

SUIVI HYDRO-SÉDIMENTAIRE D'UN DÉMANTÈLEMENT DE BARRAGES DE CASTORS ET IMPACTS SUR LES HABITATS DES MOULES D'EAU DOUCE

HYDRO-SEDIMENTARY MONITORING OF BEAVER DAMS REMOVAL AND IMPACT ON FRESHWATER MUSSELS HABITATS

Geoffrey HOUBRECHTS, Quintia VAESSEN, Alexandre PEETERS

Résumé

Dans le cadre d'un projet de reméandrage de la Sûre visant à diversifier et à améliorer la qualité des habitats aquatiques, un ensemble de trois barrages de castors a dû être démantelé en octobre 2019 pour permettre le passage des engins de terrassement et le creusement d'un nouveau chenal. Ce projet a été réalisé dans le but de renforcer les populations de moules d'eau douce, et plus spécialement la mulette épaisse (*Unio crassus*), qui sont menacées et en déclin sur la plupart des rivières de Wallonie et d'Europe. Suite à l'installation du castor dans ce secteur en 2015, un volume de sédiments fins relativement important (616 m³) a été piégé dans les retenues à l'amont des barrages. La remobilisation de ces sédiments suite au démantèlement des barrages risquait de poser un problème pour l'habitat de moules d'eau douce. En effet, ces organismes vivent enfouis dans le lit des rivières, et exigent un substrat bien oxygéné, c'est-à-dire non colmaté par un excès de sédiments fins. Plusieurs méthodes de suivi sédimentaire ont été mises en œuvre pour quantifier le volume de sédiments fins libérés et estimer l'impact de ce type d'intervention sur le colmatage du lit mineur à court et à plus long terme (d'octobre 2019 à décembre 2020). Un suivi hydrologique a également été réalisé à deux pas de temps différents afin de mettre en évidence l'augmentation des débits durant les opérations de démantèlement d'une part, d'identifier les événements hydrologiques susceptibles d'expliquer les fluctuations observées au niveau du colmatage au cours de la période de suivi d'autre part.

Mots-clés

barrage de castors, mulette épaisse, Sûre, colmatage, démantèlement de barrage

Abstract

As part of a project to re-meander the Sûre River, with the aim of diversifying and increasing the quality of aquatic habitats, a set of three beaver dams had to be dismantled in October 2019 to allow the passage of earthmoving machinery and the digging of a new channel. This project was carried out with the aim of strengthening the populations of freshwater mussels, which are threatened and in decline in most of the rivers of Wallonia and Europe. Following the installation of the beaver in this sector in 2015, a relatively large volume of fine sediment (616 m³) was trapped in the reservoirs upstream of the dams. The remobilization of these sediments following the removal of the dams could pose a problem for the habitat of freshwater mussels. These organisms live buried in the river bed and require a well oxygenated substrate, i.e. not clogged with excess fine sediments. Several sediment monitoring methods were implemented to quantify the volume of fine sediment released and to estimate the impact of this type of intervention on the clogging of the riverbed in the short and longer term (from October 2019 to December 2020). Hydrological monitoring was also carried out at two different time steps in order to highlight the increase in flows during the dismantling operations on the one hand, and to identify the hydrological events likely to explain the fluctuations observed in the clogging during the longer-term monitoring period on the other hand.

Keywords

beaver dam, thick shelled river mussel, Sûre River, clogging, dismantling of dams

INTRODUCTION

Avant le Moyen Âge, le castor européen (*Castor fiber*) était présent dans toute l'Eurasie, depuis la côte Atlantique jusqu'en Sibérie orientale (Libois, 2006). À partir du 12^e siècle, son aire de répartition subit une forte régression et le castor disparaît

progressivement de certaines régions, en raison d'une chasse excessive pour leur chair, leur fourrure et leurs glandes à castoréum (Delort, 1978 ; Véron, 1992). En Belgique, quelques populations isolées se seraient maintenues jusqu'au 19^e siècle. Toutefois, le castor avait déjà quasiment disparu sur la plupart des rivières bien avant le 16^e siècle

(Libois, 1982). Au début du 20^e siècle, il ne subsistait plus que 1 200 individus en Europe et en Asie répartis dans huit populations relictuelles (Nolet et Rossel, 1998). Suite à la protection de l'espèce, à des programmes de translocation, et à la faible pression exercée par ses prédateurs, les populations de castors ont ensuite augmenté en Europe pour atteindre plus de 430 000 individus à la fin des années 1990 (Nolet et Rossel, 1998). Depuis lors, les populations de castors européens ont continué de s'accroître pour atteindre 1,5 million d'individus en 2020 (Halley *et al.*, 2021). En Belgique, c'est dans la vallée de la Roer, à la frontière allemande, que le premier castor a été observé en 1990. Il provenait du programme de ré-introduction mené au début des années 1980 dans l'Eiffel (Barvaux *et al.*, 2015). Ce n'est toutefois qu'à la fin des années 1990 que l'on peut attester d'une installation durable du castor en Belgique (Barvaux *et al.*, 2015). De plus, entre 1998 et 2000, des relâchés illégaux de castors provenant de Bavière ont été réalisés par des naturalistes dans plusieurs bassins dont la Meuse et le Viroin (Barvaux *et al.*, 2015). Ces individus ont ensuite colonisé l'ensemble du réseau hydrographique du bassin de la Meuse, principalement les rivières du massif ardennais, ainsi que les rivières du bassin hydrographique du Rhin, dont la Sûre fait partie (Plunus, 2009). En 2020, le nombre de castors sur le territoire belge est estimé à environ 4 000 individus avec une majorité d'entre eux (3 200 à 3 500 individus) installés en Wallonie (Bouteligier et Schillemans, 2021).

Dans les rivières à faible profondeur, le castor construit des barrages qui peuvent atteindre plus de deux mètres de hauteur, afin de maintenir une profondeur d'eau suffisante pour se protéger des prédateurs, pour dissimuler l'entrée de la galerie menant à son gîte, pour faciliter le transport des branchages qui lui servent à construire sa hutte et à entretenir son barrage, et pour stocker sous l'eau sa réserve hivernale de nourriture. Même si ces barrages favorisent la création de zones humides propices au développement de nombreuses espèces aquatiques et palustres, l'inondation des terrains en fond de vallée crée généralement des problèmes de cohabitation avec l'Homme. De plus, ces barrages influent sur le transit sédimentaire, la morphologie des rivières, l'hydrologie, les températures de l'eau et peuvent également entraver la migration de poissons migrateurs (Lafontaine, 2005 ; Laersen *et al.*,

2021). La diminution de la vitesse d'écoulement dans la retenue entraîne également le piégeage de sédiments, ce qui provoque un déficit sédimentaire en aval, et favorise en amont le colmatage des lits par sédimentation et infiltration de particules fines dans les interstices des lits caillouteux (Gurnell, 1998). Le piétinement des berges par le castor, ainsi que le creusement de galeries et de tranchées, peuvent également libérer de grandes quantités de sédiments fins qui peuvent contribuer au colmatage du lit des rivières, même sur les tronçons situés en aval des barrages.

L'augmentation de la production de sédiments fins dans les cours d'eau peut poser des problèmes pour certaines espèces aquatiques sensibles, en diminuant la qualité de leur habitat ou encore en affectant leur reproduction (Denic et Geist, 2015). Ainsi, plusieurs espèces de moules d'eau douce sont particulièrement sensibles au colmatage des lits et aux trop fortes concentrations de matière en suspension (MES). L'impact négatif d'une sédimentation importante est d'autant plus important pour ces espèces que leur cycle de vie comprend une phase de développement larvaire sur un poisson-hôte, qui, selon l'espèce, nécessite également un substrat propre et oxygéné pour son frai (Shirvell et Dungey, 1983).

La muette épaisse (*Unio crassus*), qui vit à l'état adulte dans la couche supérieure des sédiments constituant le lit des rivières, est un organisme filtreur qui se nourrit de microdébris organiques transportés en suspension. Son cycle de vie comprend une phase parasitaire de développement sur un poisson-hôte nécessaire pour la métamorphose du stade larvaire (glochidie) en jeune moule. Elle occupe des habitats variés en termes de paramètres physico-chimiques, de vitesse de courant et de substrat (Denic *et al.*, 2014 ; Vaessen *et al.*, 2021). Concernant ce dernier paramètre, dans la Sûre, une préférence est observée pour les substrats gravillonneux ou sableux non colmatés qui lui permettraient de s'enfouir facilement pour s'abriter et éviter d'être emportée par les crues (Vaessen *et al.*, 2021). Les dégradations de son habitat figurent parmi les principales causes du déclin de l'espèce (Lopes-Lima *et al.*, 2018). À l'heure actuelle, la muette épaisse figure sur la liste rouge des espèces menacées de l'IUCN dans la catégorie *en danger*, c.-à-d. qu'elle fait face à un risque d'extinction très élevé (Lopes-Lima *et al.*, 2014). C'est pourquoi ces organismes nécessitent une protection importante

de leur habitat afin de sauvegarder l'espèce (Ferreira-Rodríguez *et al.*, 2019).

Par le passé, la Sûre a fait l'objet de plusieurs travaux de rectification de manière à réduire la sinuosité de son tracé et à favoriser le drainage et l'écoulement des eaux pour gagner des terres agricoles et forestières. D'un point de vue écologique, ces travaux ont entraîné une perte de la diversité des habitats aquatiques. Malgré cela, la Sûre amont présente encore de forts enjeux environnementaux par la présence de la mulette épaisse. Ainsi, afin d'améliorer la qualité hydromorphologique de la Sûre et pour atteindre les objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000), des travaux de reméandration ont été programmés sur un secteur de la Sûre amont, à l'initiative du Parc naturel Haute-Sûre – Forêt d'Anlier, dans le cadre d'un projet soutenu par des Fonds Européens pour les Affaires Maritimes et la Pêche (FEAMP) et par la Région wallonne (SPW, 2017).

Toutefois, à partir de 2015, un castor (*Castor sp*) s'installe dans le secteur, et y construit plusieurs barrages. Les barrages étant localisés sur le tronçon devant être remblayé dans le cadre de la reméandration, il était nécessaire de les supprimer au préalable des travaux. Une dérogation a été délivrée par le Service Public de Wallonie (Département de la Nature et des Forêts) pour la destruction des barrages étant donné que le castor est une espèce protégée au même titre que les moules d'eau douce.

Le principal problème lié au démantèlement de ces barrages concerne la libération potentielle de grandes quantités de sédiments fins piégés dans les retenues durant plus de quatre années (entre 2015 et 2019), qui pourraient affecter négativement les zones d'habitat des moules d'eau douce en aval.

Dans ce cadre, l'étude de l'impact du démantèlement des barrages est d'une importance fondamentale pour la préservation des moules d'eau douce et de leur habitat. Or, il n'existe pas à notre connaissance d'études d'impact du relâché des sédiments fins consécutif au démantèlement de barrages de castors, et *a fortiori* dans le cadre de ce type d'enjeux environnementaux. C'est pourquoi notre étude vise à combler cette lacune en analysant les impacts sédimentaires et hydrologiques à deux pas de temps différents, le jour du démantèlement des barrages (25 octobre 2019) d'une part, et durant quatorze mois d'autre part.

I. LOCALISATION ET CONTEXTE

Le secteur à reméandrer (bassin versant de 36 km²) se situe à l'amont du village de Volaville sur la commune de Léglise, à moins de 15 km de la source, en amont de la confluence avec son premier affluent conséquent, la Géronne (bassin versant de 34 km²). Le secteur appartient à la masse d'eau ML08R visée par l'objectif *très bon état* écologique de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000).

En 2015, un castor (*Castor sp*) a construit un premier barrage (n°1) dans le secteur (Figure 1). Directement en amont de ce barrage, le castor a creusé une tranchée déviant la majeure partie du débit vers une mare creusée en 2011 dans l'ancien tracé du lit mineur de la rivière en rive droite. Le débit dévié s'échappait ensuite de la mare en se dispersant par de multiples petits chenaux creusés par le castor ainsi que par ruissellement diffus. L'eau s'écoulait dans cette zone au travers d'une succession d'élargissements (mares) et de rétrécissements (chenaux de déversement). L'écoulement rejoignait ensuite un ancien drain qui aboutissait dans le cours principal de la Sûre. Ce système constituait ainsi un bras de contournement du cours principal de la Sûre (bief). Un second barrage (n°2) a également été édifié par le castor sur ce bief, à proximité de sa confluence avec la Sûre. Finalement, un troisième barrage (n°3) a été établi sur le cours principal de la Sûre en aval direct de cette confluence.

Les trois barrages ont été démantelés de manière successive le 25 octobre 2019 entre 10h30 et 14h30 dans des conditions de basses eaux. Le fait de travailler en période de basses eaux augmente le risque d'avoir un dépôt important de sédiments fins sur le fond du lit. Par ailleurs, un maximum de précautions a été pris pendant le démantèlement des barrages pour éviter une montée trop brutale du débit qui risquerait d'engendrer une crue morphogène et de libérer une trop grande quantité de sédiments. Les branches et autres matériaux constituant les barrages ont donc été retirés en plusieurs étapes.

Le barrage 3 (le plus en aval) a été démantelé le premier en cinq étapes successives entre 10h30 et 11h20. Dans un deuxième temps, le barrage 2 a été rapidement détruit en deux étapes (10 min). La destruction du barrage 2 a nécessité le passage de la machine dans le cours principal de la Sûre sur un gué aménagé avec des branchages. Finalement, le barrage

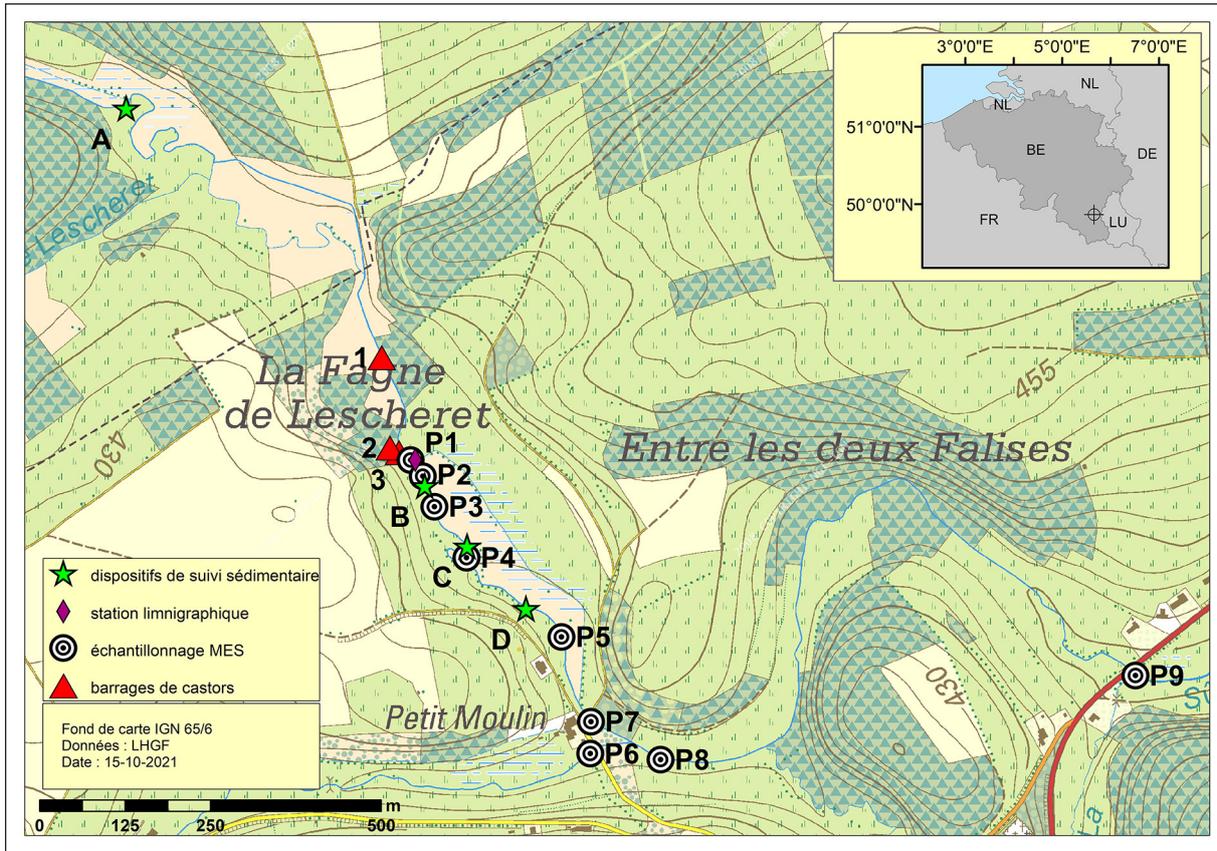


Figure 1. Localisation des barrages et des sites d'échantillonnage (fond de carte topographique à 1 :10 000, 65-6, IGN, 2021 ; données du Laboratoire d'Hydrologie et de Géomorphologie Fluviale – LHGF – Vaessen *et al.*, 2019)

1 (le plus en amont) a été démantelé en deux étapes échelonnées sur vingt minutes. Après démontage, des sédiments ont été extraits du lit de la rivière au niveau de barrage 1 pour colmater la tranchée creusée en rive gauche par laquelle s'écoulait la majeure partie du débit. Les travaux ont pris fin à 14h30.

Assez rapidement après les travaux, le castor s'est réinstallé dans le secteur et a reconstruit un barrage au niveau du site du barrage 3. Ce barrage a donc dû être à nouveau démantelé de manière à pouvoir entamer les travaux de reméandration.

II. MÉTHODOLOGIE

Afin d'évaluer l'impact du démantèlement des barrages de castors sur les habitats des moules d'eau douce, différentes méthodes ont été mises en œuvre.

A. Quantification du volume de sédiments fins piégés dans les retenues

Avant la phase de travaux de démantèlement, le volume de sédiments fins piégés dans les retenues

a été quantifié sur base de mesures de l'épaisseur des dépôts fins, d'une part, et de la surface affectée par les dépôts dans les retenues, d'autre part. Ces mesures ont été réalisées dans des conditions de basses eaux le 17 septembre 2019.

Les mesures de l'épaisseur de sédiments fins ont été effectuées à l'aide d'une barre métallique creuse, dont la base est fixée à un socle plat carré de 20 cm de côté, à l'intérieur de laquelle coulisse une tige métallique graduée. Le socle plat permet au dispositif de ne pas s'enfoncer dans les sédiments fins et donc de déterminer le niveau du sommet de la vase. La tige coulissante est ensuite enfoncée à la main à travers la vase jusqu'à atteindre le refus qui correspond au cailloutis du fond du lit et donc à la base de la vase. Cette technique peut entraîner une légère incertitude (de l'ordre de 2 cm), du fait de l'enfoncement du dispositif dans les dépôts fins. Les mesures de l'épaisseur des dépôts fins ont été prises au niveau de profils en travers, dont l'interdistance est de dix mètres, à raison de trois mesures par profil (pieds de berges et centre du lit). L'épaisseur moyenne est ensuite calculée pour chaque profil. À proximité directe des barrages, davantage de mesures ont été réalisées.

Pour estimer le volume de sédiments piégés à l'amont des barrages, deux méthodes présentant des degrés de précision différents ont été mises en œuvre. La première méthode, basée sur un découpage de la retenue en polygone, a été appliquée aux retenues n°1 et n°2 car elles présentaient un tracé relativement rectiligne. Ainsi, l'épaisseur moyenne de sédiments de chaque profil en travers a d'abord été multipliée par la largeur du lit mouillé (mesurée au télémètre laser) et par la distance longitudinale sur laquelle s'exerce l'influence du profil (c.-à-d. la distance mesurée depuis la moitié de la distance qui sépare le profil étudié du profil amont, jusqu'à la moitié de la distance qui sépare le profil étudié du profil aval). Le volume total est ensuite calculé en additionnant les volumes mesurés au niveau de chaque profil en travers. Pour la retenue n°3, la zone d'influence en amont présente un tracé plus sinueux, ce qui rend moins précis le calcul du volume de sédiments piégés par la méthode décrite ci-dessus. Dès lors, nous avons utilisé une autre méthode de calcul basée sur l'interpolation des mesures d'épaisseurs de sédiments fins. Pour ce faire, les mesures d'épaisseur ont été positionnées en X, Y (référentiel local) dans le logiciel ArcGIS (ESRI, 2015). Ces données ont ensuite servi de base à une interpolation (méthode du plus proche voisin) engendrée sur l'ensemble de la surface affectée par la présence des sédiments fins, fournissant un maillage dont chaque pixel (maille de 5 cm) possède une valeur d'épaisseur de vase. Le volume de sédiments piégés est ensuite déterminé en additionnant les valeurs de chaque pixel multipliées par la surface du pixel.

B. Mesure des débits et caractéristiques de la station limnigraphique

Pour le suivi hydrologique de la période comprise entre septembre 2019 et novembre 2020, nous avons utilisé les débits de la station de Martelange (L5610) du réseau de surveillance hydrométrique Aqualim du Service Public de Wallonie (SPW, 2021a).

Toutefois, pour mettre en évidence l'impact hydrologique et sédimentaire le jour du démantèlement des barrages (25 octobre 2019), il était nécessaire de disposer de données de débit au plus proche du site. Étant donné la différence de taille de bassin versant entre la station limnigraphique à Martelange (209 km²) et le secteur d'étude à Volaville (36 km²),

une station limnigraphique a donc été installée vingt mètres en aval du barrage 3. Lors des travaux de démantèlement, cette station a également été utilisée pour communiquer à l'opérateur de la pelleuse l'évolution des hauteurs d'eau et ainsi veiller à ne pas dépasser un seuil critique, estimé à 0,6 fois la hauteur des berges à plein bord, au-delà duquel la charge de fond pourrait être mise en mouvement.

Afin de construire une courbe de tarage pour cette station, une échelle limnimétrique a été installée et quatre jaugeages ont été réalisés, permettant ainsi de connaître le débit pour quatre hauteurs d'eau différentes. Les mesures de vitesses ont été réalisées à l'aide d'une sonde électromagnétique (Flo-mate 2000 de Marsh McBirney). Le débit a ensuite été déterminé par interpolation du champ de vitesses. Même si elle n'est basée que sur quatre points, la courbe de tarage est suffisamment précise pour notre étude, car la hauteur d'eau maximale enregistrée durant l'opération de démantèlement se situe dans l'intervalle des valeurs de hauteur d'eau pour lesquelles des jaugeages ont été réalisés. Les conversions de hauteur en débit ne se basent donc pas sur des extrapolations.

Durant la période des travaux de démantèlement, une sonde autonome de mesure de pression (TD-Diver® van Essen Instruments) a été fixée dans un tube perforé au droit de la station limnimétrique. Cette sonde était couplée à une sonde barométrique (Baro-Diver® van Essen Instruments) qui enregistre la pression atmosphérique au même pas de temps que le TD-Diver, soit une valeur toutes les minutes tout au long de la journée du démantèlement. La hauteur de la colonne d'eau au-dessus du TD-Diver peut être déduite après avoir soustrait la pression atmosphérique (Van Essen Instruments, 2018).

C. Mesure des concentrations en MES durant les opérations de démantèlement et estimation du volume de sédiments relâchés

Le taux de matières en suspension (MES) transportées par la Sûre a fait l'objet d'un suivi dans le temps (avant, pendant et après les démantèlements) et dans l'espace (un site de référence en amont et huit sites en aval).

La méthode utilisée consiste à prélever des échantillons d'eau directement dans la rivière à l'aide

de bouteilles en polyéthylène d'une contenance de 1 500 ml. Les prélèvements sont réalisés juste sous la surface de l'eau au centre du chenal. Dix sites ont été échantillonnés : P0 : en amont du barrage 1 (site de référence) ; P1 : 20 m en aval du barrage 3 ; P2 : 50 m en aval du barrage 3 ; P3 : 100 m en aval du barrage 3 ; P4 : 200 m en aval du barrage 3 ; P5 : 400 m en aval du barrage 3 ; P6 : sur la Géronne (50 m en amont de la confluence avec la Sûre) ; P7 : 550 m en aval du barrage 3 (en amont de la confluence avec la Géronne) ; P8 : 650 m en aval du barrage 3 (50 m en aval de la confluence avec la Géronne) ; P9 : 1700 m en aval du barrage 3.

Avant les opérations de démantèlement, des échantillons ont été prélevés les 17, 24 et 25 septembre 2019 au niveau du site amont (P0) et en aval du barrage 3 (P7), afin de fournir des valeurs témoins de concentration de MES en basses eaux, en situation normale.

Durant et après les démantèlements, un opérateur a parcouru, toutes les heures, le secteur situé en aval du barrage 3 en prélevant un échantillon au niveau des neuf sites aval (P1 à P9) à sept reprises.

En parallèle, le site P1 a fait l'objet de prélèvements réguliers toutes les 15 minutes par un autre opérateur. Des prélèvements complémentaires ont été réalisés sur le site P1 aux moments clés des démantèlements, entraînant la libération de sédiments et une augmentation de la turbidité. Le monitoring du 25 octobre 2019 a ainsi été réalisé sur une période de huit heures et demie.

Les échantillons collectés ont ensuite été analysés en laboratoire afin de mesurer la concentration en MES. Pour ce faire, le contenu de chacune des bouteilles est filtré sur un filtre en microfibre de verre (maille 1,2 μm) préalablement passé à l'étuve à une température de 110° C pendant une heure afin d'éliminer son humidité et pesé à 0,1 mg près (Van Campenhout *et al.*, 2013). Afin d'accélérer la filtration, celle-ci se fait sous vide à l'aide d'une pompe à vide. Le volume d'eau recueilli est mesuré avec une résolution de 1 ml. Le filtre chargé de sédiments est ensuite passé à l'étuve à une température de 110°C pendant quelques heures, puis à nouveau pesé. La quantité de MES, exprimée en mg/l est déduite de la différence de masse entre le filtre chargé et le filtre brut. La concentration est obtenue grâce au volume de l'échantillon (mg/l).

Les valeurs de concentration en MES des échantillons permettent de calculer le volume de sédiments fins libérés par les opérations de démantèlement. Pour déterminer ce volume (m^3), il faut tout d'abord connaître le débit liquide (m^3/s) et la concentration en MES (mg/l) associée à ce débit. Ensuite, en calculant l'intégrale de l'évolution du débit solide en fonction du temps, il est possible d'estimer le volume total de sédiments fins libérés grâce à la courbe basée sur les prélèvements réalisés en P1 toutes les 15 minutes.

De la même manière, en analysant les courbes d'évolution des débits solides des différents sites de prélèvements (P2 à P9, sauf P6 qui correspond à la Géronne), il est possible de calculer la masse de sédiments qui a transité au niveau de ces sites. Cette masse est ensuite convertie en volume en tenant compte de la densité des sédiments (1,6 t/m^3 , soit la densité du sédiment avec une porosité de 40 %). La différence de volume entre deux sites de prélèvement successifs permet de connaître le volume sédimenté entre ces sites. Ces volumes peuvent ensuite être divisés par la superficie du lit en eau entre deux sites afin de déterminer l'épaisseur moyenne des sédiments accumulés sur le fond du lit.

D. Évaluation du colmatage par la méthode des sticks hypoxies et des pièges à sédiments fins

Pour évaluer le colmatage, deux types de dispositifs (sticks hypoxies et pièges à sédiments fins) ont été installés sur quatre seuils (radiers), à savoir trois seuils situés à 65 m, 150 m et 290 m en aval du barrage n°3 et un seuil situé en amont de la retenue du barrage 1 (site P0).

La première partie de cette analyse porte sur la période avant travaux de démantèlement (période I). Les dispositifs ont été installés en deux jours (17 et 19 septembre 2019) et récupérés juste avant les travaux (24 octobre 2019). De nouveaux sticks hypoxies et pièges ont ensuite été replacés aux mêmes endroits et ont fait l'objet d'un deuxième relevé (5 décembre 2019) pour caractériser l'impact des démantèlements (période II).

Le suivi du colmatage s'est ensuite poursuivi sur presque 11 mois. Les dispositifs ont ainsi été relevés le 24 avril 2020 (période III), puis tous les deux mois (périodes IV à VI : relevés effectués le 23 juin 2020, le 21 août 2020 et le 27 octobre

2020). Malheureusement, plusieurs événements perturbant le suivi des dispositifs se sont produits. Premièrement, les débits sont restés élevés durant la période hivernale, puis des restrictions de déplacement liées à la crise sanitaire de la Covid-19 n'ont pas permis d'effectuer les relevés avant le 24 avril 2020. Les pièges à sédiments et les sticks hypoxies sont donc restés en place durant 142 jours (période III). Par la suite, durant l'été 2020, la Sûre a connu un étiage particulièrement sévère, avec une partie de son lit à sec pendant plusieurs semaines. Les résultats concernant les périodes III à VI sont donc à prendre avec précaution.

1. Les sticks hypoxies

Les sticks hypoxies sont des bâtonnets de bois non traités enfoncés dans les sédiments du fond du lit pour une durée de minimum 4 semaines (Marmonier *et al.*, 2004). Ces bâtonnets se colorent en milieu anoxique par l'action des bactéries anaérobies. La coloration du bois est due au fait qu'en l'absence d'oxygène, les bactéries anaérobies oxydent les minéraux dissous, ce qui les fait précipiter, tachant le bois en gris. En milieu non colmaté riche en oxygène, le bois garde sa couleur d'origine. De la sorte, l'utilisation des sticks hypoxies permet d'évaluer le degré de colmatage du lit caillouteux et de quantifier jusqu'à quelle profondeur s'exerce ce colmatage. Cette méthode a notamment été mise en œuvre pour évaluer la qualité de frayères reconstituées pour poissons lithophiles (Peeters *et al.*, 2021).

L'essence de bois utilisée dans cette étude est le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*). Les sticks ont une longueur de 30 cm et une section carrée de 1 cm de côté. Un trou est percé à 1 cm de l'extrémité supérieure du stick afin d'y attacher un fil coloré, ce qui permet de le retrouver. Les sticks sont enfoncés dans le lit sur une profondeur de trente centimètres. Lors de sa récupération, la distance entre le sommet du stick (partie affleurant au fond du lit) et la première zone de noircissement est mesurée. Il importe de réaliser la mesure rapidement sur le terrain car la couleur noire a tendance à s'estomper rapidement lorsque le bois sèche.

2. Les pièges à sédiments fins

Des pièges à sédiments fins (Figure 2) enfouis sous la surface du lit ont été utilisés afin de quantifier

l'infiltration de sédiments fins dans la sous-couche (Vaessen *et al.*, 2021).

Le piège est fabriqué à partir d'un tuyau de PVC de 110 mm de diamètre et de 300 mm de longueur. Il est installé horizontalement dans un socle, lui-même enchâssé dans le fond du lit, à une profondeur d'une dizaine de cm. Une ouverture de 200 cm² est percée dans le tuyau et recouverte d'un grillage dont la maille est de 6 mm. Cette ouverture est positionnée vers le haut et orientée perpendiculairement au courant afin de piéger les particules fines transportées par la rivière. Il est rempli de graviers autochtones de taille supérieure à la maille du grillage (tamisés à 6 700 µm). Lors de l'installation du piège, le bord supérieur du piège coïncide avec la surface du fond du lit. Le piège collecte ainsi les sédiments de taille inférieure à 6 mm mobilisés par le courant et qui se déposent sur le fond du lit. Le piège est ensuite relevé après quelques semaines, en fonction des conditions hydrologiques. Un couvercle amovible permet d'éviter les pertes de particules fines lors de la récupération du dispositif.

Le contenu des pièges est ensuite analysé en laboratoire. Étant donné que les MES piégées dans les retenues des barrages de castors sont de taille inférieure à 500 µm (Houbrechts *et al.*, 2013) et que ce sont les sédiments les plus fins qui provoquent le colmatage des lits, les échantillons récupérés dans les pièges sont tamisés à 500 µm. Une autre séparation granulométrique est réalisée à 2 000 µm et à 6 700 µm (galets utilisés pour remplir le piège). Quatre classes granulométriques sont ainsi construites (> 6 700 µm ; 6 700 – 2 000 µm, 2 000 – 500 µm, < 500 µm).

Connaissant la masse de sédiments correspondant à chacune de ces classes granulométriques, il est possible de déterminer un taux de remplissage des vides. Dans un premier temps, la fraction plus grossière que 6 700 µm est pesée. La masse est ensuite divisée par la densité (2,6) pour connaître le volume des éléments utilisés pour remplir le piège. La part de vide peut enfin être estimée par différence par rapport au volume intérieur du cylindre (2 623 cm³). Le pourcentage de vide se situe entre 41 et 48 % en fonction du taux de remplissage. Dans un deuxième temps, le volume de chaque classe granulométrique < 6 700 µm correspondant aux sédiments piégés peut également être estimé de la même manière, ainsi que le pourcentage de remplissage des vides



Figure 2. Pièges à sédiments fins. Gauche : piège à sédiments fins remplis de gravier. Droite : piège à sédiments installé sur le fond du lit

par les différentes fractions. Afin de pouvoir comparer les données des différentes campagnes de prélèvement, dont la durée est parfois légèrement supérieure à un mois, notamment pour des raisons hydrologiques qui ne permettaient pas le relevé dans de bonnes conditions, les taux de remplissage sont standardisés sur une période de 30 jours.

Les dates d'installation et de relevé des dispositifs sont indiquées sur la Figure 3.

III. RÉSULTATS

A. Volume de sédiments fins piégés par les barrages

Le volume de sédiments fins piégés dans les trois retenues est de 616 m³ (Tableau 1). Il apparaît que la retenue du barrage 1 possède le plus grand volume de sédiments piégés (381 m³), ce qui semble cohérent en raison de sa position amont par rapport aux autres barrages et de sa plus grande ancienneté (barrage construit en 2015). L'épaisseur de sédiments y est plus importante à proximité des embâcles et au niveau de la confluence avec le bras mort du méandre recoupé, où le lit présente une surlargeur (Figure 4). Le barrage 2, situé sur

l'ancien drain par lequel s'écoule la majeure partie du débit de la Sûre, a piégé 138 m³ de sédiments fins. Le barrage 3 comporte moins de sédiments fins (97 m³) en raison des apports moindres en MES dus à sa position (en aval des barrages 1 et 2). De plus, une partie importante du tronçon où se situe la retenue du barrage 3 est périodiquement à sec, ce qui tend à diminuer davantage l'apport en MES. En effet, seule la partie aval du tronçon (c.-à-d. depuis la confluence avec l'ancien drain) est continuellement en eau.

B. Concentrations en MES avant, pendant et après démantèlement des barrages

Avant la phase de travaux, la valeur témoin de la charge de MES en amont des barrages en période d'étiage était de l'ordre 10 – 14 mg/l (Tableau 2). Ces valeurs correspondent à la charge normale de la Sûre dans la masse d'eau ML08R. En effet, le taux de MES moyen mesuré entre 2009 et 2016 par le SPW (base de données Aquaphyc, 2021b) pour des conditions de débits similaires est de 15 mg/l (médiane de 10 mg/l). Les concentrations en MES en aval des barrages (de l'ordre de 4 – 6 mg/l) sont systématiquement inférieures à celles mesurées en amont, ce qui s'explique probablement par la

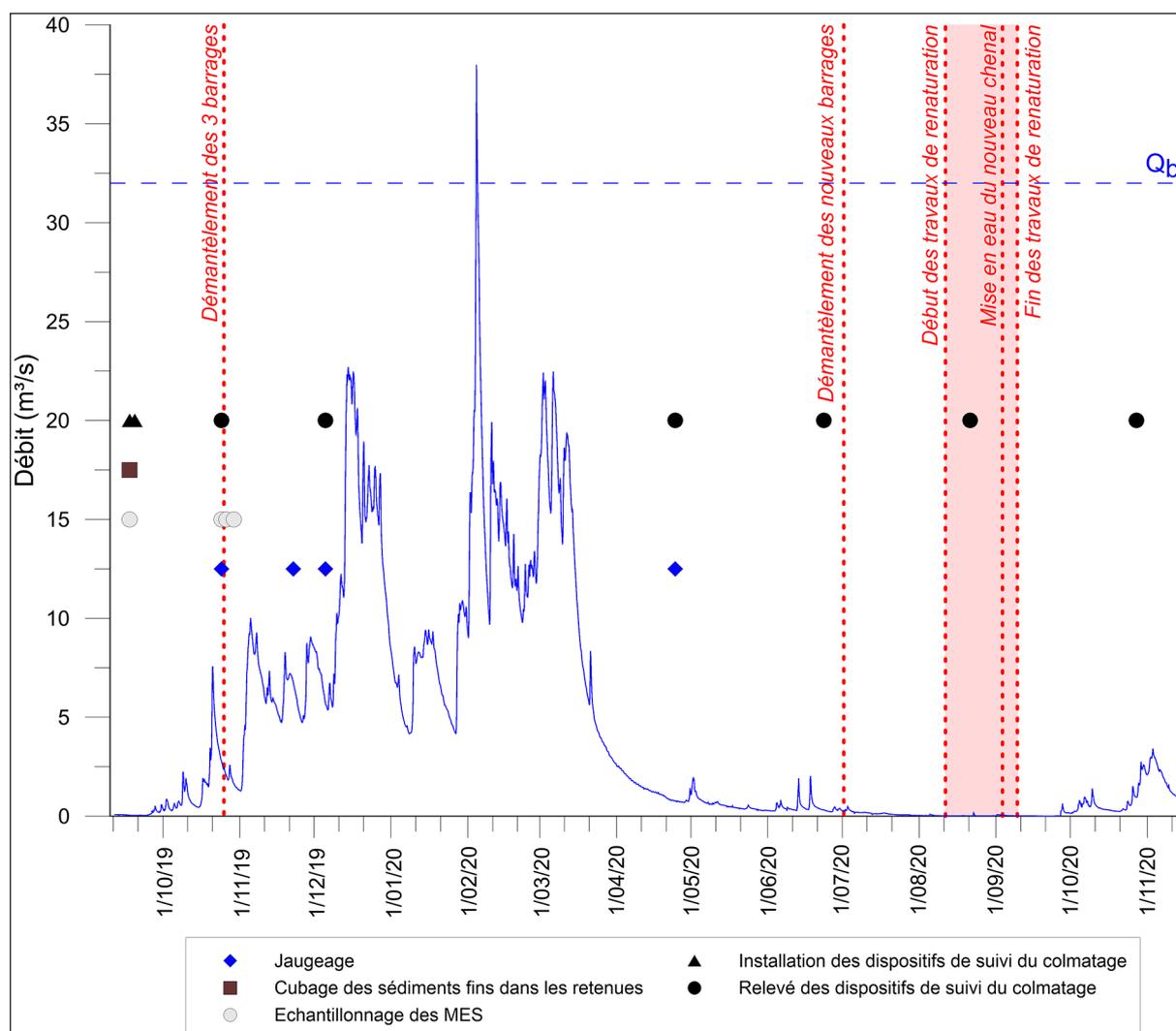


Figure 3. Hydrogramme et dates d'installation et de relevé des dispositifs (Q_b = débit à plein bord)

	Nombre de mesures	Linéaire du secteur impacté (m)	Volume de sédiments fins piégés (m^3)
Barrage 1	96	270	381
Barrage 2	31	84	138
Barrage 3	28	62	97

Tableau 1. Volume de sédiments fins piégés dans les trois retenues (relevés du 17/09/2019)

sédimentation d'une partie des MES dans les trois retenues. Il faut toutefois rester prudent car une partie de cette différence pourrait également s'expliquer par la précision de la méthode (de l'ordre de 2 mg/l).

La Figure 5 présente l'hydrogramme de la station limnigraphique de Volaiville, les différentes étapes des travaux, ainsi que les valeurs de concentration en MES des prélèvements réalisés au site P1 toutes les 15 minutes et toutes les heures au niveau des sites P2 à P9.

Lors de chaque étape du démantèlement du barrage 3, une montée rapide du débit s'est produite, suivie d'une décroissance (Figure 5). Lorsque le niveau était suffisamment descendu, une nouvelle brèche était ouverte dans le barrage. Une variation similaire au débit est observée au niveau des MES. Toutefois, les pics de MES augmentent progressivement au fur et à mesure de l'abaissement du niveau d'eau dans la retenue. Ainsi, une concentration 314 mg/l de MES a été mesurée lors de la première étape, suite à l'enlèvement de la partie supérieure du barrage. Cette augmentation



Figure 4. Épaisseur des sédiments fins piégés dans la retenue du barrage amont n°1 (fond orthophoto, SPW, 2019)

	MES en amont des barrages (mg/l)	MES en aval des barrages (mg/l)	Débit (m ³ /s)
17/09/2019	11,44	4,40	0,039
24/10/2019	13,64	5,66	0,286
25/10/2019 (10h00)	10,14	6,50	0,250

Tableau 2. Concentration en MES de la Sûre à Volaiville avant travaux

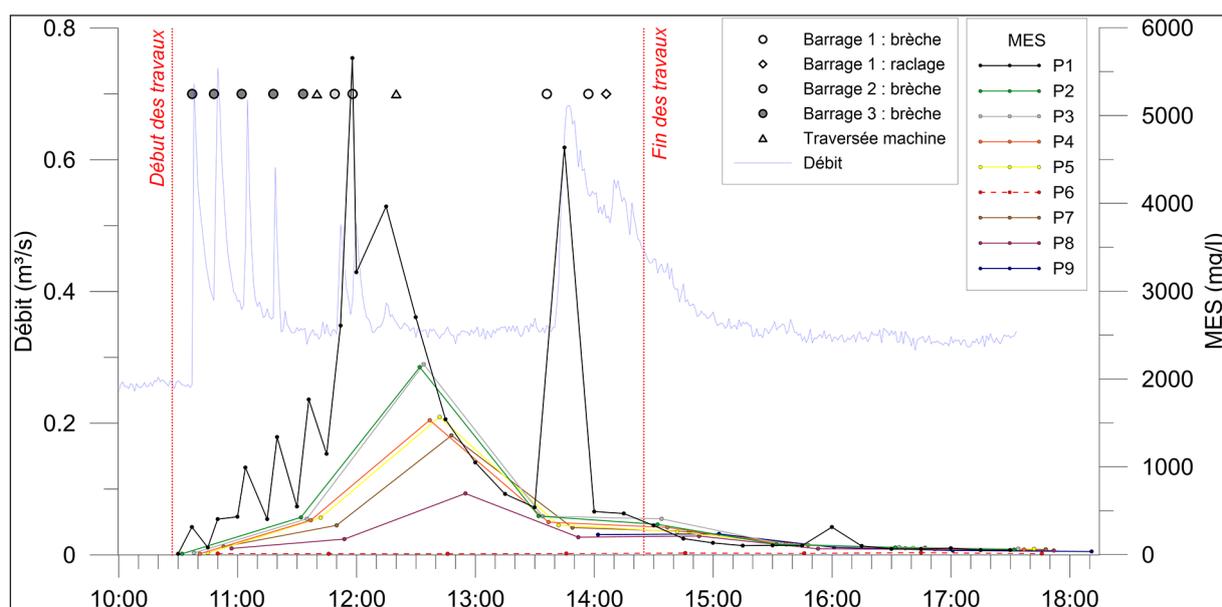


Figure 5. Évolution du débit et des concentrations en MES durant et après les travaux de démantèlement des trois barrages de castors

a été brève. Après seulement huit minutes, le taux de MES était déjà quatre fois moins important. Les brèches suivantes ont entraîné des réactions similaires, avec une hausse quasi instantanée des MES, rapidement suivie d'une décroissance de la concentration en MES. Lors de la cinquième et dernière étape, aucune augmentation de la hauteur d'eau n'a été observée, alors qu'un pic de MES est observé. Cela s'explique par le fait que cette dernière opération consistait à enlever les branchages résiduels alors que le barrage était déjà complètement percé.

La destruction du barrage 2, situé sur le bras de contournement, a entraîné la plus forte concentration en MES mesurée pendant les travaux (5 600 mg/l). Ce barrage contenait 138 m³ de sédiments fins. Les deux étapes du démantèlement, ainsi que le passage de la machine dans le lit de la Sûre, ont entraîné le départ d'une grande quantité de sédiments fins. Durant ces opérations, des valeurs élevées de MES ont été observées pendant une période relativement longue (> 40 min) puis

ont diminué à partir de 12h15 pour revenir à une valeur de 538 mg/l à 13h30.

Alors que le volume de sédiments piégés était plus important dans la retenue du barrage 1 (381 m³), le démantèlement de ce barrage a généré un pic moins important de MES. La concentration maximale mesurée est de 4 600 mg/l. Seulement 15 minutes après la percée de la première brèche, le taux de MES est déjà repassé en dessous des 500 mg/l. Une partie des sédiments déstockés de la retenue du barrage 1 a probablement sédimenté dans le tronçon compris entre ce barrage et le point d'échantillonnage P1. Par la suite, la concentration en MES a graduellement diminué depuis 490 mg/l à 14h jusqu'à 52 mg/l à la fin des prélèvements (17h30), à l'exception d'une légère augmentation (313 mg/l), mesurée à 16h, alors que les travaux étaient terminés. Cette hausse de courte durée pourrait s'expliquer par un départ local de sédiments fins consécutif à une réorganisation du lit dans les anciennes retenues (branche qui s'est débloquée, amas instable de vase...).

En comparant les effets des démantèlements des trois barrages, il apparaît que la retenue du barrage 2 a libéré davantage de sédiments fins que les deux autres retenues. Ceci peut s'expliquer par les différences d'épaisseurs de sédiments fins directement à l'amont des trois barrages, c.-à-d. les sédiments susceptibles d'être rapidement emportés vers l'aval dans un premier temps. Il apparaît ainsi que les épaisseurs mesurées au droit du barrage 2 étaient de l'ordre de 50 cm alors qu'elles étaient de l'ordre de 15 – 20 cm pour les barrages 1 et 3.

Concernant les prélèvements réalisés au niveau des sept sites situés plus en aval le long de la Sûre (P2, P3, P4, P5, P7, P8, P9), ainsi que sur la Géronne (P6), les données indiquent une hausse des MES jusqu'à plus de 1,7 km en aval de P1 durant la phase des travaux. Assez logiquement, toutes les courbes obtenues avec les valeurs de MES de ces échantillonnages suivent la même tendance, augmentant et diminuant conjointement. De manière générale, plus le point d'échantillonnage est situé en aval, moins la concentration en MES est importante. Cette décroissance du taux de MES est due à la sédimentation qui s'opère et, pour P8 et P9, à la dilution par les apports d'eau faiblement chargées en MES de la Géronne.

Le lendemain des travaux, la concentration en MES était déjà presque revenue à la normale (18 mg/l). Le 29 octobre 2021, la valeur de MES était similaire (11 mg/l) aux valeurs des échantillons prélevés en amont des barrages (Tableau 2), indiquant ainsi l'absence de mobilisation des sédiments piégés dans les retenues pour ces conditions de débit.

Par la suite, ces sédiments ont pu être emportés par des crues plus importantes, mais il est probable que les vitesses de courant étaient suffisantes pour empêcher une sédimentation des particules fines sur le lit.

C. Volume de sédiments fins libéré lors des travaux et épaisseur de la sédimentation sur le lit

Sur la base des 36 échantillons prélevés toutes les 15 minutes au site P1 ainsi qu'aux moments clés des démantèlements, il apparaît que le volume de sédiments fins libérés lors des travaux est de 5,67 m³, soit 0,92 % du volume total piégé.

Grâce aux prélèvements réalisés toutes les heures sur le secteur aval, nous pouvons également évaluer

pour chaque site (P1 à P9) le volume de sédiments transportés en suspension durant la période d'étude (7 heures). Pour cette analyse, il est nécessaire d'effectuer la comparaison sur base d'une densité d'échantillonnage identique (une valeur toutes les heures). C'est pourquoi le site P1 a été réévalué moins finement que pour la méthode exposée ci-dessus, ce qui a fourni un volume de 3,61 m³ (sur base de huit valeurs).

La comparaison du volume libéré en P1 avec le volume transporté en P2 indique que 0,62 m³ de sédiments se sont déposés sur le secteur de 30 m compris entre ces deux sites d'échantillonnage (Tableau 3). Compte tenu de la superficie du lit en eau dans ce secteur, l'épaisseur moyenne de sédiments déposés y est de 3,7 mm. La comparaison des volumes entre P2 et P3 fournit un bilan proche de 0 m³, la différence de – 0,06 m³ entre les deux sites n'étant pas significative compte tenu de la précision des estimations. La suite des comparaisons de volumes montre que le secteur compris entre P3 et P4 présente une sédimentation moyenne de l'ordre de 1,6 mm, alors que les secteurs situés au-delà de 200 m entre P4 et P7 possèdent un bilan proche de zéro. Finalement, il apparaît de manière plus générale que le secteur situé entre les barrages démantelés et la confluence avec la Géronne (600 m de linéaire) a connu une faible sédimentation (1,53 m³, soit 42 % du volume de sédiments relâchés) et que 58 % des sédiments ont été transportés au-delà de la confluence avec la Géronne. Enfin, la sédimentation a dû être également relativement faible entre la confluence avec la Géronne (P8) et la station limnimétrique de Winville (P9). Toutefois, ce volume n'a pas été quantifié en raison du plus faible nombre d'échantillons en P9 (cinq échantillons prélevés à partir de 14h02).

D. Évaluation du colmatage à long terme

1. Les sticks hypoxies

De manière générale, les relevés des sticks indiquent que le colmatage augmente vers l'aval et dans le temps (Figure 6). Par contre, les résultats ne montrent pas de changement significatif entre la situation avant (période I) et après travaux de démantèlement (période II). En outre, la disposition systématique de la zone colmatée sous-jacente à la zone non colmatée suggère que le colmatage dans la Sûre se produit par

Site	Localisation	Début suivi	Fin suivi	Vol. trans. ^(A) (m ³)	Vol. sédim. ^(B) (m ³)	Longueur tronçon (m)	Lar- geur ^(C) (m)	Surface tronçon (m ²)	Épaisseur moy. sédimentée (mm)
P1	Sûre : 20 m en aval du barrage n°3	10h30	17h30	3,61					
Tronçon P1 -> P2					0,62	30	5,63	169	3,7
P2	Sûre : 50 m en aval du barrage n°3	10h32	17h32	2,99					
Tronçon P2 -> P3					-0,06	50	4,20	210	-0,3
P3	Sûre : 100 m en aval du barrage n°3	10h38	17h38	3,05					
Tronçon P3 -> P4					0,69	100	4,22	422	1,6
P4	Sûre : 200 m en aval du barrage n°3	10h41	17h41	2,36					
Tronçon P4 -> P5					0,03	200	3,62	723	0,0
P5	Sûre : 400 m en aval du barrage n°3	10h45	17h45	2,33					
Tronçon P5 -> P7					0,25	150	4,8	720	0,3
P7	Sûre : 550 m en aval du barrage n°3 (juste en amont de la confluence avec la Géronne)	10h53	17h53	2,08					
P6	Géronne : 20 m en amont de la confluence avec la Sûre	10h50	17h50	0,06					
Tronçon P7 -> P8					-0,01	100	5,5	550	0,0
P8	Sûre : 650 m en aval du barrage n°3 (50 m en aval de la confluence avec la Géronne)	10h57	17h57	2,15					

Tableau 3. Épaisseur moyenne sédimentée sur les secteurs en aval suite au démantèlement des barrages. (A) Volume total de sédiments transportés durant la période de suivi ; (B) Volume total de matières en suspension sédimentées en deux sites de prélèvement successifs ; (C) Largeur moyenne du lit entre pieds de berge.

infiltration des sédiments fins en profondeur d'abord, puis par accumulation du bas vers le haut.

Lors de la période I (avant démantèlement), les sticks des sites P0, aval 65 m et aval 150 m indiquent une absence de colmatage jusqu'à 24, voire 30 cm. Le colmatage du site 290 m est

nettement plus important mais s'explique par la présence d'un accès à la rivière pour le bétail entre les sites aval 150 m et 290 m. Lors de la période II (post-travaux), les deux sites les plus en aval (150 m et 290 m) restent les plus colmatés, alors que les sites de référence amont P0 et aval 65 m ne sont pas du tout colmatés. À la fin de la période

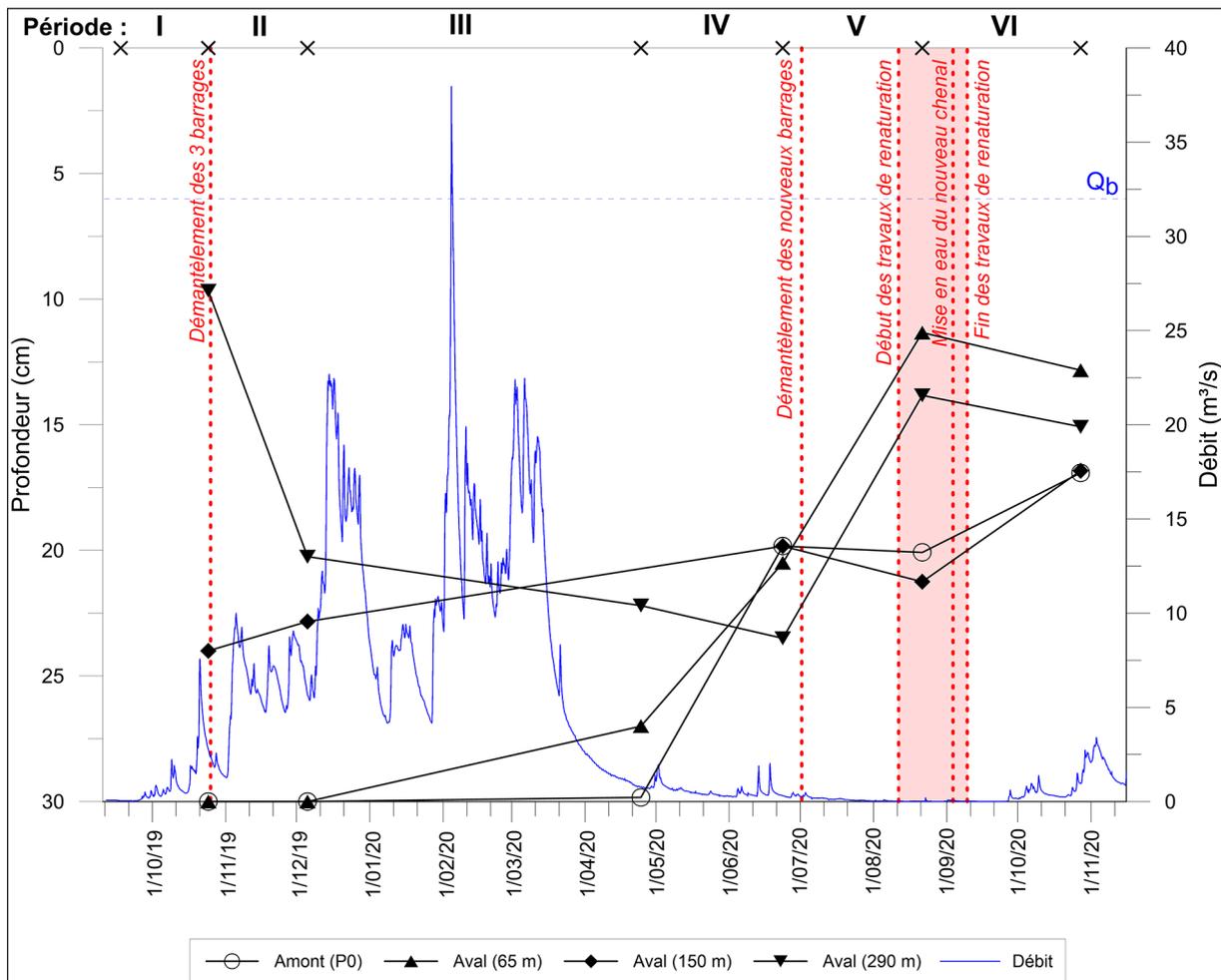


Figure 6. Évolution de l'épaisseur de la couche de cailloutis non colmatée (mesurée depuis la surface des sédiments)

III (la plus longue), les niveaux de colmatage restent dans la même logique : peu ou pas colmaté en amont et légèrement plus colmaté vers l'aval. Le débit maximal de cette période est de $38 \text{ m}^3/\text{s}$ à Martelange le 4 février 2020, soit 1,2 fois le débit à plein bord (Q_b), ce qui est probablement insuffisant pour détruire la couche d'armage et donc entraîner un décolmatage. Cela explique donc pourquoi les niveaux de colmatage sont similaires entre les deux relevés. À noter qu'il n'a pas été possible de rééquiper le site aval 150 m avec des sticks hypoxies en raison des hauteurs d'eau trop importantes le 5 décembre 2019 ; aucune donnée n'est donc disponible pour ce site lors de la période III. Par la suite, probablement avec la diminution des débits (étiage prononcé de l'été 2020), les niveaux de colmatage des sédiments du lit ont significativement augmenté. Les faibles vitesses de courant et l'assec d'une grande partie du lit de la Sûre en aval ont entraîné une sédimentation plus importante en surface. Ceci, couplé à la réduction des mouvements d'eau sous la surface

du lit, a conduit à l'anoxie des sédiments et donc au colmatage mis en évidence par les sticks.

2. Les pièges à sédiments fins

Le Tableau 4 compare les résultats de la période I (avant démantèlement) et de la période II (après démantèlement). Il présente les valeurs de pourcentages de sédiments $< 2000 \mu\text{m}$ et $< 500 \mu\text{m}$ infiltrés en trente jours dans les pièges (% de vide rempli par mois), et l'épaisseur de sédimentation (également pour la fraction $< 2000 \mu\text{m}$ et $< 500 \mu\text{m}$) exprimée en mm par mois sur la surface du lit.

Comme le montrent les données du piège de référence situé à l'amont du secteur, une augmentation de la sédimentation de 25 % s'est produite durant la période II par rapport à la période I. Cette augmentation s'explique principalement par un transport sédimentaire plus important durant la période II en lien avec les niveaux d'eau plus importants. L'augmentation de la sédimentation

	Période I (17-19/09/2019 - 24/10/2019) 35 à 37 jours				Période II (24/10/2019 - 05/12/2019) 42 jours						
	< 2 000 μm		< 500 μm		< 2 000 μm			< 500 μm			
	% vide rempli/mois	sédimentation/mois (mm)	% vide rempli/mois	sédimentation/mois (mm)	% vide rempli/mois	sédimentation/mois (mm)	variation de la sédimentation (%)	% vide rempli/mois	sédimentation/mois (mm)	variation de la sédimentation (%)	
Amont P0	3,8	2,3	3,0	1,8	5,3	2,9	+ 25	3,1	1,7	- 6	
Aval 65m	3,0	1,9	1,7	1,1	6,1	3,6	+ 91	4,9	2,9	+ 169	
Aval 150m	3,7	2,2	2,2	1,2	9,1	5,3	+ 146	6,0	3,5	+ 180	
Aval 290m	2,4	1,5	1,7	1,0	7,8	4,2	+ 181	6,1	3,2	+ 216	

Tableau 4. Quantité de sédiments fins infiltrés dans le substrat mise en évidence par les pièges

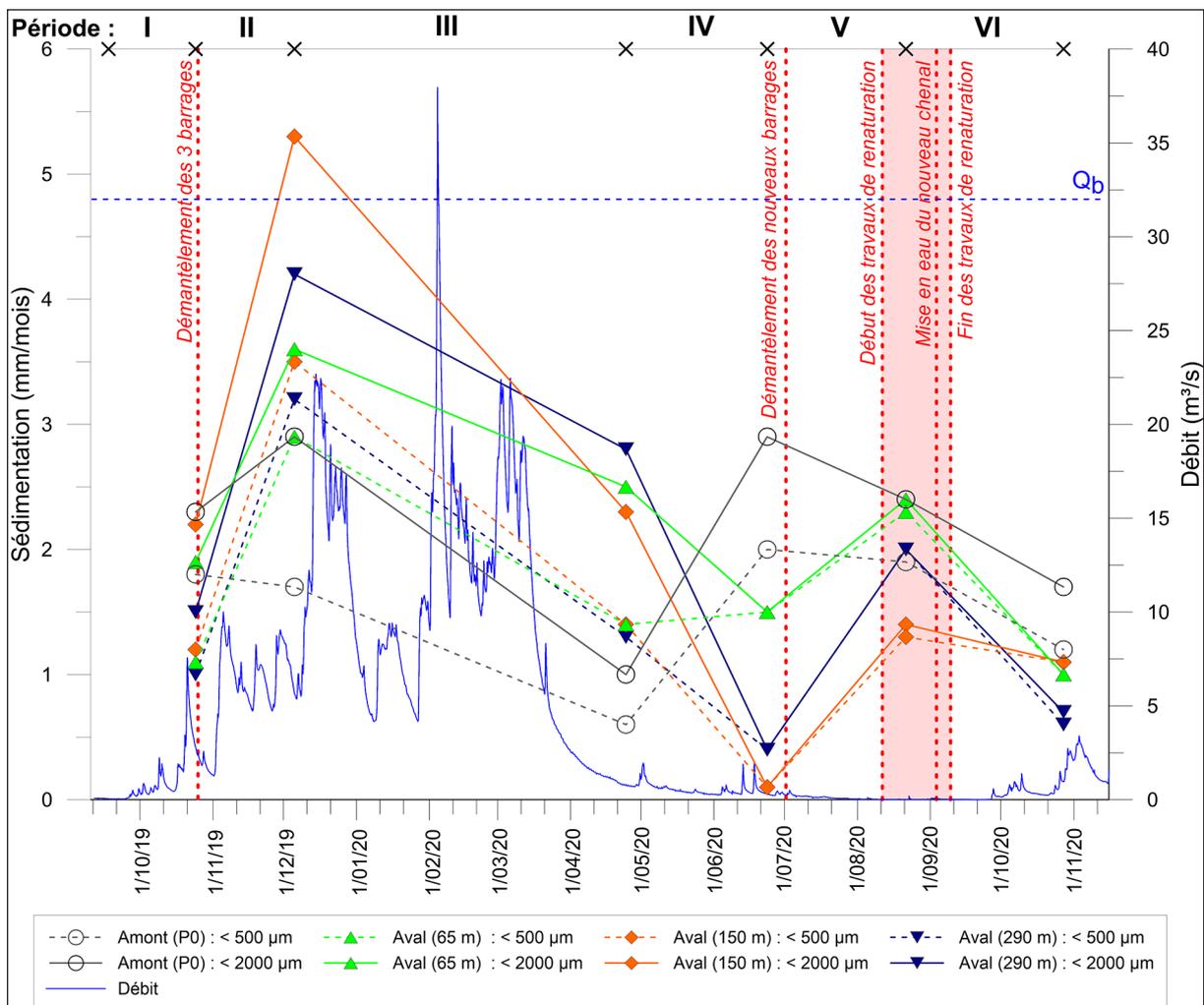


Figure 7. Taux de sédimentation calculés à l'aide des pièges à sédiments (en mm/mois) pour les sédiments < 2 000 μm et < 500 μm pour les six périodes

en aval du site d'intervention est plus importante (+ 91 à + 181 %). Cette augmentation, nettement supérieure à la valeur de 25 % observée en amont, ne peut s'expliquer que par les apports sédimentaires en lien avec le démantèlement des barrages.

La sédimentation la plus importante mesurée sur toute la durée du suivi du colmatage est observée suite au démantèlement des barrages (Figure 7). La période III, caractérisée par des événements hydrologiques plus importants, présente des taux de sédimentation inférieurs à ceux mesurés dans la période II (après démantèlement). À l'exception du piège amont, les taux de sédimentation sont similaires entre la période avant travaux de démantèlement et la période III. Les taux anormalement bas, observés pour la période IV, sont dus aux perturbations subies par les pièges. Les taux de sédimentation de la période V sont également proches des valeurs des périodes I et III, et ce, malgré le faible débit.

IV. DISCUSSION

Étant donné l'expansion rapide du castor et son installation dans des rivières où des populations de moules d'eau douce menacées sont encore présentes, la question se pose de savoir comment gérer la cohabitation entre ces espèces protégées. Dans le cas présent, il a été décidé de démanteler les barrages de castors étant donné qu'ils se situaient dans un secteur sur lequel portait un projet de reméandrage.

Bien que la quantification du volume de sédiments remobilisés mise en évidence dans cette étude ne puisse pas être comparée avec des valeurs issues d'autres études similaires (c.-à-d. démantèlement de barrage de castors), elle pourrait néanmoins être confrontée avec des valeurs provenant de cas de ruptures de barrages de castors. Toutefois, force est de constater que les études qui concernent la rupture de barrages de castors ne présentent pas de bilan quantitatif de la vidange du réservoir et elles concernent davantage l'analyse des impacts géomorphologiques consécutifs à ces ruptures. De plus, elles proposent des résultats relativement contrastés, depuis une remobilisation limitée des sédiments piégés dans le réservoir (Butler et Malanson, 2005 ; Giriat *et al.*, 2016), jusqu'au relâché sédimentaire plus prononcé (Levine et Meyer, 2014). Dans le cas des arasements analysés dans cette étude, il est vraisemblable que le travail de démantèlement qui a été

mis en œuvre avec la plus grande précaution (par étapes successives, avec un monitoring continu du niveau d'eau) ait permis de limiter au maximum le volume de sédiments libérés.

Pour caractériser l'impact des sédiments remobilisés sur la qualité des habitats du secteur situé en aval des barrages, le suivi à l'aide de pièges à sédiments fins a permis de mettre en évidence des valeurs de sédimentation de la fraction < 2 000 μm avant, pendant et après les travaux de démantèlement. Cette dernière varie entre 3,8 et 6 $\text{kg/m}^2/\text{mois}$ pour la période précédant les travaux (période I). Suite au démantèlement des barrages, elle est comprise entre 7,5 et 13,8 $\text{kg/m}^2/\text{mois}$ (période II). À titre de comparaison, Denic et Geist (2015) avancent des valeurs de 3 à 5,6 $\text{kg/m}^2/\text{mois}$ de sédimentation (pour la même fraction granulométrique) dans des cours d'eau à moule perlière. La sédimentation reste plus importante en aval qu'en amont lors de la période III (décembre 2019 à avril 2020). Il est probable que les débits plus importants de cette période aient permis de remettre en mouvement plus de sédiments anciennement retenus dans les barrages démantelés. En ce qui concerne *Unio crassus*, l'impact des sédimentations de fines est encore méconnu (Denic *et al.*, 2014), et il n'existe pas de valeur seuil définissant un habitat optimal pour cette espèce.

Quoi qu'il en soit, les quantités de sédiments qui se sont déposés durant la période post-travaux ont fortement augmenté (de l'ordre de 2 à 3 fois plus importantes), ce qui peut avoir impacté l'habitat des moules. Cependant, la rapide décroissance de ces quantités transportées et le transport sur une grande distance permettent de penser que cet impact a été relativement limité. Il est également probable que les effets préjudiciables potentiels aient été évités par le choix de la période (hors cycle reproductif des espèces), par la méthode précautionneuse mise en application pour les démantèlements et ensuite par les travaux de renaturation, et par les conditions hydrologiques. Cet impact limité est confirmé par l'analyse des sticks hypoxies qui n'a pas montré d'augmentation du colmatage du substrat du lit suite aux démantèlements. Ceci laisse penser que les sédiments fins n'ont pas eu le temps de s'infiltrer dans la couche caillouteuse et qu'ils ont été emportés par les débits soutenus du mois de novembre 2019. Cette tendance semble se confirmer pendant l'hiver 2019 – 2020. Les

relevés suivants (printemps et été 2020) indiquent un colmatage plus important, probablement en lien avec un étiage particulièrement prononcé durant cette période.

Il est également intéressant de mettre en relation la sédimentation calculée à partir de la quantité de sédiments relâchée suite au démantèlement avec celle calculée à partir des pièges. Pour rappel, nous avons estimé que 3,7 mm de sédiments se sont déposés suite au démantèlement sur le lit en amont direct du piège aval 65 m. Au niveau de ce piège, et au terme de la période II, la sédimentation estimée est de 2,9 mm sur 30 jours. Ces deux valeurs de sédimentation sont vraiment proches, tenant compte de la variabilité spatiale de la sédimentation, et du remaniement des sédiments les jours suivants. En ce qui concerne les points de prélèvements plus éloignés, l'estimation d'après les MES donne des valeurs faibles, voire nulles, alors que les pièges fournissent des valeurs de l'ordre 3,2 à 3,5 mm. Il est probable que cette différence vient des vitesses de courant suffisantes pendant le démantèlement pour empêcher la sédimentation, ainsi que par le relargage des sédiments dans les jours suivant le démantèlement (fin des travaux et remaniement des sédiments qui étaient piégés dans les retenues).

CONCLUSION

Le suivi sédimentaire réalisé dans cette étude indique que les travaux de démantèlement des trois barrages de castors sur la Sûre ont provoqué la libération de seulement 5,67 m³ (sur les 616 m³ estimés piégés dans les trois retenues), soit 0,92 % du volume total piégé. De ce volume libéré, 42 % ont sédimenté sur le secteur de 650 m en aval des barrages, et plus particulièrement sur les 50 premiers mètres de ce secteur (2,99 m³ soit 3,7 mm d'épaisseur moyenne de sédimentation). Le reste (58 %) a été emporté au-delà du dernier point d'échantillonnage. Ces valeurs ne sont pas excessives et n'ont probablement pas altéré durablement les habitats des moules d'eau douce. Une des raisons majeures de l'absence de sédimentation est probablement liée aux conditions hydrologiques favorables qui ont suivi les opérations de démantèlement, c.-à-d. des débits capables d'évacuer les sédiments fins sans entraîner de colmatage du lit. Par ailleurs, le suivi des sticks hypoxies et des pièges à sédiments a mis en évidence un colmatage particulièrement important durant l'étiage sévère de l'été 2020 en

lien avec de très faibles vitesses de courant, voire à l'assec de la Sûre dans certains secteurs.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Nicolas Mayon du Parc naturel Haute Sûre forêt d'Anlier, commanditaire du projet d'étude, pour sa confiance et sa participation, ainsi que le Contrat de Rivière Moselle, financeur de l'étude.

BIBLIOGRAPHIE

- Barvaux, C., Manet, B., Liégeois, S. & Adant, S. (2015). *Cohabiter avec le castor*. Jambes : SPW éditions, 44 p. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/09-07-2015-cohabiter-avec-le-castor-en-wallonie.html> IDC=3355&IDD=3597
- Bouteligier, L. & Schillemans, P. (2021). Heurs et malheurs du castor : ses exploits en quelques chiffres. *Ardenne & Gaume*, 8, 12-13.
- Butler, D.R. & Malanson, G.P. (2005). The geomorphic influences of beaver dams and failures of beaver dams. *Geomorphology*, 71(1-2), 48-60. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.016>
- DCE (2000). Directive Cadre sur l'Eau : Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, *Journal officiel*, n° L 327 du 22/12/2000, p. 0001 – 0073.
- Delort, R. (1978). *Le commerce des fourrures en Occident à la fin du Moyen Âge (vers 1300-vers 1450)*. Rome : École française de Rome, 1978. 2 vol. in-8°, LXVI-1383 pages.
- 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.
- Denic, M., Stoeckl, K., Gum, B. & Geist, J. (2014). Physicochemical assessment of *Unio crassus* habitat quality in a small upland stream and implications for conservation. *Hydrobiologia*, 735 (1), 111-122.
- ESRI (2015). *ArcGIS Desktop: Release 10.3.1*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Ferreira-Rodríguez, N., Akiyama, Y.B., Aksenova, O.V., Araujo, R., Barnhart, M.C., Bepalaya, Y.V., Bogan, A.E., Bolotov, I.N., Budha, P.B., Clavijo, C., Clearwater, S.J., Darrigran, G., Do, V.T., Douda, K., Froufe, E., Gumpinger, C., Henrikson, L., Humphrey, C.L., Johnson, N.A., Klishko, O., Klunzinger, M.W., Kovitvadhi, S., Kovitvadhi, U., Lajtner, J., Lopes-Lima, M., Moorkens, E.A., Nagayama, S., Nagel, K.-O., Nakano, M., Negishi, J.N., Ondina, P., Oulasvirta, P., Prié, V., Riccardi, N., Rudzīte, M.,

- Sheldon, F., Sousa, R., Strayer, D.L., Takeuchi, M., Taskinen, J., Teixeira, A., Tiemann, J.S., Urbańska, M., Varandas, S., Vinarski, M.V., Wicklow, B.J., Zajac, T. & Vaughn, C.C. (2019). Research priorities for freshwater mussel conservation assessment. *Biological Conservation*, 231, 77-87. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.01.002
- Giriat, D., Gorczyca, E. & Sobucki, M. (2016). Beaver ponds' impact on fluvial processes (Beskid Niski Mts., SE Poland). *Science of The Total Environment*, 544, 339-353. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.103
- Gurnell, A.M. (1998). The hydrogeomorphological effects of beaver dam-building activity. *Progress in Physical Geography*, 22, 167-189.
- 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>
- Houbrechts, G., Hallot, E., Levecq, Y., Denis, A.-C., Van Campenhout, J., Peeters, A. & Petit, F. (2013). Images CM de Passegga des rivières ardennaises. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 61 (1), 37-68.
- IGN (2021). *Carte topographique, IGN, 1 : 10 000*. Topomap Viewer. <https://topomapviewer.ngi.be/?l=fr&x=742003.30&y=649041.44&zoom=8&baseLayer=classic.maps&baselayer=ngi.cartoweb.topo.be>. Consulté le 24 octobre 2021.
- Lafontaine, L. (2005). Le castor, vecteur de biodiversité. In Groupe mammalogique breton (ed.), *Loutre et autres mammifères aquatiques de Bretagne*, Coll. Les cahiers naturalistes de Bretagne, Mèze : Biotope Éditions, 160 p., 17-41.
- Larsen, A., Larsen, J.R. & Lane, S.N. (2021). Dam builders and their works: Beaver influences on the structure and function of river corridor hydrology, geomorphology, biogeochemistry and ecosystems. *Earth Sciences Review*, 103623, 46p. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103623>
- Levine, R. & Meyer, G.A. (2014). Beaver dams and channel sediment dynamics on Odell Creek, Centennial Valley, Montana, USA. *Geomorphology*, 205, 51-64. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.04.035>
- Libois, R. (1982). Atlas provisoire des mammifères sauvages de Wallonie: distribution, écologie, éthologie, conservation, 1ère partie. *Cahiers d'Ethologie*, 2, suppl. 1-2, 1-207.
- Libois, R. (2006). *Les mammifères non volants de la Région Wallonne : tendances des populations*, Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006 sur l'État de l'Environnement wallon. Unité de Recherches zoogéographiques, Université de Liège. 127 p.
- Lopes-Lima, M., Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Mehler, K., Seddon, M. & Sousa R. (2018). Conservation of freshwater bivalves at the global scale: diversity, threats and research needs. *Hydrobiologia*, 810 (1), 1-14.
- Lopes-Lima, M., Kebapçı, U. & Van Damme, D. (2014). *Unio crassus*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 2014 :e.T22736A42465628. DOI : 10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T22736A42465628.en
- Marmonier, P., Delettre, Y., Lefebvre, S., Guyon, J. & Boulton, A.J. (2004). A simple technique using wooden stakes to estimate vertical patterns of interstitial oxygenation in the beds of rivers. *Archiv Für Hydrobiologie*, 160(1), 133-143.
- Nolet, B.A. & Rosell, F. (1998). Comeback of the beaver *Castor fiber*: an overview of old and conservation problems. *Biological conservation*, 83(2), 165-173.
- Peeters, A., Houbrechts, G., de le Court, B., Hallot, E., Van Campenhout, J. & Petit, F. 2021. Suitability and sustainability of spawning gravel placement in degraded river reaches, Belgium. *Catena*, 201, 105217.
- Plunus, J. (2009). *Paramètres hydrologiques et impacts hydrologiques et géomorphologiques des barrages de castors en région wallonne*, Mémoire de Master en Sciences géographiques, Université de Liège, inédit, 158p.
- Shirvell, C.S. & Dungey, R.G. (1983). Microhabitat chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112, 355-367.
- SPW (2017). *Fish for Mussels (2017-2020) - Préservation d'une ressource aquatique majeure (faune piscicole et mollusques) dans l'optique de la Directive Cadre Eau : vers l'objectif "Très Bon Etat 2021"*. Mesure PO 44-6 des opérations cofinancées par la Wallonie et le Fonds Européen pour les Affaires Maritimes et de la Pêche (FEAMP), janvier 2017- décembre 2020. Bénéficiaire : Parc naturel Haute Sûre– Forêt d'Anlier. Portail de l'agriculture wallonne. https://agriculture.wallonie.be/documents/20182/21837/TOUTES_fiches_info_projets_collectifs.pdf/f1c4e386-03b3-42f9-83ac-46e17afab9a8
- SPW (2019). *Orthophotos 2019*. Service Public de Wallonie, Géoportail de la Wallonie. <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/a4c49df8-8e51-4ec2-9be0-9186cb499236.html>. Consulté le 24 octobre 2021.
- SPW (2021a). *Aqualim : réseau de mesure limnimétrique de la Direction des Cours d'Eau non navigables du SPW-DG03*. Service Public de Wallonie. Géoportail de la Wallonie. <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/9e8f77db-8ce9-464c-b28c-9ecb96a58a31.html>. Consulté le 24 octobre 2021.
- SPW (2021b). *Aquaphyc : réseau de surveillance de la qualité physico-chimique des eaux de surface wallonnes*. <http://environnement.wallonie.be/aquaphyc/>. Consulté le 24 octobre 2021.
- Vaessen, Q., Houbrechts, G., Peeters, A. & Van Campenhout, J. (2021). Caractéristiques hydro-géomorphologiques des microhabitats d'*Unio crassus* (Ardenne, Belgique). *Géomorphologie: relief, processus, environnement*, 27(1), 3-18.

- Vaessen, Q., Peeters, A., Van Campenhout, J. & Houbrechts, G. (2019). *Suivi de l'impact hydromorphologique du démontage de barrages de castor sur la Sûre, Rapport de la phase 1*, Marché de service, Pouvoir adjudicateur : Commission de Gestion du Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier ASBL, 27 p.
- Van Campenhout, J., Denis, A.-C., Hallot, E., Houbrechts, G., Levecq, Y., Peeters, A. & Petit, F. (2013). Flux des sédiments en suspension dans les rivières du bassin de la Meuse : proposition d'une typologie régionale basée sur la dénudation spécifique des bassins versants, *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 61(2), 15-36.
- Van Essem Instruments (2018). *Guide d'utilisation du produit TD-Diver™ & Baro-Diver®*, <https://www.vanessen.com/products/data-loggers/td-diver/>
- Véron, G. (1992). *Les castors, Série Comment vivent-ils ?* Lausanne : Atlas visuels Payot, 62 p.

Coordonnées des auteurs :

Geoffrey HOUBRECHTS
Laboratoire d'Hydrographie et de
Géomorphologie Fluviale (LHGF)
Département de Géographie, UR SPHERES
Université de Liège
Auteur correspondant :
G.Houbrechts@uliege.be

Quintia VAESSEN
Laboratoire d'Hydrographie et de
Géomorphologie Fluviale (LHGF)
Département de Géographie, UR SPHERES
Université de Liège
qvaessen@uliege.be

Alexandre PEETERS
Laboratoire d'Hydrographie et de
Géomorphologie Fluviale (LHGF)
Département de Géographie, UR SPHERES
Université de Liège
A.Peeters@uliege.be

