oekotoxzentrum
centre ecotox

Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie
Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée

# Evaluation de l'état écologique des sédiments des lacs de Morat et Lioson à l'aide de l'examen des peuplements d'oligochètes

**Rapport final du 30 novembre 2024**

## Impression


### Editeur

Centre Suisse d'Ecotoxicologie Appliquée, 1015 Lausanne, Suisse



### Auteurs

Régis Vivien, Benoît Ferrari Centre Suisse d'Ecotoxicologie Appliquée

### Contact

Régis Vivien: regis.vivien@centreecotox.ch



### Citation

Vivien R, Ferrari BJD. 2024. Evaluation de l'état écologique des sédiments des lacs de Morat et Lioson à l'aide de l'examen des peuplements d'oligochètes. Centre Suisse d'Ecotoxicologie Appliquée Eawag-EPFL, Lausanne, Suisse.

**Photo de couverture : Pierre Marle**

# Résumé

Le présent travail s'inscrit dans le cadre du monitoring 2024 de la qualité des lacs de Morat et Lioson de la Direction générale de l'environnement du canton de Vaud (DGE) et porte spécifiquement sur l'étude des peuplements d'oligochètes. Les oligochètes aquatiques comprennent un grand nombre d'espèces allant de sensibles à résistants aux pollutions et jouent un rôle important dans la minéralisation de la matière organique des sédiments. L'analyse des peuplements d'oligochètes d'un lac permet d'évaluer la qualité biologique des sédiments et d'estimer la capacité des sédiments à assimiler et à recycler les substances nutritives. Les oligochètes sont classés en 4 groupes écologiques : le groupe 1 comprend les taxons sensibles aux pollutions chimiques (type toxique et/ou eutrophisation), le groupe 2 les taxons moyennement résistants aux pollutions chimiques (type toxique et/ou eutrophisation), le groupe 3 les taxons indicateurs de dystrophie naturelle (matière organique des sédiments peu assimilable) et le groupe 4 les taxons résistants aux pollutions chimiques (type toxique et/ou eutrophisation). Les prélèvements d'oligochètes ont été effectués au niveau de deux transects dans le lac de Morat (profondeurs faible, moyenne et maximale) et d'un transect dans le lac Lioson (profondeurs moyenne et maximale). Les résultats des oligochètes ont montré au niveau de tous les sites (deux lacs) une potentialité moyenne à forte des sédiments à recycler et assimiler la matière organique. Tous les sites du lac de Morat contenaient une absence ou de très faibles pourcentages de taxons sensibles aux pollutions et des pourcentages assez élevés à élevés de taxons résistants aux pollutions. Les pourcentages de taxons résistants sont de plus probablement nettement sous-estimés par l'analyse morphologie. Une pollution des sédiments est suspectée au niveau de chaque site de ce lac. Dans le lac Lioson, les peuplements d'oligochètes indiquaient une très bonne qualité biologique des sédiments à la profondeur moyenne et une mauvaise qualité biologique des sédiments à la zone profonde. La zone profonde de ce lac contenait 96% de Tubificinae avec soies capillaires non identifiables à l'état immature qui pourraient appartenir aux groupes 3 ou 4. Le fait qu'aucun individu (à l'état mature) du groupe 4 n'a été identifié à cette profondeur suggère que les taxons du groupe 3 prédominent nettement, ce qui indiquerait une dystrophie naturelle. Le séquençage prévu des spécimens de ces lacs permettra, pour le lac de Morat, de préciser les pourcentages de taxons résistants aux pollutions, et donc son degré de contamination, et pour le lac Lioson, de confirmer ou d'infirmer que la zone profonde pourrait contenir de la matière organique peu assimilable, favorisant le développement d'espèces adaptées à ces conditions.

# Table des matières

Résumé ..... ii
1 Introduction ..... 1
2 Matériel et Méthodes ..... 2
2.1 Sites étudiés, prélèvements des sédiments et fixation des spécimens ..... 2
2.2 Tamisage des sédiments, extraction et identification des oligochètes ..... 2
2.3 Examen des peuplements d'oligochètes ..... 2
3 Résultats ..... 4
3.1 Peuplements des oligochètes ..... 4
3.2 Potentiel métabolique et qualité biologique ..... 4
3.3 Qualité des échantillons ..... 5
4 Discussion et conclusion ..... 6
5 Références ..... 8
6 Annexes ..... 9

# 1 Introduction

Les oligochètes aquatiques comprennent un grand nombre d'espèces allant de sensibles à résistantes aux pollutions (type toxique et eutrophisation) (Lafont, 1989; Rodriguez & Reynoldson, 2011) et jouent un rôle important dans la minéralisation de la matière organique des sédiments (Lafont et al., 2012). L'analyse des peuplements d'oligochètes d'un lac permet d'évaluer la qualité biologique des sédiments et d'estimer la capacité des sédiments à assimiler et à recycler les substances nutritives (AFNOR, 2016; Lafont, 2007; Lafont et al., 2012).

Le présent travail s'inscrit dans le cadre du monitoring 2024 de la qualité des lacs de Morat et Lioson de la Direction générale de l'environnement du canton de Vaud (DGE) et porte spécifiquement sur l'étude des peuplements d'oligochètes. Les prélèvements d'oligochètes ont été effectués au niveau de deux transects dans le lac de Morat (profondeurs faible, moyenne et maximale) et d'un transect dans le lac Lioson (profondeurs moyenne et maximale).

Le lac de Morat se situe entre les cantons de Fribourg et Vaud à une altitude de 429 m et sa superficie est de 22.8 km$^2$. Son bassin versant est constitué en grande partie de zones agricoles et urbaines et ce lac reçoit les eaux rejetées par de nombreuses STEP. Ce lac peut donc être considéré comme impacté par les activités humaines. Le lac Lioson se situe dans les Préalpes vaudoises à une altitude de 1848 m et sa superficie est de 0,07 km$^2$. Son bassin versant est entièrement naturel.

# 2 Matériel et Méthodes

## 2.1 Sites étudiés, prélèvements des sédiments et fixation des spécimens

Dans le lac de Morat, deux transects à hauteur de Vallamand et Lugnorre ont été étudiés. Trois sites ont été échantillonnés par transect, aux profondeurs de 10 m (zone sublittorale), 24 m (profondeur moyenne) et 42 m (profondeur maximale). Dans le lac Lioson, un seul transect a été étudié et inclut seulement 2 sites, à 13 m (profondeur moyenne) et 25 m (profondeur maximale). Les prélèvements ont été réalisés le 7 mai 2024 (lac de Morat) et le 27 juillet 2024 (lac Lioson) par Nathalie Menétrey et Pierre Marle (DGE). Au niveau de chaque site, les prélèvements des sédiments ont été réalisés à 3 endroits différents espacés de quelques mètres à l'aide d'une benne VanVeen. Les sédiments prélevés à chaque endroit (1 benne par endroit) ont été tamisés sur le terrain à l'aide d'un tamis de vide de maille de 0,312 mm. Le refus du tamis de chaque endroit (=sous-échantillon) a été placé dans un récipient en plastique (5L ou moins). Les sous-échantillons tamisés du lac de Morat ont été préservés dans de l'éthanol (concentration finale d'éthanol de plus de 80% dans chaque récipient) alors que ceux du lac Lioson ont été préservés dans du formol à pH neutre (concentration finale de formaldéhyde d'environ 4% dans chaque récipient). L'éthanol absolu (lac de Morat) et le formol à pH neutre (lac Lioson) ont été ajoutés dans les récipients immédiatement après le tamisage.

Table 1 : Détails de l'échantillonnage des 8 sites de l'étude

| Lac | Transect | Profondeur (m) | Abréviation | Fixation | Coordonnées géographiques |
|---|---|---|---|---|---|
| Morat | Vallamand | 10 | VAL sublit | Ethanol | 2570400/1197850 |
| | | 24 | VAL Moy | Ethanol | 2570500/1197700 |
| | | 42 | VAL Max | Ethanol | 2570850/1197320 |
| | Lugnorre | 10 | LUG sublit | Ethanol | 2572000/1199060 |
| | | 24 | LUG Moy | Ethanol | 2572100/1198940 |
| | | 42 | LUG Max | Ethanol | 2572590/1198240 |
| Lioson | | 13 | Lios Moy | Formol pH neutre | non relevées |
| | | 25 | Lios Max | Formol pH neutre | 2576130/1137280 |

## 2.2 Tamisage des sédiments, extraction et identification des oligochètes

Comme les sous-échantillons reçus contenaient encore du matériel grossier, ils ont été à nouveau tamisés au laboratoire à l'aide d'un tamis de vide de maille de 0,312 mm. Les trois sous-échantillons de la même profondeur ont été mélangés et conservés dans de l'éthanol absolu (boite Tupperware) à -20ºC. Pour l'extraction des oligochètes, chaque échantillon tamisé a été transféré dans une cuve de sous-échantillonnage compartimentée en 25 cases carrées de surface égale. Le contenu de cases choisies au hasard a été transféré dans une boîte de Petri et examiné avec une loupe binoculaire et les oligochètes ont été extraits à l'aide d'une pince fine. Des cases successives ont été examinées jusqu'à l'obtention d'un total de 100 spécimens identifiables. Les oligochètes (entiers ou parties antérieures) ont été montés entre lame et lamelle dans une solution d'enrobage semi-permanente composée d'acide lactique, de glycérol et d'alcool polyvinylique (Mowiol 4-88) (Reymond, 1994). Ils ont été identifiés par microscopie optique à l'espèce (si possible).

## 2.3 Examen des peuplements d'oligochètes

L'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL), permettant d'évaluer les potentialités des sédiments à assimiler et à recycler les substances nutritives de l'eau et des sédiments (Lafont et al., 2012 ; AFNOR, 2016), a été appliqué. Cet indice est calculé à l'aide de la formule suivante :

$$IOBL = S + 3 \log10 (D+1)$$

où S = nombre de taxons identifiés parmi les 100 oligochètes et D = densité d'oligochètes par 0,1 $m^2$.

Cet indice fournit donc une information sur le fonctionnement du milieu et permet de définir 6 classes de potentiel métabolique, de nul à fort (Tab. 1).

*Tableau 1 : Classes de potentiel métabolique des sédiments lacustres définies à partir des valeurs d'IOBL*

| Valeur d'IOBL | Potentiel métabolique |
|---|---|
| >15 | Fort (grands lacs) |
| 10–15 | Fort |
| 6,1–9,9 | Moyen |
| 3,1–6 | Faible |
| 0,1–3 | Très faible |
| 0 | Nul |

De plus, les taxons d'oligochètes ont été regroupés en 4 groupes écologiques (Tab. 2) selon la classification de Lafont (2007) et Lafont et al. (2012). L'examen des pourcentages de ces groupes écologiques permet de compléter le diagnostic en apportant des informations entre autres sur l'état trophique du milieu (oligotrophe ou non oligotrophe) et sur l'effet des polluants présents dans le milieu et/ou d'impasses trophiques naturelles.

*Tableau 2 : Présentation des différents groupes écologiques des taxons d'oligochètes*

| Groupe | |
|---|---|
| 1 | Inclus les taxons sensibles aux pollutions de type chimique (type toxique et/ou eutrophisation) |
| 2 | Inclus les taxons moyennement résistants aux pollutions de type chimique (type toxique et/ou eutrophisation) |
| 3 | Inclus les taxons indicateurs de dystrophie naturelle ou d'impasse trophique (présence de matière organique non ou peu bioassimilable (tourbe, végétaux mal décomposés, etc.) |
| 4 | Inclus les taxons résistants aux pollutions de type chimique (type toxique et/ou eutrophisation) |

A noter que les pourcentages des taxons des groupes 2 à 4, contrairement à ceux du groupe 1, ne peuvent pas être déterminés avec précision étant donné que plusieurs espèces de Tubificinae appartenant à ces groupes ne peuvent pas être identifiées lorsque les individus sont à l'état immature. Les Tubificinae avec soies capillaires non reconnaissables à l'état immature peuvent appartenir aux groupes 3 ou 4 et les Tubificinae sans soies capillaires non reconnaissables à l'état immature aux groupes 2 ou 4. Toutes les espèces de Tubificinae sans soies capillaires appartiennent au groupe 4, sauf *Limnodrilus profundicola* (groupe 2).

La qualité biologique des sédiments lacustres a été déterminée en fonction du pourcentage de taxons sensibles aux pollutions (groupe 1), selon la classification de Lafont (2007) et AFNOR (2016) (Tab. 3).

*Tableau 3 : Qualité biologique des sédiments selon les pourcentages de taxons d'oligochètes sensibles (groupe 1)*

| % taxons sensibles | Qualité biologique des sédiments |
|---|---|
| >50 | Très bonne |
| 21–50 | Bonne |
| 11–20 | Moyenne |
| 6–10 | Médiocre |
| ≤5 | Mauvaise |

# 3 Résultats

## 3.1 Peuplements des oligochètes

Quinze taxons appartenant aux sous-familles des Tubificinae (10) et Naidinae (2) et aux familles des Lumbriculidae (2) et Enchytraeidae (1) ont été rencontrés (Tab. 4). Les espèces *Aulodrilus limnobius* et *Quistadrilus multisetosus*, trouvées en très faible abondance, sont peu communes en Suisse, alors que toutes les autres espèces rencontrées sont communes en Suisse.

*Tableau 4 : Relevé du nombre de spécimens par taxon aux 8 sites de l'étude ; le groupe écologique de chaque taxon est indiqué entre parenthèses*

| Taxon | | Sites | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | VAL sublit | VAL Moy | VAL Max | LUG sublit | LUG Moy | LUG Max | Lios Moy | Lios Max |
| Tubificinae (Naididae) | Tubificinae avec soies capillaires (non identifiables) | 12 | 70 | 59 | 16 | 64 | 30 | 11 | 76 |
| | *Tubifex tubifex* (3) | 1 | | 1 | | 1 | | | 3 |
| | *Aulodrilus pluriseta* (3) | | 3 | | | | | | |
| | *Spirosperma ferox* (2) | | | | | | | 1 | |
| | *Potamothrix hammoniensis* (4) | | 11 | 9 | 4 | 15 | 8 | | |
| | *Quistadrilus multisetosus* (4) | | | | | | 1 | | |
| | Tubificinae sans soies capillaires (non identifiables) | 62 | 14 | 25 | 44 | 17 | 42 | 2 | |
| | *Limnodrilus hoffmeisteri* (4) | 6 | 5 | 15 | 10 | 1 | 22 | 3 | |
| | *Limnodrilus profundicola* (2) | 1 | 1 | | | | 5 | | |
| | *Aulodrilus limnobius* | | | | | | | 1 | |
| | *Potamothrix moldaviensis* (4) | 20 | | | 4 | | | | |
| Naininae (Naididae) | *Vejdovskiella intermedia* (1) | | | | | | | 1 | |
| | *Stylaria lacustris* (1) | | | | | 1 | | | |
| | *Nais bretscheri* (1) | | | | 1 | | | | |
| Lumbriculidae | Lumbriculidae (non identifiables) (1) | | | | | | | 66 | |
| | *Stylodrilus heringianus* (1) | | | | | | | 4 | |
| Enchytraeidae | *Marionina argentea* (1) | | | | | | | 15 | |
| Nombre total de spécimens identifiés | | 102 | 104 | 109 | 79 | 99 | 108 | 104 | 79 |

## 3.2 Potentiel métabolique et qualité biologique

Les peuplements d'oligochètes indiquent un fort potentiel métabolique, et donc une forte potentialité des sédiments à recycler et assimiler la matière organique, au niveau de chaque site des deux lacs, excepté la zone maximale du lac Lioson (potentiel métabolique moyen) (Tab. 5). La valeur de potentiel métabolique obtenue au niveau de ce dernier site est expliquée par le faible nombre de taxons (2) rencontrés et la densité modérée d'oligochètes (moins de 200 individus par 0,1 $m^2$, Annexe 1). Deux autres sites présentent par ailleurs une densité modérée d'oligochètes, la zone moyenne du lac Lioson et la zone sublittorale du transect de Lugnorre (lac de Morat).

La qualité biologique indiquée par la composition des communautés d'oligochètes est classée comme mauvaise au niveau de chaque site des deux lacs, excepté la zone moyenne du lac Lioson (très bonne qualité biologique). Les pourcentages d'espèces moyennement résistants aux pollutions sont nuls ou faibles au niveau de tous les sites.

Les pourcentages du groupe 3 sont nuls ou faibles au niveau de tous les sites, alors que ceux du groupe 4 sont assez élevés à élevés (16-28%) au niveau de tous les sites du lac de Morat et nuls ou faible au niveau des sites du lac Lioson. Toutefois, comme relevé précédemment, les pourcentages des groupes 3 et 4 ne peuvent pas être déterminés de manière précise sur une base

d'identifications morphologiques. Les pourcentages du groupe 4 dans le lac de Morat sont probablement nettement sous-estimés et pourraient atteindre des valeurs élevées, possiblement plus de 70%. La zone maximale du lac Lioson, comprenant 96% de Tubificinae avec soies capillaires (groupes 3 ou 4) et 4% de *Tubifex tubifex* (groupe 3), pourrait ne contenir que des *Tubifex tubifex* ou un pourcentage élevé de cette espèce, ce qui indiquerait une dystrophie naturelle dans cette zone du lac.

*Tableau 5 : Résumé des résultats des oligochètes (métriques) aux 8 sites de l'étude*

| | Sites | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | VAL sublit | VAL Moy | VAL Max | LUG sublit | LUG Moy | LUG Max | Lios Moy | Lios Max |
| Indice IOBL | 15,7 | 13,5 | 13,2 | 12,1 | 13,6 | 15,2 | 15,8 | 8,5 |
| Potentiel métabolique | Fort | Fort | Fort | Fort | Fort | Fort | Fort | Moyen |
| % de taxons du groupe 1 (sensibles aux pollutions) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 82 | 0 |
| % de taxons du groupe 2 (moyennement résistants aux pollutions) | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 | 0 |
| % de taxons du groupe 3 (indicateurs de dystrophie naturelle) | 1 | 3 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 |
| % de taxons du groupe 4 (résistants aux pollutions) | 26 | 16 | 22 | 23 | 16 | 28 | 3 | 0 |
| Qualité biologique des sédiments | Mauvaise | Mauvaise | Mauvaise | Mauvaise | Mauvaise | Mauvaise | Très bonne | Mauvaise |

## 3.3 Qualité des échantillons

La fixation des échantillons du lac de Morat avec de l'éthanol a entraîné une détérioration (fragmentation et désintégration) des oligochètes, en particulier dans les échantillons des zones maximales (transects Vallamand et Lugnorre). Toutefois, cette fixation n'a pas eu d'impact sur les résultats de l'IOBL, comme la densité des oligochètes était élevée dans les échantillons de ce lac, et sur ceux de la qualité biologique, comme ces échantillons ne comprenaient que ou presque que des Tubificinae. Il est très peu probable que la fixation ait entraîné une modification significative des proportions des taxons sensibles aux pollutions.

# 4 Discussion et conclusion

Dans le lac de Morat, les peuplements d'oligochètes indiquent à toutes les profondeurs (deux transects) une qualité biologique des sédiments altérée (mauvaise). Les pourcentages de taxons du groupe 4 obtenus sont sans doute largement sous-estimés. Une pollution chimique (type toxique et/ou eutrophisation) des sédiments est suspectée au niveau de tous les sites de ce lac. Le fort potentiel métabolique obtenu au niveau de chaque site de ce lac montre une bonne capacité du milieu à recycler la matière organique, évitant ainsi son accumulation excessive dans les sédiments.

Les peuplements d'oligochètes du lac Lioson indiquent une très bonne qualité biologique à la profondeur moyenne et une mauvaise qualité biologique à la profondeur maximale. Les faibles densités des oligochètes aux deux profondeurs et la prédominance de taxons sensibles aux pollutions à la profondeur moyenne indiquent que ce lac est plutôt pauvre en nutriments. Le résultat obtenu à la zone maximale pourrait être expliqué par une dystrophie naturelle et/ou par une pollution de type chimique (type toxique et/ou eutrophisation). Il n'est pas possible de trancher avec certitude sans les résultats d'un séquençage (génétique) des spécimens de ce site. Comme aucun individu (à l'état mature) du groupe 4 n'a été détecté sur ce site, une prédominance de taxons du groupe 3 semble très possible. Le fond du lac pourrait contenir de la matière organique peu assimilable (par ex. végétaux mal décomposés), favorisant ainsi le développement de *Tubifex tubifex*, qui a la capacité de se maintenir/proliférer dans ce type de milieu. Une faible oxygénation des sédiments dans cette zone pourrait aussi expliquer le développement de cette espèce qui supporte de faibles niveaux d'oxygénation (Lafont, 1989). D'ailleurs une faible oxygénation des sédiments pourrait expliquer la présence de matière organique mal décomposée et donc peu assimilable. Des résultats similaires ont été obtenus au niveau d'un transect (profondeurs faible, moyenne et profonde) du lac de Brienz en 2013 présentant une prédominance de taxons sensibles aux pollutions aux profondeurs faible et moyenne et, à la profondeur maximale, la présence unique de Tubificinae avec soies capillaires non identifiables (pouvant être que des *T. tubifex*) (Vivien, 2014). Le lac de Brienz est comparable au lac Lioson dans le sens où ses eaux contiennent peu de nutriments et où il est peu impacté par les activités humaines (Canton de Berne, 2023). Son bassin versant est en grande partie naturel et voué à une agriculture extensive.

L'espèce *Quistadrilus multisetosus* est exotique (originaire d'Amérique du Nord) et sa présence en Suisse a été récemment signalée. Elle n'a été trouvée en Suisse que dans des lacs : en plus du lac de Morat, dans le Léman (nombreux spécimens en zone sublittorale), dans le lac de Bienne (un spécimen en zone sublittorale), dans le lac de Lucerne (un spécimen en zone sublittorale) et dans le lac de Constance (2 localisations) (Vivien et al., 2020a). Décrite comme très résistante aux pollutions de type chimique, cette espèce ne semble pas avoir la capacité de proliférer dans des zones non fortement impactées par les activités humaines. En effet, alors qu'elle est présente dans le Léman depuis au moins quelques décennies, elle n'y a été trouvée jusqu'à présent que dans la baie de Vidy à proximité de l'effluent et du déversoir d'orage de la STEP de la Ville de Lausanne (en forte abondance) et à des endroits (à hauteur de St-Sulpice et d'Ouchy) proches de la baie de Vidy (en très faible abondance) (Vivien et al., 2020a ; Vivien & Ferrari, 2019 ; 2024). L'espèce *Q. multisetosus* pourrait avoir été introduite dans le lac de Morat via les eaux rejetées par des STEP et des déversoirs d'orage. Cette espèce, associée à d'autres espèces d'oligochètes (*Tubifex tubifex*, etc.), pourrait avoir été ou être utilisée comme nourriture pour les poissons d'aquarium (Vivien et al., 2020a).

En conclusion, les peuplements d'oligochètes montrent ou confirment que les deux lacs étudiés représentent des écosystèmes très différents, le lac de Morat étant diagnostiqué comme impacté par les activités humaines et le lac Lioson comme préservé, à condition que la zone profonde de ce lac ne contienne pas un pourcentage significatif de taxons résistants aux pollutions (groupe écologique 4). Le séquençage à haut débit (Vivien et al., 2020b) prévu des spécimens de ces lacs permettra, pour le lac de Morat, de préciser les pourcentages de taxons résistants aux pollutions (groupe 4), et donc son degré de contamination, et pour le lac Lioson, de confirmer ou

d’infirmer que la zone profonde pourrait contenir de la matière organique peu assimilable, favorisant ainsi le développement d’une seule espèce (groupe écologique 3) adaptée à ces conditions.

# 5 Références

AFNOR 2016. Qualité de l'eau – Echantillonnage, traitement et analyse des Oligochètes dans les sédiments des eaux de surface continentales. Association française de normalisation (AFNOR), NF T 90-393 : 14 pp. + annexes

Canton de Berne, 2023. Etat du lac de Brienz, Laboratoire de protection des eaux et du sol. Rapport accessible à https://www.bvd.be.ch/fr/start/themen/wasser/gewaesserqualitaet/seen.html

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. *Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences*, *UCBL Lyon I* : 311 pp. + annexes

Lafont M. 2007. Interprétation de l'indice lacustre IOBL et son intégration dans un système d'évaluation de l'état écologique, Cemagref/MEDAD, Lyon, France : 18 pp.

Lafont M., Tixier G., Marsalek J., Jézéquel C., Breil P., Schmitt L. 2012. From Research to Operational Biomonitoring of Freshwaters: A Suggested Conceptual Framework and Practical Solutions. *Ecohydrology & Hydrobiology* 12, 9-20.

Reymond O., 1994. Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes : une méthode simple. *Bulletin de la société vaudoise des sciences naturelles* 83 1-3.

Rodriguez P., Reynoldson T.B. 2011. The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes. Ed. Springer Science+Business Media, Dordrecht, Netherlands: 265 pp.

Vivien R. 2014. Etat écologique des sédiments des lacs de Bienne, de Brienz et de Thoune. Laboratoire de protection des eaux et des sols, Etat de Berne, Suisse

Vivien R., Ferrari, B.J.D. 2019. Evaluation de l'état écologique des sédiments des rives du Léman à hauteur de St-Sulpice, Centre suisse d'écotoxicologie appliquée Eawag-EPFL, Lausanne, Suisse

Vivien R., Ferrari, B.J.D. 2024. Evaluation de l'état écologique des sédiments des rives du Léman à hauteur d'Ouchy, Centre Ecotox, Eawag-EPFL, Lausanne, Suisse

Vivien R., Lafont M., Lods-Crozet B., Holzmann M., Apothéloz-Perret-Gentil L., Guigoz Y., Ferrari B.J.D. 2020a. The foreign oligochaete species *Quistadrilus multisetosus* (Smith, 1900) in Lake Geneva: morphological and molecular characterization and environmental influences on its distribution. *Biology* 9, 436.

Vivien R., Apothéloz-Perret-Gentil L., Pawlowski J., Werner I., Ferrari B.J.D. 2020b. High-throughput DNA barcoding of oligochaetes for abundance-based indices to assess the biological quality of sediments in streams and lakes. *Scientific Reports* 10, 2041.

# 6 Annexes

*<u>Annexe 1</u> : Détail des calculs de la densité d'oligochètes*

| | VAL sublit | VAL Moy | VAL Max | LUG sublit | LUG Moy | LUG Max | Lios Moy | Lios Max |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *surface en m²* | *0,075* | *0,075* | *0,075* | *0,075* | *0,075* | *0,075* | *0,075* | *0,075* |
| *nombre de spécimens sortis pour x cases prospectées* | *51* | *119* | *50* | *82* | *107* | *111* | *28* | *34* |
| *nombre de cases prospectées* | *1* | *13* | *3* | *25* | *10,25* | *3,25* | *5* | *8* |
| *densité (nombre d'individus par 0,1 m²)* | *1700* | *305* | *556* | *109* | *348* | *1138* | *187* | *142* |