

RETABLISSEMENT DE LA LIBRE CIRCULATION DES POISSONS EN MEUSE : 20 ANNEES DE SUIVIS DE PASSES A POISSONS

RESTORATION OF THE FREE MOVEMENT OF FISH IN THE MEUSE: 20 YEARS OF MONITORING OF FISH PASSES

Benitez Jean-Philippe¹ & Ovidio Michaël¹

¹ Université de Liège - Unité de Gestion des Ressources Aquatiques et Aquaculture- Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie (LDPH)- UR-FOCUS - Freshwater and Oceanic Science Unit of Research- Quai E. Van Beneden, 22, 4020 Liège (Belgique) – jpbenitez@uliege.be

Dans le cadre du programme de restauration de la libre circulation des poissons, quatre passes à bassins à fentes verticales ont été installées sur un tronçon de 32 km du bassin inférieur de la Meuse belge. Le barrage de Lixhe (323km en amont de la Mer du Nord), premier barrage Belge depuis l'aval, est équipé de deux passes à poissons qui sont suivies en continu à l'aide de pièges de capture de 1999 à 2021 (4462 monitorings). Plus en amont, 3 passes à poissons ont été équipées de système de détection automatique RFID, respectivement à 13km (barrage de Monsin sur la Meuse), à 19km (barrage d'Angleur, sur l'Ourthe, affluent direct de la Meuse) et à 32km (barrage d'Ivoz-Ramet sur la Meuse) du barrage de Lixhe. Au cours de la période d'étude, nous avons capturé au barrage de Lixhe, 392.752 individus (19 % d'adultes vs. 81% de juvéniles) de 35 espèces différentes. Parmi ces individus capturés, 2763 poissons de 16 espèces différentes ont été équipés d'un Pit-tag RFID. Pour un grand nombre d'espèces (principalement des espèces potamodromes), des patrons de mobilité ont été définis à l'échelle saisonnière, où la période de migration de reproduction représente la principale impulsion à utiliser les passes migratoires. En amont du site de capture, avec un taux de détection proche 30% des individus marqués, nous avons pu déterminer (i) des utilisations successives de passes à poissons, (ii) des choix de voies de migration entre un fleuve et son principal affluent et (iii) la définition de patrons de mobilité à l'échelle nycthémerale.

Mots clés : Espèces potamodromes, Fleuve, patrons de mobilité, rythme nycthémeral, milieu anthropisé

As part of a program to restore the free movement of fish, several large structures with different uses (hydroelectricity, navigation, etc.) in the Belgian Meuse basin were equipped with fish passes in the 2000s in order to promote upstream movements. These fishways have been monitored, either by capture traps or by RFID technology, for more than 20 years. The aim is to determine the fish diversity present within these fishways and to obtain data on the ecology of their movements at different spatial and temporal scales. The Lixhe dam (M0, Figure 1) located on the Meuse at the Dutch border (323km upstream of the North Sea) is equipped with two fishways and both have been continuously monitored with capture traps for more than 20 years (from 1999 to 2021), representing 4,462 monitorings. Further upstream, 3 fish passes were equipped with automatic RFID detection systems, respectively 13km (M1, Monsin dam on the Meuse), 19km (O1, Angleur dam on the Ourthe) and 32km (M2, Ivoz-Ramet dam on the Meuse) from the Lixhe dam. During the study period, we caught 392,752 individuals (19% adults vs. 81% juveniles) of 37 different species and 2763 fish of 16 different species were fitted with an RFID pit-tag. During the 23 years of monitoring, we observed that fishways in a large anthropised river were used by a wide variety of fish species, across a wide variety of life stages and sizes. For a large number of species (mainly potamodromous species), mobility patterns were defined on a seasonal scale, where the period of spawning migration represents the main impetus to use fishways. With a detection rate upstream of Lixhe close to 30% of marked individuals, we were able to determine (i) successive uses of fishways for the same individual over a long stretch of river, (ii) choices of migration routes between a river and its main tributary and (iii) the definition of mobility patterns on a nycthemeral scale. In addition to improving our knowledge of the ecology of freshwater fish, the mobility patterns observed confirm the importance of maintaining ecological continuity in a river throughout the year over a long stretch of river.

Key-words: Potamodromous species, Large River, mobility patterns, fishway use

I INTRODUCTION

Les rivières sont fragmentées par de nombreux obstacles, utilisés pour la production d'hydroélectricité, la navigation, le contrôle du débit ou l'approvisionnement en eau. Cet écosystème rivière abrite une multitude d'espèces de poissons, à la fois des espèces diadromes comme l'anguille (*Anguilla anguilla*) et le saumon atlantique (*Salmo salar*) et des espèces holobiotiques potamodromes qui doivent également se disperser ou migrer tout au long de l'année pour avoir accès à différents habitats afin d'accomplir leur cycle de vie [Benitez et al., 2015]. Ces pressions anthropiques engendrées par de telles barrières migratoires peuvent donc avoir un impact sur la biodiversité globale des rivières, et les études sur le long terme offrent un moyen utile pour détecter les effets potentiels, y compris l'identification des espèces en danger. Afin de rétablir la connectivité longitudinale dans le sens de la montaison, l'utilisation de différents modèles de passes à poissons représente une mesure alternative à la suppression de barrage, rarement possible [Silva et al., 2018], et permet de contrer l'inaccessibilité des habitats fonctionnels et d'augmenter la connectivité écologique des rivières. Cependant, dans un environnement complexe tel qu'un fleuve fortement anthropisé, les données sont difficiles à collecter de manière homogène dans un contexte historique. Par exemple, les données de présence/absence par pêche électrique, ne reflètent pas la majorité des changements de la faune piscicole, dans ce type d'environnement où la capture par pêche électrique est difficile alors que par exemple, l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) utilise le taux de diminution de l'abondance comme critère pour déterminer sa liste rouge. De plus, les études sur les patrons de mobilité des espèces de poissons potamodromes ont principalement été réalisées par biotélémétrie et de par la complexité technique en milieu fluviale, ces déplacements de poissons sont généralement étudiés au sein de petites rivières (< 15 m³/s), avec une durée d'étude médiane de 150 jours pour un faible nombre d'espèces et d'individus [Radinger & Wolter, 2014].

Une passe à poissons combinée à un piège de capture et/ou à un dispositif de télémétrie représente un outil alternatif afin d'étudier l'abondance et les déplacements des poissons à un niveau multi-espèces [Benitez et al., 2015]. Au sein d'un fleuve, ce suivi des passes à poissons par différentes techniques permet donc de définir la diversité des espèces de poissons qui utilisent ces dispositifs [Benitez et al., 2022] mais également leur écologie comportementale et la dynamique de leurs mouvements vers l'amont [Benitez et al., 2018]. Plus particulièrement, dans la basse Meuse belge, deux passes à poissons qui équipent un barrage hydroélectrique, ont fait l'objet d'un suivi scientifique par pièges de capture, selon la même méthodologie, pendant plus de 20 années consécutives. L'objectif de l'étude est d'analyser l'évolution globale et temporelle de l'abondance des poissons ainsi que de caractériser la saisonnalité des déplacements des espèces de poissons potamodromes principalement holobiotiques. Ensuite, pour suivre la remontée de poissons au-delà du barrage de Lixhe, la mise en place du réseau d'antennes de détection RFID a permis, dans un milieu fortement anthropisé, d'analyser la dynamique du comportement de déplacement de montaison pour majoritairement des espèces de poissons holobiotiques potamodromes à différentes échelles de temps. Par l'utilisation de la télémétrie RFID pendant 10 années consécutives, nous avons donc pu étudier (i) la capacité d'une espèce à utiliser un continuum de passes migratoires ; (ii) la reconnexion entre un fleuve anthropisé et son affluent ; (iii) la quantification de l'efficacité d'une passe à poissons ; (iv) le temps de progression des poissons dans différents tronçons entre les passes à poissons et (v) les périodicités saisonnières et journalières des déplacements.

II MATÉRIEL ET MÉTHODE

II.1 Sites d'étude

L'étude se déroule sur un tronçon de 32km de deux rivières : la Meuse (module = 400m³/s) et son principal affluent, l'Ourthe (67m³/s). Ce tronçon est canalisé et fragmenté par 4 barrages chacun équipé au moins d'une passe à bassins à fentes verticales. Pour suivre la remontée de poissons au niveau du 1er barrage aval sur la Meuse en Belgique (barrage de Lixhe : M0), un système de capture équipe chacune des deux passes (P1 et P2) depuis 1999. Depuis la construction de M0, une première passe à poissons (P1) de type « pool and weir », fonctionnant à faible débit (maximum 0,3 m³/s) est située au milieu du barrage entre les turbines et les vannes. Le système de capture permet la capture tous les poissons qui l'empruntent, y compris les anguilles et les petits poissons (taille minimale de capture : 10 mm). Une deuxième passe (P2) de type « vertical slot » a été construite en 1998 pour répondre plus spécifiquement aux grands migrateurs comme le saumon atlantique *Salmo salar* et la truite de mer *Salmo trutta*. Située en rive droite, elle fonctionne à plus haut débit (1m³/s) et

comprend un débit d'attrait de 2,5 m³/s. Son piège de capture qui consiste en une cage, retient les gros poissons, mais pas les anguilles et les petits poissons (taille minimale de capture : 150 mm).

Depuis 2010, la mise en place d'un réseau permanent d'antennes de détection RFID consiste en l'installation d'un système de détection dans chaque passe à poissons de chaque barrage amont avec une première antenne à 13km en amont de M0 en Meuse (Barrage de Monsin : M1 ; aménagée en 2000), une seconde en Meuse à 19,1km de M1 (barrage d'Ivoz-Ramet : M2 ; 32,2km en amont de M0 ; aménagée en 2001) et une troisième à 6,2km (19,2km de M0) en amont de M1 sur l'Ourthe (Barrage d'Angleur : O1 ; aménagée en 2009).

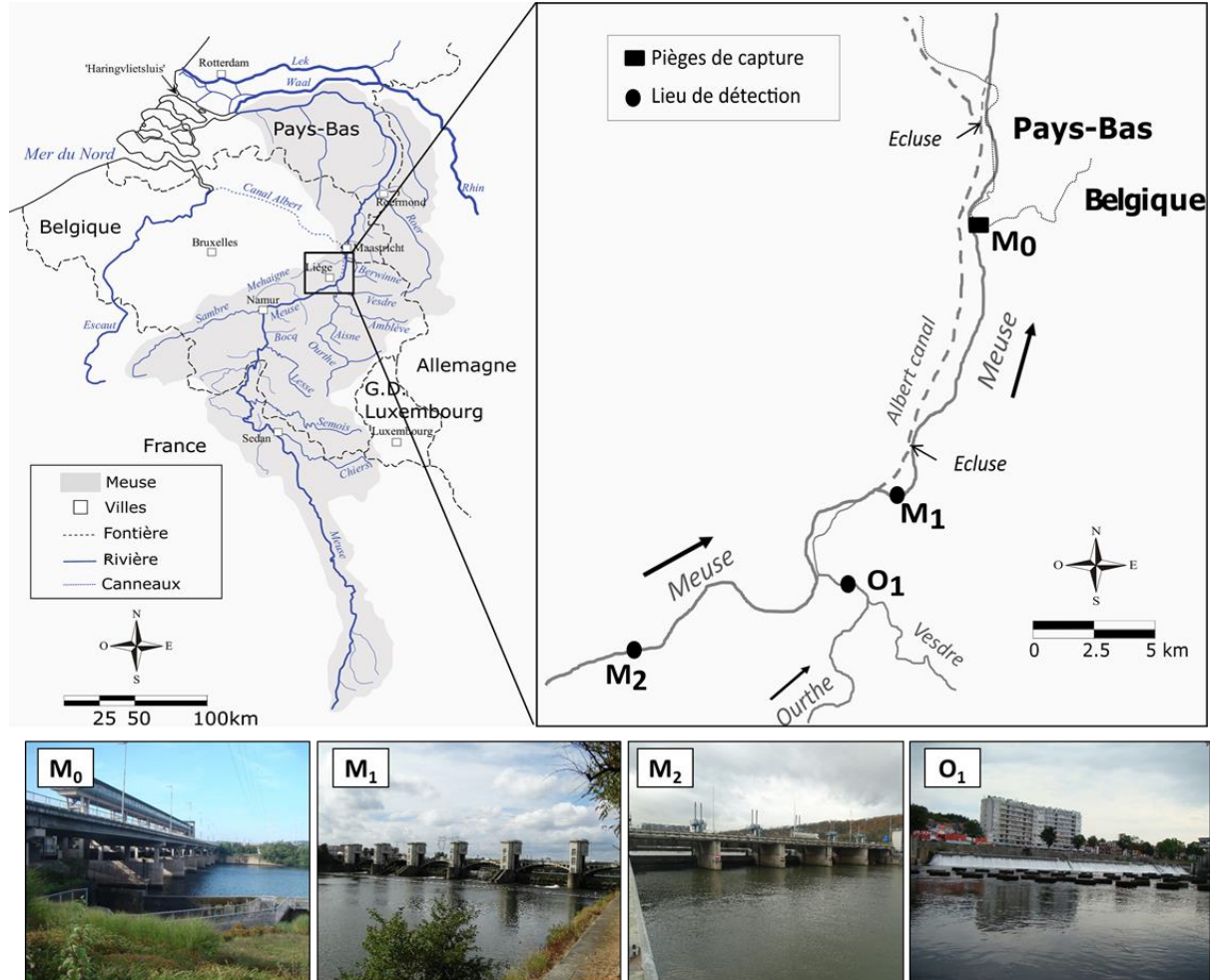


Figure 1 : Localisations des sites d'études à l'échelle du bassin de la Meuse et illustrations photos des 4 barrages étudiés, équipés d'une passe à bassins à fentes verticales.

II.2 Monitoring des passes à poissons de M0

Lors d'un monitoring des pièges de capture (PC) de M0, pour PC1, l'alimentation en eau la passe est fermée, et les poissons sont capturés à l'épuisette dans le bassin supérieur. Pour PC2, à l'aide d'un palan électrique, la cage est partiellement soulevée hors de l'eau et les poissons sont capturés à l'épuisette. De janvier 1999 à décembre 2021, n=4462 monitorings ont été effectués avec une fréquence d'une à cinq fois par semaine, selon l'intensité des captures. A chaque monitoring, les individus capturés ont été anesthésiés (Eugénol : 0,1 ml /l), identifiés au niveau de l'espèce, mesurés, et pesés pour enfin être déversés en amont du barrage après une période de récupération de 10 minutes.

II.3 Marquage des poissons

De 2010 à 2020, n=2526 individus appartenant à 16 espèces de poissons (potamodromes, diadromes et espèces exotiques) capturés en M0, ont été marqués avec un transpondeur RFID. Le marquage s'effectue sur le site du barrage de Lixhe par insertion du transpondeur RFID dans la cavité intrapéritonéale du poisson. Après capture lors du monitoring continu, le poisson est au préalable anesthésié et en plus de la biométrie, une incision de maximum 5mm est réalisée pour permettre l'insertion du tag RFID. Une fois le marquage effectué,

le poisson est maintenu en stabulation le temps qu'il soit réveillé et il est relâché le jour du marquage en amont du barrage de Lixhe pour être éventuellement détecté au sein des échelles à poissons amont.

II.4 Biotélémetrie par technologie RFID et variables comportementales

Pour identifier la présence de poissons marqués dans les passes à poissons en amont de M0, des stations de détection RFID (CIPAM®-France) ont été installées dans trois passes à poissons (Fig. 1). La première station RFID était située dans la passe à poissons de Monsin dans la Meuse (M1 : 13.1 km en amont de M0), la deuxième était placée dans la passe à poissons d'Ivoz-Ramet dans la Meuse (M2 : 32.2 km en amont de M0 et 19.1 km en amont de M1) et la troisième station dans la passe à poissons d'Angleur dans l'Ourthe (O1 : 19.3 km en amont de M0 et 6.2 km en amont de M1). Les trois stations RFID ont été connectées à des antennes (taille= $\pm 0,8 \times 1,8$ m ; zone de détection=1,5 m de diamètre) qui ont été placées dans la fente du bassin le plus en amont de chaque passe à poissons, ce qui nous a permis de déterminer la présence en amont des poissons dans le transect de 32 km analysé pendant la période d'étude (2010-2021). Les poissons passant devant les antennes ont été enregistrés par les stations RFID, avec des informations associées sur le code individuel, la date du calendrier et l'heure spécifique. Ces données nous ont permis de déterminer plusieurs métriques comportementales :

- Le taux de progression jusqu'à M1, M2 et O1 (total et par espèce) a été défini comme un pourcentage du nombre d'individus détectés respectivement aux stations M1, M2 ou O1 par rapport au nombre total d'individus marqués à M0.
- Les temps de progression M0-M1, M0-M2 et M0-O1 ont été calculés comme le temps (en jours) par kilomètre (j/km) entre l'heure de libération à M0 et l'heure de première détection respectivement à M1, M2 et O1, par espèce.
- Le taux de voies de migration a été défini comme le pourcentage d'individus détectés à M2 pour l'itinéraire Meuse et à O1 pour l'itinéraire Ourthe (Fig. 1) par rapport au nombre total d'individus marqués à M0 et détectés en amont des passes à poissons de M1 (=ind. détectés à M2 ou O1/ ind. détectés à M2+ind. détectés à O1, par espèce).
- L'activité nyctémérale a été définie par espèce comme le nombre de détections dans les passes à poissons M1, M2 et O1 par individu et par heure à l'échelle journalière.
- L'activité saisonnière par espèce a été définie comme le nombre de capture à M0 et le nombre de détection dans les passes à poissons M1, M2 et O1 par individu et par semaine à l'échelle annuelle.

L'installation d'une seconde antenne dans la partie aval de la passe à poissons M1 a permis de déterminer un nombre de passage réel réussis (Bunt et al., 2012 ; Ovidio et al., 2017). Cette seconde antenne a été placée à la fente du bassin le plus en aval de la passe à poissons en 2015. Durant cette période (2015 – 2021), nous avons calculé des métriques comportementales spécifiques à la passe à poissons M1, permettant de quantifier l'efficacité du dispositif (Ovidio et al., 2017) :

- L'efficacité de passage ajustée représentait le pourcentage d'individus par espèce ayant effectué un passage dans la passe à poissons (détecté à l'antenne amont) par rapport aux nombres détectés à l'antenne aval.
- Le temps de transit pour un passage complet dans M1 était représenté par le temps de trajet (en heures) entre la dernière détection à l'antenne aval et la première détection à l'antenne amont de la passe à poissons.

III RÉSULTATS

III.1 Diversité des captures à Lixhe (M0) et évolution temporelle

De janvier 1999 à décembre 2021, 392.752 poissons appartenant à 35 espèces ont été capturés dans les passes à poissons de Lixhe (92,9% pour P1 et 7,1% pour P2) (Tableau 1). Les juvéniles représentaient 77,6% du total des captures. La comparaison des catégories écologiques entre les passes à poissons montre clairement que la passe à poissons moderne P2 a été utilisée par les espèces rhéophiles adultes et par les salmonidés. En combinant les données de P1 et P2, le groupe écologique le plus représenté est les espèces ubiquistes (95,1% au stade adulte et 86,2% au stade juvénile) dont, à l'échelle spécifique, le gardon (*Rutilus rutilus*) au stade juvénile (67,6% des individus juvéniles) et l'ablette commue (*Alburnus alburnus*) au stade adulte (27,4% des

individus adultes). Le nombre total d'adultes capturés diminue significativement au cours du temps (test de MK, $\tau < 0$, $p < 0,05$). Pour 9 espèces, une tendance significative à la baisse du nombre d'individus par année (tests de MK, $\tau < 0$, $p < 0,05$) est observée dont par exemple la brème commune (*Abramis brama*) et l'anguille (*Anguilla anguilla*). Contrairement, 6 espèces possèdent une tendance à la hausse du nombre d'individus par années (tests de MK, $\tau > 0$, $p < 0,05$) dont par exemple le silure (*Silurus glanis*) et l'aspe (*Aspius aspius*), deux espèces non indigènes (Figure 2).

Tableau 1: Données de captures (pour P1 et P2) de poissons de 1999 à 2021 pour M0, en différenciant les résultats adultes et juvéniles et les groupes écologiques (Ubiq = Ubiquiste ; Rheo. = rhéophile et Limno = limnophile)

Espèce		Gr. Ecol.	N total (N ad. - N juv.)	N P1 (N ad. - N juv.)	N P2 (N ad. - N juv.)
Nom commun	Nom latin				
Aspe	<i>Aspius aspius</i> *	Rheo	1250 (772-478)	771 (771-0)	479 (1-478)
Barbeau fluviatile	<i>Barbus barbus</i>	Rheo	483 (369-114)	356 (346-10)	127 (23-104)
Chevaîne	<i>Leuciscus cephalus</i>	Rheo	1434 (830-604)	788 (785-3)	646 (45-601)
Goujon	<i>Gobio gobio</i>	Rheo	69 (68-1)	5 (5-0)	64 (63-1)
Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i>	Rheo	742 (374-368)	371 (370-1)	371 (4-367)
Ide mélanote	<i>Leuciscus idus</i>	Rheo	3286 (77-3209)	68 (63-5)	3218 (14-3204)
Saumon atlantique	<i>Salmo salar</i> **	Rheo	216 (214-2)	214 (214-0)	2 (0-2)
Saumon de Fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i> *	Rheo	3 (3-0)	1 (1-0)	2 (2-0)
Truite commune	<i>Salmo trutta</i>	Rheo	377 (368-9)	337 (336-1)	40 (32-8)
Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i> *	Rheo	14 (14-0)	7 (7-0)	7 (7-0)
Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Rheo	55 (33-22)	0 (0-0)	55 (33-22)
Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Rheo	79 (54-25)	1 (1-0)	78 (53-25)
Ablette spirilin	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Rheo	813 (307-506)	3 (3-0)	810 (304-506)
Ablette commune	<i>Alburnus alburnus</i>	Ubiq	78535 (24052-54483)	984 (984-0)	77551 (23068-54483)
Anguille	<i>Anguilla anguilla</i>	Ubiq	19754 (19754-0)	0 (0-0)	19754 (19754-0)
Brème bordelière	<i>Blicca bjoerkna</i>	Ubiq	1485 (1480-5)	1024 (1024-0)	461 (456-5)
Brème commune	<i>Abramis brama</i>	Ubiq	22806 (20366-2440)	16451 (16442-9)	6355 (3924-2431)
Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i>	Ubiq	239 (238-1)	236 (236-0)	3 (2-1)
Epinoche	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Ubiq	1 (1-0)	0 (0-0)	1 (1-0)
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	Ubiq	223305 (17167-206138)	5519 (5466-53)	217786 (11701-206085)
Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Ubiq	74 (73-1)	22 (22-0)	52 (51-1)
Silure	<i>Silurus glanis</i> *	Ubiq	247 (244-3)	247 (244-3)	0 (0-0)
Brochet	<i>Esox lucius</i>	Limno	8 (8-0)	8 (8-0)	0 (0-0)
Carassin	<i>Carassius carassius</i>	Limno	13 (13-0)	7 (7-0)	6 (6-0)
Carpe chinoise	<i>Ctenopharyngodon idella</i> *	Limno	3 (3-0)	3 (3-0)	0 (0-0)
Carpe koi	<i>Cyprinus carpio</i> *	Limno	6 (6-0)	6 (6-0)	0 (0-0)
Gibèle	<i>Carassius gibelus</i> *	Limno	10 (10-0)	1 (1-0)	9 (9-0)
Gobie à tâche noire	<i>Neogobius melanostomus</i> *	Limno	984 (302-682)	2 (2-0)	982 (300-682)
Gobie de Kessler	<i>Ponticola kessleri</i> *	Limno	1 (1-0)	1 (1-0)	0 (0-0)
Grémille	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Limno	5 (4-1)	0 (0-0)	5 (4-1)
Perche commune	<i>Perca fluviatilis</i>	Limno	36199 (246-35953)	131 (54-77)	36068 (192-35876)
Perche soleil	<i>Lepomis gibbosus</i> *	Limno	1 (1-0)	0 (0-0)	1 (1-0)
Sandre	<i>Sander lucioperca</i>	Limno	5 (3-2)	2 (1-1)	3 (2-1)
Tanche	<i>Tinca tinca</i>	Limno	249 (247-2)	192 (191-1)	57 (56-1)
Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i> *	Limno	1 (1-0)	0 (0-0)	1 (1-0)
Total			392752 (87703-305049)	27758 (27594-164)	364994 (60109-304885)

*espèces non-natives, ** espèce réintroduite

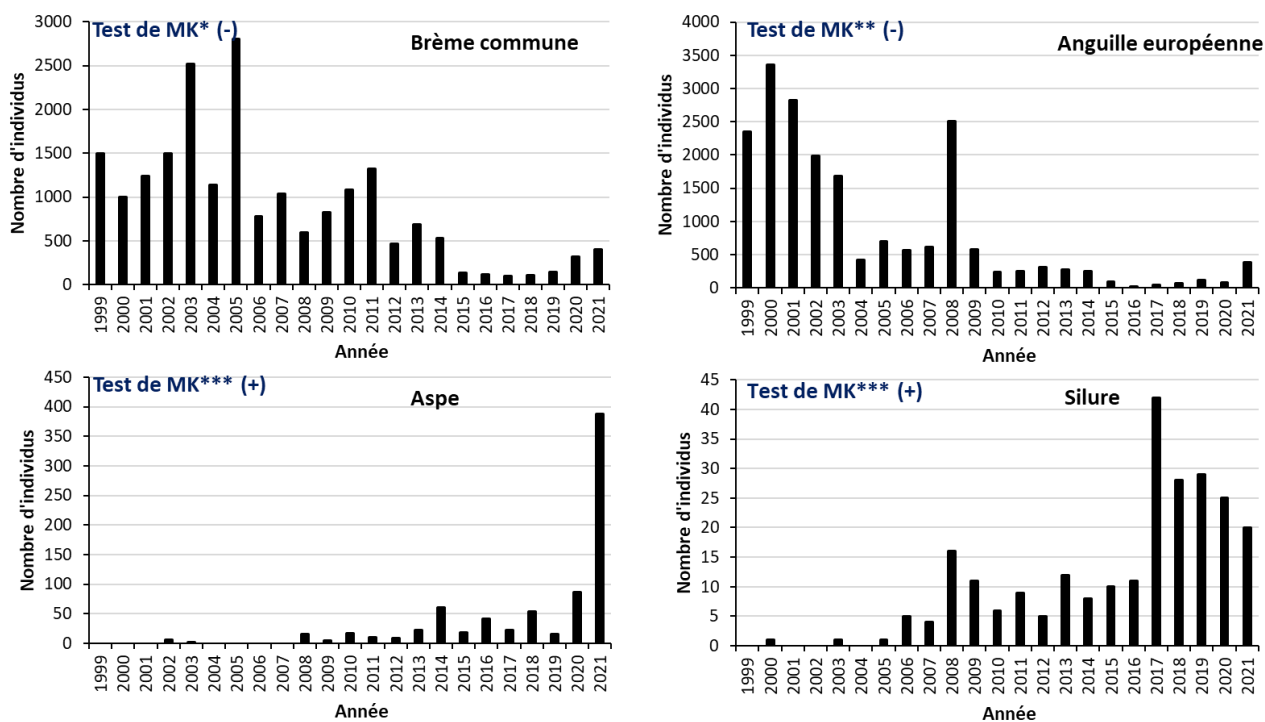


Figure 2: Evolution temporelle de l'effectif capturé par an et par espèce au stade adulte de 1999 à 2021 ; en haut à gauche, les résultats du test de Mann-Kendall (évolution temporelle positive de l'effectif : + ; évolution temporelle négative : - (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$).

III.2 Comportements de montaison en amont de M₀

De 2010 à 2021 (Tableau 2), parmi les $n=2763$ individus munis d'un tag RFID, $n= 892$ individus (32%), toutes espèces confondues, ont été détectés dans la passe à poissons de M1, située 13km en amont de M0. Pour les espèces rhéophiles, ce taux total de détections atteint 43% avec un maximum de 75% pour le chevaîne (*Squalius cephalus*). Pour les espèces limnophiles et ubiquistes, ce taux de détections atteint respectivement 23% et 17% alors que pour l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), ce taux est de 30%. Le temps de parcours entre deux passes à poissons est en moyenne de 13,5 jours/km ($\pm 22,8$ jours/km) avec comme espèces les plus rapides la truite commune, *Salmo trutta* (1,1 jours/km) et le chevaîne (2,6 jours/km) et comme espèces les plus lentes, l'anguille européenne (17 jours/km) et le silure, *Silurus glanis* (13,2 jours/km). En amont de M1 qui possède une efficacité ajustée totale 72,6%, deux voies de migration s'offrent aux poissons en déplacement de montaison, la Meuse ou l'Ourthe. Les espèces rhéophiles et ubiquistes privilégient l'Ourthe comme voie de migration avec un pourcentage respectif de 70% et 66% d'individus détectés en O1 par rapport au total d'individus détectés en amont de M1, démontrant un choix de voie de migration qui présente des habitats de frai plus adaptés pour ces espèces.

Tableau 2: Nombre de poissons par groupe écologique marqués par tag RFID après capture en M0 et détectés au sein des passes à poissons des barrages amont (M1 – M2 – O1)

Espèces	Marqués M ₀ (2010-2021)	N individus détectés (2010-2021)					
		M ₁ (Meuse)		M ₂ (Meuse)		O ₁ (Ourthe)	
		N	%	N	%	N	%
Espèces rhéophiles	772	332	43%	58	8%	136	18%
Espèces limnophiles	13	3	23%	0	0%	1	8%
Espèces ubiquistes	230	40	17%	3	1%	6	3%
Anguille	1748	517	30%	90	5%	66	4%
Total	2763	892	32%	151	5%	209	8%

III.3 Cycles d'activité saisonnier et journalier

La majorité des poissons est capturée/détectée dans les passes à poissons, à l'échelle saisonnière, principalement durant la migration de reproduction qui peut être, selon l'espèce, printanière, estivale ou automnale. D'autres déplacements, moins fréquents, sont observés durant les autres périodes de l'année qui correspondent à des événements de dispersion et/ou de recherche de refuge. Le cycle d'activité journalier varie également selon l'espèce, avec une détection pendant tout le cycle nyctéméral (ex. le chevaine et le barbeau, *Barbus barbus*, Figure 3), préférentiellement pendant la journée (ex. la truite) ou préférentiellement pendant la nuit (ex. le silure ou l'anguille européenne, Figure 3).

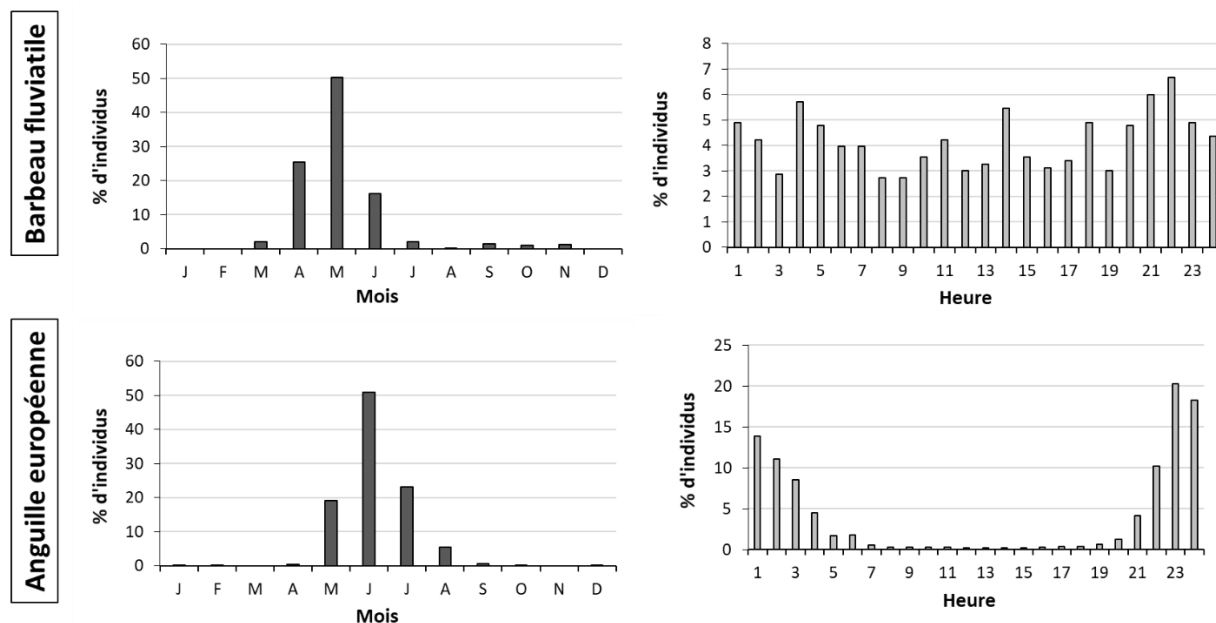


Figure 3 : Périodicité des déplacements du barbeau fluviatile (en haut) et de l'anguille européenne (à droite) à l'échelle saisonnière (à gauche) et journalière (à droite)

IV DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Dans le cadre d'un rétablissement de la libre circulation, la suppression complète des obstacles constituerait le scénario idéal, mais cela est généralement compliqué à mettre en œuvre en raison de la présence de nombreuses contraintes sociales et d'usage [Silva et al., 2018]. Une solution intermédiaire pour cette restauration de la libre circulation est l'aménagement d'un dispositif de franchissement, qui doit être multi-espèces et permettre le contournement de l'obstacle en question par les espèces diadromes (grands migrateurs) et potamodromes [Ovidio et al., 2020]. Les dispositifs les plus fréquents consistent en l'aménagement aux abords de l'obstacle, de structures techniques en béton ou en enrochement (ex. passes à bassins). On retrouve également les structures semi-naturelles dont le principal exemple est la rivière de contournement [Williams et al., 2012]. Leur morphologie et leur vitesse de courant ont été adaptées des rivières naturelles [Parasiewicz et al., 1998]. Enfin les dispositifs à structures spécialisées constituent la dernière catégorie dont l'exemple le plus courant est la rampe à anguille, composée de dalles de bétons parsemées de plots assurant l'appui des anguilles lors de leur reptation.

Au cours des 23 années de suivis de passes de type « vertical-slot », nous avons observé que les passes à poissons d'une grande rivière anthropisée étaient utilisées par diverses espèces de poissons à travers une grande variété de stades et de tailles. De plus, l'étude par marquage/détection RFID via les passes à poissons, a permis de mettre en évidence des schémas de mobilité et de démontrer l'intérêt de restaurer la connectivité de la rivière, en particuliers avec ses principaux affluents, pour l'ensemble de la communauté de poissons, afin qu'ils puissent exploiter des habitats optimaux [Benitez et al., 2018]. Plus spécifiquement, la proportion importante de jeunes poissons observée indique le rôle prépondérant des passes à poissons dans le contexte de la dispersion ontogénique des juvéniles et des sub-adultes. Ceci implique que lorsque les dispositifs de franchissement représentent la seule solution, ils doivent être adaptés à leur capacité de nage. Nous avons observé des changements dans les assemblages de populations de poissons qui transitent au sein d'une passe à poissons, avec une diminution de l'abondance globale des poissons.

Bien que la comparaison des effectifs capturés entre les deux passes de M0, de configuration différente montre un effet bénéfique de l'installation de P2 pour certaines catégories d'espèces, une notion importante pour les études sur les passes à poissons, est leur efficacité réelle. En effet, le franchissement d'une passe à poisson se décline en trois étapes : (i) l'approche, (ii) l'entrée, et (iii) le passage du poisson à travers le dispositif [Silva et al., 2018]. Cette efficacité n'est pas connue pour l'ensemble des passes étudiées dans le cadre de cette étude, mais elle est en cours d'évaluation et les premiers résultats indiquent une variabilité interspécifique importante de l'efficacité des passes à poissons. Ce constat implique que les poissons observés (capturés et/ou détectés) dans les différentes passes suivies ne représentent pas l'entière de la faune piscicole migrante présente dans l'ensemble du système de monitoring et pourrait influencer le taux de voies de migration entre la Meuse et l'Ourthe.

L'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L.) est une espèce de poisson en danger critique d'extinction en raison des activités humaines et du changement climatique dans les écosystèmes continentaux et océaniques [Nzau Matondo et al., 2019]. La perte et la fragmentation de l'habitat, la mortalité par des passages à travers les turbines, la surpêche, la dissémination de parasites, la pollution et les changements dans les courants océaniques ont provoqué le déclin de la population d'anguilles. Cette diminution dans les eaux intérieures de la Meuse en Belgique à plus de 320 km en amont de la mer du Nord est observée depuis les années 1990 en Belgique et confirmé depuis les années 2000 dans les passes de M0 et la raison est clairement l'échec du recrutement fluvial depuis la mer du Nord [Nzau Matondo et al., 2018]. Comme observé pour l'anguille, l'effectif annuel de nombreuses espèces ubiquistes et limnophiles (gardon, rotengle, brème commune, brème bordelière, tanche, ablette commune et perche) a diminué de manière drastique, malgré plusieurs années d'amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau de la Meuse. En effet, une augmentation significative de l'oxygène dissous dans la rivière a été observée, suite à la construction de nombreuses stations d'épuration. La première hypothèse de cette diminution de l'abondance de certaines espèces de poissons est due aux effets de la diminution drastique de la biomasse du phytoplancton, provoquée par cette amélioration de la qualité de l'eau et simultanément à l'invasion à grande échelle de corbicules asiatiques, *Corbicula spp.* Contrairement aux espèces rhéophiles, qui ont montré une tendance temporelle croissante dans leur proportion de biomasse, les espèces de poissons limnophiles et ubiquistes, plus favorables aux masses d'eau eutrophes, ont probablement été affectées par cette diminution des ressources à la base de la pyramide alimentaire [Belliard et al., 2018]. D'autres hypothèses incluent une possible augmentation de la pression de prédation par le grand cormoran *Phalacrocorax carbo* [Otjacques et al., 2016] et l'apparition d'espèces de poissons piscivores comme le silure et l'aspe. Le déclin drastique de l'abondance de certains poissons autrefois communs et répandus en Europe (ubiquistes et limnophiles ainsi que les anguilles) et l'apparition d'espèces invasives (aspe, silure et gobie), nous ont permis de détecter des changements écologiques majeurs dans la Meuse et devraient inciter à l'adoption de mesures de conservation dans le futur [Mouton et al., 2012], en parallèle à des mesures d'amoinissement des pressions responsables du déclin. Ainsi, il est possible de décider de soutenir certaines populations de poissons par des programmes de repeuplement, comme cela s'est déjà avéré fructueux pour les anguilles [Nzau Matondo et al., 2020].

Le marquage de $n = 2763$ individus toutes espèces confondues, avec un effort de marquage plus important une espèce cible, l'anguille (63% des individus marqués), a permis de démontrer que plus de 30% des individus marqués continuent leur migration vers l'amont, avec un temps de parcours présentant une variabilité inter- et intraspécifique et utilisent au minimum une seconde passe à poissons. Afin d'équilibrer les effectifs suivis, un effort de marquage devra être réalisé pour les espèces moins représentées, en particuliers les espèces limnophiles. Nos résultats démontrent le bien-fondé de la restauration de la continuité écologique dans les systèmes fluviaux fortement perturbés, pour les espèces diadromes, mais également pour les espèces potamodromes. En effet ces dispositifs ont permis à une fraction de la faune piscicole d'exploiter une grande diversité d'habitats fonctionnels en amont et de reconnecter le cours principal de la Meuse avec un affluent, l'Ourthe, qui offre des conditions propices à la reproduction des espèces rhéophiles.

Les passes à poissons étudiées ont été plus fortement utilisées au printemps, pendant la période de circum-reproduction, bien que des mouvements aient eu lieu tout au long de l'année, confirmant l'importance de maintenir la continuité écologique dans une rivière, même de type fleuve, tout au long de l'année [Benitez et al., 2015]. Ces résultats soulignent l'utilité du suivi des passes à poissons pour contribuer à la gestion des milieux fluviaux et pour conserver la fonctionnalité des passes dans le temps. Malgré la quantité de données recueillies, certaines questions restent en suspens, notamment en ce qui concerne les raisons qui induisent

l'évolution temporelle du nombre de certaines espèces de poissons capturées ou encore les effets bénéfiques de la restauration de la libre circulation sur les populations de poissons installées en amont des différentes passes. Il serait donc par exemple, intéressant d'obtenir des données sur l'abondance des poissons dans les parties amont et aval du barrage, que ce soit par des méthodes traditionnelles (filets et pêche électrique) ou par de nouvelles méthodes comme l'ADN environnemental, d'un point de vue diversité [Deiner et al., 2016] et plus récemment, d'un point de vue abondance [Rourke et al., 2021]. Enfin, l'Anthropocène a entraîné d'innombrables effets anthropiques directs et indirects sur tous les taxons d'eau douce, et il existe un potentiel considérable de changements au niveau de l'écosystème par des réponses ascendantes et descendantes [Reid et al., 2019]. Ces changements doivent être étudiés et surveillés afin d'orienter le plus efficacement possible, les décisions de gestion des écosystèmes fluviaux.

V REMERCIEMENTS

Cette recherche a été financée par le Service Public de Wallonie, Belgique, Direction Générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Département Nature et Forêt, grâce au 'Programme Saumon Meuse'. Nous remercions également le Service Public de Wallonie – Mobilité infrastructure et LUMINUS pour leur aimable collaboration ainsi que l'octroi de l'accès aux passes à poissons. Nous tenons enfin à remercier tous les étudiants et membres du LPDH-ULIEGE qui ont participé à la collecte des données de terrain entre 1999 et 2021.

VI REFERENCES

- Belliard, J., Beslagic, S., Delaigue, O., Tales, E. (2018). - Reconstructing long-term trajectories of fish assemblages using historical data: The Seine River basin (France) during the last two centuries. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **25**, 23430–23450.
- Benitez J.-P., Nzau Matondo B., Dierckx A., Ovidio M. (2015). - An overview of potamodromous fish upstream movements in medium-sized rivers, by means of fish passes monitoring. *Aquat Ecol*, **49**, 481–497.
- Benitez J.-P., Dierckx A., Nzau Matondo B., Rollin X., Ovidio M. (2018). - Movement behaviours of potamodromous fish within a large anthropised river after the reestablishment of the longitudinal connectivity. *Fish Res*, **207**, 140–149.
- Benitez J.-P., Dierckx, A., Rimbaud G., Nzau Matondo B., Renardy S., Rollin X., Gillet, A., Dumonceau F., Poncin P., Philippart, Ovidio M. (2022). - Assessment of Fish, Abundance, Biodiversity and Movement Periodicity Changes in a Large River over a 20-Year Period. *Environments*, **9**, 22.
- Deiner K., Fronhofer E. A., Mächler E., Walser J.-C., Altermatt F. (2016). - Environmental DNA reveals that rivers are conveyor belts of biodiversity information. *Nat Commun*, **7**.
- Mouton A.M., Buysse D., Stevens, M., van den Neucker T., Coeck J. (2012). - Evaluation of riparian habitat restoration in a lowland river. *River Res Appl*, **28**, 845 – 857.
- Nzau Matondo, B., Ovidio, M. (2018). - Decreased stock entering the Belgian Meuse is associated with the loss of colonisation behaviour in yellow-phase European eels. *Aquat. Living Resour.*, **31**, 7.
- Nzau Matondo, B., Séleck, E., Dierckx, A., Benitez, J.-P., Rollin, X., Ovidio, M. (2019). - What happens to glass eels after restocking in upland rivers? A long-term study on their dispersal and behavioural traits. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, **29**, 374–388.
- Nzau Matondo B., Benitez J.-P., Dierckx A., Rollin X., Ovidio M. (2020). - An evaluation of restocking practice and demographic stock assessment methods for cryptic juvenile european eel in upland rivers. *Sustainability-Basel*, **12**, 1124.
- Otjacques, W., De Laender, F., Kestemont, P. (2016). - Discerning the causes of a decline in a common European fish, the roach (*Rutilus rutilus* L.): A modelling approach. *Ecol. Model.*, **322**, 92–100.

- Ovidio, M., Sonny, D., Watthez, Q., Goffaux, D., Detrait, O., Orban, Nzau Matondo, B., Renardy, S., Dierckx, A., Benitez, J.-P. (2020). - Evaluation of the performance of successive multispecies improved fishways to reconnect a rehabilitated river. *Wetl. Ecol. Manag.*, **28**, 641–654.
- Parasiewicz, P.J.E., S. Weiss, S. Schmutz (1998). - Fish Migration and Fish Bypasses. M. Jungwirth, S.S., S. Weiss (Eds.) (ed), pp. 348-362, Fishing News Books, Blackwell Publications, Oxford
- Radinger, J., Wolter C. (2014). - Patterns and predictors of fish dispersal in rivers. *Fish Fish*, **15**, 456–473.
- Reid A. J., Carlson A. K., Creed I. F., Eliason E. J., Gell P. A., Johnson P. T. J. (2019). - Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol Rev*, **94**, 849–873.
- Rourke, M.L, Fowler, A.M., Hughes, J.M., Broadhurst, M.K., DiBattista, J.D., Fielder, S., Furlan, E.M. (2021). - Environmental DNA (eDNA) as a tool for assessing fish biomass: a review of approaches and future considerations for resource surveys. *Environ. DNA*, **4**, 9-33
- Silva A. T., Lucas M. C., Castro-Santos T., Katopodis C., Baumgartner L. J., Thiem (2018). - The future of fish passage science, engineering, and practice. *Fish Fish*, **19**, 340–362.
- Williams, J.G., Armstrong, G., Katopodis, C., Larinier, M. and Travade, F. (2012). - Thinking like a fish: A key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. *River Res Appl*, **28**, 407-417.