

ÉVALUATION DE L'EFFICACITE DES TRAVAUX DE RESTAURATION HYDROMORPHOLOGIQUE MENES IL Y A 10 ANS SUR LE BOCQ (WALLONIE, BELGIQUE)

Evaluation of the effectiveness of hydromorphological restoration work carried out 10 years ago on the Bocq (Wallonia, Belgium)

Camille FRAUDIN¹, Liévin CASTELAIN², Alexandre PEETERS¹, Camille CARPENTIER², Bernard DE LE COURT³, Jean VAN CAMPENHOUT¹, Patrick KESTEMONT², Geoffrey HOUBRECHTS¹

¹ Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale – Département de géographie – UR Sphère – Université de Liège – Quartier village 4 – Clos Mercator, 3 – B11 – 4000 Sart Tilman – Belgique – camille.fraudin@uliege.be

² Institute of life, Earth & Environment – URBE – Université de Namur – Rue de Bruxelles, 61 – 5000 Namur – Belgique – lievin.castelain@unamur.be

³ Service public de Wallonie Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement Département de la Ruralité et des Cours d'eau Direction des Cours d'Eau Non Navigables (DCENN) District de Namur Avenue Reine Astrid, 39, 5000 – NAMUR, bernard.delecourt@spw.wallonie.be

Grâce au projet européen LIFE+ Walphy (2009-2013), des travaux de restauration sur trois masses d'eau ont été réalisés, ainsi qu'un suivi scientifique de leur efficacité via des relevés avant et après travaux. Les travaux concernaient l'amélioration de la continuité longitudinale avec 23 obstacles effacés ou aménagés dans le bassin du Bocq, et l'amélioration de la continuité transversale avec 3,7 km de cours d'eau réhabilités selon différentes techniques. Depuis, cinq stations ont fait l'objet de relevés hydromorphologiques et biologiques. Grâce à une comparaison avant/après travaux, les résultats ont démontré l'efficacité à court terme des aménagements entrepris.

Dix ans après, la question de la pérennité des aménagements et de leurs bénéfices écologiques se posait, à l'échelle stationnelle, et à l'échelle de la masse d'eau. L'évaluation actuelle (2021) s'est faite selon ces deux échelles, et est basée sur un suivi géomorphologique et écologique des stations aménagées et des stations de contrôle, ainsi que l'analyse des données des stations DCE.

Il ressort une certaine variabilité dans la pérennité des aménagements, selon le type de travaux. Hydromorphologiquement, l'analyse des sites restaurés montre généralement une légère baisse des gains obtenus quelques années après les travaux. Cela pourrait être attribué au comblement des annexes hydrauliques ou à une dispersion des galets injectés. Biologiquement, le bilan est positif, mais des différences quant au temps et à l'intensité de réponse des indicateurs apparaissent, selon le type d'aménagement et l'échelle considérée. A l'échelle de la masse d'eau, certains paramètres piscicoles montrent des changements concomitants avec l'augmentation de la continuité longitudinale.

Mots-clefs : Restauration hydromorphologique, continuité longitudinale, continuité latérale, monitoring, Walphy

Thanks to the European LIFE+ Walphy project (2009-2013), restoration work has been carried out on three bodies of water, as well as scientific monitoring of their effectiveness via pre- and post-work surveys. The work concerned the improvement of longitudinal continuity with 23 obstacles cleared or arranged in the Bocq basin, and the improvement of transverse continuity with 13 km of watercourses rehabilitated using different techniques. Since then, five stations have been the subject of hydromorphological and biological surveys. Thanks to a comparison before/after the works, the results demonstrated the short-term effectiveness of the developments undertaken.

Ten years later, the question of the sustainability of developments and their ecological benefits arose, at the station scale, and at the scale of the water body. The current assessment (2021) is therefore located in time and space and is based on monitoring undeveloped control stations. Station monitoring includes ecological and geomorphological monitoring.

There is some variability in the sustainability of the facilities, depending on the type of work. Hydromorphologically, the analysis of the restored sites generally shows a slight drop in the gains obtained a few years after the works. This could be attributed to the filling of the hydraulic annexes or to a dispersion of the pebbles included. Biologically, the results are positive; differences in the timing and intensity of the response of the indicators displayed, depending on the type of development and the scale considered. At the scale of the water body, the results show a downward trend in hydromorphological quality.

Key-words: Hydromorphological restoration, longitudinal continuity, lateral continuity, monitoring, Walphy

I INTRODUCTION

Le projet Walphy+10ans s'inscrit dans la continuité du projet Life Environnement WALPHY qui a permis, dans le contexte de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE), entre 2009 et 2013, d'effectuer des travaux de restauration de la qualité hydromorphologique du Bocq et de l'Eau Blanche, affluents de la Meuse. Un des objectifs était la mise au point d'une méthodologie qui permette de mesurer les améliorations de la qualité hydromorphologique et biologique des cours d'eau avant et après restauration, afin de mesurer l'impact des travaux [Castelain *et al.*, 2016; Peeters *et al.*, 2018]. Cet article s'intéressera plus particulièrement à ceux effectués sur le Bocq.

Le Bocq est un affluent en rive droite de la Meuse, avec un bassin versant de 237 km². Son débit moyen interannuel est de 2,2 m³/s pour une puissance spécifique d'environ 100 W/m² au plein bord. La pente moyenne est de 5 ‰. Cependant, les variations au sein du bassin versant sont importantes. Les sections reméandrées, par exemple, ont plutôt une pente de 2‰ et une puissance spécifique de 18-20 W/m² [Castelain *et al.*, 2016; Peeters *et al.*, 2021]. Les étiages sont relativement faibles en raison de la présence de nombreuses résurgences karstiques présentes sur le bassin versant. C'est une rivière principalement salmonicole [Castelain *et al.*, 2016].

Les travaux de réhabilitation de cette rivière ont été fait entre 2010 et 2014 et en visait à restaurer deux axes : la continuité longitudinale et la continuité latérale. Les arasements et les aménagements de 23 barrages et déversoirs ont permis de reconnecter 31 km du Bocq et de certains de ses affluents entre eux, et 12 km du Bocq à la Meuse [Castelain *et al.*, 2016], améliorant ainsi la continuité longitudinale du cours d'eau. On compte en tout sept arasements d'ouvrages, six bras de contournement, trois pré-barrages, deux rampes rugueuses, une passe à poissons et trois aménagements mixtes sur le bassin versant du Bocq [Castelain *et al.*, 2016; Peeters *et al.*, 2013b, 2013a] présentés sur la Figure I.1.

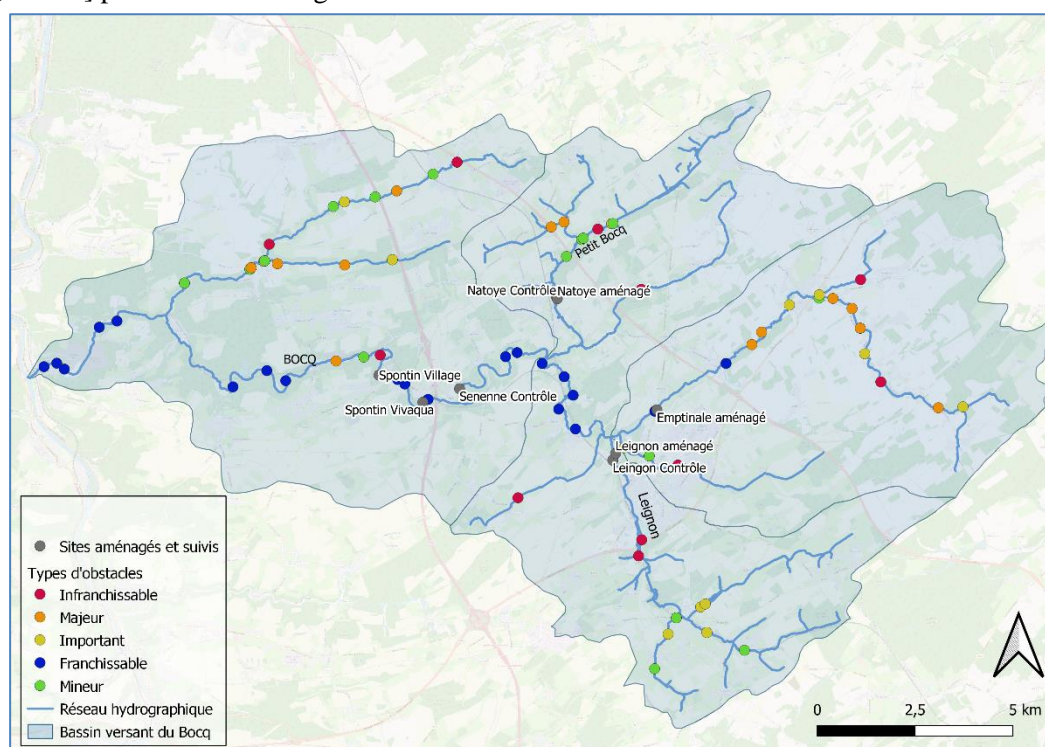


Figure I.1 Carte des obstacles dans le bassin du Bocq et évolution de la connectivité longitudinale du Bocq. La franchissabilité actuelle des obstacles est indiquée par le code couleur

La restauration de la continuité latérale du Bocq, marquant le lien entre le cours d'eau, sa ripisylve et sa plaine alluviale [Bravard & Malavoi, 2010; Bravard & Petit, 2000], s'est fait sur environ 3,7km si l'on met bout à bout les tronçons réhabilités.

Sur les cinq stations choisies pour l'étude, deux concernent des travaux de restauration de la continuité longitudinale : le Petit Bocq à Natoye ainsi que le Bocq à Spontin (site Vivaqua). Pour la première, une chute de 3.2 mètres de hauteur a été supprimée et remplacée par une rampe rugueuse et un lit méandreux remis dans le point bas du lit majeur, afin de permettre la montaison et la dévalaison des espèces cibles. Sur le site de Vivaqua, il n'y avait pas de véritable obstacle à l'écoulement, mais il s'agit d'une cunette bétonnée sur 600m, dont la rectification et l'artificialisation du lit et des berges ont fait diminuer la rugosité du lit ainsi que les hauteurs d'eau de sorte que les poissons n'avaient plus la capacité de remonter ce tronçon. Une rampe rugueuse

en *step and pool* a donc été aménagée. Les travaux de restauration de la continuité latérale, quant à eux, ont eu lieu pour les quatre stations et ont principalement consisté à recréer des méandres, diversifier les habitats par des injections de galets calibrés, la pose de déflecteurs, des plantations de ligneux et d'hélophytes, et la création d'annexes hydrauliques.

Tableau 1 : Description des différentes caractéristiques des stations du Bocq

	Le Leignon à Haljoux	Le Petit Bocq à Natoye	Le Bocq à Senenne	Le Bocq à Spontin Vivaqua	Le Bocq à Emptinale
Taille du Bassin versant	32 km ²	17 km ²	151 km ²	163 km ²	50 km ²
Longueur de la station	82 m	300 m contrôle 250 m bras aménagé	100 m	100 m	88 m
Longueur du tronçon restauré	510 m	300 m		600 m	200 m
Pente moyenne	3,3 ‰	5,4 ‰ contrôle 9,5 ‰ reméandree	4,8 ‰	6 ‰	2,2 ‰
Largeur moyenne à plein bord	6,64 m	3,7 m	8,34 m	7,07 m	6,20 m
Sinuosité	1,09	1,02 contrôle 1,11 reméandree	1,4	1	1,35
Débit à plein Bord	6 m ³ /s	3 m ³ /s	17 m ³ /s	24 m ³ /s	5 m ³ /s
Puissance spécifique (Q^b)	22 W/m ²	54 W/m ²	73 W/m ²	200 W/m ²	18 W/m ²
Type d'aménagement	Reméandration	Reméandration + Rampe rugueuse	(Station contrôle, pas d'aménagement)	Rampe rugueuse + Diversification	Reméandration

Des campagnes d'évaluation hydromorphologiques et biologiques ont été menées, entre 2009 et 2015, afin de mesurer les impacts des travaux de restauration sur la qualité hydromorphologique et biologique des cours d'eau, par rapport à leur situation initiale, puis cinq ans après [Castelain *et al.*, 2016; Peeters *et al.*, 2013, 2016, 2018; Vernier *et al.*, 2013]. Dix ans après, il s'agit d'étudier d'abord la pérennité des aménagements, mais aussi l'impact de ces restaurations après une longue période. Pour ce faire, quatre stations restaurées ont été choisies pour être réévaluées dix ans après les travaux (Tableau 1, Figure I.1). Trois stations de contrôle servent à déterminer si les évolutions sont dues aux travaux ou à une modification extérieure du cours d'eau, comme la saisonnalité ou l'impact d'une éventuelle pollution [Peeters, 2020].

II MÉTHODOLOGIE

II.1 Suivis hydromorphologiques

L'objectif des suivis hydromorphologiques est de cartographier la morphologie du lit selon trois composantes (les vitesses, les profondeurs et les substrats). Les relevés hydromorphologiques servent à calculer les indices de qualité hydromorphologique que sont l'IAM et l'indice tronçon [Téléos, 2010] et leur analyse sert de base au protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques.

La longueur de la station est égale à dix fois la largeur au plein bord [Peeters, 2020; Téléos, 2010]. Les relevés topographiques sont effectués à l'aide d'un tachéomètre de type Leica TC600 et se concentrent sur trois éléments : des profils en travers réguliers sur tout le linéaire de la station, des points intermédiaires entre les profils qui complètent la description du fond du lit, des relevés des plans d'eau afin de pouvoir calculer les profondeurs ainsi que la pente du cours d'eau. Les profils en travers sont les mêmes que ceux des anciens relevés, afin de permettre une meilleure comparaison des évolutions du lit. Les vitesses sont prises à chaque point topographique, à 40% de la profondeur [Bravard & Malavoi, 2010; Bravard & Petit, 2000], à l'aide d'un courantomètre électromagnétique (Flomate 2000). La cartographie des substrats se fait à l'aide d'un aquascope et concerne l'ensemble des végétaux et minéraux présents dans le fond du lit. La carte des microhabitats est réalisée après plusieurs traitements SIG en croisant les données de vitesses et de substrats.

L'indice tronçon calcule un score de qualité physique à partir de ces données, sur la base de quatre composantes : l'hétérogénéité du lit mineur, l'attractivité (qualité des substrats, présences de caches et de frayères), la connectivité (longitudinale et transversale) ainsi que la stabilité du lit (érosion ou sédimentation). L'IAM permet plutôt de mesurer l'attractivité des substrats par rapport aux préférences des espèces piscicoles associées aux cours d'eau étudiés (ici les espèces salmonicoles).

II.2 Suivis biologiques et écologiques

Les trois indicateurs étudiés sont les macroinvertébrés, les macrophytes et les poissons, afin de calculer les indices de qualité biologique en vigueur en Région wallonne. Les macroinvertébrés sont prélevés au filet Surber à partir des microhabitats ; les substrats sont échantillonnés à raison de 4 sur les supports dominants (> 5 %), 4 sur les supports marginaux (< 5 %), et 4 sur les supports les plus biogènes (selon la norme NF T90-350), et ce au prorata des surfaces. Pour un même substrat, les prélèvements sont répartis au prorata des classes de vitesses. Les listes faunistiques exhaustives sont traduites en traits fonctionnels grâce aux traits écologiques, biologiques et physiologiques [Tachet *et al.*, 2000] qui permettent d'établir les changements des stations au niveau fonctionnel. Les poissons sont échantillonnés par pêche électrique avec deux passages effectués par le DEMNA et l'UNamur. Pour la comparabilité, les densités et biomasses sont normées selon la surface de pêche. Les macrophytes sont déterminés sur le terrain ou en laboratoire pour les algues.

Les statistiques utilisées sont brièvement synthétisées dans les parties dédiées. Elles sont réalisées sur R. Pour l'analyse de la continuité longitudinale, ce sont les données du réseau DCE qui sont utilisées, et mises à disposition par le Département d'Étude du Milieu Naturel et Agricole de la Région wallonne. La liste des obstacles ainsi que leurs niveaux de franchissabilité actuels et passés a été établie à partir du portail WalOnMap.

III ÉCHELLE STATIONNELLE

Le suivi des travaux de restauration à l'échelle des stations aménagées permet d'évaluer l'impact d'un type d'aménagement sur la faune et la flore qui l'entoure directement, et de voir si des problèmes locaux de continuité latérale ou longitudinale ont pu être résolus. Le Tableau 2 ci-après résume les résultats obtenus à partir des relevés hydromorphologiques et écologiques pour chaque station, depuis le premier relevé avant travaux, jusqu'aux relevés de 2021.

Tableau 2 : Récapitulatif de l'évolution de l'ensemble des indices qui établissent la qualité écologique de chaque station avant et après travaux

	Années après travaux	Petit Bocq Contrôle à Natoye			Petit Bocq		Leignon Contrôle à Haljoux				Leignon Reméandration à Haljoux					
		2008	2014	2021	2014	2021	2008	2011	2012	2021	2008	2011	2012	2014	2021	
		6	13		0,5	7,5	3	4	13		1	2	3,5	10,5		
	Type de station	Contrôle rectifié			Bypass		Contrôle naturel				Initial rectifié	Reméandration				
Hydromorphologie	Nb microhabitats (>0,1%)	12	15	18	18	20	22	NA	26	20	17	21	24	26	26	
	v < 5 cm/s (%)	2,5	16,1	15,6	9,2	4,5	7,4	NA	7,4	39,8	2,2	22,9	26,7	15,7	23,9	
	5 < v < 25 cm/s (%)	40,2	41,4	58,2	21,3	26,3	54,8	NA	54,8	57,8	39,6	69,5	47,9	41,6	65,3	
	25 < v < 75 cm/s (%)	57,3	42,4	26,2	55,1	63,4	37,6	NA	37,6	2,4	58,2	7,7	25,2	40,4	10,8	
	v > 75 cm/s (%)	0,0	0,1	0,0	14,4	5,8	0,2	NA	0,2	0,0	0,0	0	0,0	2,3	0,0	
	Tronçon Classe hétérogénéité	C	D	D	C	D	NA	NA	NA	B	D	B	B	B	B	
	Tronçon Classe attractivité	C	A	B	D	B	NA	NA	NA	C	B	A	B	B	A	
	Tronçon Classe connectivité	A	A	A	B	A	NA	NA	NA	A	B	A	A	A	B	
	Tronçon Classe stabilité	équilibre	sédiment	sédiment	équilibre	sédiment	NA	NA	NA	sédiment	érosion	équilibre	équilibre	équilibre	sédiment	
	Tronçon Score total /30600	3953	3726	3600	2550	2847	NA	NA	NA	3726	3224	4955	4727	5236	4371	
Tronçon classe qualité physique IAM score (%)	B	B	B	C	C	NA	NA	NA	B	C	B	B	B	B		
IBMR Nb hydrophytes	7	NA	0	0	4	7	NA	3	3	6	NA	4	4	1		
IBMR Nb hélophytes	0	NA	0	0	0	1	NA	6	3	1	NA	7	7	8		
IBMR Score	9,7	NA	0,0	0,0	7,5	7,9	NA	9,6	8,9	7,4	NA	9,0	9,1	9,9		
Macroinvertébrés	IBGN Nombre taxa	32	30	28	28	32	20	21	17	23	22	21	17	25	26	
	IBGN GF1	6	5	7	7	7	4	4	4	5	4	4	4	4	3	
	IBGN Score	14	13	14	14	15	9	10	9	11	10	10	9	11	10	
Poissons	Captures /100m ²	64	74	38	54	57	10	NA	NA	20	50	NA	98	52	26	
	Biomasse kg/100m ²	1,63	1,31	0,76	0,79	0,82	0,91	NA	NA	0,54	1,89	NA	1,08	2,60	0,15	
	Indice Richesse spécifique (/10)	6	5	4	4	4	5	NA	NA	3	5	NA	5	5	3	
	Indice Qualité de l'eau (/10)	10	10	10	10	10	9	NA	NA	6	4	NA	6	9	7	
	Indice Qualité de l'habitat (/10)	10	10	9	10	10	9	NA	NA	3	5	NA	5	9	3	
	IBIP (/30)	26	25	23	24	24	23	NA	NA	12	14	NA	16	23	13	

	Années après travaux	Bocq Contrôle à Senenne				Bocq à Spontin-Vivaqua				Bocq à Emptinale		
		2009	2012	2015	2021	2009	2013	2015	2021	2011	2013	2021
	Type de station	Contrôle naturel				Cunette bétonnée				Initial rectifié	Reméandration	
Hydromorphologie	Nb microhabitats (>0,1%)	34	27	NA	24	10	15	19	22	11	18	20
	v < 5 cm/s (%)	12,8	8,7	NA	9,2	0,2	0,8	1,5	2,2	10,3	20,8	12,9
	5 < v < 25 cm/s (%)	35,3	25,1	NA	21,6	3,5	11,8	15,3	23,9	89,6	61,4	74,5
	25 < v < 75 cm/s (%)	47,1	54,6	NA	54,6	53,2	70,4	60,5	63,4	0,1	17,7	12,5
	v > 75 cm/s (%)	4,9	11,5	NA	14,6	43,1	16,8	22,8	10,6	0,0	0,1	0,1
	Tronçon Classe hétérogénéité	A	A	NA	B	E	E	D	D	E	C	B
	Tronçon Classe attractivité	A	A	NA	D	E	A	A	A	E	B	B
	Tronçon Classe connectivité	B	B	NA	A	C	C	C	B	A	A	A
	Tronçon Classe stabilité	érosion	érosion	NA	équilibre	équilibre	érosion	érosion	équilibre	équilibre	équilibre	sédiment
Tronçon Score total /30600	5830	5610	NA	3403,4	879	2961	3055	3209,6	1502	7276	4410	
Tronçon classe qualité physique	B	B	NA	C	D	C	C	C	C	A	B	
IAM score (%)	NA	75,1	NA	63	4	29	36	15	3,8	16	34,7	
Macrophytes	IBMR Nb hydrophytes	NA	5	NA	5	5	3	5	5	0	1	2
	IBMR Nb hélophytes	NA	2	NA	1	0	0	0	0	0	0	5
	IBMR Score	NA	7,9	NA	8,0	8,7	8,6	7,8	7,2	0,0	6,0	9,7
Macroinvertébrés	IBGN Nombre taxa	33	26	27	32	24	26	26	18	22	33	35
	IBGN GFI	6	6	6	8	6	6	6	6	3	7	6
	IBGN Score	15	13	13	16	12	13	13	11	9	16	15
Poissons	Captures /100m ²	NA	NA	NA	73	6	37	73	18	30	96	33
	Biomasse kg/100m ²	NA	NA	NA	2,39	0,06	0,79	1,20	0,54	0,77	1,72	1,87
	Indice Richesse spécifique (/10)	NA	NA	NA	6	2	5	4	4	7	6	8
	Indice Qualité de l'eau (/10)	NA	NA	NA	9	10	10	10	10	7	10	9
	Indice Qualité de l'habitat (/10)	NA	NA	NA	8	6	6	6	6	6	9	9
IBIP (/30)	NA	NA	NA	23	18	21	20	20	20	25	26	

III.1 Indicateurs hydromorphologiques

Les éléments pris en compte dans le Tableau 2 sont ceux qui servent à déterminer l'indice tronçon [Téléos, 2010]. Globalement, les indices se sont tous améliorés après les travaux, et les améliorations ont été croissantes jusqu'en 2015. Pour les relevés de 2021, les stations restent de meilleure qualité qu'avant travaux, mais l'évolution est mitigée :

- Petit Bocq : Le score de qualité physique continue d'augmenter, grâce au développement de la végétation, et les problèmes d'homogénéité du lit rectifié d'avant travaux ont été résolus, cependant on ne note pas de différence majeure de qualité entre la station de contrôle et le lit reméandré.
- Leignon : La station a toujours une bonne qualité physique, mais l'envasement général de la station ainsi que la sédimentation des annexes hydrauliques dès les relevés de 2014 rendent les bénéfices des travaux relativement mitigés. Cependant, les phénomènes d'envasement et de sédimentation sont aussi présents sur la station contrôle ce qui laisse penser qu'une perturbation extérieure (problèmes de débit) a plus d'impact que les travaux eux-mêmes.
- Vivaqua : Les travaux d'aménagement de la cunette bétonnée ont rendu le système franchissable. La station reste très artificialisée, mais les aménagements semblent toujours fonctionnels car le score de qualité physique est toujours en augmentation. Cependant, la puissance spécifique très importante de cette station (200 W/m²), ainsi que sa faible rugosité, n'a pas permis le maintien des sites de frayères, dont les galets injectés se sont tous accumulés plus en aval de la station.
- Emptinale : Le score de qualité physique reste bon, bien qu'il ait diminué depuis 2015. Cela est dû à la sédimentation des annexes hydrauliques et donc à une perte d'hétérogénéité. Cependant les autres aménagements semblent toujours fonctionnels. Il est tout de même à noter que cette station n'a jamais connu de remobilisation des galets injectés.

Pour toutes les stations, l'IAM a tendance à diminuer de la même manière que le score de qualité physique, notamment à cause de l'envasement de certaines stations et de la trop grande remobilisation des galets injectés.

III.2 Indicateurs biologiques

Les indicateurs biologiques sont résumés dans le Tableau 2. Globalement, on constate une amélioration des indices biologiques sur les stations restaurées, sauf quand il existe des pressions extérieures :

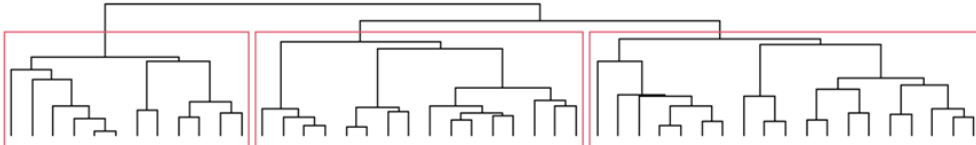
- Petit Bocq : Indices comparables entre le nouveau lit méandrique et la station contrôle dès 6 mois après les aménagements.

- Leignon : Invertébrés stables et moyens (pollution organique chronique provenant des déversements fréquents du collecteur d'eaux usées sous dimensionné de la ville de Ciney). Amélioration puis dégradation des paramètres piscicoles car diminution chronique du débit.
- Vivaqua : Amélioration puis dégradation des paramètres macroinvertébrés et poissons (quoique IBIP stable). La dégradation est notamment liée à la mobilisation importante des galets injectés lors des travaux dont le diamètre est favorable aux espèces lithophiles.
- Emptinale : Amélioration des indices.

L'information synthétisée par les indices peut ne pas rendre compte de l'évolution fonctionnelle de la station à la suite de sa restauration. C'est toute l'utilité des traits fonctionnels, en plus de rendre les résultats comparables entre différentes compositions taxonomiques [Höckendorff *et al.*, 2017]. Les invertébrés sont spécialement visés car réagissant à l'échelle locale. De manière générale, en effectuant une classification hiérarchique suivie de la méthode des valeurs indicatrices [Dufrene & Legendre, 1997], les communautés se rassemblent soit par substrats (prédominance de la variabilité inter-substrats), soit par stations (prédominance de la variabilité inter-sites), soit par années (prédominance de la variabilité inter-annuelle), et selon un gradient de typologie (groupes comparativement plus ou moins lotiques) :

- Petit Bocq : Stabilité de la station contrôle, intégration de la rivière de contournement dès 6 mois après les travaux, avec un caractère plus lotique que la station contrôle (Tableau 3).
- Leignon : Effet année ; glissement vers une communauté plus lentique à la suite d'une baisse de débit (débit réservé non respecté). Le site reméandré a une communauté similaire à la station contrôle, même dans son état rectifié, soit parce que les invertébrés n'étaient pas sensibles à la différence d'hydromorphologie entre le site rectifié et le contrôle sinueux, soit parce que la qualité de l'eau nivelait leurs différences et empêchait une amélioration depuis 2010 sur les deux secteurs.
- Vivaqua : Les suivis de 2015 et 2021 sont rassemblés avec la station contrôle de Senenne (substrats végétaux et minéraux de grande taille, toutes années confondues). Les traits associés sont liés à l'amont du continuum fluvial (vitesses élevées, substrats minéraux, milieux oligotrophes). Les relevés de 2009 (état initial) et 2013 (travaux + 9 mois) sont éparpillés sans définir de typologie précise. Il y a donc eu un changement sur la station qui s'est opéré entre 9 mois et 2 ans et demi.
- Emptinale : Typologie particulière et stable (zone à barbeaux enclavée dans une zone à ombre) qui n'a pas empêché l'amélioration de l'indice invertébré.

Tableau 3 : Résumé de la classification hiérarchique sur les traits écologiques des invertébrés par prélèvements unitaires (par substrat) pour la station contrôle et le bras de contournement d'obstacle du Petit Bocq, et attribution des traits indicateurs par la méthode IndVal [Dufrene & Legendre, 1997].



Typologie	Groupe lentique		Groupe lotique		Groupe intermédiaire	
Classement des prélèvements par substrats	Limon	41,7 %	Racines	25,0 %	Galets	47,4 %
	Litière	25,0 %	Blocs	25,0 %	Litière	21,1 %
	Vase	16,7 %	Algues	25,0 %	Racines	10,5 %
	Sable	8,3 %	Litière	12,5 %	Blocs	10,5 %
	Algues	8,3 %	Limon	12,5 %	Limon	5,3 %
Classement des substrats par stations	Contrôle	50,0 %	Contrôle	31,3 %	Contrôle	73,7 %
	Contournement	50,0 %	Contournement	68,8 %	Contournement	26,3 %
Traits indicateurs (p < 0,05) :	Locomotion	Fouisseurs	Temporairement attachés		Rampants et volants	
	Alimentation	Absorbeurs et dépositives	Filtreurs et brouteurs		Détritivores	
	Distribution transversale	Eaux stagnantes	Chenal		Rives et bras connectés	
	Distribution transversale	Potamon et estuaire	Hyporithron		Epirithron et métarithron	
	Substrat	Substrats fins	Substrats minéraux grossiers et végétaux		Graviers	
	Courant	Nul	Moyen et rapide		/	
	Trophie	Eutrophe	/		Oligotrophe	
	Saprobie	α-mésosaprobe et polysaprobe	Xénosaprobe		Oligosaprobe	

Le facteur abiotique le plus déterminant pour les macrophytes semble être la pente des berges, les hélophytes étant indicatrices des stations ayant des berges en pentes douces et les hydrophytes indicatrices des stations ayant des berges abruptes. La (re)colonisation naturelle s'ajoute aux plantations d'hélophytes dans le cadre des aménagements, mais la communauté peut évoluer vers une qualité moindre (cf Vivaqua ; implantation impossible des hélophytes car absence de berges). La fluctuation sur les stations de contrôle et la croissance continue de la ripisylve rendent les conclusions peu robustes. Il est intéressant de remarquer que les chevelus

racinaires sont anti-corrélés aux hélophytes ($\rho = -0.71$; $p = 0.0347$), puisque l'un et l'autre se développent dans des configurations rivulaires différentes, mais aussi aux hydrophytes ($\rho = -0.71$; $p = 0.0052$) car la ripisylve est synonyme d'ombrage.

III.3 Liens avec les variables environnementales

Les données accumulées depuis le début du projet permettent d'établir des corrélations afin de déterminer quelles variables hydromorphologiques ont un impact sur les indicateurs biologiques. Nous avons établi les corrélations de Spearman et considérons celles avec un $\rho > 0.50$ et p-valeur < 0.05 .

La sinuosité n'est liée qu'au score d'hétérogénéité ($\rho = 0.55$; $p = 0.0000$) et au score total de l'indice tronçon ($\rho = 0.53$; $p = 0.035$), et à aucun paramètre biologique. En revanche, l'indice tronçon a une influence sur les poissons : densité ($\rho = 0.80$; $p = 0.0047$), biomasse/ha ($\rho = 0.58$; $p = 0.0005$) et IBIP ($\rho = 0.64$; $p = 0.0129$), mais aussi densité en chabots ($\rho = 0.57$; $p = 0.0361$) et truites ($\rho = 0.83$; $p = 0.0177$). Il y a donc

Tableau 4 : Corrélations de Spearman entre la proportion en galets et les indicateurs poissons et invertébrés

	Proportion de galets	
	ρ	p-valeur
Richesse spécifique	0.68	0.0003
GFI	0.67	0.0003
IBGN	0.74	0.0000
Densité chabots	0.53	0.0112
Densité truites	0.55	0.0024
Captures/ha	0.62	0.0028
Biomasse/ha	0.70	0.0269
IBIP	0.73	0.0024

certainement un lien entre la sinuosité, et ses conséquences en termes d'hydromorphologie sur les paramètres poissons.

Les vitesses influencent les traits biologiques des invertébrés (p.ex. *préférendum* de vitesses élevées et proportion de la classe de vitesse 25-75cm/s : $\rho = 0.88$; $p = 0.0000$, ou eutrophie avec vitesses < 5 cm/s : $\rho = 0.71$; $p = 0.010$), le GFI ($\rho = 0.69$; $p = 0.0039$) et la densité en épinoches (avec vitesses < 5 cm/s : $\rho = 0.82$; $p = 0.0004$).

Le point le plus intéressant qui ressort de ces tests de corrélation est le lien entre la proportion de galets et les indicateurs biologiques (Tableau 4). La proportion de galets semble influencer directement l'IBGN et l'IBIP.

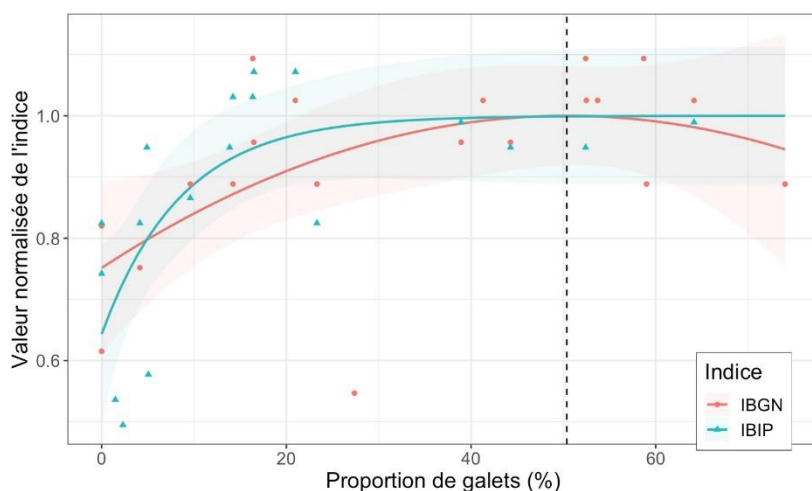


Figure III.1 : Relation entre la proportion de galets et les indices IBIP (régression asymptotique) et IBGN (régression polynomiale) normés par rapports aux modèles, montrant la proportion optimale de galets.

L'explication semble intuitive ; les galets qui prennent la place d'autres substrats font perdre la richesse spécifique propre à ces substrats. On peut donc envisager dans le cas présent une proportion optimale de galets à hauteur de 50 %.

IV À L'ÉCHELLE DE LA MASSE D'EAU

Les *monitorings* à l'échelle des stations se concentrent sur quelques sites aménagés. Mais dans le cadre du projet, 23 obstacles ont été levés sur le cours principal du Bocq, libérant depuis l'exutoire deux tronçons contigus de 12 et 21 km sur 45 km de linéaire (Figure I.1). La question est de déterminer l'impact qu'a eu

l'augmentation de connectivité longitudinale (DCI ; Indice de Connectivité Dendritique de Cote *et al.* [2009] (Figure I.1) sur les communautés piscicoles.

Les données piscicoles ont été analysées par des modèles linéaires ou modèles linéaires généralisés selon les distributions observées. Ces données, couvrent une période allant de 1997 à 2021 et comprennent, par espèces, les captures, biomasses, poids moyens, longueurs minimales et maximales. Ce sont les truites fario qui ont été ciblées dans les analyses car présentes de manière systématique dans les échantillonnages et au comportement migratoire local marqué [Keith *et al.*, 2011].

Les modèles reprenant les variables Année, Distance à l'exutoire, Interaction Année*Distance, et Écart à la DCI prédite, sont progressivement simplifiés selon le principe des tests de comparaison des modèles emboîtés pour n'en retirer que la ou les variables explicatives. Pour éliminer un problème de colinéarité entre la Distance à l'exutoire et la DCI, les stations ont été divisées en deux groupes dont la relation DCI~Année était différente ($p = 2.29 \times 10^{-11}$), ce qui correspond aux deux principaux tronçons ouverts par les aménagements.

Aucun effet significatif lié à la connectivité n'a été mis en évidence pour la biomasse et densité globale. Pour la truite, nous avons pu faire ressortir une interaction entre la Distance à l'exutoire (Figure IV.1) et l'Année ($p = 0.0342$) en ce qui concerne la taille minimale, c'est-à-dire que selon l'Année, la distribution varie selon la Distance à l'exutoire. Avant la phase de travaux, les plus petites truites se trouvaient en aval. Après les travaux (inversion entre 2010 et 2011, soit au moment du changement de régime de DCI), les truites les plus petites sont plus en amont. Il y a donc une dynamique plus naturelle qui s'est mise en place, l'ouverture du linéaire ayant facilité l'accès des zones amont aux reproducteurs.

Le poids moyen de la truite fario est quant à lui lié à l'Écart à la DCI, à savoir qu'un site plus connecté abrite des truites plus grandes ($p = 0.00483$). Bien qu'il n'y ait pas de lien avec l'évolution de la connectivité selon le modèle, on constate effectivement une augmentation de la taille maximale ($p = 0.037$) et du poids moyen de la truite ($p = 0.0043$), passant en moyenne de 35 à 45 cm et de 125 à 250 g quand on compare les données avant et après 2016, alors que ces tailles maximales et poids moyens ne sont pas différents précédemment. Cela signifie que dans le bassin du Bocq, les relevés piscicoles à partir de 2016 contiennent des truites significativement plus grandes qu'auparavant. En combinant ces informations, nous faisons l'hypothèse que plus de sites mieux connectés permettent d'accueillir plus de truites plus grandes.

V DISCUSSION & CONCLUSION

Dix ans après les travaux, on constate que, pour les sites reméandrés de Natoye et d'Emptinale ainsi que pour la rampe rugueuse de Spontin-Vivaqua, les indices hydromorphologiques varient légèrement à la baisse ou à la hausse, le plus souvent en lien avec le maintien ou non des injections de galets, l'apparition/disparition de substrats végétaux (croissance racinaire des ligneux, disparition de structures bois morts ou des hydrophytes) ainsi qu'en fonction de la sédimentation dans les annexes hydrauliques. Pour les deux premiers sites, les niveaux des indicateurs biologiques observés les premières années ont tendance à se maintenir et on peut globalement parler d'une stabilisation de la situation des gains acquis les premières années. Pour le site de la cunette bétonnée de Spontin-Vivaqua, la disparition des galets injectés a eu un impact plus marqué sur tous les indicateurs biologiques. Le cas du Leignon à Haljoux est particulier et il semble que les mauvais résultats observés particulièrement au niveau des indicateurs poissons soient à mettre en lien avec une augmentation considérable des substrats vaseux (passant de 4 à 27 %) en grande partie dus aux effets combinés

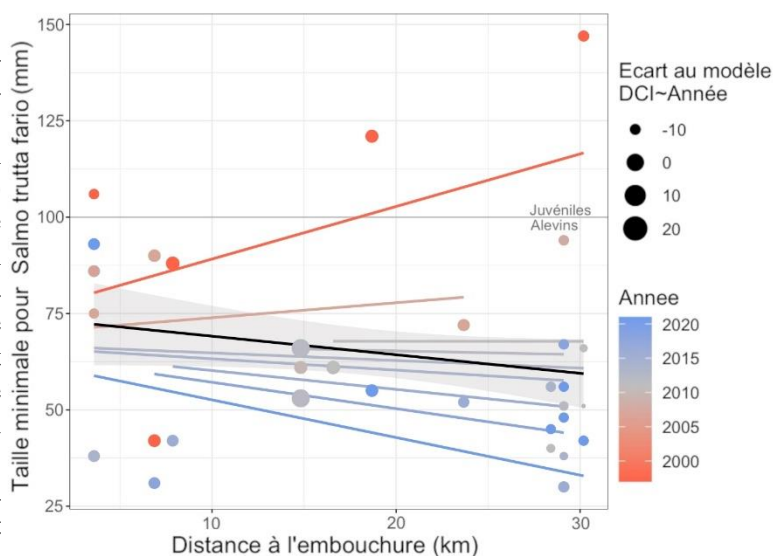


Figure IV.1 : Évolution de la relation Taille minimale/Distance à l'embouchure pour la truite fario, s'inversant à la suite de l'augmentation de la DCI.

d'une réduction drastique du débit de base et au déversement fréquent des surverses d'un collecteur d'eaux usées.

De manière générale, la réussite ou l'échec d'un projet de restauration dépend d'une multitude de facteurs, à commencer par la prise en considération de toutes les dégradations, pas seulement hydromorphologiques, et la définition claire des objectifs recherchés. L'approche par les traits biologiques qui montre l'évolution de la communauté sur le plan fonctionnel peut aider à cibler les dégradations dès la conception du projet, et évaluer l'impact des aménagements qui peut se révéler faible sur base des indices uniquement. C'est aussi utile pour permettre la comparaison des projets entre différentes régions. Le temps et l'intensité de réponse varient fortement d'un projet à l'autre et semblent finalement être liés à la spécificité d'un bassin versant. Des généralités sont donc difficiles à extraire, et spécialement dans notre étude, où les rivières et les aménagements sont différents, peu nombreux et subissent parfois des pressions externes. De nombreuses *reviews* s'étendent régulièrement sur le sujet [Griffith & McManus, 2020; Höckendorff *et al.*, 2017; Liermann & Roni, 2008; Rubin *et al.*, 2017]. Si les principes peuvent être étudiés dans d'autres situations, les présents résultats s'envisagent donc dans un contexte précis. Il paraît par exemple compliqué de conserver des annexes hydrauliques dans des rivières à charge caillouteuse, qui n'ont pas naturellement cette morphologie (cf. Senenne). De plus, en ce qui concerne la perte de frayères à Vivaqua, les galets injectés étaient sous dimensionnés par rapport à la compétence du cours d'eau. Peeters *et al.* [2021] avaient déjà mis en lumière une durée de vie de 2,2 ans pour ces gravières car leurs éléments se dispersent rapidement en aval et leur épaisseur est fortement réduite. Les résultats montrent enfin qu'une proportion optimale de galets assure notamment de bons indices invertébré et piscicole.

La plupart des études sur la connectivité traitent de l'effet négatif de la fragmentation. Il a été montré par exemple que le nombre et la franchissabilité des obstacles influencent le recrutement du saumon [Buddenderof *et al.*, 2019]. Ici nous abordons le sujet sous l'angle de la défragmentation ; le rétablissement d'une distribution plus naturelle des tailles minimales des truites le long du gradient amont-aval (les truites les plus petites plus en amont) se fait en concomitance avec l'augmentation de la DCI. Les truites frayant en amont et les juvéniles dévalant ensuite progressivement [Keith *et al.*, 2011; Ovidio *et al.*, 1998], il est logique d'y retrouver des individus de plus petites tailles. Concernant le poids moyen plus élevé sur les sites plus connectés que la moyenne, nous faisons l'hypothèse que les sites plus connectés drainent plus de proies potentielles pour les grandes truites, et donc plus de sites mieux connectés permettent d'avoir des truites plus grandes que dans un cours d'eau cloisonné. Ce lien n'a pas encore été formalisé.

Les secteurs coupés les uns des autres par les obstacles peuvent montrer une variation « inter-tronçons » importante [Edge *et al.*, 2017; Manfrin *et al.*, 2019; Nislow *et al.*, 2011; Perkin & Gido, 2011]. La reconnexion aurait pour effet par exemple de niveler la sur- et la sous-densité. Bien que les données suggèrent effectivement une baisse de variabilité pour les densités et biomasses de truite fario, rien n'a pu être établi sur le plan statistique.

La franchissabilité établie sur une base théorique (obstacles et passes) peut se montrer fort différente dans les faits [Buddenderof *et al.*, 2019], ce qui est susceptible de réduire l'efficacité des modèles. Il se peut également qu'il y ait un seuil maximum de connectivité à partir duquel il n'y a plus de réponse des organismes [Mahlum *et al.*, 2014] comme cela s'observe pour la proportion de galets. Il n'y a pas non plus de bassin contrôle, par ailleurs inexistant sur le plan théorique, comme point de comparaison. Enfin, si l'effet de la fragmentation peut mettre longtemps à se faire ressentir [Fuller *et al.*, 2015], qu'en est-il du *timing* après la défragmentation ?

Dix ans après les premiers travaux, il est possible de définir quels aménagements montrent une pérennité limitée et quelles pressions externes il est nécessaire de prendre en considération. Même si nous ne nous risquons pas à trop de généralités, nous insistons sur l'importance des stations de contrôle et l'utilité des traits fonctionnels qui nous affranchissent des considérations taxonomiques pour donner une compréhension plus complète de l'impact des travaux de restauration. Les deux échelles spatiales étudiées donnent une vue des aménagements en tant que tels, mais aussi de l'effet cumulé potentiel de ces aménagements à l'échelle du cours d'eau. C'est une étape de plus dans les connaissances relatives au réaménagement des cours d'eau. D'autres études seront nécessaires pour multiplier les jeux de données et affiner les liens entre les variables hydromorphologiques et les différents indicateurs biologiques. Ces relations permettront de mieux cibler les dégradations et optimiser les actions de restauration.

VI NOMENCLATURE

IAM : Indice d'Attractivité Morphodynamique

IBGN : Indice Biologique Global Normalisé (invertébrés ; indice DCE en Wallonie)

GFI : Groupe Faunistique Indicateur (classe de polluosensibilité de l'IBGN)

IBMR : Indice Biologique Macrophytique en Rivière (indice DCE en Wallonie)

IBIP : Indice Biotique d'Intégrité Piscicole (indice DCE en Wallonie)

DCI : Indice de Connectivité Dendritique

VII REFERENCES

BRAVARD, J.-P. & MALAVOI, J.-R. (2010). *Eléments d'hydromorphologie fluviale*, Onéma, 224 p.

BRAVARD, J.-P. & PETIT, F. (2000). *Les cours d'eau: dynamique du système fluvial*, A. Colin, Paris, 222 p.

BUDDENDEROF, W., MALCOLM, I., MILLIDINE, K., WILKINSON, M. & SOULSBY, C. (2019). Integration of juvenile habitat quality and river connectivity models to understand and prioritise the management of barriers for Atlantic salmon populations across spatial scales, *Science of the Total Environment*, p. 655 : 557-566.

CASTELAIN, L., VERNIER, G., PEETERS, A., DUBOIS, M. & CARPENTIER, C. (2016). *Suivi After-LIFE - Projet Walphy : suivi hydromorphologiques et écologiques* (Rapport scientifique : suivi géomorphologique. Projet Walphy), Rapport scientifique : suivi géomorphologique. Projet Walphy, 174 p.

COTE, D., KEHLER, D. G., BOURNE, C. & WIERSMA, Y. F. (2009). A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology*, p. 101-103.

DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997). Species assemblages and indicator species : the need for a flexible asymmetrical approach, *Ecological Monographs*, vol. 67, n°3, p. 345-366.

EDGE, C. B., FORTIN, M.-J., JACKSON, D. A., LAWRIE, D. A., STANFIELD, D. & SHRETHA, N. (2017). Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities, *Landscape Ecol*, vol. 32, p. 647-662.

FULLER, M. R., DOYLE, M. W. & STRAYER, D. L. (2015). Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks, *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1355, p. 31-51.

GRIFFITH, M. B. & MCMANUS, M. G. (2020). Consideration of spatial and temporal scales in stream restorations and biotic monitoring to assess restoration outcomes: A literature review, part 2, *River Res Applic*, vol. 36, p. 1398-1415.

HÖCKENDORFF, S., TONKIN, J. D., HAASE, P., BUNZEL-DRÜKE, M., ZIMBALL, O., SCHARF, M. & STOLL, S. (2017). Characterizing fish responses to a river restoration over 21 years based on species' traits., *Conservation Biology*, vol. 31, n°5, p. 1098-1108.

KEITH, P., PERSAT, H., FEUNTEUN, E. & ALLARDI, J. (2011). *Les poissons d'eau douce de France*, Biotopes Editions, Mèze, 552 p.

LIERMANN, M. & RONI, P. (2008). More Sites or More Years? Optimal Study Design for Monitoring Fish Response to Watershed Restoration, *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 28, n°3, p. 935-943.

MAHLUM, S., KEHLER, D., COTE, D., WIERSMA, Y. F. & STANFIELD, L. (2014). Assessing the biological relevance of aquatic connectivity to stream fish communities, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 71, n°12, p. 1852-1863.

MANFRIN, A., TEURLINCX, S., LORENZ, A. W., HAASE, P., MARTTILA, M., SYRJÄNEN, J. T., ... STOLL, S. (2019). Effect of river restoration on life-history strategies in fish communities, *Science of The Total Environment*, vol. 663, p. 486-495.

NISLOW, K. H., HUDY, M., LETCHER, B. H. & SMITH, E. P. (2011). Variation in local abundance and species richness of stream fishes in relation to dispersal barriers: implications for management and conservation: Barriers and stream fishes, *Freshwater Biology*, vol. 56, n°10, p. 2135-2144.

- OVIDIO, M., BARAS, E., GOFFAUX, D., BIRTLES, C. & PHILIPPART, J. C. (1998). Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes, *Hydrobiologia*, vol. 371/372, p. 263-274.
- PEETERS, A. (2020). *Apports de la géomorphologie dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation de projets de restauration de cours d'eau à différentes échelles spatiales et temporelles*, Liège, Université de Liège.
- PEETERS, A., DE LE COURT, B. & VERNIER, G. (2018). *La restauration hydromorphologique des cours d'eau en Wallonie : premiers retours d'expérience* (Guide technique), Guide technique, 82 p.
- PEETERS, A., HALLOT, E., HOUBRECHTS, G., LEVEQUE, Y., VAN CAMPENHOUT, J., DENIS, A. & PETIT, F. (2013). *Conception d'un outil d'aide à la décision pour la restauration hydromorphologique des masses d'eau en Région Wallonne* (Rapport scientifique : suivi géomorphologique. Projet Walphy), Rapport scientifique : suivi géomorphologique. Projet Walphy, 132 p.
- PEETERS, A., HOUBRECHTS, G., DE LE COURT, B., HALLOT, E., VAN CAMPENHOUT, J. & PETIT, F. (2021). Suitability and sustainability of spawning gravel placement in degraded river reaches, Belgium, *CATENA*, vol. 201, p. 105217.
- PEETERS, A., HOUBRECHTS, G. & PETIT, F. (2016). *Rapport de la convention visant à assurer les suivis prévus dans le plan After-LIFE faisant suite au projet Walphy*, 58 p.
- PERKIN, J. & GIDO, K. (2012). Fragmentation alters stream fish community structure in dendritic ecological networks., *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*.
- RUBIN, Z., KONDOLF, G. & RÍOS-TOUMA, B. (2017). Evaluating Stream Restoration Projects: What Do We Learn from Monitoring?
- TACHET, H., RICHOUX, P., BOURNAUD, M. & USSEGLIO-POLATERA, P. (2000). *Invertébrés d'eau douce - systématique, biologie, écologie*, 588 p.
- TELEOS, (2010). *Formation aux méthodes de détermination de la qualité physique des cours d'eau. Méthode de Qualité Physique à l'échelle du Tronçon. Méthode IAM*, Bureau d'étude Téléos suisse, Montmelon, 85 p.
- VERNIER, G., PEETERS, A., CASTELAIN, L., HENROTTE, C., HALLEUX, M., REGNIER, A., ... DESCY, J.-P. (2013). *WALPHY LIFE-Environnement (LIFE07 ENV/B/000038) Conception d'un outil d'aide à la décision pour la restauration hydromorphologique des masses d'eau en Région Wallonne. Rapport scientifique : Suivis hydromorphologiques et écologiques*, 258 p.