

**Évaluation des effets d'aménagement et de restauration
sur la dynamique hydro-sédimentaire et l'habitat du
Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur à partir du
suivi morpho-sédimentaire, de la modélisation
morphodynamique 1D, et des modèles statistiques**

Rapport final

Action n°64 du Programme 2018 au titre de l'accord cadre
Agence de l'Eau ZABR

Juillet 2021

Michal Tal, Nicolas Lamouroux, Fred Liebault, Sadegh Jafarinik,
Jonathan Coutaz, Guillaume Brousse

Table des matières

1	<u>CONTEXTE</u>	3
2	<u>OBJECTIFS</u>	7
3	<u>LE BARRAGE DE SAINT-SAUVEUR SUR LE BUËCH</u>	9
4	<u>LA RECHARGE SEDIMENTAIRE EN AVAL DU BARRAGE DE SAINT-SAUVEUR</u>	13
4.1	TRAÇAGE SEDIMENTAIRE RFID.....	15
4.2	SUIVIS TOPOGRAPHIQUES LiDAR	19
4.3	DONNEES COMPLEMENTAIRES	21
5	<u>MODELISATION MORPHODYNAMIQUE 1D</u>	22
5.1	VUE D'ENSEMBLE.....	22
5.2	MODELE NUMERIQUE DU BUËCH	23
5.2.1	MODELE DE FLUX	24
5.2.2	CONSERVATION DE LA MASSE POUR LES SEDIMENTS	25
5.2.3	ÉQUATION DE CONSERVATION DU MATERIAU DU LIT SPECIFIQUE A LA TAILLE DU GRAIN	26
5.2.4	MODELE DE TRANSPORT SOLIDE PAR CHARRIAGE.....	27
5.2.5	PROCEDURE POUR LE STOCKAGE DE LA STRATIGRAPHIE GRANULOMETRIQUE	28
5.2.6	LE DEROULEMENT DU CALCUL	29
5.3	DEBIT DU BUËCH D'AMONT EN AVAL.....	29
5.4	TRANSPORT DES SEDIMENTS ET DISTRIBUTION DE LA TAILLE DES GRAINS EN SURFACE.....	31
5.5	LARGEUR MOUILLEE	32
6	<u>MODELES STATISTIQUES D'HABITAT</u>	32
7	<u>RESULTATS</u>	34
7.1	REMOBILISATION DE LA RECHARGE SEDIMENTAIRE ET PROPAGATION VERS L'AVAL	34
7.1.1	HYDROLOGIE ET TRANSPORT SOLIDE DE LA CRUE DE NOVEMBRE 2016.....	34
7.1.2	MOBILITE DES TRACEURS RFID	36
7.1.3	REMOBILISATION DE LA RECHARGE SEDIMENTAIRE ET REONSES MORPHOLOGIQUES EN AVAL.....	37
7.1.4	EVALUATION DE LA PROPAGATION VERS L'AVAL DE LA RECHARGE SEDIMENTAIRE.....	40
7.1.5	EVOLUTION DU BILAN SEDIMENTAIRE POSTERIEUR A LA CRUE DE NOVEMBRE 2016.....	41
7.1.6	SUIVI DES TRAVAUX DE TERRASSEMENT DES REMBLAIS D'OCTOBRE 2018	44
7.2	MODELE NUMERIQUE	45
7.2.1	ÉQUILIBRE AVANT BARRAGE ET VALIDATION DU MODELE	45
7.2.2	VALIDATION DU MODELE POST-BARRAGE	46
7.2.3	IMPACTS MORPHODYNAMIQUES DU BARRAGE DE SAINT-SAUVEUR.....	48
7.2.4	IMPACTS MORPHODYNAMIQUES DE LA REINJECTION DE SEDIMENTS	50

7.3	VALEURS D'HABITAT.....	53
8	<u>DISCUSSION ET CONCLUSIONS.....</u>	<u>55</u>
8.1	RECHARGE SEDIMENTAIRE A PARTIR DU SUIVI MORPHO-SEDIMENTAIRE.....	55
8.2	EVALUATIONS DES IMPACTS DU BARRAGE DU SAINT-SAUVEUR ET DE LA RECHARGE SEDIMENTAIRE A PARTIR DE LA MODELISATION MORPHODYNAMIQUE 1D	58
8.3	HABITAT HYDRAULIQUE DES ESPECES	59
9	<u>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</u>	<u>60</u>
10	<u>ANNEXE 1.....</u>	<u>66</u>

1 Contexte

Les barrages sont l'une des infrastructures les plus courantes sur les rivières, affectant à la fois les flux d'eau et de sédiments (Kondolf et al., 2014). La régulation du débit peut réduire considérablement le débit annuel moyen, la fréquence des débits élevés et les débits de pointe. Les barrages génèrent souvent une déficit sédimentaire en aval des ouvrages (Kondolf, 1997 ; Wheaton et al., 2004 ; Petts et Gurnell, 2005 ; Magilligan et Nislow, 2005), ce qui entraîne une incision du lit, un pavage, et un rétrécissement du chenal actif (Kondolf, 1997 ; Cooper et al., 2017). En outre, les barrages accumulent les sédiments en amont, réduisant les capacités des réservoirs et leur propre durée de vie (Kondolf et al., 2014).

Si certains barrages sont finalement supprimés (Foley et al., 2017), plusieurs stratégies de gestion ont été testées pour améliorer la transparence des barrages et rétablir partiellement le transport du charriage en aval. Ces stratégies ont inclus la dérivation et le passage des sédiments (Sumi et al., 2004), l'excavation mécanique des réservoirs et le relâchement des sédiments en aval (Kondolf et al., 2014). Les mesures alternatives ont consisté à atténuer le déficit sédimentaire sous les barrages en réactivant l'érosion des berges après le retrait de la protection en enrochement (Staentzel et al., 2018a), en réactivant les anciens chenaux latéraux et en remobilisant les sédiments stockés dans les plaines d'inondation (Landon, 2008 ; Thorel et al., 2018). La réinjection de sédiments (RS) est de plus en plus encouragée pour restaurer le transport de la charge de fond, rajeunir les sédiments du lit et améliorer les habitats aquatiques et fluviaux en diversifiant les formes du lit, la granulométrie et les conditions d'écoulement (Wheaton et al., 2004, Ock et al., 2013, Kondolf et al., 2014).

La réinjection de sédiments consiste à introduire artificiellement des sédiments grossiers dans les chenaux actifs en aval d'un barrage de manière à favoriser leur mobilisation et leur transport lors des crues de haute fréquence. Les sédiments sont généralement déposés sous forme de bermes conçues pour être affouillées lors des crues. Selon Ock et al. (2013), quatre méthodes de reconstitution sont couramment utilisées : (a) l'empilement dans le lit du chenal ; (b) l'empilement à haut débit ; (c) l'empilement à barres ponctuelles ; et (d) l'injection directe à haut débit. Les RS ont été réalisées pour la première fois aux États-Unis dans les années 1960 dans le cadre d'un ambitieux programme de réhabilitation du frai des poissons le long de 13 rivières endiguées en Californie (Kondolf et Matthews, 1991 ; Pasternack et al., 2004). Plus récemment, des RS ont été mises en place en aval de 15 barrages japonais (Sumi et al., 2004 ; Ock et al., 2013). En Europe, les premiers RS ont été réalisés en 1978 sur le Rhin en aval du barrage d'Iffezheim (volume moyen annuel de 170 000 m³) pour contrer l'incision du lit et maintenir un niveau d'eau stable pour la navigation (CHR, 2009). Plus récemment, une réinjection a été réalisée en aval du barrage de Kembs (Arnaud et al., 2017). Les RS ont également été employées sur une rivière alpine à lit de gravier, des tronçons abrupts à lit de blocs et d'autres grandes rivières régulées (Klösch et al., 2011 ; Downs et al., 2016 ; Arnaud et al., 2017 ; Heckmann et al., 2017).

Les questions les plus pressantes concernant l'efficacité et la durabilité des opérations de RS impliquent la manière dont les vagues sédimentaires modifieront la morphologie du chenal et les taux auxquels les vagues sédimentaires évoluent et se propagent en aval, car cela détermine les échelles de temps pour atteindre les objectifs de gestion (Gaeuman et al., 2017). Le suivi sur le terrain des réinjections de sédiments consiste en un échantillonnage de la

charge de fond, une évolution morphologique basée sur des relevés topographiques répétés à l'aide de GPS, de phogrammétrie ou de LIDAR, des traceurs RFID et des sismomètres (Gaeuman et al., 2017). Les méthodes spécifiques utilisées dépendront de la taille et de la morphologie du chenal et des ressources disponibles. Le suivi à long terme est rare et l'étude de la propagation en aval nécessiterait de suivre des tronçons de plus en plus longs. La manière de prévoir les conséquences géomorphologiques d'un projet de réinjection, comme ses effets spatiaux et temporels, les variations de la morphologie du chenal et la distribution granulométrique de la couche de pavage et de la partie supérieure du dépôt du lit, restent des problèmes ouverts (par exemple, Harvey et al. , 2005).

Le Buëch est une rivière Alpine en tresse à lit de galets (Figures 1 et 2) qui s'écoule dans les Préalpes du Sud, dans le sud-est de la France. Il résulte de la confluence du Petit Buëch et du Grand Buëch qui prennent respectivement leurs sources dans le massif du Dévoluy et dans le cirque de Chaudun et draine des bassins versants de 319 km² et 253 km². Leur confluence est localisée en amont du village de Serres (Hautes-Alpes). Le Buëch draine un bassin versant de 1 480 km², s'étendant principalement sur le département des Hautes-Alpes et des Alpes-de-Haute-Provence. Sa pente moyenne est de 5‰ et le point culminant du bassin versant se situe à 2 587 m d'altitude (Figure 2). Le Buëch est un affluent principal de la Durance, avec laquelle il conflue au niveau de la ville de Sisteron (Alpes-de-Haute-Provence). A environ 4 km en aval du village de Serres se situe le barrage de Saint-Sauveur. Mis en service en 1992, il dérive une partie de l'écoulement du Buëch dans un but d'irrigation des terrains agricoles et de production hydro-électrique. La longueur du linéaire du Buëch situé entre le barrage de Saint-Sauveur et la confluence avec la Durance est de 30 km. Sur cette distance la morphologie du Buëch est variable, alternant entre des tronçons étroits (50 - 150 m) à chenal unique et des tronçons très larges (300 - 670 m) de morphologie tressée. Sur cette section, l'affluent principal du Buëch est la Méouge, qui conflue avec le Buëch en amont du village de Ribiers (à environ 10 km en amont de la confluence).

En 2016, face à la problématique hydrosédimentaire induite par le barrage de Saint-Sauveur, le Comité de Suivi de l'Engravement de la retenue de Saint-Sauveur demande à EDF de procéder à une opération de curage et de réinjection sédimentaire. Les objectifs sont : (1) réduire le risque d'inondation en amont, (2) stopper l'incision du lit engendrée par un déficit sédimentaire en aval, et (3) restaurer les habitats dégradés de l'ancien lit en tresses. Les travaux ont consisté à curer la queue de retenue et à réinjecter les matériaux curés dans le tronçon déficitaire en aval. Cette recharge expérimentale est une des plus importantes jamais réalisées en contexte de rivière alpine.

Le Buëch est un berceau écologique formidable. Dans le bassin versant on recense 17 espèces piscicoles, 48 espèces d'insectes, 117 espèces d'oiseau, 7 espèces de reptiles (SMIGIBA 2008). Parmi cet incroyable foisonnement d'espèces, on compte :

- 6 espèces piscicoles qui bénéficient d'une protection française ou au niveau européen : l'apron (Figure 3a), le Barbeau méridional, le Blageon, la Truite fario, le Toxostome et l'Écrevisse à pattes blanches (espèce endémique du Buëch, Figure 3b) ;
- 9 espèces d'insectes remarquables par leur rareté ;
- 12 espèces d'oiseau d'intérêt patrimonial dont 9 nichant aux abords du Buëch : le Petit gravelot, le Chevallier guignette, le Martin pêcheur d'Europe, le Guêpier d'Europe, le Cincle plongeur, le Héron cendré, le Bihoreau gris le Faucon hobereau et le Milan noir ;

- 3 espèces d'amphibien d'intérêt patrimonial : le Crapaud calamite, l'Alyte accoucheur et le Pélodyte ponctué.

On note également la présence du Castor d'Europe (Figure 3c) qui a fait son apparition dans le Buëch il y a une vingtaine d'années (SMIGIBA 2006).

La forte diversité écologique et la présence de tant d'espèces de fort intérêt environnemental et patrimonial a valu au Buëch le développement de 8 sites Natura 2000, qui représente 22% du bassin versant, soit une surface totale de près de 33 000 ha. dont 2 440 ha sont alloués à la rivière, soit un linéaire de 120 km et 31 communes concernées. La conservation de ces espèces est tributaire de la richesse et de la diversité des habitats naturels qui dépendent de la dynamique fluviale du Buëch (SMIGIBA 2006).

Des prédictions quantitatives sur le transport et le dépôt de sédiments hétérogènes sont essentielles afin de maintenir un écosystème aquatique sain. À l'échelle locale de l'individu, les espèces de poissons montrent une préférence significative pour certaines valeurs de vitesse locale d'écoulement, de profondeur d'écoulement et de taille de grain du lit. Des modèles d'habitat au sein des cours d'eau ont été développés afin de prédire les conséquences des préférences d'habitat des poissons à l'échelle d'un tronçon (e.g., Lamouroux et Capra, 2002). En l'absence de données locales fiables, des modèles d'habitat statistiques basés sur des probabilités de distribution des variables hydrauliques à l'échelle des sections transversales ou à l'échelle d'un tronçon, ont été proposés à leur place. Leur potentiel pour prédire statistiquement les conditions d'habitat pour une large gamme de cours d'eau a été récemment mis en évidence (Girard et al, 2014). Une dépendance moindre aux données spécifiques d'un site et une description complète de la topographie et la vitesse rendent les modèles statistiques bien adaptés pour obtenir à un coût raisonnable des prédictions à l'échelle d'un bassin ou à l'échelle régionale. La principale limitation actuelle de ces modèles d'habitat statistiques est de reposer sur des modèles purement hydrauliques qui ne prennent pas en compte l'évolution du lit, ni celle des tailles de grain. Cela a pour conséquence d'empêcher les prédictions d'habitat à long terme. Un modèle morphodynamique 1D est le seul moyen d'obtenir des données hydrauliques en tenant compte de l'évolution du lit.



Figure 1: Vue aérienne acquise par drone du Buëch en aval de Ribiers (source : J. Coutaz)

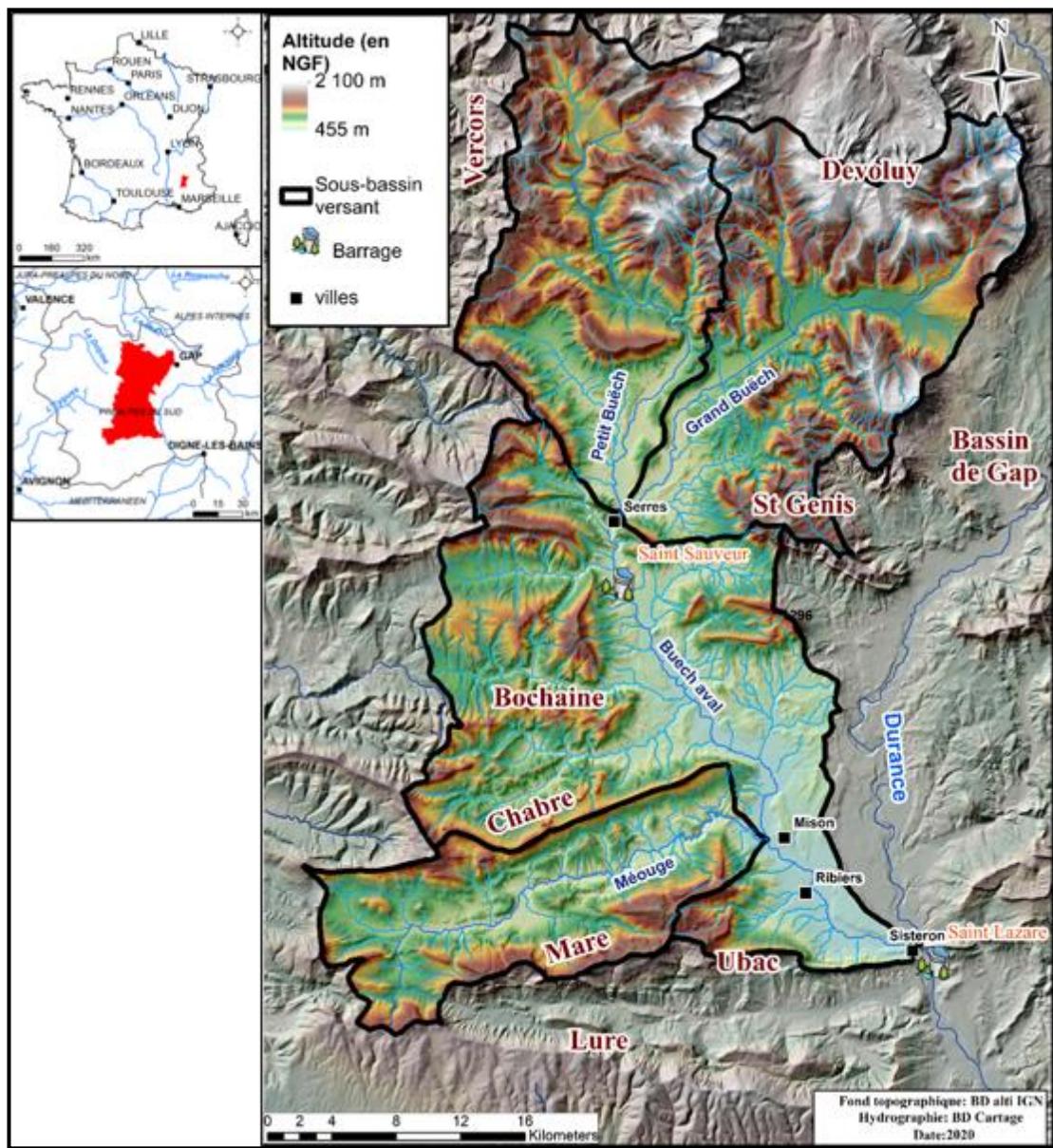


Figure 2: Localisation du bassin versant du Buëch en France et carte de relief du bassin versant et localisation des barrages



Figure 3: Espèces emblématiques de la biodiversité du Buëch : a. Apron du Rhône, b. écrevisse à pattes blanches et c. Castor d'Europe

2 Objectifs

Le Buëch constitue un site de terrain idéal pour étudier l'impact des barrages sur la morphologie des chenaux et l'efficacité des réinjections de sédiments comme mesure de restauration pour plusieurs raisons. Premièrement, l'histoire de la gestion de la rivière - le tronçon de 30 km qui nous intéresse est délimité par le barrage de Saint-Sauveur (1992) en amont et la confluence avec la Durance qui est contrôlée par le barrage de Saint Lazare (1976) - a permis d'obtenir plusieurs décennies de données, y compris des enregistrements de débit horaire, des élévations du niveau de base et des profils en long du chenal. Deuxièmement, afin de réduire l'accumulation de sédiments et le risque de niveaux d'eau élevés dans le réservoir de Saint Lazare (dans la zone urbanisée de la ville de Sisteron), EDF a excavé en 2010 une gravière massive (180 000 m³) dans le lit du Buëch à 1 km en amont de la confluence afin de piéger ses sédiments et de les empêcher d'atteindre la Durance. La fosse fournit un enregistrement unique des volumes de sédiments transportés par une rivière alpine à lit de gravier grâce à des relevés bathymétriques biennuels. Troisièmement, une grande réinjection a été réalisée en 2016 immédiatement en aval du barrage de Saint-Sauveur. Une crue quinquennale est survenue quelques semaines après la réinjection, durant laquelle une transparence totale du barrage a été opérée par EDF. Enfin, deux thèses ont récemment été réalisées sur le Buëch : G. BROUSSE (2020) à l'Univ Paris 7 co-encadré par G. ARNAUD-FASSETTA et F. LIEBAULT, et J. Coutaz (2021) à Aix Marseille Université / CEREGE encadré par M. TAL, fournissant un riche ensemble de données de terrain, y compris l'évolution morphologique de la plaine tressée (photogrammétrie à haute résolution et LiDAR), les traceurs (RFID actifs), les données de transport de sédiments (hydrophones, parcelles peintes), les profondeurs d'écoulement (manomètres), l'imagerie time-lapse du chenal, les

concentrations de sédiments en suspension (turbidimètre), et les distributions granulométriques le long du lit.

Les objectifs de cette étude étaient donc les suivants :

- (1) Evaluer sur le terrain l'efficacité de la recharge en termes de remobilisation des stocks artificiellement introduits dans le lit et aussi en termes de propagation de la vague sédimentaire générée par cette remobilisation. Ce rapport intègre les résultats des suivis morpho-sédimentaires réalisés jusqu'en juin 2019 sur le site, et propose donc un bilan 2 ans après travaux.
- (2) Construire et valider un modèle morphodynamique 1D pour le tronçon de 30 km du Buëch entre le barrage de Saint-Sauveur et la confluence avec la Durance en se basant sur l'ensemble des données disponibles pour ce tronçon. En premier lieu, le modèle a été calibré grâce aux données de terrain disponibles afin qu'il reproduise précisément les conditions d'équilibre d'un lit mobile.
- (3) Utiliser le modèle numérique pour étudier les effets du barrage de Saint-Sauveur sur la morphologie du chenal. Le système modélisé a été perturbé afin de déterminer comment il réagit à une modification des conditions d'écoulement et d'apport en sédiments. Ces modifications ont été basées sur les schémas d'aménagement qui ont été réellement menés sur le Buëch. Les données disponibles avant et après aménagement du Buëch nous ont permis de vérifier que le modèle reproduit précisément les processus à l'échelle du terrain.
- (4) Utiliser le modèle numérique pour évaluer les impacts d'une réinjection de sédiments comme mesure de restauration à l'échelle de temps de plusieurs décennies. Le modèle a été utilisé pour évaluer l'élévation du lit, la distribution granulométrique de surface et le transport sédimentaire en réponse à une réinjection ponctuelle basée sur les caractéristiques de la réinjection de 2016 réalisée sur le Buëch. Il a également été utilisé pour évaluer la réponse du lit à une telle réinjection répétée tous les 6 ans.
- (5) Mettre en évidence les possibilités et les avantages de faire des évaluations décennales à l'échelle d'un tronçon des conditions éco-hydrauliques en utilisant des modèles statistiques de l'habitat aquatique basés sur des données fournies par un modèle morphodynamique. Le modèle morphodynamique 1D validé a été utilisé pour générer des données hydrauliques à l'échelle spatiale d'un tronçon et à l'échelle temporelle d'une décennie.
- (6) Réaliser une étude de cas d'évaluation de l'habitat à l'échelle du tronçon et sur une échelle de temps décennale basée sur le couplage de données obtenues par des modèles morphodynamiques 1D à un modèle statistique d'habitat.

L'objectif de l'utilisation des modèles morphodynamique 1D et d'habitat hydraulique dans cette étude était de fournir, à moindre coût, une évaluation globale des modifications morphologiques et d'habitat hydraulique liées à l'aménagement du Buëch. Nous précisons que ces exercices de modélisation ne constituent pas des études d'impact morphologique ou écologique des effets de l'aménagement. Une étude d'impact complète demanderait (1) de mieux vérifier la pertinence du modèle 1D pour refléter les changements morphologiques, (2) de prendre en compte le contexte environnemental et biologique tel que préconisé dans une démarche de définition de débits écologiques (Lamouroux et al., 2018), à l'image par exemple des aspects de qualité d'eau ou de température de l'eau (Gay Environnement, 2021 ; Marteau et al., en prép.).

Le modèle morphodynamique 1D développé dans le cadre de cette étude est maintenant disponible sous la forme d'un code source ouvert par le biais du Community Surface Dynamics Modeling System (CSDMS) et le manuel de ce code est inclus dans l'Annexe 1 de ce rapport : https://csdms.colorado.edu/wiki/Model:Morphodynamic_gravel_bed.

3 Le barrage de Saint-Sauveur sur le Buëch

Le barrage de Saint-Sauveur (Figure 4), situé à 4 km en aval de la ville de Serres, a été construit entre 1990 et 1991 et mis en service en 1992. Le dimensionnement initial de la retenue a été réalisé pour offrir un plan de retenue de 290 000 m² et de 1.72 Mm³ de capacité. Une partie des eaux du Buëch est dérivée par le chenal des Grès (Figure 4) qui permet de dériver un débit maximal de 30 m³.s⁻¹ vers la retenue du Riou. Cette dérivation permet de raccorder le Buëch au réseau hydro-électrique durancien en court-circuitant le Buëch sur 34 km. Les eaux dérivées sont turbinées à l'usine de Lazer et sont restituées au Buëch dans sa partie terminale (à environ 800 m en amont de la confluence avec la Durance). La dérivation des débits du Buëch est soumise à des règles de prélèvements en fonction des débits entrant dans la retenue de Saint-Sauveur tout en respectant un débit réservé (Qréservé) correspondant au minimum biologique pour pérenniser la vie aquatique.

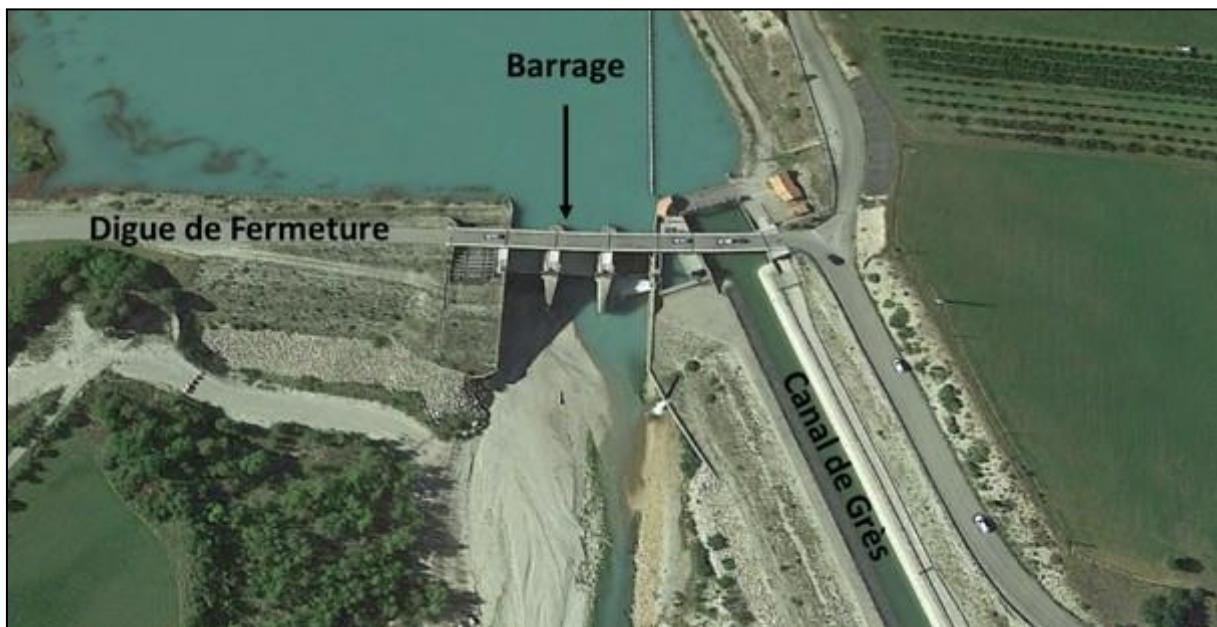


Figure 4 : Photographie aérienne du barrage de Saint-Sauveur et du chenal de Grès (source : Google Earth)

La règle de dérivation des débits (Qderive) du Buëch, transmise par EDF, est fonction du débit entrant dans la retenue et mesuré à Serres (QSerres) de manière suivante :

- Si QSerres ≥ 80 m³.s⁻¹ : Qderive = 0
- Si 30 m³.s⁻¹ < QSerres < 80 m³.s⁻¹ : Qderive = 30 m³.s⁻¹
- Si QSerres ≤ 30 m³.s⁻¹ : Qderive = QSerres - Qréservé

Les 30 km aval du Buëch sont ainsi court-circuités, alimentés par un débit réservé modulé dont les valeurs ont été modifiées en 2014 (Tableau 1).

Tableau 1. Valeurs de données des débits réservés par période

Pré-2014	Post-2014
0.5 m ³ /s du 01/07 to 30/09	0.9 m ³ /s du 01/07 - 30/09
1.5 m ³ /s du 01/10 to 31/12	1.5 m ³ /s du 1/10 - 15/10
1.0 m ³ /s du 01/01 au 28/02	2.0 m ³ /s du 16/10 - 15/03
1.5 m ³ /s du 01/03 au 30/03	2.5 m ³ /s du 16/03 - 15/06
2.5 m ³ /s du 01/04 au 30/06	1.5 m ³ /s du 16/06 - 30/06

La figure 5 montre les débits classés entre 1982 et 2019 (EDF) immédiatement en aval du barrage de Saint-Sauveur, sans et avec application de la règle de dérivation avant et après 2014.

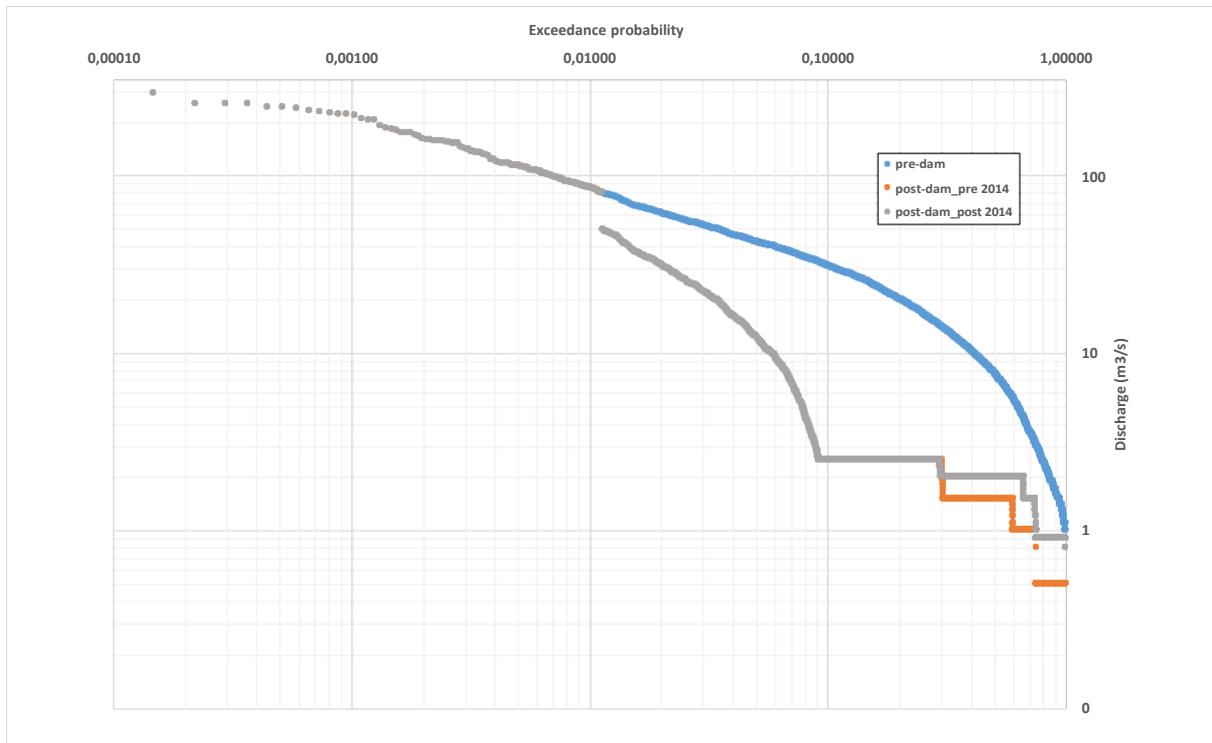


Figure 5. Débits classés en aval du barrage de Saint-Sauveur

Du fait de l'aménagement, les débits bas et surtout intermédiaires sont réduits dans le tronçon court-circuité entre la situation pré- et post-barrage, avec :

Tableau 2. Quantiles des débits pré- et post-barrage

Quantile de débit (m ³ /s)	pré-barrage	après le barrage
Q95 débit journalier dépassé 95% du temps	1.4	0,5 (0,9 après 2014)
Q90	1.7	0,5 (0,9 après 2014)
Q70	3.7	1.0 (1.5 après 2014)
Q50	7.7	1,5 (2,0 après 2014)

Tout comme le barrage de Saint Lazare, le barrage de Saint-Sauveur est un barrage mobile. Le barrage est équipé de trois clapets mobiles (Figure 6) qui permettent sa mise en transparence hydraulique par leur ouverture. L'objectif est de préserver la continuité sédimentaire dans le Buëch aval. L'opération de mise en transparence obéit à un protocole strict qui a récemment évolué.

Jusqu'en 2015, la mise en transparence était autorisée dès lors que le débit dépassait 80 m³.s⁻¹, et la fermeture des clapets était autorisée dès que le débit diminuait en dessous de 60 m³.s⁻¹. À partir de 2015 le protocole évolue. Un état de veille est déclaré si le débit entrant dépasse 60 m³.s⁻¹ ou si la probabilité de dépasser cette valeur dans les prochaines 24h est de 50%. Pendant l'état de veille, la mise en transparence peut avoir lieu. Suite à cet état de veille, un état de crue est déclaré dès lors que les débits excèdent 80 m³.s⁻¹, à ce stade les clapets sont ouverts. Pendant cette opération, l'augmentation du débit ne doit pas excéder de 60 m³.s⁻¹ le débit entrant dans la retenue du barrage. La fin de l'état de crue est déclarée dès que le débit diminue en dessous de 80 m³.s⁻¹. La seule consigne pour la fermeture des clapets en fin de crue est d'opérer de manière progressive. L'objectif de ces nouvelles consignes est de mieux anticiper les crues et de réduire les temps de manœuvre à l'ouverture et à la fermeture des clapets. La possibilité d'ouvrir les clapets à partir de 60 m³.s⁻¹ permet d'augmenter la fréquence et la durée de la mise en transparence pour améliorer l'entretien de la continuité sédimentaire (Brousse, 2020).



Figure 6 : Photographie du barrage de Saint-Sauveur depuis l'aval. On remarque la présence des trois clapets servant à la mise en transparence du barrage (source : M. Tal)

Loire (2018) a proposé une typologie des barrages EDF en fonction de leur impact sur la continuité sédimentaire (Figure 7). Les conditions d'exploitation du barrage, liées à la dérivation des Grès et les contraintes d'exploitation (barrage non systématiquement mis en transparence) résultent d'un classement du barrage dans deux catégories simultanément en fonctions des conditions d'exploitations. Quand les clapets sont fermés, le barrage est complètement imperméable au transport de sédiments grossiers, cependant les sables et les sédiments fins peuvent encore transiter au travers des vannes. Dans ces conditions le barrage est de type 4. Quand les clapets sont ouverts, le barrage est de type 2. En contexte normal d'exploitation, le barrage est plutôt considéré de type 3 (Brousse, 2020), ce qui signifie que malgré les modifications des conditions d'exploitation, le barrage de Saint-Sauveur ne permet pas le transit de l'ensemble des sédiments entrant dans la retenue.

En définitive on retiendra deux formes d'influence du barrage de Saint-Sauveur sur le Buëch aval. Le premier est une réduction des débits naturels du Buëch pour des débits entrant à Serres inférieure à $80 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (Figure 5), ce qui a pour effet de diminuer une partie des débits morphogène (estimé à $45 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$; SOGREAH, 2007). Le second est une réduction du transit sédimentaire du fait d'une transparence non complète.

Sufficient sediment transport

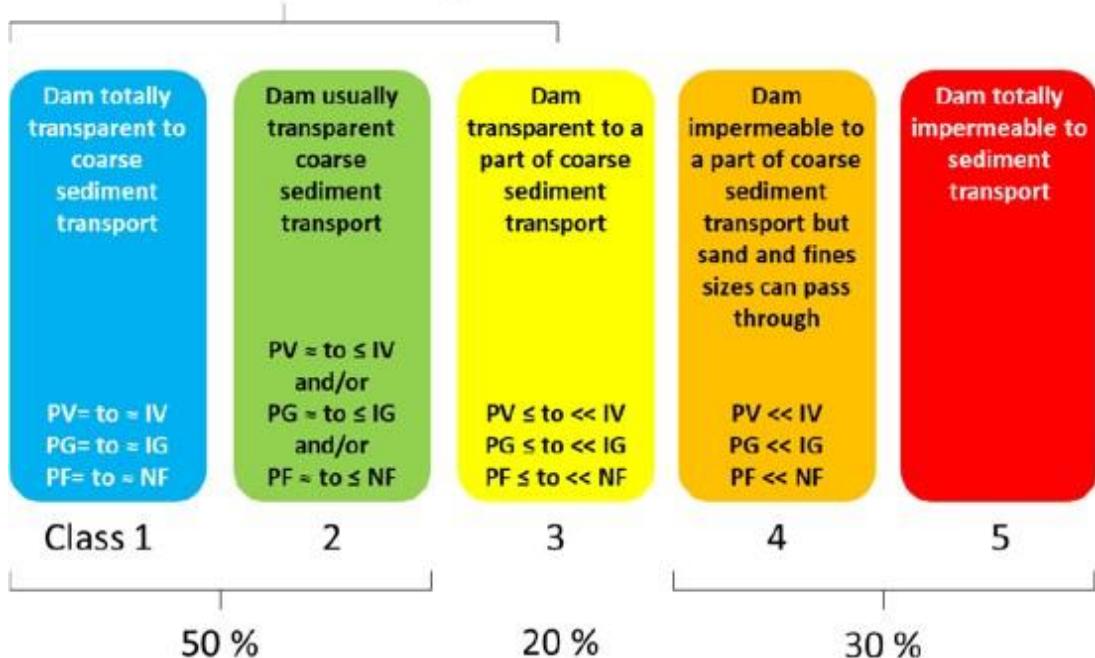


Figure 7 : Typologies des barrages en fonction de la transparence au transport sédimentaire, tiré de Loire, 2018.

4 La recharge sédimentaire en aval du barrage de Saint-Sauveur

L'opération de recharge s'est déroulée du 29/08 au 04/11/2016. Le curage de la queue de retenue a permis d'extraire 43 500 m³ de matériaux grossiers (Figure 8, $D50 = 33$ mm, $D84 = 86$ mm, $D90 = 102$ mm). Ce volume a été fixé pour répondre aux contraintes liées au risque inondation et correspond à une cote cible. Il représente deux fois le volume moyen annuel transitant par le barrage, d'après les estimations de transport solide réalisées dans le cadre d'une expertise (HYDRETUDES, 2013). Une rotation de tracto-bennes le long de la RD50 avec un rythme de 2500 m³/j a permis d'acheminer les matériaux sur le site de réjection (Figure 9). Les remblais ont été disposés en deux unités (BU1 en rive droite et BU2 en rive gauche) de chaque côté du chenal actif selon la méthode du *point bar stockpile* (Ock et al., 2013). Leur hauteur varie de 1.3 m à 2.8 m au-dessus du terrain naturel. BU2 est plus volumineux, plus long et ses berges sont plus pentues que BU1. La disposition générale des remblais est à la fois un design de type parallèle dans la partie aval et un design de type alterné dans la partie amont. Un chenal secondaire a été creusé dans BU2 afin de faciliter l'érosion du remblai pendant les crues (380 m de long, 6.5 m de large, pente du talus de 2/3) et de faire basculer le chenal principal vers la rive gauche dans le but de remobiliser une terrasse alluviale. Ce choix se justifie par le fait qu'historiquement, le Buëch divaguait régulièrement en rive gauche au sein de sa bande active mais jamais en rive droite. Ce chenal secondaire sépare BU2 en trois sous-unités : le remblai de rive gauche (BU2A), le chenal secondaire (BU2B) et le remblai de rive droite (BU2C). Initialement, BU2A constituait un stock de sédiments qui n'avait pas vocation à être érodé par les premières crues mais plutôt à former un stock pouvant servir à reconstituer les remblais une fois érodés.

Deux ans après ces premiers travaux, EDF a décidé de repousser les sédiments de BU2A vers le chenal principal du Buëch. Cette opération ne constitue pas une recharge mais un terrassement de la zone en vue de favoriser l'érosion des remblais et d'éviter une reprise pérenne de la végétation. Ainsi, à l'automne 2018 (du 22/10 au 31/10/2018), 9500 m³ de matériaux ont été remobilisés et disposés le long d'un nouveau remblai longitudinal. Le terrassement a atteint la cote avant la première phase de travaux (cote de la terrasse alluviale).

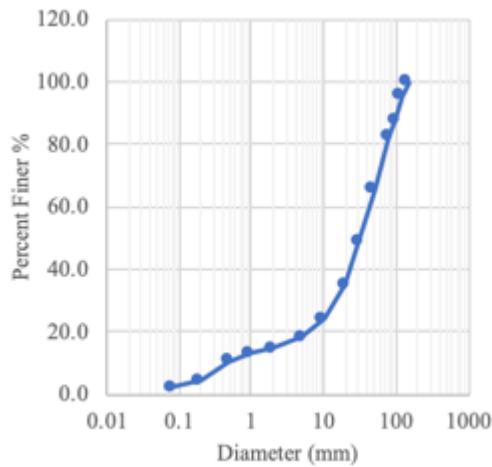


Figure 8. Distribution granulométrique des sédiments dragués du réservoir de Saint-Sauveur et réinjectés en aval (source des données : EDF).



Figure 9. Recharge sédimentaire artificielle en aval du barrage de Saint-Sauveur réalisée fin 2016, avec dénomination des unités de remblais (© EDF)

4.1 Traçage sédimentaire RFID

Le traçage sédimentaire est une technique qui permet de suivre dans le temps et dans l'espace le déplacement de la charge de fond au sein de la bande active. Depuis une vingtaine d'années, le traçage sédimentaire en rivière exploite la technologie RFID (*Radio Frequency Identification*) (Nichols, 2004 ; Lamarre et al., 2005). Cette technique présente de nombreux avantages. L'utilisation de transpondeurs permettant la détection et l'identification à distance des traceurs se révèle très performante car cela permet d'éviter de creuser dans le lit pour identifier le traceur, comme c'était le cas avec le traçage magnétique. De plus, les avantages des aimants sont conservés : (1) une nette amélioration du suivi des particules, avec des taux de retour dépassant parfois 90 % ; (2) une détection des particules enfouies sous la surface, contrairement au traçage peinture ; (3) un suivi individuel des particules permettant de mettre en relation les propriétés de taille, de forme et de masse avec la mobilité.

Jusqu'à très récemment, le traçage RFID se faisait exclusivement avec des transpondeurs passifs (PIT tags) insérés dans les galets (d'une taille supérieure à 30 mm) et détectés par une antenne radio à moins de 50 cm. Peu onéreux (2 à 3 € pièce), ces transpondeurs passifs se présentent sous la forme de capsules de verre (23 mm de long, 4 mm de diamètre) et peuvent être programmés avec un identifiant propre sous forme de radiofréquence. L'inconvénient majeur de cette technique est la faible portée de l'antenne qui impose des temps de prospection importants et des pertes lorsque les profondeurs d'enfouissement sont importantes. De plus, les PIT tags proches les uns des autres sont affectés par la collision du signal ce qui empêche la transmission de l'information vers le récepteur. Pour pallier ces lacunes, la RFID active (tags actifs UHF) s'impose de plus en plus comme la technologie de référence, notamment sur les grands cours d'eau (Piégay et al., 2016). Les défis sont nombreux car ce type de traceurs est bien plus volumineux que les tags passifs, ce qui limite leur insertion dans un galet. Ainsi, Cassel et al. (2017) ont proposé de mouler un galet artificiel autour d'un transpondeur RFID. Cette technique permet de respecter la densité moyenne des galets. Leur sensibilité à l'abrasion est faible et comparable aux galets calcaires. D'après le constructeur (ELA innovation), les tags UHF peuvent être détectés à 80 m dans des conditions optimales. Cassel et al. (2017) ont étudié la détection des tags actifs en conditions naturelles et montrent que ces traceurs peuvent être détectés sous l'eau et dans le matelas alluvial jusqu'à des profondeurs dépassant 2 m. Un filtre anti collision permet aux tags actifs très proches les uns des autres d'être détectés. Le principal inconvénient réside dans son coût (environ 38 €HT le tag) et dans la logistique nécessaire à la fabrication des galets artificiels ce qui, de fait, réduit le nombre de traceurs pouvant être injectés sur les sites de suivi. Nous avons néanmoins privilégié la RFID active pour le suivi du Buëch.

Le dispositif RFID actif est fondé sur l'utilisation des tags UHF COIN ID (433.92 MHz) produits par ELA innovation et distribués par CIPAM. Ces tags mesurent 36 mm de diamètre et 10 mm d'épaisseur pour un poids de 11 g. Ils sont programmables grâce au logiciel ERW ELA Read Write (V4.4.8) par infrarouge (boîtier SCIEL PROG IR). Le cycle d'émission est un paramètre qui fait varier la durée de vie d'un tag actif. Cette relation suit une fonction logarithmique qui tend à plafonner à environ 200 mois pour un cycle d'émission > 300 s. Les tags UHF utilisés sur le Buëch ont été paramétrés à 4.3 s (durée de vie > 4 ans). Un cycle d'émission élevé est censé optimiser la détection ultérieure. Une fois paramétrés, les tags ont été insérés dans des galets artificiels, conformément au protocole proposé par Cassel et al. (2017). Ces derniers ont été

moulés sur des galets naturels dont les caractéristiques sont indiquées dans le Tableau 1. Plusieurs matériaux ont été utilisés pour la confection des galets artificiels (résine polyuréthane, sulfate de Baryte et Corindon). Le moulage a été réalisé par GEOPEKA et s'est déroulé en deux temps. Une première série de 148 traceurs a été produite pour le suivi de la recharge de 2016, puis une deuxième série de 80 traceurs pour le suivi des travaux de terrassement d'octobre 2018. La première série a été produite à partir de six moules en silicone, répartis en trois classes granulométriques (Tableau 3). Pour la deuxième série, un moule supplémentaire a été réalisé afin de représenter la classe supérieure (90-128 mm). A titre de comparaison, le D_{50} des matériaux réinjectés est de 33 mm alors que le D_{50} de la queue de retenue avant travaux était de 57.5 mm.

Initialement, il était prévu de déposer les traceurs directement sur les remblais de 2016, mais la première crue post travaux est arrivée trop rapidement pour avoir le temps de mettre en place cette stratégie. Cependant, les traceurs injectés à l'amont du barrage par GEOPEKA, destinés principalement à évaluer la transparence sédimentaire de l'ouvrage (série 1), ont pu être suivis et ont permis d'évaluer la propagation de la vague sédimentaire induite par la recharge artificielle. Lors de la finalisation des terrassements de 2018, une nouvelle série de traceurs a pu être installée directement dans les remblais (série 2).

Tableau 3. Caractéristiques des galets artificiels du Buëch (Brousse, 2020)

Granulométrie (en mm)	(32-45]		(45-64]		(64-90]		(90-128]
Forme	1	2	3	4	5	6	7
Photo							
Axe a (en mm)	53	75	85	94	94	105	114
Axe b (en mm)	38	44	51	61	72	87	102
Axe c (en mm)	37	40	49	48	62	59	78
Masse (en g)	146.7	228.3	296.5	376.9	512.6	766.3	1071.5
Volume (en cm ³)	54.5	84.9	111.1	140.0	195.0	288.1	412.1
Densité	2.69	2.69	2.67	2.69	2.63	2.66	2.60
Série 1	10	33	35	35	17	18	-
Série 2	10	10	10	10	10	10	20

Les traceurs de la série 1 ($n = 148$) ont été déposés le 15/11/2016 le long de neuf profils en travers au sein d'un tronçon endigué de 3300 m, en amont du barrage, dont la pente et la largeur moyenne sont respectivement de 0.0037 m/m et 50 m (Fig. 10). Les sept premiers profils contiennent 16 traceurs répartis en quatre patchs alors que les deux derniers contiennent 18 traceurs répartis en trois patchs. Les différents profils ont été choisis afin de rendre compte de l'effet du barrage sur le charriage. On peut distinguer trois zones bien distinctes : (1) le tronçon amont, caractérisé par une hydraulique non influencée par le barrage (profils A, B, C et D) ; (2) la queue de retenue qui se distingue par une diminution drastique de la pente, liée aux remous solides du barrage (profils E, F et G) et (3) le réservoir, marqué par une pente hydraulique nulle (profils H et I). Dans la mesure où la hauteur d'eau n'était pas trop contraignante, les traceurs ont pu être déposés en respectant l'imbrication naturelle des sédiments. Dans cette série, la distribution granulométrique des traceurs a été fixée par GEOPEKA, qui a choisi de respecter une répartition en fonction d'un échantillon de référence dont le mode correspond à la classe 45-64 mm.

Les traceurs de la série 2 ont été déposés le 29/10/2018 le long du remblai nouvellement formé (neuf patchs de huit traceurs) (Fig. 10). À la demande du Comité de Suivi de l'Engravement de la retenue et dans l'esprit de poursuivre le programme de traçage initié par GEOPEKA, un patch a été déposé en queue de retenue. La localisation des patchs obéit à la volonté de pouvoir caractériser les modalités de reprise et de dépôt du remblai (Figure 2B). Ce remblai a été installé en rive gauche, le long du chenal principal, en poussant les matériaux issus de la première phase de réinjection. Il constitue une sorte d'îlot au centre de la bande

active. La base du remblai en rive droite jouxte le chenal principal tandis qu'elle est en position émergée en rive gauche. Théoriquement, l'érosion du remblai sera favorisée par sapement latéral en rive droite. Cette hypothèse nous a amené à maximiser le nombre de traceurs à proximité des zones les plus érodables : quatre patchs à mi-pente du talus en rive droite ; trois patchs au sommet du remblai au bord du talus en rive droite ; deux patchs à la base du remblai en rive gauche, permettant de rendre compte du différentiel d'érosion entre la rive gauche et la rive droite. Les traceurs ont été déposés en vrac à l'image d'une benne qui se vide. Ils sont donc non imbriqués et directement exposés à l'érosion.

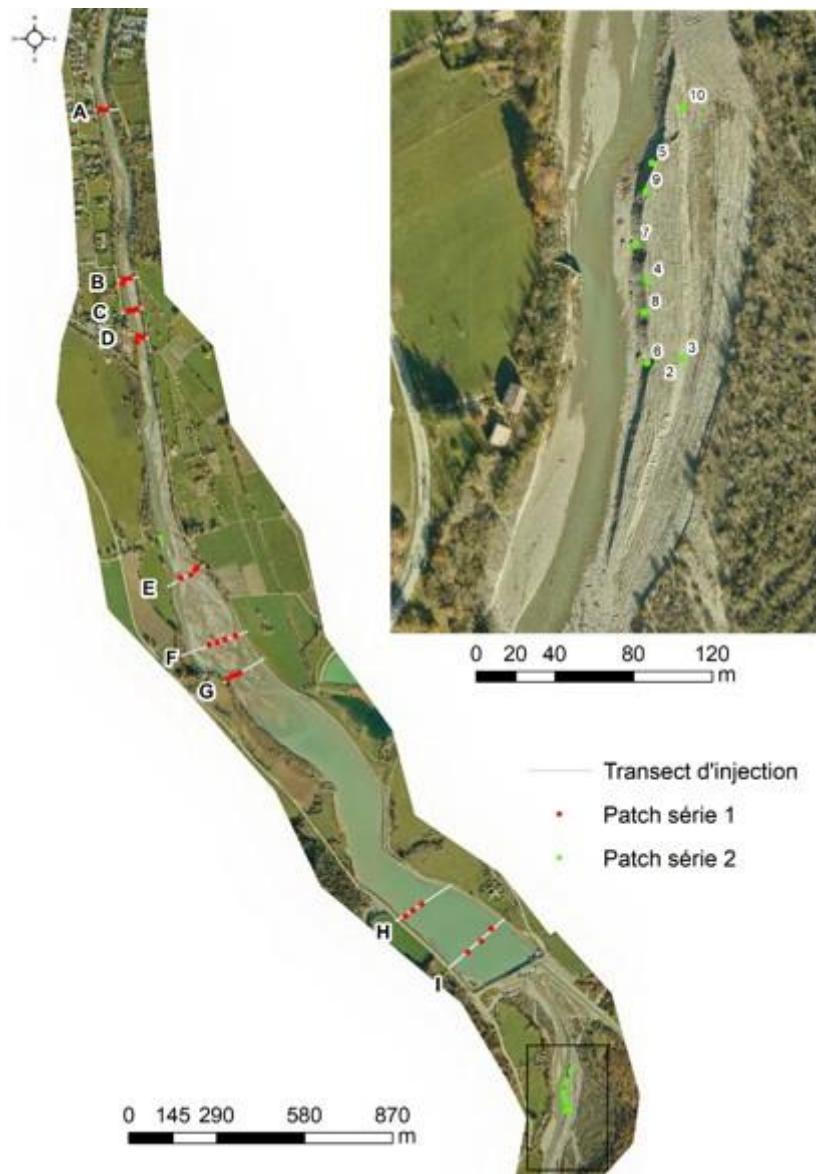


Figure 10. Localisation des sites d'injection des traceurs RFID actifs du Buëch lors des deux campagnes de traçage (série 1 : novembre 2016 ; série 2 : octobre 2018) (Brousse, 2020)

L'antenne utilisée pour la détection des tags UHF (SLENDER III, IP 68) est reliée au lecteur SCIEL READER R (405 à 450 MHz). Une station de travail équipée du logiciel ELOG.exe V1.0.9 offre l'énergie nécessaire pour alimenter l'antenne. À chaque fois que l'antenne reçoit une information, le logiciel enregistre une trame qui contient la puissance du signal, l'identifiant

du traceur et l'heure d'enregistrement. La puissance du signal enregistrée par le dispositif est exprimée en une valeur décimale, le *RSSI* (*Received Signal Strength Indication*), qui n'est pas une unité standardisée. En la matière, le référentiel standard est le décibel (dBm). La conversion entre ces deux unités est donnée par la relation suivante :

$$\text{RSSI (dBm)} = -0,616 \text{ RSSI} + 14,72 \text{ (Cassel et al., 2017)}$$

Le RSSI décimal est inversement proportionnel à la puissance en décibel. Plus le RSSI décimal est fort, moins le signal est bon et plus le tag est éloigné de l'antenne dans les trois dimensions de l'espace.

La géolocalisation des tags UHF est possible en associant une trame GPS à la trame RSSI. Pour cela, il faut synchroniser les horloges des deux appareils et un post traitement permet de sélectionner pour chaque tag le meilleur RSSI, son heure d'acquisition et la position enregistrée par le GPS à cette même heure. La précision de la géolocalisation dépend de la précision du GPS utilisé (2 à 5 m), du paramétrage du tag (cycle d'émission), et de la méthode de prospection. D'après Cassel et al. (2017), le cycle d'émission joue peu sur la précision si on considère que l'antenne est immobile. En revanche, en fonction de la vitesse de déplacement de l'antenne, le cycle d'émission peut influencer la détection ou non d'un traceur. Ceci est davantage lié à la méthode de prospection qui peut faire varier la précision moyenne de 0.5 à 20 m (la précision augmente suivant le nombre de fois qu'un tag est détecté). Cassel et al. (2020) ont proposé plusieurs méthodes de prospection. Sur le Buëch, la prospection a été effectuée selon la méthode dite rapide (méthode QM), fondée sur une trajectoire longitudinale suivant l'axe du chenal principal. A chaque fois qu'un tag a été détecté, la prospection a été affinée afin d'optimiser le *RSSI*. Chaque prospection a été menée avec un ou deux opérateurs. L'antenne était quasi perpendiculaire au sol et orientée droit devant l'opérateur.

4.2 Suivis topographiques LiDAR

Plusieurs campagnes d'acquisition LiDAR aéroportées sont disponibles sur le Buëch (Tableau 4). La différence de débit entre les missions ne pose pas de problème majeur du fait de la stricte régulation du débit en aval du barrage de Saint-Sauveur (débit réservé). On notera que parmi ces levés, seul celui de septembre 2017 a été réalisé avec un débit réservé différent, plus faible, et donc plus favorable à la continuité spatiale des mesures topographiques. Le post-traitement pour l'alignement des nuages de points a utilisé le LiDAR d'avril 2016 comme référence, car c'est celui qui offre la meilleure précision. Pour chaque mission, l'évaluation de la précision altimétrique est basée sur le calcul de l'erreur quadratique moyenne (*RMSE*) et sur l'erreur absolue moyenne (*MAE*), issues de points de contrôle relevés par les différents prestataires pendant les acquisitions.

Lallias-Tacon et al. (2014) ont mis en évidence que les données LiDAR en contexte de lit en tresses sont susceptibles de contenir des erreurs systématiques importantes. Toujours dans un même contexte, Anderson (2019) a montré qu'il existe aussi des erreurs aléatoires spatialement corrélées qui influencent fortement l'incertitude sur les bilans volumétriques nets. Ces erreurs induisent des biais préjudiciables pour la quantification des différentiels altimétriques qui se répercutent dans le calcul des bilans sédimentaires. Afin de réduire au

maximum les erreurs systématiques, un réalignement des nuages de points du Buëch a été réalisé selon les recommandations de Lallias-Tacon et al. (2014). L'alignement nécessite de définir des zones stables le long de la bande active sur lesquelles une matrice de correction 3D est calculée grâce au logiciel CloudCompare pour chaque LiDAR. Ces matrices de correction 3D sont ensuite utilisées pour aligner les nuages de points sur le nuage de référence. Ce traitement a été réalisé par Morpheau Conseil. Un contrôle des effets du réalignement a été réalisé par une sélection de points aléatoires à l'intérieur des zones stables. Si l'erreur moyenne arithmétique (ME) se rapproche significativement de 0, alors l'alignement est conservé. Dans le cas contraire, la donnée initiale est conservée. L'évaluation des erreurs aléatoires spatialement corrélées a été réalisée selon le protocole d'Anderson (2019). Le seuil critique de détection des changements avec un intervalle de confiance de 95 % (LoD) a été calculé à partir du $RMSE$ de chaque mission selon le protocole de Lane et al. (2003). Ce seuil critique a été utilisé pour le calcul des volumes bruts en érosion et en dépôt. En revanche, les incertitudes sur les bilans nets ont été calculées selon la méthode proposée par Anderson (2019), fondée sur l'erreur systématique résiduelle (après réalignement) et sur l'erreur aléatoire spatialement corrélée.

*Tableau 4. Acquisitions LiDAR aéroportées disponibles sur le Buëch pour évaluer les effets morphologiques et sédimentaires de la recharge de 2016 ; *densité de points après filtrage du sursol (Brousse, 2020)*

	LiDAR1	LiDAR2	LiDAR3	LiDAR4	LiDAR5
Date	11/04/20 16	22/12/201 6	13/09/2017	11/02/201 8	16/11/20 18
Source :	SINTEGRA		GEOFIT	SINTEGRA	
Emprise	Serres - Montrond			Saint-Sauveur - Eyguians	
Laser	Riegl LMS Q680i	Riegl LMS Q680i	Riegl LMS- Q780	Riegl LMS Q780i	Riegl LMS Q780i
Hauteur de vol (en m)	500	500	1220-1430	500	550
Vitesse de vol (en nd)	60	60	81	60	60
Fréquence laser (en kHz)	400				
Précision altimétrique (en m)	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
Précision planimétrique (en m)	0.10	0.25	0.10	0.20	0.10
Densité de points (en points/m ²)	72 - 16*	60 - 17*	21	67 - 19*	80 - 17*
Points de contrôle au sol	42	129	101	358	99
RMSE (en m)	0.020	0.063	0.050	0.046	0.039
Débit en amont du barrage (en m ³ /s)	1.7	7.1	1.35	11.86	1.71

Débit réservé (en m ³ /s)	2.0	2.0	0.9	2.0	2.0
--------------------------------------	-----	-----	-----	-----	-----

Ces levés LiDAR ont été combinés deux à deux pour obtenir des topographies différentielles à différents pas de temps (Tableau 5). L'effet de l'alignement des nuages de points n'a pas toujours été bénéfique à cause de la mauvaise qualité du LiDAR de septembre 2017 (LiDAR3). Il est possible que ce problème soit lié à la calibration des bandes de vol. En effet, le DoD2 non aligné montre en moyenne des erreurs bien plus importantes sur les zones stables en rive gauche (0.040 m) que sur les zones stables en rive droite (0.017 m). Or, ces deux rives ont été levées sur deux bandes de vol différentes dont le recouvrement est très faible. D'autre part, la densité de points avant filtrage du LiDAR3 est bien moins élevée que pour les autres missions. Ceci s'explique par une altitude de vol plus élevée lors du LiDAR3. Il en résulte des imprécisions lors de la création des modèles numériques de terrain. Il faut noter également que la végétation est bien plus dense en rive gauche qu'en rive droite, ce qui pourrait expliquer que le filtrage ait engendré des erreurs plus importantes en rive gauche. L'effet combiné de ces deux biais (calibration des bandes de vol et densité de points plus faible) empêche d'optimiser les erreurs lors de l'opération de réalignement (Tableau 3). Ainsi, l'erreur systématique du DoD2 et du DoD3 est largement supérieure aux erreurs systématiques des autres DoD.

Tableau 5. Topographies différentielles (DoD) réalisées sur le Buëch à partir des levés LiDAR successifs présentés dans le Tableau 2, avec indication de l'erreur systématique avant et après réalignement des nuages de points (σ_{sys}) (Brousse, 2020)

Identifiant du DoD	MNT différentiel	σ_{sys} (en m)	
		Non aligné	Réaligné
DoD1	LiDAR2-LiDAR1	-0.028	0.0015
DoD2	LiDAR3-LiDAR2	0.0335	0.0461
DoD3	LiDAR4-LiDAR3	-0.0224	-0.0418
DoD4	LiDAR5-LiDAR4	-0.0451	0.0001
DoD5	LiDAR5-LiDAR2	-0.0396	0.0049
DoD6	LiDAR5-LiDAR1	0.0083	-0.0020

4.3 Données complémentaires

Une estimation des volumes charriés a été réalisée à partir de calculs de transport solide fondés sur la formule de Recking (2013) dont les conditions d'application sont beaucoup plus souples que celles des formules classiques. Ces calculs ont permis notamment d'estimer le charriage à l'exutoire du tronçon d'étude, et donc de boucler le bilan sédimentaire propre à la

crue de novembre 2016. Cette formule utilise notamment le rapport τ^*/τ_{c*} , avec τ^* le nombre de Shields, et τ_{c*} le nombre de Shields critique de mise en mouvement de la charge de fond, qui est une fonction de la pente du lit. Des relevés de terrain ont été réalisés pour obtenir les paramètres d'entrée du modèle. Un profil en travers et un profil en long ont été mesurés par nivellement afin de déterminer la géométrie hydraulique de la crue (à partir des laisses de crue) et la pente du lit (0.0032 m/m sur une distance de 350 m). Un échantillonnage granulométrique de surface de type Wolman a permis d'obtenir la distribution granulométrique du site à partir de 200 particules ($D50 = 20.8$ mm ; $D84 = 40.9$ mm).

5 Modélisation morphodynamique 1D

5.1 Vue d'ensemble

Les rivières évoluent grâce à des rétroactions complexes mais fondamentales entre le débit (hydraulique), le transport des sédiments et la forme appelée morphodynamique (par exemple, Church et Ferguson, 2015). Les études morphodynamiques des rivières, dans lesquelles l'hydraulique, le transport et l'évolution du lit qui en résulte évoluent conjointement, deviennent rapidement la norme dans les études sur les rivières et ont transformé notre capacité à prédire l'évolution des rivières. Pour prédire l'érosion et le dépôt dans le lit d'une rivière, il faut comprendre comment les vitesses et les profondeurs locales de l'eau (qui contrôlent la contrainte de cisaillement locale, la force par unité de surface exercée par l'écoulement sur le lit et les berges de la rivière) dépendent de la topographie locale et de la géométrie du lit, et comment l'érosion, le transport et le dépôt de sédiments modifient la topographie locale pendant les crues. Les mesures fournissent des informations sur les capacités de transport et l'évolution du lit en temps réel, tandis que les modèles nous permettent d'étudier l'évolution du chenal en réponse à leurs interactions combinées sur des échelles de temps décennales. En comparant les prédictions des modèles avec les mesures, les modèles peuvent être améliorés et leurs capacités de prédiction rendues plus robustes.

Les équations qui régissent les modèles morphodynamiques sont les équations standard d'écoulement en eau peu profonde dans un chenal ouvert (conservation de la masse et de la quantité de mouvement), et une équation d'Exner spécifique à la taille des grains pour la conservation des sédiments, c'est-à-dire une équation qui exprime la conservation des sédiments pour des tailles de grains caractéristiques. Ces équations sont combinées avec un prédicteur spécifique à la taille des grains pour le transport des sédiments afin d'estimer les flux de sédiments dans le sens du courant (Figure). Des formulations mathématiques unidimensionnelles ont été mises en œuvre dans des modèles numériques pour décrire quantitativement l'évolution morphodynamique des rivières alluviales et pour prédire les effets des changements du régime d'écoulement, de l'apport de sédiments et du niveau de base (Nelson et al, 2009 ; Robinson et Slingerland, 1998) et ont été appliqués avec succès à des études sur le tri granulométrique longitudinal, ou *downstream fining* (Wright et Parker 2005 a et b), l'augmentation des sédiments (Viparelli et al., 2011), les transitions gravier-sable (Cui et Parker, 1998), et l'armature (Parker et Sutherland, 1990). Les échelles spatiales de ces modèles varient de plusieurs kilomètres à des centaines de kilomètres et les échelles de temps varient de plusieurs décennies à des échelles de temps géologiques.

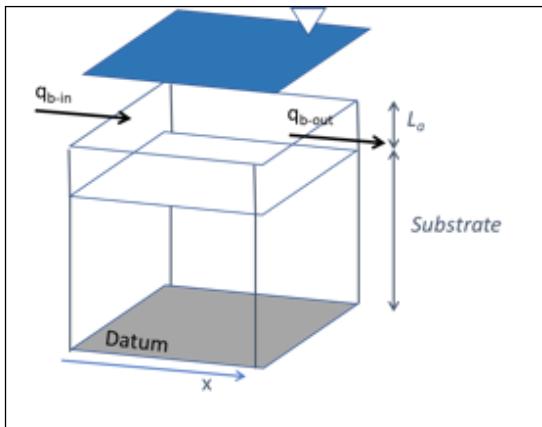


Figure 11. Schéma de la couche de surface et du substrat. La est l'épaisseur de la couche de surface, le substrat désigne une couche de dépôt sous la couche de surface, qb-in et qb-out sont respectivement les transports de la charge de fond qui entre et sort du volume de contrôle représenté. La surface bleue représente la surface de l'eau.

Les modèles morphodynamiques 1D sont validés avec des profils longs 1D du lit de la rivière et des distributions de la taille des grains lorsque de telles données sont disponibles. Plus les données disponibles pour la validation sont nombreuses, plus le modèle est fiable. Les comparaisons avec les données de traçage et la bathymétrie après réinjection, lorsqu'elles sont disponibles, constituent une partie supplémentaire et importante du processus de validation. Une fois validé, un modèle morphodynamique constitue un outil robuste pour prédire la réponse d'une rivière aux perturbations affectant l'apport de sédiments (par exemple, les réinjections), le débit (par exemple, le changement climatique, le fonctionnement du barrage) et l'élévation du lit (par exemple, le dragage). Comme les modèles morphodynamiques mettent à jour l'élévation et la composition du lit à chaque pas de temps en réponse à la capacité de transport locale par rapport à l'apport de sédiments, ils sont bien adaptés pour prédire l'évolution du lit (aggradation et dégradation) ainsi que les changements dans la distribution granulométrique en réponse aux changements dans l'apport de sédiments. Ils peuvent être utilisés pour estimer les vitesses auxquelles les sédiments réinjectés se déplaceront en aval et leur devenir lorsqu'ils atteindront le remous d'un barrage ultérieur, ainsi que l'interaction entre les sédiments réinjectés et le lit actuellement pavé. De plus, un avantage majeur de l'utilisation d'un modèle numérique est la capacité de faire varier les conditions initiales ainsi que les caractéristiques des apports sédimentaires. Ainsi, différents scénarios tels que des conditions de lit plus fines ou plus grossières (et plus pavés) et des réinjections de divers volumes et distributions granulométriques peuvent être simulés.

5.2 Modèle numérique du Buëch

La formulation morphodynamique n'est pas spécifique au site et a été construite sur la base de modèles précédents pour prédire l'évolution d'une rivière à lit de graviers sous un hydrogramme cyclique (Parker *et al.*, 2008 ; Viparelli *et al.*, 2011). Le modèle résout les équations 1D de conservation de la masse et de la quantité de mouvement pour l'écoulement (équations de Saint Venant simplifiées avec l'approximation quasi-normale) et les sédiments (équations d'Exner générales et spécifiques à la granulométrie). Il est donc capable de prédire le volume de transport des sédiments, l'aggradation/dégradation du lit, et la distribution granulométrique des sédiments de surface du lit le long du tronçon. Le débit est imposé comme un hydrogramme d'entrée à l'extrémité amont de la portée du modèle basé sur une fréquence annuelle de débit construite à partir d'une série temporelle de 30 ans de mesures

de débit à une station de jaugeage immédiatement en amont. Le modèle tient compte d'une augmentation du débit en fonction de l'augmentation de la superficie du bassin versant en aval, mesurée à l'aide du SIG. Les sédiments sont introduits dans le système comme une valeur constante pour les périodes avant et après le barrage. Nous avons utilisé un modèle hydrodynamique (Iber) pour déterminer la largeur du chenal actif pour une gamme de débits.

Les hypothèses et approximations suivantes sont introduites pour simplifier le problème :

- (1) Le rapport entre le taux de transport des sédiments et les débits d'eau est supposé être de plusieurs ordres de grandeur inférieur à un, c'est-à-dire que les changements de débit se produisent beaucoup plus rapidement que les changements d'élévation du lit (par exemple, Parker, 2004). Par conséquent, l'approximation quasi-stationnaire est valable pour l'écoulement (De Vries, 1965). L'écoulement est supposé être localement uniforme, c'est-à-dire que la profondeur normale est calculée dans chaque nœud de calcul en utilisant la pente locale du chenal, le débit et la rugosité du lit (Parker et al., 2008).
- (2) Le modèle ne tient pas compte de l'échange de sédiments entre le chenal principal et la plaine d'inondation adjacente (Viparelli et al., 2011).
- (3) La section transversale est approximativement rectangulaire. Sa largeur représente la largeur de la fraction de la plaine tressée qui est active pour un débit donné (c'est-à-dire la largeur active mouillée, voir section 5.5 pour plus de détails). La largeur varie avec le débit mais ne varie pas dans le temps et l'espace.
- (4) L'approximation de la couche active est utilisée pour modéliser l'échange de matériel entre le lit mobile et le transport de la charge du lit (Hirano, 1971 ; Parker, 1991 a,b).
- (5) La charge en suspension est négligée, et le matériau du lit est supposé être suffisamment grossier pour être transporté en tant que charge de fond.
- (6) Une procédure de stockage et d'accès à la stratigraphie granulométrique est mise en œuvre pour tenir compte des flux de sédiments entre la couche active et le substrat pendant l'aggradation et la dégradation du lit du chenal (Viparelli et al., 2011).

5.2.1 Modèle de flux

Les équations unidimensionnelles de conservation de la masse et de la quantité de mouvement en eau peu profonde pour un écoulement en chenal ouvert sont présentées dans les équations (3) et (4) (Chaudhry, 2008).

$$\frac{\#H}{\#t} + \frac{\#UH}{\#x} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\#U}{\#t} + g \frac{\#x}{2g} \frac{U^2}{0} + H/ = g \frac{S - S_3}{4} \quad (2)$$

où x et t représentent respectivement une coordonnée dans le sens du courant et une coordonnée temporelle, U et H désignent respectivement la profondeur d'écoulement et la vitesse moyenne d'écoulement, g est l'accélération de la gravité, S la pente du lit du chenal, et S_f désigne la pente de friction. Les équations (3) et (4) sont simplifiées avec l'approximation quasi-stationnaire (De Vries, 1965), c'est-à-dire que les dérivées temporelles sont abandonnées, et l'équation se réduit à :

$$q_6 = UH \quad (3)$$

$$g \frac{\#}{\#} \frac{U^2}{2g} + H/ = g0S_o - S_3 4 \quad (4)$$

où qw est le débit par unité de largeur du chenal. En substituant l'équation (5) à l'équation (6), on obtient l'équation du remous pour un écoulement unidimensionnel stable à variation progressive :

$$\frac{\#H}{\#x} = \frac{S - S_3}{1 - Fr^2} \quad (5)$$

où Fr est le nombre de Froude, défini comme suit U / \sqrt{gH} et Sf représente la pente de friction égale au produit du coefficient de friction non dimensionnel C_f et Fr^2 . Dans le présent modèle, il est supposé que l'écoulement est localement uniforme, c'est-à-dire que la pente de friction est égale à la pente du lit ($S=Sf$) et l'équation (7) se simplifie comme suit :

$$H = \frac{C_f q^2}{g S}^{1/A} \quad (6)$$

Le calcul de C_f dépend du problème d'intérêt. Ici, C_f est calculé en fonction de la rugosité du lit avec la formulation de *Manning-Strickler* comme suit :

$$C_f = \alpha_r E \frac{H}{k_s}^{1/H} \quad (7)(7)$$

où α_r est un nombre constant égal à 8,1 pour les rivières à lit de gravier (Parker, 1991) et k_s représente la hauteur de rugosité. Dans les rivières à lit de gravier k_s s'échelonne avec $Ds90$, c'est-à-dire le diamètre du sédiment de surface du lit tel que 90% du sédiment de surface du lit est plus fin. Dans les simulations présentées dans la suite de cet article, nous supposons que $k_s = 2Ds90$. En combinant les équations (8) et (9), on obtient l'équation pour calculer la profondeur de l'eau.

$$H = I \frac{k_s^{1/A} q^2}{\alpha_r^2 g S} J^{A/1K} \quad (8)(8)$$

L'équation (10) est une équation d'écoulement normal en termes de rugosité du lit et de pente du lit du chenal qui est utilisée dans le présent modèle.

5.2.2 Conservation de la masse pour les sédiments

Pour tenir compte de la non-uniformité de la granulométrie du matériau du lit, les flux de sédiments entre le lit alluvial et la charge du matériau du lit sont modélisés avec l'approximation de la couche active. Dans les modèles de systèmes alluviaux basés sur la couche active, le dépôt est divisé en deux régions, la couche active et le substrat. La couche active représente la partie supérieure du dépôt qui interagit avec la charge de matériau du lit,

et elle est modélisée comme une couche mixte, c'est-à-dire sans schéma de tri vertical. Le substrat est une partie du dépôt sous la couche active dont la distribution granulométrique peut changer dans l'espace, c'est-à-dire dans la direction verticale et dans le sens du courant. Des modifications de la distribution granulométrique du substrat dans le temps peuvent se produire en raison de changements dans l'élévation du lit (aggradation/dégradation). La définition de l'épaisseur de la couche active La n'est pas simple et repose sur des observations. Dans les rivières à lit de gravier où les formes de lit à petite échelle telles que les dunes sont généralement absentes (Parker et Klingemann, 1982), l'épaisseur de la couche active est proportionnelle à la taille des grains les plus grossiers du matériau de surface du lit. Dans cette étude, $La = 2Ds90$.

L'équation de conservation de la charge totale (additionnée de toutes les tailles de grains) du lit, l'équation d'Exner, est résolue pour calculer le taux de changement temporel de l'élévation du lit du chenal (aggradation/dégradation). Dans un modèle unidimensionnel, l'équation d'Exner prend la forme suivante

$$(1 - \lambda_p) \frac{\#P}{\#t} = - \frac{\#q_{bT}}{\#x} \quad (9)(9)$$

où λ_p désigne la porosité globale du dépôt alluvial, P représente l'élévation moyenne du lit en coupe transversale et qbT est la charge volumétrique totale du matériau du lit par unité de largeur du chenal. qbT est calculé avec les relations de charge du lit.

5.2.3 Équation de conservation du matériau du lit spécifique à la taille du grain

Dans le cas d'un matériau de lit dont les particules diffèrent en taille mais pas en densité, l'équation unidimensionnelle de conservation du matériau de lit avec la taille de grain caractéristique Di peut être formulée comme suit : le taux de variation dans le temps du volume de matériau de lit avec la taille de grain caractéristique Di dans un volume de contrôle est égal à l'entrée nette de matériau de lit avec la taille de grain Di dans le volume de contrôle. En termes mathématiques, l'équation de conservation du matériau du lit spécifique à la granulométrie prend la forme suivante

$$(1 - \lambda_p) ST \frac{\#(P - L_i)}{\#\#t} + \frac{\#(FL_i)}{\#\#t} Y = - \frac{\#q_{bi}}{\#x} \quad (10)$$

où l'indice i désigne les particules de taille de grain caractéristique Di , F représente la fraction volumique du contenu des sédiments de la couche active, q_{bi} représente le taux de transport de la charge de fond par unité de largeur du chenal et T_{li} est la teneur en fraction volumique à l'interface couche active-substrat. La formulation de Hoey et Ferguson (1994) est utilisée pour calculer fli

$$\begin{aligned} T_{li} &= Z \quad \frac{T_i|_{z=y-La}}{\#P}, \quad \frac{\#P}{\#t} < 0 \\ &\alpha F_i + (1 - \alpha)p_{bi}, \quad \frac{\#}{\#t} > 0 \end{aligned} \quad (11)$$

où T_i représente la fraction volumique du contenu des sédiments du substrat, p_{bi} désigne la fraction volumique du contenu du sédiment de fond, et α est un nombre constant qui varie entre 0 et 1. Sur la base des expériences de Toro Escobar et al. (1990) et Viparelli et al. (2010) une valeur de 0,2 est utilisée ici. L'équation (13) est résolue pour mettre à jour la distribution granulométrique de la couche active.

5.2.4 Modèle de transport solide par charriage

Le modèle de transport des charges de fond de Wilcock et Crowe (2003) pour les rivières à lit de gravier est utilisé pour calculer les taux de transport des charges de fond spécifiques à la taille des grains. Cette relation a été dérivée pour tenir compte de la variabilité de la granulométrie des matériaux du lit, du sable moyen au gravier grossier, et en tant que telle, elle est appropriée pour modéliser le transport de la charge de fond sur le Buëch. Dans la formulation de Wilcock et Crowe (2003), le taux de transport du charriage spécifique à la granulométrie par unité de largeur du chenal est calculé comme suit :

$$q_{bi} = \frac{W^*(u_*)^j F_i}{R_m} \quad (12)$$

où R est la gravité spécifique immérsee du sédiment égale à 1,65 et u^* la vitesse de cisaillement égale à r_b/ρ avec b étant la contrainte de cisaillement du lit et la densité du fluide. Le paramètre non dimensionnel $p_i^* = G(\varphi_i)$ où :

$$G = Z \begin{cases} 0.002\varphi_i^{t,u} & \text{for } \varphi < 1.35 \\ 0.894 & \text{for } \varphi \geq 1.35 \\ 1 - \frac{\varphi_i^{K,u}}{\varphi_i^{K,u}} / \end{cases} \quad (13)$$

$$\varphi_i = \frac{r_{sm}^*}{r_{ssrm}^*}, \frac{D_i}{D_{sm}}^{-b} \quad (14)$$

$$r_{sm}^* = \frac{u^*}{RgD_{sm}} \quad (15)$$

$$r_{ssrm}^* = 0.021 + 0.015 \exp(-20F_s) \quad (16)$$

$$b = \frac{0.67}{1 + \exp(1.5 - D_i/D_{sm})} \quad (17)$$

où D_{sm} est le diamètre moyen géométrique du matériau de surface, r_{sm}^* représente le nombre de Shields pour la taille de grain égale au diamètre moyen géométrique du matériau de surface, D_i représente la taille de grain générique, r_{ssrm}^* est le nombre de Shields de référence, et g est l'accélération de la gravité.

Le taux total de transport de sédiments par unité de largeur de chenal est égal à la somme de tous les taux de transport de sédiments spécifiques à la taille des grains :

$$q_{bT} = \sum_i^n q_{bi} \quad (18)$$

où n est le nombre de tailles de grain caractéristiques utilisées pour modéliser les distributions de taille des sédiments.

5.2.5 Procédure pour le stockage de la stratigraphie granulométrique

Le modèle de stratigraphie a été ajouté au modèle ci-dessus afin de conserver la masse des grains de sédiments dans la couche de surface. Bien que nous ne montrions pas comment la stratigraphie du substrat évolue, il est toujours important de stocker la stratigraphie pour pouvoir conserver la masse pour chaque taille de grain qui se déplace vers la couche active depuis le substrat et vice versa. En d'autres termes, ne pas utiliser le modèle de stratigraphie entraînera des résultats inexacts en condition d'équilibre car la taille des grains des sédiments se déplaçant du substrat vers la couche active n'est pas correctement modélisée. Selon l'équation (13), dans le cas de la dégradation, la fraction volumétrique des tailles de grain qui s'échangent entre la couche de surface et le substrat (T_{li}) est égale à la fraction volumétrique des tailles de grains dans le substrat. En d'autres termes, lorsque le lit se dégrade, certains grains sont entraînés vers la couche de surface à partir du substrat. D'autre part, dans le cas d'une aggradation, T_{li} est égal à une combinaison de la fraction des grains dans la couche de surface et dans la charge du lit, c'est-à-dire que les grains se déplacent de la couche de surface (surface et charge du lit) vers le substrat. Cet échange entre la couche de surface et le substrat doit être pris en compte en stockant la distribution granulométrique des sédiments dans le substrat. Nous utilisons le modèle stratigraphique de Viparelli et al. (2011) pour stocker et accéder à la distribution granulométrique des sédiments dans le substrat. La figure 12a montre un schéma de la géométrie du modèle stratigraphique. Le modèle est divisé en $N+1$ nœuds horizontaux et $P+1$ nœuds verticaux. L_s est la distance entre les nœuds verticaux. Chaque nœud vertical (cercles creux) stocke la distribution granulométrique du matériau du substrat. La couche supérieure, juste en dessous de la couche active, est appelée "couche tampon" (L_{bu33er}), dont l'épaisseur est inférieure à L_s . Après que le modèle ait calculé l'aggradation/dégradation du lit, la couche tampon est mise à jour. Dans le cas d'une aggradation, deux scénarios peuvent se produire. 1) si la somme de l'épaisseur de la couche tampon et des changements de l'élévation du lit dans le pas de temps actuel est supérieure à L_s ($L_{bu33er} + dP > L_s$) un nœud est ajouté au substrat (figure 12b) et L_{bu33er} et T_{li} sont mis à jour. 2) si $L_{bu33er} + dP < L_s$ aucun nœud n'est ajouté, mais la taille des grains du matériau de la couche tampon (T_{i_bu33er}) et l'épaisseur de la couche tampon (L_{bu33er}) sont mises à jour avec les formulations suivantes.

$$T_{i_bu33er|new} = T_{i_bu33er|old} \cdot \frac{L_{bu33er}}{L_{bu33er} + dP} / + T_{li} \cdot \frac{dP}{L_{bu33er} + dP} / \quad (19)$$

$$L_{bu33er|new} = L_{bu33er|old} + dP \quad (20)$$

En cas de dégradation, deux scénarios peuvent également se produire. 1) si $L_{bu33er} > dP$ aucun nœud n'est supprimé et le L_{bu33er} est remplacé par $L_{bu33er} - dP$ et que T_{i_bu33er} ne change pas et 2) si $L_{bu33er} < dP$ un nœud vertical est supprimé et T_{i_bu33er} et L_{bu33er} sont calculés à partir des équations suivantes (figure 8b).

$$T_{i_bu33er|new} = T_{i_s|Point\ P} \quad (21)$$

$$L_{bu33er|new} = P - L_a - (P(i) - 1) * L_s \quad (22)$$

En utilisant la formulation ci-dessus, le modèle met constamment à jour les nœuds et la distribution de la taille des grains du matériau dans le substrat à chaque pas de temps.

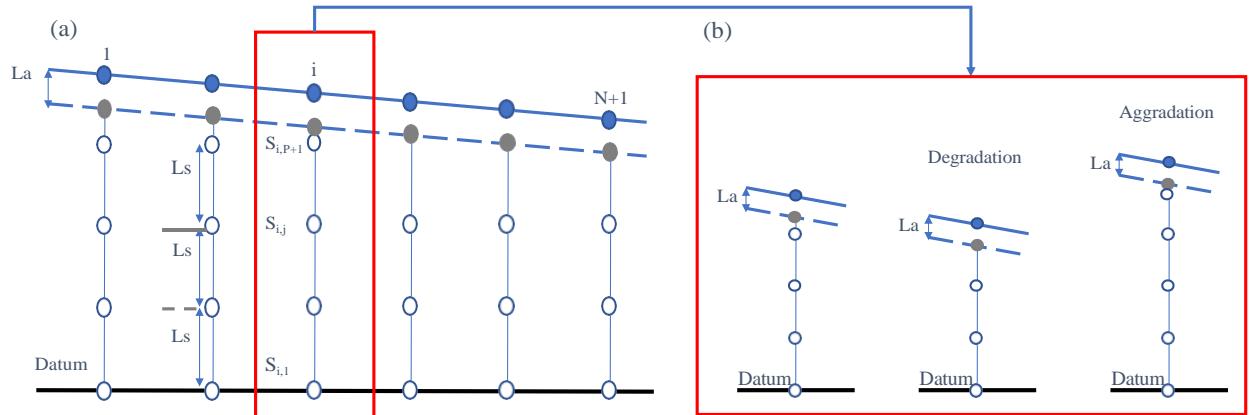


Figure 12. a) Géométrie schématique longitudinale du modèle de stratigraphie. b) Comment les grains du substrat deviennent des grains de la couche active et vice versa dans le cas de la dégradation/aggradation du lit.

5.2.6 Le déroulement du calcul

Le domaine modélisé est divisé en N tronçons délimités par $N+1$ nœuds de calcul. Les conditions initiales du modèle sont spécifiées en termes de profil longitudinal de l'élévation du lit, de distribution granulométrique du substrat et de la couche active. Les conditions aux limites du modèle sont assignées en termes d'hydrogramme d'écoulement, d'apport de sédiments et de leur distribution granulométrique. L'équation d'écoulement (10) est calculée dans chaque nœud. Les contraintes de cisaillement du lit sont ensuite estimées dans chaque nœud de calcul en utilisant les conditions hydrauliques. Le taux de transport de la charge du lit est calculé avec la version basée sur la surface de Wilcock et Crowe (2003), c'est-à-dire les équations (12-18). L'équation de conservation du matériau total du lit (équation 10) est ensuite résolue pour estimer le taux de changement temporel de l'élévation du lit et enfin l'équation de conservation des sédiments de la couche active (équation 11) est résolue pour mettre à jour la distribution granulométrique de la surface du lit. Compte tenu du nouveau profil longitudinal de l'élévation du lit, la distribution granulométrique du substrat est mise à jour (équations 19-22). La procédure est répétée jusqu'à ce que la condition d'équilibre soit atteinte, ou qu'un temps spécifique soit passé.

5.3 Débit du Buëch d'amont en aval

Nous avons construit un hydrogramme annuel avant et après barrage sur la base de la distribution de fréquence du débit mesuré à Serres entre 1982 - 2019 et des règles de dérivation du barrage (section 3). En plus du débit libéré en aval du barrage de Saint-Sauveur, le débit augmente dans le sens du cours d'eau du fait de petits et grands affluents. Cependant, les mesures quotidiennes du débit ne sont disponibles que pour le plus grand affluent, la Méouge. EDF utilise l'équation 25 ci-dessous pour estimer le débit à la confluence Buëch-Durance, environ 30 km en aval :

$$\ddot{e}^T_{confluence} = \ddot{e}^{T-\hat{\tau}}_{Serres} (1 + 0.8) + \ddot{e}^{T-2\hat{\tau}}_{Meoume} \quad (23)$$

où $\ddot{e}^T_{confluence}$ désigne le débit au confluent à l'instant T , $\ddot{e}^{T-\hat{\tau}}_{Serres}$ désigne le débit à Serres 4 heures avant l'instant T , et $\ddot{e}^{T-2\hat{\tau}}_{Meoume}$ est le débit à la Méouge 2 heures avant l'instant T . Selon cette équation, en plus du débit ajouté de la Méouge, le débit à l'aval du Buëch est 80% plus élevé par rapport au débit à l'amont en raison de l'augmentation du bassin versant.

Afin de tenir compte de l'augmentation du débit le long du tronçon étudié, nous avons estimé le débit en fonction de la superficie du bassin versant sur la base du débit estimé à la confluence (équation 26). Nous avons supposé que l'intensité des précipitations et les taux de ruissellement sont uniformes sur l'ensemble du bassin versant. La figure 13a montre le bassin versant total et les sous-bassins versants le long du Buëch sur la base d'une cartographie dans le SIG et la fraction de bassin versant résultante en fonction de la distance en aval. La fraction du bassin versant de la Méouge n'est pas incluse dans la Figure 13b puisque ses données de débit journalier sont mesurées et incorporées comme une source ponctuelle.

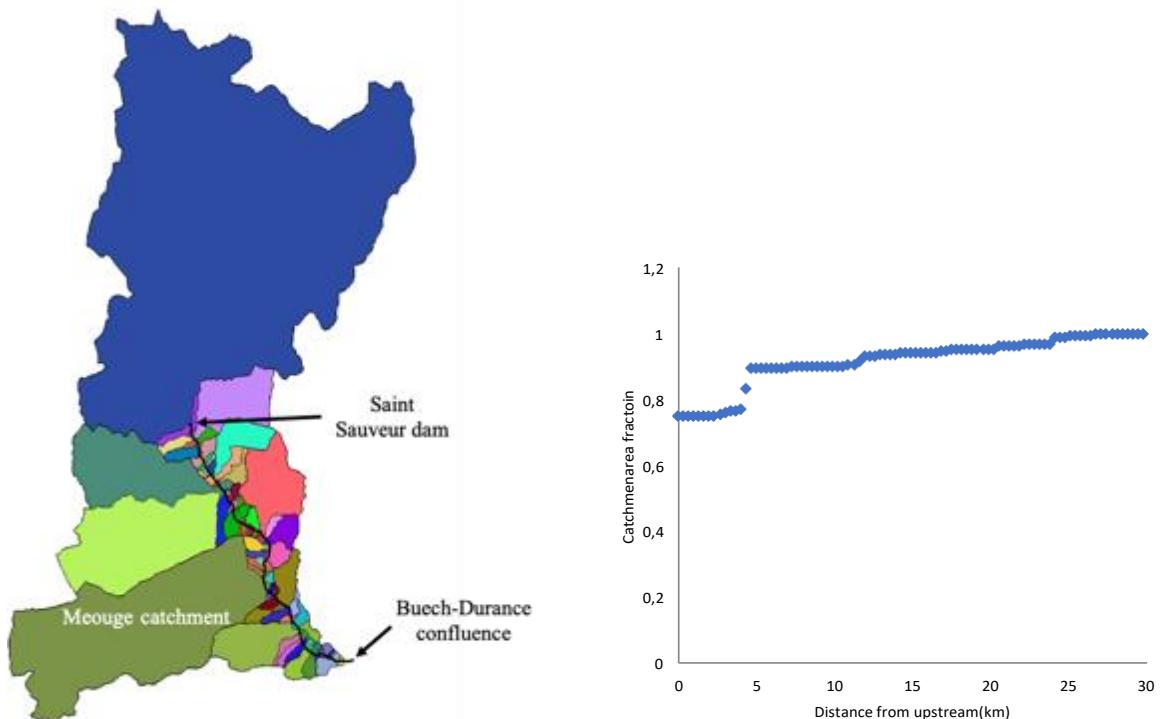


Figure 13. (A - gauche) bassin versant et sous-bassins versants du Buëch cartographiés en SIG, (B - droite) fraction de bassin versant en fonction de la distance au barrage de Saint-Sauveur.

L'incorporation de la surface fractionnée (figure 13) à chaque nœud à l'équation EDF donne l'équation suivante :

$$\begin{aligned}\ddot{e}(x) &= \tilde{n} & \ddot{e}_i &= \ddot{e}_{Serres}(1 + 0.8F_{ci}), & \text{Upstream oT Meouge} \\ \ddot{e}_i &= \ddot{e}_{Serres}(1 + 0.8F_{ci}) + \ddot{e}_{Meouge}, & & & \text{Downstream oT Meouge}\end{aligned}\quad (24)$$

où \ddot{e}_i représente la décharge au nœud i , \ddot{e}_{Serres} représente le débit en amont et F_{ci} représente la fraction des sous-bassins versants contribuant au nœud i (Figure 13). Étant donné que nous n'avons utilisé que des débits quotidiens dans le modèle, nous avons négligé le temps que prend le débit à Serres pour se déplacer en aval.

5.4 Transport des sédiments et distribution de la taille des grains en surface

Aucune mesure directe du transport sédimentaire sur le Buëch n'a été réalisée. Des estimations du volume annuel de sédiments arrivant à la retenue du barrage de Saint-Sauveur et traversant le barrage nous ont été fournies par EDF sur la base d'une étude numérique interne. Nous avons utilisé ces volumes, respectivement $17\ 845\ m^3/\text{an}$ et $1790\ m^3/\text{an}$, comme apport de sédiments pour le modèle avant et après le barrage respectivement. La charge annuelle moyenne de la Méouge est estimée à $13\ 300\ m^3/\text{an}$. La distribution granulométrique (GSD) de l'approvisionnement en sédiments a été supposée être la même que la distribution granulométrique de la réinjection (section 4, Figure 8). La distribution granulométrique de l'approvisionnement en sédiments de la Méouge est inconnue et a été supposée être la même que celle de la réinjection des sédiments (la topographie, la géologie et le type de sol ont été supposés uniformes pour l'ensemble du bassin versant).

La distribution granulométrique de la surface du lit du Buëch a été mesurée à partir de comptages Wolman réalisés tous les kilomètres entre le barrage de Saint-Sauveur et la gravière (Coutaz, 2021). La figure 14 montre l'évolution longitudinale du D_{16} , D_{50} et D_{90} de surface le long du bief étudié de 30 km. La GSD de la surface du lit montre une légère décroissance vers l'aval.

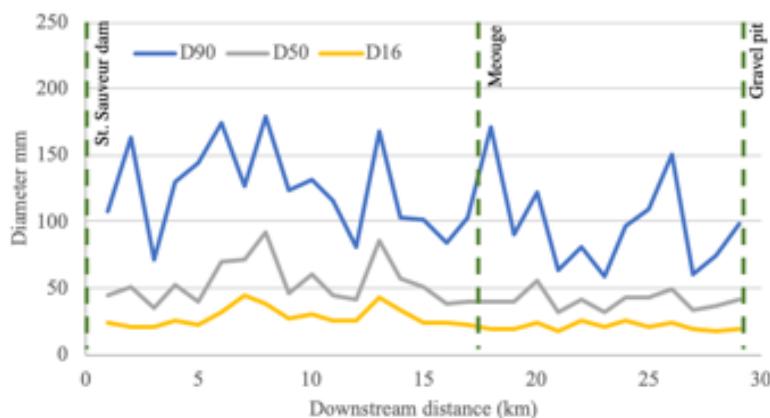


Figure 14. Evolution longitudinale du D_{16} , D_{50} et D_{90} de surface le long du bief étudié de 30 km.

5.5 Largeur mouillée

La simulation du Buëch tressée comme une section transversale rectangulaire avec une largeur constante doit être mise en œuvre avec précaution. Dans les rivières tressées, la largeur active mouillée est très sensible à la combinaison du débit et de la topographie du lit. Cependant, dans une formulation unidimensionnelle (moyenne latérale), la dépendance de la largeur mouillée active à la topographie du lit est difficile à modéliser, et la largeur mouillée en fonction du débit doit être déterminée à partir d'observations sur le terrain ou d'une modélisation hydraulique. Pour cette étude, nous avons choisi d'estimer la géométrie hydraulique en utilisant le modèle bidimensionnel d'eau peu profonde Iber 2D. Les impacts de la topographie variable ont été négligés.

Afin d'exécuter les simulations hydrauliques, nous avons utilisé un modèle numérique d'élévation (MNE) du Buëch basé sur la photogrammétrie (Coutaz, 2021). L'exécution de simulations hydrauliques 2D en eau peu profonde pour l'ensemble du tronçon d'étude (30 km) est impossible à calculer en raison du grand nombre de nœuds sur un MNE à relativement haute résolution (environ 1 m). Nous avons donc choisi de modéliser un tronçon représentatif de 2 km du Buëch et avons supposé qu'il était statistiquement représentatif de l'ensemble du tronçon étudié. La figure 15a montre les résultats d'une simulation hydraulique Iber 2D pour un débit de 150 m³/s sur le tronçon d'étude représentatif de 2 km. La largeur mouillée a été extraite le long des 21 sections transversales également indiquées sur la figure. Nous avons effectué des simulations pour 9 débits représentatifs et mesuré la largeur mouillée pour chaque débit sur les 21 sections transversales. La figure 15b montre la géométrie hydraulique résultante qui a ensuite été implémentée dans le modèle numérique.

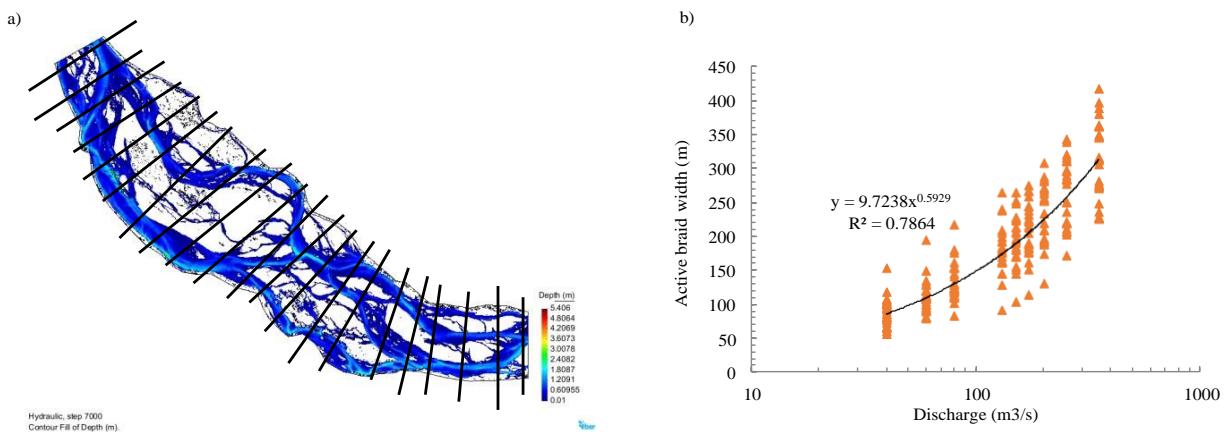


Figure 15. a) Simulation hydraulique 2D d'un tronçon tressé de 2 km du Buëch et sections transversales le long desquelles la largeur mouillée a été mesurée, b) largeur mouillée en fonction du débit pour le tronçon.

6 Modèles statistiques d'habitat

Le principe des modèles d'habitat hydraulique est de coupler, sur un tronçon de cours d'eau d'une longueur d'au moins 10-15 fois sa largeur, un modèle hydraulique du tronçon et des modèles de réponses biologiques. Le modèle hydraulique décrit les caractéristiques hydrauliques des microhabitats (vitesse, hauteur d'eau...). Le modèle biologique décrit

comment des espèces, des stades de vie et/ou des groupes d'espèces sélectionnent ces microhabitats hydrauliques. Il est important de retenir que le modèle biologique reflète comment les organismes sélectionnent leur microhabitat à l'intérieur d'un tronçon donné. Ceci assure que les modèles d'habitat quantifient le rôle propre (marginal) de l'hydraulique, étape importante pour prédire les effets de changements hydrauliques.

A l'échelle d'un tronçon de cours d'eau, les modèles d'habitat hydrauliques permettent de calculer des "valeurs d'habitat" VH (souvent normalisées entre 0 et 1) ou des "surfaces pondérées utiles" SPU (produit de la valeur d'habitat et de la surface du tronçon) pour les espèces considérées. La VH est une note de qualité. La SPU combine qualité et quantité, et est interprétable comme une surface favorable sur le tronçon.

Les modèles d'habitat statistiques sont les versions les plus simples des modèles d'habitat hydraulique. Ils reposent sur le fait que les distributions statistiques des caractéristiques hydrauliques du microhabitat (vitesse, hauteur, force sur le fond) dépendent fortement des caractéristiques moyennes du tronçon (débit, largeur et hauteur moyenne, taille du substrat). Ces propriétés statistiques sont partagées par la plupart des rivières du globe, tant que leur morphologie n'est pas trop altérée. Ainsi, la connaissance des caractéristiques hydrauliques moyennes des tronçons (leur "géométrie hydraulique"), est suffisante pour avoir une estimation des VH et SPU sur le tronçon. Les modèles d'habitat statistiques comme "Estimhab" (Lamouroux et Capra, 2002 ; Lamouroux et Souchon, 2002), utilisés en routine par les bureaux d'études, reposent sur ce principe. De ce fait, les modèles d'habitat statistiques peuvent être couplés avec des modèles 1D des tronçons de cours d'eau qui représentent la géométrie hydraulique du tronçon. La simplicité des variables d'entrée des modèles d'habitat statistiques facilite les applications à l'échelle de grands tronçons de cours d'eau (exemple du Buëch aval) ou sur un bassin entier (exemple des études d'impact des prélèvements en nappe sur le bassin de la Seine ; Miguel et al., 2016).

Les simulations d'habitats hydrauliques ont été faites pour l'ensemble du Buëch court-circuité à l'aval de Saint-Sauveur, pour lequel le modèle morphodynamique 1D indique quelle est la géométrie hydraulique du cours d'eau en situation d'équilibre, pré- et post-barrage, et pour différents scénarios de recharge sédimentaire post-barrage). Le modèle 1D indique la géométrie hydraulique du cours d'eau en fonction du débit pour des sous-tronçons de 300 m de long, sur l'ensemble du linéaire. Les modèles d'habitat hydraulique (Estimhab) sont utilisés pour traduire ces caractéristiques hydrauliques en caractéristiques d'habitat (VH et SPU).

La sélection des microhabitats par les stades de vie des poissons (parfois appelées « préférences hydrauliques ») sont fortes, et montrent un fort degré de transférabilité entre cours d'eau, notamment pour les cyprinidés rhéophiles comme le barbeau ou le hotu (Plichard, 2020).

En aval de la retenue de Saint-Sauveur (analyse des données de 1960 à 2005 ; SMIGIBA, 2006) la communauté de poissons est dominée par les cyprinidés rhéophiles (blageon et barbeau fluviatile principalement). On note la présence de l'apron et du barbeau méridional (en amont de la retenue seulement), qui mériteraient une attention particulière dans une étude plus poussée. Des pêches plus récentes à Ribiers (OFB) confirment la dominance des cyprinidés rhéophiles.

Tableau 6. Espèce et effectifs de la communauté de poissons en aval de la retenue de Saint Sauveur

Espèce	Effectifs (à Ribiers, 2007-2019 ; OFB ; 5800 m ² pêchés par points)
Blageon	1091
Barbeau fluviatile	733
Loche franche	311
Chevaine	152
Vairon	129
Goujon	20
Hotu	15
Toxostome	10
Apron	5
Cyprinidés non déterminés	2
Ecrevisse signal	1
Truite commune	1

Les simulations d'habitat hydraulique réalisées ont été faites pour le barbeau fluviatile, et la guilde « chenal » du logiciel « Estimhab » qui regroupe le barbeau adulte et le blageon adulte, et représente de façon globale les cyprinidés rhéophiles.

7 Résultats

7.1 Remobilisation de la recharge sédimentaire et propagation vers l'aval

7.1.1 Hydrologie et transport solide de la crue de novembre 2016

Trois semaines seulement après la réinjection sédimentaire en aval du barrage de Saint-Sauveur, une crue quinquennale a permis d'analyser la réponse géomorphologique du site. Cette crue s'est produite du 21 au 29 novembre 2016, suite à un double épisode méditerranéen. Lors du premier épisode, le 21/11, un flux de sud classique en cette saison a permis d'atteindre localement des cumuls de pluie très élevés, notamment en tête de bassin

du Buëch (120-150 mm) sur des versants enneigés au-delà de 1200-1500 m. Le 24/11, un deuxième épisode caractérisé par un flux de sud a atteint des cumuls plus faibles. Un autre caractère particulier de cette crue provient du fait que la période de retour du débit moyen journalier a été plus importante que la période de retour du débit de pointe instantané (Tableau 7), ce qui montre que l'intensité a été modérée mais que la durée de l'événement a été importante.

Tableau 7. Débits de pointe et périodes de retour de la crue de novembre 2016 ; le débit de pointe instantané a été observé le 22/11/2016 à 11h00 (Brousse, 2020)

	Maximum	Période de retour
Débit de pointe instantané (en m ³ /s)	265.0	2-5 ans
Débit moyen journalier (en m ³ /s)	225.8	5-10 ans

La prévision météorologique de ces deux épisodes pluvieux ont permis d'anticiper l'augmentation des débits du Buëch. Pour les deux épisodes, les prévisions prévoyaient un dépassement des seuils de déclenchement de la consigne de crue une semaine avant l'événement. C'est dans ce contexte qu'une transparence a été opérée entre le 21/11 à 20h15 et le 28/11 à 6h50 par le groupement d'usine de Sisteron. Cette opération a permis au barrage d'être en complète transparence hydraulique lors des pics de crue de chacun des deux épisodes méditerranéens.

Lors du pic de crue du 22/11 à 11h00, BU1 a été submergé, BU2B a frôlé le plein-bords tandis que BU2A et BU2C n'ont pas été submergés (Figure 16). Un front de nappe de charriage a été identifié à environ 2 km en aval des remblais artificiels et ce site a été choisi pour effectuer les calculs de transport solide. Le relevé des laisses de crue a montré que le Buëch n'avait pas débordé de son lit principal et que la hauteur d'eau moyenne avait été de 1.23 m. Le rapport τ^*/τ_{c*} maximal a atteint 2.43, ce qui montre des conditions de transport solide total. La durée pendant laquelle $\tau^*/\tau_{c*} > 2$ représente environ 25 % de la durée totale de la crue. Ces conditions hydrauliques ont permis de calculer la capacité de transport du Buëch lors de cette crue, avec un volume total de 12 000 m³ et un débit solide maximal de 1.6 kg/sm au pic de crue.

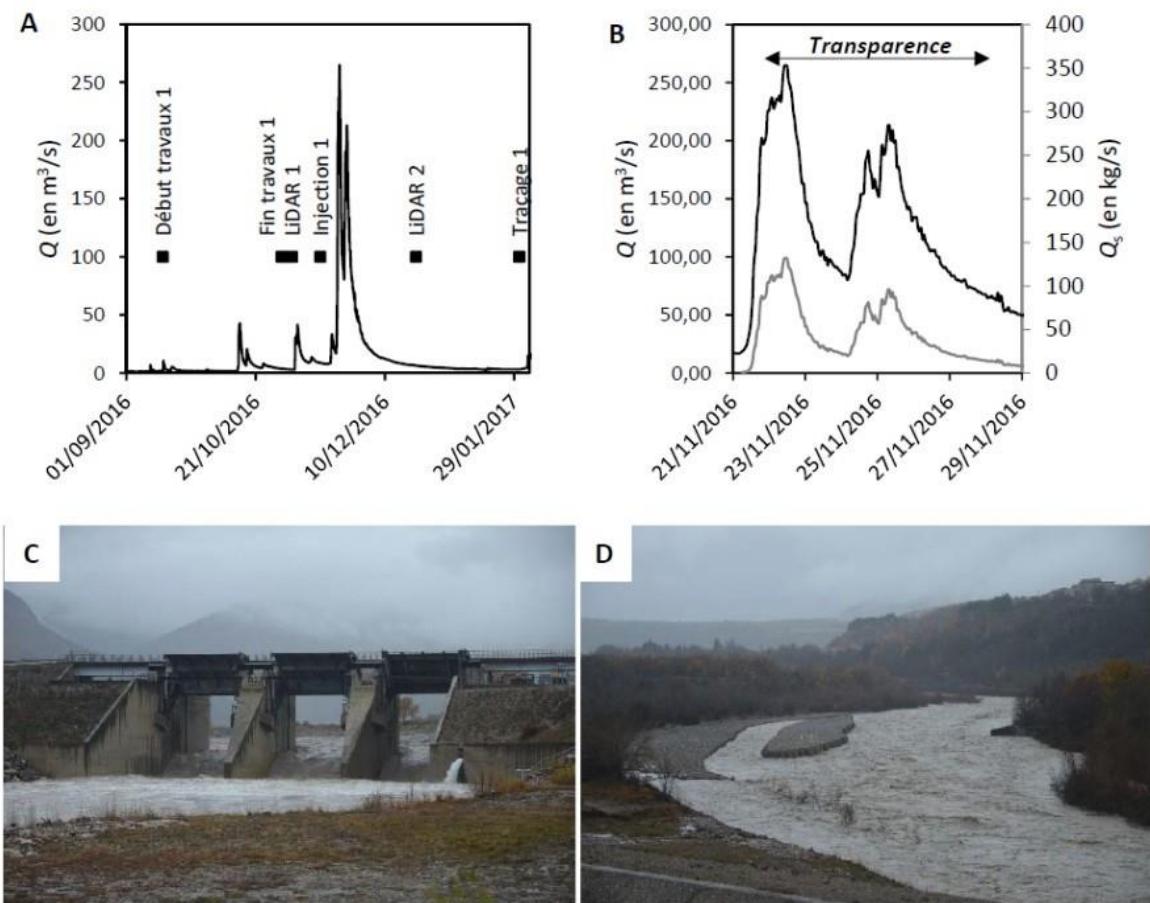


Figure 16. La crue de novembre 2016 sur le Buëch : (A) hydrogramme de crue à partir des débits instantanés mesurés à la station hydrométrique de Serres, avec la chronologie de la recharge sédimentaire, des levés LiDAR et de la campagne de prospection des traceurs ; (B) zoom sur les deux pics de crue de novembre 2016, avec les résultats du calcul de transport solide par charriage ; (C) le barrage de Saint-Sauveur en transparence hydraulique totale pendant le pic de crue ; (D) le site de réinjection pendant le pic de crue (Brousse et al., 2020 ; Brousse, 2020)

7.1.2 Mobilité des traceurs RFID

La prospection des traceurs RFID opérée par GEOFKA en janvier 2017 a permis de caractériser les distances de transport des particules lors de la crue de novembre 2016. Un taux de retour de 71,6 % a été obtenu ($n = 105$). Les traceurs retrouvés sont en grande majorité des traceurs mobiles ($n = 100$; 67,5 %). Une quantité importante de traceurs a franchi le barrage ($n = 29$; 19.6 %) mais la majorité d'entre eux a tout de même été retrouvée en amont du barrage ($n = 76$; 51.4 %). Parmi les traceurs détectés en amont du barrage, une grande partie a été piégée dans le secteur de la queue de retenue ($n = 58$; 39.2 %).

Les distances de transport sont comprises entre 12 et 3406 m, avec une distance moyenne de 1020 m. Toutes les classes granulométriques couvertes par le suivi ont été mobilisées. Aucun effet de la taille des grains sur les distances de transport n'a été observé, ce qui confirme un

régime en transport solide total (Wilcock et Mc Ardell, 1997). En revanche, la position initiale des traceurs a eu un impact important sur la distance de transport (Fig. 17a) et donc sur leur capacité à franchir le barrage. Ainsi, les traceurs qui sont partis de la zone endiguée en amont de la queue de retenue enregistrent des distances de transport proches de la moyenne et ceux installés dans la queue de retenue présentent les distances de transport les plus faibles, à l'exception des traceurs positionnés sur le transect G. Ces derniers sont caractérisés par des distances bien plus élevées que la moyenne et similaires à celles des traceurs situés dans le réservoir à proximité du barrage. La fréquence cumulée des distances de transport (Figure 17b) montre que 50 % des traceurs ont parcouru plus de 900 m et qu'une décroissance rapide des fréquences se produit vers 1700 m. Les traceurs les plus mobiles ont été retrouvés en aval de la confluence avec le Torrent de Channe, au niveau du secteur où un front de nappe de charriage a été identifié. On observe qu'en moyenne les traceurs qui ont franchi le barrage ont parcouru une plus grande distance que ceux qui ne l'ont pas franchi, ce qui illustre la régulation qui s'opère dans la queue de retenue. Il est possible que le curage de la queue de retenue ait favorisé ce piégeage à cause d'une pente faible et d'une largeur importante.

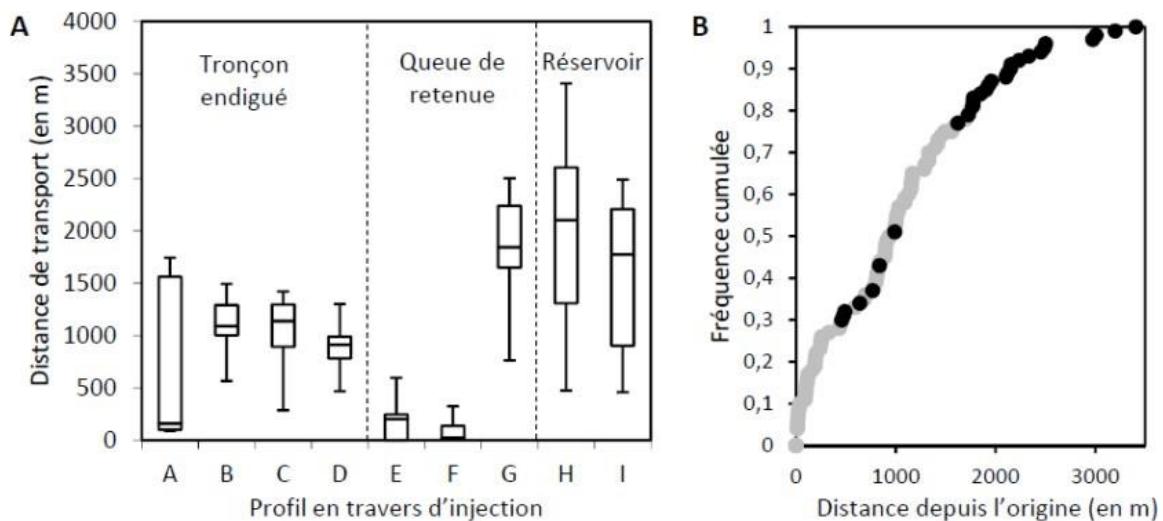


Figure 17. Mobilité des traceurs RFID d'après la prospection de janvier 2017 : (A) distances de transport en fonction de la position initiale ; (B) fréquence cumulée des distances de transport (en gris : traceurs retrouvés en amont du barrage ; en noir : traceurs retrouvés en aval du barrage) (Brousse, 2020)

Grâce à des conditions hydrauliques qui ont permis de maintenir des conditions de transport solide total, la charge de fond du Buëch a été mobilisée sur des distances importantes. Le déplacement des traceurs jusqu'à Montrond montre l'efficacité de la transparence pour assurer la continuité sédimentaire. En revanche, la queue de retenue demeure un piège à sédiments et régule fortement le transport solide et cela même lors de l'application des consignes de crue.

7.1.3 Remobilisation de la recharge sédimentaire et réponses morphologiques en aval

Sur le site de réinjection, la topographie différentielle LiDAR montre une érosion brute de 25 450 m³ (± 40 m³) et un dépôt brut de 7600 m³ (± 20 m³). Ce bilan sédimentaire négatif est clairement commandé par l'érosion des remblais (Fig. 5B). Le volume non érodé des remblais

représente 48% du volume réinjecté. Les changements morphologiques sont plus importants en rive droite, où l'écoulement s'est concentré. L'érosion a été très conséquente pour BU1 ($6450 \text{ m}^3 \pm 7 \text{ m}^3$) et pour BU2C ($14\ 100 \text{ m}^3 \pm 10 \text{ m}^3$) mais beaucoup plus faible pour BU2A, le long du chenal secondaire ($1550 \text{ m}^3 \pm 2 \text{ m}^3$). L'érosion des berges d'une terrasse récente explique le reste de l'érosion ($2\ 800 \text{ m}^3 \pm 17 \text{ m}^3$). Un dépôt de $800 \text{ m}^3 (\pm 2 \text{ m}^3)$ est observé le long du chenal secondaire, ce qui montre que le charriage a été actif dans ce chenal. Les $6800 \text{ m}^3 (\pm 18 \text{ m}^3)$ de dépôts bruts restants sont distribués de façon homogène dans le chenal d'étiage du site de réinjection. Ce dépôt a permis un exhaussement moyen de 0.5 m après la crue, démontrant que des volumes importants de sédiments ont pu franchir le barrage pendant la crue.

En aval du site de réinjection, l'évolution altimétrique du lit actif montre des ajustements importants dans les premiers kilomètres en aval du barrage, sur environ 3.5 km (Fig. 18). Au-delà de cette zone, les ajustements sont plus faibles et hétérogènes. Cette première observation suggère un effet morphologique important de la recharge sédimentaire. Sur ces 3.5 km en aval du barrage, un premier sous-tronçon en exhaussement de 2 km est observé (Fig. 18 et 19). L'extraction du bilan sédimentaire sur ce tronçon donne un excédent net de $20\ 700 \text{ m}^3 (\pm 160 \text{ m}^3)$. Cet excédent s'amenuise vers l'aval à l'échelle de ces 2 km.

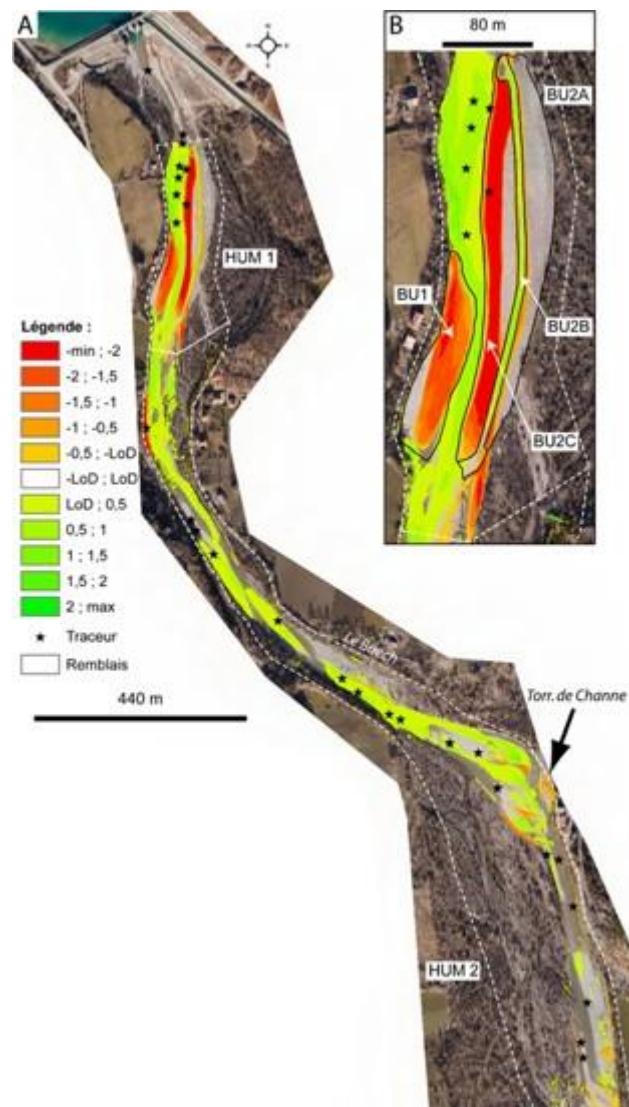


Figure 18. Topographie différentielle LiDAR du Buëch après la crue de novembre 2016, en aval du barrage de Saint-Sauveur (A) et à droite du site de réinjection (B) ; la ligne blanche pointillée représente l'emprise des levés LiDAR (Brousse et al., 2020)

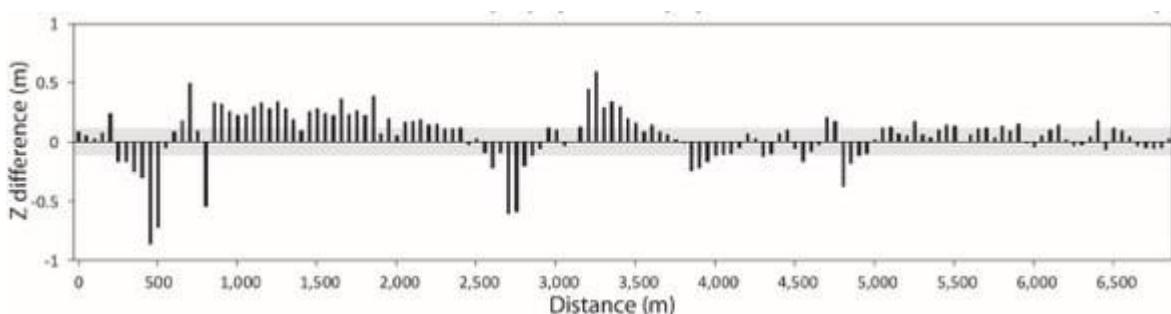


Figure 19. Evolution altimétrique du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur obtenue à partir des levés LiDAR réalisés avant et après la crue de novembre 2016 ; le différentiel altimétrique est fondé sur l'altitude moyenne du lit actif mesurée par transects avant et après la crue (Brousse et al., 2020)

7.1.4 Evaluation de la propagation vers l'aval de la recharge sédimentaire

Le bilan sédimentaire en aval du barrage et la courbe des fréquences cumulées des distances de transport ont été combinés pour évaluer la diffusion du pulse sédimentaire relatif à l'érosion des remblais. En considérant le volume d'érosion du site de réinjection, il apparaît que 24 450 m³ de sédiments ont été transportés vers l'aval. Ces apports sont principalement dus à l'érosion latérale des remblais (22 650 m³). Une première approche pour évaluer la distance minimale de diffusion de ce volume est d'observer la courbe des dépôts cumulés en aval du site de réinjection. Cette courbe montre que la distance minimale de diffusion est de 2.3 km (Fig. 20). En appliquant la fréquence cumulée des distances de transport des traceurs au volume de remblais érodé, il est possible d'obtenir une courbe théorique des dépôts du pulse sédimentaire. Cette courbe s'ajuste bien avec la courbe des dépôts cumulés sur les 2.3 km en aval du site de réinjection (Fig. 20). Cette distance peut être considérée comme la distance maximale de diffusion du pulse sédimentaire et correspond à l'échelle appropriée pour appliquer un bilan sédimentaire.

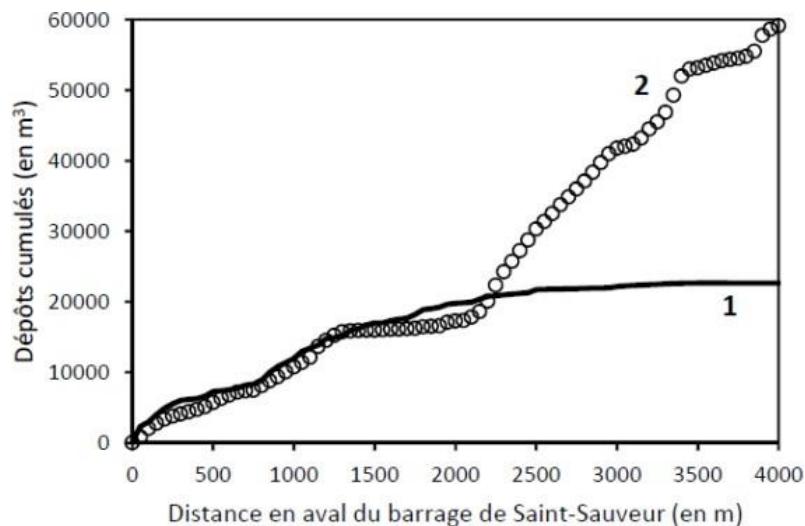


Figure 20. Reconstitution des dépôts cumulés en aval du site de réinjection à partir la distribution des fréquences cumulées des traceurs RFID (courbe 1) et comparaison avec le cumul des dépôts bruts mesurés par topographie différentielle LiDAR (courbe 2) ; la zone à partir de laquelle les deux courbes divergent nous donne une estimation de la distance de propagation de la recharge sédimentaire (Brousse et al., 2020)

L'évaluation du bilan sédimentaire sur les 2.3 km en aval du site de réinjection permet de déduire les transferts sédimentaires en aval du barrage durant la crue de novembre 2016 (Fig. 21). Le seul terme de l'équation qui est bien connu est l'évolution du stock sédimentaire dans le lit actif (dépôt net de 20 700 m³ ± 160 m³). En considérant les calculs de charriage à partir de l'hydrogramme de la crue à l'extrême aval de ce tronçon (12 000 m³), il est possible d'évaluer à 32 700 m³ les entrées sédimentaires. Ces apports se répartissent entre (1) les érosions de remblais (22 650 m³ d'après le différentiel topographique), (2) les érosions de berges (2800 m³ d'après le différentiel topographique) et (3) le volume qui a franchi le barrage et qui a migré au-delà du site de réinjection, qui est obtenu par différence (7250 m³). Ce

dernier doit être ajouté au dépôt de 7 600 m³ observé sur le site de réinjection afin de déduire le volume total ayant franchi le barrage pendant la crue (14 850 m³).

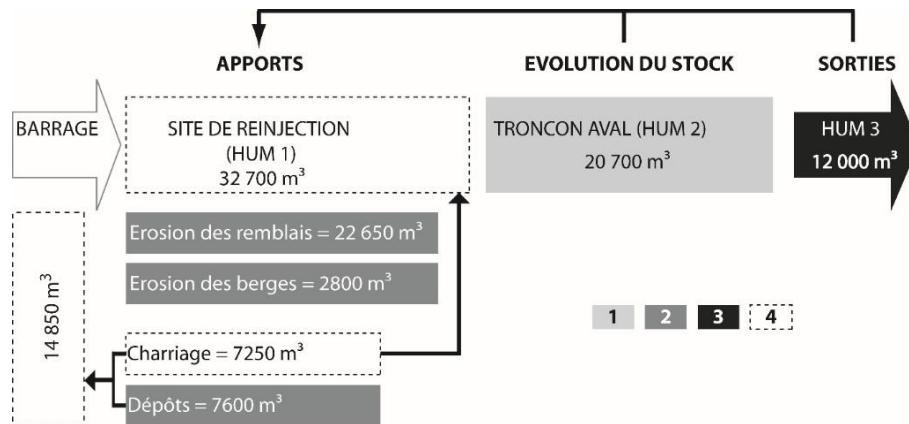


Figure 21. Bilan sédimentaire en aval du barrage de Saint-Sauveur lors de la crue de novembre 2016 (1 : bilan net du différentiel topographique LiDAR ; 2 : bilans bruts du différentiel topographique LiDAR ; 3 : calcul de transport solide ; 4 : valeurs déduites) (Brousse et al., 2020)

7.1.5 Evolution du bilan sédimentaire postérieur à la crue de novembre 2016

Depuis la crue de novembre 2016, six crues ont atteint un débit permettant l'application des consignes de crue et donc d'opérer une transparence du barrage (Fig. 22). Dans les faits, seuls deux transparences ont été réalisées. Une première lors de la crue de janvier 2018 ($Q_{max} = 100 \text{ m}^3/\text{s}$) et une seconde en mars 2018 ($Q_{max} = 109 \text{ m}^3/\text{s}$). Ces crues ont été plus courtes que celles de novembre 2016 et la part relative de mise en transparence sur la durée totale de la crue a été plus faible. Le suivi topographique LiDAR et le traçage sédimentaire ne permettent pas d'isoler un à un chacun de ces événements potentiellement morphogènes (Fig. 22). Ainsi, de manière générale, l'état initial avant crue est connu mais l'état post crue cumule plusieurs événements.

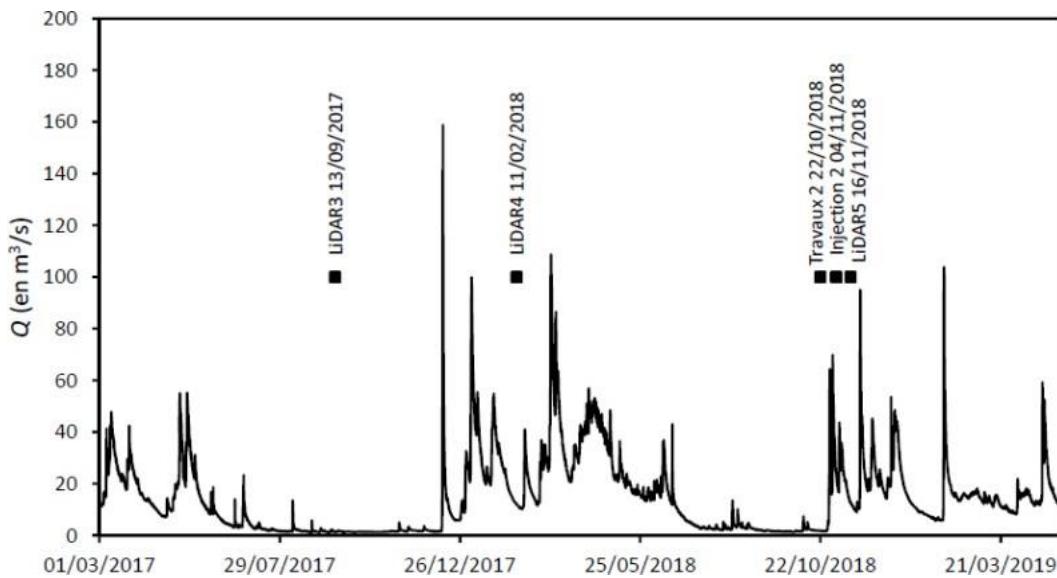


Figure 22. Hydrogramme du Buëch après la crue de novembre 2016, avec chronologie des levés LiDAR, de l'injection de la deuxième série de traceurs RFID et des travaux de terrassement du remblai sur le site de réinjection ; les transparences sont indiquées en grisé (Brousse, 2020)

Sur le site de réinjection, depuis la crue de novembre 2016, le stock résiduel de sédiments dans les différentes unités de remblais s'est très faiblement réduit ($-1230 \text{ m}^3 \pm 910 \text{ m}^3$), traduisant un ralentissement très net de la reprise des matériaux. Au final, à l'aune de la deuxième phase de travaux en octobre 2018, le volume des remblais non érodés est passé de 48 % à 45 %. Ces observations montrent que les petites crues de 2017 et 2018 n'ont eu quasiment aucun effet en termes de remobilisation des dépôts artificiels.

Entre décembre 2016 et septembre 2017, le différentiel topographique LiDAR du Buëch montre que le seul secteur en aval du barrage pour lequel une tendance significative se dégage en termes de bilan sédimentaire est celui en aval immédiat du site de réinjection, où l'exhaussement s'est poursuivi (bilan net positif de $10\ 000 \text{ m}^3 \pm 3480 \text{ m}^3$) (Tableau 8). Pour les deux autres secteurs d'analyse (site de réinjection, noté HUM1, et secteur aval distant, noté HUM3), les incertitudes sont supérieures au bilan net et les topographies différentielles ne permettent pas de dégager une tendance significative. Ceci s'explique par une erreur systématique résiduelle trop grande sur les différences altimétriques (Tableau 8). La qualité insuffisante des données LiDAR de septembre 2017 est en cause. Il en est de même pour la période suivante (septembre 2017 - février 2018), où les incertitudes sur les volumes sont souvent supérieures au bilan net. On note néanmoins des pertes sédimentaires nettes sur le site de réinjection ($-2\ 000 \text{ m}^3 \pm 940 \text{ m}^3$) et sur le tronçon en aval ($-10\ 800 \text{ m}^3 \pm 4850 \text{ m}^3$), tandis qu'aucune tendance ne peut être mise en évidence sur le secteur aval distant.

Enfin, entre février 2018 et novembre 2018, les pertes sédimentaires se poursuivent sur le site de réinjection ($-1\ 000 \text{ m}^3 \pm 11 \text{ m}^3$) et sur le tronçon aval ($-6100 \text{ m}^3 \pm 34 \text{ m}^3$), tandis qu'un bilan net positif est observé sur le tronçon aval distant ($13\ 700 \text{ m}^3 \pm 110 \text{ m}^3$) (Tableau 8). La qualité des données LiDAR est bien meilleure pour cette période, et le crédit que nous pouvons accorder aux topographies différentielles est nettement supérieur par rapport aux deux

périodes précédentes. Il est intéressant de noter qu'en 2018, la vague sédimentaire induite par la crue de novembre 2016 s'est très certainement propagée plus en aval, comme semble le montrer le bilan sédimentaire sectorisé du Buëch.

Les données LiDAR offrent également la possibilité d'extraire des bilans sédimentaires sur des périodes pluriannuelles (environ 2 ans) après la fin des travaux de recharge, et après la crue de novembre 2016 (Tableau 8). Ainsi, deux ans après l'opération de recharge, le tronçon en aval immédiat du site d'injection présente toujours un excédent sédimentaire ($16\ 000\ m^3 \pm 60\ m^3$), tout comme le tronçon situé plus en aval ($24\ 300\ m^3 \pm 1550\ m^3$). En se focalisant sur les évolutions postérieures à la crue de novembre 2016, ces tronçons présentent respectivement un déficit ($-6200\ m^3 \pm 750\ m^3$) et un excédent ($27\ 400\ m^3 \pm 2850\ m^3$), sans doute sous l'effet de la propagation de la vague sédimentaire de novembre 2016.

Ces observations montrent une influence relativement durable de la réinjection sédimentaire car les effets de l'érosion des remblais de novembre 2016 sont encore visibles deux ans après travaux. Cependant, si les gains sont encore visibles aujourd'hui, ils sont en diminution. De plus, les deux transparences de 2018 n'ont pas permis d'améliorer le bilan sédimentaire en aval, mais ont néanmoins pu limiter l'érosion et maintenir l'effet positif de la crue de novembre 2016. Ce constat confirme qu'une transparence seule lors d'une crue courante, sans réinjection, n'est pas capable d'inverser le processus d'incision observé sur le tronçon incisé, qui subit un déficit chronique.

La diffusion de la vague sédimentaire de novembre 2016 est visible dans les bilans sédimentaires successifs du tronçon le plus éloigné du barrage, qui présente un bilan net positif sur les périodes post-travaux. Cet engrangement a d'ailleurs connu son maximum entre février 2017 et novembre 2018. Bien entendu, les apports sédimentaires du Torrent de Channe dans ce secteur sont aussi à considérer, mais les volumes accumulés dans ce tronçon sont très proches de ceux accumulés en aval du site de réinjection après la crue de novembre 2016.

Tableau 8. Bilans sédimentaires du Buëch postérieurs à la crue de novembre 2016, d'après les topographies différentielles LiDAR ; σ_{sys} : erreur systématique ; σ_{sc} : erreur aléatoire spatialement corrélée ; LoD : seuil de détection du changement à 95% (Brousse, 2020)

DoD/Période	Tronçon	σ_{sys} (en m)	σ_{sc} (en m)	LoD (en m)	Erosion brute (en m ³)	Dépôt brut (en m ³)	Bilan sédimentaire (en m ³)
DoD 2 12/2016-09/2017	HUM1	0.0335	0.0405	0.1576	-5600 (±570)	200 (±30)	-100 (±600)
	HUM2				-21 900 (±3 200)	1700 (±280)	10 000 (±3 480)
	HUM3				-108 100 (±17 560)	3600 (±450)	8800 (±18 010)
DoD 3 09/2017-02/2018	HUM1	-0.0225	0.0403	0.1332	-9600 (±770)	1400 (±170)	-2000 (±940)
	HUM2				-49 700 (±4 160)	4500 (±690)	-10 800 (±4 850)
	HUM3				-157 400 (±11 240)	48 200 (±5 210)	7900 (±16 450)
DoD 4 02/2018-11/2018	HUM1	0.0002	0.0222	0.1182	-13 500 (±8)	7100 (±3)	-1000 (±11)
	HUM2				-34 900 (±30)	2500 (±4)	-6100 (±34)
	HUM3				-122 600 (±90)	33 500 (±20)	13 700 (±110)
Bilan post-crue 2016 (12/2016-11/2018)	HUM1	0.0049	0.0369	0.1452	-17 700 (±170)	6500 (±30)	-4600 (±200)
	HUM2				-41 100 (±690)	3500 (±60)	-6200 (±750)
	HUM3				-154 700 (±2 160)	60 900 (±690)	27 400 (±2 850)
Bilan post-travaux (11/2016 – 11/2018)	HUM1	-0.0020	0.0277	0.0859	-26 200 (±60)	5300 (±30)	-16 600 (±90)
	HUM2				-24 700 (±230)	19 000 (±130)	16 000 (±60)
	HUM3				-200 500 (±920)	137 500 (±630)	24 300 (±1 550)

7.1.6 Suivi des travaux de terrassement des remblais d'octobre 2018

La finalisation des travaux de terrassement sur le site de réinjection en octobre 2018 a permis de reconstituer un remblai le long du Buëch. Cette opération ne constitue pas une recharge sédimentaire à proprement parler. Il s'agit plutôt d'une remobilisation du stock résiduel en rive gauche, non érodé pendant la crue de novembre 2016 et en voie de végétalisation. Les différentes unités de remblais en rive gauche ont été regroupées en une seule, sans aucun autre apport sédimentaire. Le volume de ce remblai a été estimé à 13 400 m³. Il peut être caractérisé en deux ensembles, avec une partie amont plus large et plus épaisse (4.3 m maximum) et une partie aval moins large et également moins épaisse (2.7 m maximum).

En l'absence de données LiDAR postérieures à la finalisation des travaux, seul le suivi par traçage sédimentaire et les relevés topographiques terrestres menés en juin 2019 permettent de caractériser l'évolution du remblai depuis novembre 2018. Les trois crues postérieures à la finalisation des travaux n'ont pas fait l'objet de transparence, ce qui offre l'opportunité d'évaluer l'efficacité d'un nouveau design, avec un mode d'exploitation différent de la

première expérience. Les observations de terrain menées en juin 2019 indiquent une érosion de la rive droite du remblai et une absence d'érosion sur sa rive gauche. L'érosion en rive droite s'est produite par érosion latérale. Elle a été plus forte dans la partie amont (environ 12 m) que dans la partie aval (environ 3 m). Cette érosion du remblai représente l'effet cumulé de plusieurs petites crues, avec notamment deux pics de crues proches de $100 \text{ m}^3/\text{s}$ (Fig. 22). Au total, le volume érodé a été estimé à moins de 2900 m^3 mais cette évaluation demande à être confirmée par une analyse topographique fine du site. Il s'avère néanmoins que cette recharge reste bien entendu trop faible pour équilibrer le bilan sédimentaire annuel en aval du site de réinjection.

La prospection des traceurs RFID a été réalisée le 27/06/2019 selon une méthode rapide (méthode QM). Un taux de retour de 75 % a été obtenu, pour une zone de prospection d'environ 2 km. Le taux de retour calculé sur les traceurs mobiles a été de 42 %. Aucun traceur n'a été mobilisé en rive gauche du remblai, tandis que 50 % des traceurs en rive droite ont été emportés. L'intégralité des traceurs mobiles provient des patchs 5, 7 et 9, situés au niveau du secteur le plus érodé. Sur ces patchs, tous les traceurs ont été déplacés et la distance maximale de transport a atteint 1100 m. Les différences de mobilité observées sur les patchs d'injection confirment que l'érosion a été maximale en rive droite et en amont du remblai. La fréquence cumulée des déplacements montrent que 90 % des traceurs ont parcouru une distance < 566 m.

7.2 Modèle numérique

7.2.1 Équilibre avant barrage et validation du modèle

Le modèle numérique a été configuré avec des sections transversales rectangulaires et une pente arbitraire et a fonctionné sur la base des conditions pré-barrage (Qs predam, pas de déviation du débit) jusqu'à ce qu'il atteigne l'équilibre. L'équilibre du modèle a été défini comme l'absence de changement de la pente, de Qs ou de GSD entre deux pas de temps consécutifs. Cet exercice numérique équivaut à alimenter un chenal avec de l'eau et des sédiments et à lui permettre de construire sa propre pente. Le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre était d'environ 170 ans (Figure 23), mais cela est complètement arbitraire puisque le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre est une fonction de la distance ou de la proximité des conditions initiales par rapport à un état d'équilibre.

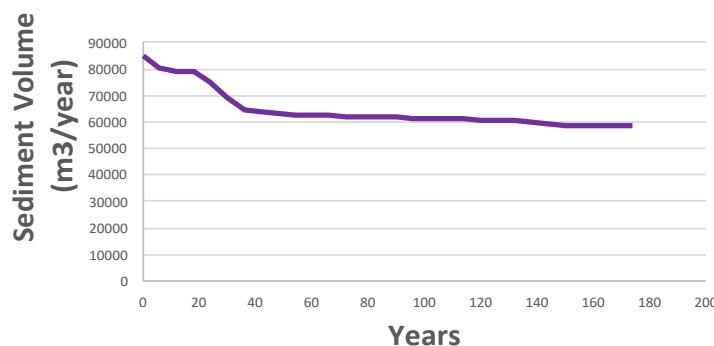


Figure 23. Le volume de sédiments transportés vers l'aval au fil du temps montre que le modèle numérique atteint l'équilibre après 170 ans sur la base des conditions initiales du prédam.

Une fois que le modèle a atteint l'équilibre, nous avons comparé la pente avec les mesures de pente du Buëch extraites de l'imagerie aérienne de 1981 (Coutaz, 2021) comme validation. La figure 24 montre une comparaison entre la pente numérique (orange) et une régression linéaire (ligne noire) des valeurs mesurées (points bleus). Elle montre que la pente d'équilibre du modèle numérique correspond très bien à la pente réelle du lit. Les deux montrent une légère diminution de la pente dans le sens du courant (c'est-à-dire une concavité vers le haut) due à une augmentation du débit en aval.

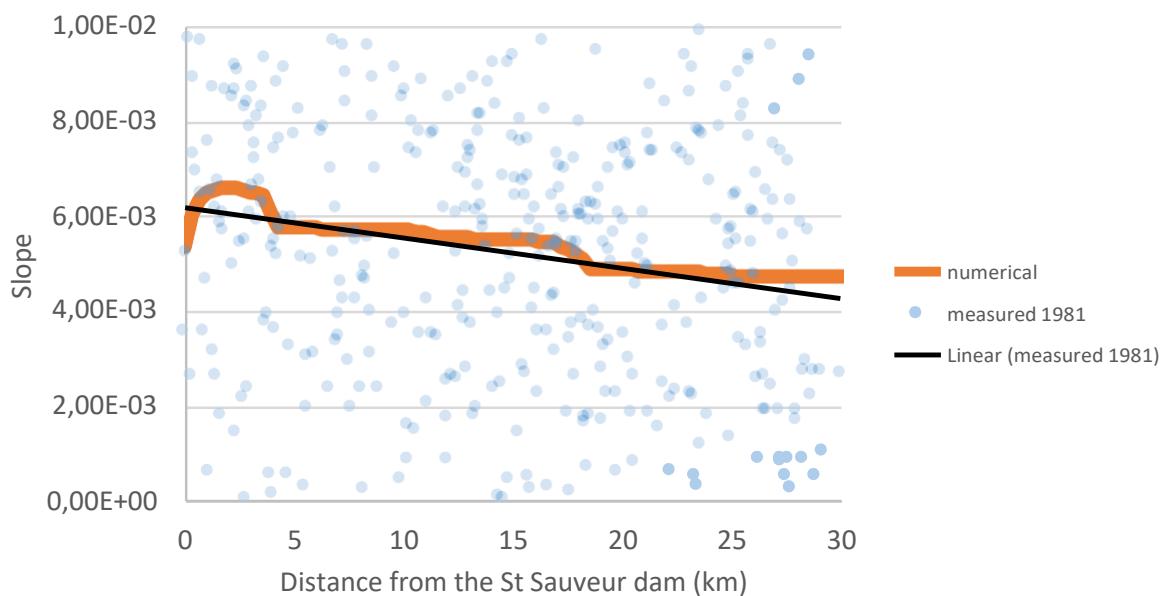


Figure 24. Pente modélisée par rapport à la pente du lit mesurée en 1981

7.2.2 Validation du modèle post-barrage

Nous avons fait tourner le modèle jusqu'à l'équilibre dans les conditions post-barrage (Q_s post barrage, Q_w avec dérivation du débit). Nous avons validé le modèle avec les données disponibles pour la période post-barrage : 1992 - 2016. Dans un premier temps, nous avons comparé la pente du lit numérique aux mesures de la pente du lit extraites d'un levé LIDAR de 2016 (avant réinjection) (Coutaz, 2021 ; Figure 25).

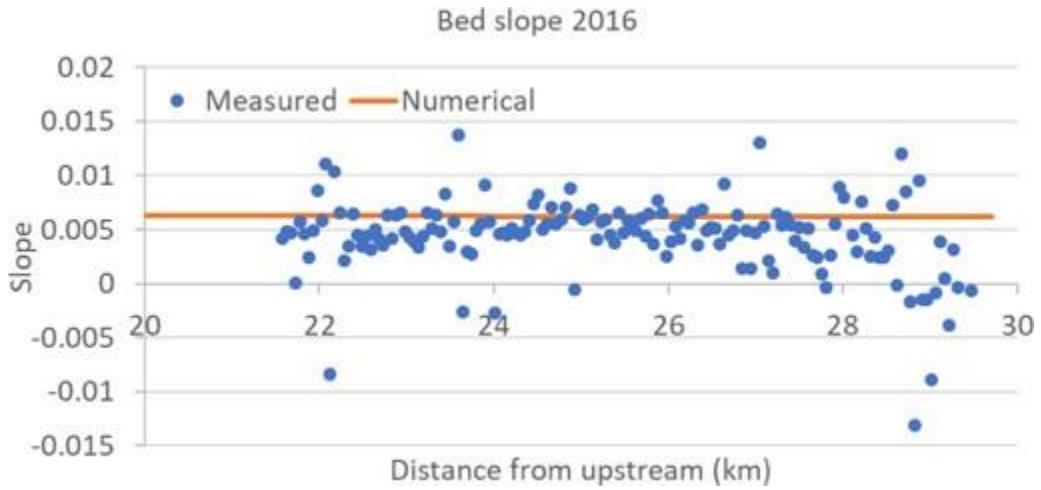


Figure 25. Pente du lit numérique par rapport aux mesures de la pente du lit provenant d'un relevé LIDAR de 2016 (avant réinjection) du Buëch.

Ensuite, nous avons comparé la GSD de surface modélisée et mesurée (section 5.4). La figure 26 montre la GSD du matériau injecté dans le modèle (ligne pointillée verte) et la GSD de surface plus grossière résultante à l'équilibre (ligne orange). Nous voyons que le modèle prédit raisonnablement bien la GSD de surface mesurée en amont mais qu'il surestime la GSD de surface en aval de la confluence avec la Méouge, très probablement en raison d'un manque de GSD précise pour la Méouge.

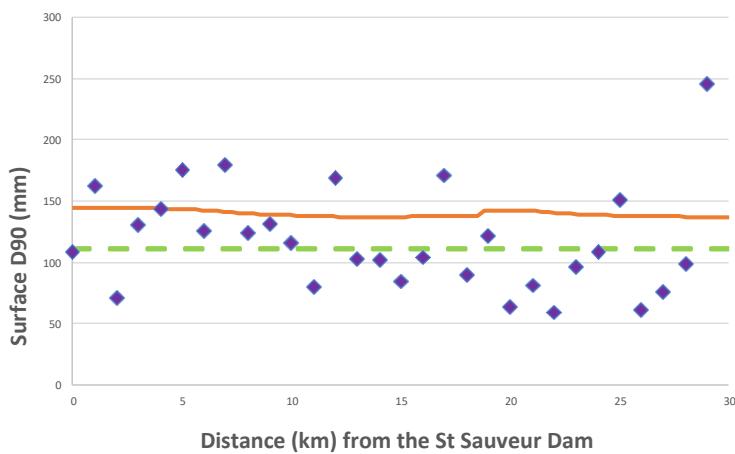


Figure 26. Taille des grains de surface modélisée (ligne orange) et mesurée (points bleus). La ligne pointillée verte représente la GSD du matériau injecté dans le modèle.

Enfin, nous avons comparé le volume annuel de sédiments transportés vers l'aval dans le modèle à l'équilibre avec le volume annuel moyen transporté par le Buëch d'après les mesures effectuées dans la gravière entre 2012 - 2020 (Figure 27 ; EDF, CEREGE). A l'équilibre, Q_s dans le modèle est de 48000 m³ / an par rapport à un volume moyen annuel mesuré de 63000 m³ (+/- 11000 m³). Considérant que le modèle est basé sur un hydrogramme annuel moyen, nous considérons qu'il s'agit d'un très bon résultat.

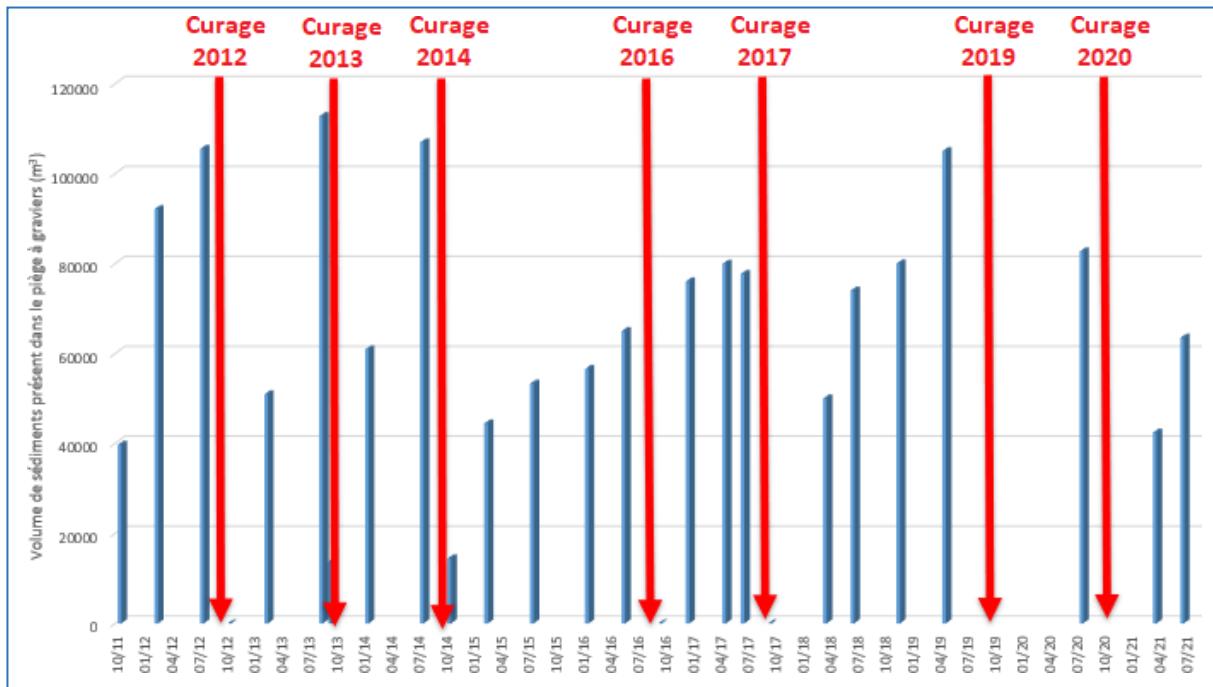


Figure 27, Chronique de mesures de volume de sédiments cumulé dans le piège à gravier à partir des mesures par EDF et le CEREGE

7.2.3 Impacts morphodynamiques du barrage de Saint-Sauveur

Après avoir validé le modèle, nous l'avons utilisé pour étudier les effets du barrage de Saint-Sauveur sur l'élévation du lit, la granulométrie de surface et le transport des sédiments. Nous avons examiné les effets du barrage sous deux scénarios opérationnels :

- dérivation + piégeage des sédiments : exploitation de la dérivation St-Sauveur avec réduction de l'ordre de grandeur des sédiments transportés vers l'aval (scénario réel).
- dérivation du débit seulement : exploitation de la dérivation St-Sauveur mais avec une transparence totale des sédiments depuis le moment de la construction (scénario hypothétique)

La figure 28 montre les effets du barrage de l'amont vers l'aval en termes de différence d'élévation du lit par rapport à l'équilibre avant barrage pour les deux scénarios opérationnels et les compare à la différence avec le lit actuel. Le modèle a été exécuté jusqu'à l'équilibre (environ 60 à 70 ans). Le zéro représente le niveau du lit avant barrage. En réponse à un barrage qui ne fait que détourner le débit mais qui est totalement transparent en ce qui concerne les sédiments, le modèle prédit une aggradation de plusieurs mètres en amont. Cependant, en réponse à une réduction à la fois du débit et de l'apport de sédiments, il prédit une dégradation en amont atteignant presque 5 m immédiatement en aval du barrage (le modèle numérique ne tient pas compte actuellement de la profondeur à laquelle le substratum rocheux est atteint, ce qui peut limiter la dégradation). L'élévation réelle du lit

(basée sur les mesures du lit en 2019) montre une dégradation entre 0,2 - 1,5 m. Les résultats numériques suggèrent que cela pourrait continuer à évoluer.

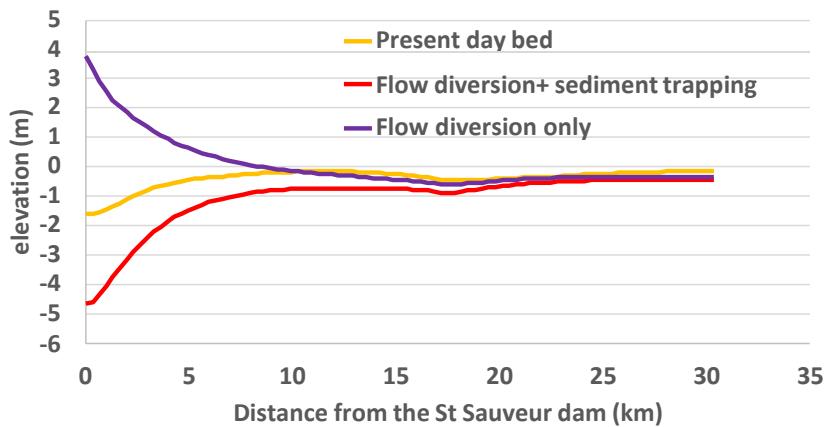


Figure 28. Différences d'élévation du lit par rapport à l'équilibre avant barrage

La figure 29 présente la granulométrie moyenne de surface (à l'équilibre) en réponse à différents scénarios d'exploitation du barrage, comparée à la granulométrie de surface du lit à l'équilibre avant barrage et à la granulométrie de surface actuelle. Dans tous les cas, le barrage entraîne un certain degré de pavage de la surface en amont. Les résultats suggèrent que l'on peut s'attendre à ce que la GSD continue à augmenter et que la tendance au grossissement progresse en aval.

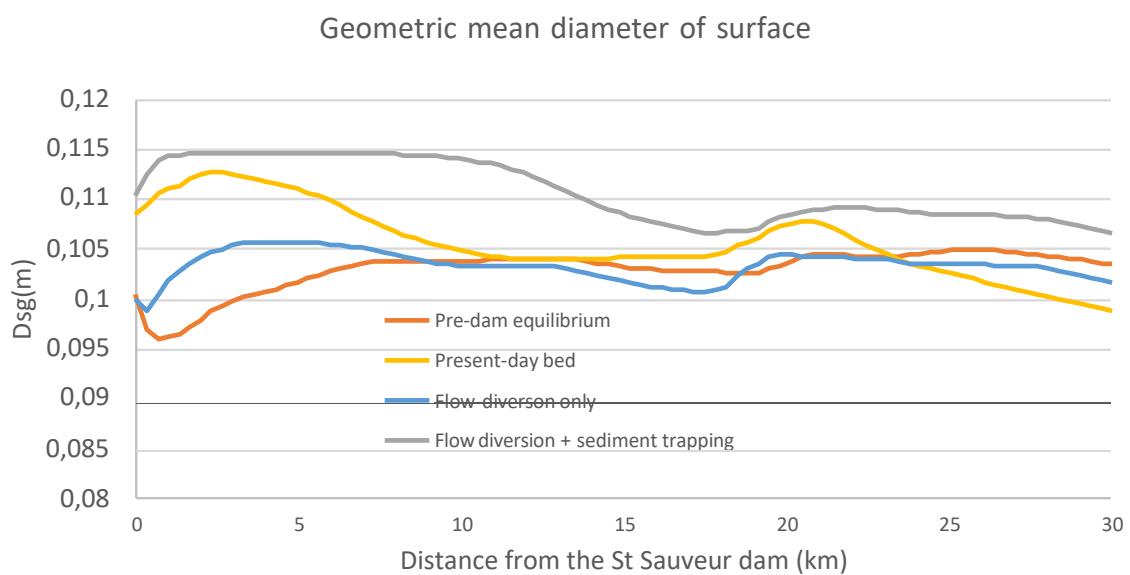


Figure 29. Diamètre moyen de la surface du lit de l'amont vers l'aval à différents moments et scénarios de gestion des barrages.

Enfin, la figure 30 examine les effets du barrage sur le volume annuel moyen de sédiments transportés vers l'aval au fil du temps à partir de l'année de mise en service du barrage (1992).

Dans les deux cas, le volume de transport diminue au fil du temps et finit par se stabiliser. La différence de volume de transport entre les différents scénarios, d'environ 16000 m³, est à peu près équivalente à la variation du volume de sédiments passant par le barrage (17800 m³ contre 1790 m³).

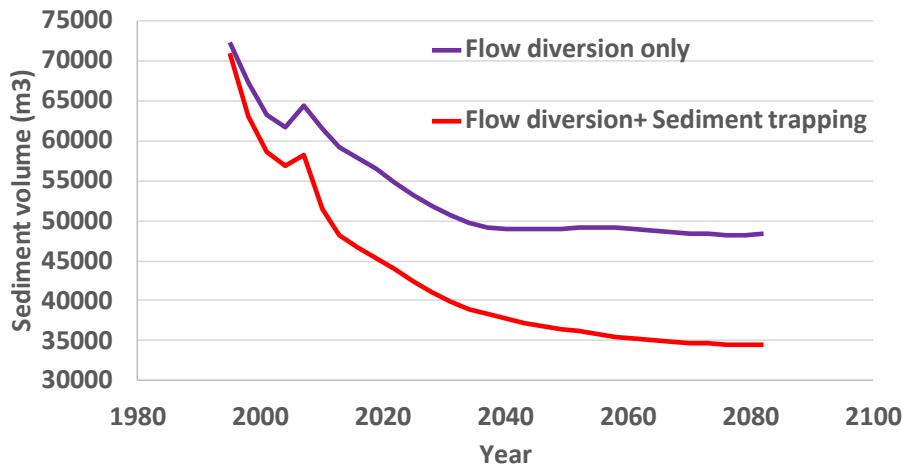


Figure 30. Volume annuel moyen de sédiments transportés vers l'aval au fil du temps depuis le début de l'exploitation du barrage.

7.2.4 Impacts morphodynamiques de la réinjection de sédiments

Nous avons utilisé le modèle pour étudier les impacts morphodynamiques de la réinjection de sédiments en aval du barrage de Saint-Sauveur et nous avons comparé les impacts d'une réinjection unique par rapport à une réinjection périodique effectuée tous les 6 ans. Le volume de sédiments réinjecté en 2016 (43 500 m³) a été modélisé comme un coin avec une pente constante le long des 2 nœuds les plus en amont (longueur L , Figure 31) et le modèle a été exécuté pendant 25 ans après la réinjection . La largeur du chenal (w) utilisée pour calculer la hauteur maximale du coin (x) était de 40 m, soit l'équivalent de la largeur du barrage, selon l'équation suivante :

$$\tilde{o} = \frac{\text{volume} \times 2}{(L \times w)}$$

Il en résulte que $x = 3,29$ m.

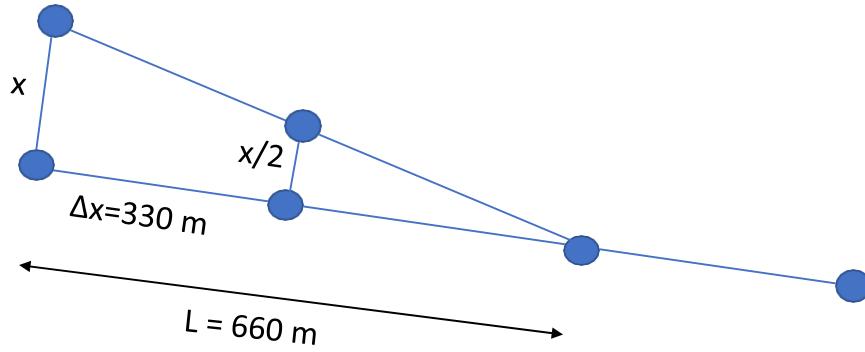


Figure 31. Schéma de la modélisation de la réinjection

La figure 32 compare les changements d'élévation du lit par rapport au lit d'équilibre avant barrage (ligne pointillée verte) en réponse à une réinjection unique, à une réinjection périodique et à l'absence de réinjection. Nous voyons qu'une réinjection unique n'a presque aucun impact sur l'élévation du lit alors qu'une réinjection périodique réduit la dégradation en amont de plusieurs mètres.

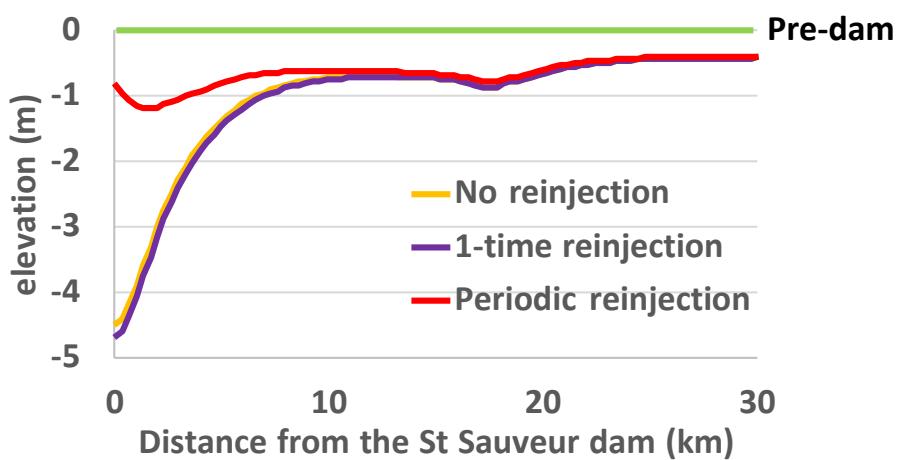


Figure 32. Changements de l'élévation du lit par rapport à l'équilibre avant barrage (ligne pointillée verte) en réponse à l'absence de réinjection, à une réinjection unique et à une réinjection périodique.

Dans la figure 33, les changements d'élévation du lit sont montrés par rapport à l'élévation du lit immédiatement avant la réinjection. Ici encore, on constate qu'une réinjection unique n'a aucun effet alors qu'une réinjection périodique entraîne une aggradation en amont.

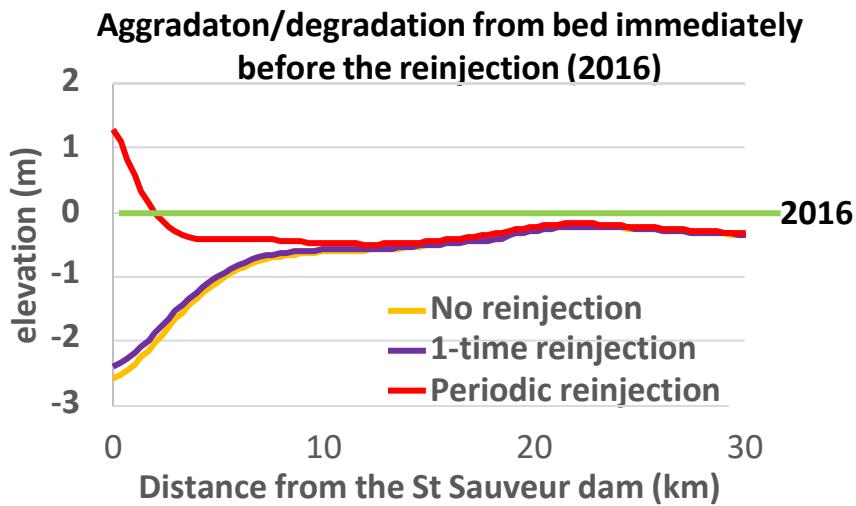


Figure 33. Changements dans l'élévation du lit par rapport à l'élévation du lit immédiatement avant la réinjection.

La figure 34 montre l'impact de différents scénarios de réinjection sur le diamètre moyen de la surface du lit par rapport à la surface du lit en équilibre avant le barrage et avant la réinjection. Elle montre une fois de plus qu'une réinjection unique n'a aucun impact sur la surface du lit (la ligne grise est cachée derrière la ligne violette). Une réinjection périodique rend la GSD de la surface plus fine.

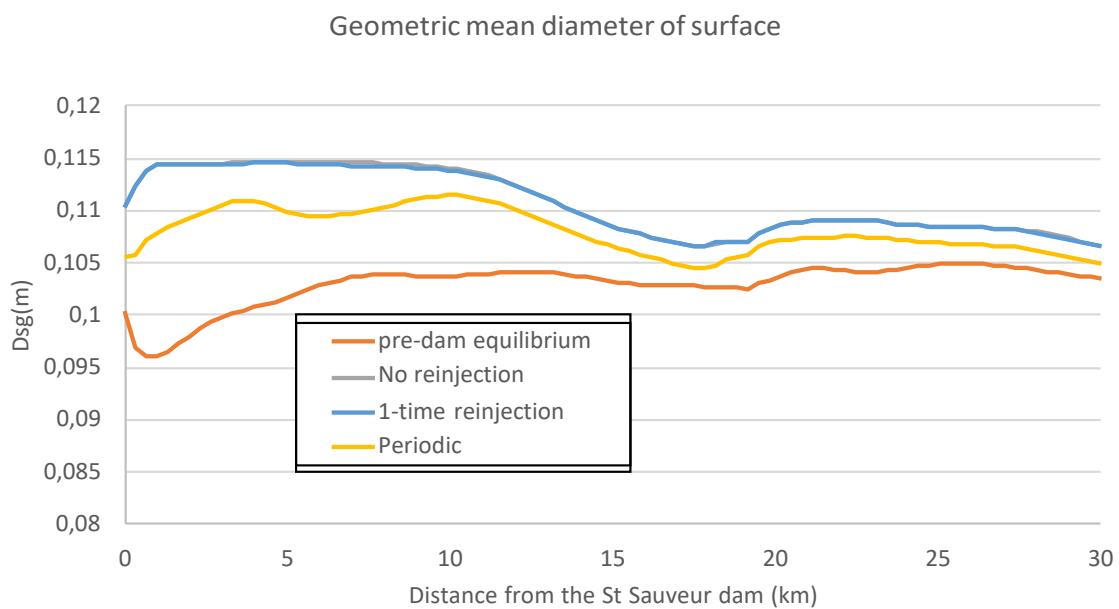


Figure 34. Diamètre moyen de la surface du lit à différents moments et en réponse à différents scénarios de réinjection.

Enfin, la figure 35 montre les effets des réinjections sur le volume de transport vers l'aval par rapport au volume de transport sans réinjection. Les résultats montrent que la réinjection unique de sédiments effectuée en 2016 entraîne une légère augmentation du volume de

transport pendant quelques années immédiatement après la réinjection, qui disparaît après 5-6 ans (une augmentation est à nouveau observée quelques années plus tard, probablement en raison de l'arrivée de la vague de sédiments vers l'aval). Ces résultats prédisent que l'impact de la réinjection ponctuelle disparaîtra complètement dans les 20 ans. En revanche, une réinjection périodique montre une augmentation plus importante du volume de sédiments qui se maintient et même augmente avec le temps.

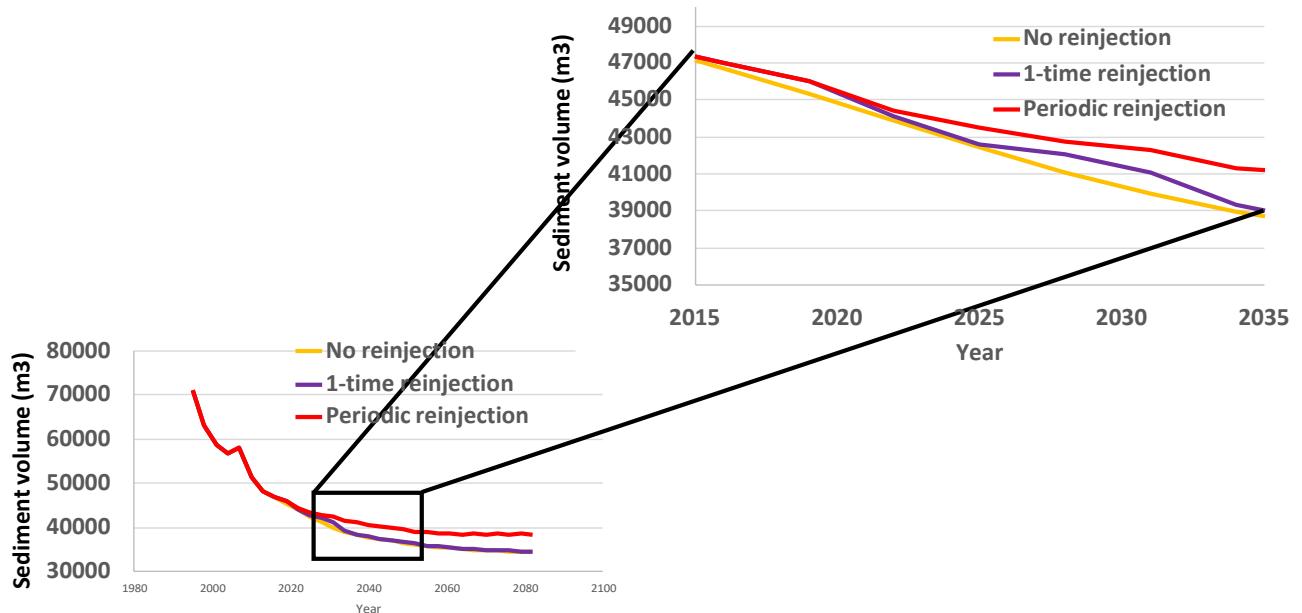


Figure 35. Volume annuel moyen de transport sédimentaire à l'aval du Buëch en réponse à différentes stratégies de réinjection.

7.3 Valeurs d'habitat

Les simulations de valeurs d'habitat VH et de surface pondérée utile SPU sont quasi-identiques en situation de morphologie pré- ou post-barrage (exemple de la Fig. 36). Les modifications morphologiques reconstituées par le modèle sont faibles et n'influent pas sur l'habitat hydraulique.

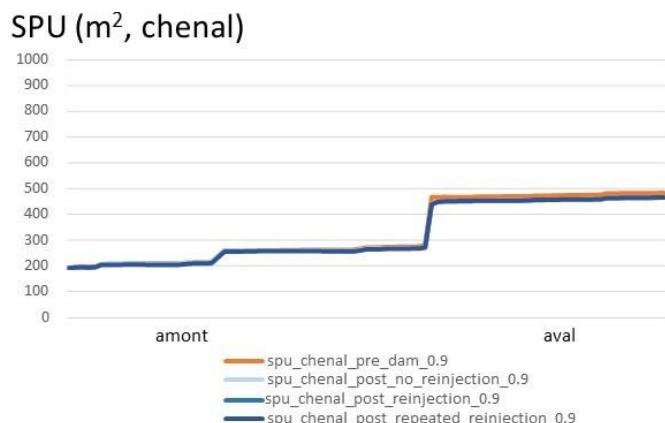


Fig. 36 SPU pour la guilde « chenal » en situation pré-barrage (orange) et

post-barrage pour trois scénarios de réinjection sédimentaire (sans, unique, multiple ; trois courbes bleues, superposées). Calculs faits pour un débit sortant de 0.9 m³/s et un débit de la Méouge de 1.5 m³/s

Aux débits d'étiage (ici, le Q95), la mise en débit réservé réduit légèrement les valeurs d'habitat et de façon plus notable (réduction de l'ordre de 50% avant 2014, limitée à 25% après 2014) la SPU des cyprinidés rhéophiles (Fig. 37 pour l'exemple du barbeau). Les valeurs d'habitat sont limitées par les valeurs de hauteur d'eau, et augmentent entre 0.2 et 0.3 le long du tronçon.

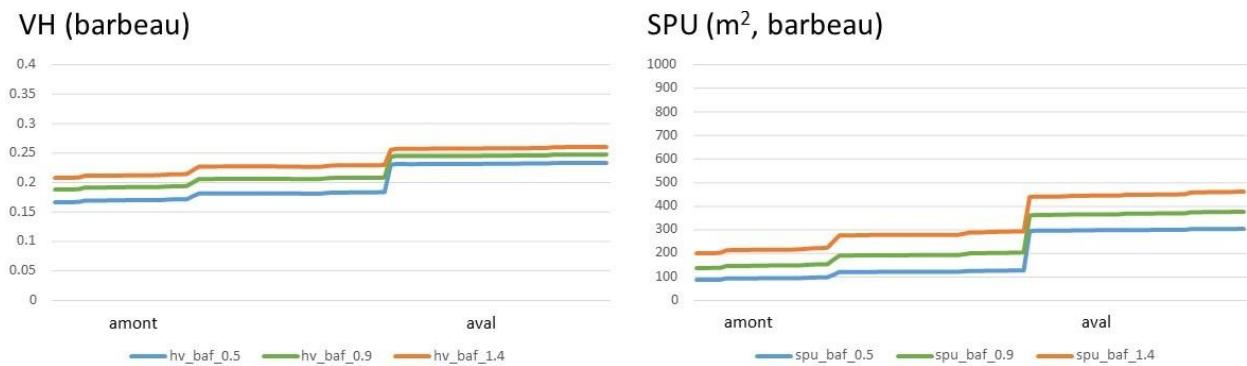


Fig. 37 VH et SPU pour le barbeau pour un quantile de bas débit Q95 pré-barrage (orange) et post-barrage (avant 2014 en bleu, après 2014 en vert). Calculs faits pour la morphologie post-barrage et un débit de la Méouge de 1.5 m³/s

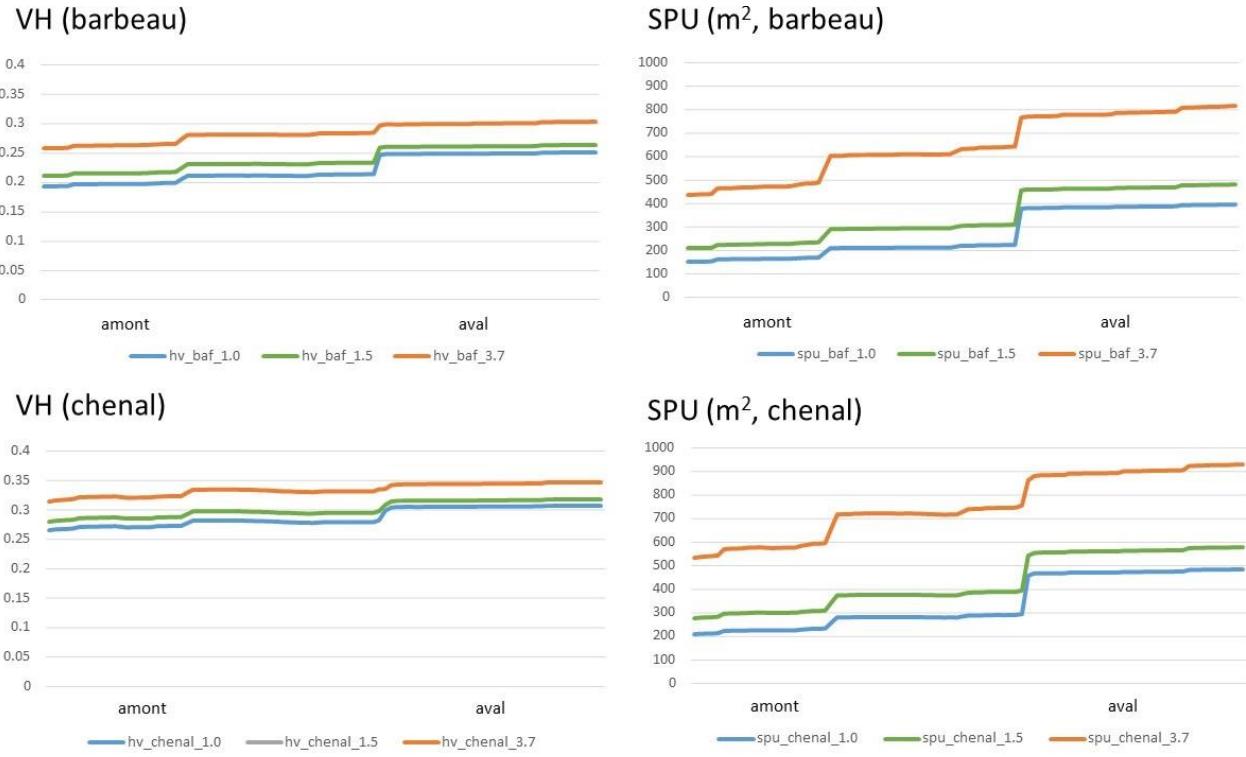


Fig. 38 VH et SPU pour le barbeau et la guilde chenal, pour un quantile de débit intermédiaire Q70 pré-barrage (orange) et post-barrage (avant 2014 en bleu, après 2014 en vert). Calculs faits pour la morphologie post-barrage et un débit de la Méouge de 1.5 m³/s

Pour les débits intermédiaires (bas à moyen), reflétés par le Q70, la mise en débit réservé a réduit fortement les valeurs d'habitat et considérablement (de l'ordre de 50%) la SPU des cyprinidés rhéophiles (Fig. 38). Le relèvement de débit en 2014 ont légèrement corrigé cet effet. Les valeurs d'habitat sont limitées par les valeurs de hauteur d'eau, et augmentent entre 0.25 et 0.35 le long du tronçon.

8 Discussion et conclusions

8.1 Recharge sédimentaire à partir du suivi morpho-sédimentaire

La planification des opérations de recharge sédimentaire en aval des barrages pose la question de la redistribution des matériaux en aval du site d'injection. Le cas du Buëch offre une expérience de terrain bien documentée dans laquelle la combinaison de levés topographiques LiDAR successifs couvrant un long secteur (environ 7 km) et d'un traçage sédimentaire RFID a permis d'isoler la signature morphologique d'une vague sédimentaire induite par la reprise des matériaux réinjectés. L'évolution 1D de l'altitude du lit actif et la cartographie 2D des changements morphologiques révèlent une tendance dominante à l'aggradation de la bande active sur une distance de 2.5 km en aval du barrage. Plus en aval, à une distance de 3.5 km du barrage, une autre zone d'exhaussement est observée, mais elle peut difficilement être

attribuée aux effets de la réinjection. Il semblerait que cet exhaussement distal soit principalement contrôlé par la reprise des sédiments du Buëch en amont et par les apports du Torrent de Channe. La fréquence cumulée des distances de transport observées lors de la crue de novembre 2016 montre en effet que 90 % des traceurs se sont déposés à une distance inférieure à 2 km. Lorsque cette fréquence cumulée est utilisée pour redistribuer la recharge effectivement liée à la réinjection sédimentaire (bien identifiée grâce aux données LiDAR), il est possible de reproduire la courbe des dépôts cumulés jusqu'à environ 2 km en aval du site de réinjection. Les traceurs RFID ont donc clairement aidé à détecter la propagation de la vague sédimentaire. Il ne faut cependant pas oublier que la courbe de fréquence cumulée des distances de transport intègre uniquement la fraction grossière de la charge de fond et il est possible que la queue de distribution ne soit pas correctement représentée par les observations. Cela est également corroboré par le fait que les traceurs ont été déployés en amont du barrage et que leur vitesse virtuelle a potentiellement été réduite par l'effet de piégeage de la queue de retenue et de son réservoir. Une injection de traceurs dans les remblais aurait été préférable pour reconstruire fidèlement la diffusion du pulse sédimentaire, mais ceci n'a pas été possible car la crue est survenue trop tôt après les travaux. Il est également reconnu qu'une détection des changements morphologiques intégrant les parties immergées de la bande active aurait été préférable pour reconstruire le bilan sédimentaire (Lallias-Tacon et al., 2014). Cependant, le fait que le débit régulé en aval du barrage soit strictement identique lors des deux levés LiDAR montre que les évolutions du niveau du lit, obtenues à la fois pour la bande active et le chenal d'étiage, peuvent être considérées comme non biaisées.

La combinaison du traçage sédimentaire et de la surveillance topographique a permis également d'évaluer les rôles respectifs de la transparence et de la réinjection sédimentaire dans les apports au tronçon en déficit. Les traceurs RFID ont d'abord démontré que l'opération de transparence lors de la crue de novembre 2016 a permis à la charge de fond de transiter au travers de l'ouvrage. En effet, 19,6 % des traceurs déployés en amont du barrage ont franchi les vannes. Ceci est également confirmé par les dépôts de graviers dans le chenal immédiatement en aval du barrage, comme en témoignent les données LiDAR séquentielles. Le bilan sédimentaire calculé pour le tronçon en aval immédiat du site de réinjection constitue également un moyen d'évaluer le flux charrié ayant traversé le barrage pendant la crue. Ce flux représente environ la moitié de celui fourni par la reprise des remblais, mais seulement 25 % de ce flux a effectivement contribué à la recharge du tronçon en déficit. Cela démontre clairement que la transparence seule est insuffisante pour stopper l'incision du chenal en aval du barrage et que de telles opérations doivent être associées à des réinjections sédimentaires pour compenser le déficit.

Le cas du Buëch a également permis d'évaluer l'efficacité de la technique des remblais (*high-flow stockpile*) en matière de recharge sédimentaire. Ce mode opératoire s'est avéré efficace puisque 52 % du volume réinjecté a été remobilisé lors de la première crue après travaux. Bien que cette valeur soit encore loin de l'efficacité théorique maximale de 100 %, elle est assez proche des valeurs rapportées pour quelques opérations récentes de réinjection sédimentaire dans les grandes rivières alpines (Tableau 9). Les différences de reprise entre les unités de remblai du Buëch confirment l'importance des conditions de submersion, comme démontré précédemment par des expérimentations en canal (Battisacco et al., 2016). Une submersion plus importante du remblai lors des crues et la proximité immédiate avec le chenal devraient

garantir une meilleure remobilisation des sédiments. Il s'avère en revanche que l'ouverture d'un chenal secondaire dans le remblai en rive gauche n'a pas joué son rôle, probablement parce que la dérivation de débit attendue n'a pas été suffisante pour induire une érosion latérale.

*Tableau 9. Analyse comparée des opérations de recharge sédimentaire en aval de barrages réalisées sur l'Isar, le Rhin et le Buëch ; *pic de crue de l'épisode hydrologique à l'origine de la remobilisation des dépôts artificiels (Brousse et al., 2020)*

Référence	Heckmann et al. 2017		Arnaud et al. 2017	Brousse et al., 2020
River	Isar		Rhin	Buëch
Site	3rd sill	Steinbock Monument	Kembs	Saint-Sauveur
Date de la recharge sédimentaire	2013	2013	2010	2016
Déficit sédimentaire annuel (D en m^3/an)	10 000	10 000	16 300	20 000
Volume de sédiments réinjectés (R en m^3)	4010	6312	23 000	43 500
Pic de crue (en m^3/s) et fréquence*	150 – 0.5		1340 – 0.5	265 – 0.2
Volume résiduel de recharge (PR)	0.60	0.87	0.50	0.58
Recharge effective (ER en m^3)	1600	800	11 500	18 000
Comblement du déficit annuel (DR)	0.16	0.80	0.71	0.90
Evolution du lit an aval	incision	stabilité	exhaussement	exhaussement

$$PR = \text{volume final post-crue} / \text{volume initial (R)}$$

$$ER = R(1-PR)$$

$$DR = ER/D$$

Au final, même si la recharge sédimentaire du Buëch a permis de stopper sans doute momentanément l'incision du lit en aval, elle n'a pas été suffisante pour redynamiser le tressage. Il s'avère en effet que l'exhaussement du lit en aval du site de réinjection n'a pas été à l'origine d'une remobilisation latérale des terrasses récentes, qui aurait permis, par substitution de charge, de propager sur une distance beaucoup plus importante les effets morphologiques de la recharge sédimentaire.

Deux ans après les travaux de réinjection et le premier retour d'expérience consécutif à la crue de novembre 2016, le bilan opérationnel demeure positif dans le tronçon en déficit sédimentaire chronique. Néanmoins, l'excédent sédimentaire net s'amenuise au fil du temps sous l'effet de la remobilisation des atterrissements qui se sont formés en novembre 2016 et qui sont insuffisamment renouvelés depuis l'amont par les transparences. Une diffusion vers l'aval de la vague sédimentaire est observée en 2017 et 2018. Ce bilan à 2 ans confirme que les transparences ne peuvent à elles seules résorber le déficit sédimentaire et qu'il est nécessaire de renouveler les opérations de réinjection ou, à minima, de remodeler les stocks résiduels pour éviter leur fixation par la végétation et pour favoriser leur érosion. Le retour d'expérience consécutif à la deuxième phase de travaux et aux crues de novembre 2018 et de février 2019 montre que dans un contexte hydrologique moins favorable (débits plus faibles et absence de transparence), l'érosion du remblai est faible et qu'elle n'a pas permis de générer une nouvelle vague sédimentaire.

8.2 Evaluations des impacts du barrage du Saint-Sauveur et de la recharge sédimentaire à partir de la modélisation morphodynamique 1D

L'exercice numérique utilisé dans cette étude démontre qu'un modèle morphodynamique 1D bien validé constitue un outil puissant pour évaluer les changements spatiaux et temporels à l'échelle décennale de la morphologie du lit (élévation, distribution granulométrique) et du transport sédimentaire dans les rivières en réponse aux modifications naturelles et anthropiques. Les données nécessaires à la construction et à la validation d'un tel modèle sont une estimation du débit d'eau et de sédiments, la distribution granulométrique de la surface du lit, le profil en long du chenal, et la largeur du chenal ; des données couramment disponibles pour les rivières, en particulier celles qui sont aménagées.

Le modèle morphodynamique met à jour l'élévation et la composition du lit local à chaque pas de temps en réponse à la capacité de transport local par rapport à l'apport de sédiments. Ceci le rend très bien adapté pour prédire l'évolution du lit (aggradation et dégradation) ainsi que les changements dans la distribution granulométrique en réponse aux changements de débit et d'apports sédimentaires (par exemple, barrages, réinjections de sédiments, changement climatique). De plus, étant donné que le modèle peut suivre les volumes de sédiments stockés et extraits le long du tronçon, il peut être utilisé pour développer un budget sédimentaire (entrées et sorties). Enfin, un avantage majeur de l'utilisation d'un modèle numérique est la capacité de faire varier les conditions initiales ainsi que les caractéristiques spécifiques des modifications. Par exemple, dans le cas de réinjections de sédiments, différents volumes, distributions granulométriques et fréquences peuvent être simulés et leurs impacts évalués.

Il est important de noter qu'un modèle 1D ne capture pas la variabilité latérale de la morphologie et de l'hydraulique, particulièrement importante dans les rivières en tresses. Bien que des modèles morphodynamiques bidimensionnels et tridimensionnels aient été développés, ils manquent jusqu'à présent d'ensembles de données détaillées basées sur le terrain pour une validation aux échelles spatiales et temporelles d'intérêt.

Les résultats de la modélisation numérique menée dans cette étude apportent un éclairage sur les impacts du barrage de Saint Sauveur et d'une réinjection de sédiments sur le Buëch. Ils mettent en évidence des différences de réponse morphologique selon que le barrage n'impacte que le débit vers l'aval ou à la fois le débit et la charge sédimentaire, et selon que la réinjection de sédiments est réalisée en une seule fois ou répétée toutes les quelques années. Les simulations numériques ont été exécutées jusqu'à ce que le lit atteigne l'équilibre (approximativement 60 - 70 à partir du moment de la perturbation, c'est-à-dire le début du fonctionnement du barrage, la réinjection de sédiments...). Une comparaison avec les conditions d'équilibre avant la gestion et avec les conditions du lit actuel donne un aperçu des effets des travaux de gestion ainsi qu'une prédition de la trajectoire de changement.

Les résultats des simulations du barrage de Saint Sauveur suggèrent que si le barrage avait fonctionné d'une manière qui ne faisait que détourner le flux (c'est-à-dire qu'il était totalement transparent en ce qui concerne les sédiments depuis sa mise en service), plusieurs mètres d'aggradation se seraient produits en aval du barrage en réponse à la capacité de transport réduite et aucun changement significatif du lit ne se serait produit en dessous des 5 premiers kilomètres environ. En revanche, la charge sédimentaire réduite en aval du barrage

(17 845 m³/an et 1790 m³/an respectivement avant et après le barrage) entraîne une incision de plusieurs mètres qui persiste jusqu'à au moins 15 km en aval du barrage. Il est important de noter que l'élévation du substratum rocheux, qui limiterait l'incision, n'a pas été prise en compte dans cette étude. Les simulations numériques montrent que le lit actuel est significativement plus grossier que la surface du lit avant barrage jusqu'au km 10. Une charge sédimentaire non modifiée aurait un effet réduit sur le pavage du lit, tandis que dans le cadre des opérations actuelles (détournement du débit + piégeage des sédiments), le pavage du lit devrait à la fois augmenter et se propager en aval. Enfin, les réductions de débit dues aux seules dérivations de débit devraient continuer à réduire les capacités de transport au cours des 15 prochaines années et atteindre une capacité de transport stable d'environ 50 000 m³/an en aval. Pendant ce temps, la dérivation du débit + le piégeage des sédiments devrait continuer à réduire les capacités de transport jusqu'à environ 2050 et se stabiliser à une capacité de transport annuelle moyenne d'environ 35000 m³/an en aval. La capacité de transport actuelle en aval est estimée à 63 000 m³/an (+/- 11 000 m³/an). Les résultats suggèrent que bien que les débits en aval du barrage ne soient pas impactés lorsque le débit à Serres est supérieur à 80 m³/s, ils sont suffisamment modifiés à proximité du seuil de mouvement, estimé à 45 m³/s, pour impacter le régime de transport.

Les résultats de la simulation d'une réinjection ponctuelle de sédiments (équivalente en volume à la réinjection de 2016) ne montrent pas d'impact significatif sur la morphologie du lit (élévation du lit, granulométrie de surface) par rapport aux conditions de lit sans réinjection lors du passage à l'équilibre. La simulation numérique prévoit également une augmentation du transport sédimentaire à l'aval du Buech en 2026, environ 10 ans après la réinjection, qui durera environ 10 ans (c'est-à-dire qu'elle disparaîtra environ 20 ans après la réinjection). Ceci suggère que les sédiments réinjectés auront atteint l'aval dans les 20 ans mais n'auront pas modifié la morphologie du lit au point de conduire à une modification pérenne de la capacité de transport. Ce résultat est en accord avec la distance moyenne de transport mesurée d'environ 1 km des traceurs RFID et une distance estimée de 2,5 km pour la propagation des sédiments réinjectés en réponse à un événement de crue importante. En revanche, un volume de réinjection équivalent effectué tous les 6 ans montre un fort potentiel à la fois d'aggradation du lit en amont et de réduction de la granulométrie de surface, ainsi qu'un volume de transport durablement plus élevé.

L'étude souligne l'impact des changements de débit et de livraison de sédiments en aval des barrages sur l'élévation du lit, la distribution granulométrique de surface et la capacité de transport. Elle suggère que les bénéfices d'une réinjection unique de sédiments, à peu près équivalente à un volume de transport annuel, peuvent être insignifiants et de courte durée, mais que des opérations de réinjection répétées ont le potentiel de modifier fondamentalement le lit.

8.3 Habitat hydraulique des espèces

Obtenir les données afin de caractériser les éventuels impacts biologiques d'une modification morphologique à l'aide d'une étude de terrain demanderait un investissement très important en temps et en moyens, mais cela peut être effectué à moindre coût à l'aide du modèle hydraulique d'habitat déjà utilisé au plan national. Le travail présenté s'attaque aux défis de l'évaluation de l'habitat à large échelle spatiale et à long terme en se basant sur des modèles

aquatiques, en établissant le bénéfice apporté par le couplage de données obtenues par des modèles morphodynamiques 1D à un modèle statistique d'habitat. Il montre le potentiel de tels modèles de rendre possible la détermination des conséquences à long terme sur les populations de poissons d'une modification de la fréquence des débits de crue d'une rivière, la détermination de régimes de débit les plus favorables à différentes étapes du développement des poissons, et ainsi l'utilisation de ces informations pour la conception des pratiques de gestion du débit.

Si l'on se fie aux résultats hydrauliques du modèle 1D, les modifications de morphologie post-aménagement sont faibles et sans effet notable sur l'habitat hydraulique des espèces. En revanche, la mise en débit réservé a réduit de l'ordre de 50% les surfaces d'habitat favorables des bas débits « fréquents » reflétés par le quantile Q70, et dans une moindre mesure les valeurs d'habitat limitantes des bas débits, reflétés par le quantile Q95 (perte d'habitat à moitié corrigée par la hausse des débits réservés en 2014). Cette réduction des valeurs d'habitat a probablement un effet négatif sur les densités de cyprinidés rhéophiles, ainsi que des espèces non prises en compte par les simulations comme l'apron.

L'exercice montre l'intérêt du couplage de modèles morphodynamiques 1D et de modèles d'habitat statistiques pour une évaluation rapide des variations longitudinales de valeurs d'habitat sur un long tronçon, et pour comparer des effets des altérations de morphologie et d'hydrologie. La pertinence du modèle 1D pour refléter la morphologie réelle et ses modifications dues à l'aménagement reste à vérifier.

Notons en particulier qu'il est rapidement apparu que le modèle hydrodynamique 1D ne prédit pas de modification importante de la taille des sédiments en place, ni de la géométrie hydraulique longitudinale du tronçon concerné, entre les situations pré-aménagement et post-aménagement, quel que soit le scénario de recharge sédimentaire considéré post-aménagement. Ceci limite l'intérêt de la traduction en habitat hydraulique des changements de morphologie.

Remerciements

Merci à Enrica Viparelli (University of South Carolina) pour son aide sur la modélisation morphodynamique 1D et à Jules Fleury (AMU - CEREGE) pour son aide avec les logiciels SIG. Merci à Georges Carrel, Yann Le Coarer (INRAE) et Yannick Pognart (OFB) pour leurs avis sur les modélisations d'habitat.

9 References bibliographiques

- Anderson, S.W., 2019. Uncertainty in quantitative analyses of topographic change: error propagation and the role of thresholding. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44(5): 1015-1033.
- Arnaud, F., Piégay, H., Béal, D., Collery, P., Vaudor, L., Rollet, A.-J., 2017. Monitoring gravel augmentation in a large regulated river and implications for process-based restoration. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(13): 2147-2166.

Battisacco, E., Franca, M.J., Schleiss, A.J., 2016. Sediment replenishment: Influence of the geometrical configuration on the morphological evolution of channel-bed. *Water Resources Research*, 52(11): 8879-8894.

Brousse, G., 2020. Efficacité des travaux de restauration et résilience des rivières torrentielles altérées. Thèse de Doctorat, Université Paris Diderot (Paris 7), 335 pp.

Brousse, G., Arnaud-Fassetta, G., Liébault, F., Bertrand, M., Melun, G., Loire, R., Malavoi, J.-R., Fantino, G., Borgniet, L., 2020. 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 Research and Applications*, 36(6): 880-893.

Cassel, M., Dépret, T., Piégay, H., 2017. Assessment of a new solution for tracking pebbles in rivers based on active RFID. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(13): 1938-1951.

Cassel, M., Piégay, H., Fantino, G., Lejot, J., Bultingaire, L., Michel, K., Perret, F., 2020. Comparison of ground-based and UAV a-UHF artificial tracer mobility monitoring methods on a braided river. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45(5): 1123-1140.

Chaudhry, M. H., 2008, Open-channel flow, 2nd ed. Springer, 523 p. ISBN 978-0-387-30174-7

Church M, Ferguson RI. 2015. Morphodynamics: Rivers beyond steady state M. *Water Resources Research* 51 : 1883–1897. DOI: 10.1002/2014WR016862

CHR, 2009. Erosion, Transport and Deposition of Sediment — Case Study Rhine, Report II- 20. CHR/KHR, Lelystad.

Coutaz, J., 2021, Interactions entre le transport de sédiments, l'hydrologie et la morphologie dans une rivière en tresses à lit de galets : le Buëch Alpes de Haute-Provence, France), Université Aix-Marseille, 522 pp

Cui Y, Parker G. 1998. The arrested gravel front: Stable gravel-sand transitions in rivers Part 2: General numerical solution. *Journal of Hydraulic Research* 36 : 159–182. DOI: 10.1080/00221689809498631

De Vries, M. 1965. Considerations about non-steady bed-load transport in open channels. *Proceedings*, 11th Congress, International Association for Hydraulic Research, Leningrad: 381-388.

Downs, P.W., Keele, V.E., Gilvear, D.J., 2016. Dispersal of augmented gravel in a steep, boulder-bedded reach: early implications for restoring salmonid habitat. *Proceedings 11th International Symposium on Ecohydraulics (ISE 2016)*.

Foley, M.M., Magilligan, F.J., Torgersen, C.E., Major, J.J., Anderson, C.W., Connolly, P.J., Wieferich, D., Shafrroth, P.B., Evans, J.E., Infante, D., Craig, L.S., 2017. Dam removal- listening in Landscape context and the biophysical response of rivers to dam removal in the United States. *Plos ONE* <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180107>.

Gaeuman, D., Stewart, R., Schmandt, B., Pryor, C., 2017. Geomorphic Response to Gravel Augmentation and High-flow Dam Release in the Trinity River, California. 2540, pp. 2523–2540. <https://doi.org/10.1002/esp.4191>.

Gay Environnement, 2021,. Aménagement hydroélectrique de Saint-Sauveur sur le Buëch (05-04). Suivi environnemental suite au relèvement du débit réservé et à la recharge sédimentaire en aval du barrage de Saint-Sauveur. Gay Environnement, EDF-CIH.

Girard, V., N. Lamouroux, and R. Mons, 2014, Modeling point velocity and depth statistical distributions in steep tropical and alpine stream reaches, *Water Resour. Res.*, 50, 427–439, doi:10.1002/2013WR013894.

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, CA: CALFED Science and Ecosystem Restoration Programs.

Heckmann, T., Haas, F., Abel, J., Rimböck, A., Becht, M., 2017. Feeding the hungry river: Fluvial morphodynamics and the entrainment of artificially inserted sediment at the dammed river Isar, Eastern Alps, Germany. *Geomorphology*, 291: 128-142.

Hirano, M. (1971), On riverbed variation with armoring (in Japanese), *Proc. Jpn. Soc. Civ. Eng.*, 195, 55 – 65.

Hoey, T. B., and R. I. Ferguson (1994), Numerical simulation of down- stream fining by selective transport in gravel bed rivers: Model development and illustration, *Water Resour. Res.*, 30, 2251 – 2260.

HYDRETUDES, 2013. Définition d'un plan de gestion des alluvions du Buëch et de ses affluents. Rapport transport solide, 183 pp.

Klösch, M., Hornich, R., Baumann, N., Puchner, G., Habersack, H., 2011. Mitigating channel incision via sediment input and self-initiated riverbank erosion at the Mur River, Austria. *Geophys. Monogr. Ser.* <https://doi.org/10.1029/2010GM000977>.

Kondolf, G.M., Matthews, W.G., 1991. Management of Coarse Sediment in Regulated Rivers of California. University of California Water Resources Center, UC Berkeley Retrieved from. <https://escholarship.org/uc/item/5rw9k19j>.

Kondolf, G.M., 1997. Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environ. Manag.* 21, 533–551. <https://doi.org/10.1007/s002679900048>.

Kondolf, G.M., Gao, Y., Annandale, G.W., Morris, G.L., Jiang, E., Zhang, J., Cao, Y., Carling, P., Fu, K., Guo, Q., Hotchkiss, R., Peteuil, C., Sumi, T., Wang, H.-W., Wang, Z., Wei, Z., Wu, B., Wu, C., Yang, C.T., 2014. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. *Earth's Future*, 2(5): 256-280.

Lamarre, H., Mac Vicar, B., Roy, A.G., 2005. Using passive integrated transponder (PIT) tags to investigate sediment transport in gravel-bed rivers. *Journal of Sedimentary Research*, 75: 736-741.

Lallias-Tacon, S., Liébault, F., Piégay, H., 2014. Step by step error assessment in braided river sediment budget using airborne LiDAR data. *Geomorphology*, 214(0): 307-323.

Lamouroux N., Augeard B., Baran P., Capra H., Le Coarer Y., Girard V., Gouraud V., Navarro L., Prost O., Sagnes P., Sauquet E., Tissot L. (2018) Débits écologiques : la place des modèles d'habitat dans une démarche intégrée. *Hydroécologie Appliquée*, 20, 1–26.

Lamouroux N., Capra H. (2002) Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. *Freshwater Biology*, 47, 1543-1556.

Lamouroux N., Souchon Y. (2002) Simple predictions of instream habitat model outputs for fish habitat guilds in large streams. *Freshwater Biology*, 47, 1531-1542.

Landon, N., 2008. Du constat d'enfoncement du lit fluvial aux actions de recharge sédimentaire: quellessolutions pour une gestion raisonnée de nos cours d'eau? Outils de gestion de l'eau en territoire demontagne. PNR du Queyras, ONEMA et MEDR, pp. 28–39 2007. halshs-00279895.

Lane, S.N., Westaway, R.M., Hicks, D.M., 2003. Estimation of erosion and deposition volumes in a large, gravel-bed, braided river using synoptic remote sensing. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28: 249-271.

Loire R. (2018) Case study: Restoring sediment continuity in the Buëch. IV Convegno italiano sulla riqualificazione fluviale. Tra cambiamento climatico e consumo di suolo: la riqualificazione fluviale per un nuovo equilibrio del territorio. Bologna.

Magilligan, F.J., Nislow, K.H., 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology* 71, 61–78. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.017>.

Marteau B, Michel K, Piégay H. (en prep.) Can gravel augmentation restore thermal functions in gravel-bed rivers? A need to assess success within a trajectory-based BACI framework.

Miguel C., Lamouroux N., Pella H., Labarthe B., Flipo N., Akopian M., Belliard J. (2016) Altération d'habitat hydraulique à l'échelle des bassins versants: impacts des prélèvements en nappe du bassin Seine-Normandie. *La Houille Blanche*, 3, 65-74.

Nelson PA, Venditti JG, Dietrich WE, Kirchner JW, Ikeda H, Iseya F, Sklar LS. 2009. Response of bed surface patchiness to reductions in sediment supply. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* **114** : 1–18. DOI: 10.1029/2008JF001144

Nichols, M.H., 2004. A radio frequency identification system for monitoring coarse sediment particle displacement. *Applied Engineering in Agriculture*, 20(6): 783-787.

Ock, G., Sumi, T., Takemon, Y., 2013. Sediment replenishment to downstream reaches below dams: implementation perspectives. *Hydrological Research Letters*, 7(3): 54-59.

Parker, G., and P. Klingeman (1982), On why gravel bed streams are paved, *Water Resour. Res.*, 18(5), 1409 – 1423.

Parker G, Sutherland AJ. 1990. Fluvial armor. *Journal of Hydraulic Research* **28** : 529–544. DOI: 10.1080/00221689009499044

Parker, G. (1991a), Selective sorting and abrasion of river gravel. I: Theory, *J. Hydraul. Eng.*, 117(2), 131 – 149.

Parker, G. (1991b), Selective sorting and abrasion of river gravel. II: Applications, *J. Hydraul. Eng.*, 117(2), 150 – 171.

Parker, G. (2004). 1D sediment transport morphodynamics with applications to rivers and turbidity currents, e-book, http://hydrolab.illinois.edu/people/parkerg/morphodynamics_e-book.htm

Parker, G., M. Hassan, and P. R. Wilcock (2008), Adjustment of the bed surface size distribution of gravel-bed rivers in response to cycled hydro-graphs, in *Gravel-Bed Rivers VI: From Process Understanding to River Restoration*, edited by H. Habersack, H. Pié gay, and M. Rinaldi, pp. 241 – 285, Elsevier, New York.

Pasternack, G.B., Wang, C.L., Merz, J.E., 2004. Application of a 2D hydrodynamic model to design of reach-scale spawning gravel replenishment on the Mokelumne River, California. *River Res. Appl.* 20, 205–225. <https://doi.org/10.1002/rra.748>.

Petts, G.E., Gurnell, A.M., 2005. Dams and geomorphology: research progress and future directions. *Geomorphology* 71, 27–47. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.02.015>.

Piégay, H., Arnaud, F., Cassel, M., Dépret, T., Alber, A., Michel, K., Rollet, A.J., Vaudor, L., 2016. Suivi par RFID de la mobilité des galets: retour sur 10 ans d'expérience en grandes rivières. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 67: 77-91.

Plichard L., Forcellini M., Le Coarer Y., Capra H., Carrel G., Ecochard R., Lamouroux N. (2020) Predictive models of fish microhabitat selection in multiple sites accounting for abundance overdispersion. *River Research and Applications*, 36, 1056–1075. <https://doi.org/10.1002/rra.3631>

Recking, A., 2013. A simple method for calculating reach-averaged bedload transport. *Journal of Hydraulic Engineering*, 139, 70-75.

Robinson RAJ, Slingerland RL. 1998. Origin of fluvial grain-size trends in a foreland basin; the Pocono Formation on the central Appalachian Basin. *Journal of Sedimentary Research* 68 : 473–486. DOI: 10.2110/jsr.68.473

SMIGIBA (2006) Contrat de rivière Buëch et ses affluents : étude pour la définition d'un plan de gestion des milieux aquatiques du Buëch. Maison Régionale de l'Eau, Conseil supérieur de la pêche, Université de Provence - Laboratoire évolution génome environnement. 130 p.

SOGREAH (2007) Plan de gestion des alluvions du Buëch et ses affluents (p. 63). Syndicat Mixte de Gestion Intercommunautaire du Buëch et ses Affluent.

Staentzel, C., Arnaud, F., Combroux, I., Schmitt, L., Trémolières, M., Grac, C., Piégay, H., Barillier, A., Chardon, V., Beisel, J.-N., 2018a. How do instream flow increase and gravel augmentation impact biological communities in large rivers: a case study on the Upper Rhine River. *River Res. Appl.* 34, 153–164. <https://doi.org/10.1002/rra.3237>.

Sumi, Tetsuya, Okano, Masahisa, Takata, Yasufumi, 2004. Proceedings of the Ninth International Symposium on River Sedimentation October 18–21, 2004, Yichang, China. pp. 1036–1043.

Sumi, T., Kantouch, S., Esmaeili, T., Ock, G., 2017. Reservoir sediment flushing and replenishment below dams: insights from Japanese case studies. In: D. Tsutsumi and J.B. Laronne (Editors), *Gravel-Bed Rivers Processes and Disasters*. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 385-414.

Thorel, M., Piégay, H., Barthelemy, C., et al., 2018. Socio-environmental implications of process-based restoration strategies in large rivers: should we remove novel ecosystems along the Rhône (France)? *Reg. Environ. Chang.* 18, 2019–2031. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1325-7>.

Toro-Escobar, C. M., G. Parker, and C. Paola (1996), Transfer function for the deposition of poorly sorted gravel in response to streambed aggradation, *J. Hydraul. Res.*, 34(1), 35 – 53.

Viparelli, E., O. Sequeiros, A. Cantelli, P. R. Wilcock, and G. Parker (2010), Modeling of river morphodynamics with creation/consumption of grain size stratigraphy. Part 2: Numerical model, *J. Hydraul. Res.*, 48(6), 727 – 741.

Viparelli E, Gaeuman D, Wilcock P, Parker G. 2011. A model to predict the evolution of a gravel bed river under an imposed cyclic hydrograph and its application to the Trinity River. *Water Resources Research* **47** : 1–22. DOI: 10.1029/2010WR009164

Wheaton, J.M., Pasternack, G.B., Merz, J.E., 2004. Spawning habitat rehabilitation—I. Conceptual approach and methods. *Int. J. River Basin Manag.* **2**, 3–20.

Wilcock, P.R., McArdell, B.W., 1997. Partial transport of a sand/gravel sediment. *Water Resources Research*, **33**(1): 235-245.

Wilcock, P. R., and J. C. Crowe (2003), Surface-based transport model for mixed-size sediment, *J. Hydraul. Eng.*, **129**(2), 120 – 128.

Wright S, Parker G. 2005a. Modeling downstream fining in sand-bed rivers. I: formulation. *Journal Of Hydraulic Research* **43** : 613–620.

Wright S, Parker G. 2005b. Modeling downstream fining in sand-bed rivers. II: Application. *Journal of Hydraulic Research* **43** : 621–631. DOI: 10.1080/00221680509500382

10 Annexe 1

1D Morphodynamic model for a gravel bed reach

Model description:

This model is developed/applied to an alpine gravel bed river in SE France (Buech River). The lower Buech river is bound by St. Sauveur dam and the confluence between the Buech and the Durance River. The dam was built in 1992 for diverting flow for hydroelectric purposes which has caused flow and sediment deficit to the lower Buech river. In 2016, it was decided to reinject sediment from upstream to immediately downstream of the dam. This model attempts to predict the long-term impacts of the reinjection on the morphodynamics of the river and study other possible scenarios such as periodic reinjections¹.

The model is run 2 times. 1) pre-dam run (equilibrium) in order to obtain initial condition of the post-dam run. 2) post-dam run which starts from 1992 (dam closure) to 2082 (is believed to reach post-dam equilibrium condition). The bed surface elevation and grain size distribution of the surface sediment from the pre-dam run are used as initial conditions of the post-dam runs.

The post-dam runs have an option in the model where the user can impose the reinjection in any time (2016 in this specific case) by increasing the bed elevation in the first two nodes and creating a wedge with the volume equal to the reinjection volume. The bed elevation increase should be calculated and put in by the user (line 455-464)

Model Inputs:

“input_eta”: the initial bed elevation obtained from pre-dam run

“fa_input”: the fraction of each grain size on the bed surface obtained from pre-dam run

“upstream_rating_curve_pre-dam”: the rating curve used for the pre-dam run for the most upstream node

“upstream_rating_curve_post-dam”: the rating curve used for the post-dam runs for the most upstream node

“Meouge_rating_curve”: the rating curve for the Meouge branch that joins the Buech at ~ 12km upstream of the outlet.

“catchment_area”: the fraction of the sub-catchments areas contributing to each node

¹ This model is specifically developed for the Buech river. It needs to be carefully updated/edited in order to apply to other cases.

Model Outputs:

“etaa1-8”: bed surface elevation. The first column of the first file is the distance from the dam in meter, the second column of the first file is the initial bed elevation i.e., 1992 and the rest of the columns are the bed surface elevation in each 3 years i.e., 1995, 1998, 2001 etc.

“dgf1-8”: geometric diameter of the surface sediment. The format is the same as bed surface elevation.

“d90-1-8”: d90 of the surface sediment. The format is the same as bed surface elevation.

“d50-1-8”: d50 of the surface sediment. The format is the same as bed surface elevation.

“Water surface1-8”: water depth. The format is the same as bed surface elevation.

“slope1-8”: bed slope. The format is the same as bed surface elevation.

“fa_output”: the fraction of each grain on the bed surface. The output of pre-dam run should be copied and pasted in fa-input of the post-dam run.

“sediment_volume_1-8”: Total volume of sediment passing through each node over 3 years. For example, the last node represents the total volume of sediment going out of the reach within each 3 years increment. The format is the same as bed surface elevation except there is no initial condition. The second column in these files are the first printing time i.e. 1995.

“qbiv2019_1-4”: grain size specific volume of sediment passing through each node for the year 2019. The first column is the distance from the dam. Each column represents one grain size range starting from the smallest grain.

“qbiv2028_1-4”: grain size specific volume of sediment passing through each node for the year 2028. The first column is the distance from the dam. Each column represents one grain size range starting from the smallest grain.

“qbiv2031_1-4”: grain size specific volume of sediment passing through each node for the year 2031. The first column is the distance from the dam. Each column represents one grain size range starting from the smallest grain.

“qbiv2082_1-4”: grain size specific volume of sediment passing through each node for the year 2082. The first column is the distance from the dam. Each column represents one grain size range starting from the smallest grain.