



HAL
open science

Soil bioengineering promote a larger diversity of aquatic micro-habitats and benthic macroinvertebrates

Philippe Janssen, P. Cavaillé, A. Vivier, A. Evette

► To cite this version:

Philippe Janssen, P. Cavaillé, A. Vivier, A. Evette. Soil bioengineering promote a larger diversity of aquatic micro-habitats and benthic macroinvertebrates. TSM. Techniques Sciences Méthodes – Génie urbain, génie rural, 2019, 9, pp.55-64. 10.1051/tsm/201909055 . hal-04145536

HAL Id: hal-04145536

<https://hal.science/hal-04145536>

Submitted on 29 Jun 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Le génie végétal favorise une plus grande diversité de micro-habitats aquatiques et de macro-invertébrés benthiques

Soil bioengineering promote a larger diversity of aquatic micro-habitats and benthic macroinvertebrates

■ P. JANSSEN^{1*}, P. CAVAILLÉ¹, A. VIVIER², A. EVETTE¹

¹ Université Grenoble-Alpes – Institut national de recherche en sciences et technologies pour l’environnement et l’agriculture (Irstea) – UR Laboratoire écosystèmes et sociétés en montagne (Lessem) – Saint-Martin-d’Hères

² Agence française pour la biodiversité (AFB) – Vincennes

Mots-clés :

Biodiversité
Contrôle de l'érosion
Ingénierie écologique
Génie végétal
Macro-invertébrés benthiques
Restauration écologique
Zones riveraines

RÉSUMÉ

Le génie végétal est une alternative écologique au génie civil pour contrôler l'érosion des berges des cours d'eau. *Via* l'introduction active de végétaux vivants, ces techniques d'ingénierie peuvent également faciliter ou accélérer la restauration écologique des zones riveraines en i) améliorant la qualité de l'habitat riverain et en ii) favorisant une recolonisation de la partie émergée et immergée de la berge par des espèces cibles. Notre étude vise à caractériser comment différentes techniques de stabilisation des berges, d'âges différents, influencent la diversité et la composition des micro-habitats aquatiques et des macro-invertébrés benthiques associés. Au total, 37 berges ont été échantillonnées et hiérarchisées selon un indice de qualité de l'habitat riverain croisant le type et l'âge des ouvrages et représentant un gradient de végétalisation croissant de la berge. Nos résultats montrent que la richesse et le potentiel d'habitabilité des micro-habitats aquatiques augmentent significativement avec la qualité de l'habitat riverain. Spécifiquement, le génie végétal permet une meilleure représentation de micro-habitats à forts potentiels biogènes, comme c'est le cas des systèmes racinaires immergés. Cette augmentation de la qualité de l'habitat aquatique se traduit par une plus grande diversité taxinomique de macro-invertébrés benthiques au niveau des berges stabilisées par les techniques de génie végétal. Pris dans leur ensemble, nos résultats pointent la plus-value du génie végétal pour la restauration écologique des compartiments terrestre et aquatique des berges dégradées.

Keywords:

Biodiversity
Erosion control
Ecological engineering
Soil bioengineering
Benthic macroinvertebrates
Ecological restoration
Riparian zones

ABSTRACT

In river ecosystems, soil bioengineering is often view as an ecologic alternative to civil engineering for erosion control. Through the active introduction of living plant species, these bioengineering techniques may also facilitate or accelerate the ecological restoration of riparian zones by i) increasing habitat quality and by ii) facilitating species recolonization of both the emerged and the immersed part of the riverbank. Our study aims to understand whether different riverbank protection techniques, of different ages, shape aquatic micro-habitats and benthic macroinvertebrates diversity and composition. Overall, 37 riverbank sites were sampled and ranked according to an riparian habitat quality index that combines the effect of riverbank protection techniques with bank stabilization age and representing a gradient of increasing vegetation cover. Our results show that the richness of aquatic microhabitat and the aquatic habitat quality potential increase significantly with an increase in the riparian habitat quality. Specifically, soil bioengineering promoted a better representativeness of high quality habitats, such as submerged root systems. This increase in aquatic habitat quality was related to an increase in benthic macroinvertebrate taxonomic richness along riverbanks stabilized using soil bioengineering techniques. Viewed as a whole, our results pointed out the added-value of soil bioengineering for the ecological restoration of both the terrestrial and aquatic parts of degraded riverbanks.

Introduction

À l'échelle européenne, les rivières et les berges adjacentes (zones riveraines) ont été fortement dégradées par les infrastructures de génie civil utilisées pour contrôler le risque d'inondation (barrages, digues)

et empêcher la divagation des cours d'eau (enrochements, maçonnerie, remblais). En Europe, on estime ainsi que 48,2% des rivières sont altérées d'un point de vue hydromorphologique [FEHÉR *et al.*, 2012]. Ces altérations entraînent des modifications importantes dans les régimes d'écoulement et de sédimentation avec des conséquences néfastes pour la biodiversité terrestre et aquatique [POFF et ZIMMERMAN, 2010]. Depuis quelques décennies, la restauration des zones

* Auteur correspondant – Courriel : philippe.janssen@irstea.fr

riveraines est devenue un enjeu fort dans de nombreux pays européens, notamment pour satisfaire aux exigences de la directive cadre sur l'eau de 2000 et de la directive habitats faune flore de 1992. Des projets ambitieux de démantèlement des ouvrages de protection historique, comme c'est le cas des casiers Girardon sur le Rhône, sont ainsi parfois conduits afin de redynamiser les marges et favoriser la création d'habitats pionniers pour les espèces. Cependant, compte tenu des enjeux de protection humains existant à proximité, la restauration de la mobilité du lit des rivières reste difficilement applicable partout [GONZÁLEZ *et al.*, 2017]. Lorsque le contrôle de l'érosion des berges est une priorité, une solution alternative au génie civil peut être apportée par le génie végétal.

Le génie végétal, parfois appelé génie biologique ou génie écologique, désigne les différentes techniques faisant appel aux végétaux pour restaurer ou gérer des terrains érodés, dégradés ou pollués [REY *et al.*, 2015]. En zones riveraines, le génie végétal est utilisé depuis des siècles pour stabiliser les berges [EVETTE *et al.*, 2009]. Basées sur l'introduction active de végétaux vivants, seuls ou en combinaison avec le génie civil, ces techniques d'ingénierie utilisent les propriétés mécaniques et/ou biologiques des végétaux – le système racinaire assure un renforcement des sols, le feuillage fournit une protection de surface contre la percolation, les tiges permettent un ralentissement des écoulements sur la berge, les parties aériennes forment un effet tapis en se couchant sur la berge – pour former un système vivant intégré proche des systèmes fonctionnels naturels et capable de contrôler de manière durable l'érosion des berges. Il a ainsi été montré que la résistance aux forces de cisaillement des ouvrages de génie végétal constitués de fascines vivantes en pied de berge pouvait être similaire à celle d'ouvrages en génie civil constitués d'enrochement en pavés [GRAY et SOTIR, 1996; SCHIECHTL et STERN, 1996; LEBLOIS *et al.*, 2016].

Lors des travaux de génie végétal, l'introduction d'espèces de début de successions, comme les salicacées, peut permettre un retour plus rapide des espèces natives caractéristiques de la zone riveraine, et ainsi orienter de manière efficace les communautés vers des trajectoires successionales de référence. En ce sens, quelques rares études ont déjà documenté de manière empirique les plus-values écologiques du génie végétal pour la qualité de l'habitat riverain et la biodiversité associée. Comparant des ouvrages de génie civil avec des ouvrages de génie végétal, il a ainsi été montré que le génie végétal permettait de limiter la colonisa-

tion des berges stabilisées par les espèces exotiques [CAVAILLÉ *et al.*, 2013], de favoriser une plus large diversité d'habitats riverains [LI *et al.*, 2006; SUDDUTH et MEYER, 2006] ou bien encore de favoriser des plus hauts niveaux de diversité végétale [CAVAILLÉ *et al.*, 2015]. Cependant, la plus-value du génie végétal ne se limite pas à la partie terrestre de la berge. En interagissant avec le milieu aquatique, les arbres/arbustes utilisés pour stabiliser les berges peuvent modifier les conditions locales d'habitats (par exemple la luminosité) et ainsi favoriser des cortèges d'espèces différents et/ou plus diversifiés. De même, l'augmentation du couvert végétal sur la berge peut favoriser des apports plus importants et plus diversifiés en matière organique dans la rivière, au bénéfice des communautés de détritivores [CUMMINS *et al.*, 1989]. Dans ce sens, il a été montré que le génie végétal, comparativement au génie civil, pouvait favoriser des plus hauts niveaux de biomasse et de diversité en macro-invertébrés benthiques [SUDDUTH et MEYER, 2006; CAVAILLÉ *et al.*, 2018].

Notre étude vise à comprendre et à caractériser comment les techniques de stabilisation des berges par l'introduction active de végétaux influencent la partie immergée de la berge, en matière de micro-habitats aquatiques et de macro-invertébrés benthiques. Si le choix des techniques (génie civil *versus* génie végétal) est un déterminant majeur de la qualité de l'habitat riverain des berges aménagées, l'âge de l'ouvrage est également un facteur important. Il importe donc de dépasser les catégories définies par les techniques utilisées pour la construction de l'ouvrage en tenant compte de la durée d'implantation de l'ouvrage. En effet, qu'il s'agisse d'ouvrages avec des enrochements de pied de berge (enrochements purs, techniques mixtes ou certains caissons végétalisés) ou de techniques de génie végétal pur (fascines, lits de plants et plançons), un développement et une recolonisation par la végétation riveraine sont attendus au fil du temps. Dans ce cadre, il est prévisible que la qualité de l'habitat riverain soit plus élevée pour un ouvrage âgé que pour un ouvrage jeune. Au-delà de l'effet de l'ouvrage en tant que tel, nous souhaitons donc comprendre comment l'effet combiné du type d'ouvrage et de l'âge de l'ouvrage influence la diversité et la composition des micro-habitats aquatiques et des macro-invertébrés benthiques. En hiérarchisant les berges selon un gradient de végétalisation croissant, nous faisons l'hypothèse d'une augmentation croissante de la qualité de l'habitat riverain allant de pair avec une diversité croissante de micro-habitats aquatiques et de macro-invertébrés benthiques.

1. Matériels et Méthodes

1.1. Zone d'étude et dispositif expérimental

L'étude a été réalisée sur les contreforts des Alpes et du Jura, en France et en Suisse (figure 1). Cette zone se caractérise par un substrat calcaire et un climat tempéré. En 2011, 23 rivières réparties entre le Doubs au nord (47°21' N; 7°10' E) et la Drôme au sud (44°43' N; 4°58' E) et comprises entre 200 et 700 m d'altitude ont été sélectionnées. Plusieurs de ces rivières, ou parties, jouent un rôle de réservoir biologique pour l'atteinte du bon état écologique (Ainan, Dranses, Drôme, Foron, Giffre, Guiers Vif, Vernaison, Pamphiot, Redon, Veyle) ou nécessitent le maintien du transport solide et de la circulation des poissons migrateurs (Arve, Galaure, Vorz) au sens de l'article L214-17 du Code de l'environnement. Au total, 37 berges ont été échantillonnées, dont quelques-unes sur une même rivière, selon un plan d'échantillonnage considérant cinq catégories de berges (figure 2) : enrochements (E, n = 8), ouvrages mixtes combinant enrochements en pied de berge et génie végétal en haut de berge (M, n = 7), caissons végétalisés (C, n = 6), fascines de saules (F, n = 8) et berges naturelles occupées par la saulaie arbustive (n = 8). Hormis pour les berges naturelles, pour lesquelles il n'était pas possible de déterminer un âge, les ouvrages de protection ont tous été construits entre de 3 et 9 ans avant l'étude (nombre de

sites pour chaque catégorie d'ouvrage et par année : 2002 : F = 1 ; 2004 : E = 3, F = 1 ; 2005 : E = 1, M = 3, C = 1, F = 3 ; 2006 : E = 2, M = 2, C = 1, F = 2 ; 2007 : E = 1, M = 1, C = 2, F = 1 ; 2008 : E = 1, M = 1, C = 2).

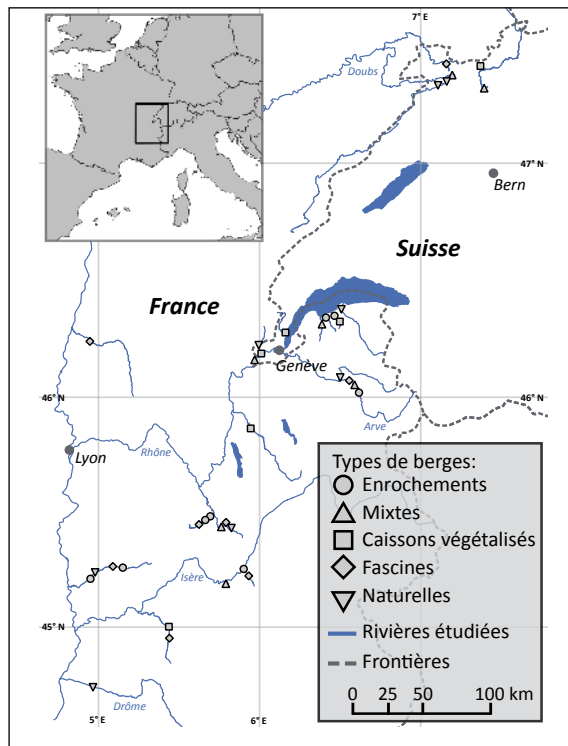


Figure 1. Localisation de la zone d'étude et forme du dispositif d'échantillonnage utilisé



Figure 2. Illustrations et description des techniques d'ingénierie utilisées pour stabiliser les berges des cours d'eau et des principaux groupes taxinomiques de macro-invertébrés benthiques pris en compte dans cette étude

Pour comprendre l'intérêt du génie végétal sur la diversité des micro-habitats aquatiques et des macro-invertébrés benthiques, un indice de qualité de l'habitat riverain a été construit. En nous basant sur les quelques études empiriques disponibles, ayant comparé l'effet de différentes techniques de génie civil et de génie végétal sur la qualité de l'habitat riverain et/ou la biodiversité associée [LI *et al.*, 2006; SUDDUTH et MEYER, 2006; CAVAILLÉ *et al.*, 2013, 2018], nous avons hiérarchisé nos cinq catégories de berges selon une qualité de l'habitat riverain croissante: enrochements → ouvrages mixtes → caissons végétalisés → fascines de saules → berges naturelles. Cette hiérarchisation peut également être vue comme représentative d'un gradient de végétalisation croissant, c'est-à-dire depuis des berges très minérales (enrochements) vers des berges très végétalisées (fascines). Aussi, pour une même catégorie de berge, la qualité de l'habitat riverain des ouvrages anciens a été considérée comme plus forte que celle des ouvrages récents. En effet, une plus forte recolonisation par les végétaux et une meilleure restauration des conditions environnementales au niveau des structures les plus âgées sont attendues sur toutes les catégories de berges [BARITEAU *et al.*, 2013]. Ainsi, la qualité de l'habitat riverain est définie par le croisement de ces deux caractéristiques de l'ouvrage et s'échelonne depuis des berges présentant une faible qualité d'habitat (enrochements récents, indice = 1) vers des berges présentant une forte qualité d'habitat (berges naturelles, indice = 19).

1.2. Échantillonnage des macro-invertébrés et caractérisation des micro-habitats aquatiques

Au niveau de chaque berge, les macro-invertébrés benthiques (*figure 2*) ont été échantillonnés via l'utilisation d'un filet Surber (vide de maille de 500 µm, surface échantillonnée 1/20 m²) en septembre et octobre 2011. Afin de caractériser au mieux les communautés, cinq prélèvements ont été effectués en ciblant les micro-habitats aquatiques les plus qualitatifs de chaque site, sur la base de la capacité biogène du substrat (habitabilité [ARCHAIMBAULT et DUMONT, 2010]). Les échantillons élémentaires ont été collectés de l'aval vers l'amont afin d'éviter toutes perturbations liées aux opérateurs. Le matériel collecté a été conservé dans de l'alcool à 70% et trié au laboratoire. Les macro-invertébrés benthiques ont été dénombrés et identifiés par des experts indépendants au niveau taxinomique le plus bas possible, en fonction des informations disponibles dans la littérature.

Afin d'éviter des biais liés à des niveaux d'identifications et de dénombrements différents entre groupes taxinomiques, les niveaux d'identification ont été harmonisés à la famille et les taxons appartenant à des groupes d'espèces difficilement accessibles et/ou dont l'écologie reste encore mal connue ont été supprimés des analyses. Cela concerne plus spécifiquement les taxons assimilés à des « vers » (classes des *Nematoda* et des *Oligochaeta*), des « acariens » (classe des *Hydrachnidia*), des « méduses » (classe des *Hydrozoa*), des « mousses » (classe des *Bryozoa*) et des « éponges » (classe des *Porifera*). Aussi, au-delà de l'approche taxinomique une approche par les traits de vie des taxons a été utilisée pour étudier les variations de composition. Cette approche a été réalisée en utilisant un trait décrivant le mode d'alimentation des taxons [TACHET *et al.*, 2010] et distinguant entre huit moyens d'obtention de la nourriture: « absorption à travers les téguments », « mangeur de sédiments fins (dépositivore) », « broyeur », « racleur, brouteur », « filtreur », « perceur (algivore ou prédateur suceur) », « prédateur (découpeur ou avaleur) » ou « parasite ».

La caractérisation des micro-habitats aquatiques a été réalisée via un inventaire complet des substrats submergés couvrant une surface d'au moins 1/20 m² et en considérant le recouvrement total de 12 classes de micro-habitats hiérarchisées selon leur potentiel d'habitabilité croissant: dalles ($\emptyset > 1\ 024$ mm, habitabilité = 0), algues (habitabilité = 1), limons/sables ($4\ \mu\text{m} < \emptyset < 2$ mm, habitabilité = 2), vase ($\emptyset < 4\ \mu\text{m}$, habitabilité = 3), hélrophytes (habitabilité = 4), granulats grossiers ($2\ \text{mm} < \emptyset < 32$ mm, habitabilité = 5), blocs ($256 < \emptyset < 1\ 024$ mm, habitabilité = 6), pierres/galets ($32\ \text{mm} < \emptyset < 256$ mm, habitabilité = 7), racines (habitabilité = 8), litières (habitabilité = 9), hydrophytes (habitabilité = 10) et bryophytes (habitabilité = 11).

1.3. Variables environnementales

Chaque berge a été caractérisée en considérant différentes variables environnementales décrivant le contexte local (géographique, hydrologique, physico-chimique), la partie terrestre de la berge et le paysage environnant (*tableau 1*). Les variables décrivant le contexte géographique (altitude et pente de la berge) et le contexte physico-chimique (conductivité électrique de l'eau et oxygène dissous) ont été mesurées directement sur la berge et dans le lit de la rivière. Les variables décrivant le contexte hydrologique (largeur du cours d'eau à l'endroit de l'ouvrage et taille de bassin versant amont) ont été respectivement calculées en utilisant la BD ORTHO de l'IGN dans un système

d'information géographique (SIG) géré sous Qgis et en utilisant une analyse du réseau de drainage, dérivé d'un modèle numérique de terrain, via l'utilisation du logiciel Grass GIS. Pour la partie terrestre de la berge, la flore vasculaire a été inventoriée via la méthode des points contacts le long de trois transects de 25 m de long, positionnés de manière parallèle à la berge (bas, milieu et haut de berge). Enfin, le contexte paysager a été décrit sous SIG (logiciel Qgis, données utilisées: Corine Land Cover) en considérant la proportion de forêts et la proportion d'espaces agricoles dans un rayon de 500 m autour des berges étudiées.

1.4. Analyses statistiques

Dans un premier temps, la variation des paramètres environnementaux descriptifs de l'état de la berge et du contexte local et paysager en fonction de la qualité de

l'habitat riverain a été testée en utilisant des modèles mixtes. Cela a été fait afin de vérifier si les variables environnementales étaient indépendantes de l'indice de qualité de l'habitat riverain proposé (combinant la catégorie de berge avec l'âge de l'ouvrage de protection). Un effet aléatoire tenant compte de la proximité géographique des berges a été ajouté dans tous les modèles de manière à tenir compte de l'autocorrélation spatiale entre les sites les plus proches, mais aussi parce que les ouvrages localisés sur une même rivière n'étaient pas nécessairement indépendants.

Dans un deuxième temps, la variation de la diversité des micro-habitats aquatiques et des macro-invertébrés benthiques en fonction de la qualité de l'habitat riverain a été testée en utilisant là aussi des modèles mixtes. La richesse en micro-habitats et le potentiel d'habitabilité du pied de berge (note combinant le

Paramètres	Moy. ($\pm\sigma$)	Min-Max	Coefficient	Erreur type	P
Contexte géographique					
Altitude (m)	396,38 ($\pm 116,96$)	161 - 700	-9,200	8,758	0,3036
Pente de la berge (%)	58,41 ($\pm 33,87$)	12 - 152	-0,406	0,073	0,0000
Contexte hydrologique					
Taille du bassin versant amont (km ²)	512,31 ($\pm 1 106,36$)	4,4 - 5 761	0,550	0,300	0,0780
Largeur du cours d'eau (m)	20,29 ($\pm 23,12$)	3 - 107	0,260	0,160	0,1161
Contexte physico-chimique					
Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	460,54 ($\pm 177,16$)	240 - 990	-0,030	0,056	0,5934
Oxygène dissous (mg/L)	10,63 ($\pm 0,83$)	8,8 - 13,0	0,117	0,136	0,3964
Végétalisation de la berge					
Densité du recouvrement végétal	247,65 ($\pm 119,66$)	46 - 571	0,396	0,145	0,0116
Richesse en espèces de végétaux	26,16 ($\pm 8,92$)	9 - 45	2,720	1,436	0,0699
Contexte paysager					
Proportion espaces agricoles (% , 500 m)	45,07 ($\pm 31,32$)	0 - 100	0,139	0,200	0,4918
Proportion forêts (% , 500 m)	24,98 ($\pm 23,42$)	0 - 89	0,119	0,262	0,6530
Diversité des micro-habitats aquatiques					
Richesse en micro-habitats	7,62 ($\pm 1,98$)	4 - 12	0,628	0,304	0,0497
Potentiel d'habitabilité	484,46 ($\pm 210,86$)	19 - 752	0,344	0,128	0,0129
Diversité des macro-invertébrés benthiques					
Richesse en macro-invertébrés	26,00 ($\pm 9,85$)	7 - 49	1,106	2,864	0,0083
Abondance des macro-invertébrés	2 175 ($\pm 1 633$)	55 - 6 141	0,047	0,155	0,7655

Tableau I. Variation des paramètres environnementaux, de la diversité des micro-habitats aquatiques et des macro-invertébrés benthiques en fonction de l'indice de qualité de l'habitat riverain (Moy. = moyenne ; $\pm\sigma$ = \pm écart type) sur les contreforts des Alpes et du Jura, en France et en Suisse. Les valeurs de P sont basées sur les modèles mixtes

recouvrement de chaque micro-habitat avec sa note d'habitabilité) ont été étudiés de même que la richesse en familles et l'abondance totale des différents taxons. Enfin dans un troisième temps, la variation en composition des micro-habitats aquatiques et des groupes fonctionnels de macro-invertébrés benthiques en fonction de la qualité de l'habitat riverain *a priori* a été testée en utilisant des modèles linéaires généralisés multivariés. Pour les micro-habitats aquatiques, les données en recouvrement ont été utilisées comme variables dépendantes alors que pour les groupes fonctionnels de macro-invertébrés benthiques les données en abondance ont été utilisées. Cette approche statistique vise à ajuster pour chacun des micro-habitats/groupe fonctionnels des modèles logistiques, puis à additionner les réponses univariées pour estimer la réponse multivariée. La significativité de cette réponse a été évaluée par *bootstrapping* ($n = 999$) en utilisant la méthode PIT-trap [WARTON *et al.*, 2017]. Pour faciliter l'interprétation des variations en composition, des représentations graphiques via des analyses canoniques en coordonnées principales (indice de Bray-Curtis) ont été utilisées.

2. Résultats et discussion

2.1. Variation des paramètres environnementaux

Globalement, les analyses révèlent une absence de lien entre les variations observées des paramètres descriptifs de l'état de la berge, du contexte local et paysager et de la qualité de l'habitat riverain (*tableau 1*). Ces résultats permettent de valider l'hypothèse d'indépendance des observations au regard de la répartition des types d'ouvrages et donc l'absence d'effets confondants dans notre dispositif. En revanche et comme attendu, la pente de la berge à l'endroit de l'ouvrage diminuait significativement avec une augmentation des valeurs de l'indice de qualité de l'habitat riverain, traduisant la pente plus abrupte des techniques d'enrochement et des ouvrages mixtes. Aussi, la densité du recouvrement en espèces végétales augmentait significativement avec une augmentation des valeurs de l'indice de qualité de l'habitat riverain, confirmant, d'une part, que les techniques de génie végétal pures – caissons végétalisés, fascines – reposent sur l'introduction d'une plus large proportion de végétaux que les techniques mixtes et, d'autre part, que la recolonisation par les espèces végétales est plus importante au niveau des structures les plus âgées.

2.2. Diversité et composition des micro-habitats aquatiques

En ce qui concerne les micro-habitats aquatiques, les analyses révèlent une augmentation significative de la diversité des micro-habitats aquatiques et du potentiel d'habitabilité le long du gradient de végétalisation des berges – c'est-à-dire de qualité de l'habitat riverain (*tableau 1* et *figure 3*). Cela montre que le génie végétal permet d'augmenter non seulement la qualité de l'habitat terrestre, en permettant un plus fort recouvrement de la végétation, mais aussi la qualité de l'habitat aquatique, en favorisant une plus forte diversité d'habitats aquatiques, qui plus est d'habitats ayant un potentiel d'habitabilité plus important. Ces résultats sont confirmés par le modèle linéaire généralisé multivarié qui montre que la composition en micro-habitats aquatiques varie significativement (déviance = 34,75, $P = 0,0160$) depuis des berges présentant une faible qualité d'habitat (enrochement récent) vers des berges présentant une forte qualité d'habitat (berges naturelles). Plus précisément, les tests univariés réalisés pour chaque classe de micro-habitats montrent que cette différence de composition est, par ordre décroissant, en lien avec un plus fort recouvrement des dalles (déviance = 8,99) au niveau des berges stabilisées par des enrochements et des ouvrages mixtes, et des limons/sables (déviance = 6,83), des hydrophytes (déviance = 4,34) et des racines (déviance = 4,05) au niveau des berges stabilisées par des ouvrages de génie végétal et des berges naturelles. La capacité biogène du substrat « dalles » étant très inférieure aux substrats « hydrophytes » et « racines », cette analyse à l'échelle de l'habitat élémentaire permet de mieux comprendre comment le génie végétal accroît le potentiel d'habitabilité du pied de berge submergé. Ainsi, l'introduction active de végétaux, plus spécifiquement d'espèces considérées comme étant des « ingénieurs de l'écosystème » [GURNELL, 2014], comme c'est le cas des ligneux appartenant à la famille des Salicacées, ou plus communément les saules, permet une amélioration de la qualité de l'habitat aquatique en favorisant notamment une plus grande hétérogénéité des conditions environnementales. Cela est à mettre en lien avec, d'une part, les propriétés des végétaux utilisés qui permettent le développement d'un système racinaire important au niveau de la partie émergée et immergée de la berge et, d'autre part, avec un ensemble d'interactions physiques entre la plante et l'environnement riverain qui permet une modification des conditions écologiques locales [GURNELL *et al.*,

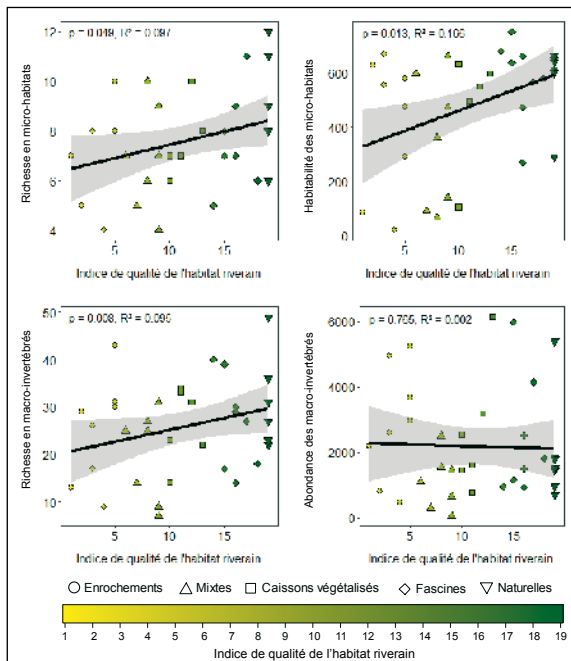


Figure 3. Relation entre la richesse et le potentiel d'habitabilité des micro-habitats aquatiques et la qualité de l'habitat riverain, et entre la richesse (familles) et l'abondance totale des macro-invertébrés benthiques et la qualité de l'habitat riverain sur les contreforts des Alpes et du Jura, en France et en Suisse. Pour faciliter l'interprétation, les cinq catégories de berges étudiées sont représentées

2012]. En effet, compte tenu des interactions fortes existantes entre végétation riveraine et charge solide dans les rivières [CORENBLIT *et al.*, 2009], l'introduction active de ligneux, mais aussi le développement de cette végétation au fil du temps sur les berges des rivières, favorisent des dépôts localisés de sédiments fins (sables/limons), contribuant à la diversification des micro-habitats aquatiques. Aussi, via des processus de facilitation, les végétaux utilisés en génie végétal et les micro-habitats associés à leur présence permettent une amélioration des conditions d'établissement et de croissance de tout un cortège d'espèces riveraines, par exemple en modifiant les conditions d'écoulement, la température de l'eau ou l'ensoleillement local [GURNELL, 2014]. Il a ainsi été montré que les essences d'arbres pionnières, du genre *Populus* et *Salix* spp., en augmentant la rétention des sédiments fins, favorisaient le dépôt des graines hydrochores, c'est-à-dire d'espèces utilisant l'eau comme vecteur de dispersion des graines, et permettaient une augmentation de la diversité des assemblages de plantes riveraines [CORENBLIT *et al.*, 2016]. En ce sens, les techniques de génie végétal sont souvent vues comme un moyen 1) d'accélérer la restauration des berges dégradées, en favorisant l'établissement d'une végétation native sur la berge [MCCLAIN *et al.*, 2011], et 2) d'améliorer

de manière globale la qualité des habitats fauniques riverains [LI et EDDLEMAN, 2002], en favorisant une plus large diversité d'habitats aquatiques et terrestres [LI *et al.*, 2006; SUDDUTH et MEYER, 2006]. Ces résultats encourageants, faisant du génie végétal un bon compromis entre contrôle de l'érosion et restauration de la qualité de l'habitat riverain, doivent cependant être contextualisés en tenant notamment compte de paramètres potentiellement structurants à une échelle plus large que celle de l'ouvrage. En effet, en lien avec la variabilité des conditions topographiques, hydrologiques et géologiques locales, de fortes disparités peuvent apparaître au sein d'une même catégorie de berge. L'interprétation des représentations graphiques (figures 3 et 4) montre ainsi que la richesse en micro-habitats aquatiques et le potentiel d'habitabilité de ces milieux varient fortement au sein d'une même catégorie de berge, plus fortement même au sein des catégories « enrochements » et « ouvrages mixtes ». Cela suggère que les techniques de génie civil peuvent elles aussi, sous certaines conditions qui dépassent le cadre de cette étude, permettre le développement d'une diversité d'habitats à forts potentiels biogènes pour les espèces aquatiques.

2.3. Diversité et composition des macro-invertébrés benthiques

Globalement le dispositif mis en place en septembre et octobre 2011 a permis de collecter un total de 80 500 macro-invertébrés benthiques représentant 94 familles différentes. Concernant les patrons de diversité, les analyses montrent que la richesse en familles de macro-invertébrés benthiques augmente significativement avec une qualité d'habitat riverain croissante (tableau 1 et figure 3). Cette augmentation de la richesse taxinomique est en cohérence avec l'augmentation de la richesse en micro-habitats aquatiques et du potentiel d'habitabilité des micro-habitats mesuré le long du gradient de végétalisation des berges. Cela est à mettre en lien avec le concept d'hétérogénéité de l'habitat qui, en offrant une plus grande étendue de microsites et de conditions de ressources, permet un meilleur partage de l'espace et offre une plus grande diversité de niches écologiques, permettant la coexistence d'une plus large diversité d'organismes. En ce qui concerne l'abondance totale des macro-invertébrés benthiques, nos résultats montrent une absence de relation avec la qualité de l'habitat riverain (tableau 1 et figure 3). De même, la composition des groupes fonctionnels de macro-invertébrés benthiques ne varie pas significativement avec une augmentation de la

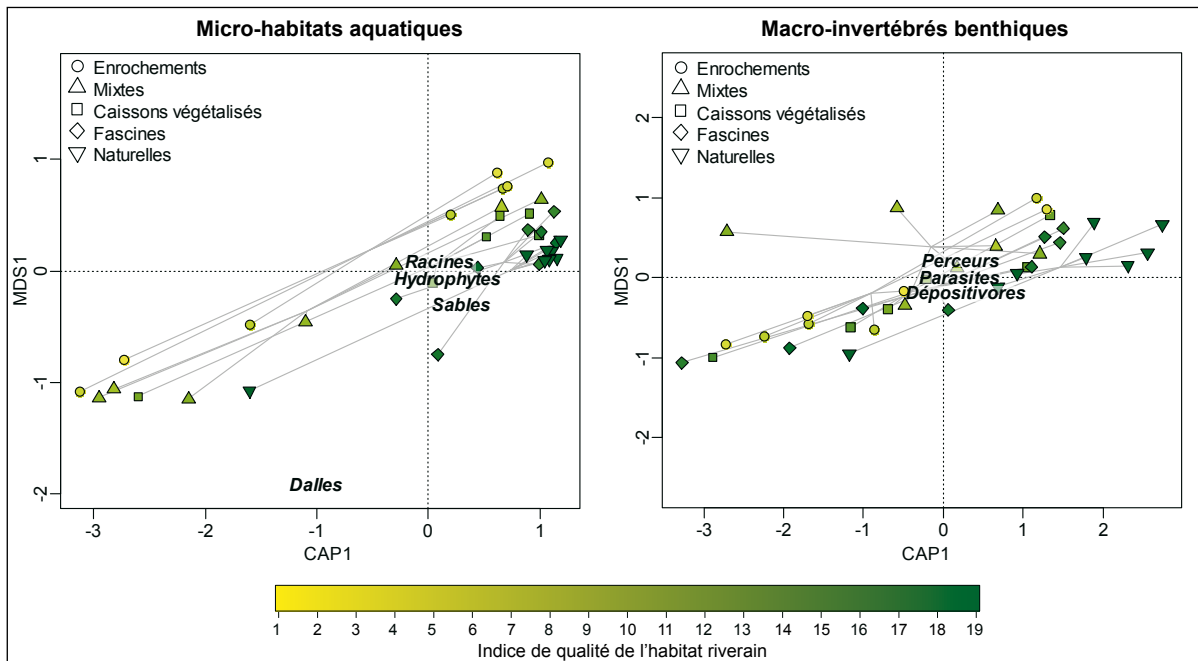


Figure 4. Analyses canoniques en coordonnées principales illustrant l'effet de la qualité de l'habitat riverain sur la composition en micro-habitats aquatiques et sur la composition en groupes fonctionnels liés à l'alimentation des macro-invertébrés benthiques sur les contreforts des Alpes et du Jura, en France et en Suisse. Pour faciliter la visualisation des différences entre les cinq catégories de berges, les centroïdes sont représentés, de même que les micro-habitats et groupes fonctionnels élémentaires les plus influents (c'est-à-dire ceux qui ont la plus forte déviance)

végétalisation des berges (déviante = 10,38, $P = 0,3880$). Bien que certains groupes fonctionnels expliquent une part plus importante de la déviante totale – dépositivores (déviante = 5,02), perceurs (déviante = 3,38) et parasites (déviante = 0,82) – les variations d'abondances de chacun de ces groupes ne sont pas reliées à notre indice de qualité de l'habitat riverain, combinant catégorie de berge et âge de l'ouvrage de protection. Compte tenu du lien étroit qui existe entre ressources disponibles sur une surface déterminée et nombre d'individus que peut supporter le système, l'absence d'effet reporté dans nos résultats suggère une absence d'augmentation de la quantité de ressources disponibles entre les différentes catégories de berges, mais aussi avec l'âge des ouvrages. Cela apparaît être en contradiction avec l'augmentation attendue des apports en matières organiques au niveau de la partie immergée de la berge stabilisée par les techniques de génie végétal. Cependant, l'interprétation de la figure 4 montre une forte variabilité de la composition des groupes fonctionnels de macro-invertébrés benthiques au sein d'une même catégorie de berge. Cela suggère l'existence de paramètres environnementaux potentiellement plus structurants que la qualité de l'habitat riverain et entraînant une réponse différente des communautés de macro-invertébrés benthiques au sein d'une même catégorie de berge. Des analyses complémentaires, testant la corrélation entre les

scores des sites étudiés dans les deux plans factoriels de l'analyse canonique en coordonnées principales et les paramètres environnementaux, montrent que les variations en composition sont avant tout expliquées par la largeur de la rivière et que l'abondance des macro-invertébrés benthiques de type « broyeurs » et « racleurs » augmente significativement avec une diminution de la largeur du cours d'eau. Cette structuration des communautés de macro-invertébrés benthiques est en cohérence avec le concept de continuum fluvial, qui stipule que les groupes fonctionnels de type « broyeurs » et, dans une moindre mesure, « racleurs » se localisent préférentiellement à l'amont des cours d'eau, là où la matière organique disponible est plus abondante et plus grossière [VANNOTE *et al.*, 1980]. Cette structuration amont-aval des communautés de macro-invertébrés benthiques suggère un bénéfice écologique plus important des techniques de génie végétal là où les communautés de « broyeurs » et de « racleurs » sont dominantes, soit au niveau des berges des petits cours d'eau, par exemple d'ordre 1 à 3 (au sens de la classification de Strahler), plutôt qu'au niveau des berges des larges rivières et des fleuves, par exemple d'ordre 7 à 9. Enfin et de manière complémentaire, il est intéressant de noter que, dans notre jeu de données, les patrons d'abondance sont largement influencés par les *Gammaridae* (Crustacea), qui à eux seuls représentent 50,4% des individus collectés, 27,1% pour *Gammarus*

fossarum, une espèce considérée comme sensible à la pollution [RINDERHAGEN *et al.*, 2000]. Si l'on considère que les variations d'abondance de cette famille, mais aussi du groupe des Éphéméroptères-Plécoptères-Trichoptères (EPT), des espèces indicatrices de la pollution des cours d'eau, testées dans des analyses préliminaires (voir aussi CAVAILLÉ *et al.* [2018] pour une analyse à l'échelle de l'ouvrage), sont indépendantes de notre gradient de qualité de l'habitat riverain, nos résultats suggèrent que le génie végétal ne permet pas à lui seul une amélioration de la qualité de l'eau à l'endroit de l'ouvrage. Pris dans leur ensemble, ces résultats soulignent que les bénéfices écologiques du génie végétal doivent être évalués en tenant compte du contexte environnemental dans lequel l'ouvrage se trouve. En effet, il est important de garder à l'esprit, qu'à l'échelle du bassin versant, une altération des paramètres physiques, hydrologiques ou chimiques peut entraîner une diminution de la qualité de l'eau (pollution, turbidité, oxygène...) et rendre les efforts de restauration vains ou du moins sans effets observables sur la biodiversité [BERNHARDT et PALMER, 2011]. Une réflexion plus intégrée, tenant compte de l'état des berges et de l'occupation du sol à l'échelle du bassin versant, doit ainsi être systématiquement privilégiée en amont des projets de restauration écologique.

Conclusion

De manière concordante avec les études préalables à l'échelle de l'ouvrage [LI *et al.*, 2006; SUDDUTH et MEYER, 2006; CAVAILLÉ *et al.*, 2013, 2015, 2018], nos résultats montrent que l'introduction active de végétaux sur les berges améliore la qualité de l'habitat riverain pour la biodiversité. Plus spécifiquement, nous montrons que la végétalisation croissante, du fait des techniques utilisées et du temps passé depuis la mise en place de l'ouvrage, induit une augmentation croissante de la diversité des micro-habitats aquatiques et

des macro-invertébrés benthiques. Ainsi, au-delà des bénéfices environnementaux liés à une bonne intégration paysagère et à un renforcement des fonctions écologiques de la berge (corridor, dépollution...), nous concluons que le génie végétal représente également un bon compromis entre stabilisation des berges et restauration/conservation de la biodiversité riveraine. Ces résultats confirment également l'importance de prendre en compte le taux de rétablissement et le développement de la végétation riveraine comme indicateurs du succès des opérations de restauration écologique des cours d'eau [PALMER *et al.*, 2005]. Il est en revanche important de garder à l'esprit que ces techniques d'ingénierie écologique ne peuvent pas à elles seules contrecarrer les effets négatifs sur la biodiversité riveraine d'une dégradation des conditions environnementales à plus large échelle (paysage environnant la berge, bassin versant). Aussi, il est important de rappeler que la stabilisation des berges, même avec les techniques du génie végétal, empêche le bon fonctionnement des écosystèmes riverains en limitant la divagation des cours d'eau. L'érosion des berges est en effet un processus géomorphologique naturel qui favorise une plus grande dynamique des habitats, cruciale pour la biodiversité terrestre et aquatique [FLORSHEIM *et al.*, 2008]. Les gestionnaires des cours d'eau devraient donc d'abord permettre l'expression des processus érosifs et, seulement si des enjeux de protection humains existent à proximité, stabiliser les berges en privilégiant les techniques du génie végétal.

Remerciements

Nous remercions Léon Ducasse, Gilles Favier et Nathan Daumergue pour leur aide sur le terrain. Nous sommes reconnaissants envers Frédéric Labat (Aquabio) pour son soutien actif dans l'acquisition des données. Ce projet a été financé par Irstea, le projet franco-suisse Interreg IV Geni'Alp, l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse et l'Agence française de la biodiversité.

Bibliographie

ARCHAIMBAULT V., DUMONT B. (2010) : « L'indice biologique global normalisé (IBGN) : principes et évolution dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau ». *Sciences Eaux & Territoires*; 1 : 36-9.

BARITEAU L., BOUCHARD D., GAGNON G., LEVASSEUR M., LAPOINTE S., BÉRUBÉ M. (2013) : « A riverbank erosion control method with environmental value ». *Ecological Engineering*; 58 : 384-92.

BERNHARDT E.S., PALMER M.A. (2011) : « River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation ». *Ecological Applications*; 21(6):1926-31.

CAVAILLÉ P., DOMMANGET F., DAUMERGUE N., LOUCOU-GARAY G., SPIEGELBERGER T., TABACCHI E., EVETTE A. (2013) : « Biodiversity assessment following a natural gradient of riverbank protection structures in French prealps rivers ». *Ecological Engineering*; 53 : 23-30.

- CAVAILLÉ P., DUCASSE L., BRETON V., DOMMANGET F., TABACCHI E., EVETTE A. (2015): « Functional and taxonomic plant diversity for riverbank protection works: Bioengineering techniques close to natural banks and beyond hard engineering ». *Journal of Environmental Management*; 151: 65-75.
- CAVAILLÉ P., DUMONT B., VAN LOOY K., FLOURY M., TABACCHI E., EVETTE A. (2018): « Influence of riverbank stabilization techniques on taxonomic and functional macrobenthic communities ». *Hydrobiologia*; 807(1): 19-35.
- CORENBLIT D., STEIGER J., GURNELL A.M., TABACCHI E., ROQUES L. (2009): « Control of sediment dynamics by vegetation as a key function driving biogeomorphic succession within fluvial corridors ». *Earth Surface Processes and Landforms*; 34(13): 1790-810.
- CORENBLIT D., VIDAL V., CABANIS M., STEIGER J., GARÓFANO-GÓMEZ V., GARREAU A., HORTOBÁGYI B., OTTO T., ROUSSEL E., VOLDOIRE O. (2016): « Seed retention by pioneer trees enhances plant diversity resilience on gravel bars: Observations from the river Allier, France ». *Advances in Water Resources*; 93(Part B): 182-92.
- CUMMINS K.W., WILZBACH M.A., GATES D.M., PERRY J.B., TALIFERRO W.B. (1989): « Shredders and riparian vegetation: Leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates ». *Bioscience*; 39(1): 24-30.
- EVETTE A., LABONNE S., REY F., LIEBAULT F., JANCKE O., GIREL J. (2009): « History of Bioengineering Techniques for Erosion Control in Rivers in Western Europe ». *Environmental Management*; 43(6): 972-84.
- FEHÉR J., GÁSPÁR J., VERES K.S., KISS A., AUSTNES K., GLOBEVNIK L., KIRN T., PETERLIN M., SPITERI C., PRINS T., LAUKKONEN E., HEISKANEN A.-S., SEMERÁDOVÁ S., KUNITZER A. (2012): *Hydromorphological alterations and pressures in European rivers, lakes, transitional and coastal waters*. VITUKI, NIVA, IWRS, Ecologic, Ecologic Institute, Stichting Deltares, SYKE, CENIA, Prague, 76 p.
- FLORSHEIM J.L., MOUNT J.F., CHIN A. (2008): « Bank erosion as a desirable attribute of rivers ». *BioScience*; 58(6): 519-29.
- GONZÁLEZ E., FELIPE-LUCIA M.R., BOURGEOIS B., BOZ B., NILSSON C., PALMER G., SHER A.A. (2017): « Integrative conservation of riparian zones ». *Biological Conservation*; 211(Part B): 20-9.
- GRAY D., SOTIR R. (1996): *Biotechnical and soil bioengineering slope stabilization - A practical guide for erosion control*. New York: John Wiley & Sons, 400 p.
- GURNELL A.M., BERTOLDI W., CORENBLIT D. (2012): « Changing river channels: The roles of hydrological processes, plants and pioneer fluvial landforms in humid temperate, mixed load, gravel bed rivers ». *Earth-Science Reviews*; 111(1-2): 129-41.
- GURNELL A.M. (2014): « Plants as river system engineers ». *Earth Surface Processes and Landforms*; 39(1): 4-25.
- LEBLOIS S., EVETTE A., RECKING A., FAVIER G. (2016): « Amélioration des méthodes de dimensionnement des ouvrages de génie végétal en berges de cours d'eau par une approche empirique ». *Sciences, Eaux & Territoires*; article hors-série, 7 p., 13/06/2016. Disponible en ligne : set-revue.fr/amelioration-des-methodes-de-dimensionnement-des-ouvrages-de-genie-vegetal-en-berges-de-cours-deau
- LI M.H., EDDLEMAN K.E. (2002): « Biotechnical engineering as an alternative to traditional engineering methods: A biotechnical streambank stabilization design approach ». *Landscape and Urban Planning*; 60(4): 225-42.
- LI X., ZHANG L., ZHANG Z. (2006): « Soil bioengineering and the ecological restoration of riverbanks at the Airport Town, Shanghai, China ». *Ecological Engineering*; 26(3): 304-14.
- MCCLAIN C.D., HOLL K.D., WOOD D.M. (2011): « Successional models as guides for restoration of riparian forest understory ». *Restoration Ecology*; 19(2): 280-9.
- PALMER M.A., BERNHARDT E.S., ALLAN J.D., LAKE P.S., ALEXANDER G., BROOKS S., CARR J., CLAYTON S., DAHM C.N., FOLLSTAD SHAH J., GALAT D.L., LOSS S.G., GOODWIN P., HART D.D., HASSETT B., JENKINSON R., KONDOLF G.M., LAVE R., MEYER J.L., O'DONNELL T.K., PAGANO L., SUDDUTH E. (2005): « Standards for ecologically successful river restoration ». *Journal of Applied Ecology*; 42(2): 208-17.
- POFF N.L., ZIMMERMAN J.K.H. (2010): « Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows ». *Freshwater Biology*; 55(1): 194-205.
- REY F., CROSAZY, CASSOTI F., DE MATOS M. (2015): « Génie végétal, génie biologique et génie écologique: concepts d'hier et d'aujourd'hui ». *Sciences Eaux & Territoires*; 16: 4-9.
- RINDERHAGEN M., RITTERHOFF J., ZAUKE G.P. (2000): « Crustaceans as bioindicators ». In: Gerhardt A., ed., *Biomonitoring of polluted water*. Environmental Research Forum, Vol. 9. Uetikon-Zurich: Trans Tech Publications. p. 161-94.
- SCHIECHTL H.M., STERN R. (1996): *Water bioengineering techniques for watercourse, bank and shoreline protection*. Oxford: Wiley-Blackwell editions, 208 p.
- SUDDUTH E.B., MEYER J.L. (2006): « Effects of bioengineered streambank stabilization on bank habitat and macroinvertebrates in urban streams ». *Environmental Management*; 38(2): 218-26.
- TACHET H., RICHOUX P., BOURNAUD M., USSEGLIO-POLATERA P. (2010): *Invertébrés d'eau douce: Systématique, biologie, écologie*. Paris: CNRS Éditions, 608 p.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E. (1980): « The river continuum concept ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*; 37(1): 130-7.
- WARTON D.I., THIBAUT L., WANG Y.A. (2017): « The PIT-trap - A "model-free" bootstrap procedure for inference about regression models with discrete, multivariate responses ». *PLoS One* 12(7): e0181790.