, qui était en moyenne inférieur à 10% en 1978 et 1983 dans la région ouest du Léman après la phase d'eutrophisation croissante (LANG 1985), s'élevait de nouveau à 24 % en 2003 en réponse à la baisse du phosphore (LODS-CROZET et REYMOND 2004). Sur la base de l'étude générale effectuée en 1978, des zones de surveillance à long terme ont été choisies dans la moitié ouest du Grand Lac, la moins affectée par les apports du Rhône. Dans une de ces zones située à 40 m de profondeur, le pourcentage des individus appartenant à des espèces d'oligochètes très intolérantes aux pollutions a passé de 16% en 1982 à 41% en 1991, puis à 46% en 1996 en réponse à la baisse du phosphore (LANG 1998). Dans une autre de ces zones, située à 150 m de profondeur, l'abondance relative des espèces d'oligochètes très intolérantes aux pollutions augmente entre 1990 et 1998 (LANG 1999) avant de diminuer en 2005 (LODS-CROZET et REYMOND 2006).

Pour la première fois dans le Léman, la composition du zoobenthos change en 2005 d'une façon différente de ce que la baisse du phosphore laissait prévoir: les communautés d'oligochètes typiques d'un lac oligotrophe ne se reconstituent pas. Une évolution similaire a été observée dans le lac de Neuchâtel entre 1984 et 2002 (LANG 2001, LODS-CROZET et REYMOND 2005,

LANG 2007). A 40 m de profondeur, les espèces d'oligochètes très intolérantes aux pollutions n'augmentent plus en 1997 en réponse à la baisse du phosphore, comme elles l'ont fait entre 1984 et 1992, mais elles sont remplacées par des espèces de chironomides ayant la même valeur indicatrice. Ce remplacement pourrait s'expliquer par la présence de substances toxiques dans le sédiment (LODS-CROZET et REYMOND 2005, LANG 2007). Celles-ci influenceraient davantage la reproduction des oligochètes que celle des chironomides: l'une se déroulant entièrement à l'intérieur du sédiment; l'autre à l'air libre puis, sous forme d'œufs, à la surface du sédiment (BRINKHURST 1974, WIEDERHOLM 1980).

Dans cette étude, des résultats déjà publiés (LANG et REYMOND 1995, LANG 1999, LODS-CROZET et REYMOND 2006) sont analysés de manière à donner une nouvelle interprétation des modifications du zoobenthos entre 1990 et 2005. L'évolution de l'état écologique des sédiments à 150 m de fond est décrite au moyen d'indices benthiques de deux types: ceux qui utilisent seulement les oligochètes et ceux qui les combinent aux chironomides puisque ce type d'indice combiné s'est avéré nécessaire pour rendre compte de l'évolution du lac de Neuchâtel entre 1984 et 2002 (LANG 2007). De plus, les tendances indiquées par ces indices sont comparées à celles obtenues à partir de l'indice oligochète de bio-indication lacustre (AFNOR 2005) et de l'indice de diversité de MARGALEF (1983): deux indices qui sont basés sur la relation qui existe entre la diversité et la densité des communautés. Dans le domaine de l'hydrobiologie appliquée, le développement et la comparaison de différents indices synthétiques s'avèrent indispensables afin de pouvoir évaluer les multiples aspects de l'évolution écologique des sédiments lacustres (JOHNSON *et al.* 1993).

STATIONS ET MÉTHODES

Dans le Léman, le zoobenthos a été étudié à une profondeur moyenne de 150 m entre le début mai et la fin juin au cours de 4 campagnes de prélèvements effectuées dans la région ouest du Grand Lac. En 1990, 14 stations sont visitées et 13,5 prélèvements de sédiment de 16 cm² chacun sont effectués en moyenne dans chacune d'elles; en 1993, 17 stations et une moyenne de 13,4 prélèvements dans chacune d'elles; en 1998, 15 stations et 11,2 prélèvements; en 2005, 15 stations et 10,1 prélèvements. Seuls les prélèvements qui renfermaient des animaux sont inclus dans les chiffres donnés ci-dessus. En 1990 et 1993, les stations sont dispersées sur une zone de 4 km de long et de 0,6 km de large qui traverse la région ouest du Grand Lac de la rive nord à la rive sud (de l'embouchure de l'Aubonne à Amphion). En 1998 et 2005, les stations sont localisées au moyen d'un récepteur GPS, à 500 m les unes des autres, sur un transect de 7,5 km de longueur parallèle à la côte nord du Grand Lac, qui va de l'embouchure de l'Aubonne à Morges. Dans chaque station, les prélèvements

sont effectués au moyen d'un carottier, descendu à l'extrémité d'un câble depuis la surface, qui prélève simultanément deux carottes de sédiment d'une longueur de 30 cm, couvrant chacune une surface de 16 cm².

En laboratoire, le sédiment est tamisé (vide de maille: 0,2 mm) et le refus du tamis est conservé dans du formol 5%. Les oligochètes et les larves de chironomides, sont séparés du sédiment et comptés sous une loupe. Seuls les oligochètes dont le diamètre dépasse 0,29 mm, sont montés (REYMOND 1994) et identifiés afin d'éliminer les jeunes individus dont les variations saisonnières influencent trop l'estimation de l'abondance des espèces (LANG 1998).

Les larves de chironomides sont identifiées d'après WIERDERHOLM (1983) et la valeur indicatrice des taxons est donnée par SAETHER (1979). En 1998 et 2005 les chironomides sont comptés et identifiés dans chaque carotte séparément. En 1990 et 1993 au contraire, si les larves sont également comptées carotte par carotte, elles sont seulement identifiées en bloc dans l'ensemble des carottes. Les individus appartenant aux espèces très intolérantes aux pollutions représentent respectivement 48% en 1990 et 79% en 1993 de cet échantillon global (Brigitte Lods-Crozet, résultats non publiés). Le nombre moyen de chironomides (toutes espèces confondues) présents dans les carottes prélevées dans chaque station, multiplié par 48% pour 1990 et par 79% pour 1993, fournit une estimation de l'abondance des espèces très intolérantes aux pollutions pour chaque station. Les autres espèces de chironomides présentes qui ne possèdent pas de valeur indicatrice bien marquée ne sont pas incluses dans le calcul des indices décrits ci-dessous.

Les espèces d'oligochètes sont classées en trois groupes d'après leur valeur indicatrice (LANG 1990, 2000b, 2007): les espèces très intolérantes aux pollutions qui sont les plus abondantes dans la zone profonde des lacs oligotrophes (tableau 1: espèces 1 à 4), les espèces tolérantes (espèces 5 à 8) et les espèces très tolérantes aux pollutions qui sont les plus abondantes dans la zone profonde des lacs eutrophes (espèces 9 à 11). Les deux espèces du genre *Limnodrilus* sont comptées ensemble parce que les individus immatures, tout comme ceux de *Potamothrix moldaviensis*, ne peuvent pas être différenciés avec certitude. Pour la même raison, les trois espèces très tolérantes sont analysées en bloc.

Pour chaque espèce ou pour chaque groupe d'espèces, l'abondance (la densité exprimée comme le nombre d'individus présents par m²) et l'abondance relative (définie ci-dessous) sont déterminées à partir du nombre moyen d'individus présents dans les carottes prélevées dans une station. Celle-ci constitue l'unité de base de l'analyse de mes résultats, contrairement aux études antérieures qui utilisaient le prélèvement (la carotte) comme unité de base. Cette nouvelle façon de faire permet à la fois d'éliminer un nombre excessif de valeurs zéros et d'augmenter le nombre d'individus à partir duquel les abondances relatives et les indices sont calculés.

Tableau 1—Valeurs moyennes (erreurs standards en dessous) des variables décrivant les communautés d'oligochètes et de chironomides présentes dans le Léman entre 1990 et 2005 à 150 m de profondeur. Les espèces sont réparties en 3 groupes en fonction de leur sensibilité aux pollutions: nous distinguons les espèces très intolérantes, tolérantes et très tolérantes. Espèces: (1) *Bichaeta sanguinea* Bretscher, (2) *Stylodrilus heringianus* Claparède, (3) *Stylodrilus lemani* (Grube) (4) *Spirosperma (Embolecephalus) velutinus* Grube, (5) *Potamothrix vej dovskyi* (Hrabe), (6) *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparède), (7) *Limnodrilus profundicola* (Verrill), (8) *Potamothrix moldaviensis* (Vejdovsky & Mrazek) (9) *Potamothrix hammoniensis* (Michaelsen), (10) *Potamothrix heuscheri* Bretscher (11) *Tubifex tubifex* (Müller), (12) *Micropsectra notescens* (13) *Paracladopelma nigrifula*, (14) *Macropelopia nebulosa*.

Variable	Description	Unité	1990 n=14	1993 n=17	1998 n=15	2005 n=15	Kruskal Wallis (p)	Définition
1	Espèces 1-4	Nbre/m ²	644	601	1189	635	0,008	Très intolérantes
			106	78 1,000 ^a	183 0,018 ^b	85 0,983 ^c		
2	Espèce 4		62	28	57	77	0,729	Très intolérante
			26	8	20	42		
3	Espèce 5		646	1099	1573	914	0,000	Tolérante
			138	185 0,064	129 0,000	68 0,020		
4	Espèces 6-8		104	57	361	649	0,000	Tolérantes
			17	11 0,044	85 0,003	36 0,000		
5	Espèces 9-11		1818	1580	1023	729	0,000	Très tolérantes
			148	74 0,262	120 0,000	154 0,000		
6	Oligochètes		3212	3336	4147	3008	0,025	Toutes les espèces
			179	183 0,597	343 0,041	109 0,217		

Variable	Description	Unité	1990 n=14	1993 n=17	1998 n=15	2005 n=15	Kruskal Wallis (p)	Définition
7	Espèces 12-14 Chironomides		144 37	113 22 0,653	69 22 0,070	223 41 0,077	0,007	Très intolérantes
8	Chironomides		261 68	131 26 0,040	96 25 0,020	236 45 0,949	0,018	Toutes les espèces
9	IBO ^d	%	21,1 3,9	18,4 2,2	27,8 2,5	21,1 2,9	0,144	Var. 1/Var. 6
10	IBOC ^e		18,2	22,9	27,7	35,0		Valeur calculée
11	IBOS ^f		26,5 4,4	27,0 3,0 0,653	52,4 4,3 0,001	50,0 5,8 0,006	0,000	Var. 1/(Var. 1+Var. 5)
12	IBC01 ^g		24,1 3,9	21,0 2,1	29,1 2,6	26,5 2,2	0,260	Var. 1+7/(Var. 6+7)
13	IBC07 ^h		30,2 4,5	30,7 2,9 0,799	53,8 4,3 0,004	58,2 4,6 0,001	0,000	Var. 1+7/(Var. 1+5+7)

a) probabilité associée avec le test de Mann Whitney, résultats de 1990 comparés à ceux de 1993; b) idem mais 1990 comparé à 1998; c) idem mais 1990 comparé à 2005; d) IBO indice benthique basé sur les oligochètes; e) IBOC valeurs d'IBO calculées à partir des concentrations moyennes en phosphore total dans l'eau, mesurées entre 0 et 309 m de profondeur; f) IBOS indice benthique basé sur des espèces d'oligochètes sélectionnées; g) IBC01 indice benthique basé sur des espèces d'oligochètes et de chironomides sélectionnées et combinées; h) IBC07 comme IBC01 mais basé sur une sélection d'espèces différente.

L'indice benthique utilisant les oligochètes (IBO en abrégé) se base sur l'abondance relative des espèces très intolérantes aux pollutions. Celle-ci est calculée en rapportant, sous forme de pourcentage, le nombre d'individus appartenant à ces espèces au nombre total d'oligochètes adultes (diamètre > 0.29 mm) présents dans une station. L'abondance relative des espèces tolérantes et très tolérantes des pollutions est calculée de la même façon.

Les valeurs moyennes de IBO obtenues dans une zone et une année données sont comparées aux valeurs de référence suivantes (LANG 1990): IBO est égal à zéro si les conditions à la surface du sédiment sont celles d'un milieu eutrophe, il varie entre 1% et 17% dans un milieu méso-eutrophe, entre 18% et 52% (valeur centrale: 35%) dans un milieu mésotrophe, entre 52% et 69% dans un milieu oligo-mésotrophe, enfin il dépasse 69% dans un milieu oligotrophe.

L'abondance relative (%) moyenne de IBO peut également être calculée (IBOC) à partir des concentrations moyennes (mg/m^3) en phosphore total (PT) mesurées dans l'eau du lac au cours des 5 années précédant le prélèvement du zoobenthos (LANG 1990): $\text{IBOC} = 80,29 - 8,35 \text{ PT}^{0,5}$ ($r^2 = 0,81$, $n = 15$).

Cette relation empirique est basée sur 15 campagnes effectuées dans 6 lacs d'Europe et 3 lacs d'Amérique du Nord dont le Lac Supérieur. Les concentrations moyennes du phosphore total observées 5 ans avant les prélèvements ont été utilisées dans cette formule parce que les oligochètes ne réagissent pas immédiatement à une variation de ce nutriment (LANG 1998). Dans la présente étude, l'indice IBOC a été calculé à partir des concentrations en phosphore observées dans le lac l'année même où la campagne de prélèvements a été effectuée pour mieux mettre en évidence le décalage qui pourrait exister entre ces deux appréciations (tableau 1).

Trois autres indices benthiques ont été calculés pour chaque station. Un nouvel indice IBOS (indice benthique basé sur des espèces d'oligochètes sélectionnées) se calcule en rapportant sous forme de pourcentage le nombre des individus appartenant à des espèces d'oligochètes très intolérantes aux pollutions à celui des espèces très tolérantes plus celui des espèces très intolérantes; les espèces tolérantes sont ainsi éliminées du calcul. L'indice IBC01 (indice benthique combiné version 2001) se calcule en combinant les nombres d'individus appartenant à des espèces d'oligochètes et de chironomides très intolérantes aux pollutions (LANG 2001). Ce nombre est ensuite rapporté sous forme de pourcentage à l'abondance de tous les oligochètes plus celle des espèces de chironomides très intolérantes. L'indice IBC07 (indice benthique combiné version 2007) se calcule de la même façon, sauf que le nombre total des individus appartenant à des espèces très intolérantes est rapporté au nombre d'individus appartenant à des espèces d'oligochètes très tolérantes plus celui des individus appartenant à des espèces très intolérantes; comme pour l'indice IBOS, les espèces tolérantes sont éliminées du calcul (LANG 2007).

Les résultats obtenus à partir de ces indices sont comparés à ceux obtenus à partir de l'indice oligochète de bio-indication lacustre (IOBL en abrégé) qui se calcule ainsi: $IOBL = S \cdot 3 \log_{10} d$. La variable S correspond au nombre de taxons trouvés dans un échantillon d'environ 100 oligochètes identifiés et d, la densité, au nombre total d'oligochètes comptés dans le prélèvement dont l'échantillon est issu (AFNOR 2005). Les nombres de taxons sont calculés, comme pour les autres indices décrits ci-dessus, à partir de tous les oligochètes adultes identifiés dans chaque station: soit en moyenne 69,6 individus par station en 1990; 71,1 en 1993; 74,5 en 1998; 48,4 en 2005. Pour chaque station, la densité correspond au nombre total d'oligochètes comptés (juvéniles et adultes combinés) rapporté à une surface de 0,1 m². L'indice IOS, basé sur le pourcentage d'oligochètes sensibles aux pollutions (espèces très intolérantes), qui permet d'affiner l'interprétation de l'indice IOBL (AFNOR 2005), correspond dans notre étude à l'indice IBO décrit ci-dessus. Enfin, les performances de IOBL sont également comparées à celles de l'indice de diversité (D) de MARGALEF (1983) qui se calcule ainsi: $D = S / \ln d$. L'utilité de cette comparaison s'explique par le fait que ces deux indices sont basés sur les mêmes variables, la diversité et la densité, mais que celles-ci ne sont pas combinées de la même façon.

Les résultats de cette étude ont été analysés au moyen du programme d'analyse statistique SPSS (version 14 pour Windows) en suivant les recommandations de Field (2005). La signification des différences observées pour chaque variable entre les 4 années d'étude est évaluée au moyen du test non paramétrique de Kruskal-Wallis (tableau 1). Lorsqu'une différence significative est détectée, 3 tests de Mann-Whitney sont effectués de manière à comparer les valeurs de 1990 à celles des 3 autres années; 1990 est considérée comme une année de référence parce que la concentration en phosphore y est la plus élevée. Les valeurs de 1990 sont d'abord comparées à celles de 1993, ensuite à celles de 1998, enfin à celles de 2005. Comme 3 comparaisons multiples sont effectuées, le seuil d'acceptation critique de 0,05 devient 0,0167 après une correction de Bonferroni.

RÉSULTATS

L'abondance des espèces d'oligochètes très intolérantes aux pollutions change significativement entre 1990 et 2005 (tableau 1), mais seulement à cause de l'augmentation constatée en 1998 qui ne se poursuit pas en 2005 (figure 1). C'est l'espèce *Stylodrilus heringianus* qui décroît le plus entre 1998 et 2005. L'abondance de *Spirosperma (Embolecephalus) velutinus* qui est vraiment l'espèce la plus intolérante aux pollutions ne change pas significativement entre 1990 et 2005. L'abondance des trois espèces très tolérantes aux pollutions, qui constituent la majeure partie des communautés dans les lacs eutrophes,

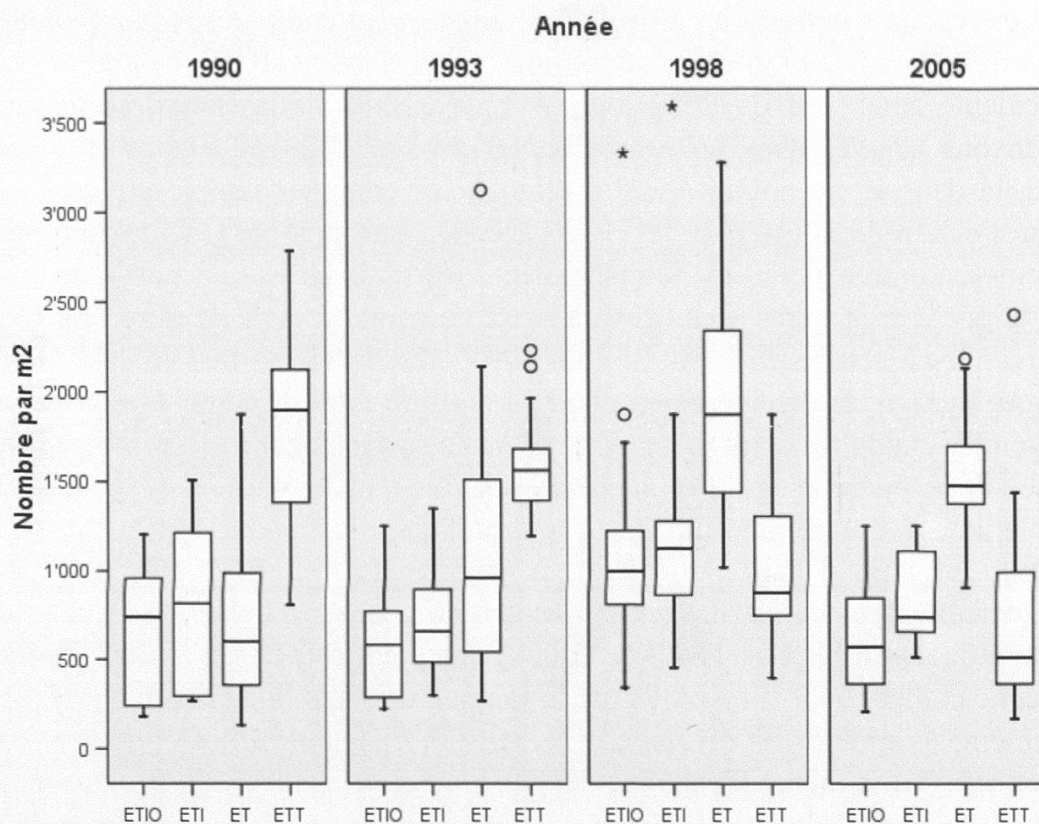


Figure 1.—Valeurs quartiles et extrêmes de l'abondance des espèces très intolérantes aux pollutions (ETIO: oligochètes seulement, ETI : oligochètes et chironomides), des espèces d'oligochètes tolérants (ET) et des espèces d'oligochètes très tolérants (ETT). La face inférieure de chaque boîte correspond au premier quartile (25% des cas), la face supérieure au troisième quartile (75% des cas) tandis que la ligne horizontale située entre ces 2 faces correspond à la médiane (50% des cas). Les lignes verticales qui partent du bas et du haut de chaque boîte s'étendent jusqu'aux valeurs minimales et maximales pour autant que celles-ci ne dépassent pas 1,5 fois l'espace interquartile. Des cercles et des étoiles signalent respectivement des valeurs anormales qui sortent de plus en plus de cette zone.

Potamothrix hammoniensis, *P. heuscheri* et *Tubifex tubifex*, diminue. Au contraire, les espèces tolérantes de sensibilité intermédiaire, d'abord *Potamothrix vejdoskyi*, puis *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. profundicola* et *Potamothrix moldaviensis*, deviennent de plus en plus abondantes.

Quant aux espèces de chironomides très intolérantes aux pollutions qui sont indicatrices de conditions oligotrophes, représentées surtout par *Micropsectra*, leur abondance varie significativement entre 1990 et 2005, sans pour autant que l'augmentation constatée en 2005 ne soit significative (tableau 1).

La comparaison des valeurs des quatre indices benthiques (tableau 1, figure 2) révèle deux diagnostics différents posés sur l'état écologique des sédiments profonds du lac: l'indice basé sur les oligochètes seulement (IBO) et celui basé sur des espèces d'oligochètes et de chironomides combinées

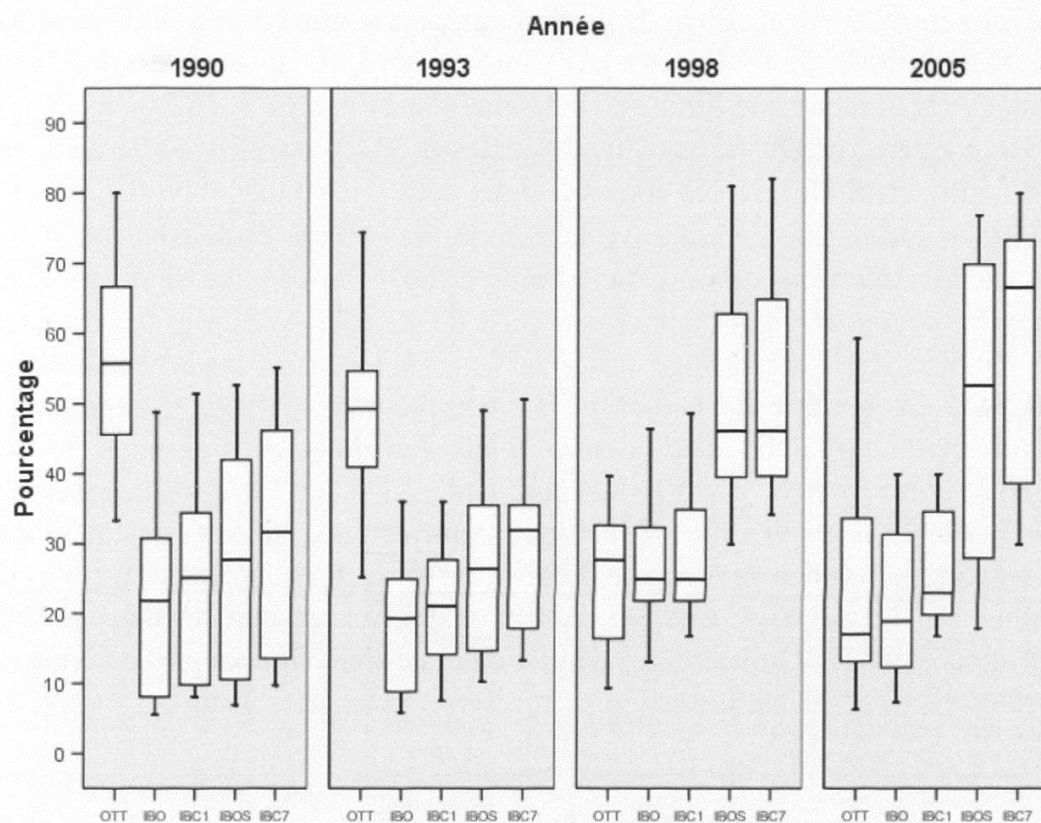


Figure 2.—Valeurs quartiles et extrêmes de l'abondance relative (%) des espèces d'oligochètes très tolérantes (OTT) et de 4 indices (tableau 1) basés sur l'abondance relative (%) des espèces très intolérantes calculée de différentes façons: à partir des oligochètes (IBO), à partir des oligochètes et des chironomides IBC01 (IBC1 sur la figure), seulement à partir des espèces d'oligochètes très intolérantes et très tolérantes (IBOS), seulement à partir des espèces d'oligochètes et de chironomides très intolérantes et des espèces d'oligochètes très tolérantes IBC07 (IBC7 sur la figure).

(IBC01) indiquent qu'il ne change pas significativement entre 1990 et 2005. Au contraire, l'indice basé sur des espèces d'oligochètes sélectionnées (IBOS) et celui qui combine sélectivement les oligochètes et les chironomides (IBC07) indiquent que l'état du sédiment s'est amélioré en 1998 et en 2005. Les valeurs moyennes de ces deux indices sont toujours supérieures aux valeurs calculées (IBOC) à partir des concentrations en phosphore total mesurées la même année dans l'eau du lac (tableau 1). Enfin, l'abondance relative des espèces très tolérantes des pollutions diminue fortement entre 1990 et 2005 ce qui indique que l'état des sédiments s'éloigne de celui qui s'observe dans un lac eutrophe (figure 2).

La localisation des zones étudiées a changé entre 1990-1993 (zone 1) et 1998-2005 (zone 2) ce qui pourrait expliquer certaines des différences observées ci-dessus. Pour éclaircir ce point, 16 prélèvements situés dans la zone 1 ont été comparés à 15 autres de la zone 2. Ces 31 prélèvements (de 16 cm² chacun),

localisés entre 130 m et 180 m de profondeur, proviennent d'une étude générale effectuée en 2003 (LODS-CROZET et REYMOND 2004). D'après le test de Mann-Whitney, les valeurs des indices IBO (médianes égales à 23,1% et 21,6% respectivement) et IBC01 (médianes égales à 30,0% et 29,1%) ne sont pas significativement différentes entre ces deux zones ($p=0,626$ et $p=0,770$).

Entre 1990 et 2005 (figure 3), le nombre de taxons, la densité totale des oligochètes (exprimée comme dans l'indice IOBL) et l'indice de diversité de Margalef changent significativement (test de Kruskal-Wallis $p=0,001$) alors que l'indice IOBL ne change pas significativement (test de Kruskal-Wallis $p=0,262$). Le nombre de taxons et la diversité selon Margalef augmentent significativement tandis que la densité totale des oligochètes diminue (test de Mann-Whitney $p=0,001$) si 1990 est comparé à 2005, les 2 autres comparaisons (1990 et 1993, 1990 et 1998) n'étant pas significatives. Notons également que les valeurs de l'indice de Margalef sont significativement corrélées à celles de l'indice IOBL ($r_s=0,74$, $n=61$, $p=0,001$) ce qui montre que ces deux indices sont apparentés. Au contraire, ces deux indices ne sont jamais significativement corrélés avec les quatre autres indices présentés dans le tableau 1.

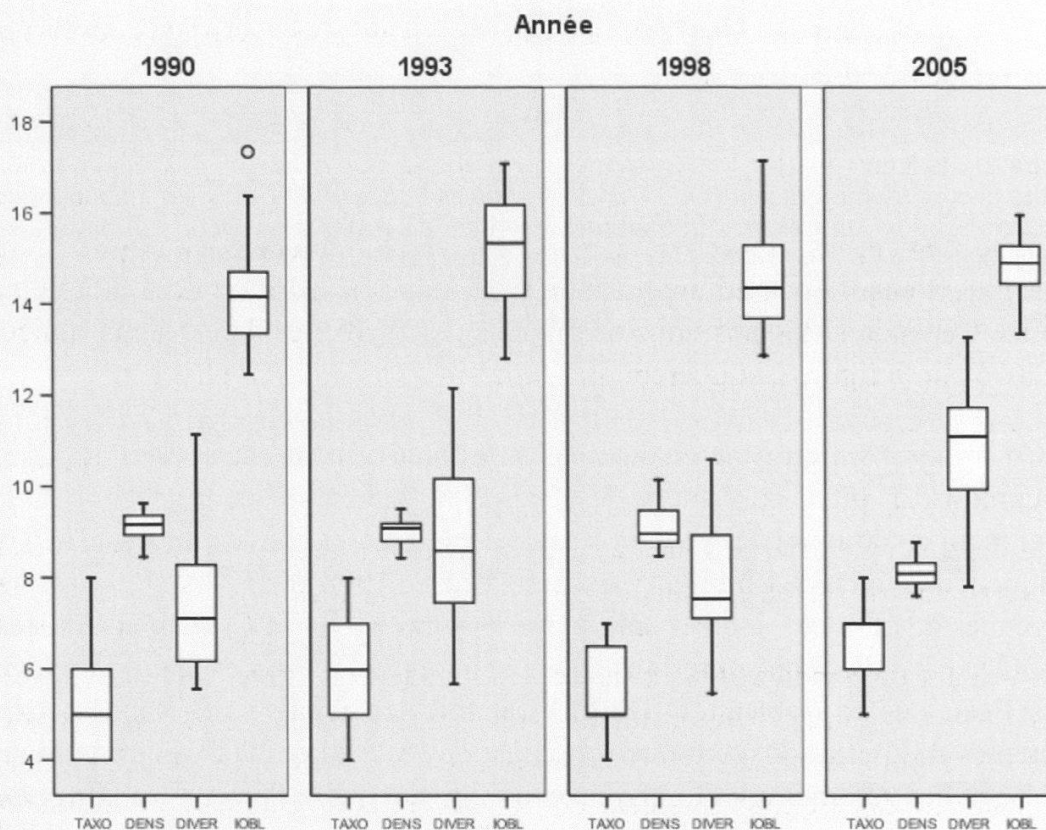


Figure 3.—Valeurs quartiles et extrêmes du nombre de taxons d'oligochètes (TAXO), de la densité des oligochètes (DENS), de l'indice de diversité de Margalef (DIVER), de l'indice oligochète de bioindication lacustre (IOBL). La densité des oligochètes est exprimée sous la forme utilisée dans le calcul de IOBL (Stations et méthodes) et les valeurs de l'indice de Margalef sont multipliées par 10 pour rendre la figure plus lisible.

DISCUSSION

En 2005, les individus appartenant à des espèces très intolérantes aux pollutions devraient constituer 35% des communautés d'oligochètes d'après la relation empirique calculée à partir de la concentration en phosphore dans l'eau (tableau 1). Notons que cette valeur calculée représente la situation de l'ensemble du lac et que la restauration varie en fonction de l'intensité de la sédimentation organique : elle peut donc être plus ou moins rapide selon l'emplacement de la zone étudiée (LANG et REYMOND 1996, LANG 1997). Comme celle-ci n'est ni localisée dans la zone la plus profonde du lac ni dans une cuvette où la sédimentation organique s'accumule, la valeur observée pourrait être plus élevée que la valeur calculée. En 2005, la valeur de l'indice IBO calculé à partir tous les oligochètes n'est que de 21% tandis que celle de l'indice IBOS, calculé en sélectionnant les espèces d'oligochètes très intolérantes et celles qui sont très tolérantes, est de 50%. D'après les valeurs de référence présentées dans le chapitre stations et méthodes, la valeur de 50% est proche de celle qui s'observe dans les sédiments d'un lac oligo-mésotrophe; elle correspond mieux à la baisse du phosphore de 55 mg/m³ en 1990 à 29 mg/m³ en 2005 que la valeur de 21% qui est voisine des conditions observées dans un lac méso-eutrophe.

Dans le Léman, les valeurs moyennes des indices IBOS et IBC07 sont très voisines (tableau 1), contrairement à ce qui s'observe dans le lac de Neuchâtel en 2002 (LANG 2007), où ces valeurs sont respectivement de 26% et 67%. Dans le Léman, les espèces de chironomides très intolérantes aux pollutions contribuent encore peu à l'augmentation des indices, à 150 m de fond tout au moins. Cependant, les positions comparées des médianes de ces deux indices en 2005 sur la figure 2 suggèrent que cette situation pourrait changer.

Dans le cas des résultats décrits ici, l'indice oligochète de bio-indication lacustre (IOBL) n'indique pas une amélioration nette de l'état des sédiments entre 1990 et 2005 (figure 3). D'après les valeurs observées, le Léman se situe dans la catégorie des lacs à fort potentiel métabolique (LAFONT 2007), au voisinage de la limite supérieure du type 1B (IOBL compris entre 10 et 15) et de la limite inférieure du type 1A (IOBL compris entre 16 et 25). Les valeurs de l'indice IOS, basé sur l'abondance relative des espèces très intolérantes, facilitent l'interprétation de l'indice IOBL. Dans mon étude, elles correspondent à celles de l'indice IBO (voir stations et méthodes). Elles ne changent pas significativement entre 1990 et 2005 (tableau 1), indiquant (Lafont 2007) que la qualité des sédiments peut être qualifiée de moyenne (IOS compris entre 11% et 20%) ou de bonne (IOS compris entre 21% et 50%). Considérons enfin les effets possibles d'un changement de méthode: dans mon étude, un tamis dont la maille présente une ouverture de 0,2 mm (0,29 mm pour les oligochètes adultes identifiés) a été utilisé au lieu de la

maille de 0,5 mm préconisée pour le calcul de l'indice IOBL (AFNOR 2005). L'utilisation d'une maille plus petite entraîne une augmentation des valeurs de la densité des oligochètes et, dans une moindre mesure, celle du nombre de taxons. Comme ces deux variables constituent la base de IOBL, les valeurs de cet indice s'en trouvent surestimées.

Les valeurs de l'indice de diversité de Margalef augmentent significativement en 2005 bien qu'il soit basé sur les mêmes variables que IOBL. Cette différence s'explique par la façon dont la diversité et la densité sont combinées: la valeur de l'indice IOBL n'augmente pas en 2005 parce que l'augmentation de la diversité est compensée par la diminution de la densité; au contraire, la valeur de l'indice de Margalef augmente parce que la diversité est divisée par la densité. Cette augmentation est conforme aux prévisions de MARGALEF (1983): lorsque la productivité diminue, la diversité augmente mais seulement jusqu'à un certain point au-delà duquel elle diminue de nouveau. Par exemple, *Stylodrilus heringianus* est la seule espèce d'oligochètes présente dans 26% des 137 prélèvements effectués dans le Lac Supérieur qui est oligotrophe (LANG 1990). Au vu de ces résultats et dans le cas d'un grand lac comme le Léman tout au moins, les indices basés seulement sur la diversité et la densité détectent moins bien les modifications des communautés d'oligochètes que les indices basés sur les rapports qui existent entre l'abondance des espèces très intolérantes et celle des espèces très tolérantes.

Les résultats indiqués par les indices présentés dans le tableau 1 ne sont valables que si les espèces qui en constituent la base ont été classées correctement en fonction de leur sensibilité aux pollutions. Cette classification, élaborée sur la base de plus de 3000 prélèvements effectués dans le Léman, le lac de Neuchâtel et le lac de Morat entre 1974 et 2000 (LANG 1990, 1998, 2000a, 2000b, 2001), semble fiable mais il est intéressant de la comparer à celle de LAFONT (1989, 2007). Les quatre espèces d'oligochètes très intolérantes aux pollutions rencontrées dans mon étude (tableau 1) figurent dans la même catégorie chez cet auteur. L'inclusion de *Limnodrilus hoffmeisteri* dans les espèces très tolérantes aux pollutions et l'exclusion de *Tubifex tubifex* de cette même catégorie par Lafont, qui constituent les principales divergences existant entre nos deux classifications, sont discutées ci-dessous. Notons également que *Potamothrix moldaviensis* est absente des espèces caractérisant un état intermédiaire (LAFONT 2007), catégorie qui, mis à part cette absence, renferme les espèces tolérantes de ma classification (LANG 2000b).

Au niveau des communautés d'oligochètes, la diminution de l'abondance des espèces très tolérantes constitue le signe le plus évident d'une amélioration de l'état des sédiments du Léman (figure 1). En effet, dans un lac eutrophe comme le lac de Morat en 1998 (LANG 2000a), les individus appartenant aux espèces *Tubifex tubifex* et *Potamothrix hammoniensis* constituent 98% des communautés d'oligochètes à 40 m de profondeur, mais seulement 69% à 20 m

où les espèces tolérantes 6 à 8 du tableau 1 colonisent un sédiment exposé à un déficit d'oxygène moins extrême qu'à 40 m. Une évolution similaire s'observe dans le Léman entre 200 m et 309 m de profondeur (LANG 1985, LODS-CROZET et REYMOND 2004): la proportion des individus appartenant aux 3 espèces très tolérantes du tableau 1 passe de 82% en 1983 à 61% en 2003 en réponse à la baisse du phosphore. La diminution de l'abondance relative des espèces d'oligochètes très tolérantes constitue donc un bon indicateur de l'amélioration de l'état écologique des sédiments qui peut être utilisé dans les lacs où les espèces très intolérantes ne sont pas présentes (figure 2).

Dans le Léman à 150 m de fond, la composition des communautés d'oligochètes s'éloigne entre 1990 et 2005 de celle qui s'observe dans les sédiments d'un lac eutrophe mais sans se rapprocher de celle qui prévaut dans un lac oligotrophe. L'augmentation du nombre d'individus appartenant à des espèces tolérantes, d'abord celle de *Potamothenix vejovskyi*, puis celle des espèces 6 à 8 (tableau 1, figure 1), empêche l'abondance relative des espèces très intolérantes d'augmenter. L'extension des espèces tolérantes vers la profondeur, comme c'est le cas dans le lac de Morat entre 1980 et 1998 (LANG 2000a) ou dans le Léman entre 1983 et 2003 (LANG 1985, LODS-CROZET et REYMOND 2004), montre que les conditions d'oxygénation s'améliorent à l'interface eau sédiment au niveau de la mince couche d'eau (1-2 cm d'épaisseur) dans laquelle la faune des sédiments respire (LANG 2007). De plus, la reproduction des espèces tolérantes pourrait également avoir été favorisée par l'augmentation de la température de l'eau constatée au cours de cette période (LAZZAROTTO et RAPIN 2008). Signalons enfin, comme avantage supplémentaire, que *Potamothenix vejovskyi* colonise dans le Léman des sédiments nettement plus pollués par les métaux lourds que ceux qui abritent les espèces très intolérantes (LANG et LANG-DOBLER 1979).

Les espèces très intolérantes pourraient avoir été défavorisées par le réchauffement de l'eau auquel elles seraient moins bien adaptées que les espèces tolérantes. Si cette hypothèse était exacte, les espèces très intolérantes aux pollutions devraient être davantage affectées par le réchauffement à faible profondeur qu'à grande profondeur. Or, entre 1983 et 2003 dans la moitié ouest du Grand Lac (LANG 1985, LODS-CROZET et REYMOND 2004), la fréquence des prélèvements dans lesquels l'espèce d'oligochète la plus intolérante aux pollutions, *Spirosperma (Emboloccephalus) velutinus*, est présente, augmente significativement (test de Chi², p=0,002) de 15% à 46% entre 35 et 100 m de profondeur alors qu'entre 101 m et 200 m l'augmentation de 2,7% à 9,5% n'est pas significative (p=0,214) ce qui montre que d'autres facteurs entrent en jeu.

Entre autres facteurs, la reproduction des espèces d'oligochètes très intolérantes aux pollutions pourrait avoir été davantage perturbée par des substances toxiques présentes dans le sédiment que celle des espèces tolérantes, telles que *Potamothenix vejovskyi*. Comme le nombre des substances

découvertes dans l'eau et les sédiments du Léman qui sont susceptibles de perturber la reproduction des organismes ne cesse de croître (EDDER *et al.* 2008), cette explication semble plausible. A l'appui de cette hypothèse, citons les malformations observées au niveau des organes génitaux des corégones du lac de Thoue qui semblent provenir de la toxicité détectée dans les sédiments à la surface desquels les œufs de ces poissons se développent (LIEDKE 2008). Notons enfin que l'augmentation de la température de l'eau constatée ces dernières années pourrait rendre, par effet de stress thermique, certaines espèces plus sensibles à l'effet de ces substances toxiques (RAMADE 2007).

En conclusion, le diagnostic posé sur l'évolution de la restauration écologique des sédiments profonds du Léman entre 1990 et 2005 varie selon l'indice utilisé. L'indice benthique basé sur l'ensemble des oligochètes (IBO, tableau 1) indique clairement que les sédiments ne reviennent pas à leur état écologique antérieur, à cause peut-être des effets de substances toxiques. Au contraire, l'indice benthique basé sur des espèces d'oligochètes sélectionnées (IBOS) ou celui qui combine les oligochètes et les chironomides (IBC07) montrent une amélioration conforme à ce que laissait prévoir la baisse des concentrations en phosphore dans l'eau du lac. Ces deux interprétations différentes, une fois combinées, indiquent que l'impact positif de la baisse du phosphore s'exerce dans un lac en train de réchauffer où de nouvelles substances synthétisées par l'homme influencent très probablement l'écologie des sédiments profonds ce qui retarde ou empêche la restauration de la situation décrite au début des années 1950 (JUGET 1967).

REMERCIEMENTS

Les commentaires du comité de lecture m'ont permis d'améliorer ce texte. Cette étude se base sur des résultats obtenus dans le cadre de l'Etat de Vaud par le centre de conservation de la faune et de la nature du service des forêts, de la faune et de la nature entre 1974 et 2000 et par le laboratoire du service des eaux, sols et assainissement entre 2001 et 2005.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR, 2005. Qualité de l'eau-Détermination de l'indice oligochète de bioindication lacustre (IOBL). Association française de normalisation (AFNOR), NF T90-391, 17 p.
- BRINKHURST R.O., 1974. The benthos of lakes. The Macmillan Press, London Basingstoke, 190 p.
- EDDER P., ORTELLI D., KLEIN A. et RAMSEIER S., 2008. Métaux et micropolluants organiques dans les eaux et sédiments du Léman. Rapports de la commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution: 57-84.
- Field A., 2005. Discovering statistics using SPSS. Sage publications, London, New Delhi. 779 p.

- FRICKER H., 1980. OECD eutrophication programme: regional project alpine lakes. Swiss Federal Board for Environmental Protection, Bern.
- JOHNSON R.K., WIEDERHOLM T. and ROSENBERG D.M., 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In ROSENBERG D.M. and RESH V.H., (Eds). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall. New York. 488 p.
- JUGET J., 1967. La faune benthique du Léman: modalités et déterminisme écologiques du peuplement. Thèse Univ. de Lyon. 366 p.
- LAFONT M., 1989. Contribution à la gestion des eaux continentales: utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. Doctorat d'Etat ès Sciences, Univ. de Lyon I. 403 p.
- Lafont M., 2007. Interprétation de l'indice lacustre oligochètes IOBL et son intégration dans un système d'évaluation de l'état écologique. Cemagref/MEDAD. 18 p.
- LANG C., 1985. Eutrophication of Lake Geneva indicated by the oligochaete communities of the profundal. *Hydrobiologia* 126: 237-243
- LANG C., 1990. Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. *Freshwater Biology* 24: 327-334.
- LANG C., 1997. Oligochaetes, organic sedimentation, and trophic state: how to assess the biological recovery of sediments in lakes? *Aquatic Sciences* 59: 26-33.
- 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. Intern. Pour la protection des eaux du Léman contre la pollution: 101-110.
- LANG C., 2000a. Etat trophique du lac de Morat indiquée par le zoobenthos: tendance 1980 - 1998. *Revue suisse de Zoologie* 107(2): 233-243.
- LANG C., 2000b. Réponse des communautés d'oligochètes (Tubificidés et Lumbriculidés) et de diptères Chironomidés à la baisse des teneurs en phosphore dans le Léman (Petit Lac). *Annales de Limnologie* 36: 13-20.
- LANG C., 2001. Réponse anormale du zoobenthos (oligochètes et chironomides) à la baisse du phosphore dans le lac de Neuchâtel. *Revue suisse de Zoologie* 108: 891-903.
- LANG C., 2007. Comment interpréter les modifications du zoobenthos (oligochètes et chironomides) dans le lac de Neuchâtel entre 1984 et 2002 ? *Bull. Soc. vaud. Sc. nat.* 90.3: 133-149.
- LANG C. and LANG-DOBLER B., 1979. The chemical environment of tubificid and lumbriculid worms according to the pollution level of the sediment. *Hydrobiologia* 65: 273-282.
- LANG C. and REYMOND O., 1995. Contrasting responses of oligochaete communities to the abatement of eutrophication in Lake Geneva. *Hydrobiologia* 308: 77-82.
- LANG C. and REYMOND O., 1996. Empirical relationships between oligochaetes, phosphorus and organic deposition during the recovery of Lake Geneva from eutrophication. *Archiv für Hydrobiologie* 136: 237-245.
- LAZZAROTTO J. and RAPIN F., 2008. Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. intern. pour la protection des eaux du Léman contre la pollution: 31-55.
- LIEDTKE A., 2008. Malformations chez les corégones du lac de Thoue. EAWAG News 64: 13-15.
- LODS-CROZET B. et REYMOND O., 2004. Réponses des communautés benthiques du Léman à l'amélioration de son état trophique entre 1983 et 2003. Rapp. Comm. Intern. pour la protection des eaux du Léman contre la pollution: 99-109.
- LODS-CROZET B. and REYMOND O., 2005. Ten years trends in the oligochaete and chironomid fauna of Lake Neuchâtel (Switzerland). *Rev. suisse de Zoologie* 112: 543-558.

- LODS-CROZET B. et REYMOND O., 2006. Evolution du zoobenthos profond du Léman. Rapp. comm. internationale de protection des eaux du Léman contre la pollution : 141-146.
- MARGALEF R., 1983. Limnologia. Omega, Barcelona. 1010 p.
- MONARD A., 1919. La faune profonde du lac de Neuchâtel. Thèse Univ. de Neuchâtel. 176 p.
- PIGUET E. et BRETSCHER K., 1913. Oligochètes. Catalogue des invertébrés de la Suisse, fasc. 7. Genève. 215 p.
- RAMADE F., 2007. Introduction à l'écotoxicologie, fondements et applications. Lavoisier. 617 p.
- REYMOND O., 1994. Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes: une méthode simple. *Bull. Soc. vaud. Sc. nat.* 83.1: 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. *J. Water Poll. and Control Fed.* 52: 537-547.
- WIEDERHOLM T., (Ed.) 1983. Chironomidae of the Holarctic region. Part 1. Larvae. *Entomologica Scandinavica. Suppl.* 19. 457 pp.

Manuscrit reçu le 10 mars 2009