

Projet de Fin d'Etudes (PFE) 2020-2021

Quantification du gain écologique des travaux de recharge sédimentaire des fleuves et rivières.



<http://aappmaverdoncolostre.fr/index.php/2018/08/27/recharge-sedimentaire-du-lit-du-verdon/>

Quantification du gain écologique des travaux de recharge sédimentaire

Retours d'expériences sur des travaux de recharge sédimentaire et leurs suivis.

Stéphane Rodrigues – Sylvain Reynaud

Mathilde Bouche

2020-2021

Cette recherche a fait appel à des lectures, enquêtes et interviews. Tout emprunt à des contenus d'interviews, des écrits autres que strictement personnel, toute reproduction et citation, font systématiquement l'objet d'un référencement.

L'auteur (les auteurs) de cette recherche a (ont) signé une attestation sur l'honneur de non plagiat.

Formation par la recherche, Projet de Fin d'Etudes en génie de l'aménagement et de l'environnement

La formation au génie de l'aménagement et de l'environnement, assurée par le département aménagement et environnement de l'Ecole Polytechnique de l'Université de Tours, associe dans le champ de l'urbanisme, de l'aménagement des espaces fortement à faiblement anthropisés, l'acquisition de connaissances fondamentales, l'acquisition de techniques et de savoir faire, la formation à la pratique professionnelle et la formation par la recherche. Cette dernière ne vise pas à former les seuls futurs élèves désireux de prolonger leur formation par les études doctorales, mais tout en ouvrant à cette voie, elle vise tout d'abord à favoriser la capacité des futurs ingénieurs à :

- Accroître leurs compétences en matière de pratique professionnelle par la mobilisation de connaissances et de techniques, dont les fondements et contenus ont été explorés le plus finement possible afin d'en assurer une bonne maîtrise intellectuelle et pratique,
- Accroître la capacité des ingénieurs en génie de l'aménagement et de l'environnement à innover tant en matière de méthodes que d'outils, mobilisables pour affronter et résoudre les problèmes complexes posés par l'organisation et la gestion des espaces.

La formation par la recherche inclut un exercice individuel de recherche, le projet de fin d'études (P.F.E.), situé en dernière année de formation des élèves ingénieurs. Cet exercice correspond à un stage d'une durée minimum de trois mois, en laboratoire de recherche, principalement au sein de l'équipe Dynamiques et Actions Territoriales et Environnementales de l'UMR 7324 CITERES à laquelle appartiennent les enseignants-chercheurs du département aménagement.

Le travail de recherche, dont l'objectif de base est d'acquérir une compétence méthodologique en matière de recherche, doit répondre à l'un des deux grands objectifs :

- Développer toute ou partie d'une méthode ou d'un outil nouveau permettant le traitement innovant d'un problème d'aménagement
- Approfondir les connaissances de base pour mieux affronter une question complexe en matière d'aménagement.

Afin de valoriser ce travail de recherche nous avons décidé de mettre en ligne sur la base du Système Universitaire de Documentation (SUDOC), les mémoires à partir de la mention bien.

Je tiens à remercier Stéphane Rodrigues et Sylvain Reynaud pour m'avoir confié ce sujet, pour leur disponibilité et les connaissances qu'ils m'ont apportées sur le sujet en amont de ce travail. Je voudrais également remercier madame Gralepois, qui nous a efficacement accompagnée durant ces deux dernières années sur nos travaux de PFE. Je souhaite également remercier mes colocataires Roxane Bigot, Marion Manaud et Elise Guiraud pour leur soutien et leur présence réconfortante tout au long de ce semestre un peu particulier.

Table des matières

I.	Introduction.....	1
II.	Sédiments et biodiversité : pourquoi faire des recharges sédimentaires ?.....	2
1.	Importance écologique des sédiments.....	2
2.	Situation actuelle : déficits sédimentaires et conséquences écologiques.	5
III.	Retours d'expériences : suivis géomorphologiques et écologique des restitutions sédimentaires.....	9
1.	Mise en place des travaux de réinjection	9
2.	Suivis géomorphologiques	11
3.	Suivis écologiques	14
IV.	Conclusion.....	18
	Bibliographie	21

Table des tableaux

Tableau 1 : quelques perturbations humaines des cours d'eau et leurs conséquences écologiques (OFEV, 2017)	6
Tableau 2 : Solutions possible destinées à pallier aux déficits et blocages sédimentaires et leurs conséquences écologiques (OFEV, 2017)	7

Table des figures

Figure 1 : Techniques de recharge sédimentaire des cours d'eau (Ock et al., 2013).....	10
Figure 2 : Zone de recharge sédimentaire sur le Vieux-Rhin. A gauche, le canal de dérivation (Grand Canal d'Alsace). A droite, le Vieux-Rhin court-circuité dans lequel a lieu la recharge sédimentaire (Arnaud et al., 2017).	11

I. Introduction

La politique actuelle concernant la gestion des rivières et fleuves de France, par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) notamment, vise à atteindre un bon état écologique de l'eau. Cela passe par améliorer son état chimique, physico-chimique et biologique, et donc par la restauration de la continuité écologique des cours d'eau. Cette continuité se définit par la circulation des espèces et le bon déroulement du transport des sédiments, qui est l'axe sur lequel va se concentrer ce PFE. La continuité écologique possède une dimension amont-aval, impactée par les ouvrages transversaux tels que les barrages et seuils, et une dimension transversale, impactée par les ouvrages longitudinaux tels que les digues, protections de berges. En bloquant quasiment totalement le transit des sédiments qui s'accumulent dans les retenues, les barrages sont la cause d'important déficits sédimentaires dans de nombreux cours d'eau. Le déficit en sédiment et le blocage de ceux-ci le long du gradient amont-aval des cours d'eau aurait un impact négatif sur l'écologie et la biodiversité des cours d'eau. La tendance actuelle est donc aux travaux de restitution sédimentaire, qui sont de plus en plus courant dans le cadre de restaurations de cours d'eau. Ils sont mêmes rendus obligatoires par la législation dans certain cas, comme lors de travaux de dragages. Il est en effet demandé dans le cadre de la DCE de procéder à des restitutions des sédiments dragués dans un objectif de rétablissement de la continuité sédimentaire des cours d'eau. Ces restitutions sont demandées et faites dans un objectif clair de retour à un bon état écologique de l'eau, mais la recherche concernant le réel gain écologique apporté par ces restitutions est encore récente, et le rôle de support de biodiversité que peuvent avoir les recharges sédimentaires n'est pas encore bien connu.

Ce travail propose de revenir sur ce que l'on sait à propos de la relation entre la dynamique sédimentaire et le fonctionnement écologique des cours d'eau. Il sera ensuite fait un focus sur les opérations de restitution sédimentaire à proprement parler, en décrivant plusieurs cas d'étude et les méthodes de suivi utilisées pour déterminer s'il y a eu une amélioration écologique liée aux travaux de restitution sédimentaires entrepris. Les informations récoltées dans ce travail ont pour objectif à terme d'être appliqué au cas du Rhône, fleuve soumis à de très fortes pressions anthropiques et très sujets aux recharges sédimentaires notamment dans le cadre de la réglementation des dragages d'entretien.

II. Sédiments et biodiversité : pourquoi faire des recharges sédimentaires ?

1. Importance écologique des sédiments

Les sédiments sont composés de matériaux solides : principalement du sable, des graviers et de la matière organique. La dynamique des sédiments se décompose en trois grandes phases : la mobilisation, le transport et le dépôt (OFEV (éd.) 2017). Ils arrivent dans les cours d'eau via les effets d'érosion, emportés par les ruissellements d'eau de pluie ou les glissements de terrains et coulées de boue, puis sont emportés vers l'aval. On peut alors distinguer deux grands types de sédiments (OFEV (éd.) 2017) :

- Les sédiments fins comme les sables, les limons ou l'argile, qui se déplacent en suspension dans l'eau.
- Les sédiments grossiers comme les graviers ou les galets, qui eux vont se déplacer par charriage ou saltation quand ils sont suffisamment légers ou que les forces tractrices sont suffisantes.

L'équilibre des cours d'eau est majoritairement contrôlé par la dynamique hydraulique et le transport sédimentaire. Selon Newson et Large (2006), une rivière est considérée comme naturelle quand sa géométrie et ses caractéristiques représentent l'intégralité des interactions entre les flux d'eau et de sédiments, selon les conditions limites locales. Les sédiments sont soumis à des processus très complexes, et les cours d'eau sont capables d'ajuster leur morphologie selon des processus d'aggradation, de dégradation ou d'interactions latérales avec les plaines inondables, sur du court ou long terme (OFEV (éd.) 2017). Ce sont des processus souvent très longs, et il n'est pas rare que les sédiments mettent plusieurs décennies à parcourir la distance entre la tête de bassin hydrographique et le lac ou la mer se trouvant en aval (OFEV (éd.) 2017). La morphologie locale des cours d'eau est très liée au régime hydrologique, au transport des sédiments et à la végétation riparienne, eux-mêmes contrôlés par des contraintes naturelles telles que le climat, la géologie ou les activités humaines (Elosegi *et al.*, 2010). Dans ce travail, l'accent sera plutôt mis sur des petites ou moyennes échelles, qui correspondent à la durée de vie et aux habitats de la plupart des organismes aquatiques. La connectivité des rivières fonctionne selon trois dimensions : La connectivité longitudinale contrôle le flux d'eau et de sédiments. Ceux-ci peuvent également être transportés latéralement en étant transportés entre les plaines inondables et le cours d'eau principal lors d'événements de crues. (Elosegi *et al.*, 2010). La connectivité verticale est créée par les échanges d'eau entre la hauteur d'eau libre et la zone hyporhéique (l'ensemble des sédiments saturés en eau situés en dessous et à côté d'un cours d'eau) (Elosegi *et al.*, 2010). Il est également possible de noter l'importance des affluents et donc des confluences dans le transport sédimentaire des grands fleuves. Certains affluents peuvent fournir des charges sédimentaires particulièrement importantes, qui vont structurer les changements de pente, la morphologie et le caractère des sédiments du lit du cours d'eau principal qu'ils rejoignent (Rice, 2017). L'aggradation de matériaux due aux affluents entraîne généralement une réduction de la pente et un affinement des sédiments en amont, qui deviennent de plus en plus grossiers vers l'aval (Rice, 2017). Ces ajustements augmentent l'hétérogénéité des cours d'eau et

l'excès de sédiments disponible peut servir à la construction de nouvelles formes de lit, et peuvent donc être un support important pour la biodiversité locale (Rice, 2017). L'hydromorphologie d'un cours d'eau n'est pas statique, les rivières étant façonnées par des transports d'eau et de sédiments très variables dans le temps. Les cours d'eau sont constamment en train de s'ajuster aux changements de puissance de courant et de transport de sédiment, ce qui fait des rivières des écosystèmes hautement dynamiques. Ce dynamisme est très important pour l'écologie de la rivière, et ce à différentes échelles de temps. Sur une petite échelle, les événements de crue sont responsables de mouvements et de réarrangements sédimentaires importants, ainsi que de transformations dans les connectivités latérales et verticales (Elosegi *et al.*, 2010). En considérant une échelle de temps plus large, le cours d'eau est façonné par les variations de débit saisonnières et interannuelles (Elosegi *et al.*, 2010). Ce dynamisme est un facteur clé de la création des habitats physiques qui façonnent la biodiversité aquatique. Cette relation entre la complexité physique des écosystèmes et la diversité des communautés biologiques mène au concept des niches écologiques. L'écologie des cours d'eau a catégorisée les formes de lits selon plusieurs éléments morphologiques, comme les dunes, les barres sédimentaires, les berges, les îles... Ces éléments montrent des largeurs, longueurs, profondeurs différentes ainsi que des tailles et un tri des sédiments propres, qui définissent une multitude de micro-habitats et donc de niches écologiques différentes (Elosegi *et al.*, 2010). Les cours d'eau naturels non modifiés présentent ainsi des variations spatiales considérables de la taille des matériaux de surface de lit, une hétérogénéité importante pour la qualité des habitats aquatiques (ASCE Task Committee on Sediment Transport and Aquatic Habitats, Sedimentation Committee, 1992).

La complexité des canaux fluviaux et la diversité écologique associée résulte de processus intervenant à plusieurs échelles (Elosegi *et al.*, 2010). Ainsi, à l'échelle du micro-habitat (plus petit que la largeur du cours d'eau), les sédiments sont triés naturellement selon leur taille, donnant des niches d'habitats pour des organismes différents. Ce processus de tri dépend du schéma d'écoulement généré à l'échelle du tronçon de rivière (vitesse d'écoulement, profondeur...) et est influencé par les roches, macrophytes ou morceaux de bois pouvant obstruer le courant. Les dépôts de sédiments fins dans le lit majeur vont par exemple être des facteurs clés de la formation de forêts alluviales (OFEV (éd.) 2017). A cette échelle, une grande diversité de taille de grains est donc clairement liée à la biodiversité, dans la mesure où les parcelles de taille de grain différentes constituent très souvent des habitats fonctionnels différents (Elosegi *et al.*, 2010). Il est possible de trouver de nombreux exemples de dépendance entre l'abondance, la diversité ou la productivité de macroinvertébrés et la diversité de substrats. La plupart des macroinvertébrés benthiques peuvent être classés en deux catégories : les macroinvertébrés fouisseurs, et ceux vivant attachés sur différents matériaux. De manière générale, les fouisseurs vivent préférentiellement dans des matériaux cohésifs, quand les autres vont préférer les surfaces rocheuses et les sédiments plus grossiers (ASCE Task Committee on Sediment Transport and Aquatic Habitats, Sedimentation Committee, 1992). Ce sont dans les sédiments grossiers que sont retrouvés des niveaux plus élevés de diversité, phénomène expliqué par deux facteurs principaux (ASCE Task Committee on Sediment Transport and Aquatic Habitats, Sedimentation Committee, 1992) :

- Les sédiments grossiers contiennent dans leur gamme de taille des matériaux relativement gros, qui offre toute une gamme de taille de vides interstitiels offrant des habitats pour différentes espèces.
- Les lits de sédiments grossiers sont plus stables que les lits de sédiments fins, dont les mouvements quasi-continus empêche l'établissement de certaines espèces.

A l'échelle plus grande d'un tronçon de rivière, la complexité physique est liée à la diversité et abondance des séquences de seuils/mouilles, des barres sédimentaires, dunes et autres formes de lit (Elosegi *et al.*, 2010). Dans ce cas aussi, la complexité de ces caractéristiques physiques du cours d'eau est reliée à la biodiversité, en témoigne le fait que plusieurs espèces de poissons ont besoin d'habitats différents tout au long de leur cycle de vie, ou que de nombreuses espèces ont un habitat relié aux sédiments (Harvey *et al.*, 2005). Les organismes aquatiques se sont habitués au cours de leur évolution à la dynamique sédimentaire, et beaucoup d'espèce animales comme végétales en sont aujourd'hui même tributaires. Ces adaptations peuvent être physiques, physiologiques, comportementales, sur le cycle de vie. Les espèces lithophiles ont ainsi pu adapter leur cycle de vie à la dynamique sédimentaire, comme c'est le cas des truites qui, dans les cours d'eau Suisses, fraient à l'étiage en fin d'automne, laissant l'hiver pour le développement des œufs, saison où les crues sont rares et les déplacements de sédiments faibles (OFEV, 2017). Pour leur reproduction, les saumons et les truites creusent un trou dans les frayères, pondent et recouvrent leurs œufs de graviers. Ainsi, si les sédiments sont trop gros, les poissons ne peuvent pas creuser de trou, et si des sédiments trop fins recouvrent le lit après la période de frai, l'incubation peut ne pas réussir (Milhous, 1998). De la même manière, certaines espèces d'amphibiens vivent dans les vides présents dans un lit de galet ou de rocher. Si ces vides sont remplis par des sédiments fins, ces organismes ne peuvent pas survivre (Milhous, 1998). Les espèces de moules adaptées aux barres sédimentaire pourraient également ne pas survivre si les barres sont recouvertes de sable ou de fines (Milhous, 1998). Ces processus concernent également la flore, en témoigne la forte dépendance du Tamarin d'Allemagne au type de sédiment, puisqu'un fond sablonneux va très distinctement favoriser sa germination (OFEV, 2017). A l'échelle d'un bassin hydrographique, les rivières naturelles montrent en général des différences importantes entre l'amont et l'aval et dans leur structure physique, leurs communautés biologiques et leur fonctions écologiques (Elosegi *et al.*, 2010). A cette échelle, la biodiversité est liée aux différents modèles hydrogéomorphologiques le long du système fluvial.

La distribution granulométrique joue également un rôle sur la rétention des matières organiques ayant le rôle essentiel de source de nourriture pour les micro-organismes, champignons, algues et larves d'insectes, qui sont à la base du réseau trophique des milieux aquatiques : plus les sédiments sont grossiers, plus la vitesse d'écoulement à proximité du fond est faible, est plus l'effet de rétention des matières organiques sera grand (OFEV, 2017). La longueur des chaînes alimentaires peut être pris comme un indicateur de biodiversité, les chaînes alimentaires les plus longues étant souvent retrouvées dans les cours d'eau les plus intacts et montrant une grande biodiversité (Mary *et al.*, 1996). Les poissons prédateurs ont un effet important sur la chaîne alimentaire des invertébrés, et l'absence dans un cours d'eau de certains habitats clés peut entraîner la diminution du nombre de prédateurs, provoquant des effets en cascade au sein des chaînes alimentaires (Elosegi *et al.*, 2010). La présence de barres sédimentaire en aval des barrages permet la rétention du plancton et des

contaminants provenant des réservoirs et contribue à la restauration de la chaîne alimentaire en aval et à l'auto-purification le long des canaux (Ock *et al.*, 2015). La continuité verticale de ces milieux permet aussi d'accroître les échanges hyporhéiques et donc l'hétérogénéité hydrologique et thermique du cours d'eau (Ock *et al.*, 2015). Ces échanges hyporhéiques contribuent également à améliorer la qualité de l'eau en fonctionnant comme des puits importants pour l'azote anthropique et le phosphore (Ock *et al.*, 2015). La perte des bancs de gravier et de radiers causés par les déficits sédimentaires dus aux barrages entraîne donc une perte d'échanges hyporhéiques et d'hétérogénéité thermique d'importance pour certaines espèces piscicoles comme les salmonidés (Ock *et al.*, 2015). Les sédiments grossiers peuvent ainsi être considérés comme une ressource nécessaire pour soutenir la complexité des habitats et des fonctions écologiques dans les cours d'eau. Les crues sont essentielles pour le transport des nutriments, de la matière organique et des sédiments, ainsi que pour la dispersion des organismes vivants. En écologie, il est dit que la biodiversité est maximale pour des perturbations moyennes (hypothèse de la perturbation moyenne). Des perturbations trop fortes empêcheraient le développement de nombreux organismes, quand des perturbations trop faibles désavantageraient certaines espèces au profit d'autres plus fortes par compétition. En perturbant les différentes parcelles de sédiments, les crues peuvent en créer de nouvelles conditions de vie et favoriser une plus grande biodiversité (Elosegi *et al.*, 2010). Lorsque les crues sont très intenses, elles sont alors plus destructrices et déplacent les organismes et les sédiments de manière importante, puis font place à une nouvelle succession écologique (Elosegi *et al.*, 2010). L'intensité de la crue est donc décisive pour les organismes fluviaux et alluviaux, selon les variations de durée, de récurrence, de quantité de matière en suspension, de matériaux charriés puis déposés... Une fois encore, le contrôle qu'exerce l'homme sur les événements hydrologiques n'est donc pas bénéfique à la diversité écologique.

2. Situation actuelle : déficits sédimentaires et conséquences écologiques.

La dynamique sédimentaire est de nos jours fortement influencée par l'Homme, par des interventions directes ou indirectes. Les interventions directes concernent les extractions de graviers servant à obtenir un matériau de construction ou à prévenir les exhaussements de lit et les crues. Les actions indirectes font références aux nombreux cours d'eau canalisés et rectifiés, qui régulent le flux de sédiments et évitent le débordement des crues dans les plaines inondables, ainsi qu'aux barrages, qui bloquent le transport de sédiments. De nos jours, plus de la moitié des grands systèmes fluviaux mondiaux ont vu des barrages être construits en travers de leur lit. En conséquence, le temps de séjour de l'eau dans les réseaux fluviaux a considérablement augmenté, les apports de sédiments vers les régions côtières sont appauvris, les régimes thermiques sont modifiés et les habitats fragmentés (Elosegi *et al.*, 2010). Ces barrages sont la cause de phénomènes d'incision important à leur aval, qui peuvent avec le temps s'étendre sur des dizaines voire des centaines de kilomètres (Mary *et al.*, 1996 ; Landon, 2008). L'incision du cours d'eau entraîne un abaissement du niveau de l'eau, avec des conséquences pour la végétation riparienne qui affecteront à leur tour les communautés biologiques aquatiques (Mary *et al.*, 1996). Avec l'enfoncement du lit de la rivière survient l'abaissement du niveau d'eau des nappes voisines, et un isolement des bras morts, mares

et zones humides avoisinantes qui sont des réservoirs de biodiversité (OFEV, 2017). En outre, l'incision réduit le nombre de crue débordantes, réduisant l'accès aux zones inondables pour les populations aquatiques en ayant besoin (Mary *et al.*, 1996). L'interdépendance étroite entre le lit majeur, les milieux annexes, les berges et même le bassin versant fait que l'ensemble du système fluvial subit les conséquences de l'incision (Landon, 2008). L'approfondissement des lits entraîne donc des conséquences non négligeables pour l'environnement, mais peuvent aussi mettre en danger les aménagements et les activités humaines (Landon, 2008). L'homme a donc fortement perturbé les mouvements des matériaux solides, engendrant de nombreuses conséquences écologiques. Le tableau 1 tiré de l'OFEV (2017) fait état de certaines de ces perturbations et des conséquences écologiques engendrées, dans le cas de rivières Suisses, qui présentent de gros déficit de charriage.

Tableau 1 : quelques perturbations humaines des cours d'eau et leurs conséquences écologiques (OFEV, 2017)

Les barrages de correction torrentielle érigés en partie supérieure du bassin versant pour stabiliser le lit et les berges diminuent l'érosion et donc l'apport de matériaux solides.	Conséquences écologiques (ex.) : à l'aval, un déficit de charriage se crée, qui réduit la diversité des habitats dans le cours d'eau et à ses abords.
Les lacs de retenue interrompent presque complètement le transport solide : la vitesse d'écoulement diminue, les sédiments se déposent sur le fond du réservoir et y restent.	Conséquences écologiques (ex.) : dans la zone de retenue, les graines végétales coulent avec les sédiments, perdent leur pouvoir germinatif et ne peuvent plus se disperser.
Les rectifications et ouvrages de stabilisation des berges augmentent la capacité de transport solide et empêchent les apports latéraux normalement permis par l'érosion des rives.	Conséquences écologiques (ex.) : les ouvrages de stabilisation entravent la formation de nouveaux habitats dynamiques et morphologiquement riches.
Lorsque le débit solide est faible, les extractions de gravier peuvent conduire à un déficit de charriage.	Conséquences écologiques (ex.) : un déficit de charriage peut entraîner une incision du lit et, par suite, faire baisser les niveaux piézométriques et couper les zones alluviales de la dynamique fluviale.
Les sédiments se déposent dans les réservoirs des centrales au fil de l'eau. Selon le mode de fonctionnement de ces installations, il peut s'ensuivre un déficit sédimentaire à l'aval.	Conséquences écologiques (ex.) : à l'aval des centrales, les cours d'eau manquent des sédiments nécessaires aux frayères des poissons lithophiles (ombre, etc.).

Au vu des nombreuses conséquences écologiques engendrées par l'interruption de la dynamique sédimentaire, la gestion des sédiments devrait donc être un des objectifs principaux dans la gestion des cours d'eau, et des solutions existent pour tenter de pallier aux problèmes de déficit et de blocage sédimentaire engendrés par les aménagements de l'homme. Certaines de ces solutions et leurs apports écologiques sont récapitulés dans le tableau 2, tiré de l'OFEV (2017).

Tableau 2 : Solutions possible destinées à pallier aux déficits et blocages sédimentaires et leurs conséquences écologiques (OFEV, 2017)

Les déversements de gravier constituent des apports de sédiments qui trouvent toute leur utilité dans les cours d'eau de plaine et de montagne lorsqu'un déficit de charriage est constaté à l'aval d'un barrage.	Conséquences écologiques (ex.) : les déversements de matériaux solides permettent d'approvisionner les habitats aquatiques et terrestres.
Supprimer les ouvrages de stabilisation des berges et les remplacer par des remblais de gravier ou des épis permet de favoriser l'érosion des rives. Celle-ci induite augmente l'apport de sédiments.	Conséquences écologiques (ex.) : l'érosion des berges entraîne la formation d'habitats (parois de nidification pour les martins-pêcheurs et les hirondelles de rivage, etc.).
Les dépotoirs à alluvions doseurs laissent passer les matériaux solides lors des crues faibles et moyennes et ne les retiennent que lors des crues importantes menaçant les zones habitées et les infrastructures.	Conséquences écologiques (ex.) : à l'aval, le charriage est réactivé, ce qui permet la formation d'une mosaïque d'habitats dynamiques.
Les expériences faites en laboratoire montrent que la création d'anses latérales favorise le dépôt de sédiments fins.	Conséquences écologiques (ex.) : les dépôts de sédiments fins peuvent accroître la diversité des habitats fluviaux.
Combiné à des déversements de gravier, le déclenchement régulier de crues artificielles peut réactiver la dynamique sédimentaire aval.	Conséquences écologiques (ex.) : les crues artificielles permettent de débarrasser le lit des sédiments fins qui s'y sont déposés et d'améliorer la reproduction des espèces piscicoles lithophiles (truite, etc.).
Les galeries de déviation des sédiments détournent les matériaux charriés des réservoirs et empêchent ainsi qu'ils n'y soient piégés.	Conséquences écologiques (ex.) : la réactivation du charriage favorise la dispersion des graines et autres éléments végétaux. À l'aval, le charriage est réactivé, ce qui permet la formation d'une mosaïque d'habitats dynamiques.
Une dynamique sédimentaire proche de l'état naturel renforce la connectivité des habitats et favorise la biodiversité dans les zones alluviales.	Conséquences écologiques (ex.) : une dynamique sédimentaire proche de l'état naturel permet la formation de bancs de gravier, offrant de nouveaux habitats pour des espèces pionnières.

En particulier, les programmes de restauration des rivières et fleuves en aval des barrages intègrent de plus en plus l'ajout de sédiments grossiers dans le chenal, dans le but de reconstruire les structures géomorphologiques nécessaires à la restauration des fonctions écologiques. Récemment, la méthode la plus utilisée consiste à ajouter activement du gravier lors des lâchers de barrage à fort débit, ce qui induit le transport des sédiments en aval et la création de barres sédimentaires (Ock *et al.*, 2015). Ce sont ces restitutions sédimentaires qui vont nous intéresser. C'est le type d'action qui a été réalisé pour pallier au déficit sédimentaire quasi-généralisé de la Drôme, du aux très fortes contraintes humaines exercées sur ce bassin versant depuis près de deux siècle (Landon, 2008) : pour favoriser les entrées sédimentaires, des remontées de matériaux ont été réalisées depuis un piège à gravier de la Compagnie Nationale du Rhône (CNR) jusqu'au pied de digues déstabilisées à Livron (20 000m³) et une recharge de 30 000m³ de sédiments issus de concassage dans un affluent. Les restitutions sédimentaires sont une technique employée depuis relativement peu de temps. Les premières ont été réalisées dans les années 1960 sur des rivières endiguées de l'ouest des Etats-Unis, elles étaient essentiellement utilisées pour tenter de régénérer les zones de frai des salmonidés (Arnaud *et al.*, 2017 ; Harvey *et al.*, 2005). Cette technique est également utilisée en Europe et au Japon, où elle est incluse dans l'entretien des réservoirs : les sédiments accumulés sont dragués et relargués en aval

pour correspondre à la capacité de transport sédimentaire du cours d'eau et améliorer les conditions environnementales (Arnaud et al., 2017). Plus récemment, l'objectif des restitutions sédimentaires s'est modifié. Il est maintenant souvent question de tenter d'améliorer les processus fluviaux dynamique et la forme du chenal en résultant (Harvey *et al.*, 2005). Ces restitutions concernent la plupart du temps les sédiments grossiers, dont les tailles peuvent être très variables et s'étendre jusqu'aux galets. Ces restitutions visent à augmenter le transport et le dépôt de sédiments grossiers, à complexifier les formes de lit dans un but de diversification des facies fluviaux et donc, potentiellement, de la biodiversité aquatique. Il est donc possible de s'attendre à des modifications de l'habitat physique local, ainsi que des changements physiques à plus grande échelle. Ces techniques sont encore nouvelles, et des retours d'expériences commencent tout juste à faire leur apparition dans la littérature afin d'attester du succès morphogène et le gain écologique associé à ces restitutions.

III. Retours d'expériences : suivis géomorphologiques et écologique des restitutions sédimentaires.

1. Mise en place des travaux de réinjection

Dans la mise en place de travaux de réinjection, de nombreux points sont à anticiper et à prévoir systématiquement comme la qualité, la taille et la quantité de sédiments grossiers à réinjecter, la source de prélèvement des sédiments, le choix de la méthode et de la localisation de la réinjection, les méthodes de suivi et l'évaluation des changements physiques et écologiques... Une des premières étapes consiste à déterminer les zones appropriées pour la recharge potentielle des sédiments. Une classification des zones du bassin versant ayant un potentiel relatif de recharge sédimentaire peut être établie par approche semi-quantitative, comme cela a été fait par Rinaldi *et al.*, (2009) sur le fleuve Magra, en Italie. Une fois ces zones définies, il est alors possible de procéder aux recharges sédimentaires à proprement parler.

Il existe plusieurs méthodes d'injection de sédiments :

- Le placement direct, qui consiste à placer directement des sédiments de plus de 15cm directement dans un canal à faible débit, dans le but de construire des éléments permanents et globalement immobiles : des radiers, des structures de contrôle de pente, des bassins de décantation... C'est une méthode plutôt ancienne (Ock *et al.*, 2013).
- Le stockage à haut débit (high-flow stockpile) : des bancs de graviers sont placés le long des berges du canal pour être distribués en aval par les hauts débits, couramment utilisé au Japon. Cette méthode permet d'ajouter des quantités relativement importantes de gravier pour un coût relativement faible, mais est limité au nombre de sites appropriés (Ock *et al.*, 2013) (figure 1, (a))
- Le stockage dans le lit du cours d'eau (In-channel stockpile), une variante du stockage à haut débit, qui consiste à répandre le gravier dans le lit de la rivière afin qu'il puisse être remobilisé pour des débits plus faibles que dans la méthode de stockage à haut débit (Ock *et al.*, 2013) (figure 1, (b)).
- L'injection à haut débit (High-flow injection), méthode qui consiste à injecter les sédiments directement dans le canal pendant une période de haut débit. Ce type d'injection permet de remplacer au fur et à mesure les matériaux déjà transportés et donc d'introduire de plus grandes quantités de sédiments qu'avec les stocks de haut débit (Ock *et al.*, 2013) (figure 1, (c)).



Figure 1 : Techniques de recharge sédimentaire des cours d'eau (Ock et al., 2013)

Les travaux de recharge de sédiments peuvent être combinés avec des travaux mécanique de réhabilitation des berges pour augmenter la mobilité du lit (Brousse *et al.*, 2019, Ock *et al.*, 2013) (figure 1, (d)). Les recharges sédimentaires ne sont probablement pas des solutions durables en raison des besoins répétitifs et périodiques, mais ont l'avantage d'être relativement rentables comparé à d'autres méthodes comme la construction d'un tunnel de contournement des sédiments, et fournissent des avantages immédiats comme la création de zones de frai (Ock *et al.*, 2013).

Une fois les travaux réalisés, une question très importante demeure : quel impact cette restitution a-t-elle eu sur le milieu considéré ? Les objectifs posés en amont du projet sont-ils atteints ? Pour tenter de répondre à ces questions, un suivi des travaux réalisé est indispensable. Ce suivi se doit d'être pluridisciplinaire et deux aspects sont généralement considérés :

- Un suivi géomorphologique pour étudier l'effet que la restitution a eu sur la forme physique du tronçon, et pour surveiller les risques hydrauliques potentiellement créés par les travaux.
- Un suivi écologique dans les cas de travaux de restauration, pour déterminer si la réinjection de sédiments a effectivement eu un impact positif sur la biodiversité.

2. Suivis géomorphologiques

Les suivis géomorphologiques peuvent prendre plusieurs formes et doivent être adaptés au cours d'eau où ont été réalisés les travaux. Concrètement, il est possible de relever diverses données de terrain et de télédétection combinées à ces fins de surveillance. Par exemple, la bathymétrie de la rivière Ain avant, pendant et après injection de 19 000m³ de sédiments dans le chenal a été enregistrée grâce à la combinaison d'images aériennes à très haute résolution et des relevés topographiques (Carbonneau et al., 2012). La surveillance est essentielle pour accroître les connaissances sur les sujets et aider les actions de restauration. Plusieurs suivis géomorphologiques post-réinjection sédimentaire ont été réalisés et sont présents dans la littérature :

23 000m³ de sédiments (correspondant à la capacité de transport moyenne annuelle) ont été réinjectés en aval du barrage Krembs, sur le Rhin (Arnaud *et al.*, 2017). Les sédiments ont été injectés sous forme d'un dépôt de gravier de 620m de long et de 12m de large à 8km en aval du barrage (Arnaud *et al.*, 2017) (figure 2).



Figure 2 : Zone de recharge sédimentaire sur le Vieux-Rhin. A gauche, le canal de dérivation (Grand Canal d'Alsace). A droite, le Vieux-Rhin court-circuité dans lequel a lieu la recharge sédimentaire (Arnaud et al., 2017).

L'objectif principal de ces travaux d'injection de sédiments est l'augmentation des formes du lit pour créer une diversité hydraulique et des habitats, mais aussi de prévenir la dégradation du lit, prévenir l'érosion dangereuse pour le barrage et maintenir un niveau d'eau navigable (Arnaud *et al.*, 2017). Le projet ciblait également des questions socio-écologiques, en voulant améliorer les valeurs esthétiques et récréatives du chenal fluvial très aménagé. Un suivi minutieux des résultats des travaux de restitution est nécessaire, avec des comparaisons avant et après travaux grâce à des indicateurs précis, qui permettent d'identifier les déficits potentiels liés aux objectifs initiaux. La surveillance de la géomorphologie va ainsi fournir des indications sur les changements de la forme

du lit et les risques hydrauliques potentiellement créés par les travaux. Plusieurs menaces ont été relevées sur la zone considérée, notamment l'érosion des berges, l'altération des zones riveraines, la dégradation incontrôlée du lit et les menaces pesant sur les infrastructures en aval (le barrage de Breisach, par exemple). Les travaux présentes des risques hydrauliques à court terme comme la modification des conditions d'écoulement et l'augmentation des niveaux d'inondation dans la plaine inondable, qui ont été évité à la suite d'une inondation survenue 2 mois après l'achèvement des travaux (Arnaud *et al.*, 2017). L'altération des habitats riverains a été évitée, dans la mesure où aucune érosion des berges n'a été observée. Également, plusieurs décennies devraient être nécessaires aux sédiments pour atteindre le barrage du Breisach 43km en aval, et ne devraient pas poser de soucis (Arnaud *et al.*, 2017). Il a fallu sélectionner un protocole de surveillance approprié pour un fleuve assez grand (canal de 100m de large et jusqu'à 3,5m de profondeur) (Arnaud *et al.*, 2017). La surveillance géomorphologique s'est déroulée sur cinq ans, basée sur des enquêtes de terrain et des images aériennes (topo-bathymétrie), ainsi que du traçage de sédiments par technologie RFID (Arnaud *et al.*, 2017). Les effets de l'injection de sédiments ont été évalués selon deux critères principaux : les modifications des formes du lit et la mobilité des graviers injectés (Arnaud *et al.*, 2017). Ici, les sédiments remobilisés sont principalement restés sur le site de l'injection après la première inondation, et aucune transformation géomorphologique réelle des unités de chenaux n'a été démontrée après les cinq ans de surveillance (Arnaud *et al.*, 2017). Les sédiments réinjectés ont rempli la ligne du thalweg, donnant une bathymétrie de canal plus homogène au fil du temps, sans formation de nouvelle barre sédimentaire. La topo-bathymétrie comme le suivi par RFID sont toutes deux efficaces, mais Arnaud *et al.*, (2017) conseillent pour la deuxième d'avoir un échantillon suffisamment grand pour détecter au moins quelques centaines de particules lors de chaque étude, et en ayant une répartition égale des traceurs entre les différentes classes de taille de sédiment.

Staentzel *et al.*, (2017) ont également réalisé un retour d'expérience sur trois recharges sédimentaires réalisées entre 2010 et 2017 dans le Vieux Rhin, dans un tronçon court-circuité à l'aval du barrage de Krembs montrant un important déficit sédimentaire causé par la rectification, la régularisation et la canalisation du fleuve. En tout, ce sont 66 000m³ de sédiments qui ont été injectés sous formes de trois cordons dans le chenal en aval du barrage. Des suivis géomorphologiques pré et post travaux ont été réalisé, grâce aux méthodes suivantes (Staentzel *et al.*, 2017) :

- Suivi topobathymétrique (échosondeur monofaisceau et levés LiDAR aéroporté pour quantifier les évolutions morphologiques du chenal.
- Suivi de la dynamique des sédiments injectés à l'aide de transpondeurs passifs (PIT Tags).
- Suivi granulométrique sur les bancs de graviers réinjectés à leur installation ainsi qu'après les crues en zones émergées et immergées au droit et en aval des cordons.
- Modélisations hydrauliques (HEC-Ras) des conditions de mobilisations des bancs de graviers injectés en fonctions des conditions hydrauliques locales.

Brousse *et al.*, (2019) ont mené un important suivi géomorphologique sur les travaux de réinjection fait en aval du barrage Saint-Sauveur sur la rivière Buëch (Alpes du Sud). L'objectif ici était d'étudier l'effet morphologique de la réinjection des sédiments dans une grande rivière à lit de gravier. La

rivière Buërs a été fortement touchée par l'exploitation intensive du gravier entre les années 1960 et 2012, et très impactée par la construction du barrage de Saint-Sauveur, un barrage de 10m de haut et 260m de large construit en 1990 (Brousse *et al.*, 2019). En aval de cet aménagement, le régime hydrologique est fortement régulé à 1/10 du débit moyen interannuel (Brousse *et al.*, 2019). Bien qu'équipé de 3 vannes de crues, permettant une certaine continuité sédimentaire (il est classé par EDF comme partiellement transparent), la plupart des sédiments grossiers sont piégés dans la partie proximale du réservoir. En conséquence, l'incision du chenal en aval atteint 3m quelques années après la construction du barrage et se propage en aval (Brousse *et al.*, 2019). En 2016, une importante opération de réinjection de sédiments a été mise en œuvre en aval du barrage de Saint-Sauveur dans le but d'arrêter l'incision du chenal et restaurer les habitats aquatiques. Cette réinjection s'est faite en une seule fois sous la forme de deux bancs de gravier artificiels et est la plus importante jamais réalisée dans les rivières alpines en termes de volume réintroduit. 43 500 m³ de gravier ont été prélevés directement dans le cône de déjection et réinjectés en aval du barrage selon la méthode des stocks à haut débit (Ock *et al.*, 2013), soit deux fois le rendement annuel moyen estimé de la charge de lit traversant le barrage (Brousse *et al.*, 2019). Afin de maximiser l'efficacité du projet, la compagnie de la centrale a modifié l'exploitation du barrage en augmentant le nombre et la durée d'ouverture des vannes pendant les inondations. L'apparition d'une crue quinquennale quelques semaines après le réapprovisionnement, pendant laquelle les vannes hydrauliques fonctionnaient, a permis d'évaluer l'efficacité du réapprovisionnement en examinant la quantité de volume réinjecté et la propagation en aval de l'impulsion sédimentaire générée (Brousse *et al.*, 2019). Le suivi géomorphologique entrepris comprenait (Brousse *et al.*, 2019) :

- Un programme de traçage sédimentaire utilisant la technologie d'identification par radiofréquence (RFID) active à ultra-haute fréquence. Des galets et cailloux artificiels équipés d'étiquettes RFID ont été injectés en amont du barrage en novembre 2016. Il était prévu d'en injecter également dans les bancs de gravier réinjectés, mais la première cure post-restauration s'est produite trop rapidement pour avoir le temps de les déployer. Les inventaires de traceurs ont été effectués début 2017.
- Un relevé topographique répétitif à haute résolution de l'étendue restaurée et des relevés de terrain auxiliaires. Les relevés topographiques sont obtenus grâce à la technologie LiDAR
- Calcul du transport solide : le transport solide a été calculé selon le modèle GTM (General Threshold Model ; Recking, 2016). Afin d'estimer la production de sédiments grossiers dans le tronçon à l'étude et de clôturer le bilan sédimentaire associé à l'évènement de crue.

Dans ce cas de figure, les traceurs RFID ont montré que l'opération de vannage pendant la crue était efficace en termes de continuité du lit, confirmé par le dépôt de gravier dans le canal immédiatement en aval du barrage (Brousse *et al.*, 2019). Néanmoins, les résultats de l'étude montrent que le vannage seul n'est pas suffisant à arrêter l'incision et que cette opération doit être accompagnée d'un réapprovisionnement en sédiments pour compenser le déficit. La méthode de stockage à haut débit s'est révélée efficace, puisque 48% du volume réinjecté a été efficacement entraîné lors de la première crue suivant les travaux (Brousse *et al.*, 2019). Ici, cette opération d'importance s'est révélée efficace pour inverser l'incision du chenal en aval du barrage mais le volume effectivement

entraîné le long du tronçon a été insuffisant pour réactiver un modèle de tressage du cours d'eau (Brousse *et al.*, 2019). L'utilisation complémentaire du relevé topographique basé sur le LiDAR et le traçage RFID permet de détecter avec succès la propagation en aval de la vague de sédiments et d'évaluer le rôle respectif du vannage hydraulique et de la restitution des sédiments dans le bilan sédimentaire (Brousse *et al.*, 2019).

Il est fait cas également d'un suivi de deux ans d'une réinjection faite en aval du barrage de Rossens sur la rivière Sarine en Suisse (Stähly *et al.*, 2019). Dans cette étude, l'injection de sédiment a été combinée avec un lâcher artificiel de crue de période de retour de 2 ans, avec l'objectif d'améliorer les conditions écologiques en aval du barrage (Stähly *et al.*, 2019). Les sédiments ont été placés dans le lit du cours d'eau sous la forme de 4 barres sédimentaires placées alternativement le long des berges, un schéma testé au préalable en laboratoire sur modèle physique. Ici, les résultats ont été évalués en termes d'amélioration de l'adéquation de l'habitat hydraulique, quantifié par l'Indice Hydro-Morphologique de la Diversité (HMID) (Stähly *et al.*, 2019). Le suivi a été fait grâce à 489 pierres d'un diamètre moyen de 5,7cm (D50) et 11,3cm (D90) équipées de PIT TAG à technologie RFID (Stähly *et al.*, 2019). Les résultats (l'augmentation du HMID) montrent clairement que l'injection de sédiments associée à une crue artificielle augmente de manière significative la diversité morphologique du tronçon de rivière en aval du barrage (Stähly *et al.*, 2019). La libération d'une crue artificielle seule entraînerait elle probablement un lessivage des sédiments et accélérerait l'incision du lit. Tout indique donc que le HMID ne sera amélioré que lorsque la crue artificielle est combinée avec un apport régulier de sédiments qui doit se faire le plus près possible du barrage (Stähly *et al.*, 2019).

3. Suivis écologiques

Dans de nombreux projet de restitution sédimentaire, un lien manque entre les changements géomorphologiques provoqués par l'injection sédimentaire et la contribution ultérieure au fonctionnement écologique. La complexité des hydrosystèmes fluviaux (notamment en termes de variabilités temporelles et spatiales) et l'expertise interdisciplinaire limitée créent des défis dans l'évaluation des impacts écologiques et multicompartiments des restaurations, y compris la colonisation potentielle post-restauration de niches nouvellement créées par des macrophytes ou des espèces macroinvertébrées. Très souvent, la difficulté à évaluer le succès ou l'échec écologique des actions de restauration est due à des suivis post-restauration trop courts. Les résultats des suivis géomorphologiques peuvent être utilisés pour relier les changements physiques du lit du cours d'eau aux potentiels effets écologiques créés, qui nécessitent eux aussi un suivi pour être décelés. Les suivis écologiques nécessitent d'être mis en place sur plusieurs années et sur de nombreux site pour que les résultats soient robustes et interprétables. Dans le cas du barrage de Krembs (Arnaud *et al.*, 2017), Le suivi biologique à proprement parler a été fait sur un nombre trop restreint de site, et si le suivi de communautés de macro-invertébrés a montré une plus grande abondance de certains taxons avant et après l'opération d'injection sédimentaire, il n'a pas été possible d'établir un lien direct entre cette observation et l'injection de sédiments (Arnaud *et al.*, 2017). De même pour les espèces piscicoles, dont les habitats de frai n'ont pas été surveillés à la suite des travaux, même si des gains

sont prévus dans ce domaine là où du gravier plus fin a été déposé (Arnaud *et al.*, 2017). L'objectif principal d'augmenter la biodiversité et les habitats pense avoir été globalement atteint, mais les réponses biologiques ont été évaluées sur un nombre trop restreint de sites pour pouvoir tirer des conclusions définitives.

Ock *et al.*, (2013), ont voulu évaluer les gains écologiques de deux rivières ayant subi des travaux de recharge sédimentaires, Les rivières Nunome (Japon) et Trinity (Californie). Depuis 2004, 2 585 m³ de sédiments ont été restitués à la rivière Nunome sur 6 ans, et environ 122 000 m³ de sédiments grossiers ont été injectés à la Trinity River depuis 1972 (Ock *et al.*, 2013). C'est donc le lien entre les changements géomorphologiques et la contribution au fonctionnement écologique dans les deux projets cités ci-dessus qui est examiné, en évaluant les gains écologiques des long radiers obtenus sur la rivière Nunome et des nouvelles barres sédimentaires de la Trinity River (Ock *et al.*, 2013). Le barrage de la rivière Nunome, construit en 1994, a été conçu pour avoir une capacité de rétention sédimentaire de 100 ans. Mais la sédimentation dans le réservoir a progressé bien plus vite que prévu, et des sédiments ont été excavés à l'extrémité amont du réservoir pour être réutilisés comme matériaux de réinjection en aval (Ock *et al.*, 2013). La rivière Trinity, située dans le nord-ouest de la Californie, est le plus grand affluent de la rivière Klamath. Avec la construction des barrages Trinity et Lewiston en 1962, c'est presque 50% de l'eau du bassin versant de la Trinity River qui a été détournée vers le bassin versant de la rivière Sacramento. La réduction des débits liquides et solide en résultant a entraîné la perte et la dégradation des habitats des saumons, et sa population s'est vu décroître de 60 à 96%. Le programme de restauration inhérent à la Trinity River a donc déployé de gros efforts pour restaurer les habitats des salmonidés, qui nécessitent une complexité hydro-géomorphologique correspondant à divers stades de frai, d'incubation, d'élevage et de migration (Ock *et al.*, 2013). La stratégie de restauration adoptée vise à la restauration des bancs de gravier par injection de sédiments grossiers. Pour étudier l'influence des injections de sédiments sur les écosystèmes en aval dans les deux rivières, la qualité et la quantité de Matière Organique Particulaire (MOP) ont été analysées longitudinalement sur les deux sites, ainsi que la relation entre la diversité thermique et l'écoulement hyporhéique dans les barres sédimentaires de la Trinity River (Ock *et al.*, 2013). Des échantillons de MOP en suspension ont été prélevés dans les deux rivières et filtrés pour séparer les MOP grossières des fines (tamis de maille 0,1mm) (Ock *et al.*, 2013). Les températures dans la rivière Trinity ont été surveillées à l'aide de thermomètres installés le long des bords mouillés des deux bancs de gravier (Ock *et al.*, 2013). Dans la rivière Nunome, les radiers obtenus après l'injection de sédiments contribuent effectivement à la richesse des invertébrés en aval de la réinjection, que ce soient des filtreurs, des collecteurs ou des prédateurs (Ock *et al.*, 2013). Dans la rivière Trinity, les résultats montrent clairement que les barres de gravier créées ont une capacité importante de rétention des matières organiques particulaires en suspension (une ressource énergétique primaire), et jouent un rôle dans l'induction de flux hyporhéiques, fournissant un habitat avec une hétérogénéité hydrologique et thermique augmentée (Ock *et al.*, 2013).

Ock *et al.*, (2015) ont continué à s'intéresser à la Trinity River, dont le programme de restauration combine restauration écologique du débit, augmentation de l'apport en sédiments grossier et construction mécanique d'habitats. L'étude se concentre sur un tronçon où une île et une point bar ont été construites mécaniquement, et où une point bar et une barre médiane ont été créées par

injection à haut débit de sédiments grossiers (Ock *et al.*, 2015). Des observations hydro géomorphologiques des barres sédimentaires et îles créées ont eu lieu, ainsi qu'une étude de leur influence sur le flux hyporhéique et la rétention des matières organiques particulaires le long des bancs de gravier (Ock *et al.*, 2015). La perméabilité des barres sédimentaires paraît être plus élevée sur des barres jeunes que des barres anciennes, celles-ci étant saturées par les sédiments plus fins au fil des années, ce qui motive la décision de faire des réinjections de sédiments grossiers comme stratégie pour restaurer l'échange hyporhéique (Ock *et al.*, 2015). Sur le long terme, ces échanges peuvent ne pas persister lorsque les sédiments fins accumulés obstruent les interstices entre les sédiments grossiers, ce qui souligne l'importance de d'une dynamique fluviale suffisante pour remobiliser périodiquement les barres sédimentaires et chasser les sédiments fins (Ock *et al.*, 2015). La restauration de barres sédimentaires créées par injection de sédiments grossiers peut donc jouer un rôle important dans la restauration écologique des rivières. Cette méthode peut augmenter la diversité hydraulique et la diversité des habitats grâce la complexification de la topographie, augmenter l'hétérogénéité thermique en favorisant les échanges hyporhéiques, augmenter les ressources primaires grâce à l'augmentation de la rétention des matières organiques particulaires (Ock *et al.*, 2015).

Dans le retour d'expérience sur des réinjections dans le Rhin faites par Chardon *et al.*, (2019), c'est le Protocole BACI (Smith *et al.*, 1993) qui a été utilisé, suivant une approche multicompartiment : l'étude de la dynamique des communautés de macro invertébrés benthiques et de la végétation aquatique et riveraine par la caractérisation des associations végétales sur des transects (Chardon *et al.*, 2019). Ce suivi a été réalisé sous la forme de deux campagnes par an, une au printemps et une en automne. Sur le moyen terme, soit après 5 années de suivi, une concentration des dépôts au droit des radiers et donc une diversification géomorphologique locale, longitudinale et transversale du chenal a été observée (Chardon *et al.*, 2019). Ces modifications ont été accompagnées par l'apparition au droit des radiers d'espèces rhéophiles dont certaines polluo-sensibles comme les Trichoptères.

Un suivi écologique fait sur des données collectées sur une période relativement longue de 6 années a été réalisé sur les réinjections sédimentaire faites sur le Vieux-Rhin en aval du barrage de Krembs, dans l'objectif d'étudier les réponses de communautés aquatiques et riveraines sélectionnées à un programme de restauration impliquant à la fois une augmentation du débit et une augmentation du gravier dans une grande rivière (Staentzel *et al.*, 2017). Les objectifs ici sont de décrire les réponses des communautés biologiques à ces actions de restauration, de mesurer la perméabilité de l'écosystème aux espèces envahissantes, et de déterminer les conséquences individuelles et cumulatives des actions de restauration (Staentzel *et al.*, 2017). Les effets de l'injection concernant les plantes riveraines et les macrophytes ont été isolés et mineurs et raison de la disparition des formes fluviales pionnières disponible pour l'empiètement de la végétation (Staentzel *et al.*, 2017). Il semblerait ici que l'augmentation du débit réservé ait plus d'impact sur la végétation que l'injection de graviers, et qu'il a eu un impact plus important sur la rive gauche que la rive droite en raison de la présence de pentes douce et de dépôts locaux de sédiments fins (Staentzel *et al.*, 2017). Ces paramètres ont contribué au succès de la colonisation par les macrophytes. Différents inventaires d'invertébrés ont été réalisés en 2008, 2011 et 2014, et une augmentation de la richesse des espèces

adaptées aux nouvelles conditions sédimentaires a été observée, comme Gastropoda et l'espèce patrimoniale *G. vulgatissimus* (Staentzel *et al.*, 2017). Des dépôts locaux de sédiments fins ont contribué à la création d'une mosaïque d'habitats inégaux à une échelle spatiale plus petite (Staentzel *et al.*, 2017). Des taxons n'ayant jamais été vus auparavant, comme des Odonates ont été également observés, mais il n'est pas possible d'établir de lien direct entre cette observation et l'injections sédimentaire, car il est très compliqué de distinguer l'effet de la réinjection de gravier de celle des inondations (Staentzel *et al.*, 2017). En revanche, les effets de l'augmentation des débits peuvent être dissociés de ceux de le l'injection sédimentaire : l'augmentation des débits réservés a entraîné l'expansion des niches écologiques, alors que l'injection de graviers a contribué à accroître la diversité granulométrique (Staentzel *et al.*, 2017). Des communautés biologiques adaptées à de nouvelles zones sédimentaires et tolérant des conditions de faible qualité de l'eau sont apparues le long du fleuve suite aux actions de restauration, mais la durabilité des effets de la réinjection unique reste douteuse, alors que l'augmentation du débit réservé s'est avérée efficace et durable (Staentzel *et al.*, 2017).

IV. Conclusion

Les retours d'expériences de travaux de recharge sédimentaire existants montrent que ces actions paraissent effectivement contribuer à la diversité écologique des cours d'eau, même si des nuances et remarques sont à apporter. Tout d'abord, Chardon *et al.* (2019) avec leurs travaux sur le Rhin insistent bien sur le fait qu'une granulométrie proche de l'état initial pré-injection est réapparue après quelques événements hydrologiques, du fait du déplacement de la vague sédimentaire injectée vers l'aval. Une fois que la dispersion de la nouvelle charge sédimentaire est suffisamment avancée, un retour à une dynamique de charriage partiel et la formation d'une nouvelle couche d'armurage liée au retour à des conditions de déficit sédimentaire sont observés (Chardon *et al.*, 2019). Globalement, les suivis montrent bien la nature transitoire de l'action des recharges sédimentaires, montrée aussi par une nouvelle homogénéisation des habitats aquatiques après le passage des vagues sédimentaires. La durabilité des effets géomorphologiques et écologiques des recharges est donc liée au transfert vers l'aval des vagues de sédiments réinjectés, ce qui induit le retour à des conditions de déficit sédimentaire en l'absence d'apports solide continus venant de l'amont (Chardon *et al.*, 2019). Cependant, les réinjections montrent bien que les effets positifs visibles sont d'autant plus importants que la morphologie du chenal en aval de celles-ci est diversifiée, ce qui renforce le potentiel d'accueil des espèces aquatiques et riveraines, y compris des espèces polluo-sensibles (Chardon *et al.*, 2019). Pour contrecarrer les effets transitoires des réinjections et ralentir les vagues sédimentaires en complexifiant davantage les habitats aquatiques, il serait possible d'élargir le chenal au préalable en aval des recharges. Durant ces travaux d'élargissement, les sédiments excavés pourraient être conservés sur place et valorisés en étant injecté progressivement en amont (Chardon *et al.*, 2019). Selon Staentzel *et al.* (2017) La combinaison des réinjections et de l'augmentation du débit réservé paraît être une bonne solution pour renforcer la complexité des habitats et l'intégrité écologique des cours d'eau. Dans leur étude, ils conseillent eux aussi pour de futurs travaux de poursuivre les réinjections de sédiments grossiers à grande échelle et de les combiner avec un élargissement du canal (artificiellement ou par érosion contrôlée des berges) qui favoriserait le dépôt d'une partie des sédiments provenant de l'amont et par conséquent augmenterait l'hétérogénéité hydraulique et des habitats de manière plus durable (Staentzel *et al.* 2017). Arnaud *et al.*, (2017) préconisent cette solution également. Cet élargissement devrait alors être réalisé à quelques kilomètres en aval des sites d'injection sédimentaire (Arnaud *et al.*, 2017). Brousse *et al.*, (2019) fournissent également des recommandations pour optimiser l'efficacité du réapprovisionnement sédimentaire dans les grandes rivières à lit de gravier :

- Le volume de la reconstitution des sédiments devrait être proche du déficit sédimentaire annuel pour une récupération morphologique significative.
- L'injection de sédiments par la méthode de stock à haut débit est une bonne solution pour maximiser l'érosion des berges
- Au-delà de la conception des travaux, l'exploitation des barrages est un facteur majeur de contrôle de l'efficacité, et la pratique du vannage devrait être aussi fréquente que possible pour maximiser la dynamique sédimentaire.

De manière générale, les suivis géomorphologiques et écologiques peuvent donner de bonnes indications pour attester du gain écologique des travaux de restitution entrepris, mais des périodes d'enquête plus longues sont nécessaires pour évaluer la durabilité des opérations de reconstitution et fixer une meilleure fréquence des opérations de reconstitution.

Les restitutions sédimentaires sont fréquentes sur le Rhône, un des plus grands fleuves français, caractérisé par des fonds très stables et constitué de sédiments relativement grossiers (pavage important du lit sur la majorité de son linéaire). Les grands ouvrages hydroélectriques construits sur le Rhône ont grandement réduit la capacité de charriage du fleuve. La construction des barrages a engendré une diminution de la pente hydraulique dans les retenues, phénomène d'importance pour les débits des hautes eaux qui contribuaient à la majorité du charriage (Cortier et Couvert, 2001). Dorénavant, la pente de la ligne d'eau ne revient à sa pente quasi naturelle que pour les forts débits de crue, le seul cas pour lequel les ouvrages deviennent alors transparent aux écoulements et où le charriage se comporte alors de manière quasi naturelle (Cortier et Couvert, 2001). En dehors de ces grosses crues, la réduction de la pente dans les retenues provoque une réduction presque totale du transport des sédiments grossiers du Rhône (Cortier et Couvert, 2001). Avant les premiers aménagements fluviaux, le Rhône présentait des styles fluviaux diversifiés, alternant entre des plaines d'accumulation de sédiments et des zones de fort transit, favorisant la biodiversité du fleuve (Cortier et Couvert, 2001). Le système fluvial du Rhône est dorénavant beaucoup plus figé, et sa dynamique sédimentaire très ralentie. Puisque les affluents amènent beaucoup moins de sédiments grossiers au Rhône, et que celui-ci a vu sa capacité de transport de matériaux se réduire fortement, le profil en long du lit du fleuve a peu évolué depuis la mise en service des aménagements. Le lit s'est pavé, et ne présente aujourd'hui plus aucune mobilité latérale (Cortier et Couvert, 2001). La dynamique des matières en suspension reste elle tout de même significative, mais sa réduction présente tout de même des impacts négatifs dus à l'absence de dynamique latérale du lit (Cortier et Couvert, 2001) :

- Fermeture des bras secondaires par dépôt,
- Favorisation du vieillissement des marges boisées
- Exhaussement du lit endigué dans le delta
- Colmatage du lit et réduction des échanges avec les nappes phréatiques

Au vu de l'état actuel de la dynamique sédimentaire du Rhône, plusieurs échelles de réflexion doivent être considérées pour rétablir une dynamique globale, et le retour vers une dynamique fluviale active, s'il est envisagé, sera un processus de très long terme. Un programme de restauration hydraulique du Rhône a été lancé en 1998, qui comprend quatre grands axes d'actions (RhônEco, 2016) :

- Une augmentation des débits réservés.
- La restauration des îlots, bras morts plus ou moins connectés au chenal
- La restauration des axes de migration piscicole avec la mise en place de passes à poissons
- Le démantèlement partiel des marges construites afin d'élargir le lit du fleuve et de favoriser la dynamique sédimentaire.

Il intègre notamment le démantèlement des casier Girardon, des constructions destinées à augmenter le tirant d'eau en concentrant les flux d'eau au centre du chenal et en favorisant le dépôt latéral des sédiments. L'effet attendu du démantèlement de ces casiers sont un élargissement du lit et une recharge sédimentaire qui pourrait aider à comble le déficit sédimentaire du Rhône (RhônEco, 2016). Comparé à d'autres fleuves de même gabarit, Le Rhône profite d'importantes restitutions de sédiments grossiers de dragage d'entretien : Sur les 5 dernières années il est compté 400 000m² de sédiments restitués dans le Rhône. Ces restituions sont rendues obligatoires par la législation actuelle dans un objectif de rétablissement de la continuité sédimentaire des fleuves. Néanmoins, les campagnes de suivi des travaux de restitution ne sont pas systématiques et pas suffisantes pour attester de la fonction de support de biodiversité liée à ces travaux, même s'il existe une volonté actuelle de tenter de quantifier ce gain écologique par rapport aux coûts engendrés.

V. Bibliographie

ASCE Task Committee on Sediment Transport and Aquatic Habitats, Sedimentation Committee. (1992). SEDIMENT AND AQUATIC HABITAT IN RIVER SYSTEMS. *Journal of Hydraulic Engineering*. **118**:669-687.

Arnaud, F., Piégay, H., Béal, D., Collery, P., Vaudor, L., and Rollet, A.-J. (2017) Monitoring gravel augmentation in a large regulated river and implications for process-based restoration. *Earth Surf. Process. Landforms*, **42**: 2147– 2166. doi: 10.1002/esp.4161.

Brousse, G, Arnaud-Fassetta, G, Liébault, F, et al. Channel response to sediment replenishment in a large gravel-bed river: The case of the Saint-Sauveur dam in the Buëch River (Southern Alps, France). *River Res Applic.* 2020; **36**: 880– 893. <https://doi.org/10.1002/rra.3527>

Carbonneau P., Fonstad M. A., Marcu W. A., Dugdale S. J. (2012). Making riverscape real. *Geomorphology*. **137**: 74-86. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.09.030>

Chardon V., Schmitt L., Arnaud F., Piégay H., Staentzel C., Beisel J.N., Combroux I., Barillier A., Clutier A. (2019). Retour d'expérience interdisciplinaire de recharges sédimentaires sur un tronçon court-circuité : le Vieux Rhin (France/Allemagne). *Rencontres SHF – Changement global et morphodynamique des rivières, des bassins versants à la mer*.

Cortier B., Couvert B. (2001). Causes et conséquences du blocage actuel de la dynamique fluviale et du transit sédimentaire du Rhône. *La Houille Blanche*. **8**: 72-78. DOI: <https://doi.org/10.1051/lhb/2001094>

Elosegi, A., Díez, J. & Mutz, M. Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia* **657**, 199–215 (2010). <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0083-4>

Harvey, B., McBain, S., Reiser, D., Rempel, L., Sklar, L., & Lave, R. (2005). Key uncertainties in gravel augmentation: Geomorphological and biological research needs for effective river restoration. Sacramento: CALFED Science and Ecosystem Restoration Programs.

Lamouroux N., Castella E., Riquier J., Olivier J.M., Armani G., Barthélémy C. (2016). RhônEco : Le suivi scientifique de la restauration hydraulique et écologique du Rhône [Brochure]. Lyon, édité par le GRAIE.

Landon N. (2007). Du constat d'enfoncement du lit fluvial aux actions de recharge sédimentaire : quelles solutions pour une gestion raisonnée de nos cours d'eau ?. *Outils de gestion de l'eau en territoire de montagne*, PNR du Queyras, ONEMA et MEDR. p28-39.

Mary, E.P., Dietrich W.E., Finlay J.C. (1996). Dams and Downstream Aquatic Biodiversity: Potential Food Web Consequences of Hydrologic and Geomorphic Change. *Environmental Management*. **20**: 887-895.

Milhous, R.T. (1998), Modelling of instream flow needs: the link between sediment and aquatic habitat. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, **14**: 79-94. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199801/02\)14:1<79::AID-RRR478>3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199801/02)14:1<79::AID-RRR478>3.0.CO;2-9)

Newson, M.D. and Large, A.R.G. (2006), 'Natural' rivers, 'hydromorphological quality' and river restoration: a challenging new agenda for applied fluvial geomorphology. *Earth Surf. Process. Landforms*, **31**: 1606-1624. <https://doi.org/10.1002/esp.1430>

Ock, G., Gaeuman D., McSloy J., Kondolf G.M. (2015). Ecological functions of restored gravel bars, the Trinity River, California. *Ecological Engineering*. **83**: 49-60.

Ock G., Kondolf G.M., Takemon Y., Sumi T. (2013). Missing link of coarse sediment augmentation to ecological functions in regulated rivers below dams: Comparative approach in Nunome River, Japan and Trinity River, California, US. *Advances in River Sediment Research*.

OFEV (éd.) 2017 : Dynamique du charriage et des habitats. Recueil de fiches sur l'aménagement et l'écologie des cours d'eau. *Office fédéral de l'environnement*, Berne, 84 p.

Recking, A. (2016), A generalized threshold model for computing bed load grain size distribution, *Water Resour. Res.*, **52**: 9274– 9289, doi:10.1002/2016WR018735.

Rice, P. (2017). Tributary control of physical heterogeneity and biological diversity at river confluences. *Geomorphology*. **277**: 6-16.

Smith, E. P., Orvos, D. R., & Cairns Jr, J. (1993). Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI) model: concerns and comments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **50**(3), 627-637.

Staentzel, C, Arnaud, F, Combroux, I, et al. How do instream flow increase and gravel augmentation impact biological communities in large rivers: A case study on the Upper Rhine River. *River Res Applic.* 2018; **34**: 153– 164. <https://doi.org/10.1002/rra.3237>

Stähly, S., Franca, M.J., Robinson, C.T. *et al.* Sediment replenishment combined with an artificial flood improves river habitats downstream of a dam. *Sci Rep* **9**, 5176 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41575-6>

Directeur de recherche :

Stéphane Rodrigues

Bouche Mathilde

PFE/DAE5

Filière Ingénierie des Milieux

Aquatiques

2020-2021

Quantification du gain écologique des travaux de recharge sédimentaire : retours d'expériences sur des travaux de recharge sédimentaire et leur suivi.

Résumé : (250 mots environ)

Dans le but d'actions de restauration ou parce qu'ils sont imposés par la réglementation, les travaux de recharge sédimentaire sont aujourd'hui de plus en plus répandus. Ces actions sont de plus en plus souvent accompagnées de campagnes de suivis géomorphologiques et écologiques, indispensable pour évaluer les changements physiques apportés au cours d'eau par la restitution et pour quantifier le gain écologique apporté. Si les suivis géomorphologiques utilisant souvent la technologie RFID et les relevés topologiques sont faits de manière plutôt efficace et parviennent à attester de la formation de nouvelles formes de lit, les suivis écologiques sont plus compliqués à mettre en place. Ils nécessitent des temps d'enquête long, sur plusieurs années, ainsi qu'une approche pluridisciplinaire qui rend compliqué la tâche d'associer l'action de recharge sédimentaire avec son gain écologique propre. Quelques opérations de suivi géomorphologique et écologique d'envergure ont néanmoins été réalisées, montrant que les opérations de restitutions sont transitoires et nécessitent d'être répétées relativement fréquemment et/ou d'être associées à des augmentations de débit pour diversifier durablement les habitats écologiques. Les suivis écologiques à proprement parler montrent que les restitutions paraissent effectivement accroître la diversité granulométrique, favoriser la rétention de matière organique et les échanges hyporhéiques et donc l'hétérogénéité hydrologique et thermique. Les restitutions paraissent donc effectivement agir comme soutien de la biodiversité, mais des suivis plus nombreux, des enquêtes plus longues et plus poussées sont nécessaires pour être capable de quantifier ce gain écologique.

Mots Clés :

Sédiments, Recharge sédimentaire, continuité sédimentaire, continuité écologique, suivi géomorphologique, suivi écologique, biodiversité aquatique, restauration des milieux aquatiques.