

Impacts de l'urbanisation sur la biodiversité des cours d'eau franciliens

Evelyne Tales^{1*}, Céline Baqué¹, Amandine Zahm¹

¹ Université Paris Saclay, INRAE UR HYCAR, Centre IdF Jouy-en-Josas Antony

* evelyne.tales@inrae.fr

Résumé

Le fonctionnement écologique des petits cours d'eau périurbains de la région francilienne est assez méconnu alors qu'ils constituent la majeure partie du réseau hydrographique. Soumis à l'extension de l'agglomération parisienne, leur état est dégradé et, dans l'objectif de les restaurer, il est nécessaire de comprendre comment les différents facteurs d'altération liés à l'urbanisation se combinent et impactent la biodiversité aquatique.

Les peuplements de macroinvertébrés benthiques sont étudiés sur la base de données existantes, recueillies entre 2007 et 2017 sur un ensemble de 105 stations réparties dans des petits cours d'eau de la région francilienne. En particulier, quatre variables caractérisant ces peuplements sont mises en relation avec douze caractéristiques des conditions actuelles de milieu à l'échelle du bassin versant et à l'échelle de la station. De plus, les conditions historiques de milieu sont prises en compte via l'occupation des sols des bassins versants dans les années 1950 pour tester les effets d'héritage. L'abondance des peuplements de macroinvertébrés n'est pas influencée par les variables de milieu. La richesse taxonomique, la diversité de Shannon et l'ASPT (Average score per taxon) des peuplements étudiés sont expliquées par des variables de milieu actuelles à l'échelle du bassin versant et à l'échelle de la station. Les conditions historiques d'occupation des sols semblent influencer la richesse taxonomique et la diversité de Shannon.

Points clefs

- ✓ *Le taux de surface imperméabilisée en 2017 à l'échelle du bassin versant et à l'échelle locale impacte négativement la richesse taxonomique et l'ASPT des peuplements.*
- ✓ *La richesse et la diversité des peuplements actuels sont liées positivement à la proportion de milieux semi-naturels sur le bassin versant dans les années 1950, suggérant l'existence d'effets d'héritage.*
- ✓ *La géomorphologie locale influence la richesse et la diversité des peuplements.*

Abstract

The ecological functioning of small peri-urban rivers in the Ile-de-France region is not well known, even though they make up the majority of the hydrographic network. Subjected to the expansion of the Parisian agglomeration, they are degraded and, in order to restore them, it is necessary to understand how the various alteration factors resulting from urbanization combine and impact aquatic biodiversity.

The macrobenthic communities are studied on the basis of existing data, collected between 2007 and 2017 on a set of 105 stations distributed in small rivers in the Ile-de-France region. In particular, four variables characterizing these communities are related to twelve characteristics of the current environmental conditions at the scale of the catchment area and at the scale of the station. In addition, historical environmental conditions are taken into account via the land use of the catchment areas in the 1950s to test for legacy effects. The abundance of macroinvertebrate communities is not influenced by environmental variables. Taxon richness, Shannon diversity and ASPT (Average score per taxon) of the studied communities are explained by current environmental variables at the catchment scale and at the station scale. Historic land uses appear to influence current taxon richness and Shannon diversity.

Key points

- ✓ *The rate of impervious surface area in 2017 at the catchment and local scale negatively impacts the taxonomic richness and ASPT of the macrobenthic communities.*
- ✓ *Positive relationships between richness and diversity of current communities and semi-natural landuse in the catchment from the 1950s occur, suggesting potentiel legacy effects.*
- ✓ *Local geomorphology influences the richness and diversity of macrobenthic communities.*

Introduction

L’urbanisation a des effets négatifs sur la biodiversité (Elmqvist et al, 2013). Concernant les milieux aquatiques et les cours d’eau en particulier, les altérations du fonctionnement écologique liées à l’urbanisation sont assez bien décrites sous le terme de « syndrome du cours d’eau urbain » (Walsh et al. 2005). Elles sont relatives aux processus physiques (hydrologie, qualité d’eau et géomorphologie), à la biodiversité aquatique et aux processus écosystémiques (cycle de nutriments, production et respiration à l’échelle globale). L’urbanisation se traduit donc par des pressions multiples sur les écosystèmes d’eau courante, auxquelles répond une diversité des mécanismes de changement du fonctionnement écologique (Roy et al., 2016).

Dans l’objectif de restaurer ces écosystèmes, il est donc important de démêler les effets de ces différents mécanismes. Un préalable est de reconnaître qu’il existe une diversité de cours d’eau urbains et qu’il est illusoire de vouloir restaurer tous les cours d’eau urbains de la même manière (Booth et al, 2016) alors que leurs potentiels sont différents. Ces différents cours d’eau urbains doivent être caractérisés afin de déterminer les objectifs de restauration les plus adaptés.

L’urbanisation entraîne la modification de l’occupation des sols dans le bassin versant. En particulier, elle accroît son imperméabilisation et diminue sa capacité d’infiltration, ce qui induit une modification des processus hydrologiques (Chen et al., 2014). La modification du cycle de l’eau à l’échelle du bassin versant agit donc indirectement sur la biodiversité des cours d’eau. Le taux d’imperméabilisation du bassin versant sert la plupart du temps de proxy pour résumer l’ensemble de ces processus. Cependant, l’occupation des sols

plus locale, dans la zone riveraine, peut aussi avoir un rôle tampon vis-à-vis du fonctionnement écologique du cours d’eau (Laub et al., 2012). A l’échelle locale, les caractéristiques géomorphologiques influencent la biodiversité aquatique : si le chenal conserve un certain niveau de complexité en dépit de l’urbanisation de son bassin versant, il peut être le support d’une biodiversité importante. L’interaction entre les deux échelles, bassin versant et locale, conditionne la biodiversité présente dans les cours d’eau (Stoll et al, 2016).

Pour la biodiversité, le contexte paysager est important. Il peut conférer localement aux peuplements aquatiques une forme de résistance à l’urbanisation (Utz et al., 2016). Selon l’isolement du cours d’eau dans une matrice paysagère imperméabilisée, la réponse de la biodiversité sera différente. La continuité des milieux en eau peut être assurée par la proximité de milieux humides aux abords des petits cours d’eau urbains pour les taxons qui ne sont pas exclusivement aquatiques, et permettre le maintien de la biodiversité en constituant des sources de colonisation.

Enfin, les effets de l’urbanisation sur la biodiversité aquatique sont plus ou moins sensibles selon l’histoire du cours d’eau et des usages de son bassin versant (Cuffney et al., 2010). Ces facteurs historiques agissent de différentes manières. D’une part, les usages anciens du bassin versant peuvent être déterminants pour la biodiversité aquatique actuelle (Harding et al., 1998) et, d’autre part, la réponse de la diversité locale à des changements environnementaux peut prendre du temps et intervenir de manière différée (notion de dette d’extinction). Les conditions passées peuvent jouer un rôle de filtre sur le *pool* régional d’espèces et influencer la diversité locale des communautés (Zobel et al, 2011). L’impact de l’urbanisation peut donc être différent selon qu’elle intervient sur un territoire auparavant « peu anthropisé » ou se superpose à d’autres facteurs antérieurs d’anthropisation. La connaissance des héritages et de leurs effets sur l’état contemporain de l’écosystème ne doit donc pas être négligée afin d’être en mesure d’identifier les sources d’altérations réelles et les meilleures solutions de restauration (Wohl, 2019).

Une étude préliminaire est présentée de manière à cerner la réponse structurelle des peuplements de macroinvertébrés benthiques au gradient de pression anthropique que subissent les petits cours d’eau franciliens. La réponse des peuplements de macroinvertébrés benthiques aux pressions contemporaines est analysée à l’échelle du bassin versant ainsi qu’à l’échelle locale. L’effet du contexte paysager local est testé pour évaluer l’impact potentiel de la proximité de sources de colonisation. Enfin, les effets d’héritage sont pris en compte en analysant les relations entre l’occupation du bassin versant dans les années 1950 et les caractéristiques de la biodiversité actuelle.

1. Matériel et méthodes

1.1. Sites d’étude

Cette étude est menée sur la base de données existantes. Un travail préalable de recueil de ces données a été réalisé et a permis de récupérer les résultats d’échantillonnage de macroinvertébrés benthiques sur 105 stations localisées sur des petits bassins versants de la région francilienne (Figure 1).

Ces stations représentent des conditions hydrologiques et paysagères variées, comme l’indiquent leurs principales caractéristiques que ce soit en considérant la gamme de taille de cours d’eau ou de variation de pression anthropique (démographie et taux d’imperméabilisation du bassin versant). En revanche, elles sont toutes situées dans la même hydroécorégion HER9 (Tables calcaires) (Tableau 1).

Tableau 1. Principales caractéristiques des stations d’étude

Caractéristique à la station	Minimum	Maximum	Moyenne
Surface de bassin versant (km²)	9	1117	167
Densité d’habitants (nb/km²)	21	2120	408
Taux d’imperméabilisation du bassin versant (%)	2	62	12
Largeur plein bord (m)	1,1	20	6,7
Sinuosité	1	1,67	1,07

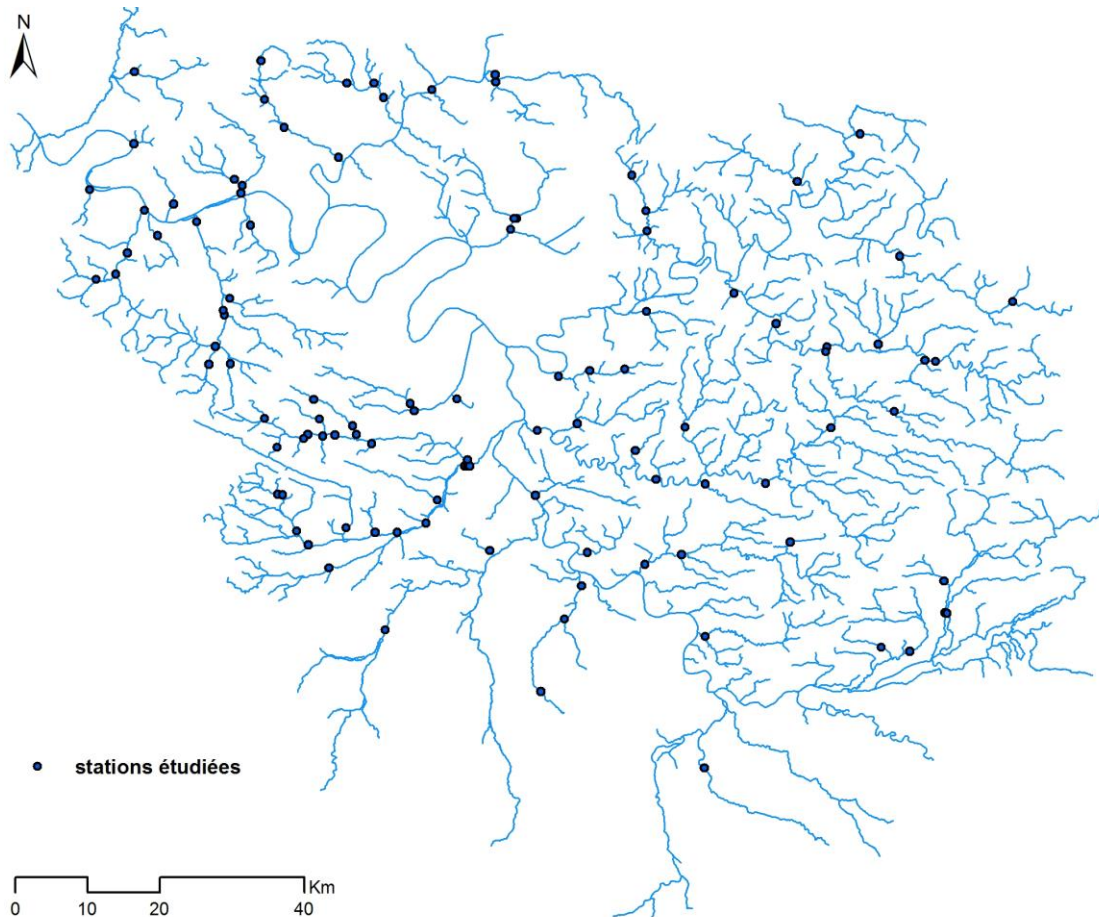


Figure 1. Localisation des 105 stations d’étude

1.2. Données physiques à l’échelle du bassin versant

La surface de bassin versant ainsi que l’occupation des sols déterminées à la station ont été calculées sous ArcGIS. Deux bases de données géographiques ont été utilisées pour ces calculs : le MOS de 2017 (Mode d’occupation des sols, Institut Paris Région 2017) et la carte d’occupation des sols de 2017 THEIA¹ pour les bassins versants qui dépassaient l’emprise administrative de l’Île-de-France. Les modes d’occupation des sols ont été regroupés en trois catégories : surfaces agricoles, surfaces imperméabilisées (dont espaces urbanisés) et milieux semi-naturels (dont forêts). Le degré d’urbanisation est reflété par l’importance de la proportion de surfaces imperméabilisées dans le bassin versant, cette dernière étant la variable la plus souvent sélectionnée dans la littérature. La densité d’habitants correspond aux données INSEE de 2015.

Les données d’occupation des sols passée ont été calculées à partir des résultats issus du projet HILDA (Fuchs et al., 2013). Il fournit, à l’échelle européenne, des cartes modélisées d’occupation des sols sur des mailles de 1 km² à différentes périodes. Nous avons retenu la période des années 1950, qui est un seuil de développement de l’agglomération parisienne et également une période jalon dans l’aménagement des cours d’eau.

1.3. Données physiques à l’échelle locale

L’occupation des sols est également considérée à l’échelle locale. Elle a été calculée de la même manière qu’à l’échelle globale en tenant compte des trois catégories (agricole, imperméabilisé, semi-naturel), mais dans un *buffer* linéaire de 30 mètres de large de part et d’autre du cours d’eau sur une longueur de 1 km en amont de

¹ <https://www.theia-land.fr/product/carte-doccupation-des-sols-de-la-france-metropolitaine/>

la station. Cette taille de *buffer* s'est avérée pertinente pour expliquer l'effet local de l'occupation des sols sur la biodiversité aquatique (Van Looy et al., 2013; Villeneuve et al., 2018).

Deux autres variables d'occupation des sols ont été calculées dans des *buffers* de manière à caractériser le contexte paysager de la station concernant la proximité d'autres milieux humides :

- La présence de milieux en eau dans un *buffer* longitudinal de 30 m sur chaque berge, 1 km en amont de la station ;
- La présence de milieux en eau dans un *buffer* circulaire de 5 km de diamètre autour de chaque station à partir de la base de données BD Topo de l'IGN plus précise pour cette catégorie d'éléments. Le contour et la taille de ce *buffer* sont ajustés aux capacités de dispersion des macroinvertébrés (Stoll et al., 2016).

En effet, comme la plupart des insectes aquatiques ont un stade adulte aérien, ils peuvent coloniser un cours d'eau à partir de milieux aquatiques proches, mais pas forcément connectés.

Les deux variables physiques suivantes caractérisent la géomorphologie des cours d'eau et sont des variables réponses de l'urbanisation :

- La largeur à plein bord permet de caractériser la géométrie locale du chenal ainsi que la taille du cours d'eau. Elle est mesurée au moment de l'échantillonnage des macroinvertébrés sur le terrain, car elle permet de délimiter la station d'échantillonnage. Sa valeur accompagne donc les données biologiques. L'urbanisation induit en général une augmentation de l'incision et de l'érosion latérale, qui mène à un élargissement du chenal ;
- La sinuosité locale a été calculée sur le tronçon de cours d'eau compris dans un *buffer* circulaire de 25 fois la largeur à plein bord autour de chaque station. Il s'agit du ratio de la longueur de cours d'eau sur la longueur de la vallée (50 fois la largeur à plein bord) délimitées dans ce tronçon. Dans les secteurs très contraints par les activités humaines, quand le chenal est rectifié, la sinuosité est très faible (proche de 1).

1.4. Données biologiques

Les données collectées sur les 105 stations d'étude correspondent à des échantillonnages des macroinvertébrés benthiques réalisés selon le protocole pour le calcul de l'Indice Multimétrique I2M2. Douze prélèvements élémentaires sont réalisés par station à l'aide d'un filet de type Surber et sont répartis dans différents habitats selon leur taux de recouvrement dans la station (dominants ou marginaux). Une fois dépouillés en laboratoire, ils permettent de dresser des listes faunistiques avec des effectifs par taxon. Le niveau de détermination selon les taxons est le genre, la famille ou l'ordre. Les échantillonnages s'échelonnent de 2007 à 2017. Ces données sont issues du réseau de surveillance de la qualité des cours d'eau et sont disponibles sur le site Naiades², mais aussi d'études spécifiques sur certains territoires ou bassins versants.

Sur la période considérée (2007-2017), la plupart des stations ont été échantillonnées plusieurs fois. Un examen préliminaire des peuplements de ces stations a indiqué qu'ils étaient relativement stables, ce qui a permis de considérer l'intégralité des données. Pour les stations pour lesquelles il existe plusieurs dates d'échantillonnage, les variables biologiques obtenues correspondent à la moyenne des valeurs des différents échantillonnages.

Certaines de ces variables sont les métriques de l'I2M2. Elles ont été obtenues en utilisant l'outil de calcul en ligne du SEEE³. L'abondance totale d'individus et le ratio Gammaré/aselle ont également été calculés.

² <http://www.naiades.eaufrance.fr/acces-donnees#/hydrobiologie>

³ <https://seee.eaufrance.fr/>

1.5. Analyses

Les relations entre variables de milieu et variables biologiques ont été analysées par la construction de modèles linéaires généralisés (GLM). Chaque variable biologique dépendante a été considérée individuellement et testée séparément selon les hypothèses de travail :

- Réponses aux variables de milieu contemporaines à l'échelle du BV et à l'échelle locale ;
- Réponses à la proximité de milieux aquatiques comme sources potentielles de colonisation ;
- Réponses à l'occupation des sols des années 1950 pour tester les effets d'héritage.

Compte tenu du fait que les variables d'occupation du sol ne sont pas indépendantes entre elles, la procédure pas-à-pas a été utilisée afin que la plus pertinente de ces variables soit automatiquement sélectionnée dans chaque modèle. Certaines variables ont été transformées en log (ou ArcSin pour les proportions) pour stabiliser la variance.

2. Résultats

2.1. Généralités

Les peuplements de macroinvertébrés benthiques des 105 stations d'étude regroupent 217 taxons pour un total de 380 opérations (une opération est un échantillonnage sur une station). Le calcul de l'I2M2 a été réalisé de manière à dresser un bilan sommaire de la qualité des petits cours d'eau franciliens.

Globalement, les cours d'eau considérés sont dégradés : près des trois quarts des stations ont des valeurs d'I2M2 qui correspondent à une qualité biologique médiocre (I2M2 entre 0,148 et 0,295) ou mauvaise (I2M2 < 0,148) (Tableau 2). Il est notable que les stations dont les valeurs de l'I2M2 sont les plus élevées se situent plutôt à la périphérie de la région, dans les zones qui n'ont pas encore été gagnées par l'extension de l'agglomération parisienne (Figure 2).

Tableau 2 : Valeurs caractéristiques de l'indicateur I2M2 et de sept variables biologiques dans les 105 stations (en italique, les trois variables non retenues par la suite)

	Minimum	Maximum	Moyenne
I2M2	0,004	0,612	0,219
Richesse taxonomique	11	55	32
Abondance	1209	22688	7597
SHANNON	0,463	3,860	2,350
ASPT	3,000	6,039	4,630
<i>Fréq. Taxon polyvoltin</i>	<i>0,320</i>	<i>0,570</i>	<i>0,444</i>
<i>Fréq. Taxon ovovivipare</i>	<i>0,165</i>	<i>0,432</i>	<i>0,277</i>
<i>Ratio Gammare/Aselle</i>	<i>-0,997</i>	<i>1,000</i>	<i>0,512</i>

De fortes corrélations significatives entre les 7 variables biologiques calculées ont mené à sélectionner uniquement certaines d'entre elles pour les analyses :

- Deux variables « quantitatives », la richesse taxonomique (nombre de taxons) et l'abondance (nombre d'individus) ;
- Deux variables « qualitatives », la diversité de Shannon et l'ASPT (*Average score per taxon*), qui incluent la composition et la sensibilité du peuplement à la dégradation des conditions environnementales.

Les trois autres variables calculées n'ont pas été considérées dans les modèles : la fréquence de taxons polyvoltins, la fréquence de taxons ovovivipares et le ratio Gammare/aselles (ratio GA).

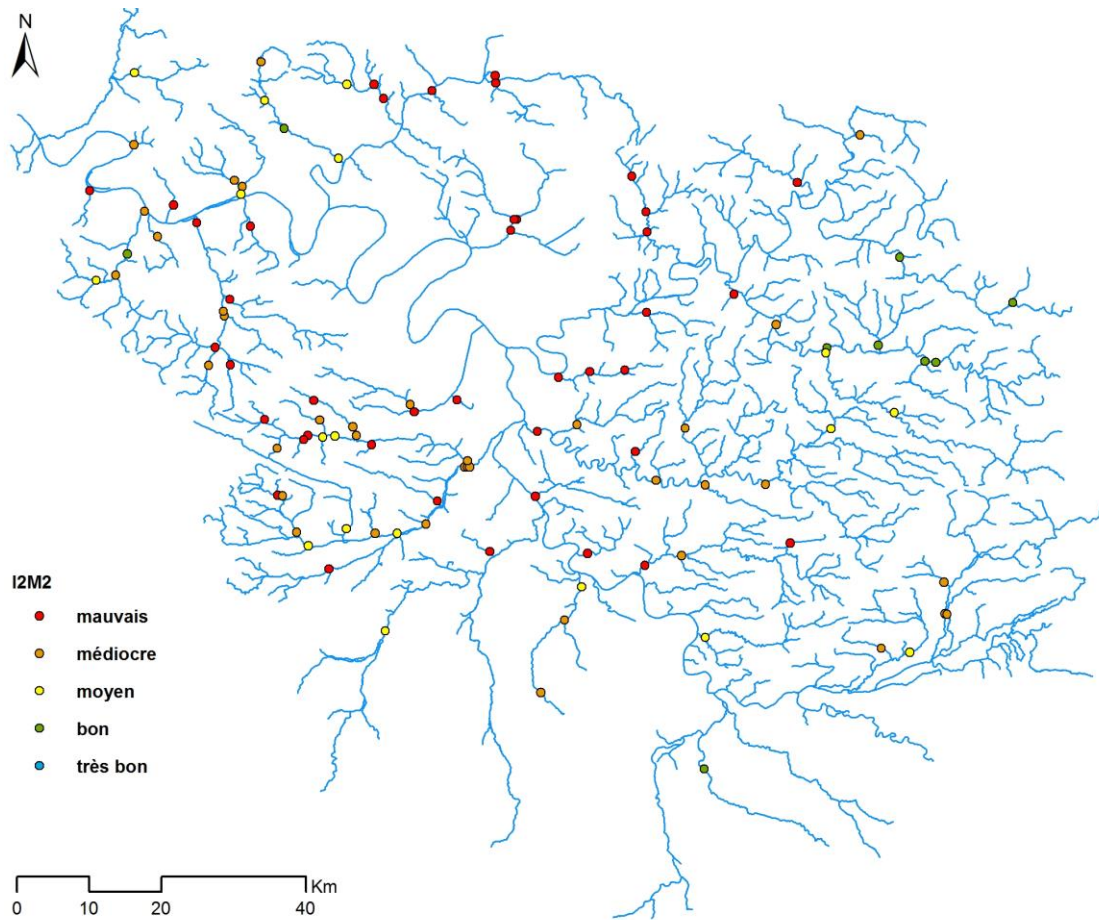


Figure 2 : Cartes des valeurs de l’I2M2 aux 105 stations

En plus de ces variables biologiques, quinze variables de milieu ont été considérées dans les analyses (Tableau 3). Les trois variables d’occupation des sols actuelle à l’échelle du bassin versant varient dans une large gamme. Les valeurs de la médiane et de la moyenne pour le taux de surface imperméabilisée indiquent cependant que la plupart des bassins versants restent en-deçà du seuil de 10% qui est classiquement utilisé pour caractériser les cours d’eau urbains. Les variables d’occupation des sols à l’échelle locale, calculées dans un *buffer*, ne sont pas corrélées à celles calculées à l’échelle du bassin versant, excepté dans le cas du taux d’imperméabilisation (coefficient de corrélation de corrélation = 0,431 $p < 0,001$). Evidemment, la largeur à plein bord est très corrélée à la surface de bassin versant (0,754 ; $p < 0,001$) mais du fait de sa réponse aux impacts de l’urbanisation, il a été décidé de la conserver comme variable locale.

Tableau 3 : Valeurs caractéristiques des variables relatives aux conditions de milieu des 105 stations et à l’occupation des sols en 2017 (données contemporaines) et en 1950 (données historiques).

Catégorie	Variable de milieu	Minimum	Maximum	Moyenne	Mediane
Données contemporaines (2017)	Taux de surface imperméabilisée	0,02	0,62	0,12	0,08
	Taux de surface agricole	0,09	0,89	0,53	0,55
	Echelle du bassin versant	Taux de milieu semi-naturel	0,07	0,72	0,34
		Surface de bassin versant (km ²)	8,7	1117,4	166,7
		Densité d'habitants (nbe/km ²)	21	2121	408
		Taux d'imperméabilisation BF30	0	0,88	0,15
	Echelle locale	Taux de surface agricole BF30	0	1	0,3
		Taux de milieu semi-naturel BF30	0	1	0,5
		Largeur à plein bord (m)	1,1	20,0	6,7
		Sinuosité	1	1,7	1,1
	Contexte autres milieux en eau	Taux de surface en eau BFC	0,00	0,10	0,01
		Taux de surface en eau BF30	0,00	0,17	0,02
Données historiques (1950)	Taux de surface habitée HI	0,00	0,35	0,08	0,07
	Echelle du bassin versant	Taux de surface cultivée HI	0,23	0,98	0,74
		Taux de milieu semi-naturel HI	0,00	0,74	0,14

La comparaison globale entre les valeurs moyennes d’occupation des sols des années 1950 et de 2017 indique que les surfaces imperméabilisées ont augmenté (de 0,08 en moyenne à 0,12) au détriment essentiellement des surfaces agricoles (de 0,74 à 0,53) résultant de l’urbanisation croissante de la région.

2.2. Réponses à l’échelle du bassin versant

Parmi les cinq variables de milieu utilisées à l’échelle du bassin versant, deux ne sont jamais incluses dans les modèles : la densité de population et le taux de surface en milieu semi-naturel (Tableau 4). En revanche, la surface de bassin versant contribue significativement à trois des quatre modèles et explique positivement la richesse taxonomique, la diversité de Shannon et l’ASPT. Ce résultat peut être en partie associé à un effet « taille » : plus le bassin versant est grand, plus le cours d’eau est susceptible d’héberger des taxons variés et plus nombreux. La richesse taxonomique et l’ASPT répondent de la même manière, positivement à la surface de bassin versant et négativement au taux de surface imperméabilisée dans le bassin versant amont. La diversité de Shannon ne répond qu’à la surface de bassin versant de manière positive. Enfin, l’abondance ne répond qu’au taux de surface agricole dans le bassin versant : elle a tendance à augmenter avec cette catégorie d’occupation des sols, sans doute en réponse à un enrichissement des cours d’eau en nutriments. Il est à noter que ce dernier modèle n’est que marginalement significatif ($p=0,083$).

Tableau 4 : Résultats des modèles GLM à l'échelle du bassin versant des quatre variables biologiques en fonction des cinq variables de milieu. Les variables de milieu sont listées dans leur ordre d'entrée dans le modèle pas-à-pas.

Variable biologique	Variables de milieu	Coefficient standardisé	p-value	F-ratio	p-value
Richesse	Surface de bassin versant	0,417	<0,001	44,762	<0,001
	Taux d'imperméabilisation BV	-0,428	<0,001		
Abondance	Taux de surface agricole BV	0,170	0,083	3,071	0,083
Shannon	Surface de bassin versant	0,318	0,001	11,614	0,001
ASPT	Surface de bassin versant	0,213	0,020	16,999	<0,001
	Taux d'imperméabilisation BV	-0,391	<0,001		

2.3. Réponse à l'échelle locale

Tout d'abord, à cette échelle, l'abondance n'est expliquée par aucune des variables de milieu (Tableau 5). Compte tenu du résultat précédent à l'échelle du bassin versant, il est probable que les variables de milieu sélectionnées dans l'étude ne soient pas adaptées pour expliquer l'abondance totale du macrobenthos. La richesse est expliquée négativement par une variable d'occupation des sols, le taux de surface imperméabilisée dans un *buffer* linéaire de 30 m traduisant le fait que les peuplements de macroinvertébrés sont moins riches dans les cours d'eau aux abords urbanisés. A l'inverse, la largeur à plein bord puis la sinuosité contribuent positivement à la richesse (Figure 3), ce qui s'explique par le fait qu'un cours d'eau plus large et plus sinueux permet d'héberger plus de taxons, l'effet de la sinuosité restant toutefois marginalement significatif. Les mêmes variables de milieu contribuent également à expliquer les variables biologiques de diversité, à savoir l'indice de Shannon et l'ASPT. La diversité de Shannon est expliquée positivement par la largeur à plein bord et la sinuosité pour les mêmes raisons que la richesse : les cours d'eau larges et sinueux renferment naturellement des habitats plus diversifiés, ce qui entraîne une diversité de taxons plus élevée. L'ASPT est expliqué négativement par le taux d'imperméabilisation dans la zone riveraine (*buffer* de 30m) et positivement par la largeur à plein bord (Figure 3). Il est probable que ces relations soient la déclinaison locale des relations mises en évidence à l'échelle plus globale avec l'ASPT, car la largeur à plein bord et le taux d'imperméabilisation dans le *buffer* sont corrélés respectivement à la surface de bassin versant et au taux d'imperméabilisation du bassin versant.

Tableau 5 : Résultats des modèles GLM à l'échelle locale des quatre variables biologiques en fonction des cinq variables de milieu. Les variables de milieu sont listées dans leur ordre d'entrée dans le modèle pas-à-pas.

Variable biologique	Variables de milieu	Coefficient standardisé	p-value	F-ratio	p-value
Richesse	Taux d'imperméabilisation BF30	-0,197	0,030	8,574	<0,001
	Largeur plein bord	0,376	<0,001		
	Sinuosité	0,149	0,099		
Abondance	—				
Shannon	Largeur plein bord	0,192	0,044	5,811	0,004
	Sinuosité	0,240	0,012		
ASPT	Taux d'imperméabilisation BF30	-0,253	0,008	5,759	0,004
	Largeur plein bord	0,196	0,039		

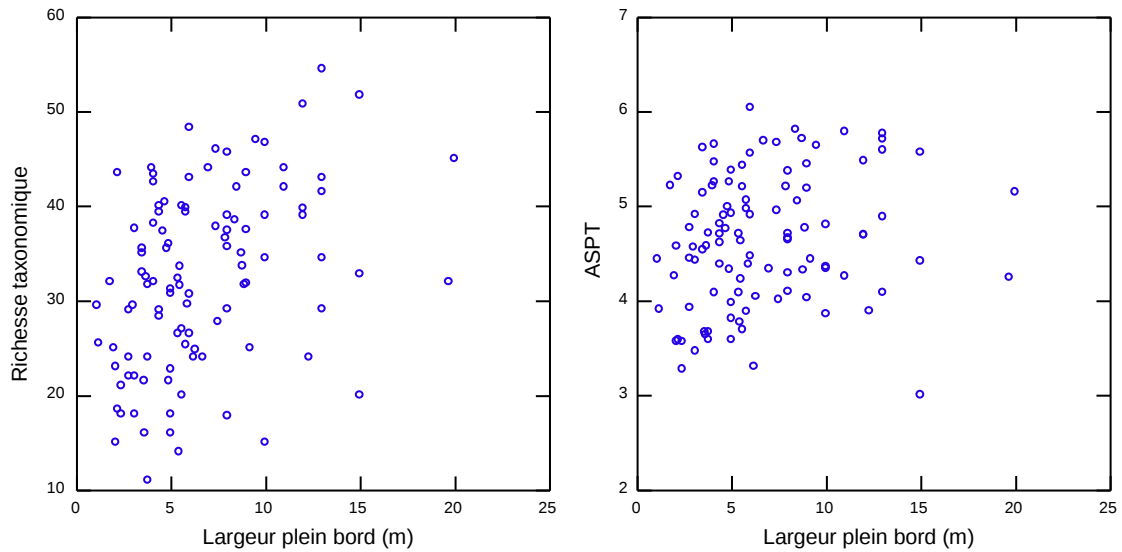


Figure 3 : Relations entre la richesse taxonomique et l’ASPT avec la largeur à plein bord dans les 105 stations.

2.4. Effet de la proximité de milieux en eau

Aucune des variables biologiques n’est expliquée par les deux variables relatives à la proximité de milieux en eau dans le buffer linéaire et dans le buffer circulaire, puisque les modèles construits ne sont pas significatifs (p-valeurs comprises entre 0,181 et 0,589).

2.5. Effets d’héritage à l’échelle du bassin versant

Aucun modèle de l’abondance des taxons n’est significatif. Parmi les trois variables d’occupation des sols passée, le taux de surface habitée contribue de manière négative et le taux de milieu semi-naturel contribue de manière positive au modèle de la richesse taxonomique avec la surface de bassin versant (Tableau 6). Si l’on confronte simultanément les variables d’occupation du sol passées et actuelles (HI+BV), le taux de milieu semi-naturel des années 1950 contribue toujours positivement au modèle de la richesse taxonomique avec la surface de bassin versant, alors que le taux d’imperméabilisation actuel est inclus et affecte négativement la richesse.

La diversité de Shannon est exclusivement expliquée positivement par le taux de milieu semi-naturel des années 1950 et la surface de bassin versant. Le modèle complet, comprenant à la fois les variables d’occupation des sols passée et actuelle, confirme ces relations. De même que pour la richesse, les cours d’eau qui drainaient des milieux semi-naturels dans les années 1950 ont tendance à avoir des peuplements actuels plus diversifiés.

Le modèle de l’ASPT comprend aussi une variable d’occupation des sols passée, le taux de surface habitée qui l’explique négativement. Cependant, dans le modèle complet le taux d’imperméabilisation actuel se substitue au taux historique de surface habitée, ce qui indique une moindre influence des conditions passées pour expliquer la sensibilité des peuplements actuellement en place.

Tableau 6 : Résultats des modèles GLM à l’échelle du bassin versant des quatre variables biologiques en fonction des trois variables d’occupation des sols passée. Les variables de milieu sont listées dans leur ordre d’entrée dans le modèle pas-à-pas. En italique, les modèles « complets » incluant simultanément les variables d’occupation des sols passée (1950) et actuelle (2017) (HI+BV)

Variable biologique	Variables de milieu	Coefficient standardisé	p-value	F-ratio	p-value
Richesse	Taux de surface habitée HI	-0,314	<0,001	24,927	<0,001
	Taux de milieu semi-naturel HI	0,201	0,010		
	Surface de bassin versant	0,491	<0,001		
	<i>HI+BV Taux de milieu semi-naturel HI</i>	0,157	0,031	32,913	<0,001
	<i>Surface de bassin versant</i>	0,448	<0,001		
	<i>Taux d'imperméabilisation BV</i>	-0,420	<0,001		
Abondance					
Shannon	Taux de milieu semi-naturel HI	0,212	0,025	8,637	<0,001
	Surface de bassin versant	0,357	<0,001		
	<i>HI+BV Taux de milieu semi-naturel HI</i>	<i>Modèle identique</i>			
	<i>Surface de bassin versant</i>				
ASPT	Taux de surface habitée HI	-0,317	0,001	12,994	<0,001
	Surface de bassin versant	0,238	0,012		
	<i>HI+BV Surface de bassin versant</i>	0,211	0,021	17,377	<0,001
	<i>Taux d'imperméabilisation BV</i>	-0,397	<0,001		

3. Discussion et conclusion

3.1. Effet de l’urbanisation

Globalement, une augmentation de l’urbanisation, représentée dans cette étude par le taux d’imperméabilisation, entraîne une diminution à l’échelle du BV du nombre total de taxons et de leur sensibilité. L’illustration de la réponse de la richesse taxonomique et de l’ASPT montre qu’effectivement ces deux variables répondent de la même manière et de façon non linéaire à l’augmentation du taux de surface imperméabilisée (Figure 4). Il est donc vraisemblable que la diminution du nombre de taxons se fasse au détriment des espèces les plus sensibles, qui vont disparaître en premier en réponse à l’altération urbaine.

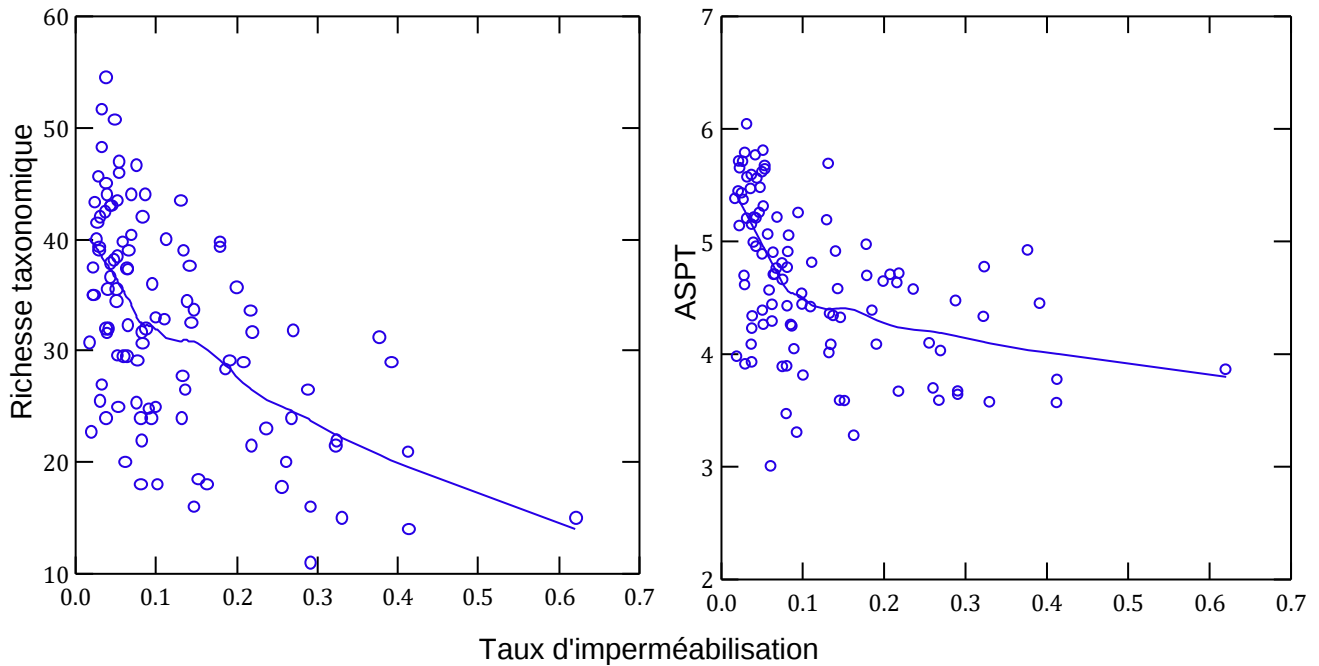


Figure 4 : Evolution de la richesse taxonomique et de l'ASPT en fonction du taux d'imperméabilisation actuel du bassin versant dans les 105 stations (la courbe correspond à un lissage de type Lowess).

De plus, il semble qu'il y ait un effet seuil pour une valeur du taux d'imperméabilisation autour de 0,1 (soit 10% du bassin versant) : au-delà de cette valeur, la richesse et l'ASPT décroissent plus lentement avec l'augmentation de l'imperméabilisation. En deçà de cette valeur en revanche, les deux variables diminuent de manière plus drastique. Dans une étude globale, Chen & Olden (2020) ont constaté que les peuplements de poissons étaient sensibles à de faibles taux d'urbanisation (seuil de réponse pour un taux de 1 à 12%). Il est également remarquable qu'en dessous de ce taux de 10% de surface imperméabilisée, des situations contrastées existent avec un gradient entre des peuplements riches et sensibles et des peuplements appauvris (Figure 4). Un facteur confondant pourrait être la taille du cours d'eau, puisque la richesse croît naturellement de l'amont vers l'aval. A priori cependant, ce gradient observé n'est pas lié à ce facteur confondant, car il n'y a pas d'interaction significative entre la taille du bassin versant et la richesse ou l'ASPT. Il serait donc important de comprendre les facteurs qui influencent les peuplements face à des conditions d'urbanisation comparables du point de vue de l'occupation des sols. Parmi les hypothèses testées dans cette étude, à savoir les effets d'héritage et la proximité de sources de colonisation pour expliquer ces contrastes, seule la première semble être réellement significative. En effet, le taux de surface des milieux semi-naturels en 1950 (associé aux effets d'héritage) explique une richesse et une diversité de peuplements actuelles plus élevées tandis que la proximité de milieux en eau en tant que source de colonisation a été disqualifiée par les modèles dans l'analyse.

La nature de l'urbanisation peut également entraîner des impacts différents. Baruch et ses collaborateurs (2018) font appel à la notion de connectivité hydrologique influencée par la densité des réseaux souterrains et des réseaux de route : la configuration de ces réseaux modifie les impacts de l'urbanisation sur les cours d'eau à taux d'imperméabilisation équivalent.

Il est possible d'évoquer l'effet potentiel de la qualité physico-chimique de l'eau pour expliquer ces variations puisqu'elle n'a pas été explicitement prise en compte dans les variables de milieu faute de données adéquates homogènes. Cependant, l'occupation des sols dans le bassin versant peut être considéré comme un proxy de la qualité des eaux, et en l'occurrence, dans le jeu de données étudiées, le taux de surface imperméabilisée dans le bassin versant est corrélé négativement avec l'état physico-chimique (test de rang de Kruskal-Wallis $\chi^2 = 9,2$, $p=0,02$). Globalement, pour les stations dont le taux de surface imperméabilisée est en deçà de 10%, la qualité physico-chimique est bonne à moyenne, ce qui suggère plutôt qu'elle n'est pas à l'origine des contrastes observés de richesse taxonomique et d'ASPT.

A l'échelle locale, on retrouve l'effet négatif de l'urbanisation sur la richesse et l'ASPT. En revanche, l'occupation des sols de la zone riveraine ne semble pas amortir l'effet de l'urbanisation. Les caractéristiques géomorphologiques locales, largeur plein bord et sinuosité, semblent atténuer les effets négatifs de l'urbanisation puisqu'elles expliquent positivement la richesse, la diversité de Shannon et l'ASPT.

3.2. Effet de la proximité de sources de colonisation

Deux variables liées à la proximité de milieux en eau ou semi-naturels permettent d'évaluer l'impact potentiel du contexte paysager et de la proximité de sources de colonisation potentielle sur la composition des peuplements macrobenthiques. Il apparaît que ces deux variables n'ont aucun effet sur les caractéristiques des peuplements macrobenthiques, ce qui pourrait signifier que les processus de dispersion/colonisation ne sont pas à l'œuvre dans ces milieux. Pourtant, ces processus sont avérés dans plusieurs études (Tonkin et al., 2014, Li et al., 2016) mais en dehors d'un contexte urbanisé. Il est possible que dans un tel contexte, les milieux semi-naturels et les milieux en eau à proximité des cours d'eau altérés ne soient pas en meilleur état, étant eux aussi impactés par l'urbanisation, et qu'en conséquence il est peu probable qu'ils hébergent des peuplements différents de ceux des cours d'eau urbains.

Une autre explication à cette absence d'effets peut être liée à la nature des métriques utilisées qui sont des proxys grossiers. Le recours à des métriques plus élaborées, par exemple de distance aux grands cours d'eau du réseau qui peuvent servir de corridor (pénétration et circulation des taxons via cette trame vers les petits cours d'eau plus isolés) ou à des métriques biologiques via des approches fonctionnelles pourraient permettre d'affiner les résultats obtenus.

3.3. Effet d'héritage

Le taux de milieu semi-naturel des années 1950 dans le bassin versant est la principale variable explicative de la richesse et de la diversité de Shannon des peuplements actuels. Ce résultat est conforme à l'hypothèse des effets d'héritage : dans la mesure où les milieux semi-naturels n'étaient pas altérés auparavant, les cours d'eau qui les traversent ont un fond taxonomique plus important que ceux qui étaient déjà altérés par d'autres activités anthropiques comme l'urbanisation ancienne ou l'agriculture.

Il est nécessaire d'approfondir l'étude des effets d'héritage afin de déterminer si les peuplements des cours d'eau qui n'étaient pas en situation altérée dans les années 1950 ont mieux résisté à l'urbanisation ou s'il existe une « dette d'extinction » qui induit une érosion progressive de la biodiversité au cours du temps. L'étude de la conversion des usages des sols constitue une première piste de réponse.

4. Remerciements

Les auteurs remercient le Conseil général du Val d'Oise, le Conseil général et la Direction de l'eau, de l'environnement et de l'agriculture de Seine-et-Marne, le SIAHVV, le SYAGE, le PNR de la Haute Vallée de Chevreuse pour avoir mis à disposition des données biologiques recueillies par leurs soins.

Bibliographie

- Baruch, E. M., Voss, K. A., Blaszcak, J. R., Delesantro, J., Urban, D. L., & Bernhardt, E. S. (2018). Not all pavements lead to streams: variation in impervious surface connectivity affects urban stream ecosystems. *FRESHWATER SCIENCE*, 37(3), 673-684. doi:10.1086/699014
- Booth, D. B., Roy, A. H., Smith, B., & Capps, K. A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. *FRESHWATER SCIENCE*, 35(1), 412-420. doi:10.1086/684940
- Chen, K., & Olden, J. D. (2020). Threshold responses of riverine fish communities to land use conversion across regions of the world. *GLOBAL CHANGE BIOLOGY*, 26(9), 4952-4965. doi:10.1111/gcb.15251

- Chen, R. S., Chuang, W. N., & Cheng, S. J. (2014). Effects of urbanization variables on model parameters for watershed divisions. *HYDROLOGICAL SCIENCES JOURNAL-JOURNAL DES SCIENCES HYDROLOGIQUES*, 59(6), 1167-1183. doi:10.1080/02626667.2014.910305
- Cuffney, T. F., Brightbill, R. A., May, J. T., & Waite, I. R. (2010). Responses of benthic macroinvertebrates to environmental changes associated with urbanization in nine metropolitan areas. *ECOLOGICAL APPLICATIONS*, 20(5), 1384-1401. doi:10.1890/08-1311.1
- Elmqvist, T., Goodness, J., Marcotullio, P. J., Parnell, S., Sendstad, M., Wilkinson, C., . . . Seto, K. C. (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities: A global assessment*.
- Fuchs, R., Herold, M., Verburg, P. H., & Clevers, J. (2013). A high-resolution and harmonized model approach for reconstructing and analysing historic land changes in Europe. *BIOGEOSCIENCES*, 10(3), 1543-1559. doi:10.5194/bg-10-1543-2013
- Harding, J. S., Benfield, E. F., Bolstad, P. V., Helfman, G. S., & Jones, E. B. D. (1998). Stream biodiversity: The ghost of land use past. *PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF AMERICA*, 95(25), 14843-14847. doi:10.1073/pnas.95.25.14843
- Laub, B. G., Baker, D. W., Bledsoe, B. P., & Palmer, M. A. (2012). Range of variability of channel complexity in urban, restored and forested reference streams. *FRESHWATER BIOLOGY*, 57(5), 1076-1095. doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02763.x
- Li, F. Q., Sundermann, A., Stoll, S., & Haase, P. (2016). A newly developed dispersal metric indicates the succession of benthic invertebrates in restored rivers. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 569, 1570-1578. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.06.251
- Roy, A. H., Capps, K. A., El-Sabaawi, R. W., Jones, K. L., Parr, T. B., Ramirez, A., . . . Wenger, S. J. (2016). Urbanization and stream ecology: diverse mechanisms of change. *FRESHWATER SCIENCE*, 35(1), 272-277. doi:10.1086/685097
- Stoll, S., Breyer, P., Tonkin, J. D., Fruh, D., & Haase, P. (2016). Scale-dependent effects of river habitat quality on benthic invertebrate communities - Implications for stream restoration practice. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 553, 495-503. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.126
- Tonkin, J. D., Stoll, S., Sundermann, A., & Haase, P. (2014). Dispersal distance and the pool of taxa, but not barriers, determine the colonisation of restored river reaches by benthic invertebrates. *FRESHWATER BIOLOGY*, 59(9), 1843-1855. doi:10.1111/fwb.12387
- Utz, R. M., Hopkins, K. G., Beesley, L., Booth, D. B., Hawley, R. J., Baker, M. E., . . . Jones, K. L. (2016). Ecological resistance in urban streams: the role of natural and legacy attributes. *FRESHWATER SCIENCE*, 35(1), 380-397. doi:10.1086/684839
- Van Looy, K., Tormos, T., Ferreol, M., Villeneuve, B., Valette, L., Chandesris, A., . . . Souchon, Y. (2013). Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale. *KNOWLEDGE AND MANAGEMENT OF AQUATIC ECOSYSTEMS*(408). doi:10.1051/kmae/2013041
- Villeneuve, B., Piffady, J., Valette, L., Souchon, Y., & Usseglio-Polatera, P. (2018). Direct and indirect effects of multiple stressors on stream invertebrates across watershed, reach and site scales: A structural equation modelling better informing on hydromorphological impacts. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 612, 660-671. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.197
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan Ii, R. P. (2005). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706-723. doi:10.1899/04-028.1
- Wohl, E. (2019). Forgotten Legacies: Understanding and Mitigating Historical Human Alterations of River Corridors. *WATER RESOURCES RESEARCH*, 55(7), 5181-5201. doi:10.1029/2018WR024433
- Zobel, M., Otto, R., Laanisto, L., Naranjo-Cigala, A., Partel, M., & Fernandez-Palacios, J. M. (2011). The formation of species pools: historical habitat abundance affects current local diversity. *GLOBAL ECOLOGY AND BIOGEOGRAPHY*, 20(2), 251-259. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00593.x