

## Mémoire

**Auteur** : Sergent, Elisabeth

**Promoteur(s)** : Magain, Nicolas; Houbrechts, Geoffrey

**Faculté** : Faculté des Sciences

**Diplôme** : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

**Année académique** : 2021-2022

**URI/URL** : <http://hdl.handle.net/2268.2/16064>

---

*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.*

---

# **Impacts hydro-géomorphologiques d'un barrage de castors sur l'habitat de la moule d'eau douce dans la Sûre**



**Elisabeth SERGENT**

Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de Master en Biologie  
des Organismes et Écologie, à finalité spécialisée en Biologie de la  
Conservation : Biodiversité et Gestion.

Promoteurs : **Geoffrey Houbrechts** et **Nicolas Magain**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2021 - 2022

## Remerciements

Après de nombreux mois à travailler sans relâche sur ce mémoire, il me semble nécessaire, même primordial, de remercier toutes les personnes ayant contribué à l'aboutissement de cette étude.

Tout d'abord, un tout grand merci à Geoffrey Houbrechts, promoteur présent, bienveillant et rigoureux, qui m'a supervisée et accompagnée durant l'application et la rédaction de ce mémoire. Merci pour le temps consacré aux explications, aux relectures et les nombreux conseils judicieux. Je remercie également Nicolas Magain, co-promoteur également bienveillant, toujours à l'écoute, qui a été disponible lorsque j'en avais besoin, particulièrement pour relire mes statistiques.

Ensuite, j'adresse mes sincères remerciements à Quintia Vaessen pour sa disponibilité, la transmission de ses connaissances dans le domaine et les nombreuses heures à dialoguer avec moi sur ce sujet passionnant. Je remercie également l'ensemble de l'équipe du laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie fluviale, particulièrement : Ellynn Bertemes (pour les nombreux laboratoires et son parrainage à mes débuts), Camille Fraudin (pour les accompagnements sur le terrain et les conseils avisés), à Jean Van Campenhout (pour sa grande aide en informatique).

Je suis également très reconnaissante envers Monsieur Nicolas Mayon, maître de stage exceptionnel, pour son soutien, sa transmission de connaissances et ses propositions d'analyses.

Enfin, je remercie chaleureusement mes proches pour leur soutien constant et indéfectible. Merci à mes amis de l'université qui m'ont accompagné dans cette épreuve mémorable. Un immense merci à ma famille, qui me suit étape après étape, dont le réconfort et les encouragements m'ont portée jusqu'en master.

# Résumé

## Résumé : Impacts hydro-géomorphologiques d'un barrage de castors sur l'habitat de la moule d'eau douce dans la Sûre

*Mémoire réalisé par Elisabeth Sergent, sous la direction de Geoffrey Houbrechts (Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie fluviale) et de Nicolas Magain (Département de Biologie, Ecologie et Evolution). Année académique 2021-2022.*

Depuis des décennies, de nombreuses menaces touchent les moules d'eau douce (*Bivalvia* ; *Unionidae*), provoquant leur déclin en Europe et sur la plupart des rivières en Wallonie. Parmi les nombreuses causes de cet affaiblissement des populations, figure le colmatage du lit des rivières. Ce processus entraîne une réduction de la biodisponibilité en oxygène, nécessaire à la survie du mollusque. Parallèlement, le barrage de castors bloque les sédiments, entraînant un déficit sédimentaire sur le tronçon aval du cours d'eau. Ces conditions pourraient être bénéfiques à l'implantation des populations de moules d'eau douce. Notre étude consiste à évaluer les caractéristiques hydro-géomorphologiques relatives à l'établissement du barrage de castors dans la Sûre, afin d'établir une relation entre la présence du barrage et son impact sur l'habitat de la moule d'eau douce. Pour y parvenir, des pièges à sédiments et des sticks hypoxies ont été placés le long du cours d'eau (un en amont et six en aval du barrage). Pour monitorer les déplacements du castor et l'injection potentielle de sédiments dans le cours d'eau, un piège photo a été placé à proximité d'une coulée de castor. Enfin, plusieurs recensements de moules ont été effectués. L'étude conclut qu'il n'y a pas de différence significative de colmatage entre l'amont et l'aval du barrage, ni entre les différents sites en aval, indiquant un effet minime du castor sur la quantité de sédiments fins infiltrés dans le lit de la rivière en aval de son barrage. Malgré des proportions plus importantes de sédiments fins (inférieures à 500  $\mu\text{m}$ ) collectés dans les pièges, la majorité des sticks hypoxies présente une profondeur d'oxygénation suffisante pour l'établissement des moules. Le piège photo a signalé une baisse drastique des passages du rongeur (à proximité de la coulée) à l'arrivée du printemps, malgré une activité intense enregistrée en hiver. Pour terminer, le recensement des moules indique une absence totale de celles-ci les cinquante premiers mètres après le barrage. Cependant, le nombre d'individus collectés en aval du cours d'eau est proportionnellement plus important qu'en amont. Ainsi, l'impact du barrage de castors sur le cours d'eau semble restreint et il ne semble pas impacter de façon notable, négativement ou positivement, l'habitat de la moule d'eau douce.

# Table des matières

<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>1 CADRE SCIENTIFIQUE ET OBJET DE L'ETUDE</b> .....	<b>3</b>
1.1 LA MOULE D'EAU DOUCE .....	3
1.1.1 <i>Rappel de Taxonomie</i> .....	3
1.1.2 <i>Quelques notions d'Histoire</i> .....	3
1.1.3 <i>Services écosystémiques</i> .....	4
1.1.4 <i>Raisons du déclin et les menaces</i> .....	5
1.1.5 <i>Habitat et colmatage</i> .....	6
1.2 LE CASTOR.....	7
1.2.1 <i>Rappel de Taxonomie</i> .....	7
1.2.2 <i>Quelques notions d'histoire</i> .....	8
1.2.3 <i>Répartition actuelle</i> .....	8
1.2.4 <i>Raisons du déclin et menaces</i> .....	9
1.2.5 <i>Habitat et conséquences</i> .....	9
1.3 MODIFICATIONS DU PAYSAGE : EN QUOI ET COMMENT ?.....	10
1.3.1 <i>Effets hydrologiques</i> .....	10
1.3.2 <i>Effets géomorphologiques</i> .....	11
1.3.3 <i>Autres effets liés au barrage</i> .....	13
<b>2 CADRE GEOGRAPHIQUE DU BASSIN VERSANT DE LA SURE</b> .....	<b>14</b>
2.1 LA REGION DU SITE D'ETUDE .....	14
2.2 LA RIVIERE.....	14
2.3 HISTORIQUE DE LA PRESENCE DU CASTOR SUR LA SURE.....	14
2.4 DESCRIPTION ET CHOIX DU TRONÇON.....	15
<b>3 MATERIEL ET METHODES</b> .....	<b>17</b>
3.1 CARTOGRAPHIE DU SITE.....	17
3.2 DONNEES RELATIVES A L'HABITAT .....	18
3.2.1 <i>Le colmatage du lit mineur</i> .....	18
3.2.2 <i>Les pièges à sédiments</i> .....	18
3.2.3 <i>La vitesse du courant</i> .....	22
3.2.4 <i>Les débits du cours d'eau</i> .....	23
3.2.5 <i>Les mesures des coulées du castor</i> .....	23
3.2.6 <i>Les pièges photo</i> .....	24
3.3 LA PRESENCE DES MOULES.....	24
3.3.1 <i>Le recensement</i> .....	24
<b>4 RESULTATS</b> .....	<b>26</b>
4.1 CARTES DU SITE D'ETUDE .....	26
4.2 LES PIEGES A SEDIMENTS.....	30
4.2.1 <i>Vue globale des échantillons</i> .....	30
4.2.2 <i>Vue par classe granulométrique</i> .....	31
4.2.3 <i>Significativité des données</i> .....	33
4.3 LES STICKS HYPOXIES.....	33
4.3.1 <i>Vue globale</i> .....	33
4.3.2 <i>Significativité des données</i> .....	34

4.4	LA VITESSE D'ÉCOULEMENT .....	35
4.5	LES TESTS DE CORRELATION .....	35
4.6	LA MESURE DES COULEES DU CASTOR .....	35
4.7	LES PIEGES PHOTOS .....	36
4.7.1	<i>Données brutes</i> .....	36
4.7.2	<i>Le piège à sédiments 5 et le piège photo</i> .....	36
4.8	LE RECENSEMENT DES MOULES.....	37
4.8.1	<i>Présence des moules sur le site</i> .....	37
4.8.2	<i>Répartition des espèces et age des individus</i> .....	39
4.8.3	<i>Substrat</i> .....	40
<b>5</b>	<b>DISCUSSION .....</b>	<b>41</b>
5.1	PIEGES A SEDIMENTS.....	41
5.2	STICKS HYPOXIES.....	42
5.3	VITESSE DE L'EAU.....	44
5.4	PIEGE PHOTO.....	44
5.5	LA MESURE DES COULEES .....	45
5.6	LE RECENSEMENT DES MOULES.....	46
<b>6</b>	<b>CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....</b>	<b>48</b>
<b>7</b>	<b>ANNEXES .....</b>	<b>50</b>
7.1	QUANTITÉS DE SÉDIMENTS (G/l) RECUEILLIS DANS LES PIÈGES LORS DE CHAQUE RELEVÉ .....	50
7.2	GRAPHIQUES : POURCENTAGE DE REMPLISSAGE DE SEDIMENTS PAR GRANULOMETRIE SELON LES DIFFERENTS RELEVES POUR CHAQUE PIEGE.....	50
7.3	DONNEES BRUTES : STICKS HYPOXIES .....	51
7.4	PROFONDEUR D'OXYGENATION MOYENNE DES 4 STICKS PAR SITE SELON LES DIFFERENTS RELEVES .....	52
7.5	BOITES A MOUSTACHE : SEDIMENTS COLLECTES SELON LA GRANULOMETRIE POUR CHAQUE PIEGE.....	52
7.6	COURBES DE CROISSANCE .....	53
<b>8</b>	<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>54</b>

# Table des figures

FIGURE 1 CLASSIFICATION DE LA FAMILLE <i>UNIONIDAE</i> (LOPES-LIMA <i>ET AL.</i> , 2021).....	3
FIGURE 2 RÉPARTITION DE <i>L'U. CRASSUS</i> EN WALLONIE.....	4
FIGURE 3 RÉPARTITION DE <i>L'U. CRASSUS</i> EN EUROPE. ....	4
FIGURE 5 RÉPARTITION DU CASTOR EN WALLONIE (BARVAUX <i>ET AL.</i> , 2012) .....	8
FIGURE 4 RÉPARTITION DU CASTOR EN EUROPE EN 2010 (ANGST, 2010) .....	8
FIGURE 6 LES DIFFÉRENTS MODES DE TRANSPORT SÉDIMENTAIRE (MALAVOI & BRAVARD, 2010) .....	11
FIGURE 7 OCCURRENCE DU CASTOR SUR LE BASSIN DE LA SÛRE EN 2018 (DEMNA, 2022). ....	15
FIGURE 8 BARRAGE DU CASTOR DU SITE D'ÉTUDE (07/12/21) .....	15
FIGURE 9 PIÈGE À SÉDIMENTS INSTALLÉ SUR LE SITE D'ÉTUDE (VAESSEN <i>ET AL.</i> , 2021) .....	18
FIGURE 10 POSITION DES PIÈGES À SÉDIMENTS, DES PIÈGES PHOTOS ET DU BARRAGE DE CASTORS SUR LE LONG DU TRONÇON ÉTUDIÉ (COORDONNÉES WGS84 DU BARRAGE : LONG. = 5.595°, LAT. = 49,897°) © IGN .....	19
FIGURE 11 SCHÉMATISATION DU PIÈGE À SÉDIMENTS (SITUÉ AU CENTRE) ET DES STICKS HYPOXIES (SITUÉS AUX EXTRÉMITÉS) REPRÉSENTÉS PAR DES CERCLES ROUGES .....	21
FIGURE 12 STICKS HYPOXIES AVANT ET APRÈS UTILISATION .....	21
FIGURE 13 COURANTOMÈTRE ÉLECTROMAGNÉTIQUE (COMETEC, S. D.) .....	22
FIGURE 14 DÉBITS JOURNALIERS À LA STATION DE VOLAIVILLE. ....	23
FIGURE 15 PIÈGE PHOTO .....	24
FIGURE 16 DONNÉES SUR LA PRÉSENCE D'INDIVIDUS ET LES RÉINTRODUCTIONS D' <i>UNIO CRASSUS</i> (DEMNA, 2022) © IGN .....	25
FIGURE 17 AQUASCOPE .....	25
FIGURE 18 BARRAGE DU CASTOR (21/01/22) .....	27
FIGURE 19 CARTE RÉALISÉE À PARTIR DU VOL DE DRONE (22/01/22).....	28
FIGURE 20 CARTE RÉALISÉE À PARTIR DU VOL DE DRONE (20/04/22).....	29
FIGURE 21 TAUX DU COLMATAGE (EN G/l) POUR LES SÉDIMENTS TOTAUX PAR PIÈGE DURANT LA PÉRIODE D'ÉTUDE. ....	30
FIGURE 22 QUANTITÉ TOTALE DE SÉDIMENTS RECUEILLIS DANS LES PIÈGES (P1, P2...) .....	31
FIGURE 23 POURCENTAGES DE REMPLISSAGE PAR CLASSES GRANULOMÉTRIQUES SELON LES DIFFÉRENTS RELEVÉS POUR LE PIÈGE 1 (À GAUCHE) ET LE PIÈGE 2 (À DROITE). ....	32
FIGURE 24 SÉDIMENTS DE GRANULOMÉTRIE INFÉRIEURE À 500 µM COLLECTÉS DANS LES PIÈGES .....	32
FIGURE 25 PROFONDEUR D'OXYGÉNATION (CM) DES 4 STICKS DE CHAQUE SITE PAR RELEVÉ. ....	34
FIGURE 26 PROFONDEURS MOYENNES D'OXYGÉNATION DU LIT PAR SITE DES PIÈGES .....	34
FIGURE 27 NOMBRE DE PASSAGES DU CASTOR PAR JOUR (AU PIÈGE 1) SUR L'ENSEMBLE DE LA PÉRIODE D'ÉTUDE, REPRÉSENTANT LES DIFFÉRENTS RELEVÉS PAR UNE LIGNE ROUGE POINTILLÉE. ....	36
FIGURE 28 ACTIVITÉ JOURNALIÈRE MOYENNE DU CASTOR EN FONCTION DES RELEVÉS (PIÈGE PHOTO N°1) .....	36
FIGURE 29 LOCALISATION DES 3 ZONES DE RECENSEMENT .....	37
FIGURE 30 RÉPARTITION DES MOULES RECENSÉES SUR LE SITE D'ÉTUDE .....	38
FIGURE 31 RÉPARTITION DES ESPÈCES SELON LES LIEUX DE RECENSEMENT .....	39
FIGURE 32 DISTRIBUTION PAR CLASSE DE TAILLE DES <i>U. CRASSUS</i> .....	39
FIGURE 33 DISTRIBUTION PAR CLASSE DE TAILLE DES <i>A. ANATINA</i> .....	40
FIGURE 34 SUBSTRATS D'ENFOUISSEMENT DES MOULES SELON LES 3 SECTEURS PROSPECTÉS .....	40

## Table des tableaux

TABLEAU 1 PROPRIÉTÉS HYDROLOGIQUES DU SITE D'ÉTUDE .....	16
TABLEAU 2 VITESSES MOYENNES (M/S) POUR CHAQUE PIÈGE AU COURS DE L'ÉTUDE ET DÉBITS (M <sup>3</sup> /S) À LA STATION DE VOLAIVILLE POUR CHAQUE RELEVÉ CORRESPONDANT .....	35
TABLEAU 3 CARACTÉRISTIQUES DES TAILLES DE COQUILLES (MM) DES <i>U. CRASSUS</i> RECENSÉES SELON LES DIFFÉRENTS SITES .....	39
TABLEAU 4 CARACTÉRISTIQUES DES TAILLES DE COQUILLES (MM) DES <i>A. ANATINA</i> SELON LES DIFFÉRENTS SITES.....	40



## INTRODUCTION

Dans le monde entier, de nombreux invertébrés déclinent drastiquement au fil des années, parmi lesquels figurent les mollusques dulcicoles (Lydeard *et al.*, 2004). Ce phylum peu connu et très diversifié englobe la famille des unionidés, autrement dit, les moules d'eau douce (Lopes-Lima *et al.*, 2013; Lydeard *et al.*, 2004). La mulette épaisse (*Unio crassus*) est une de ces espèces menacées, comme en témoigne son statut en danger d'extinction selon l'évaluation de l'IUCN de 2013 (Lopes-Lima *et al.*, 2013). Pourtant très répandu en Europe avant 1970, le bivalve a décliné en conséquence de nombreuses menaces dont la plupart sont anthropiques (Lopes-Lima *et al.*, 2013). Le colmatage du lit de la rivière est notamment l'une des causes de ce déclin (Benedict & Geist, 2021; Köhler, 2006). Ce phénomène se produit en cas d'excès de sédiments fins s'infiltrant dans le substrat et réduisant ainsi les échanges entre l'eau et la couche supérieure du lit (Schälchli, 1995). Or, l'*Unio crassus* vit en s'enfouissant dans le sédiment (plus ou moins profondément selon les saisons) et ce mode de vie nécessite une certaine teneur en oxygène pour vivre (Douda, 2007). Leur survie et leur prospérité les rendent donc dépendantes de ces paramètres.

Diverses mesures de protection ont été mises en place pour sauver l'espèce comme la Directive "Habitat", au niveau de l'Europe. Cette attention particulière indique l'importance de la mulette dans l'environnement. En effet, l'*Unio crassus* et tant d'autres mollusques jouent un rôle crucial dans le bon fonctionnement des écosystèmes, se rendant indispensables pour nos cours d'eau grâce à leurs services écosystémiques rendus (Vaughn, 2018). Ceux-ci sont nombreux et diversifiés : la dépollution de l'eau par biofiltration, l'aération des sédiments supérieurs, la création de microhabitats pour d'autres espèces (grâce à leurs coquilles vides), et enfin ses rôles de filtration et de recyclage des nutriments. De plus, la mulette épaisse est considérée comme une espèce parapluie, sa conservation profitant à une multitude d'autres espèces.

L'ensemble de ces problèmes et autres menaces poussent à s'interroger sur les caractéristiques de recherche de nouveaux habitats pour l'*Unio crassus*. En effet, les zones propices à leur épanouissement semblent restreintes. Parallèlement, la présence grandissante du castor en Belgique est également un élément à prendre en compte puisqu'il s'agit d'une espèce constructive qui, de surcroît, est très présente et prospère dans nos régions. Le rongeur construit des barrages qui retiennent l'eau, créant de nouvelles niches écologiques et modifiant le paysage. Ses actions influencent donc l'hydrogéomorphologie des rivières, entre autres. Le barrage du castor chamboule le transport sédimentaire, provoquant une sédimentation en amont et un déficit sédimentaire en aval. Les sédiments fins provoquant le colmatage, une réduction de ceux-ci pourrait donc être l'une des solutions face au déclin des populations d'*Unio crassus*. Une récente étude met d'ailleurs en évidence les nombreux avantages qu'offre le barrage de castors pour la mulette épaisse dans le cas d'une rivière à forte énergie, à savoir : la diminution et la stabilité du débit, la hausse de nourriture bloquée dans la retenue, la protection contre les crues ... (Bylak *et al.*, 2020). Il serait donc intéressant d'exploiter les connaissances actuelles et d'y ajouter de nouvelles ressources à ce sujet. En limitant le transport sédimentaire, le barrage de castors pourrait réduire le colmatage en aval du tronçon, développant un habitat favorable à

la moule d'eau douce. Pour répondre à ces questions, cette étude a pour but de définir les caractéristiques hydro-géomorphologiques relatives à l'établissement du barrage de castors dans la Sûre, afin d'établir une relation entre la présence du barrage et son impact sur l'habitat de la moule d'eau douce : (1) en caractérisant le colmatage du lit mineur en amont et en aval du barrage et en voyant si l'activité du castor a une influence sur la sédimentation ; (2) en établissant un recensement des moules dans le tronçon défini et en caractérisant les individus trouvés (âge, taille, localisation, nombre).

# 1 CADRE SCIENTIFIQUE ET OBJET DE L'ETUDE

## 1.1 LA MOULE D'EAU DOUCE

### 1.1.1 RAPPEL DE TAXONOMIE

Les moules d'eau douce sont des bivalves représentés par l'ordre des *Unionoida* et la famille des *Unionidae* (unionidés). Celle-ci se décline en plusieurs genres, parmi lesquels figurent les unios et les anodontes (Lopes-Lima *et al.*, 2021; Vaughn & Hakenkamp, 2001) (**Figure 1**). Lors de cette étude, notre intérêt se porte sur 2 espèces : *Unio crassus* (Philipsson, 1788), également appelée « Mulette épaisse », et *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758), qui se nomme aussi « l'anodonte des rivières » (INPN, 2022b).

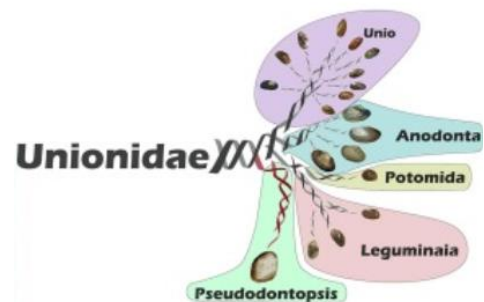


Figure 1 Classification de la famille *Unionidae* (Lopes-Lima *et al.*, 2021)



### 1.1.2 QUELQUES NOTIONS D'HISTOIRE

Actuellement basée sur les travaux de Haas (1969), la classification des unionidés a beaucoup évolué dans le temps avec la suppression des nombreuses synonymies, entre autres (Lopes-Lima *et al.*, 2021; Prié & Puillandre, 2014).

L'usage des coquilles de moules d'eau douce s'est diversifié au cours de l'histoire : parures funéraires, ustensiles ou décoration (Mulot & Logel, s. d.; Soroka *et al.*, 2021). Ainsi, la popularité et l'utilisation de l'animal ont varié au fil du temps, tantôt très prisé pour leurs diverses richesses, puis ignoré durant des décennies (Mulot & Logel, s. d.). Actuellement, la mulette est en danger d'extinction au niveau global, selon l'évaluation de l'IUCN (Lopes-Lima *et al.*, 2013). Pourtant, les populations montraient des signes de santé encore jusqu'au siècle dernier (Bertrand, 2005). Très répandue en Europe avant 1970, l'espèce subit de nombreuses menaces dont la plupart sont de nature anthropique (Lopes-Lima *et al.*, 2013; Soroka *et al.*, 2021). Depuis les années 2000, les actions de conservation menées ont permis de rehausser les populations du mollusque (Soroka *et al.*, 2021).

### RÉPARTITION ACTUELLE

Présente uniquement sur le continent eurasiatique (**Figure 3**), la répartition de l'*U. crassus* se regroupe principalement au centre du territoire, restant absente dans certaines zones (sud et nord) ainsi que dans quelques bassins de l'Europe (Lopes-Lima *et al.*, 2021). Cependant, l'espèce est également présente sur une partie de la Finlande et du Danemark. En Belgique, les *U. crassus* sont principalement localisées dans le sud du pays (éteinte en Flandre) (**Figure 2**).

Le recensement des moules n'est pas toujours facile et il faut prendre en compte leur enfouissement dans le sédiment plus ou moins important à certains moments de l'année. Cela entraîne des biais dans l'échantillonnage par absence d'individus pourtant présents (Lamand & Beisel, 2014).

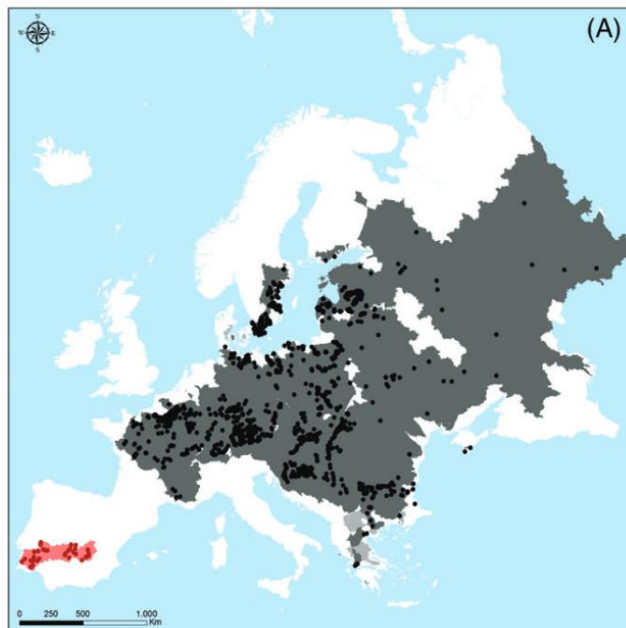


Figure 3 Répartition de l'*U. crassus* en Europe. Les populations historiques (jusqu'en 1992) sont représentées en gris clair. Les populations actuelles (après 1992) sont représentées par des points noirs. La zone rouge représente la distribution d'une autre espèce (*U. tumidiformis*) (Lopes-Lima *et al.*, 2017).

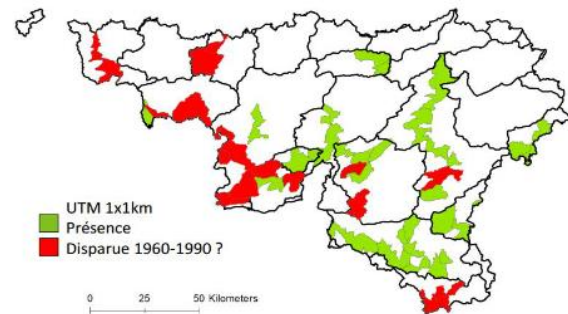


Figure 2 Répartition de l'*U. crassus* en Wallonie. Les bassins versants où la moule est encore présente sont en vert. Ceux où l'espèce a disparu sont en rouge (DEMNA 2020).

### 1.1.3 SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

La situation inquiétante du mollusque a déclenché une vague d'actions de conservation, débloquent des budgets conséquents pour y parvenir (Bichain *et al.*, 2021; LIFE Unio, 2018). Cette attention particulière est motivée par l'importance du bivalve dans l'environnement. En effet, les unionidés, et tant d'autres mollusques jouent un rôle crucial dans le bon fonctionnement des écosystèmes et ils se rendent indispensables pour nos cours d'eau grâce à des services écosystémiques multiples et divers (Vaughn, 2018).

Tout d'abord, la moule d'eau douce est considérée comme une espèce ingénieure grâce à ses capacités d'enfouissement, provoquant la bioturbation (Boeker *et al.*, 2016). Ce phénomène correspond au « remaniement écologique du substrat et des sédiments » fait par de nombreux organismes aquatiques, dont les unionidés (Meysman *et al.*, 2006). D'une part, le processus entraîne une augmentation de l'oxygène et de l'eau dans les sédiments. D'autre part, ces mouvements libèrent des nutriments piégés dans le substrat, qui rejoignent alors la colonne d'eau (Vaughn & Hakenkamp, 2001). Aussi, ces mollusques permettent la purification de l'eau grâce à la biofiltration (Cuttelod *et al.*, 2011; Zieritz *et al.*, 2016). Ce phénomène engendre alors un nettoyage et une dépollution de l'eau (Binkowski *et al.*, 2019). Leurs capacités de filtration rendent l'espèce sensible à la pollution des sédiments fins, lui conférant alors un rôle de bio-indicateur (Farris & Hassel, 2006; Lydeard *et al.*, 2004). Ainsi, elles donnent alors des indications précieuses sur le bon fonctionnement de l'écosystème et la qualité du substrat

(Lummer *et al.*, 2016). Ce statut place les moules au centre des actions de conservation, comme la base d'une pyramide de sauvegarde de la nature aquatique (Cuttelod *et al.*, 2011). Grâce à son mode de vie et ses fonctions, le bivalve est considéré comme une espèce parapluie. De cette manière, la conservation du mollusque profite à une multitude d'autres espèces (Geist, 2010). Enfin, leurs coquilles offrent un microhabitat pour diverses espèces, jouant un rôle de support ou d'abri pour celles-ci (Vaughn & Hakenkamp, 2001). Anecdotiquement, les moules peuvent produire des perles, dont l'abondance varie d'une espèce à l'autre (Mulot & Logel, s. d.). Cependant, leur exploitation est interdite en Europe (Puissauve, 2015).

---

#### 1.1.4 RAISONS DU DÉCLIN ET LES MENACES

Selon l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN), plusieurs unionidés, dont la mulette épaisse, possèdent un statut d'espèce en danger au niveau mondial, rejoignant ainsi la liste rouge des espèces menacées en 2014 (Lopes-Lima *et al.*, 2013; Soroka *et al.*, 2021). Le déclin étant évident, il est primordial d'identifier les menaces pour agir au mieux. Pour cela, il faut comprendre les causes et les mécanismes de l'espèce provoquant cette situation.

Tout d'abord, les relations interspécifiques sont un facteur influençant l'épanouissement des populations d'*U. crassus*. Le bivalve subit une prédation de la part du raton laveur et du rat musqué, entre autres (Elward, 2015). Ce dernier laisse des amas de coquilles vides, visibles sur les bords des berges. Les observations de traces de morsures et de griffures sur les coquilles facilitent la détection de la prédation (Lecuire, 2020; Vanacker, 2010). Il existe également un risque de compétition avec des espèces invasives. Par exemple, la moule zébrée *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) est un mollusque originaire de la mer caspienne (Karatayev & Padilla, 1997). Se répandant exponentiellement dans nos régions, elle a tendance à prendre le dessus sur les espèces autochtones (Matthey & Ayer, 2010). Par ailleurs, la présence de la palourde asiatique *Corbicula fluminae* (O.F. Müller, 1774) serait corrélée à la diminution d'unionidés dans nos cours d'eau (Mouthon & Daufresne, 2011; Nalepa & Schloesser, 1992), même si cette dernière affirmation est contestée dans d'autres études (Wagner, 2013). L'arrivée de ces espèces exotiques en Europe est due, entre autres, à la mondialisation et aux nombreux échanges économiques en découlant (Thomas & Chovet, 2013).

Ensuite, le cycle de vie complexe des moules constitue une autre cause possible du déclin (Taeubert *et al.*, 2012). Les adultes, sédentaires, vivent enfouis dans le sédiment des rivières (Hochwald *et al.*, 2012). Mais, leurs larves, appelées glochidies, utilisent des hôtes nécessaires à leur développement et permettant leur dispersion (Ćmiel *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2020; Taeubert *et al.*, 2012; Vaughn & Taylor, 2000). Pour ce faire, elles s'accrochent aux branchies de poissons, dont l'espèce varie en fonction des régions : par exemple, les épinoches ou *Gasterosteus aculeatus* (Linnaeus, 1758), les épinochettes ou *Pungitius pungitius* (Linnaeus, 1758) et le vairon ou *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758) (Bertrand, 2005; Taeubert *et al.*, 2012; Zajac & Zajac, 2020). Les crues transportent elles aussi les moules, jouant également un rôle de dispersion pour le bivalve. Cependant, cette translocation se déroule à sens unique, allant de l'amont vers l'aval, ce qui restreint le déplacement (Vrignaud, 2010). Ces conditions de vie sont alors dépendantes de la bonne santé de l'hôte en question (Liu *et al.*,

2020). Après environ quatre semaines de parasitisme, la moule juvénile qui en résulte s'enfouit dans le sédiment pour deux ans, au terme desquels la vie d'adulte débute (Hochwald *et al.*, 2012). Ce mode de vie (juvénile et adulte) dans la couche supérieure du lit nécessite notamment une certaine teneur en oxygène pour vivre (Douda, 2007). Celle-ci varie selon divers facteurs : pollution et eutrophisation, propriétés de la rivière, température, colmatage, ... (Benedict & Geist, 2021; Köhler, 2006).

Enfin, la dégradation de l'état physique de l'habitat joue un rôle essentiel dans le déclin de l'espèce. Les interventions anthropiques en sont l'une des causes, nuisant indirectement aux moules d'eau douce (Feind *et al.*, 2018; Lydeard *et al.*, 2004). Par exemple, le recalibrage des cours d'eau entraîne des modifications sur le courant, le débit liquide et solide, et toutes autres caractéristiques de la rivière. Ces modifications peuvent avoir un impact loin en aval, intervenant ainsi dans la dégradation de l'habitat sur une longue distance (Bertrand, 2005). La moule est également menacée par la pollution et l'eutrophisation des cours d'eau, dues aux pratiques agricoles et à différentes pollutions chimiques (Lydeard *et al.*, 2004; Taeubert *et al.*, 2012; Zieritz *et al.*, 2018). Enfin, les changements climatiques provoquent des événements extrêmes de plus en plus fréquents, tels que des périodes de sécheresse et des crues catastrophiques (Coumou & Rahmstorf, 2012; Lange *et al.*, 2020). Ces conditions peuvent être désastreuses pour les moules, qui ne supportent pas les températures trop élevées, ni les étiages trop marqués avec des lits asséchés (Jansen *et al.*, 2001).

Par conséquent, les moules d'eau douce, dont l'*U. crassus*, sont menacées par diverses causes. Pourtant, elles offrent une multitude de bienfaits non négligeables. Il faut donc trouver des solutions pour permettre à l'espèce de perdurer en agissant directement sur les menaces.

---

#### 1.1.5 HABITAT ET COLMATAGE

De récentes études ont déterminé les préférences d'habitat de la moule d'eau douce, ce qui permet de cibler les caractéristiques idéales pour l'établissement de l'espèce. La mulette épaisse s'enfonce dans le substrat (environ 5-10 cm), qu'elle préfère sableux, graveleux, voire limoneux, ce qui facilite sa tâche d'enfouissement (Vaessen *et al.*, 2021). Une absence de courant n'est pas favorable à l'espèce sédentaire. Elle vit donc dans des zones à courant lent, mais non nul (Vaessen *et al.*, 2021), et dans un milieu dont les quantités en nitrate varient entre 8 et 10 mg/L (Hochwald *et al.*, 2012). Certains adultes peuvent cependant se retrouver dans des rivières avec des quantités de nitrate supérieures (Patzner & Müller, 2001). Mais une teneur supérieure à ce seuil a un impact négatif sur la vitalité et la reproduction de l'*U. crassus* (Köhler, 2006). Enfin, le mollusque préfère des altitudes inférieures à 400 m (Vincent, 2015). Ainsi, la mulette épaisse s'accommode à diverses conditions tant que la rivière qui l'accueille respecte ses besoins (Stoeckl & Geist, 2016). Pourtant, des études suggèrent que le bivalve possède une certaine « plasticité environnementale », élargissant ainsi sa niche écologique. Cette adaptation se retrouve dans les variations, parfois importantes, de plusieurs caractéristiques de l'eau telles que le pH, la température, le débit et la teneur en calcaire (Hochwald *et al.*, 2012).



Cependant, ces conditions favorables aux moules sont dépendantes d'un écosystème en bonne santé. Or, les milieux d'eau douce subissent de plus en plus une dégradation de leurs habitats (Hochwald *et al.*, 2012; Lummer *et al.*, 2016). Cette menace englobe de nombreuses causes de nature anthropique ou naturelle, parmi lesquelles figure l'apport en sédiments fins (Grillo & Venora, 2011). L'importance de la charge en sédiments fins dans le cours d'eau nuit de diverses manières aux invertébrés, dont les unionidés (Lydeard *et al.*, 2004), en modifiant : la nature du substrat, la disponibilité en alimentation pour les filtreurs, la turbidité de l'eau, le colmatage du substrat et donc sa teneur en oxygène (Henley *et al.*, 2000; Piatka *et al.*, 2021; Wood & Armitage, 1997). Ces conséquences ont un effet sur la reproduction et donc la survie de plusieurs organismes aquatiques, dont l'*U. crassus* (Denic & Geist, 2015). Ainsi, la sédimentation et le colmatage sont un frein au développement et au bien-être des populations de moules (Lummer *et al.*, 2016). En effet, l'excès de sédiments fins s'infiltrer dans le substrat, conduisant au colmatage du lit et réduisant ainsi les échanges entre l'eau et la couche supérieure du lit (Schälchli, 1995).

Dans un système normal et non perturbé, chaque rivière tend vers un équilibre entre deux variables de contrôle de la dynamique fluviale : les débits liquides (autrement dit, le courant de l'eau) et les débits solides (Malavoi & Bravard, 2010). Si l'un des débits est modifié, un déséquilibre s'observe dans la rivière, ce qui peut fondamentalement changer sa nature. Parmi les causes d'injection excessive de sédiments fins, il y a la mauvaise gestion de l'agriculture, l'érosion de berge, les modifications hydrologiques, les glissements de terrain, les effondrements de versants ... et la présence du castor (Lummer *et al.*, 2016; Nobles & Zhang, 2011). En effet, ce dernier pourrait contribuer à injecter du sédiment dans les rivières, influençant l'importance du colmatage (Houbrechts *et al.*, 2022; Meentemeyer & Butler, 1999).

## 1.2 LE CASTOR

Depuis les années 1990, le castor colonise de plus en plus nos régions, et son incidence grandissante sur nos rivières pourrait avoir un impact sur l'habitat de la moule d'eau douce. Connu pour ses barrages, le castor édifie ses constructions qui modifient le tracé des rivières et les écoulements en fond de vallée, et qui offrent de nouvelles niches écologiques pour de nombreuses espèces (Fedyń *et al.*, 2022; Lezaca-Rojas, 2021). Cependant, l'espèce n'a pas toujours été présente en Belgique et son abondance, actuellement en progression, a beaucoup fluctué au cours de l'Histoire (Veron, 1992).

### 1.2.1 RAPPEL DE TAXONOMIE

Longtemps classé dans la taxonomie des poissons, la position du castor a bien changé au cours du temps (Bousquet, 2015). Le castor est l'unique genre appartenant à la famille des *Castoridae* (castoridés). Cependant, il existe deux espèces distinctes : le *Castor fiber* (Linnaeus, 1758), ou castor européen, et le *Castor canadensis* (Kuhl, 1820), ou castor nord-américain (Fedyń *et al.*, 2022; INPN, 2022a; Rosell *et al.*, 2005; Rurek, 2021).



### 1.2.2 QUELQUES NOTIONS D'HISTOIRE

Comme en témoignent de nombreuses preuves archéologiques, le castor européen se répartissait sur l'ensemble de la région paléarctique ces derniers siècles (Bejenaru *et al.*, 2015; Halley *et al.*, 2021; Libois, 1982). L'animal était très répandu sur le continent depuis le Mésolithique jusqu'au Moyen Âge (Coles & Orme, 1983). Cependant, les populations du rongeur ont rapidement décliné en Europe à partir de la fin du XIIe siècle. L'espèce a ensuite subi un déclin constant jusqu'à une récente prise de conscience au XXe siècle. À ce moment-là, seules quelques petites populations isolées de castors avaient survécu à la fièvre d'éradication anthropique (Fedyń *et al.*, 2022). En Belgique, le rongeur a complètement disparu au XIXe siècle, vers 1848 (Manet, 2021). D'abord protégé, le rongeur a ensuite été réintroduit partout en Europe (Veron, 1992). En Belgique, certaines réintroductions ont été menées illégalement par des lâchers de spécimens entre 1998 et 2000 (Manet, 2021; Natagora, s. d.).

### 1.2.3 REPARTITION ACTUELLE

Actuellement, le castor européen compte près de 700 000 individus à travers le monde dont une grande partie se situe en Russie (Halley *et al.*, 2021; Halley & Rosell, 2003). La migration et l'expansion de l'animal se concentrent principalement sur la zone nordique (**Figure 4**) (Liarsou, 2014; Veron, 1992).

Grâce aux réintroductions (parfois illégales), le castor est réapparu en Belgique après 150 ans d'absence (Nyssen *et al.*, 2011). Depuis lors, les populations de castors ont fortement augmenté grâce à la législation les protégeant et à l'absence de prédateurs comme le loup (Colette & Davreux, 2018). Le rongeur est dorénavant aussi localisé en Flandre suite à des réintroductions d'individus en 2003. La Wallonie, quant à elle, compte entre 600 et 1000 castors sur le territoire (**Figure 5**) (Natagora, 2022). Pour contrer cette croissance exponentielle du rongeur, certaines



Figure 5 Répartition du castor en Europe en 2010 (Angst, 2010)  
La répartition du *Castor fiber* est représentée en rouge (populations actuelles) et en noir (populations reliques). La répartition du *Castor canadensis* est représentée en vert.

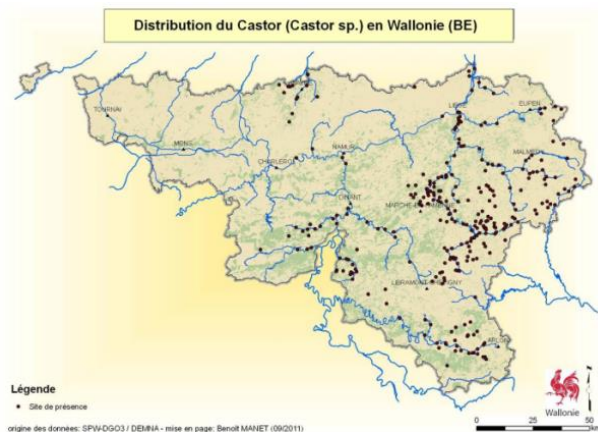


Figure 4 Répartition du castor en Wallonie (Barvaux *et al.*, 2012)



études ont proposé la stérilisation du castor dans les secteurs jugés pertinents comme les zones urbaines (Fournier & Dancosse, 2005).

---

#### 1.2.4 RAISONS DU DECLIN ET MENACES

Les raisons de cette quasi-extinction sont dues à l'utilité de l'animal pour l'homme, mais aussi à ses nuisances. D'une part, le castor était très utile aux Européens pour son pelage, son castoréum et sa viande. Déjà au Moyen Âge, la fourrure de castor était très recherchée pour ses propriétés isolantes (Duval *et al.*, 2011), afin de confectionner des vêtements chauds pour l'hiver (Bylak *et al.*, 2020). Longtemps après, une mode s'installa en Europe, qui faisait appel au savoir-faire en pelleterie des Canadiens pour confectionner les fameux chapeaux de castor (Cook, 2000). De plus, le castor a longtemps été chassé pour l'extraction du castoréum, dont les propriétés chimiques servaient notamment en parfumerie, en apiculture (pour augmenter la production de miel) et en médecine (comme remède) (Butler & Malanson, 2005; Duval *et al.*, 2011; Luglia, 2013). Il s'agit d'une sécrétion huileuse et très odorante provenant des glandes anales de l'animal. Celui-ci l'utilise principalement pour imperméabiliser sa fourrure et identifier et marquer son territoire (Duchesne *et al.*, 2013). Son utilisation est aujourd'hui interdite puisque le prélèvement du castoréum oblige de tuer l'animal au préalable.

D'autre part, le castor était vu comme un animal nuisible qui détruisait les digues et les plantations. Ces conflits ont principalement commencé avec le développement des moulins à eau vers l'an mille. Au fil des années, les paysans chassaient le castor et une prime a d'ailleurs été instaurée de 1885 à 1891 en France (Luglia, 2013). Enfin, les populations riveraines des cours d'eau lui reprochaient aussi les inondations dues essentiellement à ses constructions qui bloquaient le passage, modifiant le paysage, le cours d'eau et ses alentours (Luglia, 2013).

---

#### 1.2.5 HABITAT ET CONSEQUENCES

Par son statut d'espèce protégée, le castor prolifère maintenant dans nos régions, et son incidence sur l'habitat d'autres espèces (dont la moule d'eau douce) pourrait augmenter dans les décennies à venir. Cela interroge alors sur son habitat et les conséquences de ses barrages sur l'environnement. Les seules exigences pour l'établissement du rongeur sont un plan d'eau suffisant (qui nécessite une profondeur minimum d'environ 60 cm, correspondant au confort de déplacement du castor) et une végétation dense, primordiale pour son installation en assurant un garde-manger nécessaire (Manet, 2012). Le castor s'établit dans la ripisylve, qui constitue l'ensemble de la végétation boisée (arbres, arbustes et autres buissons...) se situant à proximité d'un cours d'eau. À ce niveau, la strate arborée domine les autres formes végétales (Piégay, 1997). La construction du barrage permet de réduire la distance entre le castor et sa nourriture. Cela aboutit à la création d'un réservoir d'eau et à des canaux. Cela lui permet alors d'atteindre des zones de son territoire sans se déplacer hors de l'eau (Manet, 2012). Étant plus à l'aise dans l'eau, il se sent en sécurité et il peut alors se nourrir sur les berges éloignées de sa hutte. Ce milieu favorable pour son déplacement est dû à sa morphologie (longs pieds palmés et courtes pattes), qui rendent la marche sur terre difficile (Richard, 1961). Ainsi, le but du barrage est d'augmenter le niveau de l'eau (Manet, 2012).

### 1.3 MODIFICATIONS DU PAYSAGE : EN QUOI ET COMMENT ?

Le castor modifie le paysage à proximité des rivières où il s'établit, par sa présence, ses nombreux passages sur les rives et la construction de son barrage. Outre l'aspect visuel, il existe aussi des changements hydrographiques, géomorphologiques et d'autres effets, comme le piégeage du carbone, par exemple (Andersen & Shafroth, 2010).

---

#### 1.3.1 EFFETS HYDROLOGIQUES

##### *Profondeur et surface*

Par la construction de son barrage, le rongeur change localement la rivière lotique en un cours d'eau lentique, plus calme et stagnant, qui s'observe par la formation d'une retenue d'eau en amont du barrage (McDowell & Naiman, 1986). Il existe diverses appellations pour définir la zone d'eau formée : « beaver pond » (traduit littéralement par « étang de castor »), bassin de retenue, réservoir, retenue de castors, ... (Andersen & Shafroth, 2010; Rosell *et al.*, 2005). Ainsi, la construction retient l'eau de la rivière, provoquant une inondation en amont du barrage, dans la plaine alluviale. Le barrage entraîne alors une augmentation de la profondeur et de la largeur de la rivière, pouvant multiplier considérablement la surface mouillée de base à cet endroit (Naiman *et al.*, 1986). De cette manière, il modifie les caractéristiques générales de son profil.

##### *Vitesse du courant et débit*

En conséquence du barrage retenant l'eau, un plan d'eau se crée à l'amont. Parallèlement, la vitesse du courant diminue drastiquement, entraînant l'augmentation de la sédimentation. En effet, ce ralentissement de l'eau réduit les capacités du transport sédimentaire menant au dépôt des sédiments fins (Naiman *et al.*, 1988).

Le barrage entraîne une diminution des pics de débits, une augmentation du débit d'étiage (sous certaines conditions) et une modification de la récurrence des crues (en cas de présence de plusieurs barrages) sur le tronçon aval (Camenen, 2017; Nyssen *et al.*, 2011; Woo & Waddington, 1990). Il faut noter que ces résultats portent sur un faible nombre d'années. De plus, l'importance des changements de débits varie selon la position des barrages sur les bassins versants (Rosell *et al.*, 2005).

##### *Les inondations et les nappes phréatiques*

Les inondations dues aux barrages ont de nombreuses conséquences : l'immersion des jeunes pousses et autres végétaux, la sédimentation des éléments, le sapement des berges, l'affouillements du lit... (Arsenault-Boucher, 2019; Tricart, 1983). Indépendamment des aspects sédimentaires, il existe d'autres conséquences écologiques (positives ou non) relatives au débordement du cours d'eau hors de son lit mineur, qui touchent de multiples espèces à tous les niveaux trophiques (Morin, 2012). En effet, la construction crée une zone humide propice pour certaines espèces, défavorable pour d'autres (Westbrook *et al.*, 2006). Enfin, le réservoir augmente les quantités des eaux souterraines, par une suralimentation en eau à cet endroit

(Tricart, 1983). Cela finit par élever le niveau des nappes phréatiques et augmenter les échanges dits hyporhéiques (Boivin & Bérubé, 2021).

### En cas de rupture du barrage

Les barrages peuvent céder pour cause de vieillesse, d'abandon ou de fortes précipitations. L'intensité de l'écoulement survenant dépendra du fait que la rupture soit totale... ou non. Lors d'une rupture totale de barrage, un effet « flash flood » peut s'observer. Dans certains cas, plusieurs barrages sont placés sur le même cours d'eau et un effet domino peut détruire les constructions une à une (Fortin *et al.*, 2001). Ce type de rupture a déjà été observé à plusieurs reprises sur la Chavanne (bassin de la Lienne) pour des crues relativement banales (2 à 5 ans de récurrence) (Houbrechts, comm. pers).

## 1.3.2 EFFETS GÉOMORPHOLOGIQUES

### Le transport sédimentaire et la sédimentation

Il existe différents modes de transports des sédiments : le charriage, la saltation et la suspension (Malavoi & Bravard, 2010) (**Figure 6**). Le charriage concerne les matériaux de granulométrie importante (en général de taille supérieure au cm), trop lourds pour être soulevés dans la colonne d'eau. Ils se déplacent alors sur le fond du lit en roulant et glissant. La

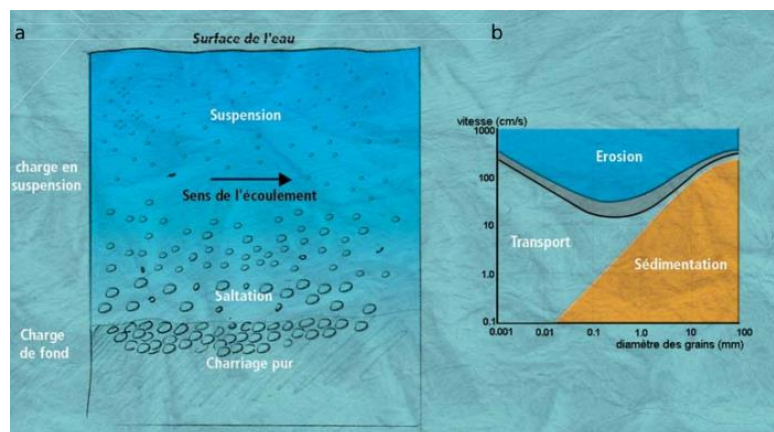


Figure 6 Les différents modes de transport sédimentaire (Malavoi & Bravard, 2010)

La saltation est le processus de déplacement de grains de taille comprise dans les classes granulométriques des graviers et sables. Les grains se déplacent par bonds sur le fond du lit, étant donc tantôt en contact avec le fond, tantôt en suspension. Le transport par suspension concerne les particules de plus petite taille (< 500  $\mu\text{m}$ ), qui sont emmenées en suspension par le courant et peuvent parcourir ainsi une distance importante sans se redéposer sur le fond. Il est possible de passer d'un mode de transport à un autre selon la vitesse du courant (Dinu *et al.*, 1978; Malavoi & Bravard, 2010). La réduction de la vitesse de l'eau entraîne la sédimentation de la matière en suspension. De cette manière, les particules fines vont s'infiltrer dans les interstices du lit de la rivière, pouvant alors provoquer son colmatage. Ces phénomènes s'observent en présence de barrages de castors.

Dans la retenue du barrage, l'eau bloquée ralentit, provoquant ainsi la sédimentation de la matière transportée en suspension (Petit *et al.*, 2012). Ce phénomène entraîne l'immobilité et le dépôt des matières en suspension en transit, formant une accumulation de sédiments au fond du lit (Kadlec & Robbins, 1984). La quantité de sédiments accumulés augmente au fil des années (Steigers *et al.*, 2003; Zhang & Mitsch, 2007). Cette accumulation du sédiment entraîne

alors de l'aggradation du fond du lit du cours d'eau (Pollock *et al.*, 2014). En revanche, le blocage réduit fortement le passage des sédiments, ce qui engendre un déficit sédimentaire en aval du barrage (Camenen, 2017; Houbrechts *et al.*, 2022).

Le blocage de l'eau par le barrage entraîne une distribution granulométrique spécifique (Thornton *et al.*, 1981). La zone de remous en amont du barrage possède une répartition en delta avec des graviers sur du sable. Ensuite, la zone de retenue la plus proche du barrage, caractérisée par des hauteurs d'eau plus importantes, est principalement composée d'éléments à granulométrie fine (Dinu *et al.*, 1978). Enfin, en aval de l'édifice, la quantité et le transport sont proportionnellement entravés par celui-ci (Camenen, 2017). Le transport des sédiments fluctue aussi selon les saisons, la disponibilité et la quantité en sédiments dans le bassin versant, la lithologie et de l'affectation du sol (Lachance, 2019; Van Campenhout *et al.*, 2022).

### *L'érosion et les facteurs la favorisant*

En temps normal, l'érosion est régulée naturellement par le degré de pente, le type de berge, la sinuosité du cours d'eau, le climat, la glace de ségrégation en période de gel et la composition du substrat (Malavoi & Bravard, 2010). Les caractéristiques définissant le cours d'eau peuvent également intervenir dans ce processus d'érosion. Liée au débit et à la géométrie de la rivière, la puissance spécifique permet de creuser et d'emporter le substrat, par exemple. Cependant, le phénomène s'intensifie significativement avec l'activité du castor. La construction et l'activité du rongeur agissent, elles aussi, directement sur l'érosion des berges et l'injection des sédiments fins dans la rivière. Il existe peu de littérature scientifique ayant étudié le cas de l'érosion provoquée par le castor. Toutefois, une étude avance que le taux moyen d'érosion relative aux activités du castor est estimé à  $5,4 \text{ m}^3 \text{ km}^{-1} \text{ an}^{-1}$ , pour un climat subtropical humide et un site avec beaucoup de relief (Meentemeyer *et al.*, 1998).

De plus, l'érosion est aggravée par l'utilisation et l'amenuisement de la ripisylve par le castor. Cet ensemble de végétaux joue de nombreux rôles dans les écosystèmes fluviaux (Menella, 2003) : il protège du soleil certaines zones en donnant de l'ombre (ce qui limite l'augmentation de la température de l'eau), il filtre les polluants (par exemple : les pesticides pouvant polluer la rivière), il fournit une zone de refuge aux animaux, et il évite l'érosion des berges au cours du temps (Menella, 2003). Le castor vit dans la ripisylve et il ne s'éloigne pas de la berge. Il y trouve les matériaux nécessaires à l'édification de ses barrages (Colette & Davreux, 2018).

Enfin, les multiples trajets du castor et ses activités augmentent l'érosion (Morin, 2012). En effet, l'éboulement de ses tunnels et des rives et le creusage de tranchées injectent du sédiment supplémentaire dans la rivière. Bien que le second semble plus conséquent, le creusage de tunnels perturbe les arbres et leurs racines, fragilisant les berges (Meentemeyer *et al.*, 1998).

### *En cas de rupture du barrage*

Les éléments non stabilisés sont remis en suspension lors de la rupture et finissent par être entraînés par les grands mouvements d'eau soudains (Butler & Malanson, 2005). Selon la cause de cette rupture, le déplacement sédimentaire peut être brutal ou non. Dans le premier cas, cela

affecte alors l'aval sur de nombreux kilomètres du cours d'eau avec une surinjection instantanée de sédiments (Richer-Bond, 2011).

---

### 1.3.3 AUTRES EFFETS LIÉS AU BARRAGE

#### *La température et la teneur en oxygène*

La retenue d'eau engendre de nombreuses réactions dans ce nouveau milieu. Par exemple, les arbres inondés, y compris les plus hydrophiles, sont submergés et finissent par mourir par asphyxie (Barvaux *et al.*, 2012). Le dépérissement des arbres entraîne une augmentation de l'ensoleillement, et donc une augmentation de la température de l'eau, ce qui rend possible le développement de nombreux végétaux aquatiques (Liarsou, 2013). Il arrive aussi que l'inondation provoque une dégradation du sol par hydromorphie, ce qui signifie que l'engorgement du sol provoque une privation d'oxygène (Tricart, 1983). En revanche, lorsque la porosité du lit le permet, les échanges entre les eaux souterraines et le réservoir du castor contribuent à une chute des températures de l'eau dans ce dernier (Boivin & Bérubé, 2021). Outre ces échanges souterrains, le réservoir atténue les fluctuations thermiques grâce à un rôle de « tampon ». Ainsi, il y a un réchauffement plus lent en été et un refroidissement plus lent en hiver (Clark, 2020; Lafontaine, 2005). Néanmoins, si l'on se base sur des connaissances portant sur les lacs en général, il existe une stratification thermique. Cela signifie que les eaux du fond sont plus froides que les couches de surface (Tricart, 1983). Ainsi, il y aurait un réchauffement global pré- et post-barrage. Cependant, il faut toutefois noter que la communauté scientifique est divisée sur ces affirmations (Devreux, 2018).

#### *L'eutrophisation et la teneur en oxygène*

Le plan d'eau créé par le castor est un lieu réunissant les critères nécessaires pour que le milieu s'eutrophise. Les végétaux (branches, jeunes pousses ...) et les micro-organismes y vivant (Devreux, 2018) finissent par mourir donnant la matière organique. Sa décomposition va fournir de nombreux nutriments enrichissant le milieu aquatique. L'eutrophisation impacte également les concentrations en oxygène dissous puisqu'il est utilisé lors du processus de décomposition (Richer-Bond, 2011).

Ainsi, les teneurs en oxygène dissous sont fortement réduites dans le réservoir, cela pour de nombreuses raisons. Pourtant, l'eau qui traverse le barrage se recharge en oxygène grâce aux mouvements dus à la chute de l'eau. Ce n'est qu'après 250 m en aval du barrage que les taux en oxygène retrouvent une quantité normale, propre au cours d'eau (Barvaux *et al.*, 2015).



## 2 CADRE GEOGRAPHIQUE DU BASSIN VERSANT DE LA SÛRE

### 2.1 LA REGION DU SITE D'ETUDE

Le site d'étude se trouve en province du Luxembourg, en Région wallonne, dans la commune de Vaux-sur-Sûre. Située dans le massif ardennais, la région est constituée de roches du Paléozoïque témoignant de l'évolution géomorphologique subie à travers le temps : transgression marine, plissement, érosion... (Haute-Sûre, 2011). Ainsi, la région est composée essentiellement de schistes provenant du Dévonien inférieur (Houbrechts & Petit, 2004). La roche imperméable du sol entraîne un ruissellement de surface et dessine alors un réseau hydrographique dense, définissant le bassin versant de la Sûre (Bouezmarni *et al.*, 2013; Haute-Sûre, 2011). De cette manière, la morphologie et les caractéristiques du bassin résultent des entailles formées par l'incision des couches géologiques (Haute-Sûre, 2011).

Dans le contexte de la Directive-cadre sur l'eau (DCE), les masses d'eau sont des unités de gestion divisant les différents milieux aquatiques tout en respectant les frontières hydrographiques naturelles selon plusieurs critères (SPW, s. d.). Le site d'étude se situe en tête de bassin de la Sûre, dans la masse d'eau ML08R. Les activités qui se déroulent dans la région sont, en grande partie, de nature agricole (66 %), avec de nombreuses prairies présentes. Les autres occupations du sol sont représentées par des forêts et des milieux semi-naturels (26 %), des territoires artificialisés (7 %) et des surfaces en eau et zones humides (< 1 %) (Direction des Eaux de surface, 2016).

### 2.2 LA RIVIERE

Le cours d'eau étudié, appelé « la Sûre » en français et "Sauer" en Luxembourgeois et en allemand, traverse trois pays : la Belgique, le Grand-Duché de Luxembourg et l'Allemagne, et une partie délimite la frontière belgo-luxembourgeoise. Cet affluent de la Moselle prend sa source en Ardenne, dans la commune belge de Blanchipont, à 510 m d'altitude. Son exutoire se trouve au Grand-Duché de Luxembourg, dans la commune de Wasserbillig, à 130 m d'altitude (Haute-Sûre, 2011). Ainsi, la Sûre parcourt une distance totale de 157 km et son bassin versant couvre une superficie de 4 240 km<sup>2</sup>. La Sûre possède de nombreux affluents, tels que la Wiltz, la Géronne, la Basseille, le Beulet, la Strange et la Surbach (en Belgique). D'autres proviennent du Luxembourg comme le Syrbaach, le Béiwenerbaach et le Ningserbaach, par exemple (Haute-Sûre, 2011). Son écoulement est momentanément entravé par le barrage d'Esch-sur-Sûre, qui constitue une réserve d'eau potable pour les habitants (Vaessen, 2018).

### 2.3 HISTORIQUE DE LA PRESENCE DU CASTOR SUR LA SÛRE

À l'automne 2005, le castor a été observé pour la première fois au niveau de la confluence entre la Sûre et son affluent, la Strange. Au fil des années, la répartition du rongeur a évolué, s'étendant sur la partie basse de la Sûre. À partir de 2013, l'animal s'est plus largement étendu sur le territoire (**Figure 7**) (B. Manet, comm. pers.).

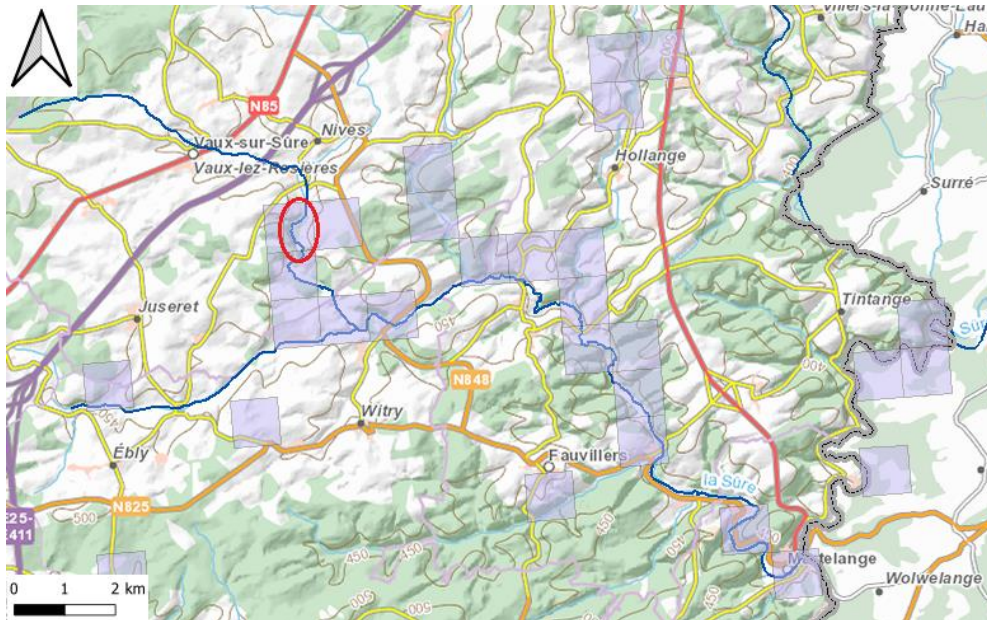


Figure 7 Occurrence du castor sur le bassin de la Sûre en 2018 (DEMNA, 2022). La zone en rouge représente le site d'étude sur la carte.

## 2.4 DESCRIPTION ET CHOIX DU TRONÇON

Après de nombreuses prospections à travers la Wallonie, le choix du site d'étude s'est porté sur ce secteur accueillant des moules d'eau douce ainsi qu'un castor actif, comme en témoigne la présence de son barrage (Figure 8). Cette association n'a pas été facile à trouver puisqu'il s'agit du seul site prospecté présentant les 2 espèces. Enfin, un ancien barrage était également présent plus en aval que l'actuel sur ce même cours d'eau.



Figure 8 Barrage du castor du site d'étude (07/12/21)

Concernant la présence de la moule, il faut également noter qu'une réintroduction de juvéniles d'*U. crassus* a été réalisée sur la partie aval du site choisi entre 2019 et 2021 par Grégory Motte, scientifique au DEMNA. Ces actions de réintroduction ont été financées pour réparer les dommages causés par un accident en 2014 impliquant un déversement de substances toxiques directement dans le cours d'eau (G. Motte, comm. pers.).

Le secteur présente des zones plus rectilignes et d'autres plus méandrées, ce qui peut influencer les caractéristiques hydrologiques de la rivière. Le tracé rectiligne est souvent induit par des modifications anthropiques (Malavoi & Bravard, 2010). Or, d'anciens méandres sont visibles en amont du barrage, prouvant ces modifications.

Parmi les caractéristiques propres au site d'étude (Tableau 1), il y a la puissance spécifique ( $\omega_b$ ), exprimée en  $\text{Watt/m}^2$ , qui donne une estimation du travail fourni par une rivière (Petit & Hallot, 2005). Pour l'obtenir, il faut la calculer à l'aide de la formule suivante :

$$\omega = \frac{\rho g Q s}{W}$$

Où :

- $\rho$  = la masse volumique de l'eau (en kg/m<sup>3</sup>) ;
- $g$  = l'accélération de la pesanteur (en m/s<sup>2</sup>) ;
- $Q$  = le débit (en m<sup>3</sup>/s) ;
- $S$  = la pente longitudinale (en m/m) ;
- $W$  = la largeur du cours d'eau (en m).

Taille du bassin versant (sur le site)	33,2 km <sup>2</sup>
Pente du cours d'eau (amont du barrage)	0,0048 m/m
Pente du cours d'eau (aval du barrage)	0,0035 m/m
Largeur plein bord	3,7 m
Puissance spécifique ( $\omega_b$ ) (amont de la retenue)	50,3 W/m <sup>2</sup>
Puissance spécifique ( $\omega_b$ ) (aval du barrage)	36,6 W/m <sup>2</sup>

Tableau 1 Propriétés hydrologiques du site d'étude



## 3 MATERIEL ET METHODES

### 3.1 CARTOGRAPHIE DU SITE

La première étape de caractérisation du site consiste à cartographier la zone afin d'établir une localisation précise des divers éléments représentant le lieu (barrage du castor, coulées laissées par le passage du rongeur, emplacement des pièges à sédiments et des piquets de repère). Elle permet également d'observer le travail du castor au cours du temps avec la quantité d'arbres abattus et les modifications générales du paysage.

L'utilisation du site WalOnMap aurait pu se justifier, mais les photos aériennes possèdent une résolution insuffisante et ne projettent pas l'évolution actuelle du lieu. Pour ce faire, un drone DJI Mavic Air 2 a donc été utilisé, fournissant des photos de haute résolution avec une capacité de 48 mégapixels. Des piquets ont été plantés le long du cours d'eau, servant de repères (destinés à géoréférencer les photos en post-traitement). Sur chacun d'eux, une feuille blanche plastifiée en format A3 a été clouée au sommet, sur laquelle apparaissait un numéro permettant le suivi des photos. De cette manière, le drone a parcouru l'ensemble du tronçon et il a été utilisé à 3 reprises sur les lieux : le 22/01/22, le 09/03/22 et le 20/04/22.

Pour obtenir un résultat suffisamment exploitable, une hauteur minimale de 70 m a été nécessaire afin d'englober le fond de vallée sur chaque image, tout en conservant la qualité de celle-ci. Ce matériel a été utilisé en hiver pour augmenter la visibilité globale de la zone, évitant ainsi les obstructions relatives aux feuillages des arbres. Indépendamment de l'importance de la hauteur et de la saison choisie, la météo a joué un rôle primordial dans cette manipulation puisqu'une journée trop embrumée, puis une autre trop ensoleillée ont compliqué l'exploitation et le traitement de photos.

#### *Exploitation des données*

Après le passage du drone, un traitement informatique des photos a été réalisé à l'aide de logiciels tels que : Photoshop (Adobe, 2022) et Microsoft image composite editor (Microsoft, 2008) (pour traiter et assembler les photos selon une méthode HDR) et QGIS 3.16 (QGIS Development Team, 2020), pour géoréférencer les différents éléments placés, comme les repères ou encore les pièges à sédiments.

Le géoréférencement s'est fait à l'aide d'une carte importée dans le logiciel QGIS 3.16 provenant du site WalOnMap (<https://geoportail.wallonie.be/walonmap>). Après de multiples manipulations, une couche, constituée à partir d'un patchwork de photos du drone, a été créée. Elle a pu être exploitée pour délimiter les différentes zones dans le logiciel afin de caractériser les lieux distinctifs (les canaux, la retenue d'eau du castor et les coulées) à l'aide d'une légende. Enfin, cette étape de cartographie a procuré une carte délimitant la localisation des éléments et leur évolution.

## 3.2 DONNEES RELATIVES A L'HABITAT

### 3.2.1 LE COLMATAGE DU LIT MINEUR

Pour évaluer le déplacement et caractériser la sédimentation aux alentours du barrage, des pièges à sédiments et des sticks hypoxies ont été installés de part et d'autre du barrage. Ces dispositifs ont été effectifs sur la période d'octobre 2021 à juin 2022. Ces deux méthodes se complètent dans leurs résultats, ce qui permet d'évaluer le niveau de colmatage et la concentration en oxygène dans la couche supérieure du lit de la rivière.

### 3.2.2 LES PIÈGES À SÉDIMENTS

#### *Méthodologie et moyens mis en place*

Le piège à sédiments (**Figure 9**) est un dispositif mis en place pour évaluer le colmatage du lit en quantifiant l'infiltration de la charge en sédiments fins (Vaessen *et al.*, 2021). Il s'agit d'un cylindre en PVC (aux dimensions : 110 mm de diamètre et 300 mm de longueur) muni d'un couvercle vissé à son extrémité. Le piège est rempli de graviers de rivière précalibrés (graviers achetés chez Brico, type Gravier Coeck Perlé 4-16mm 25kg). Le centre du tube présente une ouverture rectangulaire (200 cm<sup>2</sup>) recouverte par un grillage métallique aux dimensions : 6x6mm, permettant le passage de la charge fine (Houbrechts *et al.*, 2022). Les éléments supérieurs à ces dimensions ne peuvent ni rentrer dans le piège ni en sortir. L'ensemble du dispositif est logé dans un « berceau », un demi-cylindre en PVC coupé sur la longueur, fixant le piège à sédiments dans le lit de la rivière. Le but du dispositif est de mimer le lit de la rivière et récolter le sédiment fin (< 6 mm) s'y infiltrant.



Figure 9 Piège à sédiments installé sur le site d'étude (Vaessen *et al.*, 2021)

Les pièges à sédiments ont été placés sur 7 sites différents le long du cours d'eau à l'emplacement de seuils, permettant de représenter le transport sédimentaire de la rivière. Le premier piège a été placé à **230 m** en amont du barrage (hors de la zone de remous du barrage), et les six autres ont été installés en aval du barrage, respectivement à **5 m, 50 m, 110 m, 178 m, 264 m** et **819 m** de la construction (**Figure 10**). Les pièges ont été numérotés en fonction de leur position de l'amont vers l'aval. Le piège 1 a été utilisé comme élément de comparaison pour les autres sites. Deux jeux de pièges à sédiments ont été utilisés : les séries A et B, chacune possédant sept pièges (comptant un total de 14 dispositifs). Il faut cependant noter que, sur une période de test et d'ajustement, seuls six pièges à sédiments (comptant un total de 12 dispositifs pour les deux séries) ont été placés sur le terrain entre octobre 2021 à décembre 2021. Un septième piège a été ajouté à l'extrême aval du secteur parce que le castor avait une zone d'activité plus importante et étendue que prévue initialement. En effet, l'activité et la présence du castor ont été découvertes ultérieurement plus en aval.

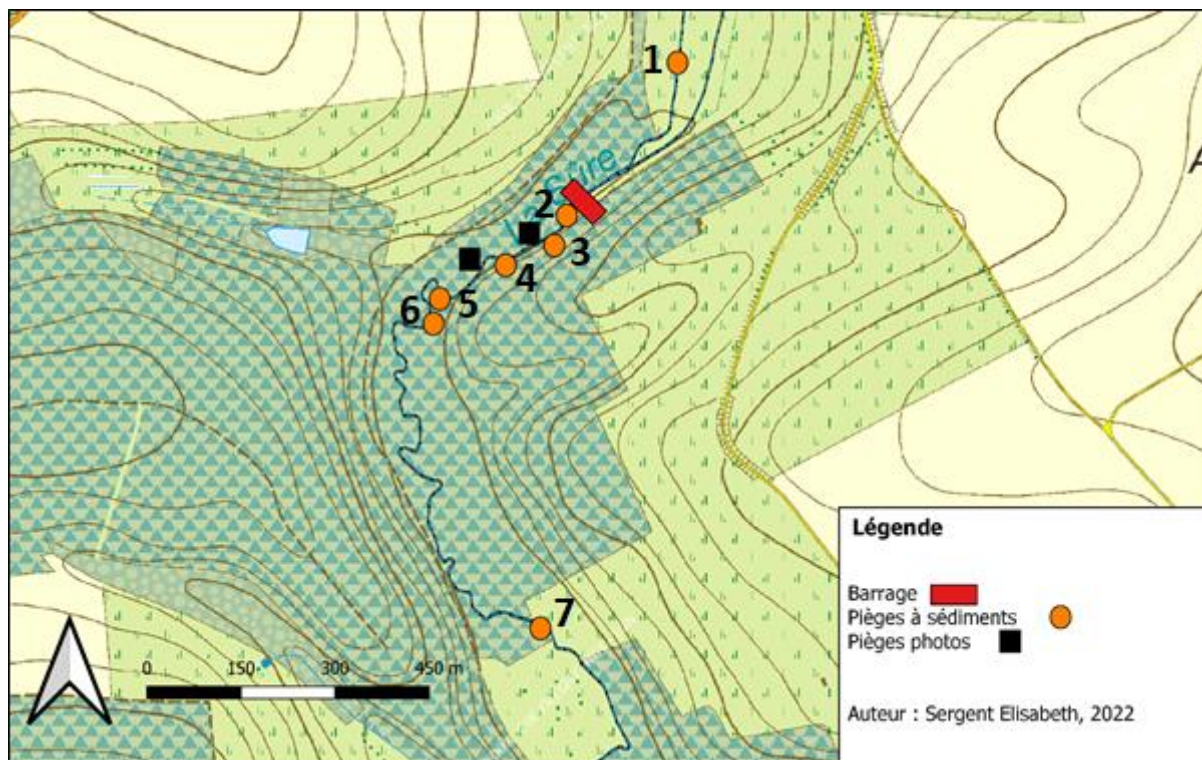


Figure 10 Position des pièges à sédiments, des pièges photos et du barrage de castors sur le long du tronçon étudié (Coordonnées WGS84 du barrage : Long. = 5.595°, Lat. = 49,897°) © IGN

L'installation et le relevé des pièges ont été effectués de l'aval vers l'amont par souci de rigueur. Dans les deux cas, nos déplacements dans l'eau risquaient de contaminer les pièges en y injectant des sédiments supplémentaires. Chaque dispositif a été inséré dans le lit, perpendiculairement au courant et à une profondeur de 10 cm. Seule la surface présentant la grille métallique était visible, prolongeant le fond de la rivière.

Les séries A et B ont été alternées de manière à exploiter les résultats sans attendre que le matériel soit de nouveau opérationnel. En effet, le traitement granulométrique du contenu des pièges à sédiments nécessitait plusieurs jours de travail en laboratoire. Un échange de pièges se faisait donc une fois par mois (environ) à savoir : le 02/11/21, le 07/12/21, le 21/01/22, le 09/03/22, le 20/04/22 et le 31/05/22. Ce délai a été choisi parce qu'il correspond à la période la plus courte pour obtenir un réel résultat à l'aide de cette méthode (Vaessen *et al.*, 2021). Il faut cependant noter qu'une période plus longue s'est déroulée entre le 07/12/21 et le 21/01/22 puisque le niveau et le débit de la rivière étaient trop importants pour intervenir et changer les dispositifs. Les dates définies résultent donc des conditions hydrologiques sur le site, ce qui explique les variations entre les dates, entre 35 et 45 jours entre chaque intervention. Néanmoins, ces différences n'ont pas d'impact sur les résultats puisqu'une standardisation des données a été réalisée lors du traitement de données.

Au terme des périodes de l'expérience, les pièges ont été récupérés et stockés dans des seaux munis de couvercles hermétiques afin d'éviter les pertes de substrat lors du trajet vers le laboratoire. Les sédiments ont été tamisés et triés selon leur granulométrie, distinguant 3 catégories de taille : de 6000 à 2000  $\mu\text{m}$  et de 2000 à 500  $\mu\text{m}$ . En outre, la classe < 500  $\mu\text{m}$  a

été obtenue après divers processus pour éliminer l'eau encore présente (décantation, siphonage et séchage à l'étuve).

L'ensemble des mesures obtenues ont été exploitées pour quantifier les différences d'injections de sédiment entre l'amont et l'aval du barrage, l'importance sur l'érosion des berges (à l'aide des pièges photos, voir point suivant) et quantifier le piégeage par la retenue.

### *Exploitation des données*

Les données brutes récoltées se composent des quantités de sédiments (g), triés en 3 classes granulométriques (6000-2000  $\mu\text{m}$ , 2000-500  $\mu\text{m}$ , < 500  $\mu\text{m}$ ), collectées pour chaque piège. Ceci est valable pour les 5 relevés qui ont été effectués. Les quantités de sédiments (g) ont d'abord été standardisées (en jour), puisqu'il y avait de légères variations entre les périodes. Cette étape a permis une première visualisation du sédiment collecté dans les différents pièges et les différentes catégories. En effet, un graphique du colmatage total (g/j) en fonction du temps a été réalisé permettant d'observer l'évolution des pièges au cours de l'étude. L'ensemble des données a été traité à l'aide de l'application Excel du logiciel Microsoft Office 2019 (Microsoft, 2020).

Ensuite, le logiciel Rstudio version 4.0.3 (RStudio, 2021) a été employé pour exécuter des analyses complémentaires. Pour visualiser les résultats de colmatage intersites, des boîtes à moustaches regroupant les données par piège ont été réalisées à l'aide d'un boxplot. Un test de Grubbs (package outliers) a été réalisé pour trouver et enlever les données aberrantes du dataset. Pour déterminer si les valeurs de l'amont sont différentes de l'aval, un test de Kruskal-Wallis (library tidyverse, ggpubr, rstatix) a été effectué. Il s'agit d'une analyse de la variance (ANOVA) non paramétrique ne nécessitant pas une distribution normale des données, contrairement à une ANOVA standard. La normalité a été préalablement testée de 2 façons différentes : par graphiques et par un test de Shapiro. Kruskal-Wallis a donné une tendance générale ne précisant pas les paires de valeurs ayant ou non une significativité. Ainsi, les tests de Student et de Mann-Whitney ont été réalisés pour comparer le site de référence (le piège 1) à chaque autre site par paire. Tous les tests effectués ont été réalisés pour chaque classe de granulométrie, ainsi que les quantités totales des sédiments par piège.

---

## A. LES STICKS HYPOXIES

### *Méthodologie et moyens mis en place*

Cette seconde méthode a pour but d'observer l'oxygénation présente dans la couche supérieure du lit de la rivière. Elle consiste à planter des bâtons en pin non traité d'une longueur de 30 cm et d'une épaisseur de 0,5x1cm. Le bâtonnet possède en son sommet un fil métallique rouge permettant de retrouver le stick plus tard. Afin d'installer le stick sans le fissurer ou le casser, une barre métallique a été plantée au préalable à l'aide d'une massette, frayant un chemin à travers les cailloux pour le bâtonnet en bois. Celui-ci a été enfoncé entièrement laissant dépasser un demi-centimètre et le fil métallique rouge pour le retrouver ultérieurement.



Quatre sticks ont été plantés autour de chaque piège à sédiments (**Figure 11**). Chacun d'eux a reçu l'attribution d'une lettre allant de A à D. Cette position était similaire pour les 7 sites (pour les 7 pièges à sédiments).

Le dispositif a été remplacé tous les mois (puis tous les deux mois), en même temps que les pièges à sédiments. Il s'agit de la durée minimum nécessaire pour obtenir des résultats (Marmonier *et al.*, 2004). Ce changement de durée n'a cependant pas impacté le résultat final puisque la coloration, relative à l'anoxie du milieu, ne varie plus entre 4 et 6 semaines (selon les milieux) (Marmonier *et al.*, 2004). Lors du changement de couleur, quatre couleurs ont pu être observées : couleur « bois », gris clair, gris foncé et noir (**Figure 12**). Plus la couleur était foncée, plus le milieu indiquait l'absence d'oxygène dans la couche supérieure du lit. En effet, la coloration foncée du bâton correspondait à la présence et l'activité de bactéries anaérobies relatives à un effet de colmatage dans le lit de la rivière (Vaessen, 2018).

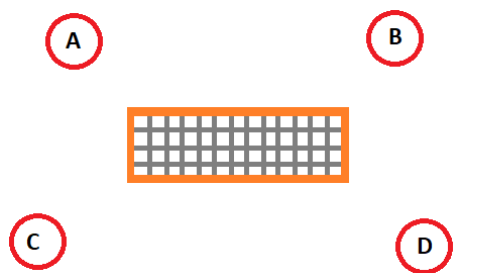


Figure 11 Schématisation du piège à sédiments (situé au centre) et des sticks hypoxies (situés aux extrémités) représentés par des cercles rouges



Figure 12 Sticks hypoxies avant et après utilisation

Le résultat obtenu est relativement subjectif puisqu'il dépend de l'appréciation des couleurs par l'observateur. Dans cet ordre d'idées, il est préférable qu'il n'y ait qu'un observateur unique dans cette opération.

### *Exploitation des données*

Il s'agit d'une technique semi-quantitative dont le résultat se base sur l'observation. En effet, une baisse de l'oxygène est déterminée selon le degré d'assombrissement perçu. Pour connaître la profondeur d'oxygénation du lit, la segmentation des couleurs a été mesurée sur la longueur de chaque bâtonnet. Des moyennes de la mesure de la couleur « bois » ont été effectuées par site et par relevé, ne donnant qu'une seule valeur pour les 4 sticks.

À l'aide du logiciel Rstudio, ces données ont été ajoutées au dataset des pièges à sédiments, respectant la même configuration du tableau, et elles ont été exploitées sur le logiciel R. Dans un premier temps, la normalité des données a été vérifiée avec les mêmes fonctions que les valeurs des pièges à sédiments. Ensuite, un test de Student a été fait pour comparer les valeurs du site 1 avec les autres sites. Enfin, dans une même démarche que celle du colmatage, des boîtes à moustache ont été réalisées afin de visualiser l'ensemble des données entre les sites.

---

## B. RELATION ENTRE LES PIÈGES A SEDIMENTS ET LES STICKS HYPOXIES

Bien qu'il s'agisse de 2 mesures différentes, les pièges à sédiments et les sticks hypoxies sont deux outils permettant de connaître l'état d'oxygénation de la couche supérieure du lit. Il est donc possible d'obtenir une corrélation, voire une tendance similaire, dans l'analyse des deux types de relevés.

### *Exploitation des données*

À l'aide du logiciel Rstudio, un test de corrélation de Pearson a été exécuté entre les données de colmatage (sédiments totaux, 6000-2000  $\mu\text{m}$ , 2000-500  $\mu\text{m}$  et < 500  $\mu\text{m}$ ) et les profondeurs moyennes d'oxygénation.

---

### 3.2.3 LA VITESSE DU COURANT

#### *Méthodologie et moyens mis en place*

La mesure de la vitesse d'écoulement avait pour but de détecter une variation locale malgré des conditions similaires entre les sites (tous installés sur des seuils). En cas de fluctuations, cela pouvait éventuellement expliquer la différence de remplissage entre les pièges à sédiments. De plus, le transport sédimentaire est directement lié à la vitesse du courant. En effet, lorsque celle-ci diminue, il se produit une augmentation du taux de remplissage parce que les sédiments se déposent sur le fond du lit.

Il a donc été nécessaire de surveiller les fluctuations hydrauliques durant la période d'étude, entre mars 2022 et mai 2022. Ces relevés ont été réalisés le 18/03/2022, le 20/04/2022 et le 31/05/22, en aval de chaque piège à sédiments. De cette manière, les données de vitesse ont permis de détecter des variations inter-sites et de vérifier la corrélation entre le taux de remplissage des pièges et la vitesse du courant.

Les vitesses réelles du courant ont été relevées sur le site à l'aide d'une sonde électromagnétique (Flo-mate 2000 de Marsh McBirney). Il s'agit d'un courantomètre : un outil de mesure donnant la vitesse de l'eau à un point précis (**Figure 13**). L'appareil est composé de 2 barres métalliques graduées qui coulissent entre elles. La barre coulissante possède une sonde qui capte les variations du champ magnétique induites par les mouvements de l'eau. Elle est reliée à un boîtier électronique qui affiche les vitesses de l'eau (en m/s). L'appareil a permis de mesurer la vitesse de l'eau à 40% de la hauteur d'eau (en partant du fond). Ce pourcentage a été utilisé parce qu'il correspond à la vitesse moyenne du profil vertical de l'eau (Bravard & Petit, 2000). En effet, la vitesse varie verticalement : elle est plus faible dans le fond et à la surface à cause des frottements.



Figure 13 Courantomètre électromagnétique (Cometec, s. d.)

### Exploitation des données

Dans un premier temps, une analyse des données brutes a été effectuée pour déceler une variabilité des vitesses moyennes inter-sites et inter-relevés. Ensuite, un test de corrélation de Pearson a également été réalisé entre les vitesses moyennes du courant et la quantité de sédiments récoltés (sédiments totaux, 6000-2000  $\mu\text{m}$ , 2000-500  $\mu\text{m}$  et  $< 500 \mu\text{m}$ ). Ce test complémentaire avait pour but d'expliquer la relation entre les deux variables.

#### 3.2.4 LES DÉBITS DU COURS D'EAU

La surveillance du débit au cours de l'étude a été possible grâce au réseau de mesures limnimétriques de la Direction des Cours d'Eau non navigable (Aqualim). La station de Volailville (L8510) a fourni les données de débits journaliers sur l'ensemble de l'étude (Service public de Wallonie (SPW), 2022). Calculé sur base de l'équation de F. Petit, le débit plein bord à la station est de 9,88  $\text{m}^3/\text{s}$  (Petit & Pauquet, 1997). La station a été choisie pour sa proximité et le rapport de taille entre les bassins versants de Volailville (84  $\text{km}^2$ ) et du site d'étude (33  $\text{km}^2$ ).

Le but était d'expliquer les variations de taux de remplissage dans les pièges en fonction du débit. En effet, l'augmentation des précipitations durant les saisons hivernales provoque une hausse des débits pouvant impacter les résultats des pièges à sédiments. Une crue débordante (**Figure 14**) a eu lieu au début du mois de janvier avec un débit maximal de 12,819  $\text{m}^3/\text{s}$  (05/01/22). D'ailleurs, des traces de ces événements ont été observées comme des laisses de crues.

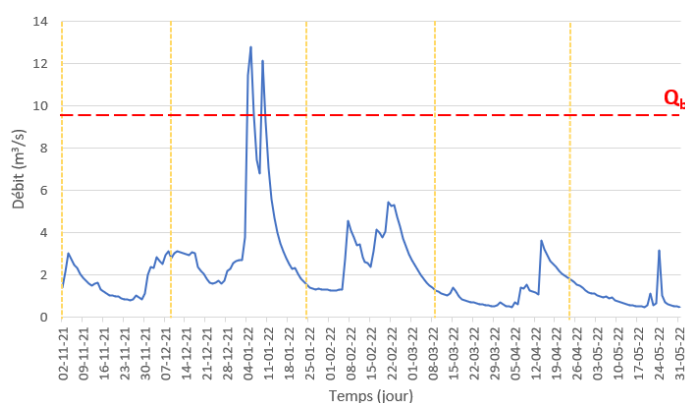


Figure 14 Débits journaliers à la station de Volailville.

La délimitation des différents relevés est en jaune et le débit plein bord ( $Q_b$ ) est en rouge.

#### 3.2.5 LES MESURES DES COULÉES DU CASTOR

##### Méthodologie et moyens mis en place

Un inventaire des coulées de castor le long du secteur a été effectué. À l'aide d'un mètre, les encoches laissées par le castor ont été mesurées en longueur, en largeur et en profondeur pour observer et quantifier l'évolution de l'érosion globale des berges. Cette action a été réalisée pour déterminer si le volume de sédiments provenant des berges a un impact sur le taux de piégeage des sédiments dans les dispositifs mis en place. Ces relevés ont été réalisés 5 fois sur une période de quelques mois entre octobre 2021 et mai 2022.

##### Exploitation des données

L'évolution de ces données devait être mise en relation avec les pièges photos afin d'établir une

relation éventuelle entre la dégradation de la berge (aux endroits ciblés) et les résultats des pièges à sédiments.

### 3.2.6 LES PIÈGES PHOTO

Pour appuyer les mesures des encoches, deux pièges photos de la marque Dörr (snapshot extra black 12.0i hd) (**Figure 15**) ont été placés pour observer l'activité et le déplacement du castor. Le dispositif a permis de chiffrer la fréquence des aller-retours du rongeur sur une période d'un à deux mois et d'établir une relation quantitative entre l'érosion des berges, l'apport de sédiments trouvés dans les pièges et le nombre de passages sur une période déterminée. Les caméras ont été fixées à l'aide de cadenas sur des arbres donnant une vue sur la coulée étudiée.



#### *Exploitation des données*

Seules les photos provenant du piège n°1 ont été exploitées dans l'analyse. En effet, le piège photo n°2 n'avait pas assez de données fiables, compte tenu de la variation de son emplacement et de l'absence de passage du castor devant la caméra, entre autres.

Figure 15 Piège photo

Les photos ont été triées manuellement en comptant le passage journalier (un délai de 3 minutes espaçait les comptages afin d'éviter les répétitions). Un graphique a été réalisé sur Excel alliant le nombre de passages en fonction du temps et ciblant les périodes d'activité plus importantes du castor. Une standardisation des données a ensuite été effectuée pour obtenir une activité journalière moyenne du castor à cet endroit. Enfin, un test de corrélation a été fait, reprenant les données du piège à sédiments 5 et l'activité journalière.

## 3.3 LA PRESENCE DES MOULES

### 3.3.1 LE RECENSEMENT

#### *Méthodologie et moyens mis en place*

Dans un premier temps, une prospection superficielle a été réalisée en octobre 2021 pour vérifier la présence du bivalve sur le site. Cette hypothèse s'est rapidement confirmée avec la détection de quelques individus trouvés dans le cours d'eau. Cependant, ces derniers n'étaient pas très nombreux, ce qui était probablement dû à la faible densité du site et la saison hivernale. En effet, la profondeur d'enfouissement de la moule dans le sédiment varie en fonction des saisons (Zieritz *et al.*, 2014).

Le recensement et les diverses mesures se sont déroulés le 02/05/22 (pour l'amont) et le 03/06/22 (pour les deux recensements de l'aval). Il fallait cependant que les conditions météorologiques et hydrologiques soient idéales pour observer les moules d'eau douce, avec des températures plus douces (Watters *et al.*, 2001). La différence de périodes des relevés



s'explique par la présence des pièges à sédiments qu'il ne fallait pas perturber. En amont du site 1, l'influence du recensement était minime. En revanche, la recherche de moules en aval risquait de biaiser les résultats de plusieurs pièges en même temps.

Compte tenu de la longueur du site d'étude, des portions du cours d'eau ont été déterminées de part et d'autre du barrage. Ainsi, le recensement a été effectué sur un tronçon d'environ 100 m en amont et deux tronçons de 100 m en aval du barrage. Les 2 tronçons en aval ont été sélectionnés en se basant sur la position du barrage, les recensements ponctuels récoltés par le DEMNA, ainsi que les lieux

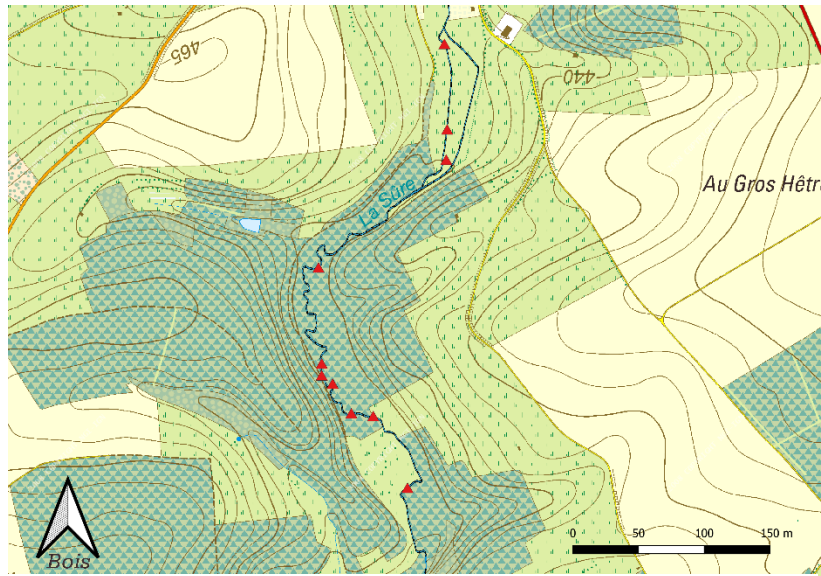


Figure 16 Données sur la présence d'individus et les réintroductions d'*Unio crassus* (DEMNA, 2022) © IGN

de réintroduction des juvéniles d'*U. crassus* dont il a déjà été question plus haut (Figure 16). Afin de déterminer la distance de recensement, une distance minimum (51,8 m) a été calculée selon la formule :  $14 \times$  largeur du cours d'eau au plein bord (3,7 m), établie sur base du protocole Carhyce (Baudoin *et al.*, 2017). Pour avoir une zone de recensement plus représentative, une distance de 100 m a été choisie.

Le dénombrement des moules a été réalisé visuellement par deux observateurs différents à l'aide d'une méthode manuelle impliquant l'utilisation d'aquascopes (Figure 17). Cet outil permet d'observer les organismes et autres structures dans l'eau.

Ce recensement avait pour but d'identifier les espèces de moules vivant à proximité du barrage de castors, permettant d'observer l'abondance des différentes espèces et leur utilisation de l'habitat. Chaque individu recensé a été caractérisé par sa taille et son espèce.



Figure 17 Aquascope (Waveinn, 2022)

Ainsi, chaque moule trouvée a été :

- identifiée : l'ensemble des espèces de moules trouvées a été quantifié,
- mesurée : à l'aide d'un pied à coulisse, la longueur des coquilles a été mesurée afin de connaître un âge approximatif,
- localisée : les coordonnées géographiques ont été relevées sur carte, et le substrat a été noté sur base de la classification de GRADISTAT.

## 4 RESULTATS

### 4.1 CARTES DU SITE D'ETUDE

A l'aide du drone, des cartes ont été réalisées, pouvant localiser et identifier les éléments constituant le site d'étude. La comparaison de ces cartes donne un aperçu de l'évolution dans le temps : les zones inondées, les zones de boue, l'abattage des arbres ...

#### *Hétérogénéité du site*

La cartographie met en évidence l'hétérogénéité marquée du site. La partie amont du cours d'eau présente un tracé rectiligne bordé de part et d'autre par des prairies. En revanche, la partie aval est formée de nombreux méandres et possède une alternance dans les essences de la ripisylve, entre feuillus et sapinières. De temps en temps, quelques clairières apparaissent par zone le long du cours d'eau entre les ripisylves. Enfin, à l'extrême aval du secteur, le lit majeur est à nouveau occupé par des prairies. Ainsi, il existe une différence certaine entre les tronçons amont et aval, donnant une diversité d'habitats possibles.

#### *Les zones inondées*

Sur la première carte (**Figure 19**), les zones inondées sont plus abondantes et répandues. En effet, les anciens drains du secteur amont sont gorgés d'eau et, un peu avant le barrage, une partie du débit du lit principal dérive et finit par s'écouler sur la plaine alluviale créant un chenal secondaire. Entre les deux chenaux, un réseau d'eau (517 m<sup>2</sup>) se forme permettant au castor de traverser la zone. Le chenal secondaire rejoint le cours d'eau environ 186 m après le barrage et se jette dans le méandre situé entre le piège 5 et 6. De cette manière, la réinjection d'eau et de débit dans le cours d'eau principal ont un impact direct sur le piège 6 se situant à proximité. Pour ce premier vol (22/01/22), le débit enregistré en hiver à la station limnigraphique est de 1,834 m<sup>3</sup>/s contre 2,193 m<sup>3</sup>/s pour le second vol du drone au printemps (20/04/22). Tous les deux sont inférieurs au module, qui est de 2,306 m<sup>3</sup>/s. Malgré des conditions hydrologiques similaires, le paysage est très différent lors du second vol (**Figure 20**). Les drains ne présentent presque plus d'eau et des îlots de terre sont apparents au milieu de la rivière, en amont du site. Le chenal secondaire est légèrement moins important et le réseau d'eau en plaine alluviale est réduit de moitié (247 m<sup>2</sup>) par rapport au premier vol. Cette différence pourrait s'expliquer par la brèche apparue dans le barrage après les pics de crues de janvier (**Figure 18**).

#### *Les zones de boues*

La surface boueuse a également changé entre les deux vols. Le premier présentait une surface totale de 60 m<sup>2</sup> contre 190 m<sup>2</sup> au second. Cette évolution est sûrement due à la réduction des zones inondées laissant de la boue lorsque l'eau s'est retirée.

#### *Activité du castor*

La surface d'arbres abattus est passée de 745 m<sup>2</sup> à 1041 m<sup>2</sup> entre le 22/01/22 et le 20/04/22. Son activité s'étend sur une distance totale de 608 m sur le cours d'eau (172 m en amont et 436

m en aval du barrage). Une zone en aval (entre les pièges 6 et 7) a particulièrement été impactée par l'abattage d'arbres à proximité de la rivière. Cependant, la carte n'englobe pas certains endroits longeant la route où des traces de castor et des arbustes abattus ont été relevés pendant les terrains. Malgré les vols et les nombreux passages sur le site, la hutte du castor n'a pas été localisée. C'est la raison pour laquelle elle ne figure pas sur ces cartes.

### *Embâcles*

Deux embâcles sont apparus et ont obstrué le cours d'eau entre les deux dates. Le premier se situe juste avant le piège à sédiments 5 et le seconde se trouve dans le méandre entre les pièges 5 et 6.



Figure 18 Barrage du castor (21/01/22)



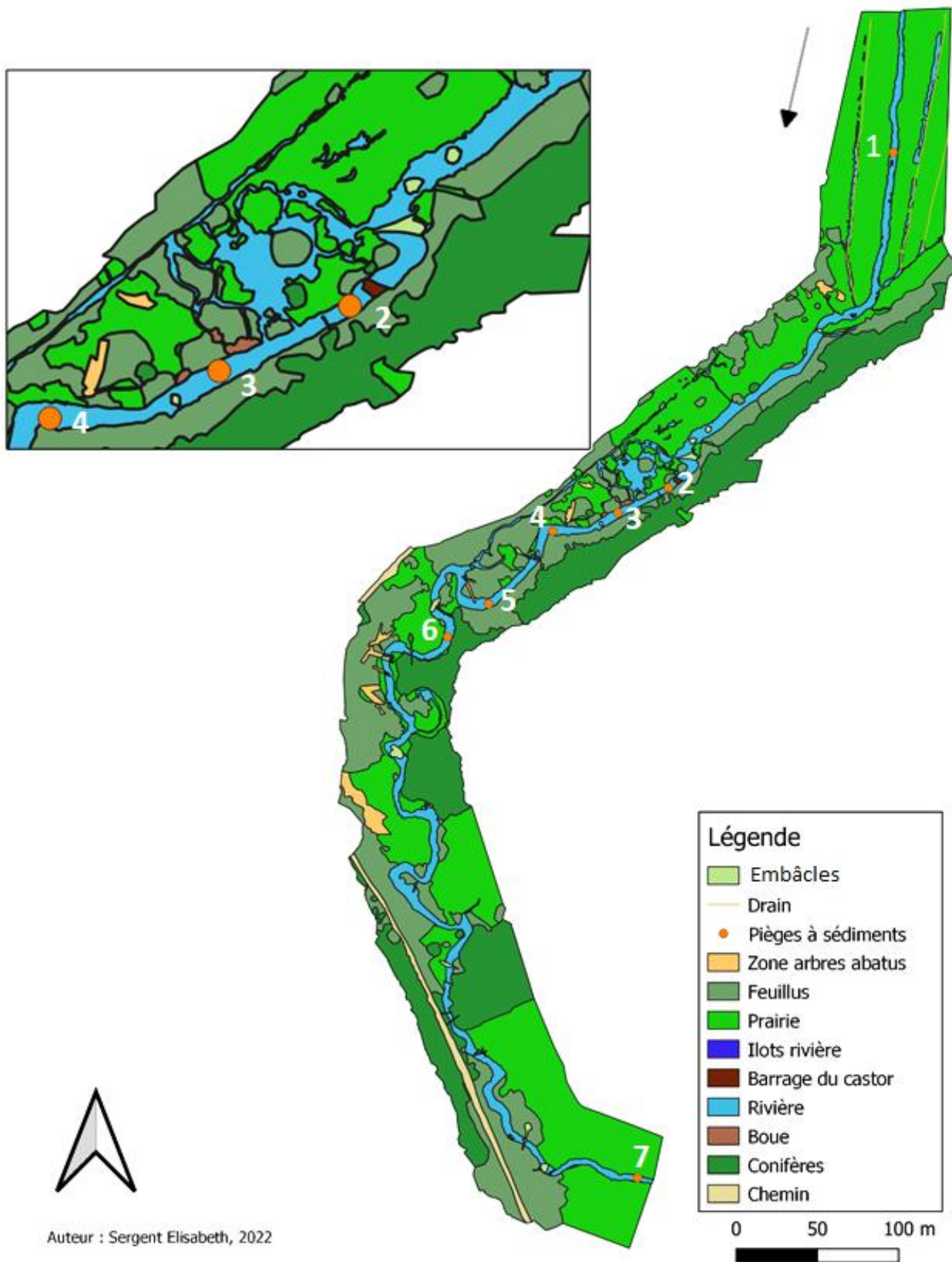


Figure 19 Carte réalisée à partir du vol de drone (22/01/22)

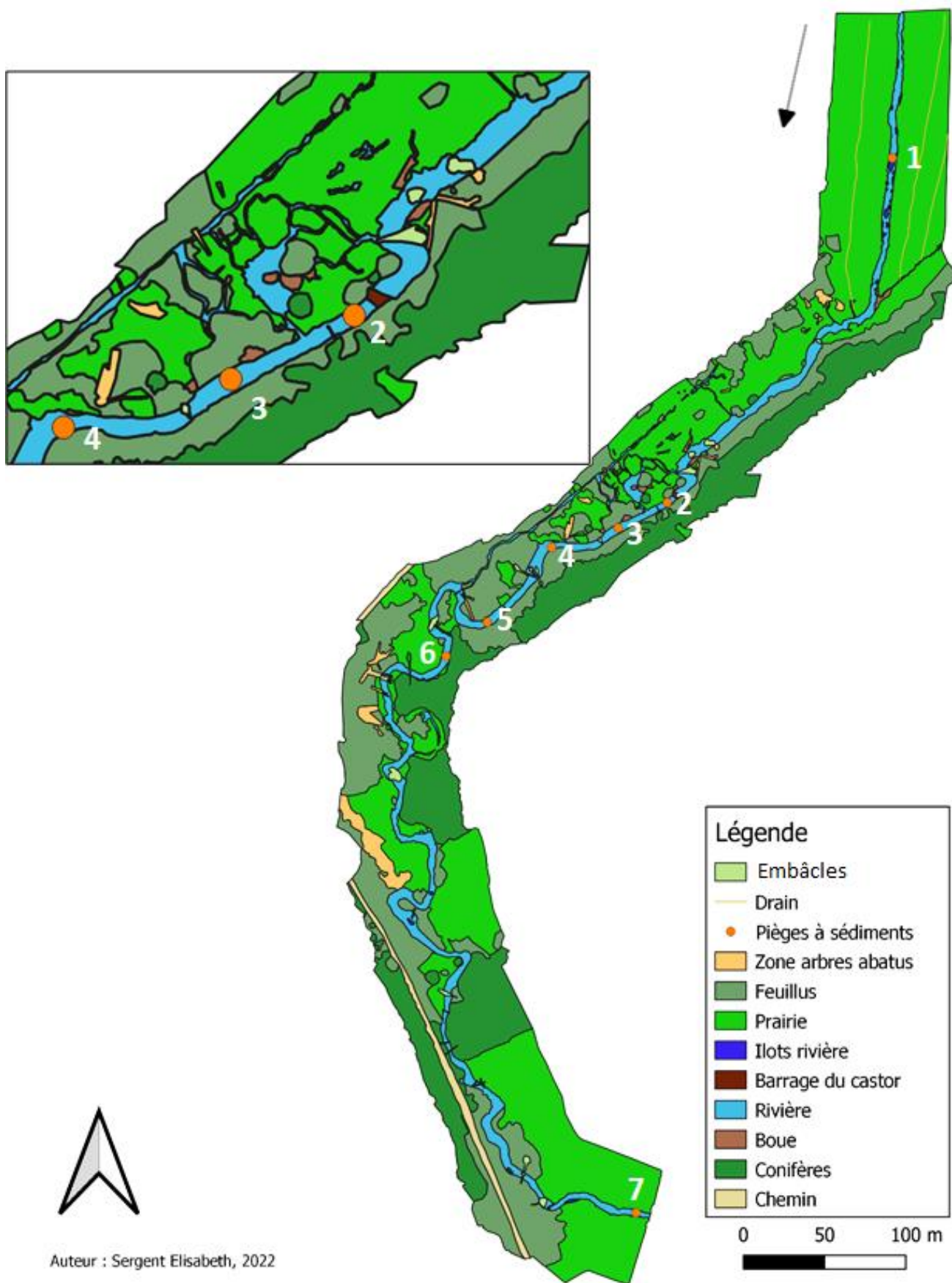


Figure 20 Carte réalisée à partir du vol de drone (20/04/22)

## 4.2 LES PIEGES A SEDIMENTS

### 4.2.1 VUE GLOBALE DES ÉCHANTILLONS

La tendance générale des courbes (**Figure 21**) semble suivre la même évolution : une légère augmentation du colmatage (entre les relevés 1 et 3), suivie d'une diminution collective (au relevé 4), et enfin, une nouvelle augmentation (sur la dernière période).

Bien qu'il soit le piège de référence, le piège 1 (placé en amont de la retenue) ne se démarque pas des autres pièges. En effet, il n'y a pas de différence entre les valeurs des pièges aval par rapport au piège amont, pour les relevés 1, 3, 4 et 5. Cependant, le relevé 2 est intéressant avec une distribution très dispersée des quantités de sédiments collectés pour l'ensemble des pièges. Ceci est probablement un effet de la crue supérieure au  $Q_b$  survenue peu de temps avant. Lors de ce relevé, le piège 2 est bien plus élevé (13,38 g/j) que les autres pièges, suivi par le piège 1 (7,88 g/j) (**Annexe 1**). Placé directement en aval du barrage, le résultat du piège 2 n'est pas normal parce que les sédiments sont censés être retenus par la construction. En revanche, les autres pièges en aval sont bien inférieurs au piège de référence.

Ainsi, le remplissage des pièges à sédiments semble suivre le débit. En effet, les hausses des valeurs observées aux relevés 2 et 3 semblent coïncider avec des crues plus importantes. Les relevés suivent de près dans le temps les pics du débit.

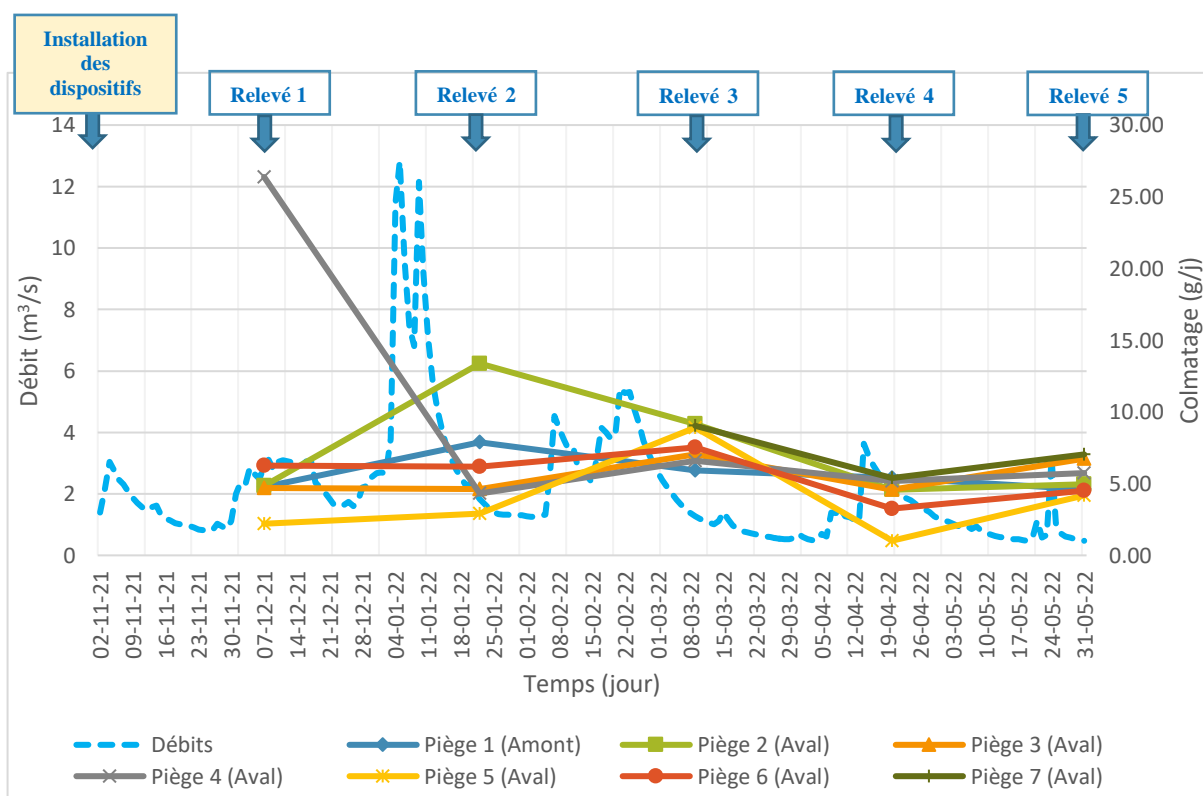


Figure 21 Taux du colmatage (en g/j) pour les sédiments totaux par piège durant la période d'étude.

Chaque courbe donne l'évolution du colmatage durant la période d'étude. Des flèches symbolisent les relevés. Enfin, la courbe bleue pointillée représente les variations du débit (m³/s) sous forme d'un hydrogramme.

Sur l'ensemble de l'étude, deux pièges méritent une attention particulière. D'une part, le piège à sédiments 4 est extrêmement élevé par rapport aux autres pièges lors du relevé 1. Cette donnée est d'autant plus étonnante que les valeurs de ce piège lors des autres relevés restent dans la moyenne des autres pièges. D'autre part, le piège 5 montre une grande variation dans ses valeurs bien qu'il suive la tendance générale. En effet, il possède les valeurs les plus basses aux 2 premiers relevés. Cependant, ses quantités de sédiments piégés sont les plus importantes au relevé 3, malgré de faibles quantités de sédiments lors des 2 dernières périodes.

Avant d'interpréter les résultats, il faut cependant noter que le piège 2 a été changé d'emplacement entre les relevés 2 et 3, pour le poser à un endroit plus judicieux. D'autre part, le piège 5 a été volé et puis, emporté par le courant au cours du relevé 4. Ces incidents ont certainement eu une influence sur les résultats de ces deux pièges.

### Variation du colmatage total (g/j) par piège

L'un des objectifs de l'étude est de comparer les données de l'amont avec celles de l'aval. La boîte du piège 1 (P1) correspond au piège de référence, n'ayant pas subi de perturbations relatives au barrage de castors (Figure 22). Le piège 2 (P2) montre une grande variabilité dans ses valeurs avec un écart type très élevé (malgré l'exclusion des données aberrantes). La médiane des pièges 3 et 6 est aux extrémités de leur boîte, signalant une distribution asymétrique. Les pièges 1 et 5 possèdent chacun un point externe à la boîte, mais il ne s'agit pas de valeurs aberrantes (= outliers). Enfin, les pièges 4 et 7 montrent une certaine homogénéité et une normalité dans leur valeur compte tenu de la forme de leurs boîtes à moustaches respectives. Globalement, le poids médian des sédiments collectés est relativement similaire (Figure 22), à l'exception du piège 5 qui est légèrement plus faible que les autres. De cette manière, il ne semble pas y avoir de différence de colmatage entre l'amont et l'aval du barrage.

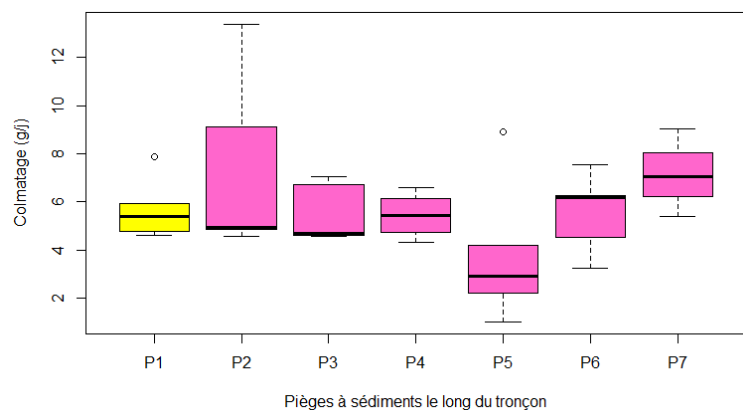


Figure 22 Quantité totale de sédiments recueillis dans les pièges (P1, P2...). Les valeurs aberrantes ont été enlevées dans le jeu de données contrairement aux points précédents.

#### 4.2.2 VUE PAR CLASSE GRANULOMÉTRIQUE

À partir des données brutes, le pourcentage de remplissage des pièges à sédiments a été déterminé selon les classes granulométriques. Les sédiments inférieurs à 500 µm sont plus abondants que les autres fractions, tous pièges confondus (Figure 23, Annexe 2). Néanmoins, les pourcentages du relevé 2 (R2) indiquent une fluctuation : le piégeage des autres granulométries (6000-2000 µm et 2000-500 µm) est proportionnellement plus important, comparé aux autres relevés. Cette observation se voit sur presque tous les pièges.



En comparant les proportions entre les pièges 1 et 2, on constate que les sédiments de 6000  $\mu\text{m}$  à 500  $\mu\text{m}$  sont plus abondants après le barrage qu'en amont. Cette tendance se retrouve également dans les autres pièges en aval du barrage.

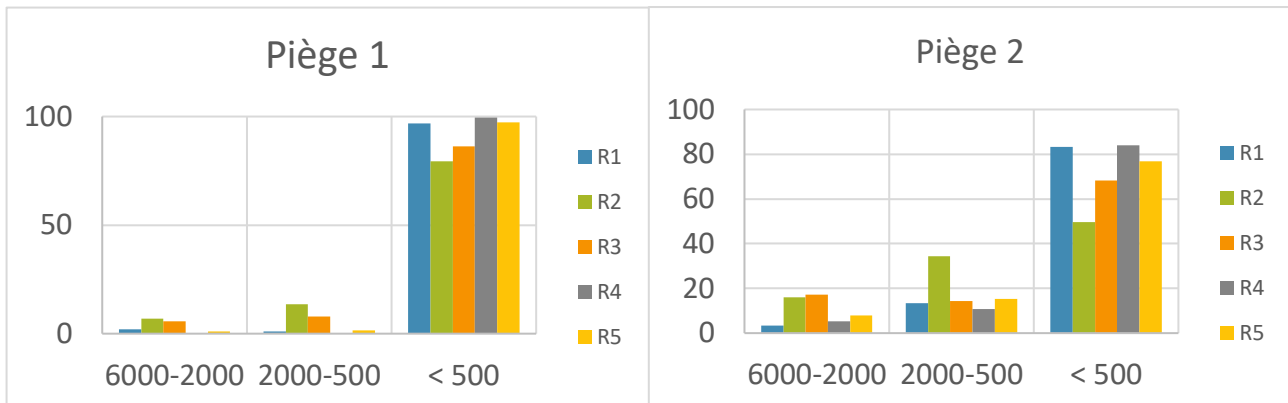


Figure 23 Pourcentages de remplissage par classes granulométriques selon les différents relevés pour le piège 1 (à gauche) et le piège 2 (à droite).

### Variation du colmatage (g/j) par granulométrie par piège

Compte tenu de l'importance de la proportion des sédiments fins (< 500  $\mu\text{m}$ ) dans les pièges, la variation de cette classe est plus importante que les autres puisqu'elle influence la sédimentation totale. Sur le graphique (Figure 24), les médianes des pièges diffèrent légèrement les unes des autres. Sans tenir compte de l'allongement des boîtes à moustaches et de leurs écarts

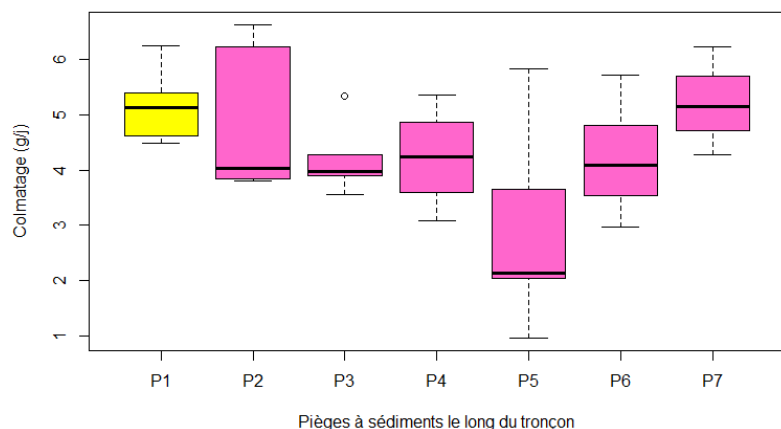


Figure 24 Sédiments de granulométrie inférieure à 500  $\mu\text{m}$  collectés dans les pièges

types, les pièges 2 à 6 montrent une médiane inférieure au piège de référence (P1). Particulièrement, on constate une chute importante du colmatage au niveau du piège 5. Enfin, la médiane du piège 7 semble similaire au piège 1, suggérant un rétablissement de la situation après 1049 m séparant les deux sites.

Tous les pièges montrent une grande variabilité dans leurs valeurs, particulièrement le piège 5. Ces observations sont similaires pour la classe de granulométrie 2000-500  $\mu\text{m}$ . Concernant les sédiments de 6000-2000  $\mu\text{m}$ , les médianes inter-pièges sont similaires, mais il existe également une grande variabilité des données, particulièrement au piège 2 (Annexe 5).

En résumé, il existe une variation des quantités totales de sédiments piégés dans le temps, mais pas dans l'espace (entre les pièges). Ces variations semblent coïncider avec la fluctuation du débit dans le temps. Selon les différents angles analysés, les pièges 1, 2, 4 et 5 se distinguent par la présence de données aberrantes (= outliers), de grande variabilité dans les valeurs et/ ou



dans le temps... Du point de vue des classes granulométriques, les sédiments fins inférieurs à 500 µm correspondent à la classe la plus importante collectée.

---

#### 4.2.3 SIGNIFICATIVITÉ DES DONNÉES

Afin de savoir si les observations visuelles se confirmaient statistiquement, un test de Kruskal-Wallis a été effectué sur les données de colmatage (g/j). Ce test a montré que les différences étaient non-significatives quel que soit le type de granulométrie. En effet, l'ensemble des *p-values* obtenues étaient supérieures à 0,05. Ainsi, il n'y a en général pas de différence de colmatage significative entre les différents pièges à sédiments.

Avant l'application de ce test, la normalité des données a été vérifiée. Celles-ci diffèrent selon les groupes de valeurs étudiées, à savoir : la quantité de sédiments totale, les sédiments de 6000-2000 µm, les sédiments de 2000-500 µm et les sédiments de < 500 µm. Seule la distribution des sédiments fins inférieurs à 500 µm respectait la loi de normalité selon les tests de Shapiro. Cependant, les tests par histogramme montraient une courbe de normalité pour les données des sédiments totaux.

L'ensemble des tests de Student (t-test) et de Mann-Whitney (wilcox.test) ont permis de comparer le piège de référence (piège 1, situé en amont du barrage) avec chaque autre piège à sédiments individuellement. Cependant, aucune différence n'était significative : il n'a pas de différence de colmatage entre le piège à sédiments 1 et les autres pièges en aval. Il faut cependant noter que les données ont été traitées indépendamment des variations du débit, ce qui est valable pour l'ensemble des tests effectués.

### 4.3 LES STICKS HYPOXIES

---

#### 4.3.1 VUE GLOBALE

Les sticks hypoxies relevés n'ont pas montré de tendance visuelle évidente compte tenu de la variabilité importante inter- et intra-sites (**Figure 25**). Néanmoins, on distingue une baisse générale de la profondeur d'oxygénation au relevé 2. Inversement, les plus importantes valeurs ont été enregistrées au dernier relevé pour la majorité des sites, à l'exception des sites placés aux extrémités du lieu d'étude.

Le site 1 (en amont de la retenue) présente une grande variabilité locale au cours du temps. Lors du premier relevé, la moitié des sticks sont entièrement oxygénés alors que les autres ne le sont pas du tout. Le phénomène se poursuit aux relevés suivants, avec des quantités variables de profondeur d'oxygène. Finalement, le site présente une absence presque totale d'oxygène au dernier relevé.

L'intérêt de l'étude portant sur l'habitat des moules, seuls les 10 premiers centimètres de profondeur sont importants. Or, il s'avère que la plupart des sticks remplisse cette condition, sauf le site 4 (au relevé 2) et les sites 1 et 7 (au relevé 5, déjà cités). Globalement, les sites ne semblent pas plus colmatés en amont qu'en aval du barrage de castors.

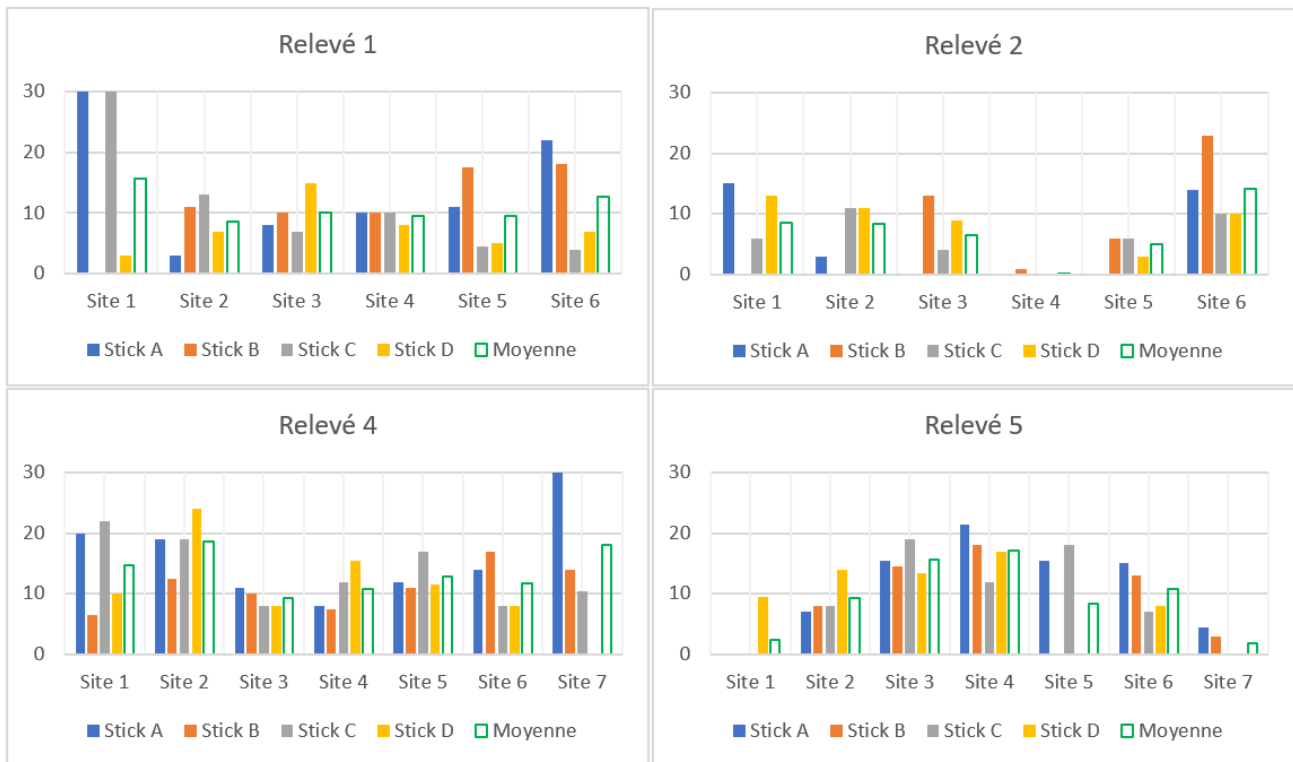


Figure 25 Profondeur d'oxygénation (cm) des 4 sticks de chaque site par relevé. Pour rappel, il n'y a pas eu de prélèvement des sticks lors du relevé 3.

### Variation de la profondeur d'oxygénation (cm) par piège

Pour confirmer ces observations, le graphique (Figure 26) indique une grande similitude des médianes des différents sites. De cette manière, il n'y a pas de grande différence entre l'amont et l'aval du barrage. En revanche, il existe également une grande variabilité des données reflétées par de grands écarts types, particulièrement pour les sites 1, 4 et 7. A contrario, le site 2 est intéressant par la taille de sa boîte à moustache. Celle-ci est très petite, ce qui signifie que les valeurs sont presque toutes identiques. Ainsi, la profondeur moyenne d'oxygénation semble suivre la même tendance que celles déterminées pour le colmatage.

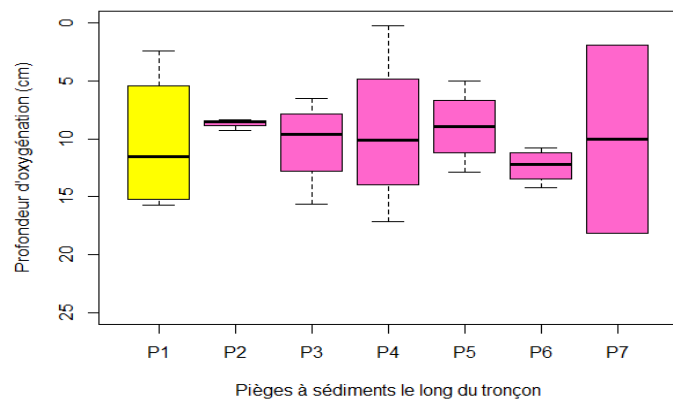


Figure 26 Profondeurs moyennes d'oxygénation du lit par site des pièges

#### 4.3.2 SIGNIFICATIVITE DES DONNEES

En regroupant l'ensemble des données de chaque site, une comparaison entre les sites a pu se faire grâce à la profondeur moyenne de l'oxygénation du lit par site. Compte tenu de la normalité des données, un test de Student effectué conclut qu'il n'y a pas de différence entre le site en amont et les 6 autres sites en aval du barrage.

#### 4.4 LA VITESSE D'ÉCOULEMENT

Les pièges étaient tous placés sur des seuils ce qui permettait d'avoir une certaine homogénéité dans les conditions de l'étude. Les vitesses ont été mesurées pour avoir une piste d'explications sur les éventuelles différences de remplissage entre pièges.

Les vitesses du piège 1 (**Tableau 2**) sont nettement plus faibles que les autres. À partir du piège 2, les vitesses mesurées sont plus élevées, sauf pour le dernier piège où les vitesses semblent plus faibles. Cette tendance se poursuit aux relevés 3 et 4. Le relevé 5 affiche des valeurs basses sur l'ensemble du cours d'eau.

	Piège 1	Piège 2	Piège 3	Piège 4	Piège 5	Piège 6	Piège 7	Station de Volaille
Relevé 1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2,91
Relevé 2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1,83
Relevé 3	0,16	0,67	0,56	0,61	0,70	0,55	0,37	1,27
Relevé 4	0,06	0,68	0,48	0,62	0,44	0,44	0,32	2,19
Relevé 5	0,01	0,32	0,22	0,57	0,06	0,17	0,18	0,48

Tableau 2 Vitesses moyennes (m/s) pour chaque piège au cours de l'étude et débits (m<sup>3</sup>/s) à la station de Volaille pour chaque relevé correspondant

#### 4.5 LES TESTS DE CORRELATION

Aucune corrélation n'a été décelée entre les quantités de sédiments collectés et la profondeur d'oxygénation. Cependant, cette affirmation n'est pas certaine compte tenu des *p-values* extrêmement élevées.

Concernant la vitesse du courant, les résultats indiquent une légère corrélation avec les sédiments de granulométrie 6000-2000 µm. Mais ce résultat n'est pas significatif puisque les *p-values* sont supérieures à 0,05. En revanche, les autres classes de sédiments ne sont pas corrélées avec la vitesse d'écoulement.

#### 4.6 LA MESURE DES COULEES DU CASTOR

Cette donnée n'a pas été exploitée dans les analyses et les résultats puisqu'aucune variation dans le temps n'a été obtenue.

Environ 24 coulées ont été trouvées sur l'ensemble du site d'étude. Trois d'entre elles ont été mesurées régulièrement durant la période d'étude. Contre toute attente, leurs dimensions n'ont pas évolué au cours du temps :

- Une plateforme de boue rejoignant la zone inondée (entre les pièges 2 et 3) : 5 m de long et une surface de 33 m<sup>2</sup> (calculée sur les cartes) ;
- Le tunnel situé entre le piège 4 et 5 : largeur : 55 cm, longueur : 110 cm et profondeur : 75 cm ;

- Une coulée située entre le piège 5 et 6 : largeur : 53 cm, longueur : 215 cm et profondeur : 41 cm.

## 4.7 LES PIEGES PHOTOS

### 4.7.1 DONNEES BRUTES

Le piège photo n°1 (situé entre les pièges à sédiments 4 et 5) a pu capturer les nombreux passages du castor, qui ont un éventuel impact sur le remplissage du piège à sédiments 5. Au cours du temps, on constate une variation importante de son activité (**Figure 27**). En effet, le rongeur semble très actif à certains moments : à la fin novembre, en janvier et plusieurs pics d'activité ponctuels entre février et mars. Ces périodes intenses sont souvent suivies d'une baisse de présence. Néanmoins, on constate une forte diminution des passages du castor à partir de la mi-mars. La tendance se poursuit sur le reste de l'étude. Il faut cependant noter qu'entre le 10/03/22 et le 22/03/22, aucune photo n'a été prise par le piège. Il semblerait qu'il y ait eu une défaillance de l'appareil.

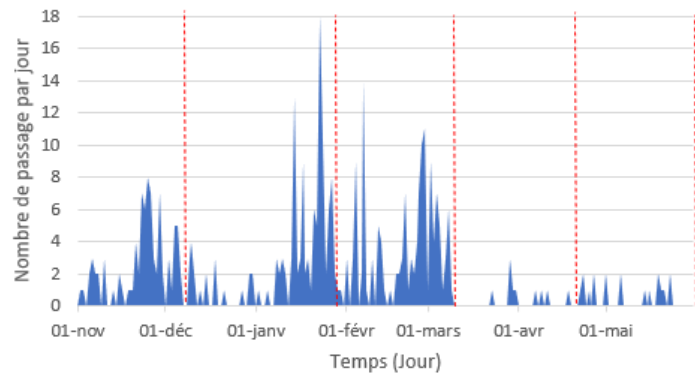


Figure 27 Nombre de passages du castor par jour (au piège 1) sur l'ensemble de la période d'étude, représentant les différents relevés par une ligne rouge pointillée.

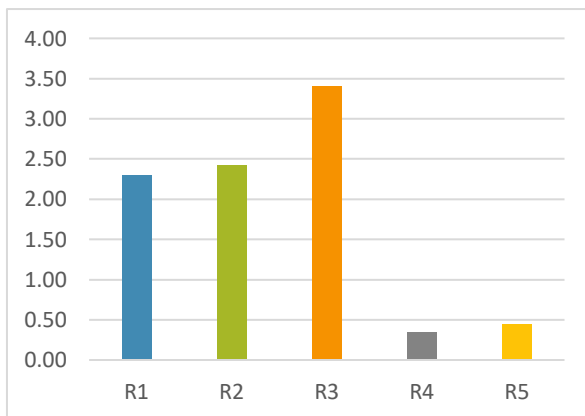


Figure 28 Activité journalière moyenne du castor en fonction des relevés (Piège photo n°1) (Pour rappel : R1 = 07/12/21, R2 = 21/01/22, R3 = 09/03/22, R4 = 20/04/22, R5 = 31/05/22)

L'histogramme (**Figure 28**) représentant l'activité moyenne du castor par relevé met en évidence la forte présence du castor en hiver et une chute drastique de sa présence à l'arrivée du printemps.

Le problème technique survenu a été pris en compte lors de la standardisation des données. Ainsi, le relevé 4 (R4) du graphique représente 29 jours sur les 42 jours de la période réelle.

### 4.7.2 LE PIEGE A SEDIMENTS 5 ET LE PIEGE PHOTO

Les résultats des corrélations entre les pièges semblent montrer une légère corrélation positive. Cependant, l'ensemble des *p-values* indiquent que les corrélations ne sont statistiquement pas significatives.

## 4.8 LE RECENSEMENT DES MOULES

### 4.8.1 PRESENCE DES MOULES SUR LE SITE

Trois recensements ont été faits sur l'ensemble du tronçon (Figures 29 et 30) : un premier en amont, un second en aval (100 m après le barrage) et un troisième plus loin en aval (à 577 m du barrage, à l'emplacement d'anciennes réintroductions, faites entre 2019 et 2021). Au total, 61 individus (toutes espèces, lieux et individus vivants et morts, confondus) ont été trouvés sur l'ensemble des parties prospectées. On constate une grande différence du nombre d'individus trouvés selon les zones de recensement. Le nombre est particulièrement plus faible en amont du barrage. De plus, il existe une plus grande mortalité à cet endroit, proportionnellement au nombre trouvé. En effet, il y a 4 moules sur 8 qui étaient mortes, soit la moitié. Les mortalités semblent récentes puisque la majorité des coquilles trouvées étaient encore doubles, et certaines avaient encore des morceaux de chairs à l'intérieur. En revanche, aucune moule morte n'a été trouvée sur la zone de recensement juxtaposée au barrage. Enfin, il y avait 5 individus morts au niveau de la zone de réintroduction.

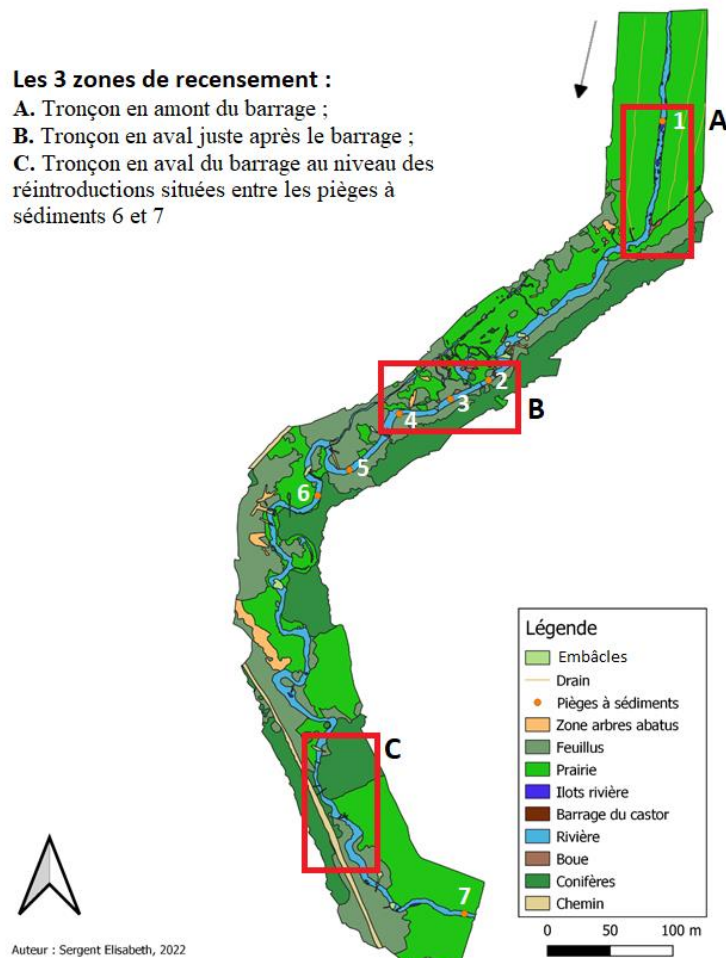


Figure 29 Localisation des 3 zones de recensement



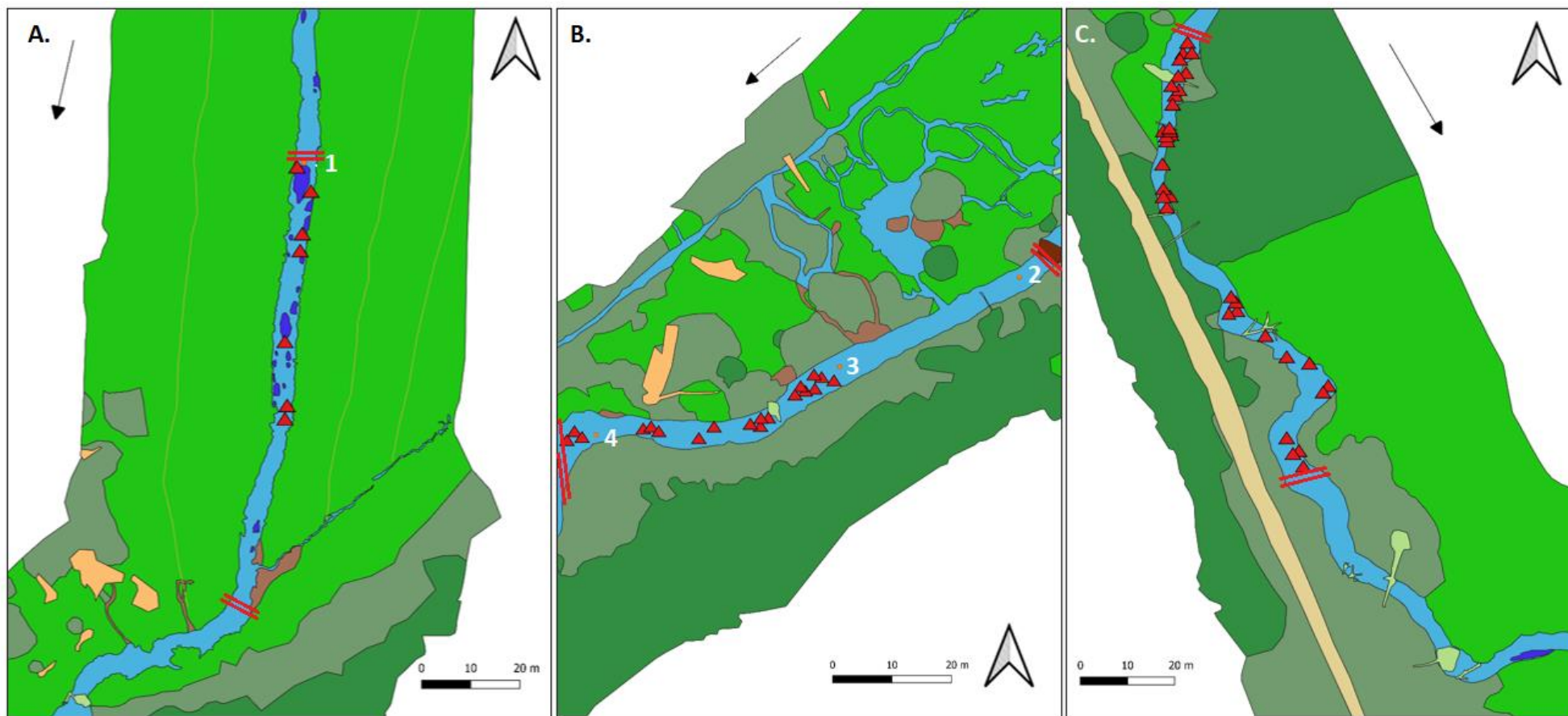


Figure 30 Répartition des moules recensées sur le site d'étude

(A. Tronçon en amont du barrage ; B. Tronçon en aval juste après le barrage ; C. Tronçon en aval du barrage au niveau des réintroductions situées entre les pièges à sédiments 6 et 7).

Les doubles barres rouges présentes aux extrémités du cours d'eau délimitent les zones de recensement. Les triangles représentent l'emplacement où les moules d'eau douce ont été trouvées sur le site.

#### 4.8.2 REPARTITION DES ESPECES ET AGE DES INDIVIDUS

Deux espèces de moules d'eau douce ont été trouvées sur le site : *U. crassus* et *A. anatina*. Leur répartition semble en déséquilibre sur le tronçon (Figure 31). En effet, *A. anatina* est proportionnellement plus présente en amont du cours d'eau. En effet, seul un individu de l'espèce *U. crassus* a été recensé en amont du barrage. En revanche, l'*U. crassus* semble être prédominante dans les secteurs en aval du barrage, en comparaison de l'autre espèce. Cependant, l'entièreté des individus par espèce est presque similaire puisque 28 *A. anatina* et 33 *U. crassus* ont été trouvés sur l'ensemble des trois secteurs.

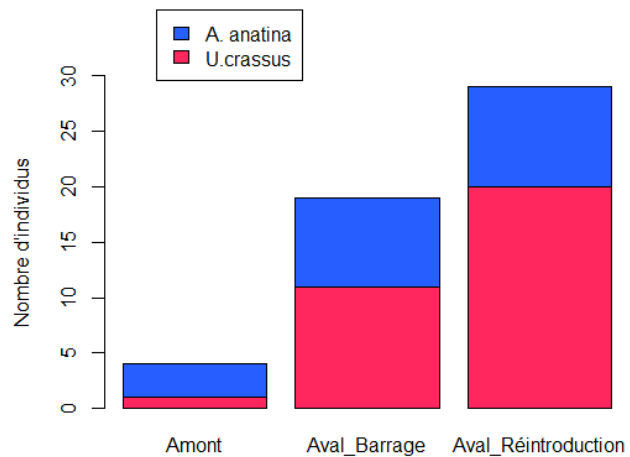


Figure 31 Répartition des espèces selon les lieux de recensement

#### *Unio crassus*

L'asymétrie du graphique (Figure 32, Tableau 3), représentant les différentes catégories de longueurs de coquille, reflète une population vieillissante avec une plus grande quantité d'individus à partir de 43 mm. Néanmoins, il existe 5 individus juvéniles dont la longueur de la coquille est inférieure à 35 mm.

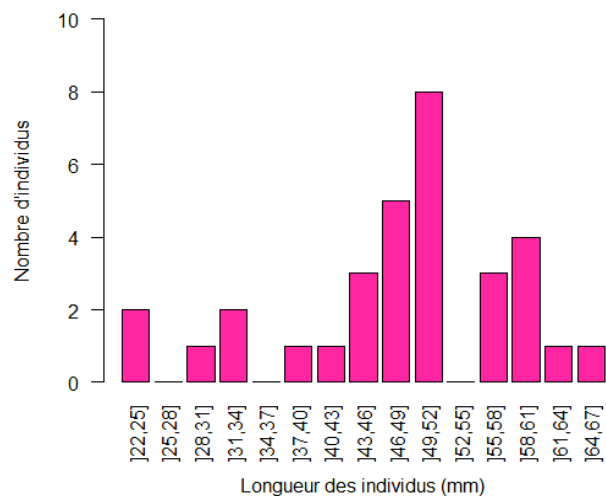


Figure 32 Distribution par classe de taille des *U. crassus*

Longueur	Amont (1 moule)	Aval Barrage	Aval Réintroduction
Min	/	33	23
Max	62	65	61
Médiane	/	58	47

Tableau 3 Caractéristiques des tailles de coquilles (mm) des *U. crassus* recensées selon les différents sites

Selon les percentiles 10 et 90 des *U. crassus*, 80% de l'espèce recensée possède un âge entre 5 et 18 ans. Ces valeurs d'âge ont été calculées sur base de l'équation découlant de la courbe de croissance de l'espèce présente sur la Sûre en Belgique (Annexe 6) (Dunca, 2014). Il faut noter que l'espérance de vie de l'espèce est de 20 à 30 ans (Cucherat, 2013; Vriгдаud, 2009).

### Anodonta anatina

La distribution par classe (Figure 33, Tableau 4) met en évidence une population également vieillissante. En effet, la majorité des données sont regroupées entre 70 et 88 mm. En revanche, il y a très peu de jeunes ou « moyennes » moules dans ces classes.

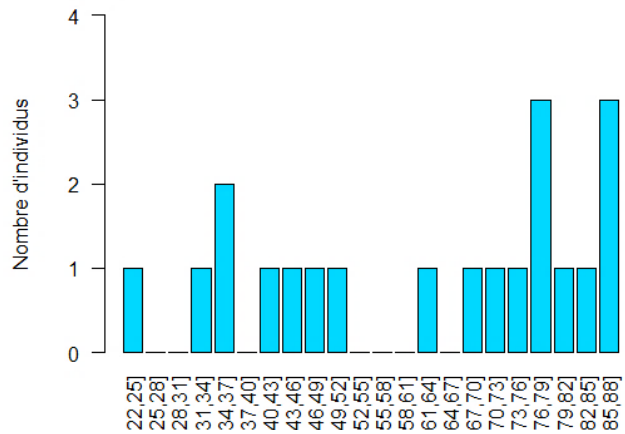


Figure 33 Distribution par classe de taille des A. anatina

Longueur	Amont	Aval Barrage	Aval Réintroduction
Min	37	36	25
Max	88	84	86
Médiane	73,5	69,5	69

Tableau 4 Caractéristiques des tailles de coquilles (mm) des A. anatina selon les différents sites

Selon les percentiles 10 et 90 des A. anatina, 80% de l'espèce recensée possède un âge entre 2 et 9 ans. Ces valeurs ont été calculées sur base de la courbe de croissance de l'espèce présente sur des cours d'eau en Angleterre (Annexe 6) (Lundquist *et al.*, 2019). Il faut noter que l'espérance de vie de l'espèce est de 5 à 15 ans (Lévêque, 1977; Vancolen, 2008).

#### 4.8.3 SUBSTRAT

Le substrat dans lequel les moules ont été trouvées (Figure 34) semble être similaire pour les différentes zones de recherches, avec une majorité de milieux sableux. Certaines ont été trouvées dans du limon. Sur le site de réintroduction, il y avait également un substrat constitué de galets.

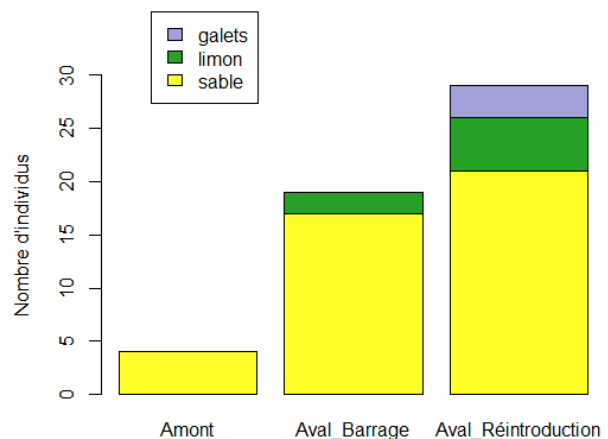


Figure 34 Substrats d'enfouissement des moules selon les 3 secteurs prospectés

## 5 DISCUSSION

### 5.1 PIEGES A SEDIMENTS

Les données collectées dans les pièges à sédiments ont permis d'étudier le transport sédimentaire du cours d'eau en amont et en aval du barrage. L'étude a ainsi décelé les tendances ressortant dans l'espace et dans le temps.

#### *Amont versus aval*

En théorie, le transport sédimentaire est modifié par la présence du barrage. Celui-ci bloque la majorité des sédiments, en raison du ralentissement de l'eau. Ainsi, il devrait y avoir un déficit sédimentaire après le barrage (Gurnell, 1998). Pourtant, l'étude conclut qu'il n'y a pas de différence entre l'amont et l'aval au niveau des sédiments collectés. D'une part, ce phénomène peut s'expliquer par l'établissement récent du barrage. Les nouveaux barrages sont moins étanches que les anciens, établis et utilisés depuis plus longtemps (R. K. Meentemeyer & Butler, 1999). D'autre part, l'hétérogénéité du tronçon étudié montre une scission entre l'amont et l'aval au niveau de la sinuosité (rectiligne, puis méandré) et de l'occupation du sol (prairie, puis bois). À partir de cela, la comparaison entre le site de référence et ceux en aval est compromise, car les caractéristiques du cours d'eau possèdent des propriétés différentes (Malavoi & Bravard, 2010).

Parmi les classes granulométriques étudiées, ce sont les sédiments les plus fins ( $< 500\mu\text{m}$ ) qui sont proportionnellement les plus abondants dans les pièges. Ceci est valable pour l'ensemble des pièges et pour chacun des relevés. Transportés en suspension, ces éléments sont plus susceptibles de traverser le barrage, emportés par le courant (Dinu *et al.*, 1978). Outre la perméabilité éventuelle du barrage laissant passer les sédiments, la grosse quantité de sédiments fins peut également s'expliquer par la taille de la retenue d'eau qui influence le temps de séjour hydraulique (Poff & Hart, 2002). Les petites retenues offrent un taux de piégeage plus bas parce que l'eau reste peu de temps au niveau de la retenue (Peeters, 2020). Cela ne laisse pas le temps aux sédiments fins de se poser au fond du lit et ils finissent par passer au-delà du barrage (Morris & Fan, 1997). En revanche, les sédiments plus grossiers (transitant par charriage et par saltation) sont directement bloqués par la retenue (Peeters, 2020). Les fractions  $6000\mu\text{m}$  à  $500\mu\text{m}$  devraient donc être plus importantes en amont du barrage. Pourtant, les résultats montrent qu'il y a proportionnellement plus de sédiments de  $6000$  à  $500\mu\text{m}$  dans le piège 2 (en aval du barrage) que dans le piège 1, particulièrement lors du relevé 2. Ceci est probablement dû à la chute d'eau créée par le barrage du castor. L'eau qui tombe provoque un phénomène de surcreusement (appelé *plunge pool*) au pied de la construction, réinjectant du substrat dans la rivière. Il est également probable que certains éléments sableux collectés en aval proviennent de ce phénomène (Pearson & Pizzuto, 2015, p. 201). De plus, il est tout à fait normal d'avoir eu plus d'éléments de ces fractions au relevé 2 (après les crues) parce qu'ils sont peu mobilisés pour les autres débits.

### *Fluctuation générale dans le temps*

L'augmentation des quantités de sédiments coïncide avec le pic de crue, lors du relevé 2. Une crue débordante a d'ailleurs été enregistrée durant cette période (**Figure 14**). Lors de ces événements, les débits plus importants entraînent plus de sédiments sur leur passage. Après la crue, la chute du débit provoque la sédimentation des particules.

### *Fluctuations des pièges au cours du temps*

Indépendamment des fluctuations dans le temps et dans l'espace, certains pièges présentent une grande variabilité dans leurs données. Par exemple, le changement de localisation du piège 2 pourrait expliquer cette variabilité. En effet, lors des 2 premiers relevés, le piège était placé plus loin du barrage, derrière un gros bloc, réduisant l'impact réel de la construction sur le dispositif. Il a alors été avancé près du barrage, après le relevé 2.

Le piège 4 possède des quantités nettement plus importantes que les autres pièges lors du relevé 1. Tout d'abord, cette différence pourrait s'expliquer par la position du piège, qui est placé dans un environnement très sableux, contrairement aux autres sites. D'ailleurs, sa mise en place a été bien plus facile que les autres, qui se trouvaient dans des endroits caillouteux. Ensuite, des plantes aquatiques, présentes dans la zone, auraient pu remettre en suspension les sédiments avec leur mouvement dans le fond du lit. Enfin, compte tenu du milieu très sableux, il est possible que l'installation du piège ait favorisé ce résultat. En effet, la mise en place du piège a nécessité le creusage du lit, mettant en suspension une grande quantité de particules. Cependant, cette théorie ne tient pas pour les autres relevés. En écartant tous les facteurs ayant pu intervenir dans cette donnée hors-norme, il est possible que l'érosion due au castor soit simplement à l'origine de cette grande quantité de sédiments collectés.

Concernant le piège 5, des quantités inférieures à la moyenne ont été relevées sur l'ensemble de l'étude, ce qui s'explique par plusieurs raisons. Tout d'abord, un embâcle est apparu au cours de l'étude, comme en témoignent les cartes réalisées sur QGIS. Positionné à proximité du piège, celui-ci a certainement contribué à la diminution des quantités sédimentaires amassées. Ensuite, comme expliqué précédemment, un dispositif a disparu lors du relevé 4. Les données ont été standardisées, prenant en compte les 15 jours manquants. Ayant été rapidement remplacé, le piège a pourtant été retrouvé délogé de son berceau à la fin de la période. Ces deux incidents rapprochés rendent les données du piège 5 non fiables. Enfin, les relevés de vitesses (pris à partir du relevé 3) montrent une grande variabilité expliquant également les résultats changeants à cet endroit.

## 5.2 STICKS HYPOXIES

### *Amont versus aval*

L'étude relève que le site amont semble être en opposition avec les autres sites en aval du barrage (à l'exception du dernier site). De plus, il possède une grande variabilité dans le temps. En effet, l'oxygénation sur ce site est plutôt bonne au relevé 1, mais les valeurs du dernier relevé relèvent une absence d'oxygène. La grande quantité d'oxygène au premier relevé est peut-être



due à la mise en place du stick. Le trou élargi aurait permis à l'air de passer, oxygénant les sticks et expliquant le contraste dans le temps. Mais cela ne s'applique pas aux autres pièges.

### *Rétablissement de la situation au piège 7 ?*

Les similitudes de données entre les pièges situés aux extrémités peuvent interroger sur le rétablissement de la situation sédimentaire pré-barrage au site 7. En effet, les médianes des sédiments inférieurs à 500  $\mu\text{m}$  de ces deux pièges semblaient identiques et cette tendance se renouvelle pour les sticks hypoxies. Cependant, les deux endroits présentent des caractéristiques très différentes. En particulier, le site 1 est très eutrophisé et rempli de pollution visible. En revanche, le site 7 présente une eau plus claire. L'étude ne peut pas conclure sur un rétablissement de la situation, car il faudrait étudier de manière plus approfondie les nombreuses propriétés caractérisant ces deux endroits. De plus, aucune généralité ne peut être tirée puisqu'il y a très peu de prélèvement pour le site 7. Il pourrait donc s'agir d'une simple coïncidence.

### *Intérêt pour les moules d'eau douce*

Une grande partie des adultes se trouvent dans la couche superficielle des sédiments (~5 cm) avec leur siphon affleurant à la surface du lit. Ainsi, cette tranche de profondeur est particulièrement importante pour l'installation des individus, contrairement aux 20 autres centimètres relevés sur les sticks hypoxies. Il s'avère que la majorité des sites (tous relevés confondus) possèdent une profondeur d'oxygénation suffisante pour accueillir le mollusque, à quelques exceptions près. Cependant, cette profondeur n'est peut-être pas suffisante pour les juvéniles, qui s'enfoncent plus profondément dans le substrat et qui sont plus sensibles aux quantités d'oxygène que les individus adultes (Hochwald et al., 2012).

Au relevé 2, les sticks hypoxies du site 4 n'ont presque pas d'oxygène, ce qui peut s'expliquer par la forte sédimentation enregistrée au relevé 1. En effet, il est possible que le processus de sédimentation ait continué pendant les 15 premiers jours du relevé 2 (avant les crues de janvier), noircissant les sticks du site.

Au relevé 5, les pièges 1 et 7 ont une profondeur d'oxygène très faible également. Malgré une profondeur d'enfoncement moins importante en été, le taux d'oxygénation peut être critique durant cette saison. Ceci pose alors problème pour l'établissement des moules sur ces sites (Zieritz et al., 2014).

### *Limite de la mesure*

Il faut cependant tenir compte des biais entravant l'étude pour cette mesure. Tout d'abord, la méthode des sticks est limitée parce qu'elle ne possède pas d'échelle de référence (Peeters, 2020). Il aurait été intéressant de connaître le pourcentage d'oxygène relatif à la coloration du stick. Ensuite, il y a un manque de données pour le piège 7, qui a été mis en place plus tardivement. Les deux seules données pour ce site ne sont pas suffisantes pour tirer des conclusions à cet endroit. Enfin, la présence et l'activité des bactéries anaérobies sont favorisées par l'augmentation des températures (Larif et al., 2013). D'autres facteurs peuvent influencer

le développement de ces bactéries. Il faut donc prendre du recul sur les résultats obtenus puisqu'aucune mesure sur ces propriétés n'a été entreprise.

### 5.3 VITESSE DE L'EAU

La vitesse du courant est un des facteurs influençant le remplissage du piège. Lorsqu'elle est réduite, elle favorise la sédimentation et donc le colmatage (Naiman *et al.*, 1988). Dans l'étude, on constate que le piège 1 possède des vitesses plus basses que les autres. Ceci expliquerait les résultats obtenus des pièges à sédiments pour la fraction  $< 500 \mu\text{m}$  (Figure 24). En effet, le piège 1 avait une médiane supérieure aux autres pièges, coïncidant avec la vitesse moins élevée. La même observation peut se faire pour le piège 7, qui semble suivre la même tendance que le piège de référence. De plus, le piège 5 se caractérise par des vitesses extrêmement variables sur les trois relevés. Cela pourrait expliquer la variabilité importante relevée dans l'analyse de la fraction  $< 500 \mu\text{m}$ . Cependant, ces observations ne se confirment ni pour les quantités totales de sédiments collectés, ni pour le colmatage étudié à partir des sticks hypoxies.

Le relevé 5 affiche des vitesses très faibles sur l'ensemble du cours d'eau. Cette situation est normale compte tenu de la saison et de la diminution de la hauteur d'eau. Par exemple, le piège 5 se caractérise par une vitesse particulièrement faible (0,06 m/s) s'expliquant par la hauteur de l'eau extrêmement faible également (5 cm). De plus, les petites vitesses enregistrées coïncident avec l'augmentation du taux de piégeage généralisé durant cette période.

Bien qu'il semble y avoir des liens entre la vitesse du courant et le remplissage, l'absence de corrélation entre les valeurs de sédiments et de vitesses peut s'expliquer de différentes manières. D'une part, les propriétés de transport ne s'arrêtent pas uniquement à la vitesse. Il y a la taille, la forme géométrique et toutes autres caractéristiques physiques liées aux sédiments. D'autre part, la vitesse d'écoulement peut varier sur le cours d'eau selon la largeur, la profondeur du lit, la pente (Malavoi & Bravard, 2010)... De cette manière, l'ensemble des variables n'est pas pris en compte dans cette analyse. Enfin, le nombre de relevés intervient également dans la fiabilité des résultats. Durant l'étude, les relevés de vitesses ont été effectués à 3 reprises, ne permettant pas d'avoir une représentation suffisante des vitesses d'écoulement sur la période d'étude. Ces données sont essentiellement utiles pour mettre en évidence les différences entre sites.

### 5.4 PIEGE PHOTO

#### *Comportement du castor*

Les pièges photos ont mis en évidence la forte activité du castor durant les mois d'hiver et sa diminution drastique au printemps. Cette baisse notable de l'activité peut s'expliquer de diverses manières. Tout d'abord, cette période correspond à l'ouverture de la pêche, augmentant énormément le passage de personnes sur les bords du cours d'eau. Or, les perturbations humaines sont un des facteurs influençant le choix des lieux de nourriture (Rosell & Sanda, 2006). Parmi les facteurs, il y a également la densité d'essences consommables (Rosell *et al.*, 2005). Il est possible que les réserves de nourriture du castor aient diminué, rendant le lieu moins attrayant. De plus, le castor change son régime alimentaire en fonction des saisons

(Milligan & Humphries, 2010; Svendsen, 1980). En effet, son alimentation varie selon ses besoins, ce qui l'amène à explorer d'autres zones si nécessaire. Ensuite, le niveau de l'eau diminue avec l'arrivée des beaux jours, ce qui peut réduire l'accessibilité à certains endroits pour le castor. Le rongeur préfère les endroits immergés pour voyager d'un site à l'autre (Mortensen *et al.*, 2021). Ces nombreuses explications pourraient justifier la diminution drastique de l'activité du castor au début du printemps.

Cependant, l'étude ne peut pas conclure que ce comportement est typique ou non, puisqu'il existe de nombreuses variables qui ne sont pas prises en compte. Par exemple, une photo montre clairement la présence de deux castors sur le site. Ainsi, nous savons qu'une famille habite sur le cours d'eau. Peut-être que la réduction d'activité, capturée au niveau du piège photo, est due à l'arrivée de petits. En effet, l'espèce se reproduit en février et met bas en mai-juin (Nolet, 1997).

### *Lien avec le piège à sédiments*

L'étude montre qu'il n'y a pas de corrélation entre le nombre de passages et le piège à sédiments. Ainsi, les nombreux passages du rongeur n'auraient pas d'incidence sur le remplissage du piège. Ces résultats sont à prendre avec du recul, car il y a de multiples biais dans les mesures. D'une part, le piège à sédiments 5 a été volé, puis délogé et montre de nombreuses valeurs divergentes (déjà discutées plus haut). Ce piège est donc moins fiable dans l'analyse. D'autre part, de nombreuses pertes de données ont été enregistrées pour le piège photo : dysfonctionnement de l'appareil créant un manque de photos sur une période de 15 jours, diminution des prises de photos due à l'arrivée des végétaux... De plus, il n'est pas possible de faire une généralité de ce résultat, car seul 1 piège photo a bien fonctionné. Ce n'est pas suffisant pour établir une relation entre les dispositifs (pièges à sédiments et pièges photos). Enfin, l'analyse ne tient pas compte des nombreux animaux pouvant également avoir un impact sur le remplissage des pièges. Par exemple, le piège photo 2 (qui n'a pas été exploité dans l'étude) a photographié de nombreux animaux (héron, raton laveur, cerf, renard, chien, chevreuil, furet, blaireau, ...) à proximité de la rivière, ainsi que des pêcheurs.

## 5.5 LA MESURE DES COULEES

Lors des premières prospections du site, le castor avait entrepris la modification du cours d'eau : de nombreuses coulées étaient présentes, le barrage était récemment construit... Pourtant, peu d'évolution a été détectée dans le creusement des coulées au cours du temps. De plus, le castor n'a pas beaucoup retravaillé son barrage, ne bouchant pas les nombreuses brèches dans la construction. Cette anecdote montre que le rongeur n'était pas très actif sur le site dans le maintien de son barrage et le creusage de coulées, malgré l'évolution de la zone d'abattage d'arbres (**Figures 19 et 20**) en aval du site. Des changements plus importants étaient attendus, puisque le rongeur est connu pour le creusage de coulées et l'entretien de son barrage (Houbrechts *et al.*, 2022; Richard, 1961). Il semblerait que le castor, une fois installé, n'impacte plus beaucoup son habitat, à l'exception de l'abattage d'arbres. Ainsi, il y aurait une courte période pendant laquelle il provoque l'injection de sédiments dans la rivière, en creusant ses tunnels et ses coulées, suivie d'un effet est plus modéré. Une autre hypothèse serait que le castor

abandonne peu à peu le site compte tenu de l'absence de réparations de son barrage et se consacre alors à l'abattage d'arbres principalement plus en aval dans la rivière.

## 5.6 LE RECENSEMENT DES MOULES

### *Répartition et localisation des espèces*

La différence du nombre d'individus entre l'amont et l'aval du barrage peut s'expliquer par l'hétérogénéité du tronçon (déjà énoncé plus haut). Tout d'abord, les *U. crassus* sont sensibles aux pollutions et particulièrement à l'eutrophisation (Dutartre, 2011). Ce type d'altération de l'habitat ne convient pas aux unionidés parce qu'il diminue l'oxygène disponible dans le lit de la rivière (Arter, 1989). De plus, cette caractéristique est primordiale pour les juvéniles et leur développement (Hochwald *et al.*, 2012). Le site de référence (placé en amont du barrage) est très eutrophisé, particulièrement les cinquante premiers mètres de la zone de recensement (**Figure 30, A.**). Ceci serait une des raisons pouvant expliquer l'absence totale d'individus sur cette partie du tronçon et le faible nombre de moules trouvées sur les cinquante derniers mètres (à proximité du piège 1). En revanche, les deux autres zones de recensement en aval du barrage ne sont pas eutrophisées. L'absence de ripisylve sur les bords de la rivière est une autre différence qui marque le site en amont. Cela peut entraîner l'augmentation de la température de l'eau, ce qui a une conséquence sur les populations de moules (Hochwald *et al.*, 2012; Roche, 2013). Cette contrainte pourrait être une conséquence supplémentaire du faible nombre d'individus en amont du barrage de castors.

Selon le recensement, il y a plus d'anodontes en amont du barrage. L'espèce est, elle aussi, sensible à l'eutrophisation des lieux (Bontes *et al.*, 2007). Cependant, elle est capable de supporter la pollution (Vancolen, 2008). De plus, la limite amont de répartition de *l'U. crassus* (N. Mayon, comm. pers.) est une autre explication de la différence de proportions entre les deux espèces.

En aval du barrage (**Figure 30, B.**), on constate qu'aucune moule n'a été trouvée sur les cinquante mètres suivant la construction. Cela s'explique par la nature du lit, composé essentiellement de galets et de blocs avec l'absence de matrice fine. Ceci rend la tâche d'enfouissement des moules difficile sur cette zone. Concernant les deux zones de recensement aval, le milieu semblait plus approprié aux conditions favorables pour l'établissement de moules, ce qui expliquerait l'abondance de celles-ci à cet endroit.

Compte tenu des résultats et des explications apportées, il est probable que le barrage de castors ne soit pas le seul facteur influençant la répartition des moules sur le site d'étude.

### *Les juvéniles présents sur le site*

Le recensement indique que les populations trouvées sont vieillissantes, toutes espèces confondues. Ceci pourrait poser problème dans un avenir proche, car il n'y a pas de nouvelles générations de moules assurant le maintien de la population. Très peu de juvéniles d'*U. crassus* ont été trouvés sur le tronçon malgré des réintroductions faites entre 2019 et 2021. Cependant, ce nombre n'est pas si inquiétant puisque les juvéniles sont moins visibles malgré les efforts de recherches. En effet, il est plus difficile de dénicher de jeunes moules, car elles sont très petites et sont enfouies plus profondément dans le substrat que les adultes (Patzner & Müller, 2001).

Parmi les juvéniles trouvés, seuls deux individus font partie des moules réintroduites, comme en atteste le matricule trouvé sur leur coquille. Ce faible résultat est peut-être dû à la sécheresse importante qui s'est déroulée durant l'été 2020. Lors de ces événements extrêmes, l'eau diminue fortement, laissant les individus sécher au soleil sur les extrémités du lit mineur. Aussi, il est possible que des individus aient été emportés par les grosses crues hivernales (Bylak *et al.*, 2020; Vrignaud, 2010). Ces deux explications peuvent également s'appliquer aux adultes.

### *Taille des individus trouvés*

Les moules trouvées sur le secteur d'étude sont parfois très grandes. Certaines dépassent même largement les mesures reprises dans la courbe de croissance de *Unio crassus* pour la Sûre en Belgique (Dunca, 2014). Par exemple, un spécimen de 65 mm a été trouvé juste en aval du barrage et pourrait avoir 25 ans environ. Ce phénomène exceptionnel pourrait s'expliquer par la situation du site. Étant en tête de bassin, les températures sont plus basses et peuvent avoir un effet sur la longévité des moules, ce qui peut donc avoir une incidence sur la croissance des moules (Choo & Taskinen, 2015).

### *Limite de la mesure*

Les recherches ont été effectuées visuellement, c'est-à-dire sans excaver le substrat : il est donc possible qu'une partie des individus n'aient pas été détectés.



## 6 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Ce travail avait pour but de déterminer l'impact du barrage de castors sur l'habitat de la moule d'eau douce. Pour y parvenir, plusieurs dispositifs ont été mis en place pour caractériser le colmatage du lit mineur en amont et en aval du barrage de castors. De plus, plusieurs recensements de moules d'eau douce ont été faits sur trois tronçons différents du site d'étude pour compléter les données. Connue pour son déclin généralisé, la moule d'eau douce est sensible au colmatage du lit des rivières, qui réduit la disponibilité en oxygène (qui lui est vitale). Ainsi, un barrage de castors pouvant bloquer les sédiments semble être une solution à envisager pour l'établissement du mollusque (à l'aval).

L'analyse du colmatage du lit n'a cependant pas montré de différence significative entre le site de référence, en amont de la retenue, et les sites en aval du barrage. D'une part, peu de variations entre les quantités de sédiments collectés dans les pièges a été enregistrée, à l'exception du relevé 2, ce qui s'explique par la crue débordante de janvier. Les sédiments amassés dans les pièges sont majoritairement de fraction inférieure à 500  $\mu\text{m}$  sur l'ensemble des sites, propices au colmatage. Ces proportions importantes en aval du barrage s'expliquent par la taille de la retenue, laquelle implique un temps de séjour restreint des sédiments dans celle-ci. La présence d'éléments sableux en aval du barrage proviendrait d'un phénomène de surcreusement au pied du barrage. Mais ce phénomène n'est pas la seule explication à cette absence de différence entre l'amont et l'aval. Il est possible qu'une partie des sédiments collectés soit due à la présence et aux passages du castor sur le site. D'autre part, les sticks hypoxies ont mis en évidence la grande variabilité de la profondeur d'oxygénation du site 1 (site de référence), avec de faibles valeurs au dernier relevé. Ce site ne semble pas propice à l'épanouissement des moules compte tenu de ces nombreuses variations. Cependant, il n'y a globalement pas plus de colmatage en amont qu'en aval du cours d'eau. Malgré une présence majoritaire de sédiments fins sur l'ensemble du site ( $< 500 \mu\text{m}$ ), les bâtonnets montrent que la majorité des sites possèdent des lits oxygénés sur les 10 premiers centimètres du substrat, ce qui est positif pour l'établissement des moules. De nombreux facteurs propres au site d'étude interviennent dans ces résultats, comme l'hétérogénéité du tronçon (sinuosité et occupation du sol), l'apparition d'embâcles, la pollution et l'eutrophisation sur le site de référence, la vitesse d'écoulement... Mais les caractéristiques relatives au barrage interviennent également : les brèches (non réparées) laissant passer l'eau en aval, l'établissement récent ... Ainsi le barrage étudié dans ce travail ne semble pas restreindre le colmatage en aval du tronçon pour ces nombreuses raisons. Il est cependant possible que, dans d'autres conditions, des résultats très différents soient récoltés. Enfin, il semblerait que le castor provoque moins de déplacements sédimentaires lorsque ses travaux de construction sont achevés. De plus, son comportement semble indiquer qu'il abandonne peu à peu son barrage pour trouver un nouveau territoire.

La répartition des moules d'eau douce indique qu'il y a moins d'individus en amont de la retenue, ce qu'il faut peut-être mettre en relation avec la pollution détectée dans la zone. Le barrage semble tout de même avoir un effet sur la répartition des individus, puisque les cinquante mètres juxtaposés au barrage ne présentent aucune moule, à cause du substrat trop

grossier. En revanche, les autres zones en aval présentent de nombreux individus ce qui semble indiquer que l'espèce se plaît dans ces parties du tronçon étudié.

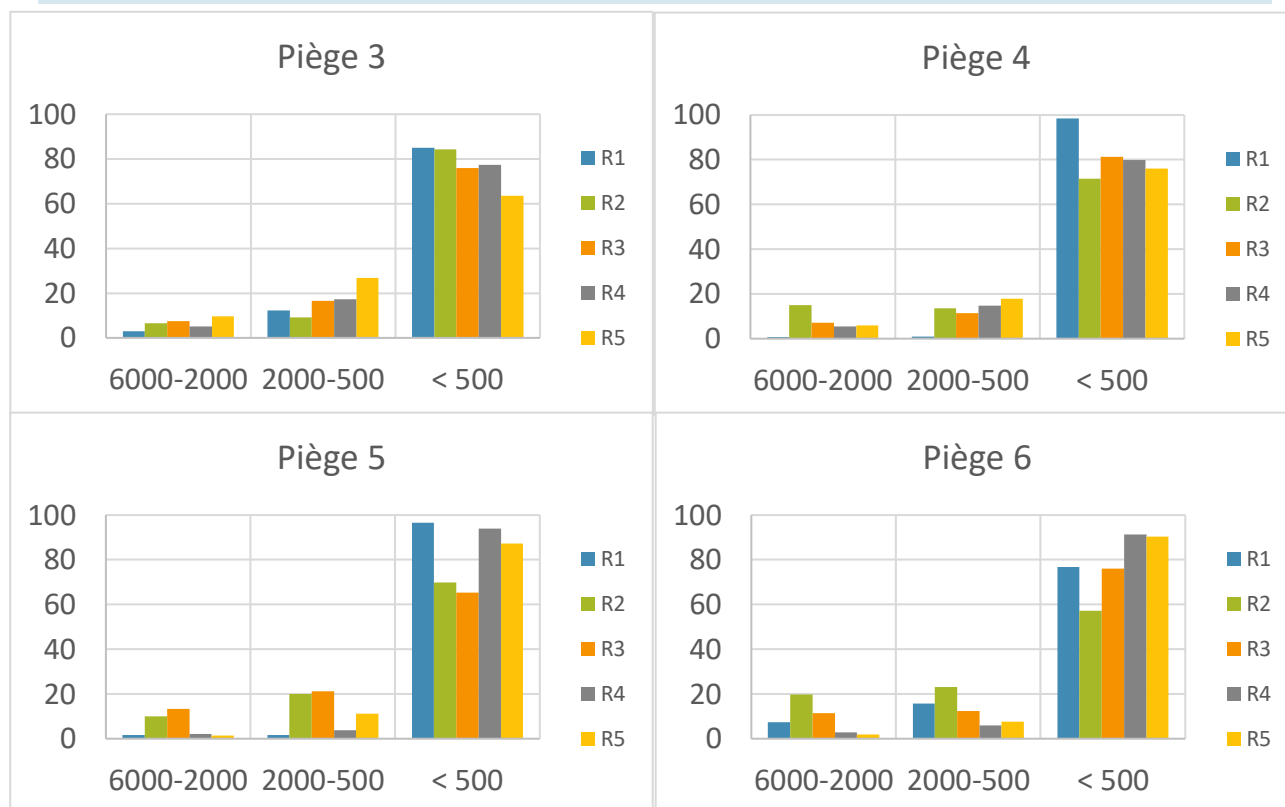
L'étude montre donc des résultats intéressants pour répondre à la question de départ. Mais ceux-ci doivent être pris avec précaution et réserve. Tout d'abord, une étude régulière sur plusieurs années pourrait aboutir à une base de données sur le colmatage et les recensements d'unionidés, augmentant la fiabilité de ces conclusions. De plus, il serait même possible de réaliser des projections sur les populations de moules installées à proximité du barrage, à condition d'avoir des données continues sur une dizaine d'années. Le déploiement de ces dispositions sur d'autres endroits possédant les deux espèces pourrait également apporter de nouvelles informations intéressantes. Ensuite, l'analyse du colmatage n'est qu'un seul facteur répondant à un habitat potentiel pour les moules d'eau douce. Il serait dès lors nécessaire d'analyser et de combiner plusieurs variables telles que les hôtes nécessaires aux moules, la qualité écotoxicologique de l'eau, la température... en explorant divers domaines scientifiques. Enfin, l'étude actuelle pourrait être améliorée en réalisant un recensement complet sur l'ensemble du tronçon, en ajoutant des dispositifs (pièges à sédiments et sticks hypoxies) en amont de la retenue, ou encore en ajoutant autant de pièges photos que de coulées présentes sur le site.

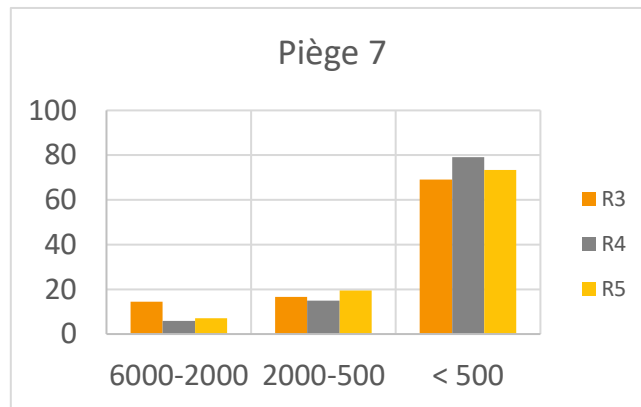
## 7 ANNEXES

### 7.1 QUANTITÉS DE SÉDIMENTS (G/J) RECUEILLIS DANS LES PIÈGES LORS DE CHAQUE RELEVÉ

	Relevé 1	Relevé 2	Relevé 3	Relevé 4	Relevé 5
<b>Piège 1</b> (230 m en amont du barrage)	4,76	7,88	5,94	5,41	4,61
<b>Piège 2</b> (5 m en aval du barrage)	4,85	13,38	9,14	4,57	4,95
<b>Piège 3</b> (50 m en aval du barrage)	4,68	4,62	7,04	4,58	6,72
<b>Piège 4</b> (110 m en aval du barrage)	26,38	4,32	6,59	5,16	5,73
<b>Piège 5</b> (178 m en aval du barrage)	2,21	2,92	8,91	1,02	4,19
<b>Piège 6</b> (264 m en aval du barrage)	6,26	6,17	7,53	3,26	4,53
<b>Piège 7</b> (819 m en aval du barrage)	/	/	9,03	5,39	7,04

### 7.2 GRAPHIQUES : POURCENTAGE DE REMPLISSAGE DE SEDIMENTS PAR GRANULOMETRIE SELON LES DIFFERENTS RELEVES POUR CHAQUE PIEGE





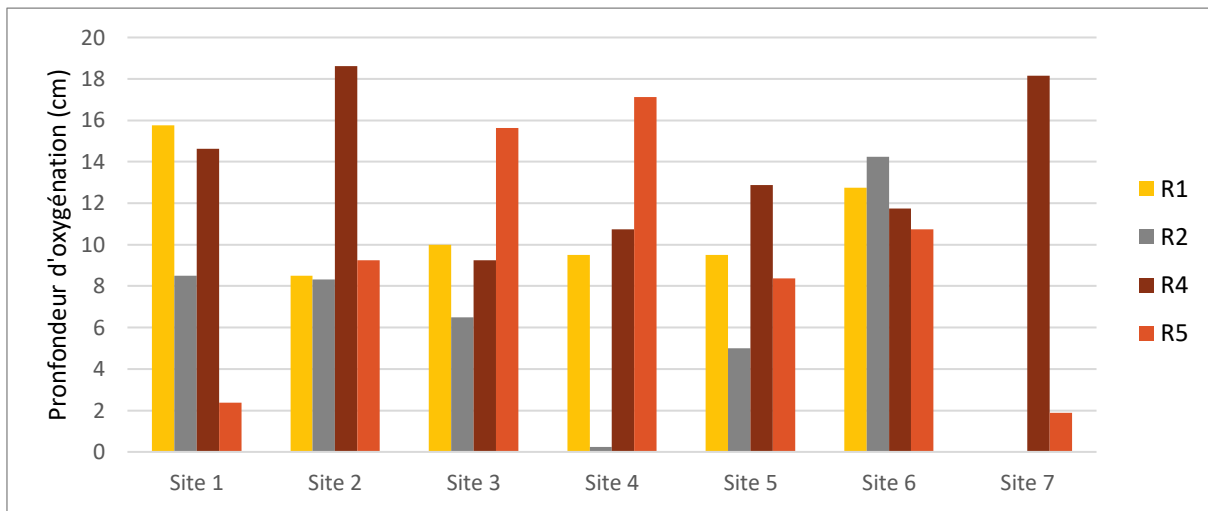
Rem : R1 = relevé 1, R2 = relevé 2 ...

### 7.3 DONNEES BRUTES : STICKS HYPOXIES

Pièges	Relevés	Sticks A	Sticks B	Sticks C	Sticks D	Moyenne	Ecart-type
P1	R1	30	0	30	3	15,75	8,3
P2	R1	3	11	13	7	8,5	3,2
P3	R1	8	10	7	15	10	4,2
P4	R1	10	10	10	8	9,5	3,9
P5	R1	11	17,5	4,5	5	9,5	3,9
P6	R1	22	18	4	7	12,75	6,2
P1	R2	15	0	6	13	8,5	3,2
P2	R2	3	NA	11	11	8,3	3,8
P3	R2	0	13	4	9	6,5	1,8
P4	R2	0	1	0	0	0,3	2,7
P5	R2	NA	6	6	3	5	1,4
P6	R2	14	23	10	10	14,3	7,2
P1	R4	20	6,5	22	10	14,6	7,5
P2	R4	19	12,5	19	24	18,6	10,3
P3	R4	11	10	8	8	9,3	3,7
P4	R4	8	7,5	12	15,5	10,8	4,8
P5	R4	12	11	17	11,5	12,9	6,3
P6	R4	14	17	8	8	11,8	5,5
P7	R4	30	14	10,5	NA	18,2	10,7
P1	R5	0	0	0	9,5	2,4	4,8
P2	R5	7	8	8	14	9,3	3,2
P3	R5	15,5	14,5	19	13,5	15,6	2,4
P4	R5	21,5	18	12	17	17,1	3,9

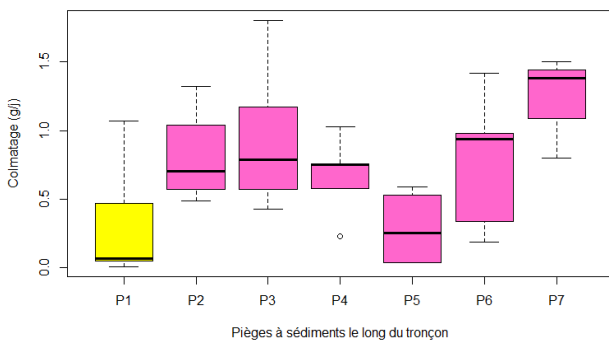
P5	R5	15,5	0	18	0	8,4	9,7
P6	R5	15	13	7	8	10,8	3,9
P7	R5	4,5	3	0	0	1,9	2,3

#### 7.4 PROFONDEUR D'OXYGENATION MOYENNE DES 4 STICKS PAR SITE SELON LES DIFFERENTS RELEVES

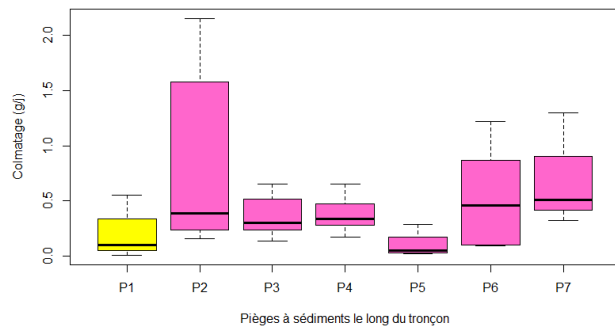


#### 7.5 BOITES A MOUSTACHE : SEDIMENTS COLLECTES SELON LA GRANULOMETRIE POUR CHAQUE PIEGE

Sédiments de granulométrie entre 500 et 2000 µm collectées dans les pièges



Sédiments de granulométrie entre 2000 et 6000 µm collectées dans les pièges

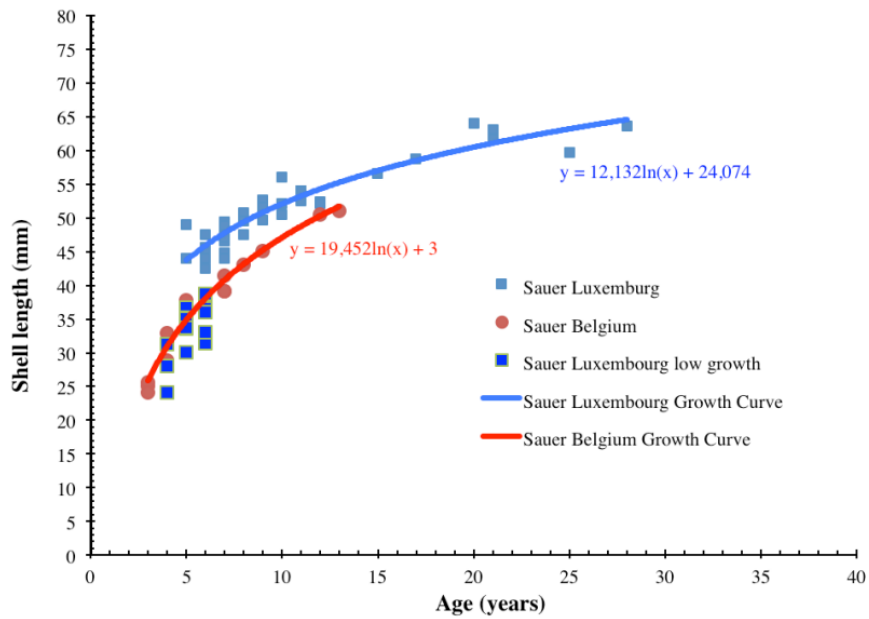


Rem : P1 = piège 1, P2 = piège 2 ...

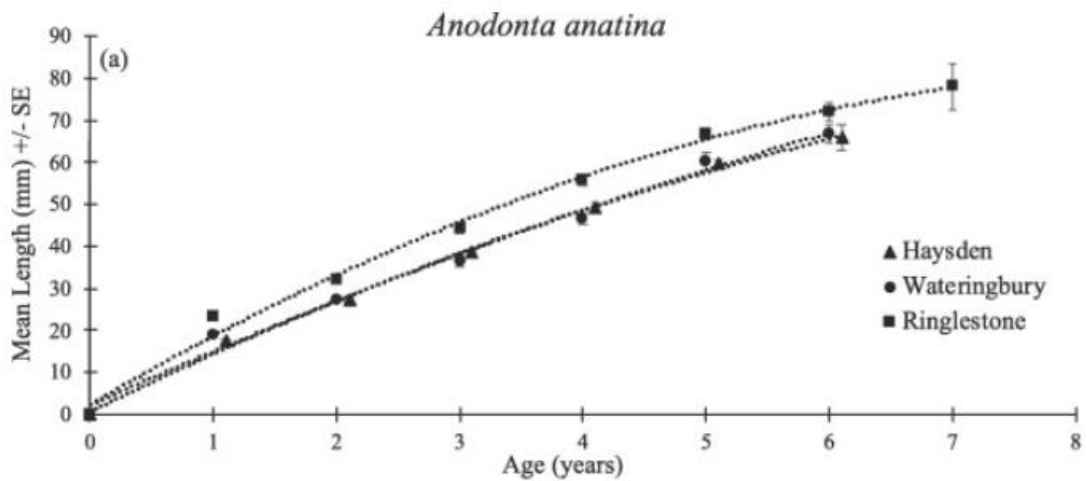


## 7.6 COURBES DE CROISSANCE

### Courbe de croissance de l'*Unio crassus* dans la Sûre en Belgique (Dunca, 2014)



### Courbe de croissance de l'*Anodonta anatina* dans plusieurs rivières d'Angleterre (Lundquist et al., 2019)



- Adobe. (2022). *Photoshop 23.4.2*. [https://www.adobe.com/be\\_fr/](https://www.adobe.com/be_fr/)
- Andersen, D. C., & Shafroth, P. B. (2010). Beaver dams, hydrological thresholds, and controlled floods as a management tool in a desert riverine ecosystem, Bill Williams River, Arizona. *Ecohydrology*, 3(3), 325-338. <https://doi.org/10.1002/eco.113>
- AquaPortail. (2022). *Sédimentation : Définition et explications*. AquaPortail. <https://www.aquaportail.com/definition-5120-sedimentation.html>
- Arsenault-Boucher, L. (2019). *Analyse des peuplements forestiers riverains et régénération forestière suivant les zones de récurrence d'inondations de la rivière coa ticook (sud du Québec)*.
- Arter, H. E. (1989). Effect of eutrophication on species composition and growth of freshwater mussels (Mollusca, Unionidae) in Lake Hallwil (Aargau, Switzerland). *Aquatic Sciences*, 51(2), 87-99. <https://doi.org/10.1007/BF00879296>
- Barvaux, C., Manet, B., & Liégeois, S. (2015). *Cohabiter avec le castor en Wallonie*.
- Barvaux, C., Manet, B., Liégeois, S., & Adant, S. (2012). *Par Catherine Barvaux (Département de la Nature et des Forêts)*. 49.
- Baudoin, J.-M., Boutet-Berry, L., Cagnant, M., Gob, F., Kreutzenberger, K., Lamand, F., Malavoi, J.-R., Marmonier, P., Pénil, C., Rivière, C., Sadot, M., Tamisier, V., & Tual, M. (2017). *Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau*. 56.
- Bejenaru, L., Stanc, S., Popovici, M., & Balasescu, A. (2015). Beavers (Castor fiber) in the Past: Holocene Archaeological Evidence for Beavers in Romania. *International Journal of Osteoarchaeology*, 25(4), 375-391. <https://doi.org/10.1002/oa.2306>
- Benedict, A., & Geist, J. (2021). Effects of water temperature on glochidium viability of *Unio crassus* and *Sinanodonta woodiana*: Implications for conservation, management and captive breeding. *Journal of Molluscan Studies*, 87(2), eyab011. <https://doi.org/10.1093/mollus/eyab011>
- Bertrand, A. (2005). *Fiche espèce—Unio crassus*. 6.
- Bichain, J.-M., Umbrecht, K., Ryelandt, J., & Cucherat, X. (2021). Priorités régionales de conservation pour les Mollusques continentaux: Un défi pour les taxons mal documentés. *Naturae*, 14. <https://doi.org/10.5852/naturae2021a14>
- Binkowski, Ł. J., Błaszczuk, M., Przystupńska, A., Ożgo, M., & Massanyi, P. (2019). Metal concentrations in archaeological and contemporary mussel shells (Unionidae): Reconstruction of past environmental conditions and the present state. *Chemosphere*, 228, 756-761. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.190>
- Boeker, C., Lueders, T., Mueller, M., Pander, J., & Geist, J. (2016). Alteration of physico-chemical and microbial properties in freshwater substrates by burrowing invertebrates. *Limnologia*, 59, 131-139. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.05.007>
- Boivin, M., & Bérubé, J. (2021). *Étude hydrogéomorphologique d'un cours d'eau influencé par des barrages de castor (Castor canadensis) et analyses des contraintes migratoires pour le saumon atlantique (Salmo salar) dans la rivière Ouelle*.
- Bontes, B. M., Verschoor, A. M., Dionisio Pires, L. M., van Donk, E., & Ibelings, B. W. (2007). Functional response of *Anodonta anatina* feeding on a green alga and four strains of

- cyanobacteria, differing in shape, size and toxicity. *Hydrobiologia*, 584(1), 191-204. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0580-2>
- Bouezmarni, M., Denne, P., & Debbaut, V. (2013). *Neufchâteau—Juseret*. [Map].
- Bousquet, M.-P. (2015). *Ontologie animiste et viande d'élevage : Retour sur les notions d'« animaux indiens » et « animaux blancs » chez les Anicinabek*. 26.
- Bravard, J. P., & Petit, F. (2000). *Les cours d'eau : Dynamique du système fluvial*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/38099>
- Butler, D. R., & Malanson, G. P. (2005). The geomorphic influences of beaver dams and failures of beaver dams. *Geomorphology*, 71(1), 48-60. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.016>
- Bylak, A., Szmuc, J., Kukuła, E., & Kukuła, K. (2020). Potential use of beaver *Castor fiber* L., 1758 dams by the thick-shelled river mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788. *Molluscan Research*, 40(1), 44-51. <https://doi.org/10.1080/13235818.2019.1664371>
- Camenen, B. (2017). Effects of dams on sediment continuity. *La Houille Blanche*, 103(6), 19-24. <https://doi.org/10.1051/lhb/2017052>
- Choo, J., & Taskinen, J. (2015). Effect of Short-Term Temperature Change on Cercarial Release by *Rhipidocotyle fennica* (Trematoda, Bucephalidae) from the Freshwater Bivalve Host, *Anodonta anatina*. *Ecological Parasitology and Immunology*, 4(0). <https://doi.org/10.4303/epi/235932>
- Clark, T. (2020). Impacts of Beaver Dams on Mountain Stream Discharge and Water Temperature. *All Graduate Plan B and other Reports*. <https://doi.org/10.26076/891b-18b3>
- Ćmiel, A. M., Dołęga, J., Aldridge, D. C., Lipińska, A., Tang, F., Zając, K., Lopes-Lima, M., & Zając, T. (2021). The size and shape of parasitic larvae of naiads (Unionidae) are not dependent on female size. *Scientific Reports*, 11(1), 23755. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03143-9>
- Coles, J. M., & Orme, B. J. (1983). *Homo sapiens* or *Castor fiber*? *Antiquity*, 57(220), 95-102. <https://doi.org/10.1017/S0003598X00055265>
- Colette, O., & Davreux, T. (2018). *La ripisylve—Intérêts et particularités*. <https://www.crsambre.be/wp-content/uploads/2018/01/Dossier-ripisylve-Silva1-2018-web.pdf>
- Cook, P. (2000). Les fourrures nord-américaines à Paris, 1500-1632. *Revue d'histoire de l'Amérique française*, 54(2), 285. <https://doi.org/10.7202/005364ar>
- Coumou, D., & Rahmstorf, S. (2012). *Une décennie de conditions météorologiques extrêmes*. <https://www.nature.com/articles/nclimate1452>
- Cucherat, X. (2013). Bilan des connaissances sur les espèces de mollusques continentaux de la Directive Habitats-Faune-Flore dans la région Nord – Pas-de-Calais durant la période 1992-2011 State of knowledge on the European Union Habitats Species Directive Molluscs in Nord – Pas-de- Calais region during 1992-2011 period. *MalaCo*, 9, 467-484.
- Cuttelod, Seddon, & Neubert, E. (2011). *European red list of non-marine molluscs*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/84538>

- Denic, M., & Geist, J. (2015). Linking Stream Sediment Deposition and Aquatic Habitat Quality in Pearl Mussel Streams : Implications for Conservation. *River Research and Applications*, 31(8), 943-952. <https://doi.org/10.1002/rra.2794>
- Devreux, L. (2018). *Changements climatique et physiographiques : Comment quantifier leurs impacts respectifs sur les débits ?*
- Dinu, C., Grujenschi, C., Cosma, R., & Fodoreanu, E. (1978). *Distribution, composition et caractéristiques de la tranche superficielle de sédiments du lac du baraj Bicz (Roumanie)*.
- Direction des Eaux de surface. (2016). *Fiche de caractérisation de la masse d'eau ML08R*.
- Douda, K. (2007). The Occurrence and Growth of *Unio crassus* (Mollusca : Bivalvia: Unionidae) in Luznice River Basin in Respect to Water Quality. *Acta Universitatis Carolinae, Environmentalica*, 21, 57-63.
- Duchesne, D., Kovacz, D., Caissy, A.-R., & Organisme de bassins versants des rivières Rouge, P. N. et S. (2013). *Cohabiter avec le castor : De la planification à l'intervention*.
- Dunca, E. (2014). *Age determination of Unio crassus shells from Sauer and Our rivers* (N° 9).
- Dutartre, R.-A. (2011). *Inventaire des mollusques terrestres et dulçaquicoles*.
- Duval, J., Callou, C., & Horard-Herbin, M.-P. (2011). Le castor *Castor fiber* Linnaeus, 1758 en France. Étude archéozoologique. *Anthropozoologica*, 46(2), 7-39. <https://doi.org/10.5252/az2011n2a1>
- Elward, D. (2015). *Inventaire des moules d'eau douce dans les bassins versants de Bouctouche, Chockpish et Cocagne avec un intérêt spécial sur l'Alasmidonta renflée (Alasmidonta varicosa)*. [http://www.saa-aprse.ca/wp-content/uploads/2017/07/Moule-deau-douce\\_2015-Rapport\\_Final.pdf](http://www.saa-aprse.ca/wp-content/uploads/2017/07/Moule-deau-douce_2015-Rapport_Final.pdf)
- Farris, J. L., & Hassel, J. H. V. (2006). *Freshwater Bivalve Ecotoxicology*. CRC Press.
- Fedyń, I., Przepióra, F., Sobociński, W., Wyka, J., & Ciach, M. (2022). Eurasian beaver – A semi-aquatic ecosystem engineer rearranges the assemblage of terrestrial mammals in winter. *Science of The Total Environment*, 831, 154919. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154919>
- Feind, S., Geist, J., & Kuehn, R. (2018). Glacial perturbations shaped the genetic population structure of the endangered thick-shelled river mussel (*Unio crassus*, Philipsson 1788) in Central and Northern Europe. *Hydrobiologia*, 810(1), 177-189. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3134-2>
- Fortin, C., Laliberté, M., & Ouzilleau, J. (2001). *Guide d'aménagement et de gestion du territoire utilisé par le castor au Québec*. Fondation de la faune du Québec édition,.
- Fournier, & Dancosse, J. (2005). *La stérilisation du castor, Castor canadensis, en milieu urbain*.
- Geist, J. (2010). *Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (Margaritifera margaritifera L.) : A synthesis of Conservation Genetics and Ecology* | SpringerLink. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-010-0190-2>
- Grillo, O., & Venora, G. (2011). *Biodiversity Loss in a Changing Planet*. BoD – Books on Demand.

- Gurnell, A. M. (1998). *Les effets hydrogéomorphologiques de l'activité de construction de barrages de castor*.  
<https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/030913339802200202>
- Halley, D. J., Saveljev, A. P., & Rosell, F. (2021). Population and distribution of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* in Eurasia. *Mammal Review*, 51(1), 1-24.  
<https://doi.org/10.1111/mam.12216>
- Halley, & Rosell. (2003). *Le castor à l'échelle mondiale*.  
<http://www.cscf.ch/cscf/home/biberfachstelle/informationen-zum-biber/biber-weltweit.html>
- Haute-Sûre, C. rivière. (2011). *Programme d'actions 2008-2011 -Contrat de rivière Haute-Sûre*.
- Henley, W. F., Patterson, M. A., Neves, R. J., & Lemly, A. D. (2000). Effects of Sedimentation and Turbidity on Lotic Food Webs : A Concise Review for Natural Resource Managers. *Reviews in Fisheries Science*, 8(2), 125-139.  
<https://doi.org/10.1080/10641260091129198>
- Hochwald, S., Gum, B., Rudolph, B., & Sachteleben, J. (2012). *Leitfaden Bachmuschelschutz*. 118.
- Houbrechts, G., & Petit, F. (2004). *Etude de la dynamique fluviale des rivières ardennaises grâce aux scories métallurgiques*.
- Houbrechts, G., Vaessen, Q., & Peeters, A. (2022). *Suivi hydro-sédimentaire d'un démantèlement de barrage de castors et impacts sur les habitats de moules d'eau douce*. 19.
- INPN. (2022a). *Castor fiber Linnaeus, 1758—Castor d'Eurasie, Castor, Castor d'Europe-Présentation*. [https://inpn.mnhn.fr/espece/cd\\_nom/61212](https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/61212)
- INPN. (2022b). *Unio crassus Philipsson, 1788—Mulette épaisse-Présentation*. [https://inpn.mnhn.fr/espece/cd\\_nom/64443](https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/64443)
- Jansen, W., Bauer, G., & Zahner-Meike, E. (2001). Glochidial Mortality in Freshwater Mussels. In G. Bauer & K. Wächtler (Éds.), *Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida* (p. 185-211). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-56869-5\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-642-56869-5_11)
- Kadlec, R. H., & Robbins, J. A. (1984). Sedimentation and sediment accretion in Michigan coastal wetlands (U.S.A.). *Chemical Geology*, 44(1), 119-150.  
[https://doi.org/10.1016/0009-2541\(84\)90070-6](https://doi.org/10.1016/0009-2541(84)90070-6)
- Karatayev, A. Y., & Padilla, D. K. (1997). *The effects of dreissena polymorpha (Pallas) invasion on aquatic communities in eastern Europe*. 18.
- Köhler, R. (2006). Observations on impaired vitality of *Unio crassus* (Bivalvia : Najadae) populations in conjunction with elevated nitrate concentration in running waters. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 34(4), 346-348.  
<https://doi.org/10.1002/aheh.200500635>
- Lachance, C. (2019, mars 8). *Search—Theses Canada*. <https://www.bac-lac.gc.ca/eng/services/theses/Pages/item.aspx?idNumber=1132145987>
- Lafontaine, L. (2005). *Le castor vecteur de biodiversité*. (p. 18-42).
- Lamand, F., & Beisel, J.-N. (2014). Comparison of visual observation and excavation to quantify density of the endangered bivalve *Unio crassus* in rivers of north-eastern

- France. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 413, 11. <https://doi.org/10.1051/kmae/2014009>
- Lange, S., Volkholz, J., Geiger, T., Zhao, F., Vega, I., Veldkamp, T., Reyer, C. P. O., Warszawski, L., Huber, V., Jägermeyr, J., Schewe, J., Bresch, D. N., Büchner, M., Chang, J., Ciais, P., Dury, M., Emanuel, K., Folberth, C., Gerten, D., ... Frieler, K. (2020). Projecting Exposure to Extreme Climate Impact Events Across Six Event Categories and Three Spatial Scales. *Earth's Future*, 8(12). Scopus. <https://doi.org/10.1029/2020EF001616>
- Larif, M., Soulaymani, A., & Elmidaoui, A. (2013). Evaluation spatio-temporelle du degré de la pollution industrielle oléicole sur les cours d'eaux de l'oued Boufekrane dans la région de Meknès-Tafilalt (Maroc) [Spatio-temporal assessment of the degree of industrial pollution on Olive waterways of the Boufekrane river in the region of Meknès-Tafilalt (Morocco)]. *J. Mater. Environ. Sci.*, 4, 432-441.
- Lecuire, C. (2020). *Étude des effets de la prédation du Rat musqué (Ondatra zibethicus) sur la Mulette épaisse (Unio crassus) dans la Semois à la Vanne des Moines*. 73.
- Lévêque, C. (1977). Estimation du rapport P/B à partir de la longévité des espèces : Avec 1 figure et 3 tableaux dans le texte. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 20, 2122-2126. <https://doi.org/10.1080/03680770.1977.11896828>
- Lezaca-Rojas, S. (2021, novembre 4). Les Carnets des Espaces Naturels N° 8—Ardenne et Gaume. *Ardenne et Gaume - Espaces naturels en Wallonie*. <https://ardenne-et-gaume.be/pdfviewer/cen8/>
- Liarsou, A. (2013). *Prise en compte de l'incidence des activités du castor (C. fiber L.) sur la reconstitution des dynamiques d'évolution du couvert végétal et des processus de turbification : Quelques pistes de réinterprétation des diagrammes palynologiques*. 21.
- Liarsou, A. (2014). *Incidence des activités du castor (C. fiber L.) sur la dynamique d'évolution morphologique des rivières au Tardiglaciaire et durant l'Holocène en France : Tentative de réinterprétation de quelques résultats d'analyse de dépôts alluvionnaires*. 26.
- Libois, R. (1982). Atlas provisoire des mammifères sauvages de Wallonie : Distribution, écologie, éthologie, conservation. *Cahiers d'Ethologie*, 2(suppl. 1-2). <https://orbi.uliege.be/handle/2268/113444>
- LIFE Unio. (2018). *Porteur de projet et partenaires financiers—LIFE Unio crassus—Mulette épaisse Life UNIO / Natura 2000*. Unio Crassus - Natur & Umwelt. [https://www.unio.lu/life-natura-fr/life-unio-crassus/porteur-projet-partenaires-financiers/?utm\\_source=www.unio.lu&utm\\_medium=social&utm\\_campaign=OpenGraph&utm\\_content=og%3Aurl](https://www.unio.lu/life-natura-fr/life-unio-crassus/porteur-projet-partenaires-financiers/?utm_source=www.unio.lu&utm_medium=social&utm_campaign=OpenGraph&utm_content=og%3Aurl)
- Liu, X., Yang, X., Zanatta, D. T., Lopes-Lima, M., Bogan, A. E., Zieritz, A., Ouyang, S., & Wu, X. (2020). Conservation status assessment and a new method for establishing conservation priorities for freshwater mussels (Bivalvia : Unionida) in the middle and lower reaches of the Yangtze River drainage. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(5), 1000-1011. <https://doi.org/10.1002/aqc.3298>
- Lopes-Lima, M., Gürlek, M. E., Kebapçı, Ü., Şereflişan, H., Yanık, T., Mirzajani, A., Neubert, E., Prié, V., Teixeira, A., Gomes-dos-Santos, A., Barros-García, D., Bolotov, I. N., Kondakov, A. V., Vikhrev, I. V., Tomilova, A. A., Özcan, T., Altun, A., Gonçalves, D. V., Bogan, A. E., & Froufe, E. (2021). Diversity, biogeography, evolutionary



- relationships, and conservation of Eastern Mediterranean freshwater mussels (*Bivalvia* : *Unionidae*). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 163, 107261. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2021.107261>
- Lopes-Lima, M., Kebapçı, U., & Van Damme, D. (2013). IUCN Red List of Threatened Species : *Unio crassus*. *IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Luglia, R. (2013). Le castor d'Europe (*Castor fiber*). Regards historiques anciens et nouveaux sur un animal sauvage. *Trajectoires. Revue de la jeune recherche franco-allemande*, 7, Article 7. <https://doi.org/10.4000/trajectoires.1130>
- Lummer, E.-M., Auerswald, K., & Geist, J. (2016). Fine sediment as environmental stressor affecting freshwater mussel behavior and ecosystem services. *Science of The Total Environment*, 571, 1340-1348. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.027>
- Lydeard, C., Cowie, R. H., Ponder, W. F., Bogan, A. E., Bouchet, P., Clark, S. A., Cummings, K. S., Frest, T. J., Gargominy, O., Herbert, D. G., Hershler, R., Perez, K. E., Roth, B., Seddon, M., Strong, E. E., & Thompson, F. G. (2004). The Global Decline of Nonmarine Mollusks. *BioScience*, 54(4), 321-330. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0321:TGDONM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0321:TGDONM]2.0.CO;2)
- Malavoi, J.-R., & Bravard, J.-P. (2010). *Éléments d'hydromorphologie fluviale*.
- Manet, B. (2012). *Par Catherine Barvaux (Département de la Nature et des Forêts)*. 49.
- Manet, B. (2021). La biologie du castor—Évolution des populations. *Ardenne et Gaume - Espaces naturels en Wallonie*, 8. <https://ardenne-et-gaume.be/pdfviewer/cen8/>
- Marmonier, P., Delettre, Y., Lefebvre, S., Guyon, J., & Boulton, A. (2004). A simple technique using wooden stakes to estimate vertical patterns of interstitial oxygenation in the beds of rivers. *Archiv für Hydrobiologie*, 160, 133-143. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0160-0133>
- Matthey, W., & Ayer, J. (2010). Les sciences naturelles à travers les publications de la SNSN. [http://unine.ch/files/live/sites/snsn/files/bulletins/BSNSN-131.1\\_2010-web.pdf#page=69](http://unine.ch/files/live/sites/snsn/files/bulletins/BSNSN-131.1_2010-web.pdf#page=69)
- McDowell, D. M., & Naiman, R. J. (1986). Structure and function of a benthic invertebrate stream community as influenced by beaver (*Castor canadensis*). *Oecologia*, 68(4), 481-489. <https://doi.org/10.1007/BF00378759>
- Meentemeyer, R. K., & Butler, D. R. (1999). Hydrogeomorphic Effects of Beaver Dams in Glacier National Park, Montana. *Physical Geography*, 20(5), 436-446. <https://doi.org/10.1080/02723646.1999.10642688>
- Meentemeyer, R., Vogler, J., & Butler, D. (1998). The geomorphic influences of burrowing beavers on streambanks, Bolin Creek, North Carolina. *Zeitschrift für Geomorphologie. zeitschrift fur geomorphologie*, 42, 453-468.
- Meysman, F. J. R., Middelburg, J. J., & Heip, C. H. R. (2006). Bioturbation: A fresh look at Darwin's last idea. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12), 688-695. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.002>
- Microsoft. (2008). *Éditeur composite d'images* (2.0.3). <https://www.microsoft.com/en-us/research/project/image-composite-editor/>
- Microsoft. (2020). *Excel* (2206 Build 16.0.15330.20260).

- Milligan, H. E., & Humphries, M. M. (2010). The importance of aquatic vegetation in beaver diets and the seasonal and habitat specificity of aquatic-terrestrial ecosystem linkages in a subarctic environment. *Oikos*, *119*(12), 1877-1886. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18160.x>
- Morin, R. (2012). *L'érosion et la sédimentation des cours d'eau liées aux activités du castor : Proposition d'une démarche de gestion durable*.
- Morris, G., & Fan, J. (1997). Reservoir Sedimentation Handbook—Design and Management of Dams, Reservoirs, and Watershed for Sustainable Use. *Journal of Hydraulic Engineering*, *126*(6), 481-482. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2000\)126:6\(481\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2000)126:6(481))
- Mortensen, R. M., Reinhardt, S., Hjønnévåg, M. E., Wilson, R. P., & Rosell, F. (2021). Aquatic habitat use in a semi-aquatic mammal : The Eurasian beaver. *Animal Biotelemetry*, *9*(1), 35. <https://doi.org/10.1186/s40317-021-00259-7>
- Mouthon, J., & Daufresne, M. (2011). *Inventaire des mollusques d'une rivière franc-comtoise, l'Ognon, déclin des populations de bivalves autochtones (Unionidae et Sphaeriidae) entre 1977 et 2007*. 7.
- Mulot, A., & Logel, T. (s. d.). *Coquillages d'eau douce perforés (Unionidés ; moules de rivière) au Hallstatt de Marckolsheim (Bas Rhin) : Quelques perspectives de recherche pour la vallée du Rhin supérieur*. 20.
- Naiman, R. J., Johnston, C. A., & Kelley, J. C. (1988). Alteration of North American Streams by Beaver. *BioScience*, *38*(11), 753-762. <https://doi.org/10.2307/1310784>
- Naiman, R. J., Melillo, J. M., & Hobbie, J. E. (1986). Ecosystem Alteration of Boreal Forest Streams by Beaver (*Castor Canadensis*). *Ecology*, *67*(5), 1254-1269. <https://doi.org/10.2307/1938681>
- Nalepa, T. F., & Schloesser, D. W. (1992). *Zebra Mussels Biology, Impacts, and Control*. CRC Press.
- Natagora. (s. d.). *Le castor*. Natagora. Consulté 23 février 2022, à l'adresse <https://www.natagora.be/le-castor>
- Natagora. (2022, février 21). *Position sur le castor*. Natagora. <https://www.natagora.be/position-sur-le-castor>
- Nobles, T., & Zhang, Y. (2011). *Biodiversity loss in freshwater mussels : Importance, threats, and solutions*.
- Nolet, B. A. (1997). *La gestion du castor (Castor fiber) : Vers la restauration de son ancienne répartition et de sa fonction écologique en Europe*. Council of Europe.
- Nyssen, J., Pontzele, J., & Billi, P. (2011). *Effect of beaver dams on the hydrology of small mountain streams : Example from the Chevral in the Ourthe Orientale basin, Ardennes, Belgium—ScienceDirect*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169411001685>
- Patzner, R. A., & Müller, D. (2001). Effects of Eutrophication on Unionids. In G. Bauer & K. Wächtler (Éds.), *Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida* (p. 327-335). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-56869-5\\_18](https://doi.org/10.1007/978-3-642-56869-5_18)
- Pearson, A. J., & Pizzuto, J. (2015). Bedload transport over run-of-river dams, Delaware, U.S.A. *Geomorphology*, *248*, 382-395. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.07.025>

- Peeters, A. (2020). *Apports de la géomorphologie dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation de projets de restauration de cours d'eau à différentes échelles spatiales et temporelles*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/254729>
- Petit, F., Denis, A.-C., Levecq, Y., Houbrechts, G., Hallot, E., Van Campenhout, J., & Peeters, A. (2012). *L'effet des barrages de castors sur le système hydrographique*. 13.
- Petit, F., & Hallot, E. (2005). *Évaluation des puissances spécifiques de rivières de moyenne et de haute Belgique*. 14.
- Petit, F., & Pauquet, A. (1997). Bankfull Discharge Recurrence Interval in Gravel-bed Rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 22(7), 685-693. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199707\)22:7<685::AID-ESP744>3.0.CO;2-J](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199707)22:7<685::AID-ESP744>3.0.CO;2-J)
- Piatka, D. R., Wild, R., Hartmann, J., Kaule, R., Kaule, L., Gilfedder, B., Peiffer, S., Geist, J., Beierkuhnlein, C., & Barth, J. A. C. (2021). Transfer and transformations of oxygen in rivers as catchment reflectors of continental landscapes: A review. *Earth-Science Reviews*, 220, 103729. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103729>
- Piégay, H. (1997). La ripisylve, un compartiment structurant des hydrosystèmes fluviaux intra-alpins et de piémonts. *La Houille Blanche*, 83(1-2), 13-18. <https://doi.org/10.1051/lhb/1997001>
- Poff, N. L., & Hart, D. D. (2002). How Dams Vary and Why It Matters for the Emerging Science of Dam Removal: An ecological classification of dams is needed to characterize how the tremendous variation in the size, operational mode, age, and number of dams in a river basin influences the potential for restoring regulated rivers via dam removal. *BioScience*, 52(8), 659-668. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0659:HDVAWI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0659:HDVAWI]2.0.CO;2)
- Pollock, M. M., Beechie, T. J., Wheaton, J. M., Jordan, C. E., Bouwes, N., Weber, N., & Volk, C. (2014). Using Beaver Dams to Restore Incised Stream Ecosystems. *BioScience*, 64(4), 279-290. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu036>
- Prié, V., & Puillandre, N. (2014). Molecular phylogeny, taxonomy, and distribution of French *Unio* species (Bivalvia, Unionidae). *Hydrobiologia*, 735(1), 95-110. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1571-0>
- Puissauve, R. (2015). *Mulette épaisse—Unio crassus*. 4.
- QGIS Development Team. (2020). *QGIS* (3.16.11 Hannover). <https://www.qgis.org/fr/site/forusers/visualchangelog316/index.html>
- Richard, B. (1961). *LE DÉBLAIEMENT CHEZ LE CASTOR: RAPPORT ENTRE LE DÉBLAIEMENT ET LA RÉALISATION DES CANAUX ET DES BARRAGES*. 10.
- Richer-Bond, M. (2011). *Études d'eutrophisation*.
- Roche, H. (2013). *Caractérisation de cours d'eau de plaine dans le but d'une étude sur la relation entre le réchauffement de l'eau et la ripisylve*. 55.
- Rosell, F., Bozsér, O., Collen, P., & Parker, H. (2005). Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Review*, 35(3-4), 248-276. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2005.00067.x>
- Rosell, F., & Sanda, J. (2006). Potential risks of olfactory signaling: The effect of predators on scent marking by beavers. *Behavioral Ecology*, 17(6), 897-904. <https://doi.org/10.1093/beheco/arl022>

- RStudio. (2021). *RStudio 4.0.3* (2021.09.0 Build351). <https://community.rstudio.com/t/r-4-0-3-win-version-and-rstudio-1-3-1093-window/88502>
- Rurek, M. (2021). Characteristics of beaver ponds and landforms induced by beaver activity, s part of the tuchola pinewoods, poland. *Water (Switzerland)*, 13(24). Scopus. <https://doi.org/10.3390/w13243641>
- Schälchli, U. (1995). Basic Equations for Siltation of Riverbeds. *Journal of Hydraulic Engineering*, 121(3), 274-287. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1995\)121:3\(274\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1995)121:3(274))
- Service public de Wallonie (SPW). (2022). *Réseau de mesures des débits des cours d'eau non navigables*. <http://geoportail.wallonie.be/catalogue/b1ea51d2-9ec8-4530-bf25-410cc563beed.html>
- Soroka, M., Wasowicz, B., & Zając, K. (2021). Conservation status and a novel restoration of the endangered freshwater mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788 : Poland case. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 422, 3. <https://doi.org/10.1051/kmae/2021003>
- SPW. (s. d.). *Concept de masse d'eau—Directive-cadre sur l'Eau en Wallonie—SPWARNE © HB*. Consulté 16 mai 2022, à l'adresse <http://eau.wallonie.be/spip.php?article89>
- Steigers, J., Gurnell, A. M., & Goodson, J. M. (2003). *Quantifier et caractériser la sédimentation riveraine contemporaine—Steiger—2003—River Research and Applications—Wiley Online Library*. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/rra.708>
- Stoeckl, K., & Geist, J. (2016). Hydrological and substrate requirements of the thick-shelled river mussel *Unio crassus* (Philipsson 1788). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(3), 456-469. Scopus. <https://doi.org/10.1002/aqc.2598>
- Svendsen, G. E. (1980). Seasonal Change in Feeding Patterns of Beaver in Southeastern Ohio. *The Journal of Wildlife Management*, 44(1), 285-290. <https://doi.org/10.2307/3808390>
- Taeubert, J.-E., Martinez, A. M. P., Gum, B., & Geist, J. (2012). The relationship between endangered thick-shelled river mussel (*Unio crassus*) and its host fishes. *Biological Conservation*, 155, 94-103. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.005>
- Thomas, A., & Chovet, M. (2013). *Découverte de l'Anodonte chinoise Sinanodonta woodiana (Lea, 1834) (Mollusca, Bivalvia, Unionidae) dans le canal d'Orléans (Loiret, France)*. 4.
- Thornton, K. W., Kennedy, R., Carroll, J. H., Walker, W. W., Gunkel, R. C., & Ashby, S. (1981). *Reservoir sedimentation and water quality—An heuristic model. Proceedings of the symposium on surface water impoundments* ». 5.
- Tricart, J. (1983). *Conséquences écologiques des barrages : L'exemple canadien sur JSTOR*. <https://www.jstor.org/stable/23451802>
- Vaessen, Q. (2018). *Caractérisation de l'habitat de la mulette épaisse (Unio crassus) dans le bassin de la Sûre*. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/5223>
- Vaessen, Q., Houbrechts, G., Peeters, A., & Campenhout, J. V. (2021). Caractéristiques hydro-géomorphologiques des microhabitats d'*Unio crassus* (Ardenne, Belgique). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 27(1), 3-18. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.15113>

- Van Campenhout, J., Petit, F., Peeters, A., & Houbrechts, G. (2022). Estimation of the area-specific suspended sediment yield from discrete samples in different regions of Belgium. *Journal of Soils and Sediments*, 22(2), 704-729. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03076-w>
- Vanacker, M. (2010). *Link between muskrat (Ondatra zibethicus) density and freshwater mussel predation* [Internship report]. Université Paul Verlaine Metz. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02920178>
- Vancolen, S. (2008). *Analyses statistiques des signaux d'incrémentes sur des coquilles lacustres (Unionidae): Relations avec les cycles de croissance* [Université de Neuchâtel]. <https://doc.rero.ch/record/9378>
- Vaughn, C. C. (2018). Ecosystem services provided by freshwater mussels. *Hydrobiologia*, 810(1), 15-27. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3139-x>
- Vaughn, C. C., & Hakenkamp, C. C. (2001). The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 46(11), 1431-1446. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00771.x>
- Vaughn, C. C., & Taylor, C. M. (2000). Macroecology of a host-parasite relationship. *Ecography*, 23(1), 11-20. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00256.x>
- Veron, G. (1992). Histoire biogéographique du castor d'Europe, Castor fiber (Rodentia, Mammalia). *Mammalia*, 56(1). <https://doi.org/10.1515/mamm.1992.56.1.87>
- Vincent, P. (2015). *Mulette épaisse—Unio crassus*. 4.
- Vrignaud, S. (2009). Les Unionidés de France. *Revue Scientifique Bourgogne Nature*, 180-187.
- Vrignaud, S. (2010). *Inventaire des mollusques continentaux de la Réserve Naturelle Nationale du Val d'Allier (Allier, France)*. 9.
- Wagner, A. (2013). *Nouvelles localités pour les Unionidae (Mollusca-Gastropoda) alsaciens*.
- Watters, G. T., O'Dee, S. H., & Chordas, S. (2001). Patterns of Vertical Migration in Freshwater Mussels (Bivalvia: Unionoida). *Journal of Freshwater Ecology*, 16(4), 541-549. <https://doi.org/10.1080/02705060.2001.9663845>
- Westbrook, C. J., Cooper, D. J., & Baker, B. W. (2006). Beaver dams and overbank floods influence groundwater–surface water interactions of a Rocky Mountain riparian area. *Water Resources Research*, 42(6). <https://doi.org/10.1029/2005WR004560>
- Woo, M., & Waddington, J. M. (1990). Effects of Beaver Dams on Subarctic Wetland Hydrology. *Arctic*, 43(3), 223-230.
- Wood, P., & Armitage, P. (1997). Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental management*, 21, 203-217.
- Zajac, K., & Zajac, T. (2020). *Seasonal patterns in the developmental rate of glochidia in the endangered thick-shelled river mussel, Unio crassus Philipsson, 1788* | SpringerLink. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-020-04240-y>
- Zhang, L., & Mitsch, W. J. (2007). Sediment chemistry and nutrient influx in a hydrologically restored bottomland hardwood forest in Midwestern USA. *River Research and Applications*, 23(9), 1026-1037. <https://doi.org/10.1002/rra.1031>
- Zieritz, A., Bogan, A. E., Froufe, E., Klishko, O., Kondo, T., Kovitvadhi, U., Kovitvadhi, S., Lee, J. H., Lopes-Lima, M., Pfeiffer, J. M., Sousa, R., Van Do, T., Vihrev, I., & Zanatta, D. T. (2018). Diversity, biogeography and conservation of freshwater mussels

(Bivalvia : Unionida) in East and Southeast Asia. *Hydrobiologia*, 810(1), 29-44.  
<https://doi.org/10.1007/s10750-017-3104-8>

Zieritz, A., Geist, J., & Gum, B. (2014). Spatio-temporal distribution patterns of three stream-dwelling freshwater mussel species : Towards a strategy for representative surveys. *Hydrobiologia*, 735(1), 123-136. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1897-2>

Zieritz, A., Lopes-Lima, M., Bogan, A. E., Sousa, R., Walton, S., Rahim, K. A. A., Wilson, J.-J., Ng, P.-Y., Froufe, E., & McGowan, S. (2016). Factors driving changes in freshwater mussel (Bivalvia, Unionida) diversity and distribution in Peninsular Malaysia. *Science of The Total Environment*, 571, 1069-1078.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.098>