
Quantification de l'efficacité de passes migratoires pa

Auteur : Bertholet, Pit

Promoteur(s) : Ovidio, Michael; Benitez, Jean-Philippe

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité approfondie

Année académique : 2019-2020

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/9853>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Quantification de l'efficacité de passes migratoires par l'utilisation de la biotélémétrie

Mémoire présenté par **Pit Bertholet**

En vue de l'obtention du grade de Master en Biologie des Organismes et Ecologie



Année académique : 2019-2020

Faculté des Sciences

Département Biologie, Ecologie, Evolution – UR FOCUS

Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie

Promoteur : Prof. M. Ovidio / Co-Promoteur : Dr. J-P. Benitez

Résumé :

Quantification de l'efficacité de passes migratoires par l'utilisation de la biotéléométrie

Promoteur / Co-Promoteur : Prof. M. Ovidio / Dr. J-P. Benitez

Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie, UR FOCUS - ULiège

Année académique : 2019-2020

La fragmentation des cours d'eaux, provenant des activités humaines, dans le but de produire de l'énergie, de réguler les débits et de permettre la navigation, affecte l'ensemble des communautés piscicoles en réduisant leur capacité de libre circulation, avec pour conséquence une régression et/ou un déclin de certaines populations de poissons. La construction et l'aménagement de passes migratoires et des dispositifs de dévalaison permettent de rétablir partiellement la libre circulation afin de remédier aux effets de la fragmentation.

Notre étude se situe dans le cadre de deux projets : (i) l'analyse de l'efficacité d'un dispositif de franchissement présent au sein d'un cours d'eau non navigables, dans notre cas la passe migratoire du barrage de Nismes sur l'Eau Noire et (ii) la détermination de l'attractivité et de l'efficacité de l'échelle à poissons de Lixhe sur la Meuse.

Lors de notre étude, N=58 individus de 5 espèces pour Nismes et N=146 individus de 8 espèces de poissons pour Lixhe ont été capturés et marqués avec un transpondeur RFID et des antennes de détection ont été placées dans les deux passes migratoires. Au total 56,9% des poissons de Nismes et 19,2% des poissons de Lixhe ont été repérés par au moins une antenne RFID. Toutes espèces confondues, on observe un taux d'attractivité de 46,6% pour Nismes et 19,2% pour Lixhe, avec une efficacité de franchissement et une efficacité de franchissement corrigée de respectivement 25,9% et 55,6% pour Nismes et 5,5% et 29,6% pour Lixhe. Le temps de franchissement et la vitesse de franchissement par mètre de dénivelée sont de respectivement 1h15min et 2,7m/h pour Nismes et 12h28min et 3,9m/h pour Lixhe.

Nous concluons qu'une analyse par des métriques standardisées fournit des résultats pertinents et comparables. Les attractivités et les efficacités des deux passes migratoires étudiées sont assez faibles et pourraient être améliorées par des modifications du courant d'attrait, de la position de l'entrée et de la vitesse du courant au sein de la passe. Nous avons démontré un effet répulsif de la cage de capture à la sortie de la passe de Lixhe. Notre étude souligne l'importance de la présence et de l'aménagement de passes migratoires, vu qu'un nombre non négligeable de poissons a franchi une des passes pendant toute la période d'observation.

Remerciements :

La réalisation de ce mémoire a été possible grâce à l'intervention de plusieurs personnes, à qui je souhaiterais témoigner toute ma reconnaissance.

Je voudrais remercier mon promoteur, le Prof. M. Ovidio pour m'avoir accueilli au sein de son équipe du LDPH, pour ses relectures et conseils et pour m'avoir donné la possibilité de participer à d'autres projets et d'avoir élargi ma vision envers la problématique qui affecte le monde piscicole.

De même, j'aimerais aussi remercier Dr. J-P. Benitez, pour son aide à la rédaction, sa disponibilité, ses conseils et son engagement sans lesquels l'étude n'aurait pas pu se dérouler de la même manière.

Ensuite, je voudrais remercier le reste de l'équipe du LDPH et plus particulièrement Monsieur A. Dierckx, pour sa participation aux manipulations de terrain du projet.

Je voudrais remercier également l'équipe de Profish pour la mise en place de l'installation de détection à Nismes et pour leur participation lors de la pêche électrique.

Je remercie Dr. C. Joaquim-Justo, Dr. G. Lepoint et Dr. C. Rougeot d'avoir accepté de faire partie de mon jury de mémoire.

Finalement, je voudrais encore remercier ma famille et tous mes amis pour leur soutien lors de mes études et pour la relecture du mémoire.

Table des matières :

1. Introduction :	1
1.1. Perturbation de l'écosystème rivière par les activités humaines	1
1.2. La fragmentation des rivières et les impacts sur les ressources piscicoles	2
1.3. Migration et domaine vital :	4
1.4. Le rétablissement de la libre circulation :	8
1.5. Mesure de l'efficacité des passes migratoires :	10
1.6. Objectifs du travail :	12
2. Matériel et Méthodes :	14
2.1. Présentation de la technologie utilisée, le système RFID (Radio Frequency Identification)	14
2.2. Présentation des sites d'étude :	15
2.2.1. Barrage de Nismes sur l'Eau Noire :	15
2.2.2. Site d'étude de Lixhe (Meuse) :	20
2.3. Variables comportementales :	25
2.4. Mesures environnementales :	26
2.5. Analyses statistiques :	26
3. Résultats :	28
3.1. Site Barrage de Nismes (Eau Noire):	28
3.1.1. Variables environnementales	28
3.1.2. Répartition des détections	28
3.1.3. Évaluation de la performance de la passe à poissons	30
3.2. Site barrage de Lixhe :	34
3.2.1. Variables environnementales	34
3.2.2. Répartition des détections	34
3.2.3. Évaluation de la performance de la passe à poissons	36
4. Discussion :	40
4.1. Adéquation de méthodes utilisées	40
4.2. Approches du complexe barrage-passe, rythmes saisonniers et délai d'arrivée	41
4.3. Temps de recherche et attractivité de la passe migratoire	43
4.4. Efficacité de franchissement	44
4.5. Temps de franchissement entier/partiel, vitesse de franchissement par mètre de dénivelée et délai de sortie	46
4.6. Rythmes d'activité nycthémeraux	48
5. Conclusion :	49
6. Bibliographie :	51

1. Introduction :

1.1. Perturbation de l'écosystème rivière par les activités humaines

Les écosystèmes aquatiques continentaux sont fortement affectés par l'activité humaine et ses nombreux impacts. Les rivières sont considérées comme les milieux les plus impactés (Tejerina-Garro et al., 2005). En comparaison avec les écosystèmes terrestres, on observe une perte de biodiversité beaucoup plus importante pour les systèmes aquatiques continentaux (Sala et al., 2000). Ceci est dû au fait que dès la sédentarisation, l'homme a eu tendance à s'établir à proximité de berges d'un cours d'eau et il a développé de nombreuses activités pour profiter de ses propriétés polyvalentes (Riedel & Schönwälder, 2016). L'homme utilise les rivières pour des usages et des services qui ont des conséquences importantes sur l'intégrité biologique et sur la biodiversité (Schofield et al., 2018). A cela s'ajoute le réchauffement climatique qui affecte les écosystèmes aquatiques en altérant les réseaux trophiques et en modulant les propriétés physicochimiques en augmentant la température, ce qui s'accompagne d'une concentration de CO₂ croissante (Woodward et al., 2010). Des modèles climatiques ont démontrés qu'en 2100, les impact majeurs sur la biodiversité des écosystèmes rivières se formeront à partir de l'exploitation des sols et du réchauffement climatique (Sala et al., 2000). On peut regrouper les impacts qui affectent les rivières en trois grandes catégories: (i) l'introduction ou l'extinction de biotes, (ii) le changement d'exploitation des sols du bassin versant et (iii) la perturbation de processus biogéochimiques (Lake et al., 2000).

- Les espèces introduites peuvent décimer, voire éliminer des espèces locales par prédation, compétition, altération d'habitat et par hybridation. De même l'extinction d'une espèce peut avoir des conséquences sur les réseaux trophiques et les habitats présents (Richter et al., 1997).
- Le changement d'exploitation des sols du bassin versant peut résulter des activités d'agriculture, de sylviculture, minières et d'urbanisation. Ce changement peut altérer l'apport de particules fines et de matière organique provenant de l'érosion des sols et du déboisement des ripisylves (Lake et al., 2000). L'érosion des sols augmente la turbidité de l'eau et la sédimentation provoque une homogénéisation et un colmatage du sol présent (Walters et al., 2003). Le changement d'apport de matière organique a des effets importants sur les réseaux trophiques. Les deux phénomènes provoquent

une diminution de la qualité d'habitat, voir même une suppression d'une partie ou de l'entière d'un type d'habitat présent (Lake et al., 2000).

- La perturbation des processus biogéochimiques inclut l'eutrophisation, l'acidification, la pollution toxique et les variations de débit d'une rivière par régulation. L'eutrophisation se caractérise par un apport trop abondant en nutriments (azote/phosphore) et favorise la prolifération de phytoplancton, qui peut amener à une désoxygénation (Smith et al., 1999). L'acidification provient principalement des pluies et engendre une perturbation des processus écosystémiques (Baldigo & Lawrence, 2001) via le ravinement de métaux lourds présents dans les sols du bassin versant. Ceux-ci s'accumulent dans le cours d'eau et s'ajoutent à la pollution toxique sous forme de persistants organiques ou inorganiques, de composés organiques biodégradables (Lake et al., 2000), à la pollution thermique (Larinier, 2001), à la pollution acoustique (Holt & Johnston, 2015) et à la pollution lumineuse (Meyer & Sullivan, 2013). Le changement du débit d'une rivière est principalement dû à l'usage et aux prises d'eau. En Europe l'eau prélevée est utilisée pour l'usage urbain (14%), l'agriculture (30%), l'industrie (10%), le refroidissement de générateurs d'électricité (32%) et autres (14%) (The European Environment Agency, 1999). Globalement, près de 85% de la consommation d'eau humaine est utilisée pour l'irrigation et on observe un taux de consommation totale en augmentation partout dans le monde (Gleick, 2003).

1.2. La fragmentation des rivières et les impacts sur les ressources piscicoles

Afin de satisfaire la demande en eau, de nombreuses structures sont construites, variant de petites structures temporelles construites à partir de sédiments, à des grandes structures multifonctionnelles, qui ont un impact changeant sur l'écosystème (FISRWG, 1998). De nos jours, la majorité des rivières sont fragmentées par des ouvrages physiques, qui permettent de régler le niveau d'eau et la profondeur (Fuller et al., 2015). En Europe, la proportion de grandes rivières ($\geq 350 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ de débit moyen annuel) non affectées par la fragmentation est la plus faible comparée aux autres continents (Nilsson et al., 2005) (Fig. 1). Ceci est dû à leur forme dendritique et unidimensionnelle, qui les rend plus sensibles aux effets de la fragmentation que les écosystèmes terrestres (Fuller et al., 2015).

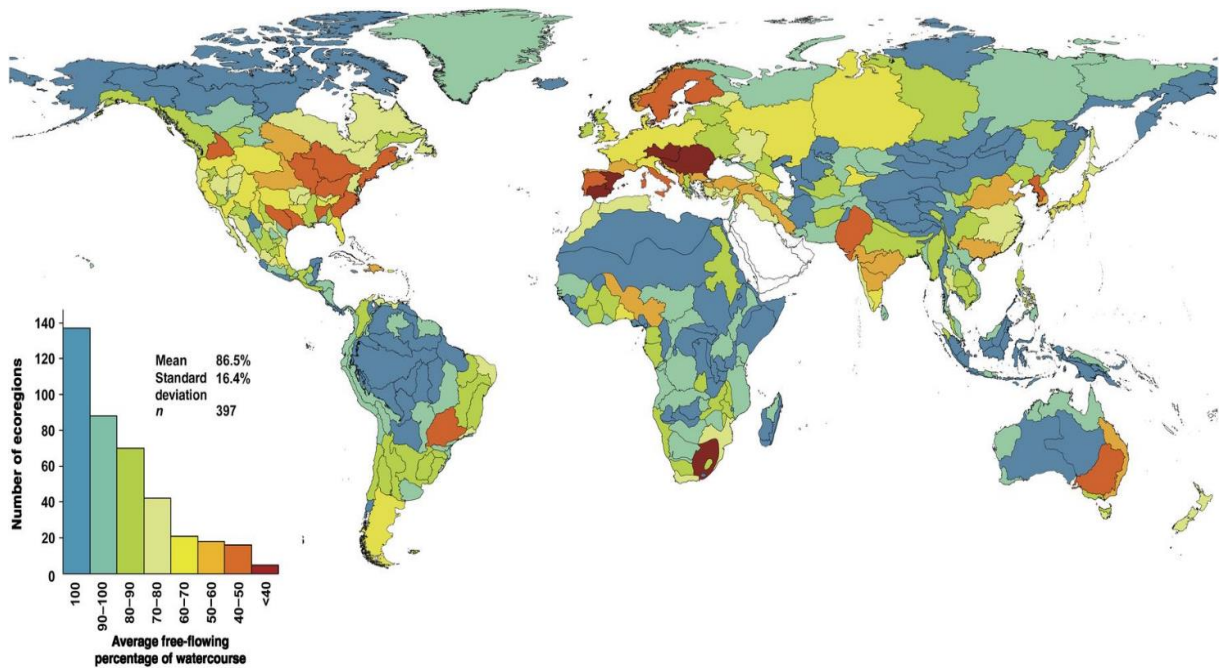


Figure 1: Répartition du taux moyen d'écoulement libre de la longueur du cours d'eau (Liermann et al., 2012).

La fragmentation de l'habitat représente un phénomène de morcèlement de l'espace par des effets anthropiques. Elle empêche le déplacement d'une ou plusieurs espèces, qui sont par conséquent limitées dans leurs comportements naturels (Franklin et al., 2002). Plus particulièrement la fragmentation des écosystèmes aquatiques continentaux empêche la libre circulation des communautés animales et végétales aquatiques (Schofield et al., 2018) et le transport de matières chimiques et physiques comme par exemple des nutriments, des matières organiques, et des sédiments (Fritz et al., 2018). De plus, on peut observer des changements au niveau de l'hydrologie, la température et les paramètres physicochimiques (Ligon et al., 1995). Ainsi, l'habitat en aval et en amont d'un obstacle peut être entièrement restructuré par sa présence et la connectivité hydrologique et biologique n'est plus assurée.

La fragmentation résulte principalement de la construction de barrages soit récents, soit plus anciens, à des usages variables. Les barrages peuvent fortement varier en taille et ils peuvent atteindre des hauteurs dépassant 300 mètres et des largeurs dépassant le kilomètre et avoir des capacités de 460 millions m³ d'eau (ICOLD, 2019). Ils peuvent servir pour l'alimentation en eau potable, la production d'énergie, l'irrigation des cultures, l'usage d'eau à des fins industriels ou ménagers, la navigation, l'affaiblissement de l'impact de crues et pour les activités de loisirs. Les obstacles de petites dimensions ont aussi un impact non négligeable et peuvent obstruer ou perturber les mouvements de montaison de la faune aquatique (Ovidio & Philippart, 2002). De nos jours beaucoup de ces barrages ne sont plus utilisés et n'ont plus qu'une fonction esthétique voire patrimoniale, mais on observe une

demande croissante en énergies renouvelables et ainsi en hydroélectricité, pour mitiger le réchauffement climatique. Ceci nécessite néanmoins parfois la construction de nouveaux barrages ou le rehaussement de barrages existants (Wolter & Schomaker, 2019). Actuellement un cinquième de l'électricité mondiale générée provient de turbines hydroélectriques (Gleick, 2003).

Les effets de la fragmentation sur les populations de poissons sont nombreux. Ils sont souvent sous-estimés à cause d'un délai d'expression et de l'interaction avec d'autres impacts anthropiques (Fuller et al., 2015). La division des communautés piscicoles engendre une érosion de la diversité des populations, en diminuant les échanges génétiques et en rendant l'accès aux habitats fonctionnels plus difficile ou impossible (Jager et al., 2001; Benitez et al., 2015). La perte de diversité génétique peut limiter la capacité d'adaptation. De même, un obstacle peut montrer une sélectivité envers une population et seulement permettre le passage d'un phénotype défini (taille, sexe, capacité de nage/ saut, etc.) lors des migrations (Baudoin et al., 2014). La régression qui en résulte peut causer la disparition de certaines populations et ainsi affecter la composition des communautés piscicoles (Fuller et al., 2015) et réduire la biodiversité (Liermann et al., 2012). En perturbant les comportements des poissons lors de leur mouvements ou migrations, la présence d'obstacles crée du stress et de la perte énergétique, ce qui augmente le risque de prédation, de maladies et de blessures (Baudoin et al., 2014). Les poissons, qui réalisent une migration vers les sites de reproduction, sont ralentis par la présence d'obstacles, ce qui cause des retards parfois très préjudiciables sur les activités de reproduction. Pour les espèces qui réalisent de grandes migrations, l'effet cumulé renforce encore le problème avec une perte d'une partie des individus à chaque obstacle (Croze, 2008). Tous ces facteurs ont un impact important sur le succès reproducteur. En effet, moins d'individus atteignent les frayères, avec un impact sur le recrutement en juvéniles (Baudoin et al., 2014).

1.3. Migration et domaine vital :

Le déplacement des poissons est important pour réaliser leurs fonctions vitales entre différents types d'habitats. L'écosystème rivière est composé de 4 dimensions (Fig.2) : la dimension longitudinale, la dimension latérale, la dimension verticale et la dimension temporelle (Ward, 1989). Ces 4 dimensions limitent la liberté de déplacement des poissons et ont un impact direct sur leurs migrations. Les mouvements longitudinaux se font entre l'aval et l'amont. Les mouvements latéraux regroupent tous les mouvements qui se font entre le lit

principal d'une rivière, ses affluents, ses annexes fluviales et la végétation immergée. Les mouvements verticaux se font entre le fond et la surface. La dimension temporelle représente les changements et la dynamique à court et à long terme (Lenders & Knippenberg, 2003). Elle varie en fonction de l'espèce et du phénomène observé. La dimension temporelle peut inclure le temps nécessaire pour montrer une réponse comportementale ou le temps nécessaire pour qu'un changement évolutif ait lieu. Ainsi, la perspective temporelle permet de comprendre le temps de réponse à une perturbation ou à un stimulus (Ward, 1989), déclenchant le mouvement migratoire. La distance parcourue peut varier fortement selon l'espèce et l'état de maturation (Lucas & Baras, 2001; Benitez et al., 2018). Les déplacements sont liés à 3 causes principales : la modification des besoins du poisson, la modification des conditions abiotiques du milieu et la modification des conditions biotiques du milieu. On distingue les déplacements actifs des déplacements passifs (Baudoin et al., 2014).

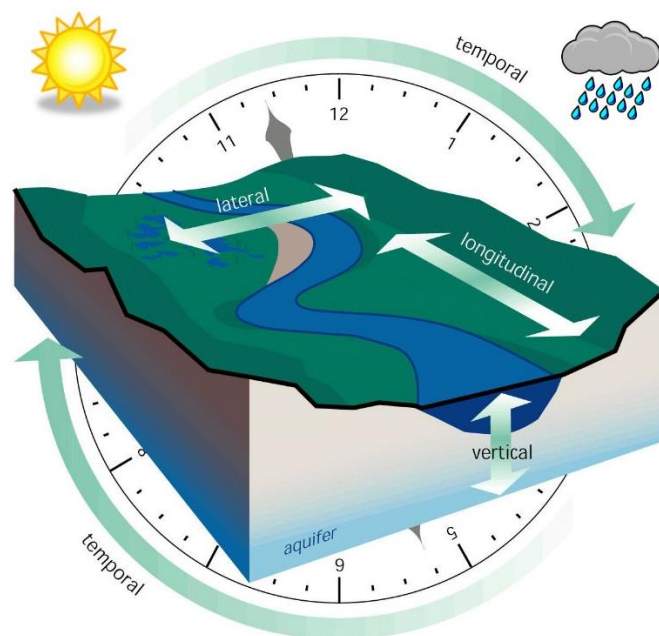


Figure 2: Quatre dimensions présentes de l'écosystème rivière (source : (FISRWG, 1998).

Pour le mouvement passif il existe deux phénomènes différents :

- La dispersion larvaire à partir des frayères par le courant d'eau, soit pour atteindre des lieux préférables pour l'alimentation et la croissance (Jonsson, 1991), soit pour la colonisation de nouveaux habitats. On parle aussi du phénomène de drift. Même si ce comportement est passif, il s'agit néanmoins d'un comportement volontaire, qui est déclenché par des conditions environnementales bien définies (Jonsson, 1991).

- Le déplacement acyclique causé par les fortes crues. Généralement, ces mouvements sont suivis d'un retour vers les sites d'origine (Baudoin et al., 2014) et sont ainsi influencés par la présence d'obstacles.

Parmi les mouvements actifs (Fig.3), on différencie :

- Le déplacement journalier qui regroupe tous les déplacements à courte distance entre la zone de repos et la zone d'alimentation. Ces mouvements se font par des individus adultes et juvéniles et ont lieu généralement dans un même cours d'eau (Ovidio et al., 2002; Heermann & Borchering, 2006). La zone, qui délimite cette aire d'activité journalière, est appelée home range.
- Le déplacement cyclique de type migratoire, qui peut être lié à l'alimentation ou à la reproduction. On appelle migration, un mouvement sur de longues distances, dépassant quelques centaines de mètres, à caractère périodique, effectué par un grand nombre d'individus, qui peut être suivi ou non d'un retour dans la région de départ (Northcote, 1984). Différents types de profils migratoires existent. Ils varient selon la direction, la distance parcourue, le moment de déplacement en relation avec le développement de l'individu et les conditions environnementales. On distingue la migration diadrome, qui implique un passage entre les milieux d'eau douce et d'eau de mer et la migration holobiotique qui se déroule dans un seul milieu. Pour la migration diadrome, on différencie les types anadrome, catadrome et amphidrome, qui dépendent de la direction du passage d'un milieu vers un autre. La migration holobiotique peut être océanodrome, si elle se déroule dans l'eau de mer et potamodrome, si elle se déroule en eau douce (Pedro Morais, 2016).
- Les déplacements acycliques sont liés à une modification sporadique du milieu, qui peut être provoquée par une sécheresse, une construction dans l'eau ou une pollution. Les individus ne sont plus adaptés aux paramètres physico-chimiques résultants et émigrent dans des régions plus favorables (Baudoin et al., 2014). Il s'agit donc d'un évitement de ces conditions hostiles pour assurer la survie de l'individu (Leveque & Paugy, 2006).

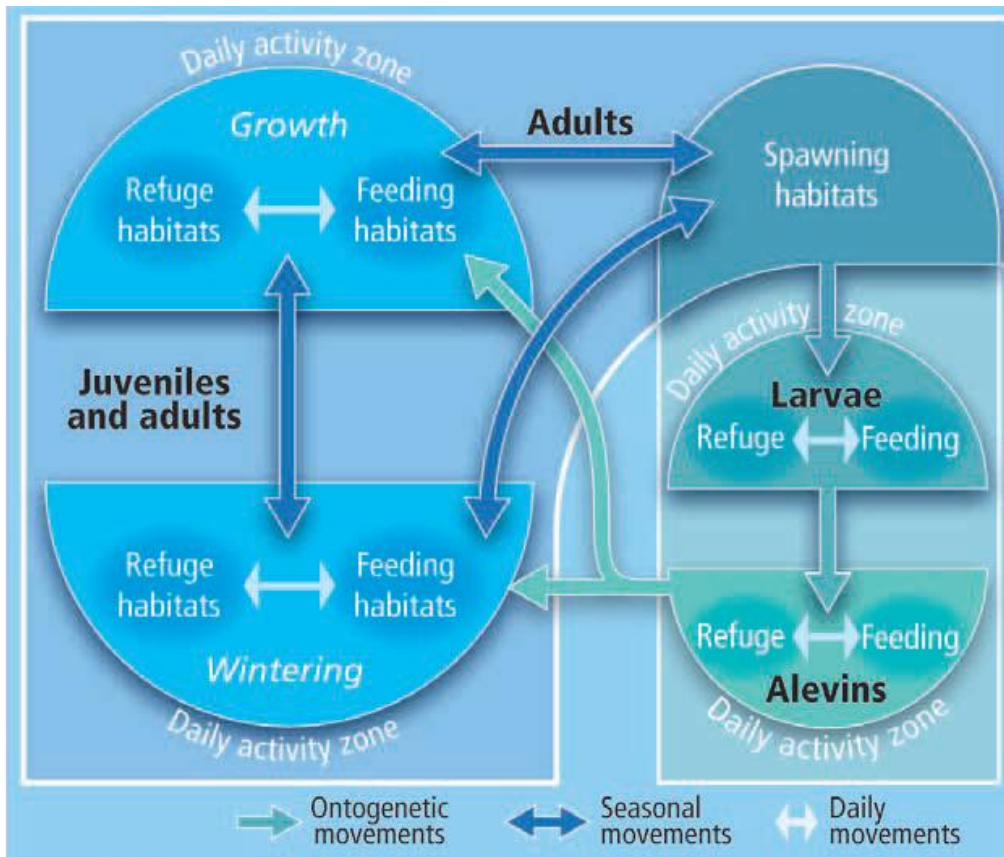


Figure 3: Différents types de migration regroupant le mouvement larvaire, juvénile et adulte (modifié de Baras, 1992 in Baudoin et al., 2014).

Dans nos régions, presque la totalité des espèces de poissons indigènes effectuent un mouvement migratoire plus ou moins important (Benitez et al., 2015). Souvent les habitats optimaux pour une espèce sont dispersés inégalement à travers un cours d'eau. Les déplacements des organismes entre ces habitats permettent d'établir des populations stables au sein du cours d'eau (Heimerl, 2017). La probabilité d'être affecté par la présence d'un obstacle augmente avec la distance de migration parcourue (Heimerl, 2017) et pour les espèces qui dépendent de plusieurs habitats (Lennox et al., 2019). Ainsi les espèces dites migratrices ou diadromes, qui parcourent de très grandes distances pouvant dépasser plusieurs milliers de kilomètres (Baudoin et al., 2014), sont les plus impactées. Dans nos régions l'anguille (*Anguilla anguilla*), le saumon atlantique (*Salmo salar*) et la truite de mer (*Salmo trutta*) sont 3 représentants d'espèces migratrices diadromes.

1.4. Le rétablissement de la libre circulation :

Un des buts majeurs de la restauration des rivières est le rétablissement de la connectivité longitudinale. Afin de rétablir la continuité écologique d'un cours d'eau, de nombreux dispositifs, appelés passes migratoires existent pour contourner un obstacle. Selon leur design, les passes à poissons peuvent être divisées en trois grands groupes : (i) les structures techniques, (ii) les structures semi-naturelles et (iii) les structures adaptés à une espèce particulière (FAO, 2002). On différencie les dispositifs de montaison permettant la migration vers l'amont, des dispositifs de dévalaison permettant la migration vers l'aval. Dans le cadre de cette étude, seuls les dispositifs de montaison sont considérés.

Le rythme d'aménagement des dispositifs de franchissement a fortement augmenté dans les dernières décennies (Nieminen et al., 2017). La méthode la plus répandue est la mise en place d'une échelle à poisson. D'autres méthodes comme la destruction ou la relocalisation du barrage existent, mais ces processus sont coûteux (Nieminen et al., 2017) et souvent contre la volonté de la population locale à cause d'un attachement patrimonial. De même ces méthodes peuvent affaiblir la stabilité des berges, peuvent libérer des sédiments et des contaminants accumulés et peuvent ainsi impacter les communautés piscicoles en aval (Silva et al., 2018). En Europe, la construction de la première passe à poissons date de la moitié du 18^{ème} siècle (Katopodis & Williams, 2012). Parmi les premiers dispositifs de franchissement, on retrouve les passes à poissons construites pour permettre la migration des saumons sur l'Ourthe en région Liégeoise (Larinier, 1992). On distingue plusieurs types de passes migratoires (Fig. 4) qui diffèrent par leur fonctionnement et par leurs méthodes de réduction de la chute et du débit.

- Les passes à bassins successifs (A) : elles regroupent plusieurs modèles qui réduisent la chute totale en plusieurs chutes moins importantes (Katopodis & Williams, 2012). Le débit d'eau est réduit en forçant l'eau à passer à travers des orifices aménagés dans les cloisons ou par des déversoirs à la surface. De plus, il existe des modèles hybrides qui combinent les deux types de fonctionnement et possèdent des orifices et des déversoirs. Les principaux modèles de passes à bassins successifs principaux sont les passes à fentes verticales (A) et les passes à échancrures. La taille des bassins, les échancrures et le dénivelée des bassins doivent être adaptés aux capacités de nage et de saut de l'espèce ciblée (Baudoin et al., 2014).
- La passe Denil (B) : nommée d'après son inventeur, possède des déflecteurs localisés sur le fond et/ou les côtés de la passe, qui permettent de réduire la vitesse de l'eau et

de créer des contre-courants (Katopodis, 1992). Il s'agit de canaux à forte pente, qui nécessitent que les poissons aient une forte capacité de nage et qu'ils puissent effectuer un effort intense pour traverser la passe. La passe Denil ne permet pas aux poissons de se reposer lors de leur transit dans le dispositif contrairement à la passe à bassins (Katopodis, 1992). Ainsi, la passe Denil est sélective envers les petites espèces (Baudoin et al., 2014).

- Les rampes en enrochement (D) : elles correspondent à des dispositifs à faible pente munis de rochers placés plus ou moins régulièrement, qui permettent de dissiper l'énergie, de réduire le débit et d'augmenter le niveau d'eau (Baudoin et al., 2014; Ovidio et al., 2020).

En plus de ces trois types de passes, ils existent d'autres méthodes.

- La rivière de contournement (E) correspond à une structure semi-naturelle qui possède les caractéristiques d'un chenal naturel.
- L'ascenseur à poissons (F) est un système mécanique qui est composé d'un moyen de capture du poisson en aval, d'un transport vertical et d'un relâchement en amont du barrage.
- La passe de type écluse (C) collecte les poissons dans une zone d'attente. Ensuite, l'ouverture est fermée et la passe est remplie d'eau. Un courant en direction aval stimule le poisson à sortir de l'écluse.

L'ascenseur et l'écluse sont utilisés afin de contourner des barrages de grande hauteur (Nieminen et al., 2017).

- Les passes adaptées à une espèce particulière sont conçues pour des espèces ayant des modes de nage ou de franchissement spécifiques (Katopodis & Williams, 2012). De bons exemples sont les passes à anguilles et à lamproies qui peuvent se déplacer par reptation dans des niveaux d'eaux peu profonds.

Ces différents dispositifs peuvent avoir des efficacités et des coûts très variables (Nieminen et al., 2017) et sont utilisées selon les restrictions locales présentes et les buts choisis. Une installation peut être efficace sur une typologie de site bien précise et inefficace à un autre endroit. Une stratégie développée pour un site ne peut donc pas être appliquée à tous les autres sites. Ceci est dû entre autre aux différences hydrologiques et aux différences entre les cycles de vies et les besoins et capacités de nage et/ou de saut des poissons (Silva et al., 2018).

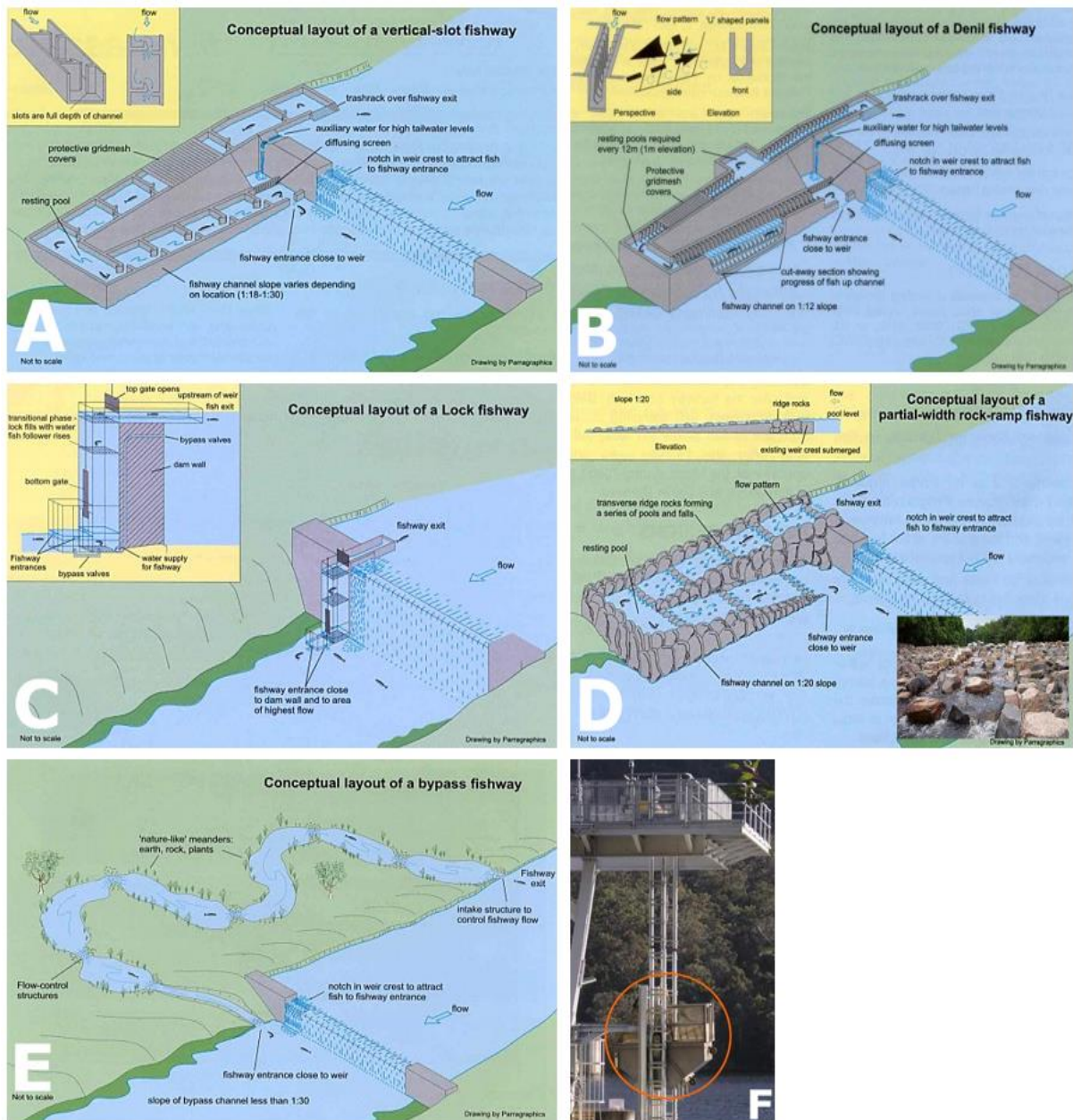


Figure 4: Différents types d'échelles à poissons (A : passe à fentes verticales/ B : passe Denil/ C : passe de type écluse/ D : passe à bassins successifs / E : rivière de contournement / F : l'élévateur à poissons). © State of New South Wales through NSW Department of Industry.

1.5. Mesure de l'efficacité des passes migratoires :

Un défaut fréquent des échelles à poissons est que la majorité des études et de leur design technique ont été réalisés avec des salmonidés comme espèces modèles. Ceux-ci ont pourtant des capacités de nage supérieures à de nombreuses autres espèces (Noonan et al., 2012; Van Leeuwen et al., 2018). On ne tient pas toujours compte de la variabilité naturelle entre les individus d'une même espèce et de l'entièreté des populations piscicoles (Birnie-Gauvin et al., 2019; Ovidio et al., 2017 & 2020). En Europe, on a principalement

considéré les espèces à intérêt économique, ce qui résulte en une sélectivité et un risque de blessures dans les passes migratoires pour d'autres espèces (Heimerl, 2017).

À l'heure actuelle on observe un shift des espèces cibles vers les communautés piscicoles entières (Thiem et al., 2013; Benitez et al., 2015; Ovidio et al., 2017 & 2020). L'évaluation de l'efficacité des passes migratoires existantes est donc indispensable pour savoir si les structures accomplissent leurs objectifs et si la structure nécessite des ajustements (Roscoe & Hinch, 2010) pour maximiser la franchissabilité de l'obstacle.

L'efficacité peut être déterminée par la proportion des stocks de poissons présents en aval d'un obstacle qui rentre et se déplace à travers une passe migratoire dans un intervalle de temps acceptable (Larinier, 2001). Afin de mitiger l'effet de la fragmentation, les échelles à poissons devraient permettre le passage de 90-100% des poissons adultes de manière rapide et inoffensive. Ceci permettrait de maintenir, voire renforcer les populations piscicoles présentes (Ferguson et al., 2002; Lucas & Baras, 2001). Cet objectif utopique est néanmoins que rarement atteint. Noonan et al. (2012) ont démontré que l'efficacité des dispositifs de franchissement est malheureusement en moyenne de 41.7% et donc insatisfaisante. Il est difficile d'associer un taux de franchissement à un gain démographique. Par conséquent, on opte pour un taux d'efficacité élevé pour minimiser l'impact de la fragmentation. Ainsi, d'autres auteurs proposent qu'un minimum d'individus doivent franchir un obstacle (Wilkes et al., 2019). Pour qu'une passe soit efficace, il faut qu'elle ait une attractivité suffisante, qui permet au poisson de repérer l'entrée de la passe. L'attractivité et l'efficacité d'une passe à poissons sont affectées par le débit qui traverse la passe (Noonan et al., 2012). De même l'attractivité est liée à la localisation de la passe par rapport à l'obstacle et aux conditions hydrologiques à l'entrée (Larinier, 2002). Il est donc important d'évaluer les structures présentes pour améliorer leur fonctionnement si nécessaire.

Pour mesurer cette efficacité, différentes techniques existent :

- La capture de poissons dans la passe, soit par une nasse pour avoir un échantillonnage des poissons qui ont traversés la passe, soit par l'utilisation d'un piège (Baumgartner et al., 2010; Benitez et al., 2015).
- Le comptage direct des poissons par des systèmes automatiques, par reconnaissance électronique ou par observation humaine (Lucas & Baras, 2000).
- La technique de capture-marquage-recapture (ou redétection), qui nécessite une capture de poissons suivie d'un marquage et une translocation en aval du barrage. Une recapture en amont du barrage correspond à un passage réussi et permet de calculer l'efficacité (Nzau Matondo et al., 2017; Pompeu & Martinez, 2007).

- La biotélémetrie regroupe les méthodes de détection et de mesure d'une fonction, d'un état ou d'une activité animale à distance (Merriam-Webster, n.d.). Le système est composé par un outil de détection et par des marques. On distingue les marques passives (sans batterie et activée à distance), les marques archives (Thorstad et al., 2013), les marques acoustiques (Tummers et al., 2016) et les radio-transmetteurs (Ovidio et al., 2017 & 2020).

Un réseau de télémetrie bien conçu permet de corrélérer le comportement avec les conditions environnementales et permet de déterminer l'attractivité et l'efficacité d'une passe migratoire (Baumgartner et al., 2010). La qualité des données disponibles pour l'interprétation du comportement varie fortement avec la complexité et le design du dispositif de détection (Lucas & Baras, 2000). L'interprétation des comportements observés et des mesures d'efficacité sont facilités par l'utilisation de métriques comportementales standardisées. Ces métriques doivent inclure l'intervalle de temps pour trouver l'entrée de la passe, le nombre d'approches, le pourcentage de poissons qui sont attirés par la passe, le pourcentage de poissons qui entrent dans la passe, le temps de passage, la vitesse de passage, l'efficacité de l'échelle à poisson et l'efficacité de l'échelle à poisson corrigée (Ovidio et al., 2017).

1.6. Objectifs du travail :

Un recensement exhaustif réalisé en Wallonie a montré qu'un total de 4789 obstacles existent, dont 57% sont peu franchissables ou infranchissables (SPW, 2018). En 1987, le projet « Meuse Saumon 2000 » a été créé pour permettre la réintroduction du saumon dans la Meuse. En octobre 2000, la directive-cadre sur l'eau (DCE) a été adoptée par le parlement européen et vise à rétablir un bon état écologique des rivières des différents états membres. La DCE et le projet saumon ont favorisé l'installation de nombreuses échelles à poissons, tout en respectant les règles de priorisation définies par le LDPH ULiège pour le SPW (Ovidio & Philippart, 2007). De plus, les nouvelles échelles ont été conçues pour être multi-spécifiques. Ainsi, il est important de savoir si les dispositifs mis en place pour rétablir la libre circulation sont fonctionnels et accomplissent les exigences.

Dans le cadre de notre étude, nous utiliserons la méthode de « Radio-frequency identification » (RFID) pour évaluer l'efficacité à travers la franchissabilité et l'attractivité de deux échelles à poissons à l'aide de métriques comportementales standardisées, proposées par Ovidio et al. (2017). Cette méthode permet d'étudier le comportement à distance, tout en

limitant l'impact sur l'individu marqué par un transpondeur passif. Les métriques comportementales regroupent des paramètres temporels et des pourcentages représentant des taux d'attraction et des taux de franchissements. Comme espèces modèles, des cyprinidés et salmonidés potamodromes de catégorie migratoire holobiotique ont été choisis pour représenter la communauté piscicole locale. Deux échelles à poissons de configurations différentes ont été choisies pour évaluer leur efficacité via des méthodes télémétriques :

- 1) Barrage de Nismes sur l'Eau Noire : les gestionnaires SPW- ARNE, DDRCB et Direction des Cours d'Eau Non Navigables ont commissionné l'analyse de l'efficacité de certains dispositifs de franchissement présents au sein des cours d'eau non navigables et parmi ces dispositifs se trouve l'échelle à poissons à fentes verticales du barrage de Nismes. Elle est située sur l'Eau Noire, une rivière de taille moyenne, non navigable et a été installée en 2013 dans le cadre de la DCE. Ce travail est réalisé en collaboration technique avec le bureau d'étude Profish-Technology.
- 2) L'échelle à poissons à fentes verticales du barrage de Lixhe, se situe en Meuse, un fleuve navigable, et a été construite et mise en service en 1998. Cette passe fait l'objet d'un monitoring continu des flux migratoires depuis sa mise en service. Cependant, en 2019, le LDPH-Ulège a observé des comportements d'hésitation de franchissement de la passe et des blocages de saumons en rive gauche du barrage, ce qui constitue un bon argument pour vérifier son efficacité et son attractivité.

2. Matériel et Méthodes :

2.1. Présentation de la technologie utilisée, le système RFID (Radio Frequency Identification)

Afin de pouvoir quantifier l'efficacité des passes à poissons étudiées, le système de biotélémetrie choisi est la télémetrie RFID (Radio Frequency IDentification). Celui-ci est composé d'un réseau d'antennes de détection, de transpondeurs (pit-tags) et d'une station d'enregistrement des données. Les transpondeurs sont dits semi-passifs, car ils ne sont activés que lorsqu'ils passent à travers un champ magnétique (Fig. 5). L'énergie nécessaire pour cette activation est fournie par le champs électro-magnétique, qui est émis par les antennes de détection connectées à une station d'enregistrement automatique. Le transpondeur interrogé renvoie une information codée (code alphanumérique) à la station d'enregistrement, qui permet d'identifier l'individu préalablement marqué ainsi que la date et l'heure de son passage. Les données sont stockées dans une mémoire interne de la station sous format « .txt ».

Les avantages du système RFID sont (i) l'absence d'une pile et ainsi une durée de vie illimitée des transpondeurs, (ii) une taille réduite des transpondeurs, ce qui favorise un comportement naturel de l'individu marqué, en étant moins invasif et ce qui permet de marquer des juvéniles. Finalement le système RFID (iii) évite la nécessité d'une recapture du poisson par une détection automatique par des antennes. Néanmoins le système possède aussi quelques désavantages, notamment la distance de lecture, qui peut être assez réduite et qui dépend de la taille et l'orientation du transpondeur, de la vitesse de passage du poisson à travers l'antenne et des réglages d'inductance effectués sur les antennes. Enfin lors du passage de deux transpondeurs simultanément à travers le champ d'une antenne, un seul sera détecté, c'est ce qu'on appelle le problème de collision.

On distingue deux différents fonctionnements d'émetteurs. Lors de la méthode FDX (Full duplex) l'antenne émet un champs électromagnétique continu. Ceci la rend susceptible au brouillage atmosphérique et limite la taille des antennes. En même temps cette méthode permet de réduire la taille des transpondeurs. Lors de la méthode HDX (half duplex), qui est utilisée au sein de cette étude, l'antenne émet des pulses électromagnétiques de 50ms, suivis par une pause de 20ms. L'information du transpondeur est renvoyée entre deux pulses, ce qui évite d'avoir une interférence entre le signal émis par l'antenne et le signal émis par le transpondeur. La méthode HDX permet d'avoir des antennes de plus grandes tailles comparées à celles de FDX à cause d'une distance de détection plus importante.

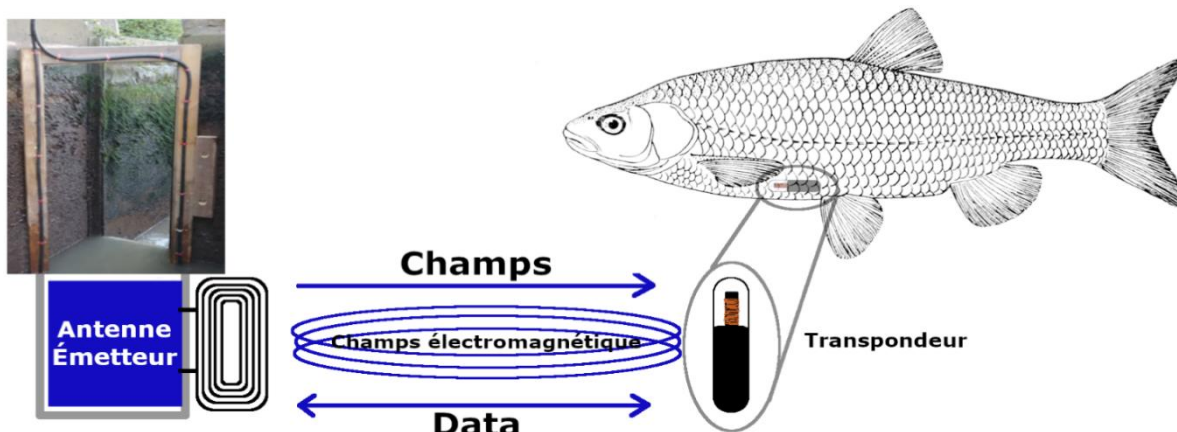


Figure 5: Schéma du fonctionnement d'un système RFID composé d'une antenne/émetteur de champs et d'un transpondeur utilisé pour le marquage du poisson.

2.2. Présentation des sites d'étude :

2.2.1. Barrage de Nismes sur l'Eau Noire :

2.2.1.1. Eau Noire :

L'Eau Noire, (Fig.6) appartenant au sous-bassin de la Meuse amont, est un cours d'eau naturel non navigable de 42 km, qui prend sa source dans la commune Regniowez en France à 352 m d'altitude et marque la frontière sur 8 kilomètres entre la France et la Belgique (Balzat, 1978). Au niveau de la commune de Couvin en Belgique, la rivière rejoint l'Eau Blanche pour former le Viroin et va finalement se jeter dans la Meuse au niveau de la commune de Vireux-Molhain en France. L'Eau Noire possède un bassin versant de 114 km² et s'écoule en Belgique principalement en province du Hainaut et de Namur et elle est caractérisée comme rivière famennienne à pente moyenne (4,8%). L'Eau Noire à Couvin (8,5km en amont du barrage de Nismes) possède un débit moyen annuel de 2,1 m³/s et une température annuelle moyenne de 10,5 °C. Son état hydromorphologique a été classé « bon » lors d'analyses menées par le SPW en 2013. L'état écologique et la qualité physico-chimique ont été classés « bon » (SPW, 2016a). La rivière montre de nombreux obstacles (Fig.6) parmi lesquels la moitié a été aménagée et munie d'un dispositif permettant la circulation des poissons (Fig.7).

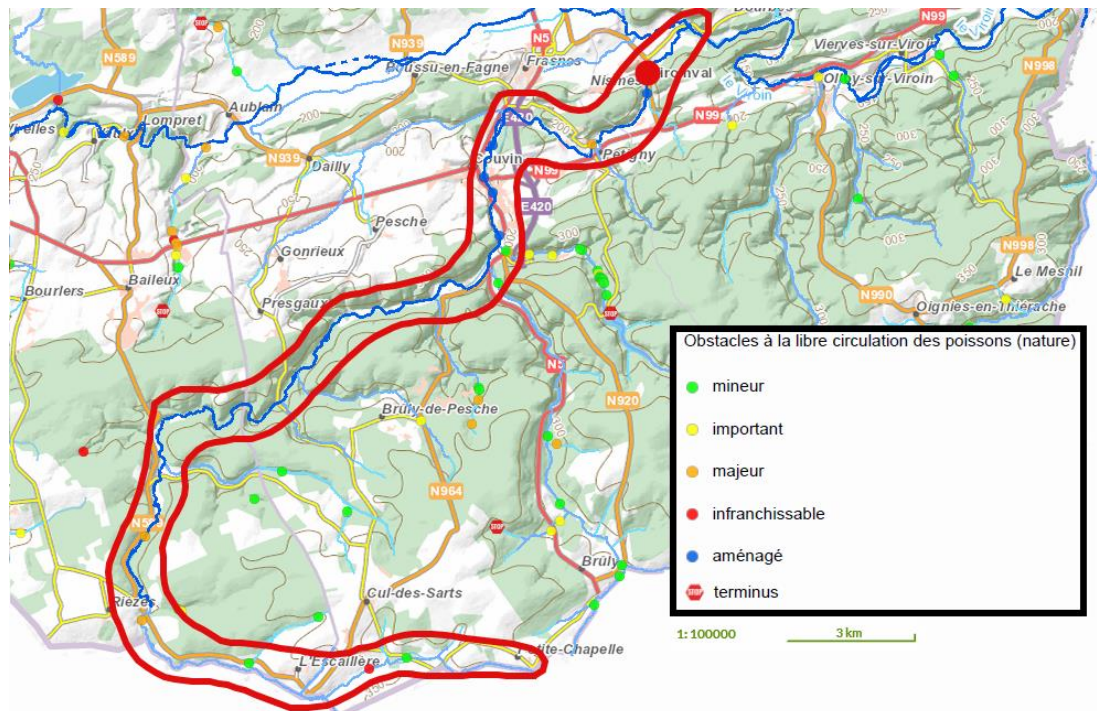


Figure 6: Carte de l'Eau Noire (encerclée) avec site d'étude (point rouge) et obstacles présents (source : SPW).



Figure 7: Obstacles (gauche) et leur aménagement (droite) sur l'Eau Noire, du haut en bas ; Barrage de Saint-Roch (1117), Rivière de contournement ; Barrage La Ruche Couvin (1118), Rampe rugueuse ; Barrage Rue de la Falaise Couvin (1119), Arasement /Effacement (source : SPW).

2.2.1.2. Barrage château de Nismes et son échelle à poissons :

En 1960 le barrage château de Nismes (Fig.8) a été construit avec la fonction de régulation du débit de l'Eau Noire. Il se situe au centre de Nismes dans la commune de Viroinval qui appartient à la province de Namur. Le barrage se trouve dans la zone à ombre (Huet, 1946), environ 1,9 kilomètres en amont de la confluence de l'Eau Noire et l'Eau Blanche. Le barrage crée une différence d'hauteur d'eau d'environ 140cm et consiste en une vanne mobile. En 2013 une passe migratoire a été installée, afin de permettre la libre circulation des poissons dans le sens de la montaison. Il s'agit d'une passe à fentes verticales située en rive droite du barrage, de 23,85m de longueur munie de 9 bassins successifs créant une hauteur de marche de 14cm entre les bassins. La longueur nette des bassins correspond à 2,40m et la largeur des fentes correspond à 30cm. La profondeur d'eau dans la passe varie entre 0,7 et 0,84m avec une vitesse moyenne de l'eau de 0,19 m/s dans le bassin et une vitesse maximale de 1,66 m/s au niveau des fentes. L'entrée de l'échelle est située au pied du barrage en rive droite.



Figure 8: Vue aval du barrage du château de Nismes (Eau Noire) avec l'échelle à poisson (gauche).

2.2.1.3. Dispositifs de détections des poissons :

Le système a été installé le 25.09.2019 et il est entièrement opérationnel depuis 14.10.2019. Il consiste en 3 antennes de détection (Fig. 9) :

- (1) AB (Antenne Barrage) située au pied du barrage en rive gauche proche de l'entrée de la passe à poissons,

(2) EP (Entrée Passe) située au niveau de l'échancrure aval du bassin le plus en aval de la passe et

(3) SP (Sortie Passe) située à la sortie de la passe, au niveau de l'échancrure aval du bassin le plus en amont.

Ce placement permet d'évaluer l'attractivité et l'efficacité de la passe migratoire. De même le dispositif permet de mesurer le temps d'arrivée, le temps de recherche de l'entrée et le temps de passage de la passe migratoire (cf. 2.3). L'antenne AB est non fonctionnelle à partir du 27 janvier 2020 jusqu'à la fin de l'évaluation.

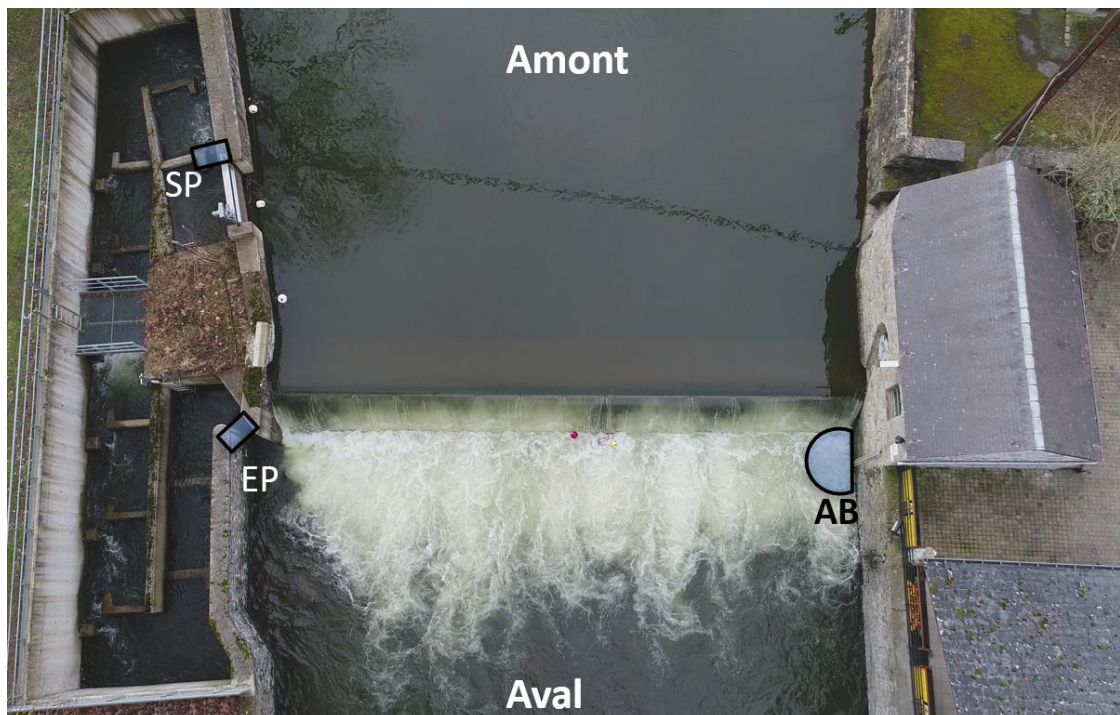


Figure 9: Site d'étude du barrage de Nîmes avec les 3 antennes RFID. (Source photo: Profish technology).

2.2.1.4. Capture et marquages des poissons :

La capture de poissons sur l'Eau Noire a eu lieu le 16.10.2019 par pêche électrique avec un groupe électrogène (EFKO FEG5000). Au total 5 personnes ont participé à la pêche dont une à la cathode, deux à l'épuisette et deux près d'un bassin qui servait à contenir les poissons avant d'être placés dans un vivier. Ce vivier, composé d'une cage métallique recouverte d'un filet, était placé dans la rivière. Les sites de pêche (Fig.10) ont été choisis selon leur accessibilité en amont du barrage de Nîmes pour permettre une translocation des poissons marqués de l'amont vers l'aval du barrage, afin de favoriser un homing lors du déversement en aval. Le premier site de pêche se situait à 371m en amont du barrage de

Nismes, où une section de 188m de l'Eau Noire a été parcourue. Le second site de pêche était situé à 2,5km en amont du barrage. Il a été choisi afin de capturer d'autres individus de salmonidés et mesurait 170m de long, en aval du barrage de Petegny. Les poissons de taille supérieure à 15 cm, susceptibles de développer des comportements de mobilité, ont été gardés pour un marquage individuel.

Un transpondeur (Texas Instrument®, 32mm) est d'abord désinfecté dans de l'éthanol, puis lu par un lecteur portable (Agrident APR500) pour identifier le code alphanumérique. La taille, le poids, l'état de maturité sexuelle et l'espèce ont été notés. Le transpondeur est ensuite inséré au niveau de la cavité intra-péritonéale via une incision au scalpel de 5mm après une anesthésie du poisson à l'Eugénol (0,1M Eugénol 2ml/10L) et la désinfection à l'alcool du matériel chirurgical. Ce marquage ne nécessite pas de point de suture et permet de relâcher les individus directement dans la rivière après une phase de réveil dans un bassin. Pour les transporter en aval du barrage, une cuve remplie d'eau de rivière, posée dans une camionnette, servait à les maintenir en bon état. Pour diminuer le stress, de l'oxygène a été ajouté tout en observant la concentration par un oxymètre (Hacq HQ30D).

Les poissons ont tous été transloqués et déversés vers 15h50 le 16.10.19, au point 358m en aval du barrage de Nismes (Fig.10), au niveau du pont routier qui permet l'accès au parc communal de Nismes.

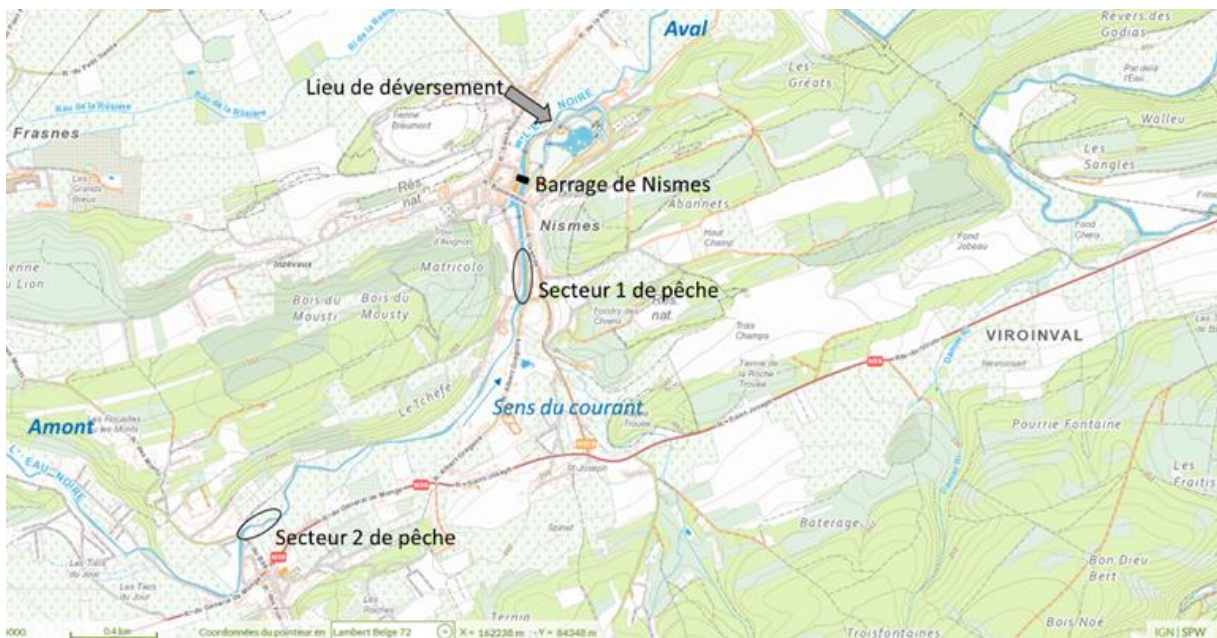


Figure 10: Carte de l'Eau Noire à Nismes avec la localisation (i) du barrage de Nismes, (ii) la localisation des deux secteurs de pêche et (iii) la localisation du lieu de déversement (Source : SPW).

2.2.1.5. Poissons marqués :

Les poissons, qui ont servi de modèles biologiques lors de cette expérience, peuvent être regroupés en deux sous-groupes, les cyprinidés et les salmonidés. Parmi les cyprinidés nous avons utilisé comme modèles biologiques le chevaine (*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758)), la vandoise (*Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758)) et le gardon (*Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758)) et au niveau des salmonidés, l'ombre (*Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758)) et la truite commune (*Salmo trutta* (Linnaeus, 1758)). Pour le site de l'Eau Noire en total 58 individus (Tableau 1), dont 57 sur le premier transect et un sur le deuxième transect, ont été marqués par un transpondeur RFID.

Tableau 1: Données de marquage RFID sur l'Eau Noire avec l'effectif par espèce, la taille moyenne (mm \pm écart-type) et le poids moyen (g \pm écart-type).

	Espèce	N	Taille moyenne (mm)	Poids moyen (g)
Cyprinidés :				
Chevaine	<i>Squalius cephalus</i>	26	301,6 \pm 67,7	418,6 \pm 283,4
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	6	191 \pm 16,3	119,7 \pm 39,3
Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>	18	207,9 \pm 35,3	122,7 \pm 66,8
Salmonidés :				
Truite	<i>Salmo trutta</i>	6	216,3 \pm 51,7	118 \pm 78,9
Ombre	<i>Thymallus thymallus</i>	2	276,5 \pm 10,6	215 \pm 35,4
Total		58		

2.2.2. Site d'étude de Lixhe (Meuse) :

2.2.2.1. La Meuse :

La Meuse est un fleuve navigable de 950 km de longueur, qui possède un bassin versant de 36000 km². La Meuse prend sa source en France à 409 mètres d'altitude à Pouilly-en-Bassigny, parcourt la Belgique et les Pays-Bas où elle se jette dans la mer du Nord (Jodra, 2016). Elle est caractérisée comme très grande rivière à pente faible (0,43‰). Le débit moyen annuel est de 227,46m³/s et la température annuelle moyenne de 14,6°C. Comme la Meuse est une voie navigable importante, elle a été fortement modifiée et canalisée. Son état hydromorphologique, qui est déterminé à partir des caractéristiques du lit majeur, du lit mineur, des berges et de la végétation des rives ou des ripisylves, a été classé « médiocre » lors d'analyses menés par le SPW en 2013. N=13 barrages munis d'une échelle à poisson fractionnent le cours d'eau de la Meuse. En même temps ses affluents présentent une fragmentation importante causée par la présence de nombreuses obstacles (Fig.11). La qualité

physico-chimique des paramètres généraux a été classée « bon ». Néanmoins on a pu démontrer la présence de polluants spécifiques. L'état écologique de la Meuse, qui est évalué à partir de la présence d'organismes végétaux et animaux considérés comme bioindicateurs, a été classé « moyen » (SPW, 2016b). L'état écologique est dépendant de la qualité et la présence d'habitat et regroupe ainsi la qualité physico-chimique et l'état hydromorphologique en une unité d'évaluation.

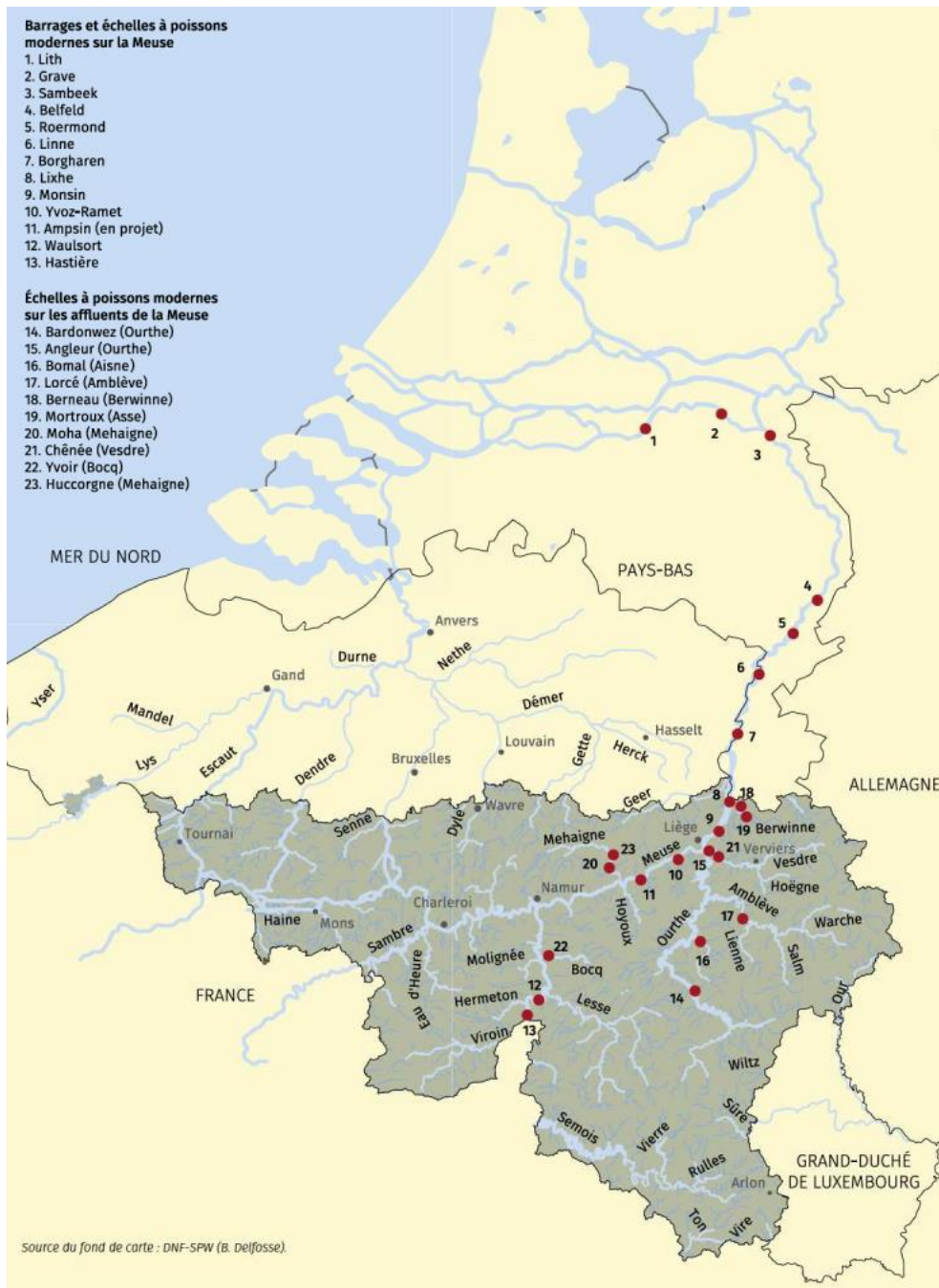


Figure 11: Fragmentation de la Meuse avec site d'étude (8) (source : SPW).

2.2.2.2. Barrage de Lixhe et son échelle à poissons :

Le pont-barrage de Lixhe construit en 1979, est situé en Région wallonne, dans la province de Liège à environ 600 mètres de la frontière néerlandaise. Avec une différence de hauteur de 8 mètres, il permet de régler le niveau de la Meuse entre Monsin et Lixhe, afin de faciliter la navigation sur ce tronçon et il est doté d'une centrale hydro-électrique à 4 turbines, produisant jusqu'à 5,30 mW. Il se situe dans la zone à brèmes (Huet, 1949). En plus d'une ancienne passe migratoire peu fonctionnelle construite en 1980, une seconde passe migratoire (Fig.12) (F) a été mise en place en 1998 dans le cadre du projet "Saumon 2000". Il s'agit d'une passe à fentes verticales, munie de 26 bassins successifs avec un dénivellement de 30cm. La longueur des bassins varie entre 4,7 et 9,7m et la largeur correspond à 2,5m. La profondeur d'eau dans la passe est de 1,5m avec un débit moyen de 1 m³/s de fonctionnement (Benitez et al., 2018). L'entrée de l'échelle à poissons est située au pied du barrage en rive droite proche du rejet des turbines. La passe est munie d'une cage de capture (CT) afin d'évaluer l'utilisation de la passe par la faune piscicole et de capturer des grands salmonidés en migration de remonté.

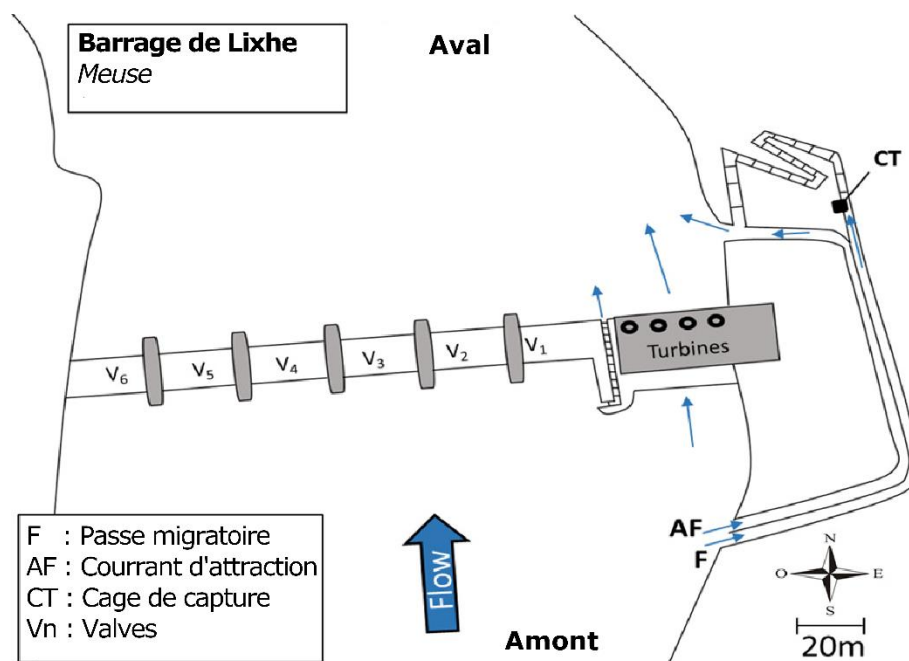


Figure 12: Site d'étude du barrage de Lixhe. Modifié de (Benitez et al., 2018).

2.2.2.3. Dispositifs de détections des poissons :

Le système de détection est opérationnel depuis le 27.03.2020. Il consiste en 4 antennes de détection (Fig.13 et 14) :

- (1) EP située au niveau de l'échancrure aval du bassin le plus en aval de la passe,
- (2) IP1 (Intérieur Passe 1) située au niveau de l'échancrure aval du 7ième bassin en partant de l'aval,
- (3) IP2 (Intérieur Passe 2) située au niveau de l'échancrure aval du 13ième bassin en partant de l'aval et
- (4) SP située au niveau de l'échancrure du bassin aval de la cage de capture.

Ce placement permet d'évaluer l'efficacité et l'attractivité de la passe migratoire. De même le dispositif permet de mesurer le temps d'arrivée et le temps de passage de la passe migratoire (cf. 2.3)

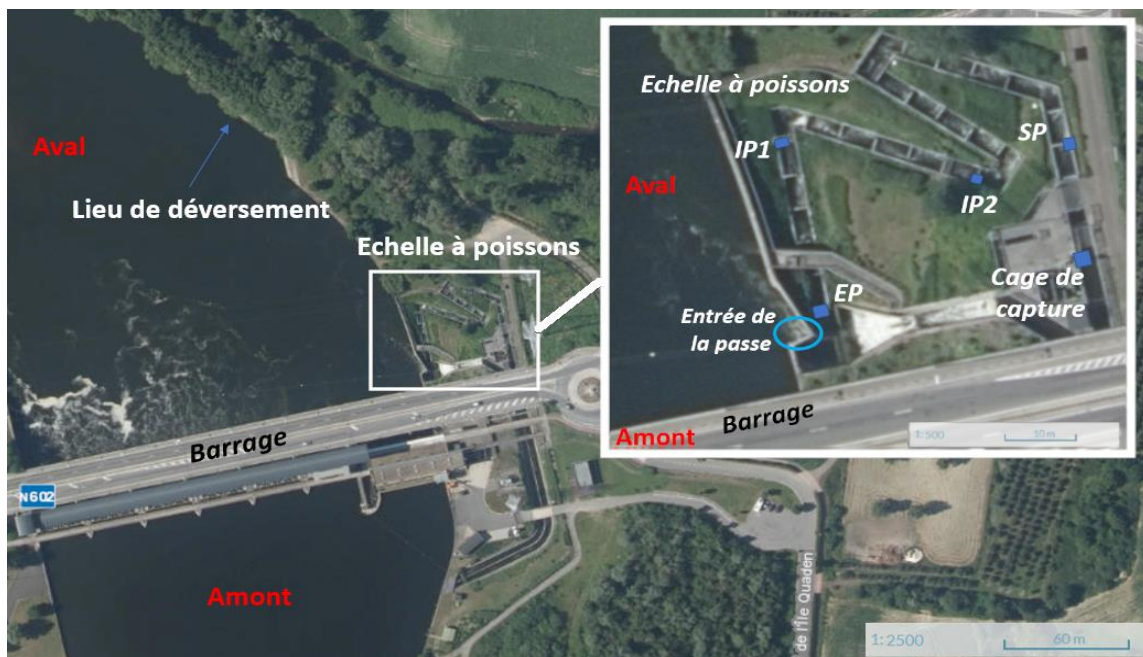


Figure 13: Site d'étude du barrage de Lixhe avec les 4 antennes RFID, la cage de capture et le lieu de déversement (source : SPW).

2.2.2.4. Capture et marquages des poissons :

La capture de poissons de la Meuse a eu lieu pendant la période du 27.3.2020 au 30.6.2020 à l'aide de la cage de capture (Fig .13 et 14) présente dans la partie amont de l'échelle à poissons de Lixhe. Le marquage des poissons a eu lieu de manière identique à Nismes (cf. 2.2.1.4.). Sur la période d'étude, 421 individus de 8 espèces ont été capturés dans la cage de capture (Tableau 2).



Figure 14: Les 4 Antennes RFID (EP=Entrée Passe; IP1= Intérieur Passe 1; IP2= Intérieur Passe 2; SP=Sortie Passe) et la cage de capture.

2.2.2.5. Poissons marqués :

De 2 à 32 individus des 8 espèces capturées ont été marqués, transloqués et déversés 160 m en aval du barrage de Lixhe (Fig.13), avec un total de 146 individus marqués (Tableau 2). Parmi les cyprinidés le chevaine, le gardon, la brème commune (*Abramis brama* (Linnaeus, 1758)), le hotu (*Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758)), l'aspe (*Aspius aspius* (Linnaeus, 1758)) et le barbeau (*Barbus barbus* (Linnaeus, 1758)) ont été marqués. D'autres espèces ont également été marquées comme la truite et le silure (*Silurus glanis* (Linnaeus, 1758)) (Tableau 2).

Tableau 2: Données de marquage RFID sur la Meuse avec l'effectif par espèce, la taille moyenne (mm \pm écart-type) et le poids moyen (g \pm écart-type).

Espèce		N capturé	N marqué	Taille moyenne (mm)	Poids moyen (g)
Cyprinidés :					
Chevaine	<i>Squalius cephalus</i>	37	30	404,5 \pm 84,2	993,9 \pm 374,9
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	98	30	272,5 \pm 36,2	406,1 \pm 136,9
Brème commune	<i>Abramis brama</i>	212	30	421,6 \pm 27,8	1350,9 \pm 284,4
Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i>	5	5	365,4 \pm 26,9	682,2 \pm 192,9
Aspe	<i>Aspius aspius</i>	50	32	486,5 \pm 43,3	1431,4 \pm 373,6
Barbeau	<i>Barbus barbus</i>	2	2	601,5 \pm 37,5	2932,0 \pm 384,7
Siluridés :					
Silure	<i>Silurus glanis</i>	15	15	1038,5 \pm 126,9	8264,0 \pm 3282,0
Salmonidés :					
Truite	<i>Salmo trutta</i>	2	2	456,5 \pm 7,8	1273,0 \pm 142,8
Total		421	146		

2.3. Variables comportementales :

Le marquage individuel permet d'étudier le comportement des poissons munis d'un transpondeur. Une approche, l'utilisation et une recherche de l'échelle à poissons peuvent être enregistrées. Les variables comportementales mesurées sont applicables pour les deux sites sauf indiqué autrement. Les métriques correspondent aux métriques proposées par Ovidio et al. (2017). Elles sont définies comme suit :

- **Délai d'arrivée** : Temps entre le déversement et la première détection par une antenne.
- **Heure d'arrivée** : Heure de la première détection.
- **Rythme d'activité nyctéméral** : Heure de détection (tous les enregistrements) pour toutes les antennes présentes dans la passe.
- **Taux d'approches du barrage** : Pourcentage d'individus détectés par une antenne, par rapport au nombre d'individus relâchés (correspond au taux d'attraction pour Lixhe).
- **Temps de recherche de l'entrée** : Intervalle de temps entre la première détection au niveau du barrage AB et la première détection en aval de la passe EP (seulement applicable pour Nismes). Une détection en aval de la passe n'implique pas une entrée dans la passe.
- **Taux d'attraction** : Pourcentage de poissons détectés en aval de la passe EP par rapport nombre total d'individus relâchés.
- **Efficacité de franchissement de la passe** : Rapport entre le nombre total d'individus relâchés et le nombre d'individus qui ont réalisé un franchissement.
- **Efficacité de franchissement corrigée** : Rapport entre le nombre d'individus détectés en EP et le nombre d'individus qui ont réalisé un franchissement.
- **Temps de franchissement de la passe** : Intervalle de temps entre la dernière détection en aval de la passe EP et la première détection en amont de la passe SP.
- **Temps de franchissement d'un segment de la passe** : Intervalle de temps entre la dernière détection d'une antenne en aval de la passe et la première détection d'une antenne successive en amont (modifié de (Ovidio et al., 2017)).
- **Délai de sortie** : Intervalle de temps entre la première et dernière détection en amont SP de la passe (seulement applicable pour Nismes).

- **Ratio de première détection au niveau du barrage** : Pourcentage de poissons détectés en premier à la rive opposée AB de l'entrée de la passe à poissons (seulement applicable pour Nismes).
- **Vitesse de franchissement par mètre de dénivelée** : Dénivellation de la passe divisée par le temps de franchissement de la passe.
- **Ratio d'entrée dans la cage après détection en SP** : Pourcentage de poissons capturés dans la cage après détection en amont de la passe SP (seulement applicable pour Lixhe).
- **Taux de sortie par EP** : Pourcentage de poissons ressortant par l'entrée de la passe (seulement applicable pour Lixhe).

2.4. Mesures environnementales :

Les facteurs environnementaux sont importants et peuvent déclencher, ou arrêter le comportement migratoire (Jonsson, 1991). Les mesures environnementales prises en compte sont le débit (m³/s) et la température (°C). Le débit a un impact direct sur la migration. En cas de hauts débits le poisson arrête le comportement migratoire et peut même dévaler involontairement. La température est en relation directe avec les saisons et peut servir d'indicateur au poisson et ainsi stimuler le comportement migratoire (Jonsson, 1991).

Les valeurs de la température et du débit du site de Nismes ont été fournies par le SPW (DGO3, Aqualim), via leur réseau de stations limnométriques. Pour Lixhe les valeurs de la température sont mesurées par un enregistreur automatique de température (Logger HOBO, Onset, mesures par heure, précision 0,1°C), mis en place par LDPH et les valeurs du débit sont fournies par le SPW également (DGO2, Direction de la Gestion hydrologique, SETHY).

2.5. Analyses statistiques :

Le logiciel Excel365® version 2019-2020 a été utilisé pour analyser les données, réaliser les calculs des différentes métriques comportementales et créer les différents graphiques.

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide de Rstudio® version 1.3.959, avec un seuil de significativité α de 0,05. Les conditions d'application des tests ont été vérifiées par le test de Shapiro-Wilk, afin de vérifier la normalité des données. En cas de non-respect des conditions, des tests non paramétriques ont été utilisés.

Afin de faciliter les calculs, les données de débits et de températures ont été transformées en 3 classes incluant à chaque fois un sous-ensemble des valeurs observées. Le test de χ^2 a été utilisé pour mettre en évidence l'impact de la température et du débit sur le franchissement de la passe et pour mettre en évidence les différences éventuelles des métriques comportementales entre les salmonidés et les cyprinidés.

Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour déterminer les différences éventuelles entre les variables de plusieurs populations. Ce test a été utilisé pour déterminer les différences du temps de recherche, du délai de sortie, du temps de franchissement entier/partiel et de la vitesse de franchissement par mètre de dénivelée entre les espèces observées.

Le test de Mann-Whitney a été utilisé pour mettre en évidence des différences entre 2 groupes ayant un effectif supérieur à 5 individus, entre autres pour déterminer si la taille et le poids influençaient la détection des poissons et pour déterminer si le débit et la température avaient une influence sur la première détection en AB ou en EP

Le test de corrélation de Spearman a été utilisé pour mettre en évidence la corrélation entre le temps de franchissement et le délai d'arrivée/sortie. De même, on a testé la corrélation de la vitesse de franchissement par mètre de dénivelée avec le poids, la taille, le débit, la température, le temps de recherche, la détection en AB et le délai de sortie.

3. Résultats :

3.1. Site Barrage de Nismes (Eau Noire):

3.1.1. Variables environnementales

Lors de la période d'observation, le débit a fortement varié de 0,2 m³/s en octobre à 29,1 m³/s en février (Tableau 3). Le débit moyen annuel est de 2,1 m³/s et le débit moyen pour la période d'observation du 16.10.2019 au 22.04.2020 était de 4,7 m³/s. De hauts débits fortement supérieurs à la moyenne ont été enregistrés pendant la semaine 42 ($\geq 9,2$ m³/s), entre la semaine 48 et 53 (1,8 m³/s-19,5 m³/s), entre la semaine 5 et 6 (4,1 m³/s- 29,1 m³/s) et entre la semaine 9 et 12 (4,1 m³/s- 18,0 m³/s) (Fig. 15). La température annuelle moyenne de l'Eau Noire est de 10,5 °C. Au cours des suivis la température a varié entre 2,3°C en janvier et 15,8°C en octobre (Tableau 3). De la semaine 42 à 47, la température a baissé pour finir entre 5°C et 10°C.

Tableau 3: Variation mensuelle du débit et de la température de l'Eau Noire à Couvin (station L6350) pour la période d'octobre 2019 à avril 2020 (source : SPW-Aqualim).

Année	Mois	Débit mensuel (m ³ /s)			Température mensuelle (°C)		
		Moyenne	Min	Max	Moyenne	Min	Max
2019	Octobre	1,6	0,2	9,2	12,0	6,0	15,8
	Novembre	3,0	0,8	7,8	7,7	3,6	11,5
	Décembre	6,5	1,8	19,5	6,5	2,9	9,2
2020	Janvier	3,9	1,6	11,1	5,9	2,3	8,8
	Février	8,8	3,3	29,1	6,9	4,0	9,1
	Mars	5,9	0,9	17,9	7,0	3,7	9,6
	Avril	0,6	0,4	0,8	10,7	3,8	15

3.1.2. Répartition des détections

Entre le 16 octobre 2019 (date de marquage et de déversement) et le 22 avril 2020 (date du dernier relevé des données), 57% des poissons marqués ont été détectés par au moins une antenne RFID, ce qui correspond à n=33 individus. Le pourcentage d'individus détectés par une antenne, par rapport au nombre d'individus relâchés (=taux d'approche) varie fortement selon l'espèce, de 38,9% pour les vandoises à 100% pour les ombres (Tableau 4). Parmi ces 33 individus, n=15 ont été détectés au pied du barrage et n=27 ont été détectés à l'entrée de la passe. Parmi ces 27 individus, n=15 ont accompli un franchissement complet de

la passe avec une détection en EP et en SP (Tableau 4). On notera qu'un chevaïne a fait une montaison suivie d'une dévalaison pour remonter par la passe une heure plus tard.

Parmi les espèces avec un effectif suffisant pour la comparaison, nous n'observons aucune différence significative de la taille et du poids entre les chevaines qui ont été détectés et ceux qui n'ont pas été détectés (test de Mann Whitney, $p \geq 0,05$) de même pour les vandoises (test de Mann Whitney, $p \geq 0,05$).

Tableau 4: Nombre de poissons par espèce détectés, détectés au pied du barrage AB, à l'entrée de la passe EP, et ayant franchi l'échelle à poissons, avec pourcentages comparés au nombre total correspondant à la métrique indiquée dans la deuxième ligne : taux d'approches (%), taux d'attraction (%), efficacité de franchissement (%), efficacité de franchissement corrigée (%), ratio de 1re détection en (AB) (%) et vitesse de franchissement par mètre de dénivelée (m/h).

Espèce	N marqués	N détectés	N dét. pied du barrage (AB)	N dét. entrée de passe (EP)	N franch.	E. de franch.		
						(E. de franch.)	Ratio de 1re dét. en (AB)	Vfmd (m/h)
		(Taux d'approches)		(Taux d'attraction)	(E. de franch.)	E. de franch. corrigée		
Truite	6	3 (50,0%)	3 (50,0%)	2 (33,3%)	2 (33,3%)	100%	66,7%	1,5 ±0,6
Ombre	2	2 (100%)	0	2 (100%)	1 (50,0%)	50,0%	0,0%	3,8
Chevaïne	26	18 (69,2%)	7 (26,9%)	15 (57,7%)	6 (23,1%)	40,0%	38,9%	2,1 ±0,8
Vandoise	18	7 (38,9%)	2 (11,1%)	5 (27,8%)	4 (22,2%)	80,0%	28,6%	5,4 ±6,2
Gardon	6	3 (50,0%)	3 (50,0%)	3 (50,0%)	2 (33,3%)	66,7%	66,7%	1,0 ±1,0
Total	58	33 (56,9%)	15 (25,9%)	27 (46,6%)	15 (25,9%)	55,6%	39,4%	2,7 ±1,9

Les approches du barrage (Fig.15) se font principalement d'octobre à décembre (n=28). Les approches restantes se font fin janvier, début mars et début avril. On observe un pic de détections proche de la date de déversement des poissons (16.10.2019).

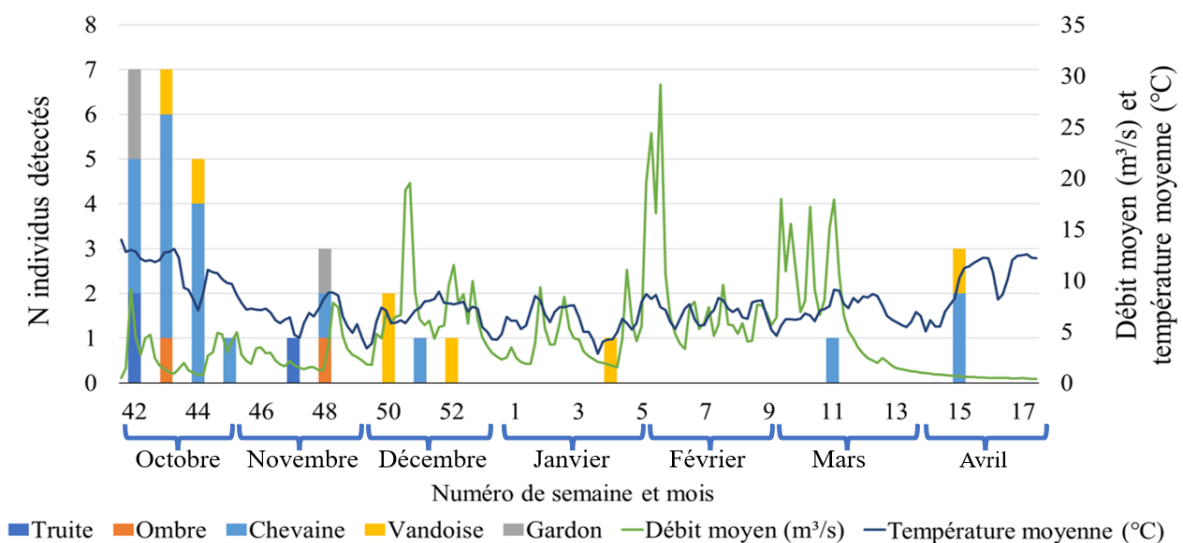


Figure 15: Succession d'approches du barrage par espèce de poisson en intervalles hebdomadaires, en lien avec le débit moyen journalier (m³/s) et de la température moyenne journalière (°C).

Les franchissements se sont principalement produits lors de trois périodes : (i) Entre la semaine 42 et 45, (ii) pendant la période 49-52 et (iii) pendant la période 15-16 (Fig. 16).

Une analyse par tables de contingence avec 3 classes de débit (0-4 m³/s ; 4-8 m³/s ; >8 m³/s) et 3 classes de température (0-7°C ; 7-12°C ; >12°C) n'a pas montré d'effet significatif du débit et de la température (test de Chi², p>0,05) sur le franchissement de la passe.

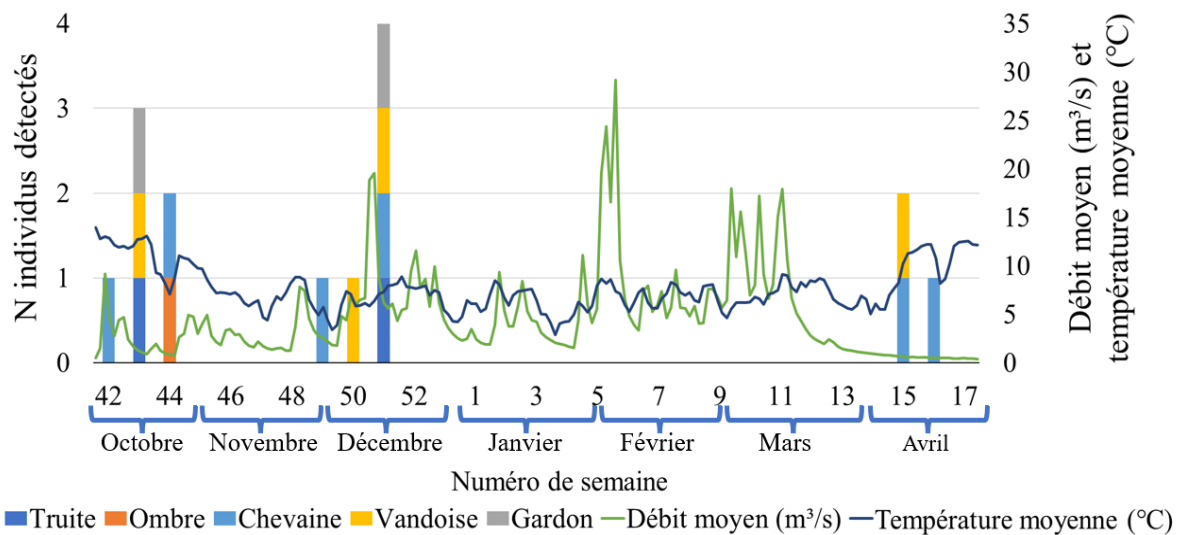


Figure 16: Succession de franchissements par espèce de poisson en intervalles hebdomadaires, en tenant compte du débit moyen journalier(m³/s) et de la température moyenne journalière (°C).

3.1.3. Évaluation de la performance de la passe à poissons

A l'échelle spécifique, les résultats obtenus pour la performance de la passe sont variables :

- *La truite commune* : parmi les n=6 marquées, 50% ont été repérées par une antenne (=taux d'approche). Le taux d'attraction correspond à 33,3%. Parmi les n=3 individus détectés, 66,7% ont fait leur première détection au niveau du barrage (AB) et N=1 a été détecté à l'entrée de la passe (EP) sans être détecté au pied du barrage (AB). N=2 individus ont été détectés en EP, puis en SP, ce qui correspond à une efficacité de franchissement corrigée de 100%.
- *L'ombre commun* : la totalité des ombres marqués (n=2) a été détecté en EP. Ainsi on constate un ratio d'approche et un taux d'attraction de 100%. On observe une efficacité de franchissement corrigée de 50%. Aucun individu n'a fait sa première détection en AB.
- *Le chevaine* : sur n=26 individus, on observe un taux d'approche de 69,2% et un taux d'attraction de la passe de 57,7%. On constate que 38,9% des individus détectés ont fait leur première détection en AB. Le taux de franchissement corrigé est de 40%.

- *La vandoise* : sur n=18, on observe un ratio d'approches de 38,9% et un taux d'attraction de la passe de 27,8%. 28,6% (n=2) des individus repérés ont fait leur première détection en AB. L'efficacité de franchissement est de 22,2% et l'efficacité de franchissement corrigée est de 75%.
- *Le gardon* : pour les n=6 individus, on constate un ratio d'approches et un taux d'attraction de la passe de 50%. Le nombre d'individus détectés en premier en AB et l'efficacité de franchissement corrigée correspondent à 66,7%.

Toutes espèces confondues, le taux d'approche est de 56,9% et le taux d'attraction est de 46,6%. L'efficacité de franchissement totale est de 25,9% et l'efficacité de franchissement corrigée de 55,6%. De même un grand nombre d'individus détectés (n=13) ont fait leur première détection en AB (39,4%) avant d'être détecté par une autre antenne (Tableau 4).

Entre salmonidés (truite et ombre) et cyprinidés (chevaine, vandoise et gardon), le taux d'approche, le taux d'attraction, l'efficacité de franchissement et l'efficacité de franchissement corrigée ne montrent pas de différence significative (test de Chi², p>0,05).

Nous n'observons aucune différence du débit et de la température significative entre les individus détectés en premier en entrée de la passe (EP) et les individus qui ont fait leur première détection en AB (tests de Mann Whitney p≥0,05) et ainsi pas d'effet démontrable du débit et de la température sur l'attractivité de la passe.

Le délai d'arrivée varie de 14 jours pour les truites à 69 jours pour les vandoises. Les temps de recherche (Tr) varient de 0 secondes pour les ombres et les vandoises à 15 jours pour les gardons. On n'observe pas de différence significative du Tr entre les espèces (Kruskal-Wallis test p=0,2133). Les ombres ont le temps de franchissement le plus rapide avec 22min, suivi par les chevaines avec 44 min. Les truites et les vandoises ont un temps de franchissement comparable de respectivement 1h23min et 1h15min. Les gardons sont les plus lents avec 2h28min. Le délai de sortie varie entre 0 secondes pour les ombres et gardons, qui sortent directement de la passe avec une seule détection, à en moyenne 12h pour les vandoises (Tableau 5). On n'observe pas de différence significative entre les espèces (Kruskal-Wallis test p=0,1045). Le temps de franchissement n'est pas significativement différent entre les espèces (Kruskal-Wallis test p=0,1536) avec une moyenne totale de 14,2±0,8 heures. On observe une corrélation du temps de franchissement avec le délai de sortie (corrélation de Spearman, Rho= 0,5782774, p=0,02393), mais pas avec le délai d'arrivée (corrélation de Spearman; p >0,05).

Les vitesses de franchissement par mètre de dénivelée (vfmd) sont variables. En moyenne cette vitesse est de 2,7 m/h (±1,9 m/h). Les vandoises sont les plus rapides (5,4 ±6,2

m/h) et les gardons les plus lents ($1,0 \pm 1,0$ m/h) (Tableau 4). Néanmoins le test de Kruskal-Wallis ne montre pas de différence significative ($p=0,1666$). On observe une corrélation de la vfmd avec le délai de sortie (corrélation de Spearman, $Rho= -0,5637295$, $p=0,029$). D'autres facteurs comme le poids, la taille, le débit, la température, le temps de recherche et la détection en AB ne montrent pas de corrélation (corrélation de Spearman; $p > 0,05$) avec la vfmd.

Tableau 5: Moyenne du délai d'arrivée, du temps de franchissement, du temps de recherche et du délai de sortie par espèce et en total (jj-hh:mm:ss \pm écart-type).

Espèce	Délai d'arrivée	Temps de recherche	Délai de sortie	Temps de franchissement
Truite	14-05:14:44 \pm 21-08:43:19	00:14:55 \pm 0-21:06:00	01:23:28 \pm 00:43:04	01:23:28 \pm 00:43:04
Ombre	24-06:24:47 \pm 21-20:34:36	00:00:00 \pm 0	00:00:00	00:22:00
Chevaine	44-22:40:28 \pm 59-23:18:17	04-16:51:42 \pm 10- 15:19:44	00:44:45 \pm 00:20:36	00:44:45 \pm 00:20:36
Vandoise	69-23:43:22 \pm 55-18:32:35	00:00:00 \pm 0	12:09:41 \pm 1-00:19:16	01:15:17 \pm 01:54:21
Gardon	16-02:59:59 \pm 23-03:12:07	15-08:27:10 \pm 12- 03:28:35	00:00:00 \pm 0	02:28:36 \pm 02:20:56
Moyenne	33-21:48:40 \pm 23- 13:27:41	04-00:18:45 \pm 06- 15:46:37	02:51:35 \pm 05:13:56	01:14:49 \pm 00:47:59

Les rythmes d'activité nyctéméraux de détections sont variables selon les espèces (Fig.17). Certaines espèces ont des rythmes d'approches et de franchissements répartis tout au long de la journée avec une dominance diurne comme les chevaines et les truites. Le gardon a des rythmes d'approche plutôt diurnes (71% de 8h à 16h) mais des franchissements principalement (29% de 20h à 3h) la nuit. La vandoise montre deux périodes d'activité, de 8h à 14h (54%) et de 2h à 7h (46%) avec un pic d'activité en fin de nuit de 4h à 5h. Les ombres montrent un comportement complètement diurne avec 100% des détections de 9h à 12h.

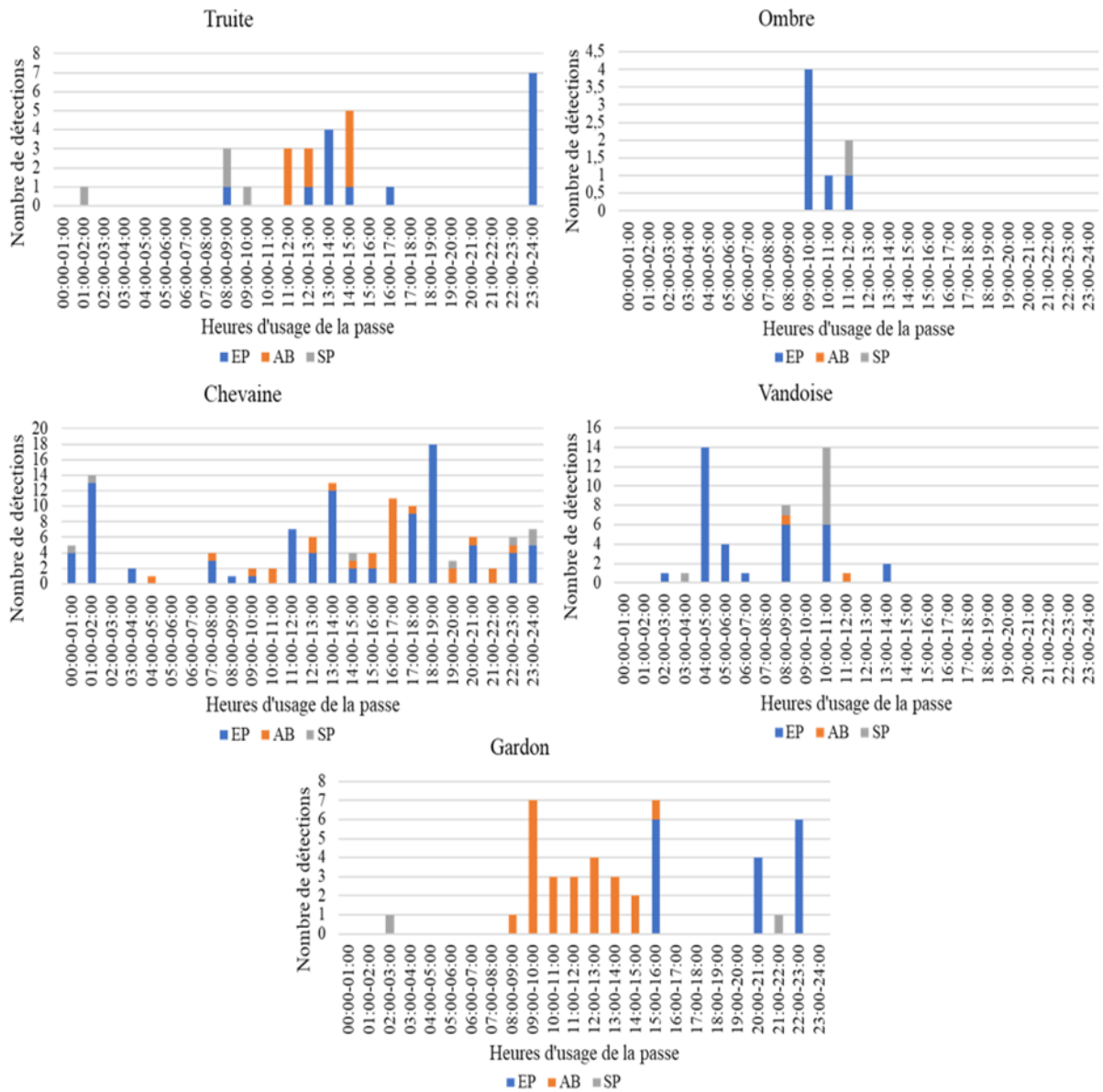


Figure 17: Heures d'usage de la passe par espèce en tenant compte de tous les enregistrements des trois antennes (EP =entrée passe /AB=antenne barrage/SP=sortie passe) par intervalles de temps d'une heure.

3.2. Site barrage de Lixhe :

3.2.1. Variables environnementales

Lors de la période d'observation, le débit a fortement varié de 19,3 m³/s en juin à 1341,1 m³/s en mars (Tableau 6). Le mois de mars était la seule période marquée de hauts débits (Fig. 18). Le débit moyen annuel est de 227,5 m³/s et le débit moyen pour la période d'observation de mars à juillet 2020 était de 247,9 m³/s. La température moyenne annuelle de la Meuse est de 14,6°C et pour la période d'observation elle était de 15,9 °C. Au cours des suivis, la température a varié entre 6,9°C en mars et 24,5°C en juin (Tableau 6). On observe une augmentation graduelle de la température pendant la phase d'observation (Fig. 18).

Tableau 6: Variation saisonnière du débit et de la température de la Meuse à Lixhe pour la période du 1.03.2020 au 30.06.2020 (source débit : SPW-SETHY; température : logger du LDPH).

Mois	Débit mensuel (m ³ /s)			Température mensuelle (°C)		
	Moyenne	Min	Max	Moyenne	Min	Max
Mars	747,7	194,9	1.341,1	9,0	6,9	10,9
Avril	116,5	68,7	192,5	15,0	9,2	18,3
Mai	65,3	38,9	111,9	18,3	16,6	20,7
Juin	51,3	19,3	96,9	21,5	19,4	24,5

3.2.2. Répartition des détections

Entre le 23 mars 2020 (date de la première capture) et le 30 juin 2020 (date du dernier relevé des données), 19% des poissons marqués ont été détectés par au moins une antenne RFID, ce qui correspond à n=28 individus. N=3 espèces (aspe, barbeau et hotu) n'ont pas été détectées après leur déversement. Parmi les 28 individus détectés, 19 individus ont réalisé une montaison jusqu'à la sortie de la passe (SP), mais seulement 8 ont effectué un franchissement complet avec une entrée dans la cage (recapture). Les chevaines et les silures montrent le plus grand nombre de détections (n=8) et le plus grand nombre de franchissements complets (n=4) est observé chez les chevaines. 100% des truites et des gardon détectés ont été repérés à la sortie de la passe, mais seuls les gardons ont fait un franchissement complet. De même une brème commune a effectué un franchissement complet (Tableau 7).

Une analyse par tables de contingence avec 3 classes de débit (0-60 m³/s ; 60-120 m³/s ; <120 m³/s) et 3 classes de température (0-16°C ; 16-20°C ; <20°C) n'a pas montré d'effet significatif du débit et de la température (test de Chi², p>0,05) sur le franchissement de la passe et la détection en SP.

Tableau 7: Nombre de poissons par espèce détectés à l'entrée de la passe EP, à la sortie du barrage SP et ayant franchi l'échelle à poissons, avec pourcentages comparés au nombre total, correspondant à la métrique indiquée dans la deuxième ligne : taux d'attraction (%), efficacité de franchissement (%), efficacité de franchissement corrigée (%), ratio d'entrée dans la cage après détection en SP (%), taux de sortie par EP(%), et vitesse de franchissement par mètre de dénivelée (m/h).

Espèce	N marqués	N dét. à		N fran. complet	Ratio d'entrées			
		N détectés	sortie		Taux d'attraction	E. de franch.	E. de franch. corrigée	Ratio d'entrées dans la cage après dét. SP
Truite	2	2	2	0	0,0%	0,0%	100%	9,4 ±4,5
Aspe	32	0	0	0	/	/	/	/
Barbeau	2	0	0	0	/	/	/	/
Hotu	5	0	0	0	/	/	/	/
Chevaine	30	8	6	4	26,7%	50,0%	66,7%	1,4 ±1,1
Brème c.	30	7	4	1	23,3%	16,7%	25,0%	3,6 ±0,7
Gardon	30	3	3	3	10,0%	100%	100%	2,5 ±1,0
Silure	15	8	4	0	53,3%	0,0%	0,0%	2,6 ±1,1
Total	146	28	19	8	19,2%	29,6%	47,4%	3,9 ±2,8

Les approches de la passe (Fig.18) se font principalement d'avril à début mai (n=17) et en juin (n=11). Les franchissements se font lors de quatre périodes. Entre la semaine 16 et 17 (n=6), pendant la semaine 20 (n=1) et pendant la semaine 23 (n=1) (Fig. 19).

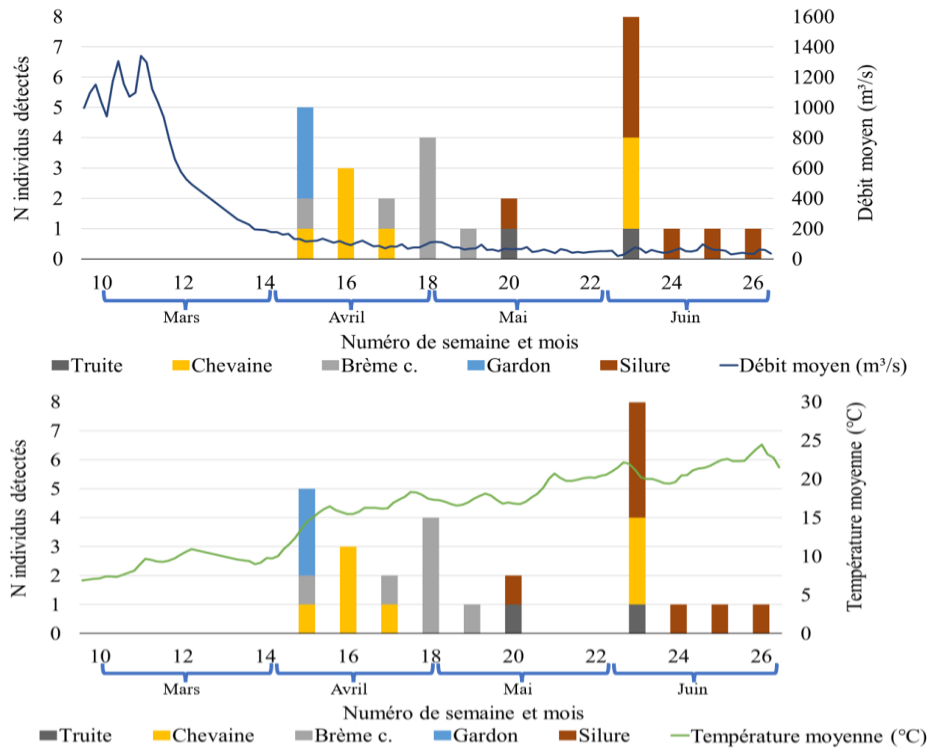


Figure 18: Succession de détections à l'entrée de la passe EP par espèce de poisson en intervalles hebdomadaires, en tenant compte du débit moyen journalier (m³/s) et de la température moyenne journalière (°C).

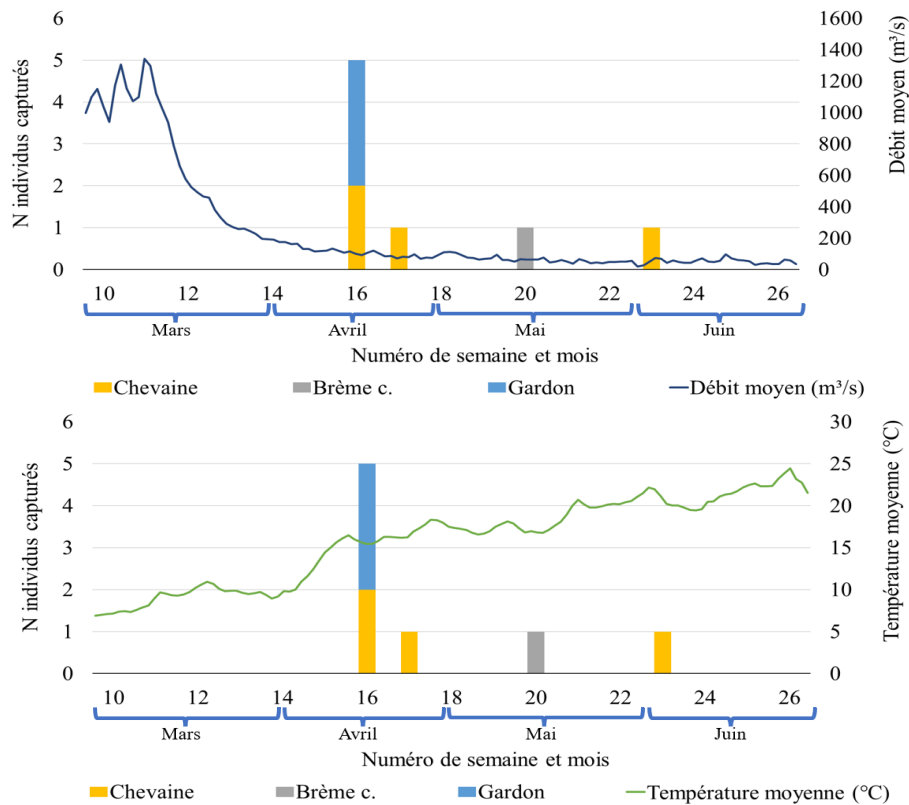


Figure 19: Succession franchissements complets du barrage de Lixhe par espèce de poisson en intervalles hebdomadaires, en tenant compte du débit moyen journalier (m³/s) et de la température moyenne (°C).

3.2.3. Évaluation de la performance de la passe à poissons

A l'échelle spécifique, les résultats obtenus pour la performance de la passe sont variables :

- Aucun aspe, barbeau ou hotu a été repéré par une antenne, ainsi leur taux d'attraction et leur efficacité de franchissement est à 0%.
- 100% des truites (n=2) ont été repérées par une antenne. Aucun individu n'a fait un franchissement complet et les deux individus sont ressortis par EP.
- 26,7% des chevaines marqués (n=30) ont été détectés en EP. On observe une efficacité de franchissement de 13,3% et une efficacité de franchissement corrigée de 50%. 66,7% des individus détectés à la sortie de la passe SP (n=6) sont entrés dans la cage et 37,5% des individus détectés sont ressortis par EP (n=3). On observe qu'un individu n'a plus été repéré depuis une dernière détection en IP2.
- Les brèmes montrent un taux d'attraction faible (23,3%). De même leur efficacité de franchissement et leur efficacité de franchissement corrigée sont faibles avec respectivement 3,3% et 16,7%. 25% des individus qui ont été repérés à la sortie de la

passer SP sont entrés dans la cage et 71,4% des individus détectés sont ressortis par EP. De nouveau un individu n'a plus été repéré après une dernière détection en IP2.

- Les gardons montrent un taux d'attraction et une efficacité de franchissement de 10%. L'efficacité de franchissement corrigée est de 100%. Tous les individus détectés ont fait un franchissement complet.
- 53,3% des silures marquées (n=15) ont été détectés en EP, aucun individu n'a fait un franchissement complet et 100% des individus sont ressortis par l'entrée de la passe (EP).

Au total pour l'échelle à poissons de Lixhe, on observe en moyenne un taux d'attraction de 19,2%, une efficacité de franchissement de 5,5% et une efficacité de franchissement corrigée de 29,6%. 64,3% des individus détectés ressortent par l'entrée et 47,4% des individus détectés en SP entrent dans la cage (Tableau 7).

On observe des vitesses de franchissement par mètre de dénivelée (vfmd) variables. En moyenne cette vitesse est de 3,9m/h ($\pm 2,8$ m/h). Les truites sont les plus rapides ($9,4 \pm 4,5$ m/h) et les chevaines sont les plus lentes ($1,4 \pm 1,1$ m/h) (Tableau 7). Néanmoins le test de Kruskal-Wallis ne montre pas de différence significative entre les espèces ($p=0,1431$). On observe aucune corrélation de la vfmd avec le poids, la taille, le débit, la température et le délai d'arrivée (corrélations de Spearman; $p > 0,05$).

Le délai d'arrivée varie de 5 jours pour les gardons à 25 jours pour les chevaines. Les truites ont le temps de franchissement le plus rapide avec 56 min, suivi par les brèmes (2h16min) (Tableau 8). Les chevaines ont un temps de franchissement de 8h21min. Les gardons franchissent en moyenne en 11h23min et les silures sont les plus lentes avec un temps de franchissement moyen de 1j15h. Les temps de franchissements partiels sont beaucoup moins élevés que les franchissements entiers, comme la probabilité d'avoir des périodes de repos ou une dévalaison partielle dans la passe augmente avec la distance et le temps de parcours. On observe des temps de franchissements partiels variant de quelques minutes (8 min pour les truites pour la partie EP-IP1) à plusieurs heures (4h pour les chevaines pour la partie IP2-SP). En moyenne le temps de franchissement de la partie IP2-SP est le plus élevé ($2h10min \pm 2h37min$) comparé aux deux autres (EP-IP1 $24min \pm 19min$; IP1-IP2 $1h \pm 1h$). On n'observe pas de différence significative du délai de sortie entre les espèces (Kruskal-Wallis test $p=0,06587$). Le temps de franchissement entier et partiel n'est pas non plus significativement différent entre les espèces (Kruskal-Wallis test ; entier $p=0,3114$; EP-IP1

p=0,8465 ; IP1-IP2 p=0,414; IP2-SP p=0,2564). On observe un temps de franchissement moyen, toutes espèces confondues, de 12h28min±1j8h57min.

Tableau 8: Moyenne du délai d'arrivée, du temps de franchissement et du temps de franchissement partiel (EP-IP1 / IP1-IP2 / IP2-SP) par espèce et en total (jj-hh:mm:ss ± écart-type).

Espèce	Délai d'arrivé (jj-hh:mm)	T.franch. (jj-hh:mm)	T. franch. EP- IP1 (mm:ss)	T. franch. IP1-IP2 (hh:mm)	T. franch. IP2-SP (hh:mm)
Truite	11-20:55± 11-12:16	00:56± 00:26	08:48± 04:00	00:11± 00:04	00:28± 00:17
Chevaine	25-08:51± 21-15:28	08:21± 05:03	20:39± 08:24	01:10± 01:05	04:19± 03:51
Brème c.	15-06:50± 06-12:46	02:16± 01:12	38:26± 33:13	00:32± 00:12	01:03± 00:09
Gardon	05-07:21± 06-22:48	11:23± 12:44	19:03± 06:31	02:27± 02:06	03:10± 01:57
Silure	08-18:38± 04-11:01	01-15:27± 02-23:32	33:33± 07:28	00:53 ± 00:13	01:52± 00:46
Moyenne	13-07:43± 14-02:38	12:28± 01-08:57	24:06± 19:37	01:02± 01:04	02:10± 02:37

Les rythmes d'activité nyctéméraux de détections sont variables selon les espèces (Fig.20). Certaines espèces ont des rythmes d'approches et de franchissements répartis tout au long de la journée avec une dominance diurne comme les brèmes et les truites. Le gardon a des rythmes d'approche plutôt diurnes avec un pic de détection la nuit (18%) de 22h à 2h la nuit. Le chevaine a des rythmes d'approches diurnes avec 88% de 8h à 20h et 12% de 4h à 8h. Les silures montrent un comportement presque entièrement nocturne (90% de 20h à 3h).

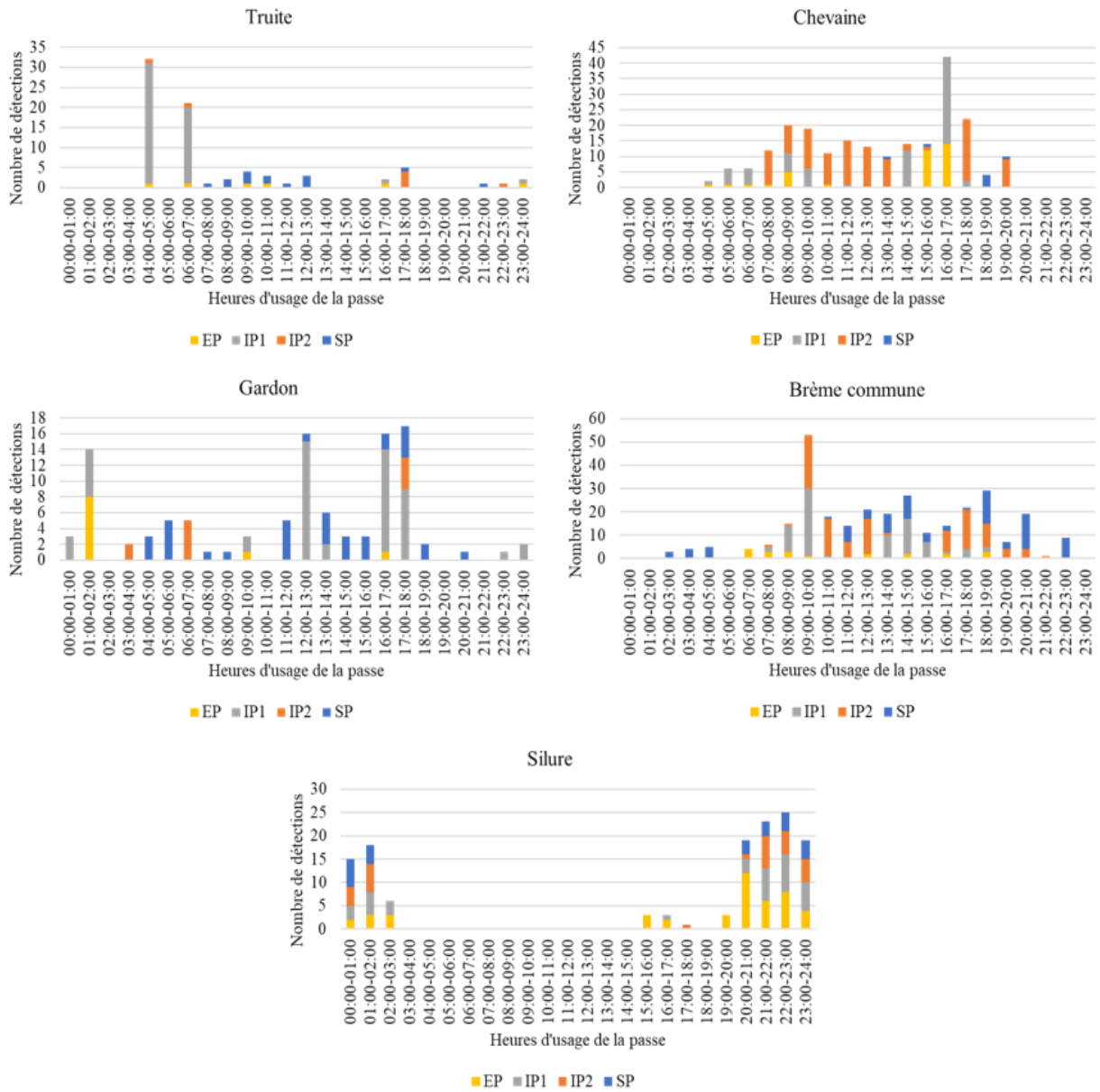


Figure 20: Heures d'usage de la passe par espèce en tenant compte de tous les enregistrements des 4 antennes (EP =entrée passe/ IP1=intérieur passe 1/ IP2=intérieur passe 2/ SP=sortie passe) par intervalles de temps d'une heure.

4. Discussion :

L'année d'étude 2019/20 était accompagnée par l'apparition du Covid-19 et la déclaration d'une pandémie mondiale, qui a été associée à des conditions de réalisation du mémoire assez particulières. Les mesures imposées par les autorités de l'ULiège, à la suite des conditions sanitaires, ont entravé le bon déroulement du mémoire et ont engendré des adaptations majeures au niveau de la planification des études. Au printemps, une deuxième pêche électrique sur l'Eau Noire et des pêches électriques en amont sur la Meuse étaient prévues, afin d'augmenter les effectifs de certaines espèces de poissons, mais n'ont pas pu être effectuées. De même, un dysfonctionnement du dispositif de détection de Nismes n'a pas pu être remis en ordre.

4.1. Adéquation de méthodes utilisées

L'usage de la technologie RFID et la capture de poissons dans une cage a permis de récolter des données de déplacement de 61 individus appartenant à 10 espèces potamodromes au sein de deux passes à poissons. Contrairement à la majorité des études qui se limitent sur une seule espèce ou une famille (Noonan et al., 2012), notre étude se déroule sous un point de vue multi-spécifique. Souvent les passes ne sont pas conçues pour l'entière des populations piscicoles, qui ont néanmoins des propriétés et capacités de nage différentes (Birnie-Gauvin et al., 2019; Ovidio et al., 2017 & 2020). Notre étude se base sur l'efficacité de défragmentation des rivières sur deux différents sites en observant 10 espèces (n= 8 à Lixhe et n= 5 à Nismes) par une analyse comportementale des poissons à l'aide de métriques standardisées préalablement établies (Ovidio et al., 2017 ; Benitez et al., 2018).

Au cours de l'expérience, plusieurs méthodes de capture et de transfert ont été utilisées. Une pêche électrique a été réalisée sur l'eau Noire à Nismes en amont du barrage avant la période de reproduction des espèces cibles. La capture était suivie d'une seule translocation en aval du barrage en espérant un retour par homing et/ou un retour lors des migrations de reproduction comme réalisé avec succès par Ovidio et al. (2017).

À Lixhe sur la Meuse, les individus ont été piégés dans la cage de capture après la montaison au sein de la passe étudiée, pour être transloqués en aval du barrage et espérer un second franchissement pour des individus présentant déjà un comportement migratoire. Cette méthode de capture peut néanmoins engendrer un effet d'apprentissage et d'habituation. Les poissons capturés associent la passe migratoire avec une expérience négative de la cage et du

marquage et peuvent éviter par conséquence une seconde entrée après le relâché en aval. Ce comportement a été observé lors d'autres études (Stuart et al., 2008; Thiem et al., 2013).

Les systèmes de détections RFID ont permis la détection de 57% des individus marqués à Nismes sur l'Eau Noire et 19% des poissons à Lixhe sur la Meuse. À Lixhe, on observe que quelques individus n'ont pas été détectés par des antennes dans l'ordre logique successif. Ceci peut s'expliquer soit par une panne électrique ou un mauvais réglage des antennes, soit par le problème de collision lors de deux passages simultanés. De plus, la découverte d'une carcasse de chevaine au bord de la passe indique qu'un prédateur terrestre était présent sur le site. La prédation au sein des passes de poissons a été démontrée lors d'autres études (Agostinho et al., 2012; Boulêtreau et al., 2018). Il est probable que deux individus, dont la dernière détection a été observée au milieu de la passe (IP2), aient été capturés par un prédateur.

Les individus non-détectés peuvent donc être divisés en 3 groupes : (i) ceux qui n'ont pas montré de comportement de déplacement ou de migration après le déversement, (ii) ceux qui sont remontés près du barrage, sans être repéré par une antenne, (iii) ceux qui sont sortis du système par prédation.

Malgré ces dysfonctionnements partiels, l'étude a permis une analyse précise des franchissements et des approches pour les deux sites étudiés et la durée de vie illimitée des marques-RFID permettra de continuer la collecte de données durant les prochains mois et ainsi de détecter la montaison des poissons marqués dans une période ultérieure de la période d'observation.

4.2. Approches du complexe barrage-passe, rythmes saisonniers et délai d'arrivée

La mesure du taux d'approches de Nismes se faisait par une antenne présente dans l'entrée de la passe et une antenne présente en rive opposée. On observe un taux d'approche de 57% avec un pic de détections temporellement proche du déversement. Ce pic est probablement dû au phénomène de homing, qui est bien développé chez les salmonidés (Ovidio et al., 2002; Gum et al., 2003; Nordeng & Bratland, 2006) et a aussi été démontré chez les cyprinidés (Stott, 1967; L'Abée-Lund & Vøllestad, 1987; Clough & Beaumont, 1998; Fredrich et al., 2003). L'arrivée de la truite (semaine 47) et de la vandoise (semaine 15) peuvent s'expliquer par le début de leur période de reproduction qui commence en novembre pour la truite (Ovidio, 1999) et qui se déroule de mars à mai pour la vandoise (Lucas, 2000).

De même on observe deux franchissements de chevaines (semaine 15) proche de leur période de reproduction commençant en mai (Fredrich et al., 2003).

À Lixhe le taux d'approche correspond au taux d'attraction de la passe (19,2%). La composition du site ne permettait pas le montage d'une antenne supplémentaire. On constate que trois cyprinidés marqués (aspe, barbeau, hotu) n'ont pas été repérés par le dispositif post-marquage. Les approches des gardons (semaine 15) se déroulent pendant leur période de reproduction d'avril à juin (Lucas, 2000). Les approches des chevaines et des brèmes communes se font un peu avant et pendant leur période de reproduction de respectivement de mai à juillet (Lucas, 2000) et de mai à août (Kennedy & Fitzmaurice, 1968). Les approches des silures se font en pleine période de reproduction qui se déroule de mai à juillet (Alp et al., 2004; Yazici et al., 2018). Les approches des truites ne s'expliquent pas que par la période de reproduction, mais aussi par une migration printanière observée dans d'autres rivières de Belgique et d'Europe (Benitez et al., 2015; García-Vega et al., 2018). On peut supposer qu'il s'agit d'un changement de gîte ou d'une régulation thermique (Ovidio, 1999). Le faible taux d'approches observé à Lixhe peut s'expliquer partiellement par l'effet d'habituation mais aussi par le fait que les déversements de Lixhe ont été réalisés de fin mars à fin juin. Ainsi certains individus étaient déjà à la fin de leur période de reproduction lors du déversement et généralement le nombre de franchissements d'individus adultes diminue avec le début d'été (Benitez et al., 2015).

Il est probable que des individus se sont mis à la recherche de nourriture ou d'habitats de repos et non de frayères potentielles en direction de l'amont du barrage après le déversement en aval du barrage (Baras, 1995; Ovidio et al., 2007 & 2017). De plus, les individus peuvent aussi migrer vers des frayères situées en aval du point de déversement (Fredrich et al., 2003) et ainsi ne pas être détectés par le dispositif. Les taux d'approches réels du complexe barrage-passe sont donc probablement beaucoup plus élevés. Les antennes RFID, utilisées pour la détection des poissons marqués, ont un champ de détection assez faible et sont placées à des endroits stratégiques. Les individus nageant à une distance supérieure à la distance de détection ne sont pas repérés par les antennes, même s'ils ont fait une approche du barrage.

Les délais d'arrivée ont été assez élevés (en moyenne 33 jours) pour Nismes. Les salmonidés montrent néanmoins des délais plus faibles (en moyenne 19 jours), ce qui peut être mis en relation avec leur homing bien développé (Ovidio et al., 2002; Gum et al., 2003; Nordeng & Bratland, 2006).

Les délais d'arrivée de Lixhe permettent de comparer les différents individus, qui ont été déversés à des instants différents. En moyenne le délai d'arrivée est de 14 jours. La différence avec Nismes peut être mise en relation avec la période d'observation raccourcie de Lixhe et les déversements continus. De plus les individus marqués à Lixhe étaient déjà en migration de reproduction, contrairement aux poissons marqués à Nismes. La motivation de certains individus à réaliser un déplacement vers l'amont devrait ainsi être plus importante, ce qui entraîne un délai d'arrivée moins important.

En comparant ces valeurs avec des valeurs mesurées sur le Bocq (4,3 jours pour les truites, 3,5 jours pour les ombres et 1,3 jours pour les barbeaux) par Ovidio et al. (2017), on remarque que nos valeurs de délais d'arrivée sont beaucoup plus élevées. Le délai d'arrivée peut dépendre du stress que le poisson a vécu lors de la capture et du déversement. Un taux de stress trop important peut augmenter la mortalité après les déversement (Cooke & Hinch, 2013) et peut causer une phase d'hyper ou hypoactivité du poisson (Arlinghaus et al., 2007). À Lixhe l'intervalle de temps entre les contrôles de la passe était variable, ce qui pouvait résulter dans une durée prolongée de stabulation des poissons dans la cage et ainsi causer un stress et probablement une fatigue élevée, s'aggravant encore avec l'arrivée d'autres individus et de prédateurs potentiels. Cette accumulation de stress a pu avoir un effet sur les approches et les délais d'arrivée.

Le débit, la température et la saison influencent la migration des espèces (Jonsson, 1991; Lucas & Baras, 2001). On n'a néanmoins pas pu mettre en évidence une corrélation de la température ou du débit avec les approches à cause des faibles effectifs des poissons et de la période d'étude raccourcie, qui limitaient les variations naturelles du débit et de la température présentes.

4.3. Temps de recherche et attractivité de la passe migratoire

Le temps de recherche a été seulement calculé pour Nismes, car le dispositif de détection de Lixhe ne permettait pas la mesure de cette métrique. Les salmonidés (ombre et truite) ainsi que les vandoises montrent des temps de recherches faibles (<15min). Ils n'éprouvent donc pas de difficultés à trouver l'entrée de la passe. Les chevaines et les gardons ont des temps de recherches plus importants (>4jours). Les individus détectés ont donc des difficultés à trouver l'entrée de la passe. Ce temps de recherche prolongé peut entraîner un retard dans la reproduction (Marschall et al., 2011) et /ou une fatigue importante, avec un risque de prédation augmenté (Baudoin et al., 2014).

Le taux d'attraction de la passe est faible pour les deux sites d'études 47% pour Nismes (truite 33,3%, ombre 100%, chevine 69,2%, vandoise, 38,9%, gardon 50%) et 19% pour Lixhe (truite 100%, aspe 0%, barbeau 0%, hotu 0%, chevine 26,7%, brème 23,3%, gardon 10%, silure 53,3%). Ovidio et al. (2017) considère des valeurs <50% comme non satisfaisantes pour les cyprinidés rhéophiles et salmonidés en période de reproduction. Une méta-analyse de 29 sites d'études situés dans 6 pays de l'hémisphère du nord, munis d'une passe migratoire à fentes verticales, a démontré des attractivités variant de 0 à 100% avec une moyenne de 63% (Bunt et al., 2012).

Lors de notre étude, les salmonidés montrent des taux d'attractions plus importants que les cyprinidés, comparés à leurs faibles effectifs. On observe qu'un grand nombre des individus détectés à Nismes (39%) sont d'abord repérés en rive opposée de l'entrée de la passe, ce qui indique que l'attractivité de la passe et ainsi le courant d'attrait et/ou la position de l'entrée ne sont pas optimaux (Larinier, 2002 ; Noonan et al., 2012). Il n'a pas été possible de mettre en évidence une corrélation entre la température ou le débit avec l'attractivité de la passe. Le faible taux d'attraction de Lixhe indique également une mauvaise position et/ou un courant d'attrait non optimal, ce qui est renforcé par des observations de bancs de poissons en rive opposée de la passe migratoire (Benitez et al., 2020). Dans notre cas, les entrées des deux passes sont perpendiculaires au courant de la rivière, contrairement à l'entrée parallèle conseillée pour augmenter l'efficacité (Larinier, 2002). De même la largeur de la passe et de l'entrée peuvent avoir une influence sur l'attractivité de poissons nageant en bancs lors de migrations (Katopodis, 2005). Une largeur plus importante de l'entrée pourrait ainsi avoir une influence directe sur l'attraction et le franchissement de la passe de certains cyprinidés. Des modifications au niveau de l'entrée de passes migratoires ont montré des augmentations importantes de l'attractivité et d'efficacité de celles-ci (Bunt, 2001).

4.4. Efficacité de franchissement

Nos résultats montrent des efficacités globales de franchissement (26% pour Nismes et 6 % pour Lixhe) et des efficacités de franchissement corrigées (56% pour Nismes et 30% pour Lixhe). Ces valeurs sont loin du seuil (90-100%) proposé par Lucas & Baras (2001). Les efficacités de franchissement de 29 sites d'études situés dans 6 pays de l'hémisphère du nord, munis d'une passe migratoire à fentes verticales, varient entre 0 et 100% avec une moyenne de 45% pour toutes les espèces observées confondues, salmonidés et cyprinidés compris

(Bunt et al., 2012). Ceci est largement supérieure à l'efficacité observée pour nos deux sites d'études et implique que l'efficacité n'est pas satisfaisante.

L'efficacité de franchissement corrigée offre un meilleur indice de comparaison de passes migratoires, vu qu'on ne tient compte que des individus exprimant un comportement de migration. Lorsqu'on tient compte du groupe entier, comme c'est le cas pour l'efficacité de franchissement, on risque de sous-estimer le nombre réel, parce qu'on inclut une partie de la population n'exprimant pas de comportement migratoire. Cette partie peut être très variable selon le site d'étude à cause des conditions environnementales, des caractéristiques biologiques des poissons (morphologie, comportement, capacités physiologiques, motivation), mais aussi de la méthode de capture, du lieu de capture, du lieu de déversement, du moment de capture et du déversement et de la méthode de marquage et d'anesthésie (Cooke & Hinch, 2013). Ainsi l'efficacité de franchissement globale (non corrigée) peut donner une image biaisée de l'efficacité réelle.

Au niveau spécifique on observe de grandes différences :

- À Nîmes les truites ont une efficacité de franchissement corrigée supérieure à 90% et les vandoises montrent un taux proche du seuil de 80%. En revanche, toutes les autres espèces ont des taux inférieurs à 67% (chevaine 40% ; gardon 66,7% ; ombre 50%).
- À Lixhe, les gardons montrent une efficacité de franchissement corrigée de 100%, les chevaines et les brèmes ont des efficacités corrigées de respectivement 50 et 25%. Les 5 autres espèces (silure, truite, aspe, barbeau et hotu) n'ont pas accompli de franchissement. À Lixhe, on observe le phénomène que 64% des individus détectés ressortent par l'entrée de la passe et que seulement 47% des individus détectés à la sortie de la passe entrent dans la cage. La cage semble avoir un effet répulsif pour les poissons préalablement capturés et marqués, lié au phénomène d'habituation, et peut-être aussi pour les poissons non marqués. Cette répulsion a un effet direct sur le calcul de l'efficacité de franchissement, vu que le franchissement est complet après l'entrée dans la cage. L'efficacité de franchissement corrigée des individus ayant atteint la sortie de la passe sans être entrés dans la cage est beaucoup plus importante avec 67,9%. Il faut noter que les poissons ont été marqués après un premier franchissement de la passe. De ce premier franchissement résulte une perte considérable de ressources énergétiques, ce qui peut baisser la probabilité d'un nouveau franchissement (Cooke & Hinch, 2013).

En comparant nos valeurs d'efficacité de franchissement ((Pedescoll et al., 2019) ; Hotu: 25% /Barbeau: 60 % pour une échelle située sur le Tormes, (Ovidio et al. 2017) ; Truite : 42,5% /Ombre: 11,3% /Barbeau: 2,8% pour une échelle située sur le Bocq et (Ovidio et al., 2020) Chevaine: 0-100% /Barbeau: 57,1%-86% pour 3 sites d'étude sur la Vesdre) et d'efficacité de franchissement corrigée ((Ovidio et al. 2017) ; Truite: 86,9% /Ombre: 55,5% /Barbeau: 7,1% pour une échelle située sur le Bocq et (Ovidio et al., 2020) Chevaine: 0-100% /Barbeau: 57,1%-89% pour 3 sites d'étude sur la Vesdre) avec la littérature, on peut conclure que nous avons obtenu des résultats comparables voir même un peu supérieurs selon l'espèce observée pour les deux sites.

4.5. Temps de franchissement entier/partiel, vitesse de franchissement par mètre de dénivelée et délai de sortie

Les temps de franchissements moyens de la passe sont de 1,2 heures pour Nismes et 19,6 heures pour Lixhe. Lorsqu'on compare les différentes espèces, on remarque qu'à Lixhe les salmonidés sont plus rapides que les cyprinidés. À Nismes, ceci n'est seulement valable que pour les ombres. On observe des écart-types dépassant une heure à quelques jours, ce qui traduit un temps de franchissement assez variable au sein d'une même espèce. Il est donc fort probable que certains individus se reposent dans un des bassins en traversant la passe (Katopodis, 1992). Ceci est renforcé par la présence d'une différence entre la somme des temps de franchissements partiels et le temps de franchissements entiers des individus à Lixhe, qui peut s'expliquer aussi par les différents rythmes d'activité nyctéméraux (cf. 4.6.). Certains individus sont repérés plusieurs fois par une même antenne, ce qui indique qu'ils se situent à proximité de l'antenne pendant un intervalle de temps plus ou moins important. Certains individus font une montaison partielle suivi d'une dévalaison partielle pour finir à une montaison entière. Le manque d'une antenne au milieu de la passe de Nismes ne permet pas de démontrer le même comportement, mais il est néanmoins fortement probable qu'il y soit aussi présent, comme observé précédemment sur le Bocq, un petit affluent de la Meuse (Ovidio et al., 2017).

Le temps de franchissement intervient directement dans le calcul de la vitesse de franchissement par mètre de dénivelée (vfmd). À Nismes, la vfmd moyenne correspond à 2,7 m/h. La vitesse maximale du plus rapide au moins rapide est de 3,8 m/h pour les ombres, 3,6 m/h pour les vandoises, 3,1 m/h pour les chevaines, 1,7 m/h pour les gardons et 1,6 m/h pour les truites.

À Lixhe, la vfmd moyenne correspond à 3,9 m/h. La vitesse maximale du plus rapide au moins rapide est de 12,7 m/h pour les truites, 4,2 m/h pour les brèmes, 4,1 m/h pour les silures, 3,7 m/h pour les gardons et 2,82 m/h pour les chevaines.

Lorsqu'on compare les vitesses observées aux capacités de nage théoriques (Baudoin et al., 2014), on observe des différences qui sont liés au fait que la capacité de nage n'est pas le seul facteur déterminant la vfmd. Le temps de franchissement qui intervient dans le calcul de la vfmd peut inclure des périodes de repos et est aussi dépendant des rythmes d'activités des poissons (cf. 4.6). Il faut néanmoins indiquer que les salmonidés, qui ont des capacités de nage importantes, montrent la vitesse la plus rapide pour Lixhe et pour Nismes.

Lorsqu'on compare ces temps de franchissements à la hauteur parcourue, on remarque des valeurs moins importantes de l'échelle située sur le Bocq (1,4 m/h pour les ombres et 1,6 m/h pour les truites) (Ovidio et al. 2017) et d'une échelle à Gamsheim située sur le Rhin supérieur (2,28 m/h) (Tétard et al. 2014). Ainsi le passage des deux sites d'étude se fait dans un intervalle de temps comparable, voir même un peu supérieur aux valeurs qu'on trouve dans la littérature.

Le site de Lixhe n'a pas permis le calcul d'un délai de sortie, comme la passe migratoire finit dans une cage de capture. À Nismes, les délais de sorties sont faibles (<1,5 heures) pour la plupart des espèces. Les ombres et gardons sortent de la passe avec une seule détection en SP, ce qui résulte dans un délai instantané. Les vandoises montrent un délai de sortie important de 12 heures. Le délai de sortie est positivement corrélé avec le temps de franchissement et inversement avec la vfmd. Un délai de sortie important peut illustrer une hésitation et/ou une difficulté à sortir de la passe. Cette difficulté peut être liée à des vitesses de courant trop importantes dans la partie amont de la passe par rapport aux capacités de nage des poissons. Par conséquent, le délai de sortie augmente avec le temps de franchissement. Il est probable que les individus consommant plus de réserves énergétiques pour franchir la passe, par suite de leurs capacités limitées, ont besoin d'un temps de repos plus important, augmentant le délai de sortie. Afin d'améliorer le délai de sortie, on pourrait mesurer les vitesses de courant au sein des différentes échancrures et bassins et vérifier s'il y a un gradient de vitesse de l'amont vers l'aval et y remédier le cas échéant en modifiant la structure de la passe. Cependant, une telle modification du dispositif peut se révéler difficile à cause des contraintes d'ingénierie présentes sur le site.

4.6. Rythmes d'activité nycthémeraux

Les rythmes d'activité des poissons sont variables et peuvent être liés à différents facteurs, comme la présence de prédateurs (Vanderpham et al., 2012), la taille (Slavík & Horký, 2012), la provenance des poissons (Horká et al., 2015) et à leur environnement (Baras, 1995; Reichard et al., 2002). La présence de prédateurs peut causer un shift rythmes d'activités vers une période dans laquelle les prédateurs sont moins actifs (Vanderpham et al., 2012). Les différentes classes d'âge et de taille ont d'autres prédateurs, ce qui explique leur différentes rythmes d'activités (Slavík & Horký, 2012). Généralement une activité nocturne permet d'éviter les prédateurs (Vanderpham et al., 2012). Ce comportement d'évitement peut néanmoins être perdu chez les individus provenant de piscicultures (Horká et al., 2015). Le débit, la photopériode et la température ont un impact important sur la migration et sont souvent le déclencheur du comportement migratoire (Jonsson, 1991; Baras, 1995; Reichard et al., 2002). Lors de notre étude on observe 3 types de rythmes d'activité nycthémeraux :

- Le type diurne qui se déroule principalement le jour et est observé pour les ombres à Nismes et pour les chevaines à Lixhe. Le décalage de la période nycthémerale peut être dû à la présence de lumières artificielles ou la turbidité de l'eau accrue (Reichard et al., 2002) et un retard de migration (Metcalf et al., 1998).
- Le type où l'activité est répartie tout au long de la journée. Ce type est le plus répandu chez les poissons observés. Pour de nombreuses espèces, on observe que les franchissements se font principalement la nuit (Nismes : truite, chevaine, gardon / Lixhe : brème), tandis que le reste des activités est majoritairement diurne. Il est connu que beaucoup de cyprinidés (Lucas, 2000) et salmonidés (Ovidio et al., 1998; Rustadbakken et al., 2004; Horká et al., 2015) migrent pendant la nuit pour éviter les prédateurs. De même les migrations peuvent se faire pendant la nuit lorsque la température dépasse le seuil de confort thermique (Baras, 1995). Les déplacements en journée peuvent être liés tout simplement à l'usage de la passe comme zone de repos (cf.4.5.). Ce type d'activité a aussi été observé pendant autres études pour la truite, le chevaine et le gardon (Benitez et al., 2018).
- Le type nocturne, qui se déroule principalement la nuit, est observé uniquement chez les silures à Lixhe. Ce type de comportement est confirmé dans la littérature. Le jour, les silures restent au même endroit et commencent la migration et la prédation le soir (Carol et al., 2007; Benitez et al., 2018).

5. Conclusion et perspectives :

L'analyse des détections RFID des poissons suivis pendant 7 mois à Nismes et 4 mois à Lixhe a permis de faire un premier bilan de leur efficacité, qui pourra se poursuivre dans les prochains mois, via de nouveaux marquages. Parmi les observations majeures, nous pouvons signaler :

- La méthode de capture par pêche électrique a fourni de meilleurs résultats que la capture par la cage. Une pêche électrique supplémentaire à Lixhe pourrait fournir des données complémentaires en éliminant l'habituation, le stress et la fatigue provenant de la première montaison de la passe et du piégeage.
- Les antennes RFID permettent de détecter les poissons à une distance relativement courte, ce qui s'applique bien dans les passes migratoires. Pour avoir une perception réelle des approches, il serait mieux d'appliquer une autre méthode ou une méthode hybride comme par exemple la détection RFID + Radio télémétrie appliquée avec succès lors d'autres études (Ovidio et al., 2017). Le système RFID a néanmoins permis de mettre en évidence les bons points et les dysfonctionnements des deux échelles.
- L'attractivité des deux échelles est relativement faible (Nismes :47% / Lixhe :19%) ce qui est souligné par les détections en rive opposée de la passe à Nismes. Il faudrait envisager à faire des modifications au niveau des entrées, des courants d'attrait et des vitesses de courant au sein des différentes échancrures et bassins, pour les rendre plus attractifs aux poissons.
- L'efficacité de franchissement de Lixhe est fortement impactée par la cage de capture. De nombreux individus ressortent par l'entrée après une détection à la sortie de la passe. Il faudrait envisager à modifier la cage pour la rendre plus attractive aux poissons et augmenter le nombre de contrôles pendant la période migratoire, pour réduire l'impact de la cage. Une première considération serait de nettoyer régulièrement le chenal de sortie de la passe migratoire, pour éviter les colmatages par des algues et par des plantes aquatiques de la grille de la cage, qui réduisent le courant à l'entrée de la cage. De même, il est envisageable de recouvrir le fond et les côtés de la cage par des éléments en caoutchouc, pour réduire le risque de blessures (Stuart et al., 2008).
- Une analyse combinée du comportement des poissons à un niveau individuel et à un niveau de la population, par l'usage de métriques comportementales standardisées,

proposées par Ovidio et al. (2017), permet de donner un aperçu plus approfondi et standardisé de l'usage de la passe.

- L'étude a démontré des franchissements de la passe en dehors de la période migratoire, ce qui souligne l'importance d'une bonne performance de la passe pendant toute l'année.
- Les dispositifs mis en place pour la montaison et la dévalaison pour la restauration de la libre circulation dans des rivières fragmentés nécessitent une évaluation pour la détermination de leur efficacité afin de pouvoir améliorer leur fonctionnement. Nos résultats ont montré des attractions et des efficacités non satisfaisantes, ce qui souligne l'importance de ces études.
- Même si les attractivités et les efficacités observées ne sont pas satisfaisantes, on a pu démontrer l'importance de la présence des dispositifs, vu qu'un nombre non négligeable de poissons a franchi une des deux passes migratoires. La défragmentation des rivières reste donc un sujet de grande importance à poursuivre et à améliorer à l'aide d'études.
- Par le biais de nos résultats, le bon ou le mauvais fonctionnement des deux passes migratoires a pu être mis évidence et permettra aux différents gestionnaires des cours d'eau de prévoir des améliorations, qui seront bénéfiques non uniquement aux espèces étudiées, mais pour la totalité de la faune piscicole présente dans la rivière.

6. Bibliographie :

- Agostinho, A. A., Agostinho, C. S., Pelicice, F. M., & Marques, E. E. (2012). Fish ladders: Safe fish passage or hotspot for predation? *Neotropical Ichthyology*, 10(4), 687–696. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000400001>
- Alp, A., Kara, C., & Büyükçapar, H. M. (2004). Reproductive biology in a native European catfish, *Silurus glanis* L., 1758, population in menzelet reservoir. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 28(3), 613–622.
- Arlinghaus, R., Cooke, S. J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C., ... Thorstad, E. B. (2007). Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: An integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Reviews in Fisheries Science*, 15(1–2), 75–167. <https://doi.org/10.1080/10641260601149432>
- Baldigo, B. P., & Lawrence, G. B. (2001). Effects of stream acidification and habitat on fish populations of a North American river. *Aquatic Sciences*, 63(2), 196–222. <https://doi.org/10.1007/PL00001352>
- Balzat, N.-H. (1978). l'Eau Noir. Retrieved February 16, 2020, from http://users.sfr.be/travelingirl/eau/rivieres - eau_noire.htm
- Baras, E. (1995). Seasonal activities of *Barbus barbus*: effect of temperature on time-budgeting. *Journal of Fish Biology*, 46(5), 806–818. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1995.tb01603.x>
- Baudoin, J., Burgun, V., Chanseau, M., Larinier, M., Ovidio, M., Sremiski, W., ... Voegtle, B. (2014). Assessing the passage of obstacles by fish: concepts, design and application. *Applied and Fundamental Fish Research Center- AFFISH-RC*, 200.
- Baumgartner, L. J., Boys, C. A., Stuart, I. G., & Zampatti, B. P. (2010). Evaluating migratory fish behaviour and fishway performance: testing a combined assessment methodology. *Australian Journal of Zoology*, 58(3), 154. <https://doi.org/10.1071/ZO10035>
- 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. *Fisheries Research*, 207(October 2017), 140–149. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.06.008>
- Benitez, J. P., Dierckx, A., Renardy, S., Nzau Matondo, B., Ovidio, M., Erraud, A., ... Kestemont, P. (2020). *Rapport final annuel 2020 au Service Public de Wallonie (DGARNE/DNF-SP) de la Subvention 2019-2020 relative au suivi scientifique de la réhabilitation du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse*.
- 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. *Aquatic Ecology*, 49(4), 481–497. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9541-4>
- Birnie-Gauvin, K., Franklin, P., Wilkes, M., Aarestrup, K., Birnie-Gauvin, K., Franklin, P., ...

- Aarestrup, K. (2019). Moving beyond fitting fish into equations: Progressing the fish passage debate in the Anthropocene. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(7), 1095–1105. <https://doi.org/10.1002/aqc.2946>
- Boulêtreau, S., Gaillagot, A., Carry, L., Tétard, S., De Oliveira, E., & Santoul, F. (2018). Adult Atlantic salmon have a new freshwater predator. *PLoS ONE*, 13(4), e0196046. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196046>
- Bunt, C. M. (2001). Fishway entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries Management and Ecology*, 8(2), 95–105. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2001.00238.x>
- Bunt, C. M., Castro-Santos, T., & Haro, A. (2012). Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration. *River Research and Applications*, 28(4), 457–478. <https://doi.org/10.1002/rra.1565>
- Carol, J., Zamora, L., & García-Berthou, E. (2007). Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish*, Vol. 16, pp. 450–456. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00225.x>
- Clough, S., & Beaumont, W. R. C. (1998). Use of miniature radio-transmitters to track the movements of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.) in the River Frome, Dorset. *Hydrobiologia*, 371–372, 89–97. https://doi.org/10.1007/978-94-011-5090-3_11
- Cooke, S. J., & Hinch, S. G. (2013, September). Improving the reliability of fishway attraction and passage efficiency estimates to inform fishway engineering, science, and practice. *Ecological Engineering*, Vol. 58, pp. 123–132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.005>
- Croze, O. (2008). *Impact des seuils et barrages sur la migration anadrome du saumon atlantique (Salmo salar L.): caractérisation et modélisation des processus de franchissement*. 1–331.
- FAO. (2002). Fish Passes: Design, Dimensions and Monitoring. In *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/010/y4454e/y4454e00.htm>
- Ferguson, J. W., Williams, J. G., & Meyer, E. (2002). *Recommendations For Improving Fish Passage at the Stornorrfors Power Station on the Umeälven, Umeä, Sweden*. (February 2002), App. + 20.
- FISRWG, F. I. S. R. W. G. (1998). Stream corridor restoration: Principles, processes, and practices. In *Engineering Approaches to Ecosystem Restoration*. [https://doi.org/10.1061/40382\(1998\)55](https://doi.org/10.1061/40382(1998)55)
- Franklin, A. B., Noon, B. R., & George, T. L. (2002). What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology*, (25), 20–29.
- Fredrich, F., Ohmann, S., Curio, B., & Kirschbaum, F. (2003). Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany. *Journal of Fish Biology*, 63(3), 710–723. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00184.x>
- Fritz, K. M., Schofield, K. A., Alexander, L. C., McManus, M. G., Golden, H. E., Lane, C. R., ... Pollard, A. I. (2018). Physical and Chemical Connectivity of Streams and Riparian Wetlands to

- Downstream Waters: A Synthesis. *Journal of the American Water Resources Association*, 54(2), 323–345. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12632>
- 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*, 1355(1), 31–51. <https://doi.org/10.1111/nyas.12853>
- García-Vega, A., Sanz-Ronda, F. J., Fernandes Celestino, L., Makrakis, S., & Leunda, P. M. (2018). Potamodromous brown trout movements in the North of the Iberian Peninsula: Modelling past, present and future based on continuous fishway monitoring. *Science of the Total Environment*, 640–641, 1521–1536. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.339>
- Gleick, P. H. (2003). Water Use. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 275–314. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.040202.122849>
- Gum, B., Gross, R., Rottmann, O., Schröder, W., & Kühn, R. (2003). Microsatellite variation in Bavarian populations of European grayling (*Thymallus thymallus*): Implications for conservation. *Conservation Genetics*, 4(6), 659–672. <https://doi.org/10.1023/B:COGE.0000006106.64243.e6>
- Heermann, L., & Borchering, J. (2006). Winter short-distance migration of juvenile fish between two floodplain water bodies of the Lower River Rhine. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(2), 161–168. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00132.x>
- Heimerl, S. (2017). Biologische Durchgängigkeit von Fließgewässern. In *Biologische Durchgängigkeit von Fließgewässern*. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-13990-2>
- Holt, D. E., & Johnston, C. E. (2015). Traffic noise masks acoustic signals of freshwater stream fish. *Biological Conservation*, 187, 27–33. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.004>
- Horká, P., Horký, P., Randák, T., Turek, J., Rylková, K., & Slavík, O. (2015). Radio-telemetry shows differences in the behaviour of wild and hatchery-reared European grayling *Thymallus thymallus* in response to environmental variables. *Journal of Fish Biology*, 86(2), 544–557. <https://doi.org/10.1111/jfb.12575>
- Huet, M. (1946). Note préliminaire sur les relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes: règle des pentes. *Schweizerische Zeitschrift Für Hydrologie*.
- Huet, M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift Für Hydrologie*, 11(3–4), 332–351. <https://doi.org/10.1007/BF02503356>
- ICOLD. (2019). ICOLD CIGB, General Synthesis. Retrieved November 25, 2019, from 2019-09 website: https://www.icold-cigb.org/GB/world_register/general_synthesis.asp
- Jager, H., Chandler, J., Lepla, K., & Van Winkle, W. (2001). A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. *Environmental Biology of Fishes*, 60(4), 347–361. <https://doi.org/10.1023/A:1011036127663>
- Jodra, S. (2016). Meuse (fleuve). Retrieved March 25, 2020, from <http://www.cosmovisions.com/fleuveMeuse.htm>

- Jonsson, N. (1991). Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research*, (66), 20–35. Retrieved from http://www.ghbook.ir/index.php?name=فرهنگ_و_رساله_های_نویسندگان&option=com_dbook&task=readonline&book_id=13650&page=73&chckhashk=ED9C9491B4&Itemid=218&lang=fa&tmpl=component
- Katopodis, C. (1992). Introduction to fishway design. *Oceans*, (January), 67. Retrieved from <http://www.wra.gov.tw/public/attachment/41110254871.pdf>
- Katopodis, C. (2005, September 2). Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat works. *Journal of Hydraulic Research*, Vol. 43, pp. 451–467. <https://doi.org/10.1080/00221680509500144>
- Katopodis, C., & Williams, J. G. (2012). The development of fish passage research in a historical context. *Ecological Engineering*, 48, 8–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.07.004>
- Kennedy, M., & Fitzmaurice, P. (1968). The Biology of the Bream *Abramis Brama* (L) in Irish Waters. *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: Biological, Geological, and Chemical Science.*, 67(L), 95–157.
- L'Abée-Lund, J. H., & Vøllestad, L. A. (1987). Feeding migration of roach, *Rutilus rutilus* (L.), in Lake Arungen, Norway. *Journal of Fish Biology*, 30(3), 349–355.
- Lake, P. S., Palmer, M. A., Biro, P., Cole, J., Covich, A. P., Dahm, C., ... Verhoeven, J. (2000). Global Change and the Biodiversity of Freshwater Ecosystems: Impacts on Linkages between Above-Sediment and Sediment Biota All forms of anthropogenic disturbance—changes in land use, biogeochemical processes, or biotic addition or loss—not only damage the . *BioScience*, 50(12), 1099–1107. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[1099:gcatbo\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[1099:gcatbo]2.0.co;2)
- Larinier, M. (1992). Les passes à ralentisseurs. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, (326–327), 73–94. <https://doi.org/10.1051/kmae:1992006>
- Larinier, M. (2001). Environmental issues, dams and fish migration. *FAO Fisheries Technical Paper*, 45–90. Retrieved from http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=JpIO_ijVIWcC&oi=fnd&pg=PA45&dq=%22Conclusions+and%22in+fresh+water+and+partly+in+sea+water+:+the+reproduction+of+anadromous+species+takes+place+in%22+%22can+also+be+a+major+factor+affecting+anadromous+or+cata
- Larinier, M. (2002). Location of Fishways. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, (364 supplément), 39–53. <https://doi.org/10.1051/kmae/2002106>
- Lenders, H. J. R., & Knippenberg, L. (2003). The temporal and social dimensions of river rehabilitation: towards a multi-dimensional research perspective. *Large Rivers*, 15(1–4), 119–131. <https://doi.org/10.1127/lr/15/2003/119>
- Lennox, R. J., Paukert, C. P., Aarestrup, K., Auger-Méthé, M., Baumgartner, L., Birnie-Gauvin, K., ... Cooke, S. J. (2019). One hundred pressing questions on the future of global fish migration

- science, conservation, and policy. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7(AUG), 286. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00286>
- Leveque, C., & Paugy, D. (2006). *Les poissons des eaux continentales africaines*. IRD éditions.
- Liermann, C. R., Nilsson, C., Robertson, J., & Ng, R. Y. (2012). Implications of Dam Obstruction for Global Freshwater Fish Diversity. *BioScience*, 62(6), 539–548. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.6.5>
- Ligon, F. K., Dietrich, W. E., & Trush, W. J. (1995). Downstream Ecological Effects of Dams. *BioScience*, 45(3), 183–192. <https://doi.org/10.2307/1312557>
- Lucas, M. C. (2000). The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system. *Science of the Total Environment*, 251–252, 223–232. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00385-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00385-5)
- Lucas, M. C., & Baras, E. (2000). Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries*, 1(4), 283–316. <https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2000.00028.x>
- Lucas, M. C., & Baras, E. (2001). *Migration of freshwater fishes*. Retrieved from https://books.google.be/books?hl=de&lr=&id=gJvV9niPKEcC&oi=fnd&pg=PR3&dq=migration+role+fish&ots=Wk2GjCBBLj&sig=CIEiWHzZoBbxcoJa_qMNEup4aok&redir_esc=y#v=onepage&q=migration+role+fish&f=false
- Marschall, E. A., Mather, M. E., Parrish, D. L., Allison, G. W., & McMenemy, J. R. (2011). Migration delays caused by anthropogenic barriers: Modeling dams, temperature, and success of migrating salmon smolts. *Ecological Applications*, 21(8), 3014–3031. <https://doi.org/10.1890/10-0593.1>
- Merriam-Webster. (n.d.). Biotelemetry | Definition of Biotelemetry by Merriam-Webster. Retrieved April 22, 2020, from <https://www.merriam-webster.com/dictionary/biotelemetry>
- Metcalfe, N. B., Fraser, N. H. C., & Burns, M. D. (1998). State-dependent shifts between nocturnal and diurnal activity in salmon. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 265(1405), 1503–1507. <https://doi.org/10.1098/rspb.1998.0464>
- Meyer, L. A., & Sullivan, S. M. P. (2013). Bright lights, big city: Influences of ecological light pollution on reciprocal stream-riparian invertebrate fluxes. *Ecological Applications*, 23(6), 1322–1330. <https://doi.org/10.1890/12-2007.1>
- Nieminen, E., Hyytiäinen, E., Hyytiäinen, K., & Lindroos, M. (2017). Economic and policy considerations regarding hydropower and migratory fish. *Fish and Fisheries*, 18(1), 54–78. <https://doi.org/10.1111/faf.12167>
- Nieminen, E., Hyytiäinen, K., & Lindroos, M. (2017). Economic and policy considerations regarding hydropower and migratory fish. *Fish and Fisheries*, 18(1), 54–78. <https://doi.org/10.1111/faf.12167>
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. (2005, April 15). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, Vol. 308, pp. 405–408. <https://doi.org/10.1126/science.1107887>

- Noonan, M. J., Grant, J. W. A., & Jackson, C. D. (2012). A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries*, 13(4), 450–464. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1467-2979.2011.00445.x>
- Nordeng, H., & Bratland, P. (2006). Homing experiments with parr, smolt and residents of anadromous Arctic char *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*: Transplantation between neighbouring river systems. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(4), 488–499. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00188.x>
- Northcote, T. G. (1984). Mechanisms of Fish Migration in Rivers. In *Mechanisms of Migration in Fishes* (pp. 317–355). https://doi.org/10.1007/978-1-4613-2763-9_20
- Nzau Matondo, B., Benitez, J. P., Dierckx, A., Philippart, J. C., & Ovidio, M. (2017). Assessment of the Entering Stock, Migration Dynamics and Fish Pass Fidelity of European Eel in the Belgian Meuse River. *River Research and Applications*, 33(2), 292–301. <https://doi.org/10.1002/rra.3034>
- Ovidio, M. (1999). Annual activity cycle of adult brown trout (*Salmo trutta* L.): A radio-telemetry study in a small stream of the Belgian Ardenne. *BFPP - Bulletin Francais de La Peche et de La Protection Des Milieux Aquatiques*, 72(352), 1–18. <https://doi.org/10.1051/kmae:1999017>
- 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*, 371–372, 263–274. https://doi.org/10.1007/978-94-011-5090-3_30
- Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D., Giroux, F., & Philippart, J. C. (2002). Seasonal variations of activity pattern of brown trout (*Salmo trutta*) in a small stream, as determined by radio-telemetry. *Hydrobiologia*, 470(1), 195–202. <https://doi.org/10.1023/A:1015625500918>
- Ovidio, M., Parkinson, D., Philippart, J. C., & Baras, E. (2007). Multiyear homing and fidelity to residence areas by individual barbel (*Barbus barbus*). *Belgian Journal of Zoology*, 137(2), 183–190.
- Ovidio, M., & Philippart, J.-C. (2002). The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. In *Aquatic Telemetry* (pp. 55–69). https://doi.org/10.1007/978-94-017-0771-8_8
- Ovidio, M., & Philippart, J.-C. (2007). *Définition de bases biologiques et éco-hydrauliques pour la libre circulation des poissons dans les cours d'eau non navigables de Wallonie*. 3, 1–71. Retrieved from <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/66504>
- Ovidio, M., Sonny, D., Dierckx, A., Wathez, Q., Bourguignon, S., de le Court, B., ... Benitez, J. P. (2017). The use of behavioural metrics to evaluate fishway efficiency. *River Research and Applications*, 33(9), 1484–1493. <https://doi.org/10.1002/rra.3217>
- Ovidio, M., Sonny, D., Wathez, Q., Goffaux, D., Detrait, O., Orban, P., ... Benitez, J. P. (2020). Evaluation of the performance of successive multispecies improved fishways to reconnect a rehabilitated river. *Wetlands Ecology and Management*, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11273-020-09737-w>

- Pedescoll, Aguado, Marcos, & González. (2019). Performance of a Pool and Weir Fishway for Iberian Cyprinids Migration: A Case Study. *Fishes*, 4(3), 45. <https://doi.org/10.3390/fishes4030045>
- Pedro Morais, F. D. (2016). *An Introduction to Fish Migration*. Retrieved from [https://books.google.de/books?hl=de&lr=&id=C6bjCwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Morris,+P.,+%26+Daverat,+F.+\(Eds.\).+\(2016\).+An+introduction+to+fish+migration.+CRC+Press.&ots=uC6eI7VTNd&sig=1cs1OYuhii1AC4hBMW0e_tOB9ME#v=onepage&q&f=false](https://books.google.de/books?hl=de&lr=&id=C6bjCwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Morris,+P.,+%26+Daverat,+F.+(Eds.).+(2016).+An+introduction+to+fish+migration.+CRC+Press.&ots=uC6eI7VTNd&sig=1cs1OYuhii1AC4hBMW0e_tOB9ME#v=onepage&q&f=false)
- Pompeu, P. D. S., & Martinez, C. B. (2007). Efficiency and selectivity of a trap and truck fish passage system in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(2), 169–176. <https://doi.org/10.1590/s1679-62252007000200011>
- Reichard, M., Jurajda, P., & Ondrackova, M. (2002). The effect of light intensity on the drift of young-of-the-year cyprinid fishes. *Journal of Fish Biology*, 61(4), 1063–1066. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01866.x>
- Richter, B. D., Braun, D. P., Mendelson, M. A., & Master, L. L. (1997). Threats to imperiled freshwater fauna. *Conservation Biology*, 11(5), 1081–1093. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96236.x>
- Riedel, J., & Schönwälder, W. (2016). Ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern. *Gewässerentwicklung & Hochwasserrisikomanagement-Synergien, Konflikte Und Lösungen Aus EU-WRRL Und EU-HWRM-RL, Nr. 57*, 27–36.
- Roscoe, D. W., & Hinch, S. G. (2010, March 1). Effectiveness monitoring of fish passage facilities: Historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, Vol. 11, pp. 12–33. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2009.00333.x>
- Rustadbakken, A., L’Abee-Lund, J. H., Arnekleiv, J. V., & Kraabøl, M. (2004). Reproductive migration of brown trout in a small Norwegian river studied by telemetry. *Journal of Fish Biology*, 64(1), 2–15. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2004.00275.x>
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Schofield, K. A., Alexander, L. C., Ridley, C. E., Vanderhoof, M. K., Fritz, K. M., Autrey, B. C., ... Pollard, A. I. (2018). Biota Connect Aquatic Habitats throughout Freshwater Ecosystem Mosaics. *Journal of the American Water Resources Association*, 54(2), 372–399. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12634>
- Silva, A. T., Lucas, M. C., Castro-Santos, T., Katopodis, C., Baumgartner, L. J., Thiem, J. D., ... Cooke, S. J. (2018). The future of fish passage science, engineering, and practice. *Fish and Fisheries*, 19(2), 340–362. <https://doi.org/10.1111/faf.12258>
- Slavík, O., & Horký, P. (2012). Diel dualism in the energy consumption of the European catfish *Silurus glanis*. *Journal of Fish Biology*, 81(7), 2223–2234. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03436.x>

- Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, *100*(1–3), 179–196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- SPW. (2016a). *Eau Noire Direction Générale opérationnelle*.
- SPW. (2016b). *Meuse II Direction Générale opérationnelle*.
- SPW. (2018). Découvrez nos indicateurs environnementaux: Fragmentation des cours d'eau. Retrieved November 25, 2019, from 2018-01-10 website: <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/FFH Focus 2.html>
- Stott, B. (1967). The Movements and Population Densities of Roach (*Rutilus rutilus* (L.)) and Gudgeon (*Gobio gobio* (L.)) in the River Mole. *The Journal of Animal Ecology*, *36*(2), 407. <https://doi.org/10.2307/2922>
- Stuart, I. G., Zampatti, B. P., & Baumgartner, L. J. (2008). Can a low-gradient vertical-slot fishway provide passage for a lowland river fish community? *Marine and Freshwater Research*, *59*(4), 332–346. <https://doi.org/10.1071/MF07141>
- Tejerina-Garro, F. L., Maldonado, M., Ibañez, C., Pont, D., Roset, N., & Oberdorff, T. (2005). Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, *48*(1), 91–108. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132005000100013>
- Tétard, S., De Oliveira, E., Schaeffer, F., & Clair, B. (2014). Etude du comportement des cyprinidés dans la passe à poissons de Gambsheim (Rhin, France) entre 2011 et 2013 - Utilisation de la technique RFID. *Rapport Final EDF*, 65.
- The European Environment Agency. (1999). *Sustainable water use in Europe - Part 1: Sectoral use of water* — European Environment Agency. Retrieved from <https://www.eea.europa.eu/publications/binaryenviasses01pdf>
- Thiem, J. D., Binder, T. R., Dumont, P., Hatin, D., Hatry, C., Katopodis, C., ... Cooke, S. J. (2013). Multispecies Fish Passage Behaviour In A Vertical Slot Fishway On The Richelieu River, Quebec, Canada. *River Research and Applications*, *29*(5), 582–592. <https://doi.org/10.1002/rra.2553>
- Thorstad, E. B., Rikardsen, A. H., Alp, A., & Okland, F. (2013). The Use of Electronic Tags in Fish Research - An Overview of Fish Telemetry Methods. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *13*(January), 881–896. <https://doi.org/10.4194/1303-2712-v13>
- Tummers, J. S., Winter, E., Silva, S., O'Brien, P., Jang, M. H., & Lucas, M. C. (2016). Evaluating the effectiveness of a Larinier super active baffle fish pass for European river lamprey *Lampetra fluviatilis* before and after modification with wall-mounted studded tiles. *Ecological Engineering*, *91*, 183–194. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.046>
- Van Leeuwen, C. H. A., Dalen, K., Museth, J., Junge, C., & Vøllestad, L. A. (2018). Habitat fragmentation has interactive effects on the population genetic diversity and individual behaviour

- of a freshwater salmonid fish. *River Research and Applications*, 34(1), 60–68. <https://doi.org/10.1002/rra.3226>
- Vanderpham, J. P., Nakagawa, S., & Closs, G. P. (2012). Diel variation in use of cover and feeding activity of a benthic freshwater fish in response to olfactory cues of a diurnal predator. *Environmental Biology of Fishes*, 93(4), 547–556. <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9949-1>
- Walters, D. M., Leigh, D. S., & Bearden, A. B. (2003). Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA. In *The Interactions between Sediments and Water* (pp. 5–10). https://doi.org/10.1007/978-94-017-3366-3_2
- Ward, J. V. (1989). The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 2–8. <https://doi.org/10.2307/1467397>
- Wilkes, M. A., Webb, J. A., Pompeu, P. S., Silva, L. G. M., Vowles, A. S., Baker, C. F., ... Kemp, P. S. (2019). Not just a migration problem: Metapopulations, habitat shifts, and gene flow are also important for fishway science and management. *River Research and Applications*, 35(10), 1688–1696. <https://doi.org/10.1002/rra.3320>
- Wolter, C., & Schomaker, C. (2019). Fish passes design discharge requirements for successful operation. *River Research and Applications*, 35(10), 1697–1701. <https://doi.org/10.1002/rra.3399>
- Woodward, G., Perkins, D. M., & Brown, L. E. (2010). Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 365(1549), 2093–2106. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0055>
- Yazici, R., Yilmaz, M., & Yazicioğlu, O. (2018). Reproduction Properties of Wels Catfish (*Silurus glanis*, L., 1758) Inhabiting Siddıklı Reservoir. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 112–117. <https://doi.org/10.17216/limnofish.415933>