

Utilisation des communautés d'oligochètes pour l'évaluation de la qualité biologique et du fonctionnement des cours d'eau : un bilan à partir de données genevoises (Suisse)

Régis VIVIEN¹, Michel LAFONT² et Benoit J.D. FERRARI¹

Ms. reçu le 11 décembre 2015, accepté le 12 avril 2016

Résumé

Les oligochètes sont utilisés en Suisse dans certains cantons pour évaluer la qualité biologique des cours d'eau et des lacs. L'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) permet d'évaluer la qualité des sédiments fins/sableux de cours d'eau et la méthode des Traits fonctionnels (TRF) d'évaluer la qualité des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique ainsi que de connaître la dynamique des échanges hydrologiques entre les eaux de surface et les eaux souterraines. L'IOBS a été appliqué en routine dans la région genevoise de 2008 à 2013 (92 relevés) et la méthode TRF y a été testée en 2012 et 2013. L'IOBS s'est révélé un bon bioindicateur de la qualité chimique des sédiments. Des seuils de toxicité des métaux des sédiments ont été établis et proposés. L'application de l'IOBS en complément de l'Indice biotique suisse (IBCH) a permis d'affiner les diagnostics écologiques. L'approche TRF s'est révélée d'un grand intérêt pour évaluer simultanément la qualité biologique des habitats grossiers et les échanges hydriques verticaux. L'IOBS et la méthode TRF devraient davantage être intégrés dans les programmes de surveillance de la qualité des cours d'eau. Le développement actuellement en cours de méthodes basées sur l'identification des oligochètes à l'aide de code-barres génétiques pourrait permettre de résoudre les problèmes liés à l'identification morphologique des espèces et une plus large utilisation des oligochètes comme bioindicateurs.

Mots clés : oligochètes ; bioindication ; métaux lourds ; seuils de toxicité ; sédiments fins/sableux ; matrice poreuse ; échanges hydriques verticaux ; cours d'eau

Abstract

Use of oligochaete communities for the assessment of the biological quality and the functioning of watercourses: a review of data from the Geneva area (Switzerland). – Oligochaetes are used in some cantons in Switzerland to assess the biological quality of watercourse and lake sediments. The oligochaete index of sediment bioindication (IOBS) allows to assess the quality of fine/sandy sediments of watercourses, while the Functional traits method (TRF) is dedicated to assess the quality of surficial coarse sediments and of the hyporheic zone. The TRF method also allows to know the dynamics of hydrological exchanges between surface water and groundwater. In the Geneva area, the IOBS index was applied in routine

¹ Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée (Centre Ecotox), Eawag/EPFL, EPFL-ENAC-IIE-GE, Station 2, 1015 Lausanne, Suisse.
E-mail : regis.vivien@centreecotox.ch

² Auto-entrepreneur, 173, rue du 8 mai 1945, F-69100 Villeurbanne, France

from 2008 to 2013 (92 samples) and the TRF method was tested in 2012 and 2013. The IOBS index proved to be a good bioindicator of chemical quality of the sediments. Metal toxicity thresholds in sediments were established and proposed. The implementation of the IOBS index in complement to the Swiss Biotic Index (IBCH) allowed to refine the ecological diagnostics. The TRF approach proved to be of great interest to simultaneously assess the biological quality of coarse habitats and of the vertical hydrological exchanges. The IOBS and TRF methods should be more integrated in the monitoring programs of watercourse quality. The current development of methods based on the identification of oligochaetes using genetic barcodes could allow to overcome the problems related to the morphological identification of species and a wider use of oligochaetes as bioindicators.

Keywords: oligochaetes; bioindication; heavy metals; toxicity thresholds; fine/sandy sediments; porous matrix; vertical hydrological exchanges; watercourses

1. Introduction

Une évaluation de la qualité biologique des sédiments fins/sableux basée sur l'étude des communautés d'oligochètes (indice IOBS, AFNOR 2002, Lafont *et al.* 2010) a été effectuée entre 2008 et 2013 dans la région genevoise dans le cadre d'un travail de Master (Vivien 2009; Vivien *et al.* 2011) et du programme de suivi de la qualité des cours d'eau du Service de l'écologie de l'eau de 2010 à 2013 (Vivien 2011; 2012; 2013a; 2014a; Vivien *et al.* 2014). La méthode des Traits fonctionnels TRF, constituée par l'étude des peuplements d'oligochètes colonisant la matrice poreuse (sédiments grossiers de surface et milieu hyporhéique, Lafont *et al.* 2006; 2010), a également été appliquée sur quelques stations en 2012 et 2013 (Vivien 2013b; 2014b). Le présent travail présente la synthèse de cinq ans de résultats pour démontrer la valeur des oligochètes en tant qu'indicateurs de la qualité biologique des sédiments fins/sableux et de la matrice poreuse, incluant la description de la dynamique des échanges hydrologiques entre les eaux de surface et les eaux souterraines.

2. Les sédiments fins/sableux

2.1. Problématique et méthode oligochètes

Les sédiments représentent une composante essentielle des écosystèmes fluviaux et lacustres. En effet ils jouent un rôle important pour de nombreuses espèces en tant qu'habitat ou site de ponte, représentant ainsi un milieu non négligeable de diversité biologique (Flueck *et al.* 2012, Höss *et al.* 2011). Ils assurent également des fonctions écologiques majeures dont la plupart sont indispensables au bon fonctionnement des cycles biogéochimiques. Cependant, face à l'augmentation permanente des activités anthropiques (urbanisation, industrialisation, pratiques agricoles intensives) auxquelles est associée une forte expansion des rejets de substances chimiques dans l'environnement, les sédiments peuvent également servir de récepteurs naturels pour certains contaminants qui s'y accumulent avec

le temps. Les éléments traces métalliques, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polybiphényles chlorés (PCB), ou encore les pesticides organochlorés (OC) qui ne se retrouvent qu'en concentrations traces dans l'eau, constituent des exemples de substances toxiques et hydrophobes, qui ont tendance à s'accumuler dans la phase sédimentaire. Ces substances peuvent atteindre des concentrations suffisantes pour induire des effets chroniques, subtils, sur les organismes benthiques et ainsi perturber le bon fonctionnement de l'écosystème.

Ces effets peuvent se produire non seulement à l'échelle locale, mais également à l'échelle de l'hydrosystème via le transport des sédiments et le relargage des contaminants. Par exemple, les sédiments contaminés peuvent être remobilisés lors d'épisodes de hautes eaux (Wolfram *et al.* 2012). Donc l'absence de prise en compte du compartiment sédimentaire dans le cadre des programmes de surveillance peut conduire à des conclusions trop optimistes sur la qualité des cours d'eau (Prygiel *et al.* 1999; Lafont *et al.* 2010).

Il est donc crucial que ce compartiment soit évalué à l'aide d'une approche méthodologique appropriée afin d'identifier s'il peut ou non contribuer à la dégradation d'un écosystème aquatique. Aujourd'hui, l'approche la plus utilisée en biosurveillance repose sur l'évaluation intégrée de la qualité des sédiments à partir d'une triade basée sur une approche chimique, écotoxicologique et biologique. Ce concept de base repose sur l'utilisation d'outils de laboratoire et d'observations in situ, permettant à la fois de renseigner sur l'exposition aux contaminants présents et sur les effets mesurés à différents niveaux d'organisation biologique jusqu'aux communautés (Chapman 1990; Wenning *et al.* 2005).

Parmi les outils développés dans le domaine de l'écologie, les oligochètes ont la particularité d'être de bons bioindicateurs de la qualité des sédiments (Rosso, 1995; Rosso *et al.* 1994; Prygiel *et al.* 1999; Lafont *et al.* 2010; Rodriguez & Reynoldson,

2011). Les oligochètes sont inféodés aux sédiments, se déplacent peu, et leur mode d'alimentation est principalement constitué par l'ingestion des sédiments fins (Timm & Martin 2015). Le groupe comprend un grand nombre d'espèces, allant de sensibles à très résistantes aux pollutions (Rodriguez & Reynoldson, 2011) et les oligochètes sont en règle générale abondants dans les sédiments fins/sableux (Vivien *et al.* 2014).

L'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) permet d'évaluer la qualité biologique des sédiments fins/sableux (AFNOR 2002; Prygiel *et al.* 1999; Rosso 1995) et décrit la qualité biologique en 5 classes: très bonne, bonne, moyenne, médiocre et mauvaise. Selon l'abaque de l'indice, le pourcentage du groupe des tubificidés sans soies capillaires (comprenant les sous-familles Tubificinae, Rhyacodrilinae et Phallogrilinae) indique le type dominant de pollution (métaux/PCB ou HAP, matière organique) (AFNOR 2002).

2.2. Application de l'indice IOBS dans la région genevoise

L'indice IOBS a été appliqué sur 26 cours d'eau et 40 stations, à raison d'une à quatre campagnes par station (92 relevés). Des informations sur la localisation des stations peuvent être consultées dans Vivien & Lafont (2013; 2015) et Vivien (2013b). Des analyses physicochimiques des sédiments prélevés aux mêmes emplacements et aux mêmes dates que les oligochètes ont été effectuées en parallèle. Seuls les métaux et la matière organique ont été dosés (Vivien *et al.* 2014; Vivien 2014a). L'indice biotique suisse (IBCH) a été appliqué en parallèle sur la plupart des relevés selon le guide du système modulaire gradué (OFEV 2010). L'objectif de l'étude était triple: 1) évaluer la qualité chimique et biologique des sédiments, 2) étudier les relations entre les variables oligochètes et les concentrations en polluants, 3) comparer les résultats de l'IOBS avec ceux de l'IBCH.

2.2.1. Qualité biologique des sédiments

Les sédiments des cours d'eau de la région genevoise présentent un gradient important de contaminations, les concentrations en polluants étant généralement faibles en tête de bassin versant et devenant plus élevées au niveau des zones agricoles, urbaines et industrielles. En raison des activités agricoles importantes dans la région, les concentrations des métaux et de la matière organique suivent une évolution saisonnière (concentrations plus élevées entre avril et septembre). Les données des concentrations en métaux et matière organique sont consultables dans Vivien *et al.* (2014) et Vivien (2014a).

Soixante taxons d'oligochètes présentant des degrés de sensibilité aux pollutions très variés ont été rencontrés (Vivien & Lafont, 2013; 2015; Vivien 2013b). La qualité biologique des sédiments présente un contraste important entre les stations. Toutes les classes de qualité sont bien représentées (Vivien *et al.* 2014; Vivien 2014a). Les classes bonnes et très bonnes sont rencontrées au niveau de stations peu ou pas impactées par les activités humaines alors que, dans les zones agricoles, urbaines et industrielles, la qualité décrite par les oligochètes est presque systématiquement moyenne, médiocre ou mauvaise. La qualité biologique des sédiments est souvent meilleure en hiver qu'en été en raison de la réduction des débits et de l'augmentation des apports en polluants en été.

A titre de comparaison, notons que la qualité chimique et biologique des sédiments est globalement meilleure dans la région genevoise que par exemple dans le bassin Artois-Picardie (France), fortement impacté par les activités industrielles et agricoles passées et actuelles (Vivien *et al.* 2014).

2.2.2. Relations entre contamination des sédiments et variables oligochètes; mise en évidence de seuils de toxicité des métaux

Sur le total des relevés, on dénombre une grande majorité de concordances entre les résultats de l'IOBS et ceux de la chimie des sédiments (Vivien *et al.* 2014; Vivien 2014a). Les principales hypothèses avancées pour expliquer les discordances entre les résultats des oligochètes et ceux de la chimie des sédiments sont 1) la forme sous laquelle les métaux se trouvent (biodisponibles ou complexés), 2) la présence de polluants non mesurés, 3) les interactions entre polluants et 4) l'intermittence des pollutions.

Les relations entre la pollution métallique du sédiment total et les indicateurs oligochètes ont été étudiées sur les données de 2008 à 2012 (76 données) (Vivien *et al.* 2014). Les indices de contamination métallique PEC-Q et TEC-Q ont été testés. Ces indices sont exprimés par la somme des rapports entre la concentration de chaque métal (Cr, Zn, Cu, Ni, Pb, Cd, As et Hg) dans le sédiment total et le PEC (probable effect concentration) ou le TEC (threshold effect concentration) du métal, le tout divisé par le nombre de métaux considérés N:

$$PEC-Q_j = \left[\sum_{i=1}^n \frac{[M^{Zt}]_j}{PEC} \right] / N \quad TEC-Q_j = \left[\sum_{i=1}^n \frac{[M^{Zt}]_j}{TEC} \right] / N$$

La corrélation entre l'indice IOBS et le PEC-Q / TEC-Q (Fig. 1) s'avère négative et très significative et celle entre le pourcentage de tubificidés sans soies capillaires et le PEC-Q / TEC-Q positive et très significative. Deux seuils de toxicité sont mis

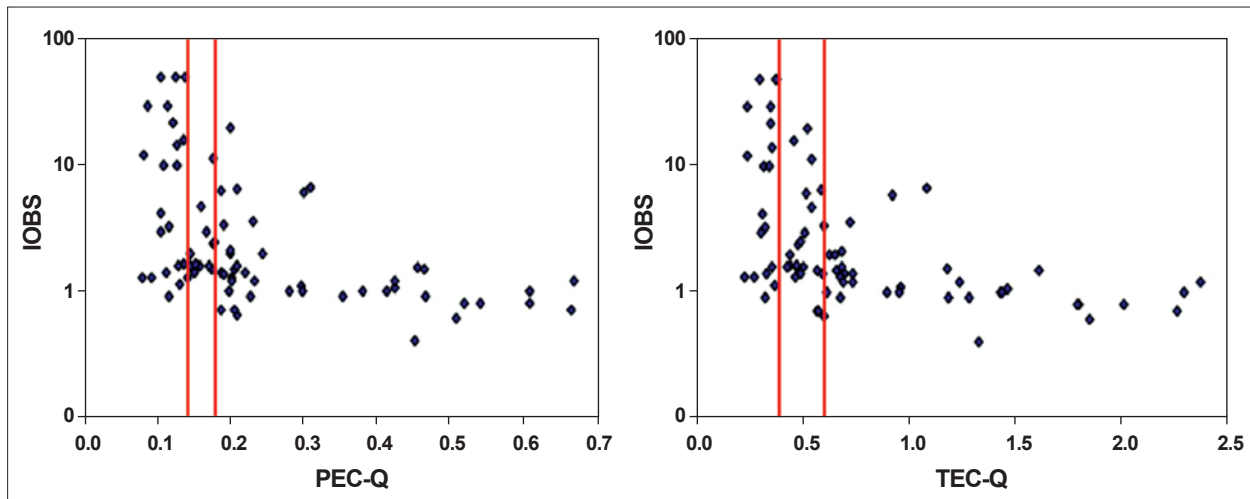


Fig. 1. Relation entre l'indice IOBS et l'indice de contamination PEC-Q (gauche) et TEC-Q (droite). Les seuils de toxicité 1 et 2 sont indiqués en rouge (d'après Vivien et al. 2014).

en évidence, au-delà desquels les effets des métaux sont perceptibles sur les peuplements d'oligochètes : un premier seuil (seuil 1) au-delà duquel une toxicité est possible et un second (seuil 2) au-delà duquel la toxicité des métaux est probable (seuil 1 : PEC-Q = 0.14 et TEC-Q = 0.4 ; seuil 2 : PEC-Q = 0.18 et TEC-Q = 0.6) (Fig. 1).

Ces indices PEC-Q et TEC-Q (n'incluant que les métaux) ont été appliqués sur les données d'une étude similaire traitant des relations entre contamination des sédiments et variables oligochètes (bassin Artois-Picardie, Prygiel *et al.* 1999). Des seuils identiques ou très proches de ceux mis en évidence dans la région genevoise y ont été observés (Vivien *et al.* 2014).

2.2.3. Comparaison IOBS – IBCH

L'IBCH décrit la qualité biologique générale d'une station donnée, reflète des interactions globales entre les facteurs chimiques (apports organiques et toxiques), physiques, hydrologiques et écomorphologiques. Cette méthode ne permet pas de connaître la nature exacte de ces interactions ni l'effet spécifique des polluants chimiques. L'IBCH, équivalent de l'indice français Indice biologique global normalisé IBGN, a été calibré sur la polluorésistance des groupes indicateurs à la pollution organique de l'eau (Gay 2000). Il n'a donc pas été prévu pour évaluer l'effet des substances toxiques, sauf dans les cas extrêmes de toxicité, et décrit principalement l'effet de pollutions organiques (OFEV 2010). Il y a une différence de sensibilité/résistance des groupes indicateurs aux métaux et à la matière organique (Gay 2000), ainsi que des variations de sensibilité aux métaux entre les espèces d'une même famille (Slooff 1983 ; Courtney & Clements 2002).

L'indice IOBS décrit la qualité biologique des seuls sédiments fins/sableux. Il permet aussi de cibler l'effet spécifique des polluants organiques et toxiques présents dans les sédiments, tout en donnant des indications relativement précises sur les phénomènes complexes de biodisponibilité des micropolluants, notamment les métaux lourds. En outre, il constitue un signal d'alarme sur le stockage des polluants dans les sédiments, stockage que l'IBCH, par essence, ne peut pas décrire.

L'IOBS et l'IBCH ont été appliqués sur les mêmes stations et aux mêmes périodes sur 59 relevés (Vivien 2011 ; 2012 ; 2013a ; 2014a). 35 concordances et 24 discordances entre les deux indices ont été observées (Tableau 1). Les légères discordances qualité moyenne – qualité médiocre ou bonne qualité – très bonne qualité ont été considérées ici comme des concordances. Sur ces 24 discordances, l'IOBS est plus optimiste sur 10 relevés et plus pessimiste sur 14 relevés.

La confrontation des résultats des deux indices a permis d'apporter des informations sur le type de perturbation des milieux :

- 1. Lorsque l'IOBS et l'IBCH indiquent une détérioration, une pollution chimique est fortement suspectée
- 2. Dans les cas d'un diagnostic de l'IOBS plus pessimiste, la présence d'une pollution stockée au niveau des sédiments et/ou intermittente est révélée
- 3. Dans les cas d'un diagnostic de l'IOBS plus optimiste, l'influence prédominante de facteurs autres que la pollution est mise en évidence, notamment les facteurs physiques et écomorphologiques

Table 1. Résultats de l'IOBS et de l'IBCH de 2010 à 2013; en bleu: très bonne qualité biologique; en vert: bonne qualité; en jaune: qualité moyenne; en orange: qualité médiocre; en rouge: mauvaise qualité.

Cours d'eau	Station	Mois	Année	IOBS	IBCH	Cours d'eau	Station	Mois	Année	IOBS	IBCH
Aire	Thérrens	juin	2010	10	10	Lion	embouchure	mars	2011	3,3	14
Aire	pont de Certoux	septembre	2010	3,4	7	Charmilles		septembre	2011	1,3	16
Aire	pont du Centenaire	mars	2010	0,7	15	Laire		mars	2011	1,2	6
Aire	aval Ziplo	septembre	2010	0,9	6	Laire	Rougemont	septembre	2011	0,8	8
Grand-Nant	amont Malchamps	mars	2010	1,3	16	Laire	Moulin-de-la-Grave	mai - juin	2012	2	14
Nant de la Folle	amont Grand Nant	septembre	2010	1,4	8	Laire		octobre	2012	20	15
Ternier	amont St Julien	mars	2010	1,4	15	Merley	embouchure	mai - juin	2012	2,5	14
Lissole	amont Busage	septembre	2010	1,5	10	Moulin-de-la-Ratte		octobre	2012	0,7	16
Voiret	embouchure	juin-juillet	2010	100	17			mai - juin	2012	2,3	13
Drize	Clef-amont Tate	mars	2010	22	15			octobre	2012	1,6	18
Drize	Evordes	mars	2010	12,1	10			mai - juin	2012	0,9	6
Drize	Grange-Collomb	septembre	2010	1,3	10			octobre	2012	0,4	9
Bistoquette	Pré-de-l'œuf	septembre	2010	16	14			mai - juin	2012	6	8
Allondon	Grand-Pré	mai	2010	6,7	6			octobre	2012	1,0	13
Allondon	Fabry	mars	2010	4,8	5			mai - juin	2012	14,4	11
Allondon	embouchure	septembre	2010	1,4	5			mai - juin	2012	1,2	7
		mars	2010	6,5	16			octobre	2012	2,1	6
		septembre	2010	2	11			octobre	2012	1,0	6
		mars	2010	3	15			mars - avril	2013	4,1	8
		septembre	2010	3,6	13			juin	2013	1,9	8
		mars	2010	1,2	9			octobre	2013	2,2	9
		septembre	2010	1,5	7			mars - avril	2013	5,8	8
		mars	2010	11,4	9			juin	2013	1,5	7
		septembre	2010	1,6	8			octobre	2013	2,5	8
		mars	2011	0,9	17			juin	2013	2,1	9
		septembre	2011	0,9	14			octobre	2013	1,0	9
		mars	2011	3	14			mars	2013	1,5	7
		septembre	2011	1	14			juin	2013	0,9	7
		mars	2011	30	17			octobre	2013	1,6	6
		septembre	2011	6,2	17						

Les exemples suivants illustrent chacun des trois cas décrits :

- 1. à la station aval route de Chancy (Merley), l'IBCH indiquait en 2006 une qualité biologique médiocre, résultat discordant avec la chimie de l'eau (bonne qualité). L'application de l'IOBS en 2008 et 2012 à cette station a permis de confirmer la présence d'une pollution de type chimique (qualité médiocre). De plus, des concentrations élevées de plusieurs métaux (dont le Cr) ont été mesurées dans les sédiments. En 2012, des concentrations élevées de Cr, Zn et Cu ont été mesurées dans l'eau. Cette pollution métallique était certainement présente en 2006 mais les prélèvements ponctuels de l'eau n'avaient pas permis de la détecter.
- 2. en 2011 à la station Grand Pré de l'Allondon, l'IOBS indiquait une mauvaise qualité des sédiments alors que l'IBCH indiquait une très bonne qualité du milieu. Cette station se situe juste en aval de l'ancienne STEP de Saint Genis, supprimée en 2010. Une pollution était donc toujours présente au niveau des sédiments fins/sableux. La rareté des épisodes de hautes eaux / crues depuis la suppression de la STEP expliquerait la permanence de ce stockage.
- 3. à la station Thérans de l'Aire en 2011, l'IOBS était plus optimiste que l'IBCH en juin et en septembre. L'influence de la diversité et de la qualité des habitats ainsi que des perturbations physiques pouvaient expliquer cette discordance. Cette station présentait une diversité d'habitats plutôt faible, des sédiments grossiers colmatés et était sujette à des variations importantes de débit.

■ 3. La matrice poreuse (sédiments grossiers superficiels et milieu hyporhéique)

3.1. Problématique générale

L'intégrité écologique des systèmes fluviaux est souvent menacée par les activités humaines : par la réduction de la connexion entre les eaux de surface et les eaux souterraines, par la modification des processus d'échanges hydrologiques et par la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines (Lafont *et al.* 1996 ; Brunke & Gonser 1997 ; Hancock 2002 ; Datry *et al.* 2008). La dimension verticale du cours d'eau est représentée par la zone à l'interface cours d'eau - nappe, dite hyporhéique. La zone hyporhéique constitue «l'ensemble des sédiments saturés en eau, situés

au-dessous et à côté de la rivière, contenant une certaine proportion d'eau de surface» (Datry *et al.* 2008).

Les polluants peuvent s'accumuler dans les interstices des sédiments grossiers superficiels et dans le milieu hyporhéique et s'y maintenir (Lafont *et al.* 2010). Les polluants stockés dans ces milieux peuvent être remobilisés vers la colonne d'eau ou les eaux souterraines, par exemple lors d'épisodes de hautes eaux. Le courant, s'il est suffisamment important, permet un nettoyage régulier de la surface du lit (Vivier 2006). Les échanges actifs entre les eaux de surface, l'hyporhéos et les eaux souterraines (infiltrations et exfiltrations) participent également à l'autoépuration des milieux (Brunke & Gonser 1997 ; Hancock 2002 ; Lafont *et al.* 2010). Le milieu hyporhéique joue le rôle de filtre biologique, physique et chimique de l'eau qui la traverse (Hancock 2002 ; Datry *et al.* 2008). Les exfiltrations de la nappe permettent, dans le cas où les eaux souterraines sont de meilleure qualité que les eaux superficielles, d'améliorer la qualité des sédiments et des eaux de surface (Lafont & Vivier 2006 ; Poulard *et al.* 2010).

Le colmatage du lit a pour effet, entre autres, de réduire ou empêcher les échanges hydrologiques entre la surface et le milieu souterrain, d'inhiber l'activité de la faune et des microorganismes aérobies et de modifier la structure des assemblages d'invertébrés benthiques et hyporhéiques (Hancock 2002 ; Datry *et al.* 2008). Le phénomène de colmatage minéral du lit est dû à l'apport de sédiments fins vers les cours d'eau (Gayraud *et al.* 2002). Celui-ci est en grande partie lié aux activités humaines (urbanisation, agriculture, mauvaise gestion des berges, fonctionnement et entretien des barrages, etc.) (Gayraud *et al.* 2002 ; Datry *et al.* 2008). Dans le cas d'un colmatage minéral des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique, ces milieux deviennent très vulnérables aux pollutions chimiques des eaux de surface (pollutions toxiques et organiques) (Vivier 2006 ; Lafont *et al.* 2010). Les matières organiques et toxiques se fixent sur les particules minérales et la matière organique enrobant ces particules. Cette fixation aboutit souvent à la formation de boues polluées (Vivier 2006).

Les phénomènes d'infiltrations se produisent notamment lors d'apports excessifs d'eau de surface, liés à des crues violentes favorisées par l'imperméabilisation des bassins versants, ou lors d'écluses de barrages ou de rejets de déversoirs d'orage. Les infiltrations rendent le milieu hyporhéique et les eaux souterraines vulnérables aux pollutions des eaux de surface (Lafont *et al.* 2006). De plus, un flux rapide

de l'eau de surface à travers le milieu hyporhéique réduit l'efficacité du filtre de ce dernier (Hancock 2002).

3.2. Méthode des Traits fonctionnels

Les oligochètes sont très présents dans les interstices des sédiments grossiers et du milieu hyporhéique (matrice poreuse), ainsi que dans les eaux souterraines. Certains taxons d'oligochètes sont caractéristiques des eaux souterraines et leur présence dans le milieu hyporhéique et/ou les sédiments de surface indiquent une exfiltration de la nappe. Inversement, la présence d'espèces superficielles dans le milieu hyporhéique traduit l'existence de dynamiques d'infiltration (Lafont & Vivier 2006).

La méthode des traits fonctionnels (TRF) permet d'évaluer la qualité biologique de la matrice poreuse, qui est la résultante, non des dynamiques d'échanges ou des apports physico-chimiques, mais des interactions entre ces deux grands facteurs (Vivier 2006; Lafont & Vivier 2006; Lafont *et al.* 2010; Schmitt *et al.* 2011). Il s'agit donc d'une méthodologie orientée, dès son origine, vers une meilleure appréhension du fonctionnement des écosystèmes d'eau courante, indispensable dans le contexte d'une écologie de la restauration.

Les espèces/taxons d'oligochètes sont classés en 5 groupes ou traits fonctionnels (TRF) (Lafont & Vivier 2006; Vivier 2006; Lafont *et al.* 2010): le TRF1 regroupe les taxons décrivant l'existence d'échanges hydrologiques actifs entre les eaux souterraines et les eaux superficielles; les TRF2, TRFi, TRF3 rassemblent, respectivement, les taxons sensibles, moyennement résistants et résistants aux pollutions; le TRF4 regroupe les taxons indiquant la présence de boues polluées dans les interstices sédimentaires et rassemble donc des taxons très résistants aux pollutions. Les pourcentages de ces 5 TRF (pourcentages calculés par rapport au nombre total d'individus) sont utilisés pour déterminer, au niveau de chaque milieu (sédiments superficiels et milieu hyporhéique), le sens des échanges hydrologiques (infiltrations/exfiltrations) et la qualité biologique (Vivier 2006; Lafont & Vivier 2006; Lafont *et al.* 2010; Vivien *et al.* 2013b).

3.3. Application des Traits fonctionnels dans la région genevoise

Les peuplements d'oligochètes des sédiments grossiers de surface et du milieu hyporhéique ont été étudiés dans la région genevoise au niveau d'une

station de l'Allondon (embouchure) en 2012 (une seule campagne) et de deux stations de la Seymaz (De Haller et Claparède) en 2013 (deux campagnes, mars et septembre). Des informations sur la localisation de ces trois stations sont consultables dans Vivien & Lafont (2013; 2015). Cette étude pionnière pour la région avait pour but, en plus de connaître la qualité biologique spécifique des sédiments grossiers et du milieu hyporhéique, d'évaluer la capacité d'autoépuration des milieux et la vulnérabilité des eaux souterraines à d'éventuelles pollutions des eaux de surface.

3.3.1. Caractéristiques des sites étudiés

Le secteur de l'embouchure de l'Allondon est peu impacté par les activités humaines (bonne qualité de l'eau (SECOE 2011) et présente une écomorphologie naturelle. Des exfiltrations de la nappe y ont été mises en évidence par le passé au moyen de méthodes hydrologiques (Hottinger 1998). Dans le secteur étudié de la Seymaz, les perturbations hydrologiques sont connues: les crues sont soudaines, fréquentes et intenses (bassin versant très imperméabilisé). De plus, les pollutions de l'eau (principalement d'origine agricole et urbaine) sont significatives et chroniques. Une partie du réseau d'assainissement de la Seymaz est en mode unitaire et la partie aval compte de nombreux déversoirs d'orage (SECOE 2013).

3.3.2. Résultats

Dans cette étude, 37 taxons caractéristiques des sédiments superficiels (24 taxons) ou des eaux souterraines (13 taxons) ont été rencontrés (Vivien 2013b; 2014b).

Dans l'Allondon (embouchure), les résultats des peuplements d'oligochètes montrent la présence d'une exfiltration de la nappe (Vivien 2013b). Les échanges entre les eaux souterraines et le milieu hyporhéiques sont très actifs (nette dominance des espèces du groupe TRF1 dans le milieu hyporhéique) alors que ceux entre subsurface et eaux de surface le sont moins. Les taxons présents indiquent une absence de pollution dans le milieu hyporhéique (absence des espèces de TRFi, TRF3 et TRF4) et une pollution moyenne en surface (dominance du groupe TRFi).

Dans la Seymaz, les résultats obtenus en mars sont similaires entre les deux stations étudiées (Vivien 2014b): forte infiltration des eaux de surface (dominance des espèces des groupes TRF3 et TRF4 dans le milieu hyporhéique), présence de boues polluées dans le milieu hyporhéique (dominance de TRF4 dans le milieu hyporhéique) et pollution de type dissoute au niveau des sédiments de surface (dominance du TRF3 en surface) (Tableau 2, Fig.

Table 2. Pourcentages des traits fonctionnels dans la Seymaz (campagnes de mars et septembre).

	De Haller				Claparède			
	Milieu hyporhéique		Sédiments de surface		Milieu hyporhéique		Sédiments de surface	
	Mars	Septembre	Mars	Septembre	Mars	Septembre	Mars	Septembre
TRF 1	11	8	6	26	29	86	4	79
TRF 2	1	1	1	1	0	32	1	67
TRF 3	67	0	63	3	37	20	94	10
TRF 4	18	92	0	49	41	6	2	6
TRF i	7	0	32	23	1	6	2	6

2). Le courant empêche probablement la présence de boues en surface. En septembre, le diagnostic entre les deux stations est très différent (Vivien 2014b) : à De Haller, les peuplements d'oligochètes indiquent la présence de boues polluées à la fois en surface et dans le milieu hyporhéique (dominance de TRF4 dans les deux milieux) et des infiltrations dominantes des eaux de surface (Tableau 2, Fig. 2). Le courant est probablement trop faible pour assurer un nettoyage en surface. Un colmatage de ces milieux peut être suspecté. A Claparède, les résultats montrent une forte exfiltration de la nappe et une faible pollution en surface et dans le milieu hyporhéique (dominance des TRF1 et 2 dans les deux milieux). L'exfiltration de la nappe permet clairement une autoépuration du milieu. L'alternance marquée d'infiltrations/exfiltrations à Claparède rend les eaux souterraines moins vulnérables aux pollutions des eaux de surface à cette station qu'à De Haller.

4. Discussion, conclusion

Les méthodes oligochètes (IOBS et TRF) sont encore peu intégrées dans les programmes de surveillance de la qualité des cours d'eau. Le haut niveau d'expertise que requiert l'identification des espèces peut restreindre leur application à large échelle. Mais ce niveau d'expertise n'est pas plus élevé que celui que requiert l'identification des espèces de diatomées ou d'insectes aquatiques.

De plus, l'approche morphologique d'identification ne permet pas de déterminer la totalité des espèces présentes dans un échantillon, ce qui affecte la précision des résultats. La plupart des espèces de la sous-famille Tubificinae et des familles Lumbriculidae et Enchytraeidae ne peuvent être identifiées à l'état immature et le pourcentage dans les échantillons de spécimens non identifiables à l'état immature est souvent élevé. De plus, l'identification de certains Lumbriculidae nécessite la pratique de dissections, non réalisable en routine.

Dans ce contexte, le développement d'un indice basé sur l'identification des oligochètes à l'aide de code-barres génétiques permettrait de résoudre

les problèmes liés à l'identification des espèces et une plus large utilisation des oligochètes comme bioindicateurs (Vivien *et al.* 2015). En Suisse, une base de données des séquences du code-barres cytochrome c oxydase I (COI) a été initiée pour les oligochètes aquatiques (Vivien *et al.* 2015). De plus, l'approche Next-generation sequencing (séquençage à haut débit) y a été testée sur des échantillons composés de spécimens triés (Vivien *et al.* 2016).

Cependant, malgré la relative imprécision des résultats liée aux difficultés taxonomiques, les méthodes oligochètes classiques permettent d'apporter un diagnostic écologique fiable et sont donc complètement opérationnelles. Elles servent d'ailleurs de point de comparaison pour le développement des indices génétiques.

L'IOBS peut remplacer l'IBCH dans le cas de cours d'eau ou station envahi(e) par les sédiments fins/sableux. Il apporte de plus des informations sur le type de perturbation responsable des altérations de la biodiversité. Cet outil de bioindication peut également être utilisé dans le domaine de l'écotoxicologie des sédiments pour déterminer des seuils de toxicité de polluants in situ.

En outre, les indices macroinvertébrés classiques ne sont pas adaptés aux milieux aquatiques très anthropisés, les Highly Modified Water Bodies (HMWB), c'est-à-dire les milieux aquatiques physiquement très anthropisés, dont les habitats primitifs sont très ou totalement artificialisés ou inexistantes. Il s'agit par exemple des cours d'eau urbains ou périurbains, des zones de dépôts sédimentaires fins dans les queues de retenues artificielles ou des cours d'eau aménagés pour lutter contre les crues. Il y a là une opportunité réelle pour développer les méthodologies oligochètes, très adaptées à l'étude de ce type de milieu (Lafont *et al.* 2006; 2010; Poulard *et al.* 2010).

La méthode des Traits fonctionnels peut remplacer l'IBCH dans le cas des stations à écomorphologie non ou peu diversifiée, où la matrice poreuse représente l'essentiel des habitats, et l'IOBS dans des secteurs pauvres en sédiments fins/sableux. En appui

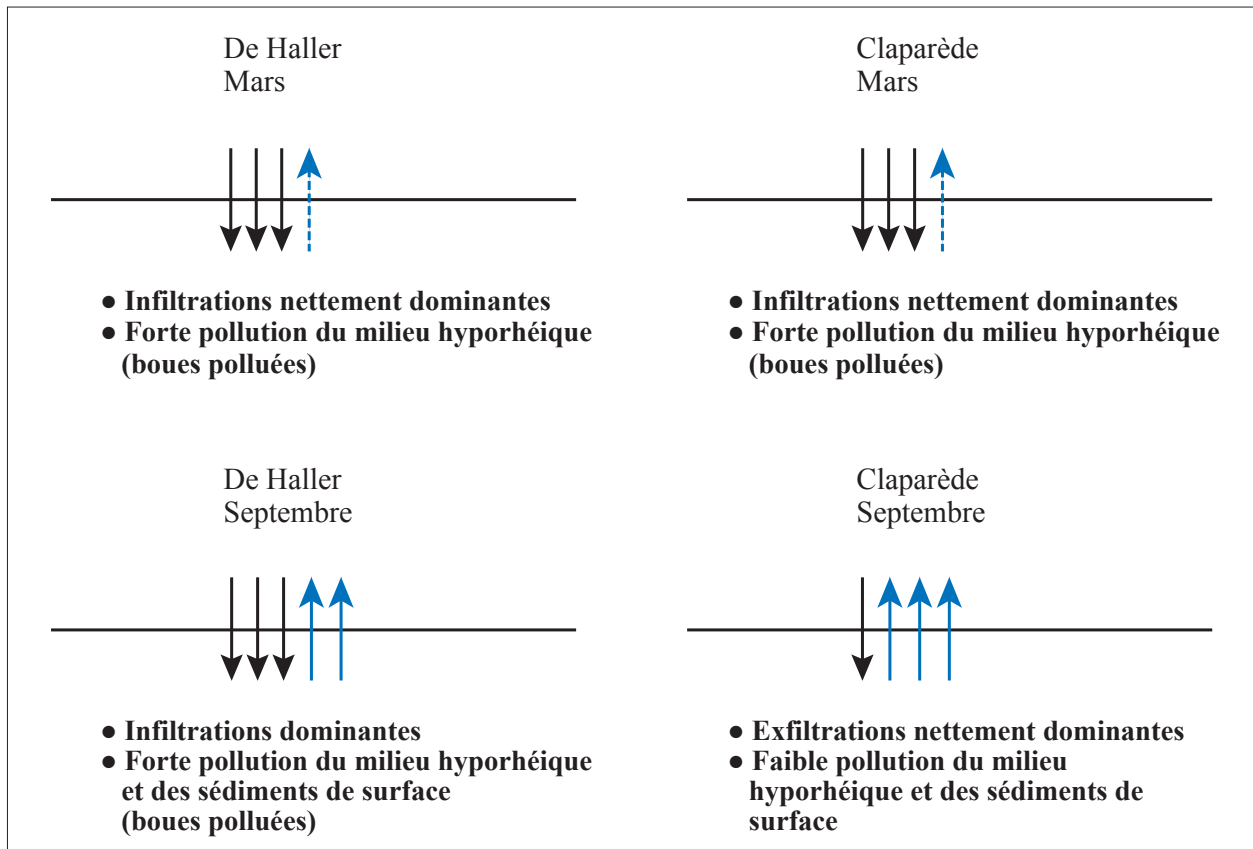


Fig. 2. Résumé des échanges hydrologiques entre la surface et le milieu hyporhéique et de l'état de pollution des deux milieux dans la Seymaz (stations De Haller et Claparède).

des autres indices biologiques, les TRF permettent d'évaluer l'importance pour la biodiversité des interactions entre la dynamique des échanges hydriques eaux superficielles/eaux souterraines et les apports (organiques et minéraux). En effet, Hynes (1983) soulignait déjà l'erreur de ne pas prendre en considération la dimension verticale dans les cours d'eau, la prise en compte des seuls habitats de surface étant considérée par cet auteur comme une réduction drastique de l'information écologique. Plus récemment, Boulton (2000) soutenait également l'idée d'examiner simultanément les sédiments superficiels et le milieu hyporhéique.

La dimension verticale des cours d'eau devrait effectivement être prise en compte. Une alternance d'échanges hydrologiques permet une autoépuration du milieu alors qu'une dominance des dynamiques d'infiltrations peut entraîner une contamination des eaux souterraines et hyporhéiques lorsque les eaux de surface sont polluées (Lafont *et al.* 2010). Les actions visant à limiter les rejets polluants devraient s'accompagner de mesures visant à rétablir ou maintenir les dynamiques d'alternance d'échanges hydrologiques (maintien ou élévation du niveau de la nappe, réduction des risques de colmatage du milieu).

L'examen des concordances et discordances entre l'IOBS et l'IBCH a permis des avancées sur la connaissance de la qualité et du fonctionnement des milieux. Plus généralement, la confrontation entre résultats de méthodologies donnant des informations complémentaires reste à notre avis l'approche la plus sûre, la méthode apte à tout expliquer n'existant pas.

Le suivi de la qualité biologique des compartiments de stockage des polluants (sédiments fins et matrice poreuse) et des échanges hydriques verticaux devrait être inclus dans les programmes de surveillance des cours d'eau, notamment lorsque l'on souhaite restaurer ou réhabiliter un milieu. Les actions de réhabilitation ou de restauration devraient s'appuyer sur des méthodologies aptes à évaluer la qualité spécifique des compartiments les plus vulnérables aux pollutions, pour s'assurer que les mesures prises sont efficaces.

5. Perspectives

Dans le cadre d'un projet d'élaboration de recommandations pour l'évaluation de la qualité des sédiments développé en Suisse, l'IOBS et la méthode TRF continueront à être appliqués et testés.

Avant de pouvoir être proposés comme critères de qualité au niveau suisse, les seuils de toxicité des métaux établis et proposés seront vérifiés sur des échantillons prélevés dans d'autres cantons. Les polluants organiques PCB et HAP seront également dosés et les relations entre l'IOBS et le PEC-Q comprenant les métaux, PCB et HAP seront étudiées.

Afin de valider la pertinence des seuils de toxicité établis sur la base de l'étude des peuplements d'oligochètes in situ, d'autres approches seront appliquées en parallèle, telles que le NemaSpear (Höss *et al.* 2011). Des approches de type PICT (Pollution-induced community tolerance; Blanck 2002) pourront également être adaptées.

En Suisse, un indice oligochètes basé sur l'identification des espèces à l'aide de code-barres génétiques est également en cours de développement. La base de données des séquences COI initiée est complétée et l'approche NGS est testée sur des échantillons composés de sédiments bruts et de spécimens triés. Cet indice sera mis au point en confrontant les résultats de l'approche génétique à ceux de l'approche morphologique ainsi qu'aux données physicochimiques du milieu. Soulignons que la consolidation des méthodes oligochètes classiques sera essentielle pour pouvoir tester et calibrer au mieux les futurs indices génétiques.

■ Remerciements

Ce travail est basé sur des résultats obtenus dans le cadre d'un stage et de mandats d'étude financés par le Service de l'écologie de l'eau (Etat de Genève). Le premier auteur remercie Jean Perfetta et Arielle Cordonier pour leur appui scientifique et Vincent Ebener pour son assistance sur le terrain.

Bibliographie

- **AFNOR**. 2002. Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) NF T 90-390. France : 11 p. + annexes
- **BLANCK H**. 2002. A critical review of procedures and approaches used for assessing pollution-induced community tolerance (PICT) in biotic communities. *Human Ecological Risk Assessment*, 8 : 1003-1034.
- **BOULTON AJ**. 2000. River ecosystem health down under : assessing ecological conditions in riverine groundwater zones in Australia. *Ecosystem Health*, 6 : 108-118.
- **BRUNKE M, GONZER T**. 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37 : 1-33.
- **CHAPMAN PM**. 1990. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *The Science of the total environment*, 97/98 : 815-825.
- **COURTNEY LA, CLEMENTS WH**. 2002. Assessing the influence of water and substratum quality on benthic macroinvertebrate communities in a metal-polluted stream : an experimental approach. *Freshwater Biology*, 47 : 1766-1778.
- **DATRY T, DOLE-OLIVIER MJ, MARMONIER P, CLARET C, PERRIN JF, LAFONT M, BREIL P**. 2008. La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Ingénieries*, 54 : 3-18.
- **FLUECK R, DE ALENCASTRO LT, ROSSI L, FERRARI BT, SANTIAGO S, WERNER I, CHÈVRE N**. 2012. Surveillance de la qualité des sédiments – Etat actuel des méthodes disponibles et mise en place de recommandations. *Aqua & Gaz*, 4 : 18-22.
- **GAY C**. 2000. Indice biologique global normalisé IBGN NF-T90-350, Guide technique, Les études des agences de l'eau no 00, Agences de l'eau (2^e éd.) : 36 pp.
- **GAYRAUD S, HÉROUIN E, PHILIPPE M**. 2002. Le colmatage minéral du lit des cours d'eau : revue bibliographique des mécanismes et des conséquences sur les habitats et les peuplements de macroinvertébrés. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture*, 365/366 : 339-355.
- **HANCOCK PJ**. 2002. Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management*, 29 : 763-781.
- **HÖSS S, CLAUS E, VON DER OHE P, BRINKE M, GÜDE H, HEININGER P, TRAUNSPURGER W**. 2011. Nematode species at risk – a metric to assess pollution in soft sediments of freshwaters. *Environment International*, 37 : 940-949.
- **HOTTINGER M**. 1998. Etude hydrogéologique de la nappe alluviale de l'Allondon genevoise. *Diplôme post-grade en hydrogéologie, Centre d'hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel (CHYN), Suisse* : 122 pp.
- **HYNES HBN**. 1983. Groundwater and stream ecology. *Hydrobiologia*, 100 : 93-99.
- **LAFONT M, CAMUS JC, ROSSO A**. 1996. Superficial and hyporheic oligochaete communities as descriptors of pollution and water exchanges in the River Moselle system (France). *Hydrobiologia*, 334 : 147-155.
- **LAFONT M, VIVIER A**. 2006. Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments : their importance for understanding of ecological functioning of watercourses. *Hydrobiologia*, 564 : 171-181.
- **LAFONT M, VIVIER A, NOGUEIRA S, NAMOUR P, BREIL P**. 2006. Surface and hyporheic oligochaete assemblages in a French suburban stream. *Hydrobiologia*, 564 : 183-193.
- **LAFONT M, JÉZEQUEL C, VIVIER A, BREIL P, SCHMITT L, BERNOUD S**. 2010. Refinement of biomonitoring of urban water courses by combining descriptive and ecohydrological approaches. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 10 : 3-11.
- **OFEV**. 2010. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse : Macrozoobenthos - niveau R IBCH. Version provisoire mars 2010, 32 pp. + annexes. Office fédéral de l'environnement, Berne
- **POULARD C, LAFONT M, LENAR-MATYAS A, ŁAPUSZEK M**. 2010. Flood mitigation designs with respect to river ecosystem functions – a problem oriented conceptual approach. *Ecological Engineering*, 36(1) : 69-77.
- **PRYGIEL J, ROSSO-DARMET A, LAFONT M, LESNIAK C, OUDANE B**. 1999. Use of oligochaete communities for assessment of ecotoxicological risk in fine sediment of rivers and canals of the Artois-Picardie water basin (France). *Hydrobiologia*, 410 : 25-37.
- **RODRIGUEZ P, REYNOLDSON TB**. 2011. *The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes*, Ed. Springer Science+Business Media : 224 pp. + annexes
- **ROSSO A**. 1995. Description de l'impact des micropolluants sur les peuplements d'Oligochètes des sédiments de cours d'eau du bassin versant de l'Ill (Alsace). Elaboration d'une méthode biologique de diagnostic de l'incidence des micropolluants. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard, Lyon I, France : 176 pp. + annexes
- **ROSSO A, LAFONT M, EXINGER A**. 1994. Impact of heavy metals on benthic oligochaete communities in the River Ill and its tributaries. *Water, Science and Technology*, 29 : 241-248.
- **SCHMITT L, LAFONT M, TRÉMOLIÈRES M, JEZEQUEL C, VIVIER A, BREIL P, NAMOUR P, VALIN K, VALETTE L**. 2011. Using hydro-geomorphological typologies in functional ecology : Preliminary results in contrasted hydrosystems. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36 : 539-548.
- **SECOE**. 2011. L'Allondon et ses affluents, Etat 2011 et évolution depuis 1995, Département de l'intérieur et de la mobilité, Direction générale de l'eau, Genève : 72 pp. + annexes
- **SECOE**. 2013. La Seymaz et ses affluents, Etat 2013 et évolution depuis 2001, Département de l'intérieur et de la mobilité, Direction générale de l'eau, Genève : 67 pp. + annexes
- **SLOOF W**. 1983. Benthic macroinvertebrates and water quality assessment : some toxicological considerations. *Aquatic Toxicology*, 4 : 73-82.

- **TIMM T, MARTIN PJ.** 2015. Clitellata : Oligochaeta. *In*: Thorp J., Rogers D.C. (eds.), Ecology and General Biology. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Academic Press, pp 529-549.
- **VIVIEN R.** 2009. Bioindication de la qualité des sédiments de cours d'eau genevois par les oligochètes, mémoire de Master en sciences naturelles de l'environnement, Université de Genève, Suisse.
- **VIVIEN R.** 2011. Application de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) aux bassins versants de l'Aire et de la Drize, Service de l'écologie de l'eau, Département de l'intérieur et de la mobilité, Genève, Suisse.
- **VIVIEN R., LAFONT M. & PERFETTA J.** 2011. Proposition d'un seuil de toxicité des métaux lourds des sédiments mis en évidence par les vers oligochètes dans quelques cours d'eau. Bulletin de la société vaudoise des sciences naturelles, 92 : 153-164.
- **VIVIEN R.** 2012. Application de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) sur l'Allondon, le Lion, le Charmilles et le nant des Crues, Service de l'écologie de l'eau, Département de l'intérieur et de la mobilité, Genève, Suisse.
- **VIVIEN R.** 2013a. Evaluation de la qualité biologique et physicochimique des sédiments des cours d'eau du secteur Laire-Champagne - campagne 2012, Service de l'écologie de l'eau, Département de l'intérieur et de la mobilité, Genève, Suisse.
- **VIVIEN R.** 2013b. Note sur la diversité des oligochètes aquatiques dans la région genevoise (Suisse). Revue suisse de Zoologie, 120 : 415-420.
- **VIVIEN R, LAFONT M.** 2013. Diversité des oligochètes aquatiques dans la région genevoise (Suisse). Revue suisse de Zoologie, 120 : 161-173.
- **VIVIEN R.** 2014a. Evaluation de la qualité biologique et physicochimique des sédiments de la Seymaz, de l'Hermance, du Rouelbeau et de l'Abbaye de Presinge. *Service de l'écologie de l'eau, Département de l'intérieur et de la mobilité, Genève, Suisse*
- **VIVIEN R.** 2014b. Etude des peuplements d'oligochètes des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique de la Seymaz. *Service de l'écologie de l'eau, Département de l'intérieur et de la mobilité, Genève, Suisse*
- **VIVIEN R, TIXIER G, LAFONT M.** 2014. Use of oligochaete communities for assessing the quality of sediments in watercourses of the Geneva area and Artois-Picardie basin (France): proposition of heavy metal toxicity thresholds. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 14: 142-151.
- **VIVIEN R, LAFONT M.** 2015. Note faunistique sur les oligochètes aquatiques de la région genevoise et de Suisse. *Revue suisse de Zoologie*, 122: 207-2012.
- **VIVIEN R, WYLER S, LAFONT M, PAWLOWSKI J.** 2015. Molecular barcoding of aquatic oligochaetes : implications for biomonitoring. *PloS One*, 10(4) : e0125485. doi:10.1371/journal.pone0125485
- **VIVIEN R, LEJZEROWICZ F, PAWLOWSKI J.** 2016. Next-generation sequencing of aquatic oligochaetes: comparison of experimental communities. *PloS One*, 11(2) : e0148644. doi: 10.1371/journal.pone.0148644
- **VIVIER A.** 2006. Effets écologiques de rejets urbains de temps de pluie sur deux cours d'eau périurbains de l'ouest lyonnais et un ruisseau phréatique en plaine d'Alsace, Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg, France, 208 pp.
- **WENNING RJ, BATLEY GE, INGERSOLL CG, MOORE DW.** 2005. Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments. SETAC, Pensacola (FL), U.S.A.
- **WOLFRAM G, HÖSS S, ORENDT C, SCHMITT C, ADAMEK Z, BANDOW N, GROSSCHARTNER M, KUKKONEN JVK, LELOUP V, LOPEZ DOVAL JC, MUNOZ I, ET AL.** 2012. Assessing the impact of chemical pollution on benthic invertebrates from three different European rivers using a weight-of-evidence approach. *The Science of the Total Environment*, 438 : 498-509.