



HAL
open science

Effacité des travaux de restauration et résilience des rivières torrentielles altérées

Guillaume Brousse

► **To cite this version:**

Guillaume Brousse. Effacité des travaux de restauration et résilience des rivières torrentielles altérées. Géomorphologie. Université Paris Cité, 2020. Français. NNT : 2020UNIP7068 . tel-03210033

HAL Id: tel-03210033

<https://theses.hal.science/tel-03210033>

Submitted on 27 Apr 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université de Paris
École doctorale 624 Sciences des Sociétés
UMR PRODIG 8586

Efficacité des travaux de restauration et résilience des rivières torrentielles altérées

Par Guillaume Brousse

Thèse de doctorat de Géographie / Hydromorphologie

Dirigée par Gilles Arnaud-Fassetta
et Frédéric Liébault

Présentée et soutenue publiquement le 04 septembre 2020

Devant un jury composé de :

Emmanuèle Gautier, Professeure, Université Paris 1, rapportrice
Hervé Piégay, Directeur de recherche, CNRS Lyon, rapporteur
Jean-René Malavoï, Expert, EDF-HYDRO, examinateur
Anne-Julia Rollet, Maîtresse de conférences, Université Rennes 2, examinatrice
Michal Tal, Maîtresse de conférences, Aix-Marseille Université, examinatrice
Gilles Arnaud-Fassetta, Professeur, Université de Paris, directeur de thèse
Frédéric Liébault, Directeur de recherche, IRSTEA, co-directeur de thèse
Gabriel Melun, Expert, AFB, invité

*Je dédie ce travail à Aline et Raymond Jeambel qui n'ont pas eu le temps de voir l'aboutissement de ce projet.
Je vous souhaite à tous les deux de reposer en paix.*

Résumé

Titre : Efficacité des travaux de restauration et résilience des rivières torrentielles altérées

Cette thèse apporte un retour d'expérience sur la trajectoire de restauration de trois sites représentatifs des altérations communément rencontrées dans les hydrosystèmes torrentiels à forte énergie (endiguement, barrage et extraction).

Les protocoles de suivi permettent de cerner le contexte morphodynamique et de caractériser les ajustements morphologiques. Des outils spécifiques sont déployés afin de répondre à des enjeux de restauration particuliers (régulation du charriage, air d'influence de la réinjection sédimentaire et connectivité sédimentaire). Les données morphologiques sont confrontées aux données hydrobiologiques afin de caractériser la réponse des biocénoses.

La comparaison des trajectoires de la Clamoux et de l'Argent-Double (Aude, Minervois) met en évidence que la restauration de l'espace de liberté permet de rétablir une dynamique latérale et de diversifier les habitats tout en permettant de réguler les flux liquides et solides. Depuis la crue cinquantennale d'octobre 2018, la régulation est beaucoup moins efficace car une seule des trois zones d'expansion de crue demeure encore fonctionnelle.

Sur le Buëch (Alpes du Sud), la réinjection sédimentaire en aval du barrage de Saint-Sauveur est une solution efficace mais non durable pour résorber les déficits sédimentaires. L'efficacité morphologique est meilleure avec des remblais disposés en unités parallèles proches du chenal principal (quelles que soient la hauteur et la pente du talus) et pendant les transparences hydrauliques mais la fonction écologique de cette opération n'apparaît pas significative. Le retour au déficit sédimentaire à court terme engage de nouvelles réflexions sur la stratégie de gestion alluviale.

Sur le Drac (Alpes du Sud), la reconstitution du matelas alluvial à Saint-Bonnet-en-Champsaur a permis de stopper l'incision et d'initier un retour au tressage. Le tronçon restauré s'ajuste sur le tronçon de référence de la plaine de Chabottes. Les ajustements morphologiques ont permis une intensification du tressage, une diversification des habitats et des gains hydrobiologiques considérables. Le pari d'une auto-récupération du tressage était un bon choix mais le recul temporel demeure trop restreint pour conclure à la résilience complète, du fait de l'absence de suivi postérieur à une crue véritablement morphogène.

Ces retours d'expérience ont permis d'apporter des compléments au suivi minimum scientifique afin de quantifier la trajectoire de restauration des rivières torrentielles.

Mots clés : rivières torrentielles ; rivière en tresses ; restauration ; Clamoux ; Drac ; Buëch.

Abstract

Title: Restoration efficiency and recovery of altered torrential rivers

This thesis provides feedback on the restoration trajectory of three sites representative of the alterations commonly encountered in high energy hydrosystems (embankment, dam and extraction).

The monitoring device make it possible to define the morphodynamic context and to characterize the morphological adjustments. Specific device has been deployed in order to respond to specific restoration issues (bedload regulation, extension of sediment pulse and sediment connectivity). Morphological data are compared with hydrobiological data in order to characterize the biocenosis response.

Trajectory comparison between the Clamoux River and the Argent Double River (Aude, Minervois) highlights that embankment removal has restored lateral dynamics and diversified habitats and allowed regulation of water and sediment discharges. Since the last flood that occurred in October 2018, regulation is less effective because only one of the three flooding areas remains functional.

In the Buëch River (Southern Alps), the sediment replenishment operation downstream of the Saint-Sauveur dam is an effective but unsustainable solution to reduce sediment deficits. Morphological efficiency is better with parallel berms close to the main channel (whatever berm

height and slope) and during sluicing, but the ecological function of this operation does not appear to be significant. The short-term sediment deficit trend involves new reflections about sediment management strategy.

In the Drac River (Southern Alps), the gravel augmentation at Saint-Bonnet-en-Champsaur made it possible to stop the channel degradation, which allows braided channel recovery. The restored reach adjusts to the reference reach of the Chabottes plain. Morphological adjustments have attested of braided intensification, habitat diversification and considerable hydrobiological gains. The bet of a self-braided channel recovery was a good choice but survey duration remains too limited to conclude for complete recovery due to absence of survey after morphogenic flood.

Feedbacks provide additional methods to the minimum scientific survey for restoration trajectory quantification in torrential rivers.

Keywords: torrential river; restoration; braided river; sediment replenishment; Clamoux River; Drac River; Buëch River.

Sommaire

Sommaire	6
Remerciements	7
Introduction générale	9
I. Cadre thématique	9
II. Problématiques et objectifs de recherche	20
Partie I : Trois chantiers vitrines	22
III. Le Minervois : 15 ans de retour d'expérience sur la reconquête des espaces de bon fonctionnement	23
IV. Réinjecter des sédiments en aval du barrage de Saint-Sauveur pour limiter les déficits sédimentaires	40
V. Le Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur : stopper l'incision et restaurer le tressage	58
Conclusions	73
Partie II : Principes méthodologiques et outils déployés	74
VI. L'approche « bassin-versant » ou comment définir la capacité de résilience	75
VII. Les approches à l'échelle du tronçon et de la zone restaurée	80
VIII. Les approches stationnelles	104
Conclusions	123
Partie III : Trajectoires de restauration	124
IX. La réouverture de la Clamoux au pont des Aygadons : de la réussite locale à la transposition à l'échelle du territoire	124
Conclusions	155
X. La gestion du barrage de Saint-Sauveur : clé de réussite pour garantir la continuité sédimentaire sur le Buèch	158
Conclusions	213
XI. La réinjection sédimentaire dans le Haut-Drac : une restauration du tressage efficace mais jusqu'à quand ?	215
Conclusions	266
Discussion	268
XII. Les rivières torrentielles sont-elles résilientes ?	268
XIII. Recommandations pour le suivi minimum scientifique sur les rivières torrentielles	272
XIV. Vers des indicateurs hydromorphologiques pour le suivi de la restauration	277
Conclusion générale	283
Bibliographie	288
Liste des figures	303
Liste des tableaux	309
Annexes	311
Table des matières	332

Remerciements

J'adresse mes plus sincères remerciements à Gilles et à Frédéric pour leur accompagnement tout au long de ce projet. Après trois ans de formation à l'UPEC auprès de toi Gilles, suivis de cinq ans de collaboration professionnelle avec SUEZ Consulting et enfin quatre ans d'encadrement de thèse, tu as marqué toute une tranche de ma vie. Frédéric, malgré la distance Grenoble-Paris, tu as toujours été présent pour discuter cailloux et bilan sédimentaire. C'est auprès de personnalités comme les vôtres que l'on progresse.

Je remercie la direction du laboratoire PRODIG (UMR 8586) pour m'avoir offert le cadre de travail nécessaire au bon déroulement de ce doctorat.

Ce projet n'aurait pu avoir lieu sans le soutien financier de l'Office Français de la Biodiversité, de EDF et de l'Agence de l'Eau. Je remercie particulièrement Gabriel Melun pour le montage du projet côté OFB ainsi que Jean-René Malavoi et le groupement d'usines de Sisteron côté EDF et Frédéric Housset à l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse. Cette thèse a aussi bénéficié du programme Interreg Alpine Space HyMoCARES.

Je remercie l'IRSTEA aux noms d'Alain Recking, Laurent Borgniet, Mélanie Bertrand, Clément Misset et Michael Deschartes pour leur soutien technique et matériel. Une mention spéciale revient à Mélanie qui a toujours été de bons conseils.

Je remercie les membres du COPIL de cette thèse composé de Michal Tal (CEREGE), Remi Loire et Jean-René Malavoi (EDF), Bertrand Breilh (CLEDA), Antoine Gourrand (SMIGIBA), Christian Magro (SMAC), Mathieu Dupuis et Mathilde Pouillat (SMMAR) qui ont permis d'orienter les réflexions et les stratégies de suivi environnemental.

Je remercie également Émilie Lavie et Vincent Viel (PRODIG) pour leur participation au comité de suivi individuel.

Je remercie le laboratoire EVS pour le partage des connaissances et les transferts technologiques. C'est grâce à toi Mathieu Cassel que j'ai pu fabriquer les galets artificiels du Drac. Merci aussi à Baptiste Marteau et à Fanny Arnaud pour leurs retours d'expérience respectifs sur les suivis thermiques et sur la réinjection sédimentaire à Kembs. Je n'oublierai pas la collaboration avec Véronique Benacchio qui a permis de mettre en place le réseau de suivi *time lapse*.

Je remercie les différents bureaux d'études qui ont contribué aux suivis du Drac et du Buëch (GEOPEKA, Morph'eau Conseils et GINGER-BURGEAP). Je remercie particulièrement Sandrine Tacon pour son accompagnement sur le traitement des LiDAR et Frédéric Laval pour le passage du flambeau sur le Drac.

Chère Perrine, c'est sur le terrain que nous nous sommes rencontrés. Il est normal de te remercier pour ton aide lors des différentes missions mais je me dois de souligner ici ton soutien permanent et ta compréhension qui m'ont largement aidé à avancer.

Chers parents, depuis ce choix « bizarre » d'étudier la géographie, vous n'avez cessé de me faire confiance et de m'encourager dans cette voie. C'est votre passion pour la montagne et la nature qui m'a amené jusqu'ici. Papa, je n'oublierai pas ton aide pour l'aménagement du van et ton accompagnement sur le terrain pour changer une caméra dans le Champsaur ou encore injecter des traceurs dans le Buëch. Petit frère, toi aussi tu as eu le droit aux randonnées aquatiques pour détecter des cailloux après un bivouac sur le Vieux Chaillol. Merci pour ton aide.

Chers collègues doctorants : Mathilde, An, Laurent, Rémi, Henry, Luc, je vous remercie pour votre bonne humeur et pour tous ces instants partagés dans le bureau de M. Pierre Quiroule à gauche au fond du couloir.

Chers collègues du laboratoire PRODIG : Malika, Jean-Claude, Monique, Salem, François et Nicolas, je vous remercie pour votre convivialité et les discussions autour d'un café ou d'une pause déj.

Chers copains, vous êtes le lien social dont on a besoin après des journées de solitude face à son PC. Merci à vous Bruno et Marine pour votre soutien moral. Merci à Frédéric, Elisabeth, aux

Dingues (Philou, Coco, Jerem, Pierrot, Jojo) et à l'équipe de Hockey du SCB qui m'ont permis de décompresser quand cela était nécessaire.

Chers beaux-parents, merci à Patricia pour la relecture et les corrections et à Pascal pour l'impression du manuscrit.

Introduction générale

I. Cadre thématique

La gestion de l'eau en France a été métamorphosée en l'espace de cinquante ans grâce aux actions politiques. Si les gestionnaires ont d'abord concentré leurs efforts sur l'assainissement, pour réduire les pollutions, ainsi que sur les travaux d'hydraulique structurante, afin de réduire le risque d'inondation en rectifiant et en recalibrant les cours d'eau, ils se tournent désormais vers un « retour » à un fonctionnement plus « naturel ». C'est un véritable changement de paradigme qui s'opère sous l'impulsion de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). La restauration est devenue un levier majeur pour améliorer l'état écologique des cours d'eau. C'est dans ce cadre institutionnel favorable que l'on assiste à un véritable « boom » de la restauration des cours d'eau.

Le thème de cette thèse porte sur la restauration des cours d'eau dans un contexte bien particulier : celui des cours d'eau de forte énergie. Ce chapitre introductif précise le contexte institutionnel français qui encadre la restauration des cours d'eau puis détaille la notion de restauration avant de caractériser la torrentialité et ses particularités face à la restauration.

I.1 Contexte institutionnel

Historiquement, la loi sur l'eau du 16 décembre 1964 a organisé la gestion décentralisée de l'eau par bassin-versant et a permis la création des agences de l'eau et des comités de bassin. Plus tard, la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 définit l'eau comme un « patrimoine commun de la Nation ». Cette loi instaure la nécessité de protéger la qualité et la quantité des ressources en eau. C'est grâce à cette loi que les gestionnaires ont mis en place les outils contemporains de gestion qui sont les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion de l'Eau (SDAGE) ainsi que les Schémas d'Aménagement et de Gestion de l'Eau (SAGE). Enfin, en 2006 la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) du 30 décembre 2006 rénove la réglementation française et intègre la DCE du 23 octobre 2000 (FNE, 2008). La DCE donne la priorité à la protection de l'environnement et à une utilisation durable de l'eau en demandant de veiller à la non-dégradation de la qualité des eaux, par le biais de plans de gestion démarrant en 2010. L'objectif était d'atteindre en 2015 un bon état général pour chaque masse d'eau.

Le bon état est défini par des critères chimiques et des critères écologiques. **L'état chimique** d'une masse d'eau de surface est déterminé au regard du respect des Normes de Qualité Environnementales (NQE) par le biais de valeurs seuils. Deux classes sont définies : bon (respect) et pas bon (non-respect). **L'état écologique** d'une masse d'eau de surface résulte de l'appréciation de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés à cette masse d'eau. Il est déterminé à l'aide d'éléments de qualité : biologiques (espèces végétales et animales), hydromorphologiques et physico-chimiques, appréciés par des indicateurs. L'état écologique se caractérise par un écart aux « conditions de référence », qui est désigné par l'une des cinq classes suivantes : très bon, bon, moyen, médiocre et mauvais.

Les redevances prévues par la LEMA sont payées par les usagers pour les « prélèvements » et les « pollutions » puis redistribuées aux décideurs locaux ou maîtres d'ouvrage (communes, groupements de communes, industriels et agriculteurs) pour la réalisation d'études, de recherches et de travaux d'intérêt commun. Les actions financées doivent contribuer à lutter contre la pollution et à gérer la ressource en eau et les milieux aquatiques. La répartition de ces aides est effectuée au sein des Agences de l'Eau, dans le cadre de leurs programmes pluriannuels. Ainsi, Morandi *et al.* (2016) font le bilan des aides financières attribuées par trois Agences de l'Eau depuis 1964 (date du premier plan pluriannuel). Ces auteurs montrent une montée en puissance du nombre de projets à partir des années 1980, date à laquelle la notion de restauration fait son apparition dans la littérature scientifique. Cette tendance est confirmée par les budgets des derniers programmes pluriannuels des Agences de l'Eau qui offrent un budget de plus en plus conséquent pour la gestion des milieux aquatiques (Les Agences de l'Eau, 2007 et 2012). D'après le bilan 2015 de la DCE et face aux nombreux reports de délai pour l'atteinte des objectifs, la

poursuite des efforts en matière de restauration hydromorphologique va accroître le nombre d'opérations de restauration à l'avenir. Le contexte est donc favorable à l'émergence de projets de restauration (Souchon, 2007).

I.2 Qu'est-ce que la restauration ?

La fragilisation des hydrosystèmes et la prise de conscience des enjeux environnementaux liés aux rivières est à l'origine du concept de restauration. Selon Chandesris *et al.* (2008) et Valette *et al.* (2008), l'occupation du sol et les activités déterminent les aménagements et les usages du cours d'eau, qui définissent les **pressions** (causes) qui s'exercent sur un territoire. L'importance des pressions définit le degré d'**altération** (conséquences) sur les flux liquides et solides ainsi que sur la morphologie des cours d'eau. La **restauration** s'inscrit dans ce fonctionnement perturbé et apporte des **solutions** pour y remédier.

D'après le Centre Européen pour la Restauration des Rivières (ECRR), l'action de restaurer fait « référence à une grande variété de mesures et de pratiques écologiques, physiques, spatiales et de gestion. Celles-ci visent à rétablir l'état naturel et le fonctionnement du système fluvial en faveur de la biodiversité, des loisirs, de la gestion des inondations et de l'aménagement du paysage ». En rétablissant des conditions naturelles, la restauration des rivières améliore la résilience des systèmes fluviaux et fournit le cadre pour l'utilisation durable et multifonctionnelle des hydrosystèmes. La restauration fait partie intégrante de la gestion durable de l'eau. C'est un des leviers directs pour atteindre les objectifs de la DCE.

Le terme de restauration cache une certaine diversité de concepts qu'il convient de détailler. La restauration au sens strict du terme est définie par un retour aux conditions originelles. C'est en quelque sorte la restauration « parfaite ». Ce niveau de restauration n'est pas systématiquement atteint du fait des difficultés techniques, politiques et socio-économiques. Dans ce cas, le projet de restauration se situera à mi-chemin entre l'écosystème altéré et l'écosystème originel (Figure 1). La réhabilitation va permettre de restaurer partiellement l'écosystème alors que la réparation va créer un nouvel écosystème. Au-delà des différents concepts de restauration, Lévêque (2016) met en avant le fait que la restauration est avant tout une action contre l'uniformisation des milieux qui permet le retour à l'hétérogénéité des conditions physiques (les habitats) et à la variabilité des conditions hydrologiques (*e-flow*).

Une opération de restauration peut être menée « passivement » (en réduisant les pressions) ou « activement » (par des interventions plus lourdes). Il existe une multitude de types de restauration et un même projet peut regrouper plusieurs types de travaux. Il est donc compliqué de définir une typologie nationale. À des fins d'harmonisation, la typologie proposée par l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB, 2019) est utilisée. Cette typologie se décline en sept types de travaux :

- suppression d'ouvrages ;
- contournement d'ouvrages ;
- reméandrage ;
- remise dans le thalweg ;
- reconstitution du matelas alluvial ;
- modification de la géométrie du lit sans modification de l'emprise foncière ;
- suppression des contraintes latérales.

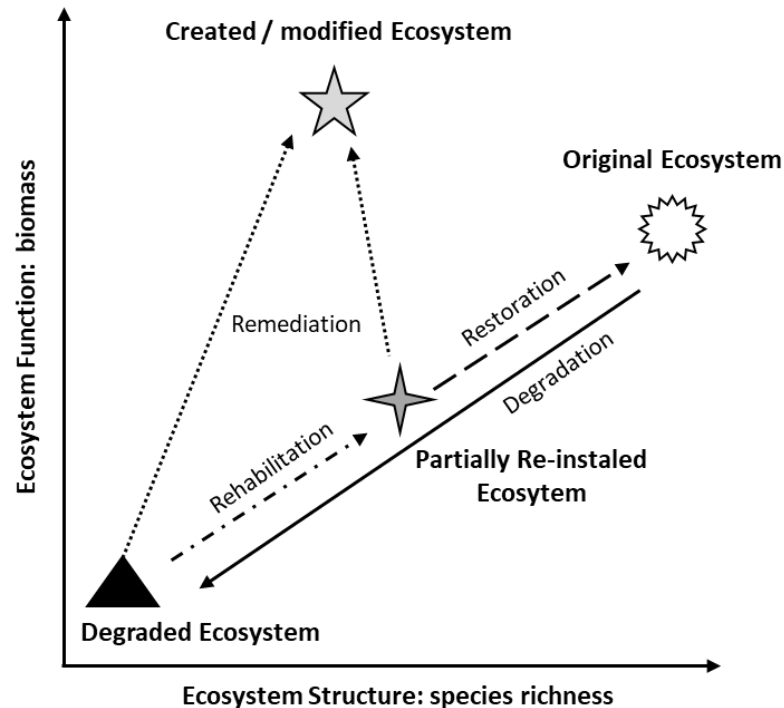


Figure 1 : Les différents concepts de la restauration des lits des rivières (d'après Morandi, 2014)

La restauration des cours d'eau peut se définir comme étant une action du domaine de l'ingénierie fluviale visant à **réduire ou annihiler l'altération** d'un ou plusieurs compartiments de l'hydromorphologie d'un cours d'eau.

I.2.1 Les problèmes contemporains de la restauration : définir un état de référence et évaluer les actions entreprises

Dans ce contexte de forte augmentation des projets de restauration, il apparaît que les travaux de restauration bénéficient aujourd'hui de peu de retour d'expérience. Il reste donc toujours difficile d'appréhender l'efficacité des travaux entrepris et d'évaluer *in fine* la capacité de résilience des hydrosystèmes.

Premièrement, la diversité des concepts de restauration pose des problèmes quant à la définition même d'un état de référence, c'est-à-dire l'état vers lequel doit tendre le cours d'eau après restauration, ce qui instaure un flou relatif dans la définition des objectifs de l'opération de restauration. D'ailleurs, la définition de cet état de référence fait encore débat dans la communauté scientifique. On peut confronter les adeptes de l'état de référence historique et les adeptes de l'état de référence actuel. À cela s'ajoute la vision sociale de la restauration qui peut apporter une autre définition de la référence : la référence acceptable. Au-delà de ce débat, il paraît judicieux de replacer un objectif de restauration par rapport à la capacité ou non de l'hydrosystème à atteindre cet objectif. L'état de référence hydromorphologique serait un état en adéquation avec les paramètres de contrôle actuel et futur (à court et moyen termes) de la dynamique fluviale (Dufour et Piégay, 2009).

De plus, Malavoi et Souchon (2010) dressent un bilan pessimiste des pratiques actuelles et soulignent la « *rareté des suivis sur l'efficacité hydromorphologique des actions mises en œuvre* ». D'après ces mêmes auteurs, ce constat est aussi globalement partagé par la communauté scientifique internationale (Bayley, 2002 ; Bernhardt *et al.*, 2005 ; Palmer *et al.*, 2005 ; Kondolf *et al.*, 2006 ; Palmer *et al.*, 2007 ; Jähnig *et al.*, 2011 ; Morandi et Piégay 2011 ; Melun, 2012). Sur 44 études de cas français, Morandi *et al.* (2014) mettent en avant que même si un suivi est effectué, sa qualité demeure souvent insuffisante.

Or, l'absence ou l'insuffisance de suivi est absolument contre-productif sur le plan de la restauration hydromorphologique (Malavoi et Souchon, 2010) car il rend impossible :

- la vérification de l'atteinte des objectifs écologiques de l'opération ;
- l'évaluation de l'efficacité des techniques mises en œuvre ;
- le positionnement du site restauré sur sa trajectoire d'évolution et l'évaluation de la résilience du cours d'eau.

La communauté scientifique a réagi rapidement aux besoins de cadrage méthodologique pour caractériser l'hydromorphologie des cours d'eau. Le projet REFORM (*REstoring rivers FOR effective catchment Management*, 2007-2013), qui a pour but de produire des outils en vue d'une restauration efficiente des hydrosystèmes et d'améliorer la mesure des impacts des modifications physiques sur l'hydrobiologie, montre bien cette prise de conscience. L'un des objectifs du projet REFORM était de faire le bilan des méthodes de caractérisation des cours d'eau. Ainsi, Belletti *et al.* (2015) ont passé en revue pas moins de 121 méthodes différentes communément utilisées, dont la plus ancienne date de 1983. Ces méthodes se divisent en quatre grandes catégories : 1) les méthodes « habitat » très couramment utilisées ; 2) les méthodes « morphologiques » qui sont de plus en plus nombreuses depuis la DCE ; 3) les méthodes « ripisylve » ; 4) les méthodes « hydrologiques » qui sont les plus récentes. Les méthodes les plus anciennes s'appliquaient à une échelle locale et les méthodes les plus récentes ont une vision de plus en plus globale. En dépit des progrès méthodologiques, les membres du projet REFORM (Rinaldi *et al.*, 2013 ; Belletti *et al.*, 2015 ; Rinaldi *et al.*, 2015 ; González *et al.*, 2016 ; Gurnell *et al.*, 2016a ; Gurnell *et al.*, 2016b) mettent en évidence que les principales faiblesses des méthodes couramment utilisées sont une **perception trop statique dans le temps** du milieu considéré, **l'absence d'emboîtement d'échelles** ainsi que l'absence d'interdépendances entre les différentes dimensions de l'hydrosystème. Ceci empêche la prise en compte des processus morphodynamiques en cours et à moyen ou long termes dans la mise en œuvre et le suivi des travaux de restauration. Si l'on s'attache à réfléchir à l'efficacité des travaux de restauration, ces constats posent un certain nombre d'interrogations concernant le dimensionnement et la pérennité des travaux.

Cet éclairage sur les limites des méthodes actuelles du suivi hydro-morphologique montre combien un site de restauration doit être replacé dans un contexte morphodynamique global et positionné sur une trajectoire d'évolution.

En résumé, les enjeux contemporains du suivi de la restauration devraient :

- encourager une approche plus structurée des suivis en dépassant le simple cadre spatio-temporel des travaux ;
- comprendre le contexte morphodynamique du bassin-versant ;
- permettre une meilleure compréhension des trajectoires d'évolution des écosystèmes ;
- identifier les mesures les plus « durables ».

I.2.2 Un référentiel français en devenir

Les méthodes de suivi identifiées par Belletti *et al.* (2015) ont été en partie diffusées dans des guides (Malavoi, 1998 ; Adam *et al.*, 2007 ; Malavoi et Bravard, 2010 ; Malavoi *et al.*, 2011 ; Braud et Albert, 2013) qui permettent aux gestionnaires ainsi qu'aux bureaux d'études d'avoir des références communes. Au-delà de ces guides, il n'existe pas de structure nationale qui encadre les différentes opérations de restauration si bien qu'il est difficile d'avoir un aperçu global des différents projets. Même si l'AFB porte le projet de Centre National pour la Restauration des cours d'eau (CNR), ce dernier ne permet pas encore de disposer d'une base de données exhaustive, ce qui limite le retour d'expérience.

Pour pallier ces lacunes, l'AFB a mis en place des jalons pour un Suivi Scientifique Minimal (SSM) des opérations de restauration hydromorphologique (Malavoi et Souchon, 2010). Dans le cadre d'une restauration, il s'agit de suivre dans le temps et l'espace l'évolution des compartiments hydromorphologiques, biologiques et physico-chimiques suivant des protocoles standardisés. Ce protocole se base sur l'outil standardisé CARHYCE (CARactérisation de l'Hydro-morphologie des Cours d'Eau), qui s'impose comme la référence en matière d'état initial et de suivi hydromorphologique (Malavoi et Souchon, 2010) à l'échelle de la station. Dans un contexte de normalisation à l'échelle européenne, ces nouveaux outils sont en adéquation avec la norme du

Comité européen de normalisation (NF-EN-14614) et permet un langage commun entre les différents pays.

Le SSM, élaboré par Malavoi et Souchon (2010) et repris dans un guide récent (AFB, 2019), pose les bases essentielles permettant le suivi d'une opération de restauration. Une évolution récente du SSM a conduit à structurer ce protocole selon un format de type « BACI » (*Before-After-Control-Impact*; Roni *et al.*, 2013; Meynard *et al.*, 2018). La logique BACI implique un minimum de trois stations de mesure comprenant une station témoin altérée, une station témoin non altérée et une station restaurée. Sur chaque station, les compartiments hydromorphologiques, biologiques, physico-chimiques sont suivis (faciès, largeur, profondeur du lit mouillé et du lit à pleins bords, granulométrie de la charge de fond et des bancs alluviaux, présence ou absence de ripisylve, habitats, T°C, pH, O₂ dissous et taux de saturation, conductivité) selon des protocoles standardisés (dont CARHYCE).

Ce suivi se décompose en trois étapes indissociables pour caractériser et quantifier convenablement l'efficacité :

- la réalisation d'un état initial (qui doit permettre de fixer l'état objectif et évaluer l'efficacité probable) ;
- la réalisation d'un état post-travaux ;
- la réalisation d'un suivi plus ou moins régulier et à plus ou moins long terme (mesure de l'efficacité réelle).

Ces différentes étapes ont pour objectifs de vérifier la disparition ou la réduction des altérations hydromorphologiques, qui ont été identifiées, et de vérifier la disparition ou la réduction des altérations écologiques, qui leur sont corrélées. Le cadre temporel du suivi s'étend de la phase avant travaux à la phase post-travaux. Les mesures sont réalisées au moins une fois avant travaux puis, en fonction des conditions hydrologiques, un an sur deux après travaux et un dernier suivi est effectué sept ans après.

Aujourd'hui, les gestionnaires disposent de méthodes et de protocoles standardisés pour suivre leurs opérations. La non-utilisation de ces protocoles de façon systématique s'explique par la méconnaissance de ces outils (même si la communication de l'AFB facilite de plus en plus cette information), par les contraintes financières des différents gestionnaires ou encore par la spécificité du terrain d'étude.

Cependant, cette standardisation de l'approche stationnelle n'a pas encore eu lieu pour des approches à large échelle qui s'intéressent au bassin-versant. Bien que les guides qui font référence en la matière proposent des cadrages méthodologiques et un panel d'outil, les choix issus d'une approche « expert » dominant encore dans les études globales, rendant difficile le transfert d'approche et de comparaison d'un bassin-versant à l'autre. Ceci s'explique en partie par la difficulté de standardiser une « boîte à outils » pour l'ensemble des contextes morphodynamiques.

L'actualisation du protocole SSM sous forme de guide pour le suivi de la restauration va permettre de définir un référentiel standard qui devrait s'imposer en France. Ce référentiel permet de répondre à une partie des enjeux contemporains de la restauration (structuration des suivis et cadre spatio-temporel) mais il n'a pas vocation à prendre en compte le contexte morphodynamique du bassin-versant et son évolution.

I.2.3 Résilience et efficacité : deux notions essentielles pour la réussite d'une opération de restauration

La résilience est un terme qui fait débat et plusieurs définitions co-existent actuellement. Piégay *et al.* (2018) proposent une clarification de ce terme dès lors qu'il est utilisé en géomorphologie. Deux grandes écoles se distinguent dans ce domaine : 1) la résilience de l'ingénierie (*engineering resilience*), c'est-à-dire la capacité d'un système à revenir à un état antérieur suite un événement non structurel (par exemple une crue) et 2) la résilience écologique (*ecological resilience*; Holling, 1996), c'est-à-dire la capacité d'un système à maintenir sa structure et ses fonctionnalités suite à des perturbations durables (*press disturbance*) (Figure 2). La résilience écologique s'inscrit aussi dans le concept du « mythe du paradis perdu » (Dufour et Piégay, 2009). En effet, il s'agit d'évaluer le temps nécessaire pour retrouver un état moyen (ajustement sur une référence conforme avec

la trajectoire géomorphologique). Cela revient à replacer la résilience dans un équilibre dynamique métastable en prenant en compte les perturbations structurelles du bassin-versant (barrages, endiguement, modification drastique de l'occupation du sol...). Ce type de perturbation affecte durablement l'hydrosystème et l'on parle de *press disturbance* par opposition au perturbation non durable appelées *pulse disturbance*. Par conséquent, la notion de référence devient centrale dans l'appréciation de la résilience, ce qui nous invite à bien cerner le contexte morphodynamique avant d'évaluer la résilience.

Les suivis opérés dans cette thèse s'inscrivent dans la logique de la résilience écologique. Nous nous attachons à évaluer les trajectoires de restauration au regard des trajectoires morphologiques postérieures aux perturbations structurelles des hydrosystèmes (état d'équilibre métastable).

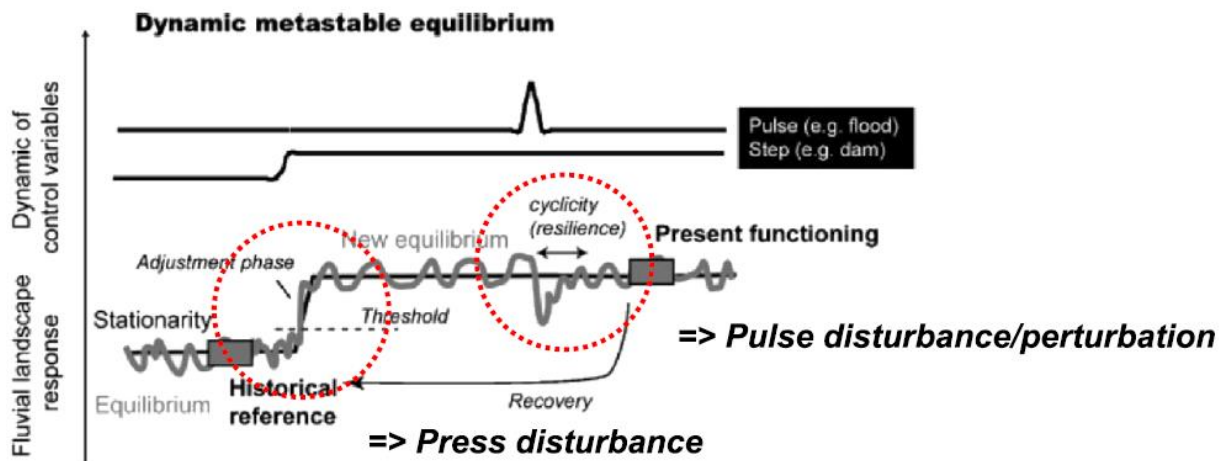


Figure 2 : Concept de la résilience écologique des rivières (d'après Piégay et al., 2018)

L'efficacité est le rapport entre les résultats obtenus et les objectifs fixés, sans considération de moyen ni de rentabilité. Les objectifs cadrent la référence à atteindre, qui dépend généralement de compromis politiques, sociologiques et financiers mais rarement des capacités de résilience de l'hydrosystème. Pour les gestionnaires, la question de l'efficacité renvoie en fait à un double problème :

- avant travaux : « est-ce que mon projet sera efficace ? ». Ce questionnement renvoie à l'anticipation (efficacité probable) et aux trajectoires d'évolution possibles ;
- après travaux : « est-ce que mon projet est efficace (efficacité réelle) ? ». Ce questionnement renvoie à la problématique du suivi et du retour d'expérience.

Il est indéniable que la mesure de l'efficacité est indispensable pour que le gestionnaire puisse construire un retour d'expérience et adapter sa politique de gestion. Cependant, la question de l'anticipation de l'efficacité avant travaux est encore très peu traitée (Kondolf *et al.*, 2006). En effet, même si certains indicateurs comme le Score d'Efficacité Probable (SEP ; AESN, 2007) permettent d'aborder cette question, ils ne suffisent pas à éluder la question. Ainsi, le SEP n'inclut pas directement la dimension économique pas plus qu'il ne permet de différencier les types de travaux et le niveau d'altération ni qu'il intègre les objectifs du gestionnaire. De plus, pour les rivières à forte énergie, le SEP fait apparaître quasi systématiquement un bon score d'efficacité grâce à une puissance spécifique élevée et une charge solide relativement abondante.

La question n'en est pas moins évidente après travaux. Malavoi et Souchon (2010) soulignent que la difficulté d'appréhender la trajectoire de restauration est commandée par un certain nombre de facteurs externes aux travaux comme :

- l'apparition de nouvelles perturbations post-travaux ;
- les problèmes d'échelles entre le site restauré et le contexte morphodynamique du bassin-versant ;
- l'aptitude à la recolonisation des groupes biologiques ;
- le temps nécessaire pour qu'un nouvel état dynamique s'instaure.

Ainsi, en fonction de ces facteurs, de multiples trajectoires sont possibles après restauration. L'échelle de temps nécessaire à la récupération complète peut être très différente d'une opération à l'autre. La trajectoire est d'autant plus difficile à cerner que le compartiment hydromorphologique et le compartiment biologique ne sont pas forcément sur les mêmes temporalités.

À cela s'ajoute la notion de perturbation induite par les travaux eux-mêmes. En effet, des travaux lourds peuvent engendrer une telle perturbation que les gains environnementaux sont difficilement perceptibles voire inexistantes immédiatement après travaux. Il faut alors attendre plusieurs années avant que les effets bénéfiques apparaissent. Face à ces nombreux aléas, on comprend dès lors pourquoi il est si difficile de placer une opération de restauration sur une trajectoire d'évolution. Cette notion est donc un enjeu scientifique majeur.

I.3 Les hydrosystèmes torrentiels : des hétérogénéités morphologiques dans un contexte global de déficit sédimentaire

I.3.1 Qu'est-ce que la torrentialité ?

En hydraulique, la notion de torrentialité renvoie au régime d'écoulement (Knighton, 1984). Les hydrauliciens utilisent le nombre de Froude (Fr), qui représente le rapport des forces d'inertie aux forces de gravité, pour distinguer la limite entre un écoulement fluvial et un écoulement torrentiel (Degoutte, 2001). On parle d'écoulement torrentiel dès lors que le nombre de Froude est supérieur à 1. La formule de Strickler permet de montrer la relation entre la pente du cours d'eau et la vitesse d'écoulement, pour déterminer la pente critique (S_c ; en m/m). Si, pour un débit donné, la pente du cours d'eau (S) est supérieure à la pente critique (S_c), le régime devient torrentiel.

Dans notre cas, nous utilisons la notion de torrentialité définie par les géomorphologues dont le principal caractère est la pente du lit (Surell, 1841). Selon Brochot (1998), les rivières torrentielles ont une pente comprise entre 1 % et 6 %. En dessous de ce seuil se situent les « rivières » et au-dessus les « torrents ». Si la pente occupe une place centrale dans la caractérisation de la torrentialité, c'est parce qu'elle commande l'énergie du flux liquide. Ainsi, Bagnold (1977) introduit la notion de puissance spécifique (ω en w/m^2) qui s'exprime par l'équation :

$$\omega = \frac{\rho \cdot g \cdot Q \cdot s}{W} \quad (1)$$

où ρ est la masse volumique de l'eau (en kg/m^3), Q le débit (en m^3/s), s la pente (en m/m) et W la largeur du chenal (en m). Les **rivières torrentielles** sont donc caractérisées par une **forte énergie** (Bravard et Petit, 2000). Cette forte énergie permet l'expression et la remobilisation d'une bande active qui se définit comme l'emprise des chenaux en eau et des bancs d'alluvions grossières et non végétalisés (ou qui le sont par une végétation arborée au stade juvénile). Cette unité morphologique qui s'ajuste dans le temps et dans l'espace (contraction, élargissement et respiration verticale) implique un transport par charriage et des dépôts d'alluvions plus ou moins grossières sous forme de bancs. Cependant, comme le montre le calcul de ω , la géométrie du chenal peut aussi influencer l'énergie d'un cours d'eau. Dès lors, le simple critère de pente ne suffit pas à distinguer les différents types de rivières torrentielles. En effet, sous le terme de rivières à forte énergie se cache une diversité importante de styles fluviaux et de types de lit, apportant une complexité à l'objet d'étude.

Selon Schumm et Khan (1971), dans la gamme de pente de 1 % à 6 % se côtoient deux types de cours d'eau :

- les rivières à chenal unique ;
- les rivières à chenaux multiples ou rivières en tresses.

La distinction entre les deux types se fait selon la sinuosité, la largeur, la profondeur, le rapport largeur/profondeur, la granulométrie et la charge solide. Cependant, le type de rivière torrentielle n'est figé ni dans le temps ni dans l'espace. Ainsi, une modification d'une variable entraîne des processus d'érosion ou de sédimentation qui sont responsables de l'évolution des formes fluviales. Ce processus d'ajustement est connu sous le terme d'équilibre dynamique, illustré dans sa composante verticale par la « balance » de Lane (1955), qui est l'état vers lequel tendent les lits

des cours d'eau (incision ou exhaussement). Il se définit par des oscillations autour d'un état stable, provoquées par des changements mineurs des variables de contrôle.

Les ajustements morphologiques en réponse aux fluctuations des paramètres de contrôle sont à l'origine d'une forte diversité des types de lits torrentiels. Ainsi, Montgomery et Buffington (1997 ; Figure 3) définissent cinq types de lits dans les rivières torrentielles :

- les cascades ;
- les lits en marche cuvette (*step-pool*) ;
- les lits plats (*plane-bed*) ;
- les lits alternant les seuils et les mouilles (*pool-riffle*) ;
- et les lit à dunes (*dune-ripple*).

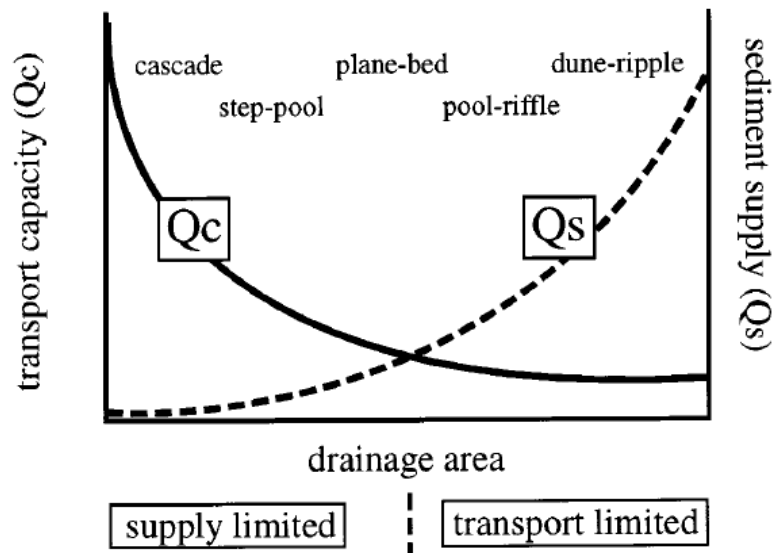


Figure 3 : Diversité des types de lits fluviaux en fonction du rapport capacité de transport/fourniture sédimentaire (d'après Montgomery et Buffington 1997)

L'approche de Montgomery et Buffington montre que la capacité de transport est inversement proportionnelle à la taille du bassin-versant (diminution de la pente et de l'énergie à mesure que l'on se rapproche du niveau de base) alors qu'au contraire la fourniture sédimentaire est proportionnelle à la taille du bassin-versant. Dès lors, en fonction de la position dans le bassin-versant, trois cas de figures apparaissent : 1) la fourniture sédimentaire est limitée par rapport à la capacité de transport, ce qui favorise les formes d'érosion (*cascade* et *step-pool*) ; 2) la capacité de transport est limitante pour évacuer les alluvions, ce qui favorise les formes d'accumulation (*pool-riffle* et *dune-ripple*) ; 3) entre ces deux cas de figure, la capacité de transport et la fourniture sédimentaire sont en situation d'équilibre relative, ce qui favorise des formes telles que le *plane-bed*.

La torrentialité se caractérise donc par une vitesse d'écoulement élevée, une pente forte et des formes fluviales qui s'ajustent au gré de la variabilité hydraulique et hydrologique et des conditions géomorphologiques au sein de la bande active. La combinaison de ces variables contrôle les formes de lits torrentiels.

I.3.2 Le déficit sédimentaire et ses conséquences

Les rivières torrentielles n'échappent pas à l'augmentation globale des pressions depuis les années 1950. Il est même évident que ces rivières concentrent les pressions liées au regroupement des activités humaines dans les vallées et des mutations historiques (industrialisation des vallées pour bénéficier de la force hydraulique) et récentes (développement des activités touristiques estivales et hivernales) de ces territoires spécifiques. Il en résulte que la majorité des cours d'eau de montagne fait face à une **perturbation des budgets sédimentaires** (Surian *et al.*, 2003 ; Piégay *et al.*, 2009 ; Liébault *et al.*, 2013). Les causes de cette perturbation sont clairement identifiées : 1) extraction de granulats en lit mineur ; 2) aménagement des rivières

(recalibrage, rectification et endiguement) ; 3) rupture de la continuité sédimentaire liée aux barrages. Parallèlement à ces altérations, la fourniture sédimentaire en tête de bassin-versant tend à une diminution drastique sous l'effet combiné : 1) du changement climatique depuis la fin du Petit Âge Glaciaire (PAG ; de 1240 à 1850), 2) de la reforestation liée à la déprise agropastorale et à la crise démographique du monde rural en montagne et 3) de la correction torrentielle initiée dès 1860 et portée par le Service des Terrains en Montagne (RTM ; Fourchy, 1966, Liébault et Piégay, 2002 ; Liébault *et al.*, 2005 ; Astrade *et al.*, 2011). Ainsi, qu'il s'agisse des **processus** de la production sédimentaire, des **stocks** sédimentaires dans les affluents (stock interne secondaire) ou dans les vallées principales (stock interne primaire) ou encore des **flux** sédimentaires eux-mêmes, l'ensemble de la **cascade sédimentaire** est **perturbé** (Fort *et al.*, 2015 ; Figure 4).

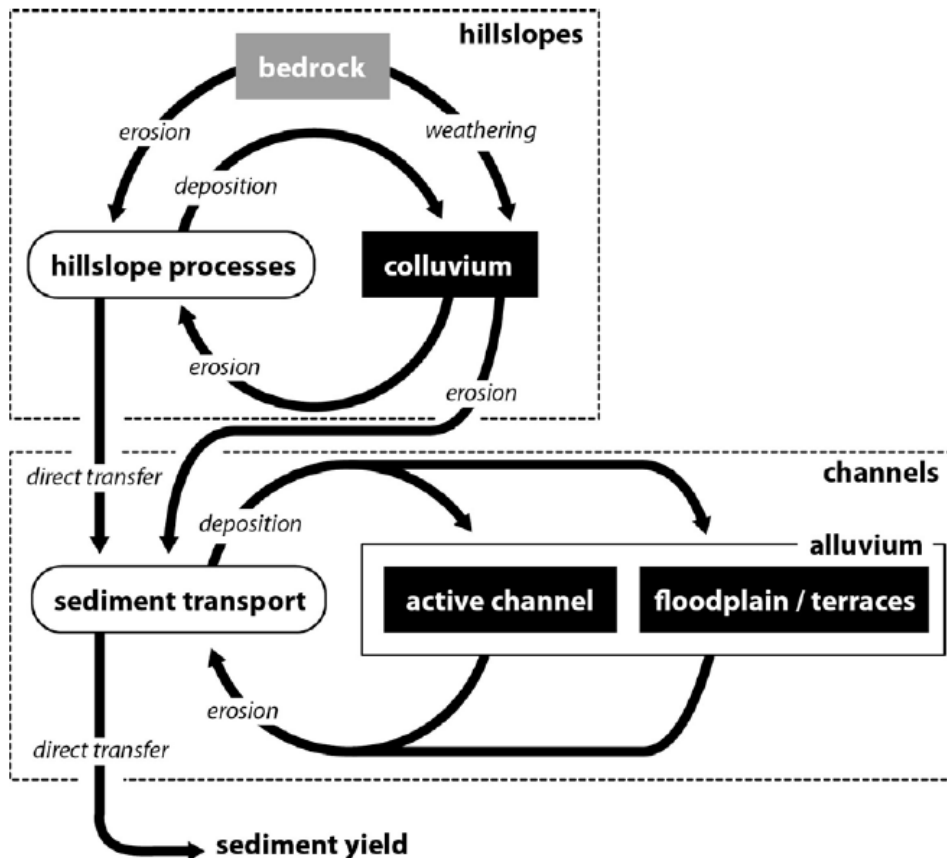


Figure 4 : La cascade sédimentaire dans le bassin-versant (d'après Liébault, 2017)

D'un point de vue morphologique, les perturbations de la cascade sédimentaire ont modifié le bilan hydro-sédimentaire des rivières torrentielles. Grâce à leur énergie, les rivières torrentielles ont réagi à ces perturbations et se sont rééquilibrées. Ce rééquilibrage s'illustre par un phénomène généralisé d'incision des rivières dans leur propre plancher alluvial, pouvant engendrer des métamorphoses fluviales (changement durable de style fluvial).

C'est dans ce contexte que l'on assiste à une raréfaction des rivières en tresses (Liébault *et al.*, 2013 ; Figure 5) qui sont particulièrement sensibles aux flux solides (Charlton, 2009). Les rivières en tresses qui subsistent encore aujourd'hui sont soumises à de fortes contractions (Jorda, 1985 ; Bravard, 1989 ; Liébault et Taillefumier, 2000 ; Liébault et Piégay, 2002 ; Liébault, 2003 ; Flez et Lahousse, 2003 ; Flez et Garrite, 2006 ; Siché et Arnaud-Fassetta, 2014) ou cantonnées dans les hauts bassins versants qui conservent un fonctionnement peu altéré (Arnaud-Fassetta et Fort, 2004, 2014 ; Brousse *et al.*, 2011).

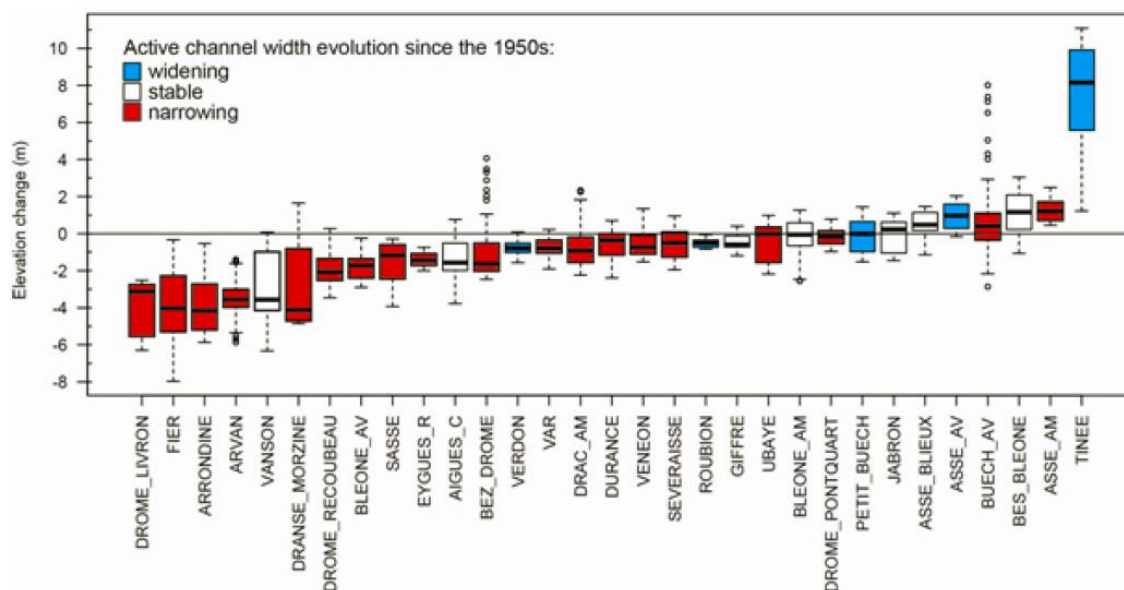


Figure 5 : L'évolution morphologique contemporaine des rivières en tresses des Alpes françaises (d'après Liébault et al., 2013)

In fine, ces altérations morphologiques ne sont pas sans conséquences sur le bon état écologique des cours d'eau et entraînent par exemple la disparition et/ou l'uniformisation des habitats aquatiques. Dès lors que les biotopes sont altérés, les biocénoses sont touchées et c'est l'ensemble de l'écosystème qui se trouve perturbé (Bravard *et al.*, 1997 ; Belletti *et al.*, 2013). De plus, l'incision des rivières torrentielles pose des problèmes pour la sécurité des biens et des personnes car elle entraîne une fragilisation des infrastructures riveraines (ponts, digues, routes).

I.3.3 La restauration des rivières torrentielles

Le contexte torrentiel est de fait peu favorable à l'application des concepts de restauration et à son suivi. Paradoxalement, le contexte de déficit sédimentaire global (I.3.2) dans lequel les cours d'eau ont tendance à inciser leur lit et à se contracter, favorise le développement des activités humaines au sein même des espaces de divagation historiques. La mémoire du fonctionnement récent de ce type de cours d'eau (forte respiration verticale et forte variabilité latérale) tend à s'estomper. Dès lors, la restauration des rivières torrentielles devient contradictoire avec la vulnérabilité des sociétés face au risque d'inondation. De plus, les événements extrêmes comme les crues torrentielles ou les laves torrentielles tendent à brouiller la tendance globale au déficit sédimentaire et donne l'illusion de systèmes en excédent et en exhaussement, ce qui ne plaide pas en faveur de la restauration. L'ambition des travaux devient donc un compromis entre l'état de référence (au sens naturel) et l'état acceptable (au sens sociétal). Le gestionnaire doit alors placer le curseur en fonction d'une analyse coûts-bénéfices (ACB).

De plus, les hydrosystèmes à forte énergie de type torrentiel ont une forte propension à s'ajuster rapidement dans le temps et dans l'espace (Adam *et al.*, 2007 ; Malavoi et Bravard, 2010 ; Fort *et al.*, 2015). Cette capacité naturelle laisse à priori penser que les cours d'eau à forte énergie se caractérisent par une bonne résilience hydrogéomorphologique face à une altération parfois sévère et/ou très ancienne. Partant de ce postulat, les travaux de restauration lancés sur ce type de rivière devraient, de fait, s'avérer efficaces, viables et bénéfiques pour les milieux aquatiques. Combiné aux enjeux globaux du suivi de la restauration, cet à priori sur la résilience des hydrosystèmes à forte énergie limite le nombre de retours d'expérience spécifiques à la restauration des rivières torrentielles. Les cas connus confirment que les types de travaux rencontrés ne sont pas spécifiques aux rivières torrentielles et que la typologie utilisée par l'AFB est transposable à ce contexte. Cependant, seuls certains types de travaux s'attachent à résorber le déficit sédimentaire. Le tableau suivant (Tableau 1) permet d'identifier les travaux dont

l'objectif est de rééquilibrer les bilans sédimentaires parmi la typologie des types de restauration établie par l'AFB.

Tableau 1 : Travaux de restauration dans les rivières propices à la diminution des déficits sédimentaires

Type de travaux	Thématique « déficit sédimentaire »
Suppression d'ouvrage	oui
Contournement d'ouvrage	non
Reméandrage	non
Remise dans le thalweg	non
Reconstitution du matelas alluvial	oui
Modification de la géométrie du lit sans modification de l'emprise foncière	non
Suppression des contraintes latérales	oui

I.3.4 Faut-il transposer le SSM ?

Le protocole SSM est très récent et peu d'opérations de restauration en bénéficient actuellement. Pourtant, le réseau des sites de démonstration initié par l'AFB permet d'avoir un premier aperçu national sur le retour d'expérience de la mise en place de ce protocole (Vivier *et al.*, 2018).

Une question mérite d'être posée : est-ce que le protocole SSM est transposable aux rivières de forte énergie ? Il est indéniable que CARHYCE permet de capter les ajustements morphologiques post-travaux et qu'il est adapté à la logique « BACI ». La force de cet outil est d'obtenir un diagnostic hydromorphologique par rapport à une référence régionale et de poser un cadre standardisé pour le suivi. Cependant, les premiers retours d'expérience sur la mise en place du SSM dans des contextes de forte énergie permettent de formuler des mises en garde (Gob *et al.*, 2014).

La première est la nécessité d'adapter les modèles statistiques CARHYCE aux types de rivières torrentielles. C'est la variabilité de la géométrie des rivières torrentielles (rivières en tresses/rivières à chenal unique) qui peut biaiser le diagnostic. Ce dernier est basé sur des données régionales (hydro-écorégion). Dès lors, si l'objet d'étude est une rivière en tresses qui est comparée à un modèle statistique centré sur des rivières torrentielles à chenal unique, l'indicateur morphologique global (IMG), qui est la somme des écarts au modèle régional, peut inverser le diagnostic. D'ailleurs, les premiers résultats des stations implantées sur des rivières torrentielles ont justifié la nécessité de mettre en place un modèle spécifique aux rivières en tresses afin de mettre en adéquation la réalité du terrain avec le diagnostic automatique (Boutet-Berry, 2018).

La deuxième limite identifiée est l'absence de prise en compte des flux solides, ce qui empêche l'estimation des bilans voire des budgets sédimentaires. Or, le bilan ou le budget sédimentaire est une composante incontournable dans le suivi d'une opération de restauration en contexte torrentiel. Ceci implique de déployer des outils spécifiques pour mesurer le transport solide et quantifier les bilans sédimentaires.

Enfin, si l'approche stationnelle montre un intérêt indéniable, son positionnement pose des questions. En effet, il est impossible de prévoir à l'avance la localisation des ajustements morphologiques, ce qui peut favoriser la perte d'information le long du tronçon restauré.

En contexte torrentiel, les premiers retours d'expérience de la mise en place du SSM et de son outil CARHYCE prônent pour des compléments/ajustements comme :

- la comparaison à un modèle statistique spécifique aux rivières en tresses ;
- la quantification des flux solides ;
- la prise en compte du tronçon restauré dans son intégralité.

Si la logique « BACI » du SSM s'impose pour le suivi de la restauration en définissant les outils essentiels, la spécificité des rivières torrentielles invite à déployer des outils complémentaires et d'autres échelles d'analyses.

Le contexte institutionnel est donc favorable à la multiplication des projets de restauration afin d'améliorer la qualité hydromorphologique des cours d'eau. Pour les rivières torrentielles qui font face à des déficits sédimentaires chroniques, la restauration passe par la suppression des contraintes latérales ou par la reconstitution des matelas alluviaux. Pour cela, une multitude de stratégies est possible mais les retours d'expériences demeurent lacunaires tant sur le plan des méthodes de suivi que sur celui des trajectoires de restauration.

II. Problématiques et objectifs de recherche

Cette introduction a permis de mettre en lumière la concentration d'enjeux environnementaux majeurs au sein des hydrosystèmes torrentiels. Ces enjeux sont mis en péril par l'artificialisation croissante des milieux de montagne, qui engendre un déficit sédimentaire généralisé. Les ajustements morphologiques qui en découlent ont des répercussions néfastes sur les milieux aquatiques ainsi que sur les infrastructures. Face à ces constats et grâce aux politiques environnementales en cours, les opérations de restauration se multiplient pour améliorer la qualité hydromorphologique et résorber les altérations de ces hydrosystèmes spécifiques (forte énergie, charge solide importante et ajustements morphologiques rapides). Or, le suivi de ces opérations bénéficie de peu de retours d'expérience du fait : 1) du caractère novateur de ces opérations et 2) d'une harmonisation trop récente et encore incomplète des méthodes de suivi.

D'un point de vue thématique, il apparaît nécessaire d'acquérir des retours d'expérience sur la restauration. Les gestionnaires ont besoin de comprendre les trajectoires de restauration afin de retranscrire les bonnes pratiques sur leur territoire. Il est donc fondamental d'observer et de quantifier les ajustements morphologiques postérieurs à la restauration. Ce besoin ne concerne pas que les grands chantiers vitrines qui bénéficient de moyens importants pour le suivi mais il implique aussi les petits cours d'eau et les chantiers de moindre ampleur qui ne bénéficient pas des mêmes moyens pour le suivi. La majorité des altérations morphologiques identifiées sur les rivières torrentielles françaises (incision, contraction des bandes actives et métamorphose fluviale) est le fait de quelques types de pressions bien connus (endiguement, barrage et extraction de graviers). Il apparaît donc essentiel de fournir un retour d'expérience sur les types de restauration qui permettent de pallier les altérations les plus communes :

- la suppression des contraintes latérales :
 - comment sortir des stratégies d'hydraulique structurante en conciliant les objectifs de protection contre les inondations et la restauration écologique ?
 - la restauration des espaces de liberté a-t-elle des conséquences sur le transport solide ?
- la reconstitution du matelas alluvial en aval des barrages :
 - comment garantir un transport solide suffisant en aval des barrages ?
 - la réinjection sédimentaire est-elle une solution efficace ?
- la reconstitution du matelas alluvial pour restaurer le tressage :
 - la réinjection sédimentaire est-elle une solution viable pour restaurer une morphologie en tresses ?
 - quels sont les facteurs qui permettent la restauration du tressage ?

D'un point de vue méthodologique, la spécificité des rivières torrentielles, soumises à des dérèglements drastiques de la balance hydro-sédimentaire, demande des investigations qui dépassent le cadre des protocoles standardisés. Concrètement, de tels questionnements nous invitent à élaborer des protocoles de mesures adaptés et spécifiques aux rivières torrentielles :

- comment cerner le contexte morphodynamique ?
- comment compléter le suivi minimum scientifique ?
- quels sont les indicateurs morphologiques spécifiques aux différents types de travaux de restauration capables de restaurer les rivières torrentielles ?

Ainsi, dans le cadre de trois opérations de restauration emblématiques, cette thèse vise à : 1) améliorer la connaissance de la capacité de résilience des hydrosystèmes torrentiels ; 2)

compléter les outils standardisés pour évaluer et anticiper l'efficacité des travaux sur les rivières torrentielles.

Ce travail se base sur une approche « terrain » avec une volonté d'observer, caractériser et quantifier les processus et les flux de la dynamique fluviale qui s'opèrent dans les sites restaurés. C'est pour cela qu'un important dispositif expérimental *in situ* a été mis en place. Cependant, les transferts d'échelle nécessitent de dépasser le cadre de l'analyse de terrain et impliquent la mise en place d'autres approches comme les approches cartographiques et l'utilisation des SIG.

Parmi les outils déployés, la thèse s'efforce de mobiliser :

- des méthodes classiques de l'hydromorphologie ;
- des méthodes contemporaines récentes ;
- des innovations méthodologiques.

Les méthodes classiques de l'hydromorphologie, à savoir les approches diachroniques, synchroniques ou même événementielles, sont incontournables dans cette étude tout comme les nouveaux outils de l'hydromorphologie. Ainsi, le LiDAR, l'imagerie et le traçage sédimentaire prennent une part importante dans le dispositif de suivi.

C'est dans le cadre du traçage sédimentaire que plusieurs innovations ont été mises en place. Ainsi, la technologie RFID dite « active » a permis de tester une technique de traçage sédimentaire très récente (Cassel *et al.*, 2017) dont les retours d'expérience en contexte torrentiel sont encore peu nombreux. De plus, cette même technologie a permis d'explorer une nouvelle technique de mesure de la couche active des cours d'eau torrentiels.

Enfin, quel que soit l'outil utilisé, le cadre méthodologique doit avant tout donner aux gestionnaires des solutions pour mener et affiner leur démarche de suivi. C'est pour cela que les outils déployés restent dans le domaine du « possible », à la fois en termes de coût, d'utilisation et de technicité. Cet objectif méthodologique doit offrir une bonne lisibilité et un aspect opérationnel à la démarche entreprise.

Pour répondre à ces objectifs, la thèse s'articule en quatre parties :

- une présentation de chaque site d'étude, accompagnée d'une synthèse de l'opération de restauration précisant la nature et les objectifs des travaux ;
- une description des méthodes et des outils déployés dans le cadre des suivis opérés ;
- une synthèse des résultats permettant de positionner chaque opération sur une trajectoire d'évolution dans un contexte morphodynamique donné ;
- une discussion qui propose un cadre de suivi pour les rivières torrentielles et des pistes pour l'élaboration d'indicateurs permettant l'inter-comparaison d'un chantier à l'autre.

Partie I : Trois chantiers vitrines

La thèse se concentre sur trois cas d'étude (Figure 6). Le premier cas porte sur deux petites rivières torrentielles (Argent-Double et Clamoux-Orbiel), affluents de l'Aude, dans la région naturelle du Minervois (11). Le deuxième s'intéresse à la rivière le Buëch, au niveau du barrage de Saint-Sauveur dans les Hautes Alpes (05). Le troisième cas correspond au Drac dans la vallée du Champsaur, au niveau de Saint-Bonnet-en-Champsaur (05). Ces rivières sont toutes des rivières à forte énergie. Leur puissance spécifique à pleins bords est comprise entre 90 W/m^2 et 280 W/m^2 , se positionnant de fait parmi les rivières mobiles capables d'ajuster leur géométrie. Cette première partie vise à décrire les sites d'étude dans leur contexte morphodynamique et à définir les modalités de restauration (bilan des pressions à l'échelle du bassin-versant, justification de l'intervention, description et objectifs des travaux).

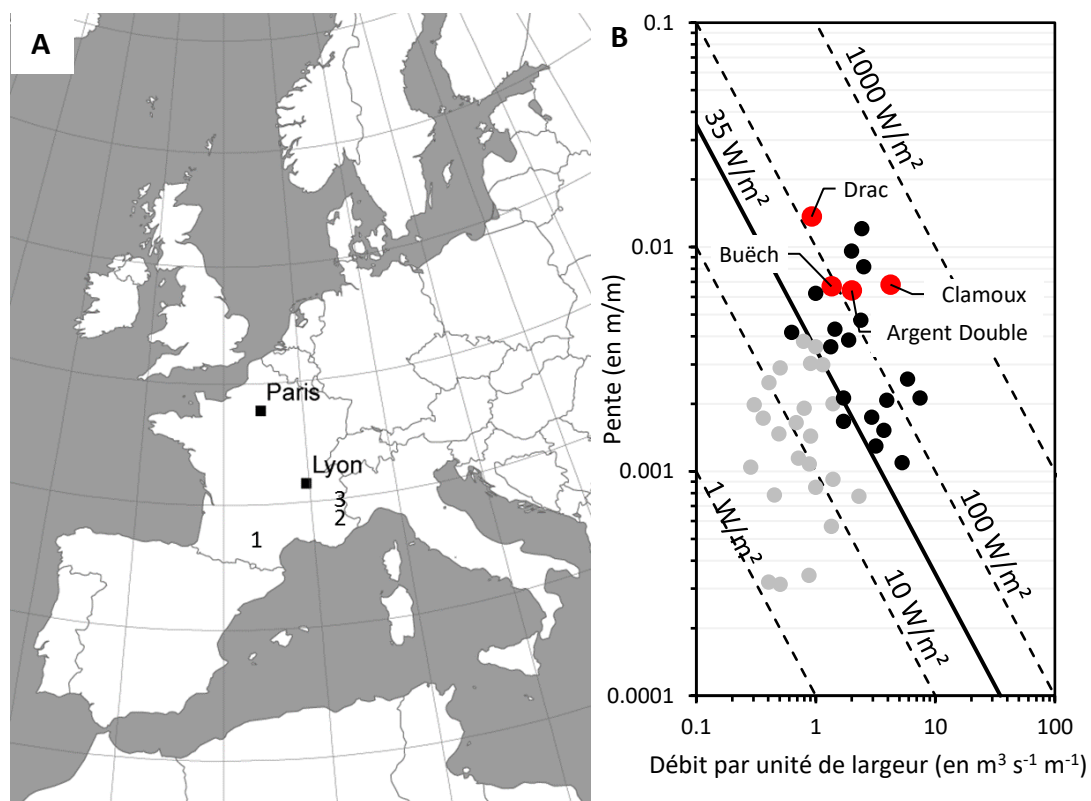


Figure 6 : Localisation des sites d'étude et caractérisation des puissances spécifiques des rivières étudiées

A : Localisation des sites d'étude en France métropolitaine ; 1 : Affluents de l'Aude dans le Minervois (Argent Double et Clamoux) ; 2 : Le Buëch ; 3 : Le Drac ; B : Positionnement des sites d'études parmi les seuils de puissances spécifiques. Les points rouges représentent les sites restaurés et les autres points représentent les données de Brookes (1988) avec en gris les cours d'eau anciennement chenalés n'ayant pas eu la capacité d'ajuster leur géométrie et en noir ceux qui ont pu s'ajuster.

III. Le Minervois : 15 ans de retour d'expérience sur la reconquête des espaces de bon fonctionnement

III.1 Contexte géographique : deux rivières de piedmont

Les bassins versants de la Clamoux et de l'Argent Double se situent dans le département de l'Aude (11) ; ils sont bordés par le Massif Central au nord, les massifs pyrénéens au sud et la Mer Méditerranée à l'est (Figure 7). Ce chapitre vise à décrire le contexte géographique de ces deux bassins versants.

III.1.1 Localisation et morphométrie

La Clamoux, ordre 4 (Strahler), prend sa source à proximité du pic de Nore (1125 m d'altitude), sur le contrefort méridional de la Montagne Noire. Ce cours d'eau de 32,4 km draine un bassin-versant d'une superficie de 82 km². Deux zones orographiques se distinguent : la Montagne Noire et le piedmont. En amont, encaissée dans les gorges de la Montagne Noire, la Clamoux s'écoule de façon très sinueuse (1,53) jusqu'à Villeneuve-Minervois où sa sinuosité (1,34) s'atténue jusqu'à la confluence avec l'Orbiel, à proximité de Bouilhonnac, à 93 m d'altitude. La Clamoux a une pente moyenne de 3,2 % (Tableau 2 ; Figure 7).

L'Argent Double, ordre 4, prend sa source à 943 m d'altitude dans la Montagne Noire. D'une longueur de 37,4 km, ce cours d'eau s'écoule jusqu'à Caunes-Minervois (180 m) en suivant une direction sud/sud-ouest. Encaissée dans les gorges étroites et profondes des versants de la Montagne Noire, l'Argent Double développe de nombreux méandres, avant d'adopter un tracé plus rectiligne à la sortie de Caunes-Minervois, sur le piedmont. Sa confluence avec l'Aude se produit en aval de la commune de La Redorte, à 40 m d'altitude. La pente moyenne de ce cours d'eau est de 2,4 %. D'après la classification proposée par (Montgomery et Buffington, 1997), ces cours d'eau se rattachent à la catégorie des rivières à chenal unique confiné (*plane bed* ou *riffle pool*).

Tableau 2 : Caractéristiques morphométriques de la Clamoux et de l'Argent Double (données : SYRAH-CE)

Tronçon	Surface drainée (en km ²)	Longueur (en km)	Altitude amont (en m)	Altitude aval (en m)	Pente (en %)
Clamoux	82	32,4	1 125	93	3,2
Argent Double	112	37,4	943	40	2,4

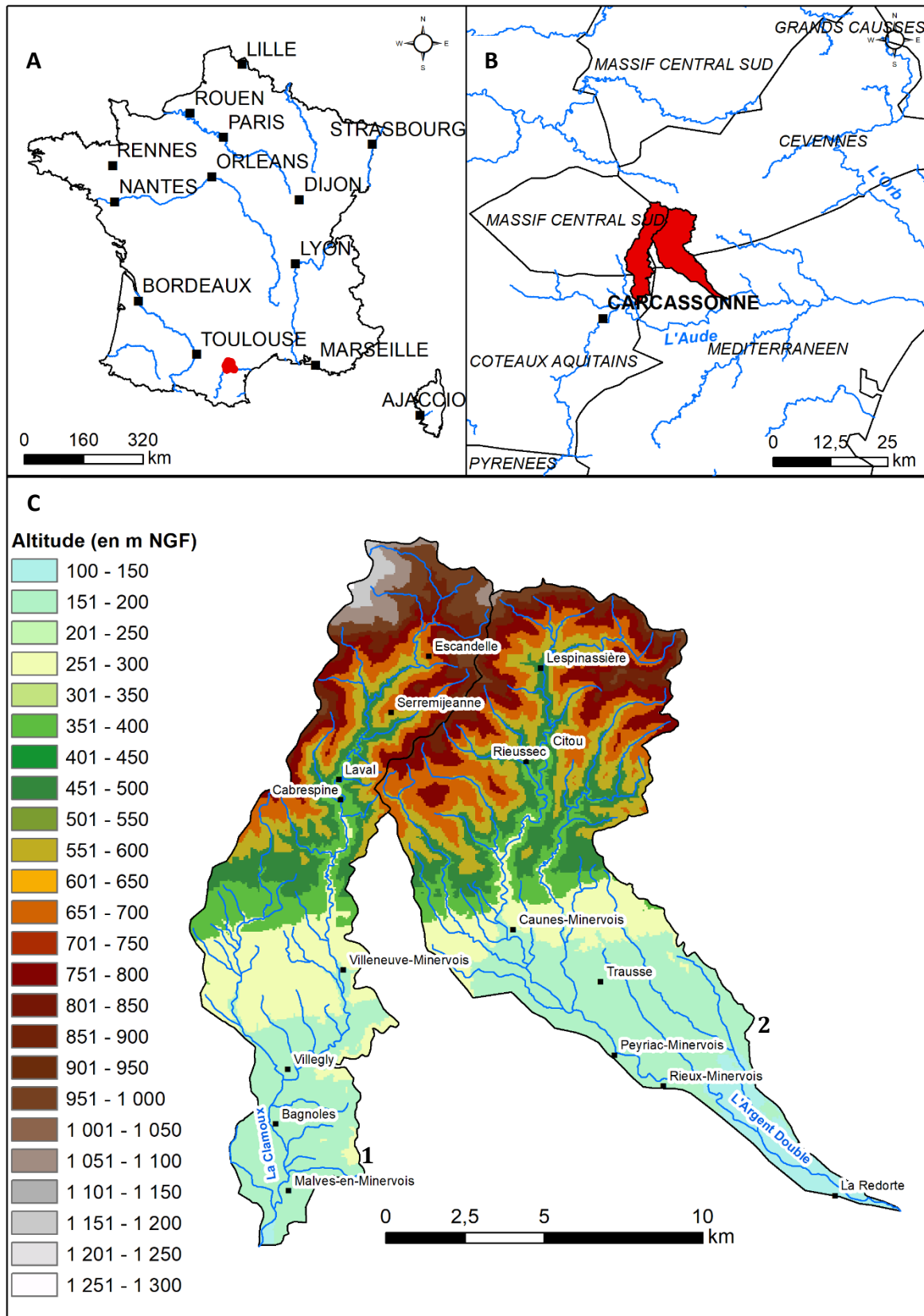


Figure 7 : Localisation de la Clamoux et de l'Argent Double

A : Localisation des bassins versants en France ; B : Localisation à l'échelle de l'hydroécocorégion ; C : Relief des bassins versants ; 1 : La Clamoux ; 2 : L'Argent Double.

III.1.2 Géologie

Les deux bassins versants présentent un caractère géologique commun, opposant la Montagne Noire, en amont, au piedmont du Minervois, en aval (Figure 8). La Montagne Noire est une unité morphostructurale rattachée au Massif Central qui a pris forme lors de l'orogénèse hercynienne. Suite à l'orogénèse, de nombreuses roches se sont mises en place, notamment des gneiss, des schistes et des calcaires, visibles au nord de ces deux bassins versants (Gèze, 1995). Les versants de la Montagne Noire sont marqués par des nappes de charriage inversées, laissant apparaître, sur certaines zones, les roches les plus anciennes en surface au détriment des plus jeunes. Ces roches métamorphiques (gneiss et schistes) ou sédimentaires (grès), généralement assez fragiles (exceptés les gneiss), produisent en amont une fourniture sédimentaire potentiellement importante et facilement mobilisable par les cours d'eau. Le réseau hydrographique a entaillé dans les terrains calcaires des gorges profondes qui permettent de déboucher en aval sur le piedmont du Minervois.

Le piedmont raccorde la Montagne Noire à la plaine de l'Aude selon une pente régulière (< 10 %) conforme au pendage de la structure monoclinale qui la sous-tend. Il est principalement constitué de la molasse de Carcassonne (Éocène) tronquée en glacis d'érosion à couverture alluviale peu épaisse (< 2 m) datant du Quaternaire et parfois étagées en terrasses alluviales. Le lit majeur de la Clamoux et de l'Argent Double est composé à la fois de molasse (*bed rock*) et d'alluvions. Côté Clamoux, les formations molassiques sont plus étendues et les alluvions n'occupent qu'une petite partie au niveau de la plaine de l'Orbiel. Côté Argent Double, les alluvions occupent de plus grandes surfaces et le stock de sédiments y est plus conséquent.

Cette dichotomie morpho-structurale entre la Montagne Noire et le piedmont engendre un relief contrasté, contrôlant fortement les caractéristiques morphologiques de ces bassins versants ainsi que les caractéristiques sédimentaires de la charge de fond. Ainsi, on retrouve dans la charge de fond des alluvions de formes et d'origine variées. Cependant, la présence de schistes détermine une caractéristique particulière à cette région. En effet, les débris schisteux, de faible densité (< 2) et se délitant en plaquette, se délitent facilement, ce qui offre des formes d'alluvions très plates à grande portance. Cette caractéristique est favorable à l'abrasion rapide, au transport sur de longues distances et au dépôt en tuilage (Michler *et al.*, 2016).

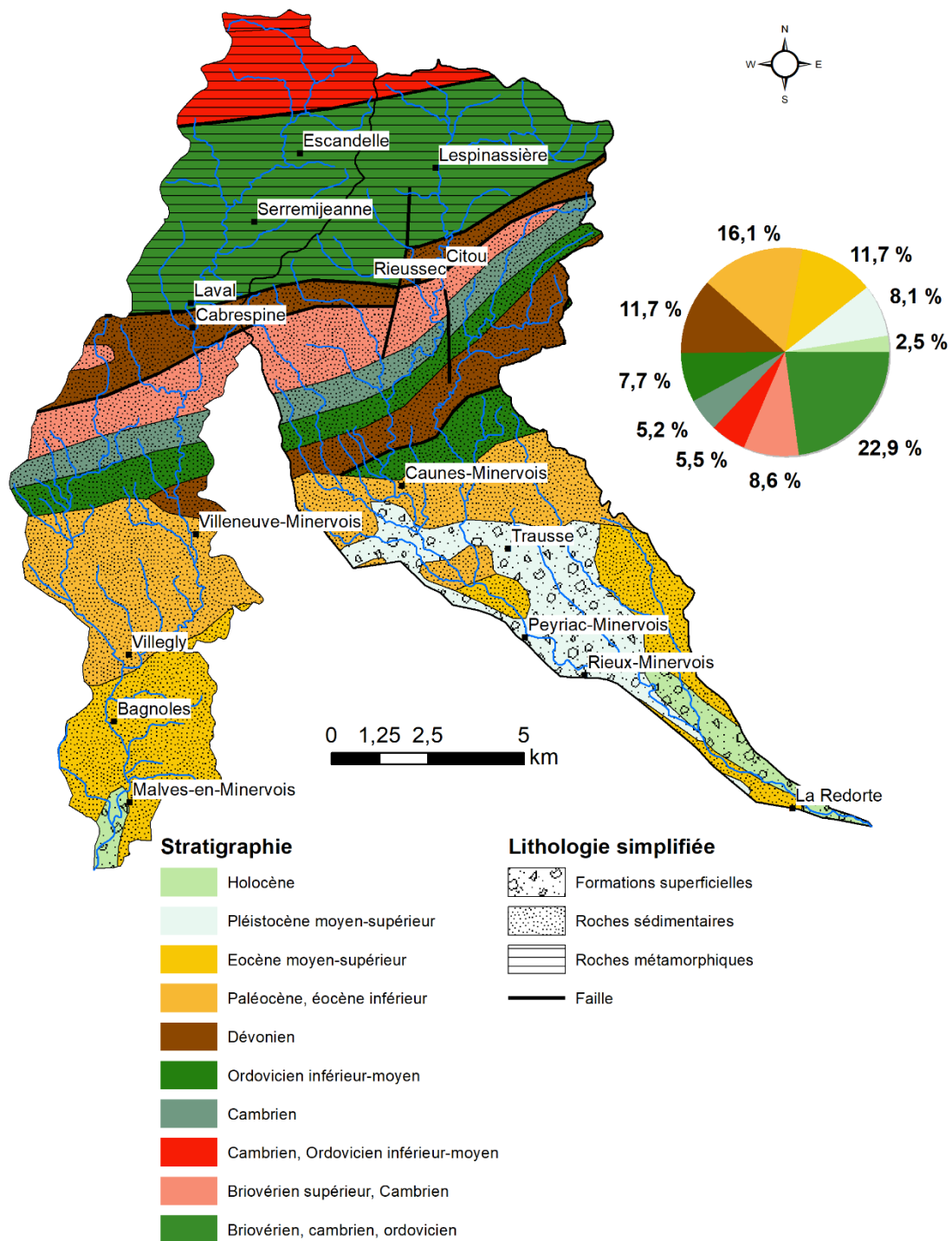


Figure 8 : Géologie de la Clamoux et de l'Argent Double (données : BRGM)

III.1.3 Climat et régime hydrologique

La situation générale de la région, entre deux massifs montagneux d'orientation est-ouest, la soumet à des vents de couloir provenant du nord-ouest ou du sud-est. Ces vents sont canalisés par la topographie de plaine et affectés par une forte augmentation des vitesses, provoquée par l'effet Venturi. Cette caractéristique induit une variété de situations atmosphériques dont les conséquences sont bien souvent très contrastées. Ces deux bassins versants sont directement exposés aux conditions météorologiques méditerranéennes (de direction nord-ouest). Il en résulte un régime pluviométrique marqué par l'occurrence de précipitations intenses mais peu fréquentes. Ce type de phénomène s'apparente aux « épisodes cévenols » (terme utilisé

uniquement dans la région des Cévennes), couramment nommés « épisodes méditerranéens ». Les dépressions atlantiques parviennent aussi jusqu'à ces deux vallées. Un hiver doux et humide laisse place à une saison sèche estivale. Les cours d'eau présentent d'ailleurs régulièrement un régime hydrologique d'oued (Figure 9). Les précipitations solides sont courantes sur la Montagne Noire mais ne permettent pas de qualifier le régime hydrologique de pluvio-nival. Ces caractéristiques climatiques, combinées à l'orientation du réseau hydrographique sud-est et à une lithologie favorable à l'érosion (schistes et molasse), rendent ces bassins versants très sensibles aux aléas hydrologiques (Fort *et al.*, 2001). La majorité des crues s'exprime sous forme de crues éclairs à fort charriage. Sans certains sous-bassins versants très schisteux et disposant d'une fourniture sédimentaire très abondante, on observe aussi le développement d'écoulements hyperconcentrés, comme par exemple sur le Rieussec (affluent de l'Argent Double).

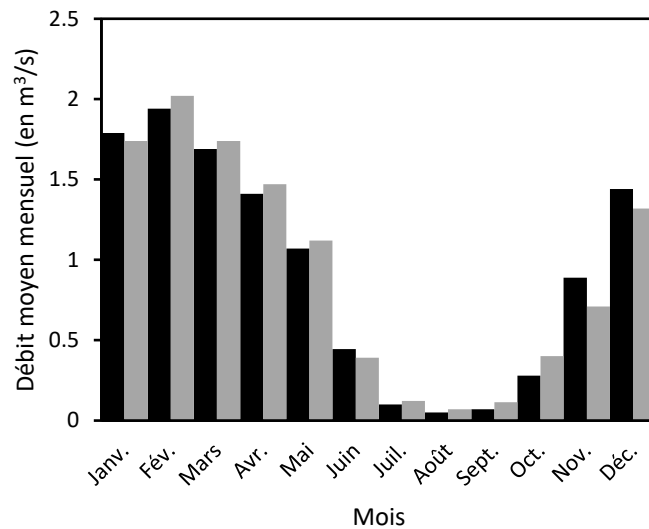


Figure 9 : Régime hydrologique de la Clamoux et de l'Argent Double (données : Banque Hydro)

Les valeurs en noir représentent les débits moyens mensuels de la Clamoux à Malves-en-Minervois (1971-2018 ; 85,3 km²) et les valeurs en gris représentent les débits moyens mensuels de l'Argent Double à la Redorte (station des Salices, 1969-2019 ; 108 km²).

Tableau 3 : Débits des crues de l'Argent Double et de la Clamoux

Fréquence	Argent Double (débit moyen journalier en m ³ /s)	Clamoux (débit moyen journalier en m ³ /s)
Biennale	16 [14 ; 19]	16 [13 ; 20]
Quinquennale	30 [26 ; 36]	31 [26 ; 37]
Décennale	39 [34 ; 47]	40 [35 ; 50]
Vicennale	48 [41 ; 58]	50 [43 ; 62]
Cinquantennale	59 [51 ; 73]	62 [53 ; 77]

Les chroniques hydrologiques disponibles offrent un recul historique important et permettent de caractériser la récurrence des crues depuis les années 1970 (Tableau 3 ; Figure 10). La récurrence des crues > Q_2 est quasi stable dans le temps et identique sur les deux bassins. La crue du 13 novembre 1999 est l'événement majeur de ces dernières décennies (Fort *et al.*, 2001) avec des hauteurs d'eau impressionnantes (5,07 m à la Redorte et 4,97 m à Malves-en-Minervois). Cependant, sur la période récente (1999-2018), l'historique des crues diffère entre les deux bassins à la fois en termes de fréquence et d'intensité. L'absence totale de crue entre 2005 et 2017 sur l'Argent Double symbolise cette différence.

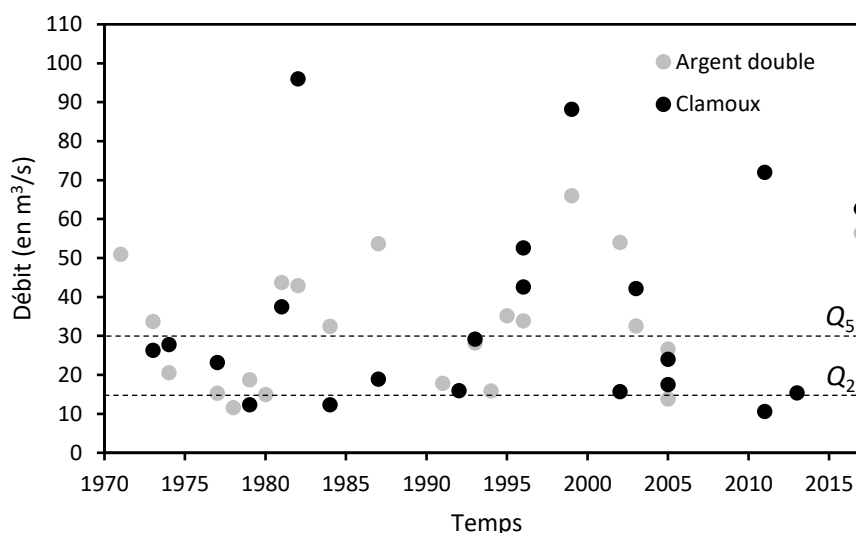


Figure 10 : Fréquence et intensité des crues de la Clamoux et de l'Argent Double depuis les années 1970 (données : Banque Hydro)

Les valeurs en noir représentent les débits maximaux moyens journaliers annuels de la Clamoux à Malves-en-Minervois et les valeurs en gris représentent les débits maximaux moyens journaliers annuels de l'Argent Double à la Redorte. La crue d'octobre 2018 ne figure pas sur ce graphique. Les pointillés noirs représentent Q_2 et Q_5 .

Très récemment, les deux bassins versants ont subi des crues de forte ampleur, en février 2017 (crue vicennale) et en octobre 2018 (récurrence non calculée mais estimée à la crue cinquantennale). Cette dernière a dépassé le seuil de la crue centennale sur le fleuve Aude.

III.1.4 Occupation du sol et activités économiques

L'occupation du sol de ces deux bassins versants peut être globalement divisée en deux grandes catégories (Figure 11) :

- les forêts et milieux semi-naturels avec respectivement 65 % pour la Clamoux et 50,5 % pour l'Argent Double, localisés principalement dans la partie montagneuse ;
- les territoires agricoles, notamment viticoles avec 32,5 % pour la Clamoux et 47,19 % pour l'Argent Double localisés sur le piedmont. Ces espaces font la richesse économique de la région (Figure 12).

Si les modalités d'occupation tendent à inhiber les aléas hydrologiques en amont (fixation des versants par la végétation), elles ont tendance à les exacerber à l'aval du fait de l'augmentation du ruissellement. En effet, ce phénomène est un facteur de premier ordre dans l'aggravation du risque hydrologique (Arnaud-Fassetta *et al.*, 2002). Il s'explique par la concentration d'enjeux économiques et humains dans les bassins versants sous l'effet de l'occupation croissante des fonds de vallée et des interfluves depuis plusieurs décennies, de l'étendue des vignobles et de l'importance des vergers. L'augmentation des surfaces urbanisées autour des bourgs historiques renforce le ruissellement mais ce facteur est négligeable à l'échelle du bassin-versant car ces surfaces représentent une faible part des bassins versants.

Le canal du Midi qui relie Toulouse à la Mer Méditerranée a été construit dans ce secteur à la transition des affleurements de molasse, en rive gauche du lit majeur du fleuve Aude. Cet ouvrage, inscrit sur la liste du patrimoine mondial de l'UNESCO, traverse de part en part le piedmont du Minervois et représente des points noirs hydrauliques à chaque intersection avec le réseau hydrographique. En effet, à ces intersections, le canal enjambe les cours d'eau du Minervois grâce à des ponts canaux dont la section sous-calibrée constitue un frein aux écoulements (Arnaud-Fassetta et Fort, 2009).

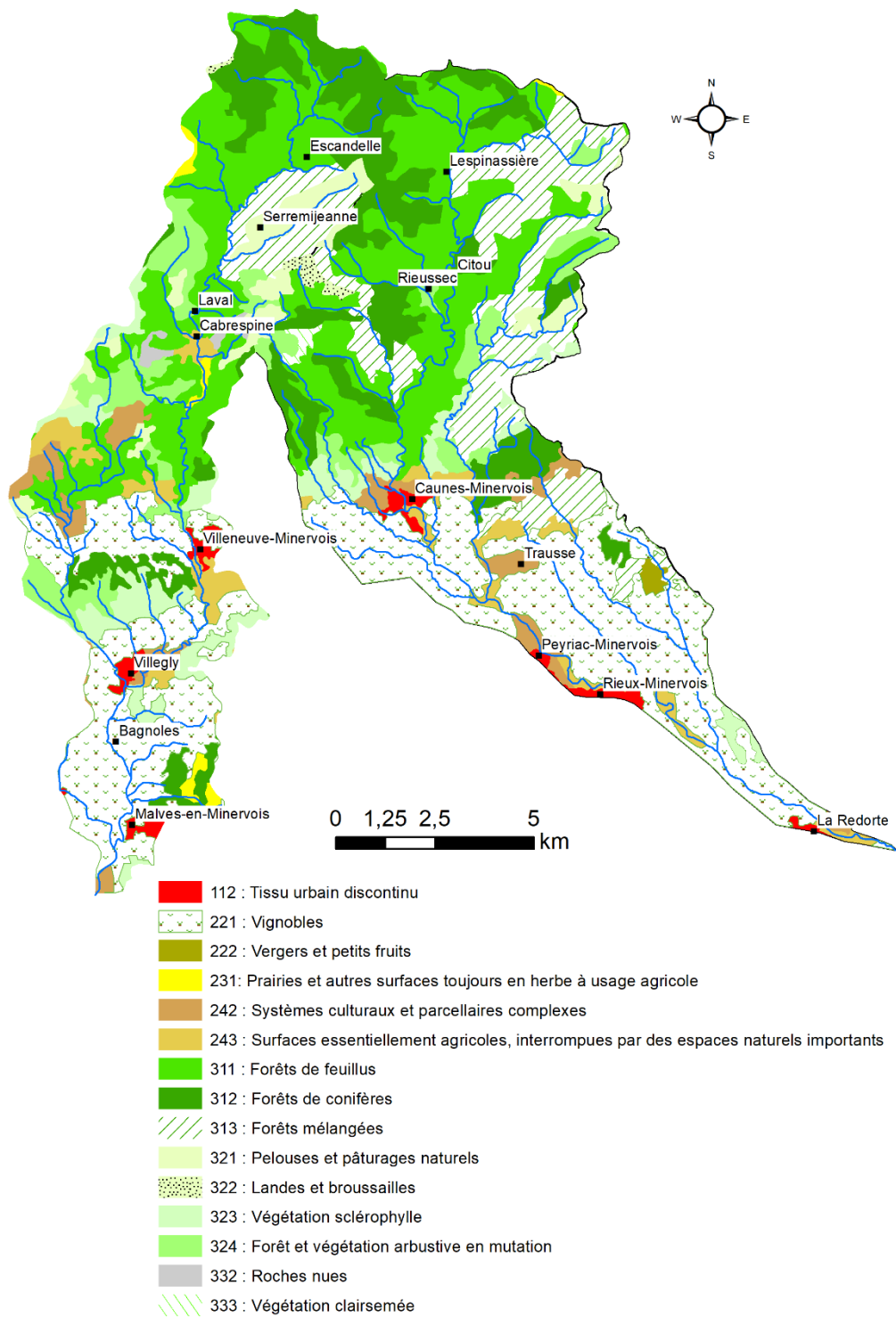


Figure 11 : Occupation du sol des bassins versants de la Clamoux et de l'Argent Double (données : Corine Land Cover, 2012)



Figure 12 : Organisation de la plaine alluviale sur le piédmont du Minervois (photo : G. Arnaud-Fassetta, octobre 2019)

Cette photo illustre l'organisation typique de la plaine alluviale de la Clamoux sur le piedmont du Minervois en aval de Villeneuve Minervois (pont des Aygadons). On localise à gauche le lit de la Clamoux de type plane bed endigué qui adopte un fonctionnement d'oued et à droite les parcelle de vignes. En arrière-plan se trouve la zone de restauration de l'espace de liberté de la Clamoux.

III.1.5 Organisation de la gestion des cours d'eau : la fusion des syndicats de bassins et l'héritage du clivage « hydraulique douce » vs. « hydraulique structurante »

La Clamoux et l'Argent Double font partie du Syndicat Mixte Aude Centre (SMAC), qui est l'un des sept syndicats de bassin rattachés au SMMAR (Syndicat Mixte des Milieux Aquatiques et des Rivières) créé en 2002 par arrêté préfectoral n°2002-2349. Il a pour but de répondre à la nécessité de mener une gestion concertée de l'eau et d'organiser la prévention des inondations à l'échelle du bassin-versant. Le SMMAR a obtenu la reconnaissance du statut d'Établissement Public Territorial de Bassin (EPTB) par arrêté du Préfet coordonnateur de bassin RMC le 5 décembre 2008.

Cette organisation de la gestion des cours d'eau est très récente (Figure 13). En effet, avant le 1^{er} janvier 2017, la Clamoux et l'Argent Double appartenaient à deux structures différentes avec :

- le SBCOT (Syndicat de Bassin Clamoux Orbiel Trapel) pour la Clamoux. Le SBCOT est lui-même le fruit d'une fusion des syndicats de bassins versants qui le composent depuis 2003 ;
- le SIAHBAD (Syndicat Intercommunal d'Aménagement Hydraulique du Bassin de l'Argent Double) pour l'Argent Double.



Figure 13 : Les anciennes structures de gestion du Syndicat de Bassin Clamoux Orbiel Trapel et Syndicat Intercommunal d'Aménagement Hydraulique du Bassin de l'Argent Double au sein du Syndicat Mixte Aude Centre

Avant la fusion, les deux rivières étaient gérées de façon distincte. Ainsi, Plet *et al.* (2002) expliquent que chaque crue dommageable apportait son lot de travaux hydrauliques, notamment sur l'Argent Double. Ces auteurs répertorient huit tranches de travaux successives depuis 1963 (date de création du SIAHBAD). Le processus d'endiguement par les techniques modernes avait même commencé depuis 1930 dans certains secteurs. Une analyse rétrospective des aménagements montre que les travaux d'hydraulique sont effectués quasi systématiquement aux mêmes endroits, là où les crues opèrent le plus d'érosion. La reconstruction à l'identique via des protections de berge est reconduite après chaque événement grâce à une politique d'indemnisation et de subvention avantageuse (Fort *et al.*, 2001).

L'historique des aménagements de la Clamoux est moins documenté mais la rivière n'a pas été épargnée par des travaux anciens de recalibrage et de rectification. Cependant, au moment où le SIAHBAD s'engageait dans la « résistance » face aux inondations (poursuite des travaux d'hydraulique), le syndicat de la Clamoux se tournait vers une politique de « l'alternative » (laisser faire la rivière tout en l'aidant à suivre une trajectoire prédéfinie). Ainsi, Arnaud-Fassetta et Fort (2011) montre que la crue de 1999 a marqué un tournant dans la gestion des cours d'eau.

Si la trajectoire de gestion a été divergente depuis 1999, à l'aune de la fusion des syndicats de bassins, le partage des savoir-faire facilite le retour d'expériences et initie une certaine convergence de gestion (Jouanny et Krouch, 2017). Aujourd'hui, ces deux bassins mènent une politique de reconquête des espaces de mobilité et/ou de bon fonctionnement.

III.2 Les pressions sur le régime hydro-sédimentaire

Les pressions qui s'opèrent sur ce territoire relèvent de deux principaux facteurs : 1) l'histoire agricole de la région et 2) les aménagements hydrauliques (Arnaud-Fassetta *et al.*, 2002).

Le premier facteur a tendance à limiter la fourniture sédimentaire dans la partie montagneuse grâce à la fixation des versants par la reforestation planifiée ou spontanée, dès lors que la montagne a été abandonnée par le monde paysan, et à exacerber le ruissellement sur le piedmont par l'augmentation des surfaces artificialisées.

Le second facteur est associé à l'héritage des travaux hydrauliques dont l'objectif était de gagner des terres cultivables dans le fond de vallée tout en se protégeant des crues torrentielles. Ces travaux ont permis la rectification et le recalibrage des cours d'eau. On peut distinguer deux groupes d'ouvrages hydrauliques récurrents sur ces cours d'eau. Le premier groupe de travaux hydrauliques correspond aux protections de berge composées de murs de pierres sèches (ou murs en rascasse), d'enrochements, de gabions et de murs de béton. Les enrochements correspondent à des accumulations de blocs, de taille généralement métrique et non solidaires les uns des autres. Les gabions sont des parallélépipèdes formés de blocs de forme et de taille variables, prisonniers d'une enveloppe grillagée et érigés les uns sur les autres formant des murs non maçonnés. Selon leur conception (maille du grillage), les gabions peuvent se déformer au passage de l'onde de crue, ce qui permet de dissiper une partie de l'énergie avant de rompre totalement. Ce type d'ouvrage ne dispose pas de fondations et est très sensible à l'affouillement. Les murs de béton représentent un type de défense rigide destinés à arrêter l'érosion de la berge et à la rehausser pour limiter les débordements dans la plaine d'inondation. Ils font également office d'endiguement lors des opérations de calibrage du lit mineur. Les murs en rascasse correspondent à un type de défense historique alors que les autres relèvent de techniques utilisées depuis les années 1950-1960. Aujourd'hui, ces deux cours d'eau font face à un degré d'endiguement très important. En dehors de certains secteurs très localisés et de secteurs naturellement contraints (gorges dans la Montagne Noire), le lit mineur est partout corseté, rendant impossible une recharge sédimentaire par érosion de berge. Le deuxième groupe de travaux hydrauliques correspond aux ouvrages transversaux (les seuils) installés pour corriger et/ou contrôler le profil longitudinal en créant des ruptures de pente et d'énergie. Ces seuils limitent l'incision et garantissent un niveau d'eau minimal pendant les étiages estivaux, utiles pour le soutien des nappes phréatiques et le bon fonctionnement des canaux d'irrigation. Globalement, les ouvrages sont bien moins nombreux sur les affluents que sur les cours d'eau principaux. Le Référentiel des Obstacles à l'Écoulement (ROE) dénombre 26 ouvrages sur la Clamoux et 31 ouvrages sur l'Argent Double, soit une densité moyenne de 5 ouvrages tous les 6 km (Figure 14). La plupart de ces seuils ont cédé lors de la crue de 1999 et tous n'ont pas été reconstruits.

Ces deux hydrosystèmes ont suivi une évolution parallèle depuis la fin du PAG. À cette époque, la Montagne Noire était « dénudée » suite à une utilisation excessive des sols durant plusieurs siècles (défrichement pour chauffage et cultures en terrasses ; Lecomte, 1998). Dans ce contexte, les caractéristiques géologiques et morphologiques étaient favorables à une fourniture sédimentaire abondante depuis les têtes de bassin-versant jusqu'aux cours d'eau principaux. Il est difficile de dater précisément la mise en place des murs en rascasse mais il est probable que ces structures sont contemporaines de cette époque. L'effet de ces structures a pu accélérer le transit sédimentaire (concentration des vitesses et de l'énergie) mais dans un système où la fourniture sédimentaire n'était pas limitée, les équilibres hydro-sédimentaires ont pu perdurer un temps.

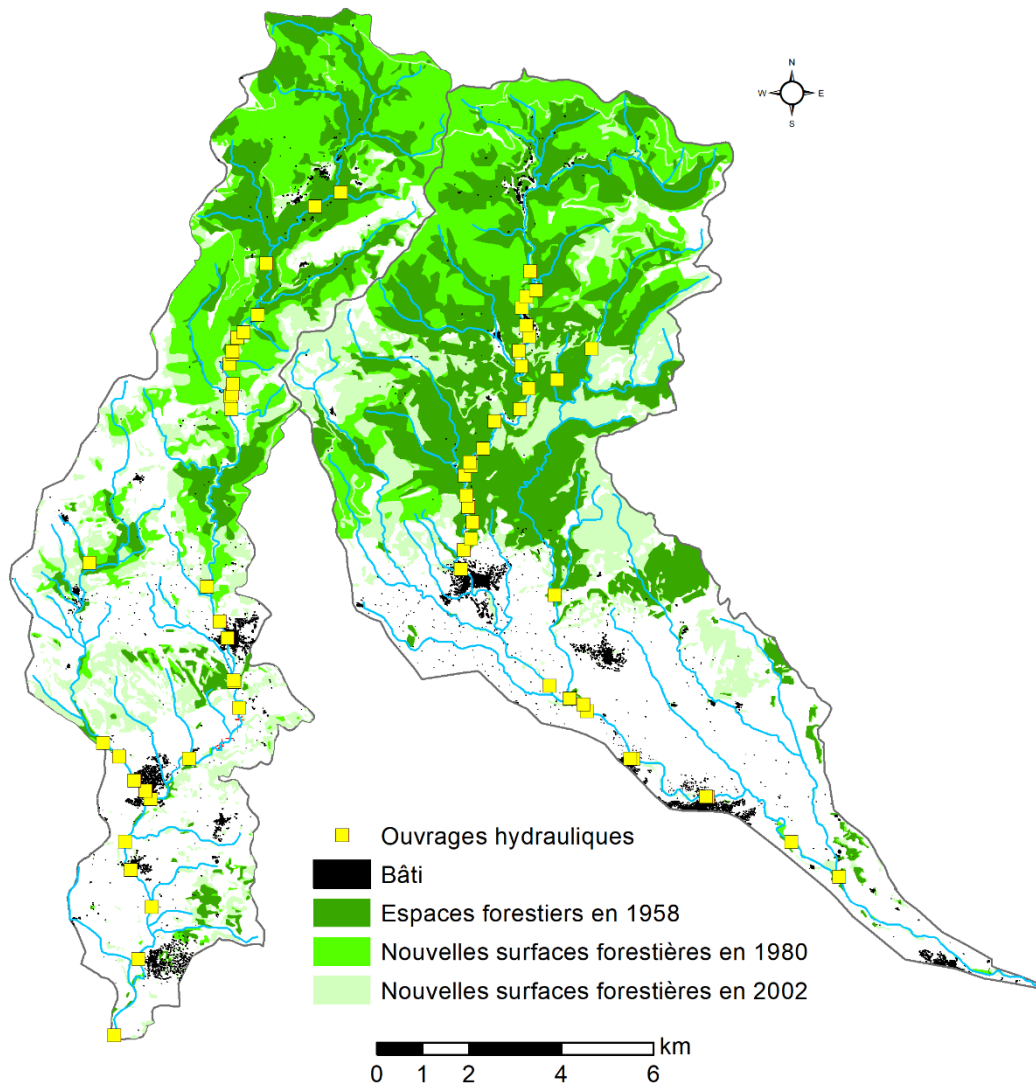


Figure 14 : Aménagements hydrauliques et évolution du couvert forestier des bassins versants de la Clamoux et de l'Argent Double

Les ouvrages hydrauliques sont issus du ROE tandis que l'évolution du couvert forestier depuis 1958 est issue d'un mémoire de master 1 DYNARISK (Berthelot et Tourade, 2017). Les évolutions sont issues d'une intersection entre les différentes dates, seules les nouvelles surfaces forestières aux différentes dates sont représentées. À un instant t , les surfaces forestières sont la somme des surfaces à t et à $t-1$.

En revanche, dès le début du XX^e siècle, la reforestation de la montagne a modifié les équilibres alors en place. En terme législatif, les premières lois sur le reboisement des montagnes ont été votées dans la deuxième moitié du XIX^e siècle, mais dans le Minervois la situation est plus floue. La traçabilité des surfaces acquises par le service RTM est obscure et les dates ainsi que les surfaces d'acquisition sont mal connues, ce qui suggère que la reforestation a pu aussi se faire de manière spontanée. Quoi qu'il en soit, la reforestation est bien visible dans le paysage (Figure 14). Ainsi, les deux bassins sont passés d'une surface forestière de 23 % dans les années 1950 à près de 60 % dans les années 2000, voire quasi 100 % dans la zone montagneuse. Ceci a permis de fixer les versants et de limiter drastiquement la fourniture sédimentaire. Les systèmes d'endiguement sont quant à eux restés en place et ont été entretenus dès lors que les activités agricoles se sont installées au plus proche du lit mineur. C'est alors qu'une phase de purge sédimentaire s'est initiée dans les thalwegs principaux. C'est dans ce contexte que les travaux d'hydraulique structurante ont été entrepris dès les années 1950-1960.

Un déséquilibre s'est alors installé entre une fourniture sédimentaire restreinte et une forte capacité de transport exacerbée par les endiguements et des événements hydroclimatiques extrêmes récurrents (Fort *et al.*, 2001). Ce déséquilibre est responsable des ajustements morphologiques qui s'opèrent aujourd'hui, notamment sur le piedmont. Les rééquilibrages par érosion latérale sont limités par les contraintes latérales si bien que le seul rééquilibrage possible se fait par incision des cours d'eau dans leur plancher alluvial. La morphologie des lits témoigne de ces ajustements avec 1) une majorité de tronçons en *step pool* dans la zone montagneuse, caractéristique de secteurs où la capacité de transport est plus importante que la fourniture sédimentaire, propice à la purge sédimentaire et 2) une prédominance de *plane bed* (*sensu* Montgomery et Buffington, 1999) sur le piedmont dont l'apparente forme d'équilibre est due à l'endiguement de ces cours d'eau. À l'heure actuelle, s'il réside une charge alluviale sur le piedmont, la forme d'équilibre du *plane bed* est trompeuse et les nombreux affleurements de substratum mollassique témoignent d'un déficit sédimentaire chronique et d'une incision généralisée (Figure 15).



Figure 15 : Affleurement mollassique dans le lit de la Clamoux (photo : G. Arnaud-Fassetta, octobre 2019)

Ces deux bassins versants spatialement proches, présentent des caractéristiques semblables, tant du point de vue morphologique, géologique, hydrologique que climatique. Les stocks sédimentaires externes sont potentiellement importants mais ils sont fixés par le couvert forestier tandis que les stocks sédimentaires internes sont en voie d'épuisement et difficilement mobilisables du fait des endiguements. Dans ce contexte, les deux bassins versants ont été le théâtre de stratégies de gestion différentes depuis la crue de 1999. D'un point de vue scientifique, il est tout à fait intéressant d'évaluer les effets différenciés de ces stratégies sur la dynamique fluviale.

III.3 Projet de restauration : suppression des contraintes latérales au pont des Aygadons pour tamponner les crues et stocker les alluvions

Suite à la crue de 1999, le bassin-versant de la Clamoux a été précurseur dans les travaux de suppression des contraintes latérales. La stratégie du syndicat Aude Centre est basée sur une gestion « douce » de la rivière et sur les « alternatives » aux travaux d'hydraulique structurante. Cette gestion s'apparente à la recherche de l'espace de mobilité fonctionnel (Malavoi *et al.*, 1998) ou bien au maintien des espaces de bon fonctionnement (Terrier *et al.*, 2016). L'objectif premier est de créer des zones où les crues peuvent dissiper leur énergie (augmentation de la largeur de la bande active et diminution des puissances fluviales spécifiques) afin de minimiser les dégâts en aval et de concentrer les embâcles sur des zones stratégiques dans le but de faciliter les entretiens ultérieurs. La logique des travaux est donc davantage liée à la protection contre les inondations

qu'à la restauration des équilibres hydro-sédimentaires mais ils n'en sont pas moins compatibles avec cet objectif. En effet, ces travaux ont également un effet direct sur la dynamique fluviale car ces zones de réouverture s'apparentent aussi à des zones d'accumulation sédimentaire (du fait d'une diminution brutale de l'énergie), ce qui permet, dans un contexte de déficit sédimentaire, d'éviter l'incision des cours d'eau en des points stratégiques à l'échelle du bassin-versant. La stratégie portée par le SMAC permet donc d'atténuer les crues torrentielles tout en préservant les équilibres hydro-sédimentaires.

Le tableau suivant (Tableau 4) montre la chronologie et l'ampleur des travaux de suppression des contraintes latérales réalisés sur le territoire du syndicat Aude Centre. Concrètement il s'agit de détruire les digues dans des secteurs régulièrement mis à rude épreuve et de laisser le cours d'eau s'ajuster sur le plan horizontal et vertical. Ce sont les sites du pont des Aygadons et de Villeneuve-Minervois qui ont bénéficié pour la première fois de ce type de travaux, dès 2003. Depuis, ce type de travaux de restauration s'est démocratisé sur le reste du territoire du Syndicat.

La restauration de la Clamoux au pont des Aygadons est à la fois le chantier le plus ambitieux en matière de travaux et aussi le plus ancien. C'est un site emblématique pour le syndicat Aude Centre qui en a fait une vitrine de sa politique environnementale. Ce site sera étudié dans la thèse (Figure 16).

Tableau 4 : Les travaux relatifs aux suppressions des contraintes latérales des cours d'eau sur le territoire du Syndicat Mixte des Milieux Aquatiques et des Rivières

Nom	Bassin-versant	Dates	Linéaire de contraintes latérales supprimées (en m)
Cabrespine	Clamoux	-	80
Villeuve-Minervois	Clamoux	2003	120
Pont des Aygadons	Clamoux	2003-2006	2003 : 400 2006 : 1000
La Ribaute en amont de la commune de Villegly	Clamoux	2019	500
Opération pilote au Parc du Château à Villegly	Clamoux	2018	100
L'amont de Bagnoles le long de la RD37	Clamoux	2018	1400
L'ancienne décharge en aval de Caunes-Minervois	Argent Double	2015	200
Sindilla	Orbiel	2003-2018	2003 : 400 2012 : 400 2018 : 400
Saptes (2012-2018)	Orbiel	2012 - 2018	-

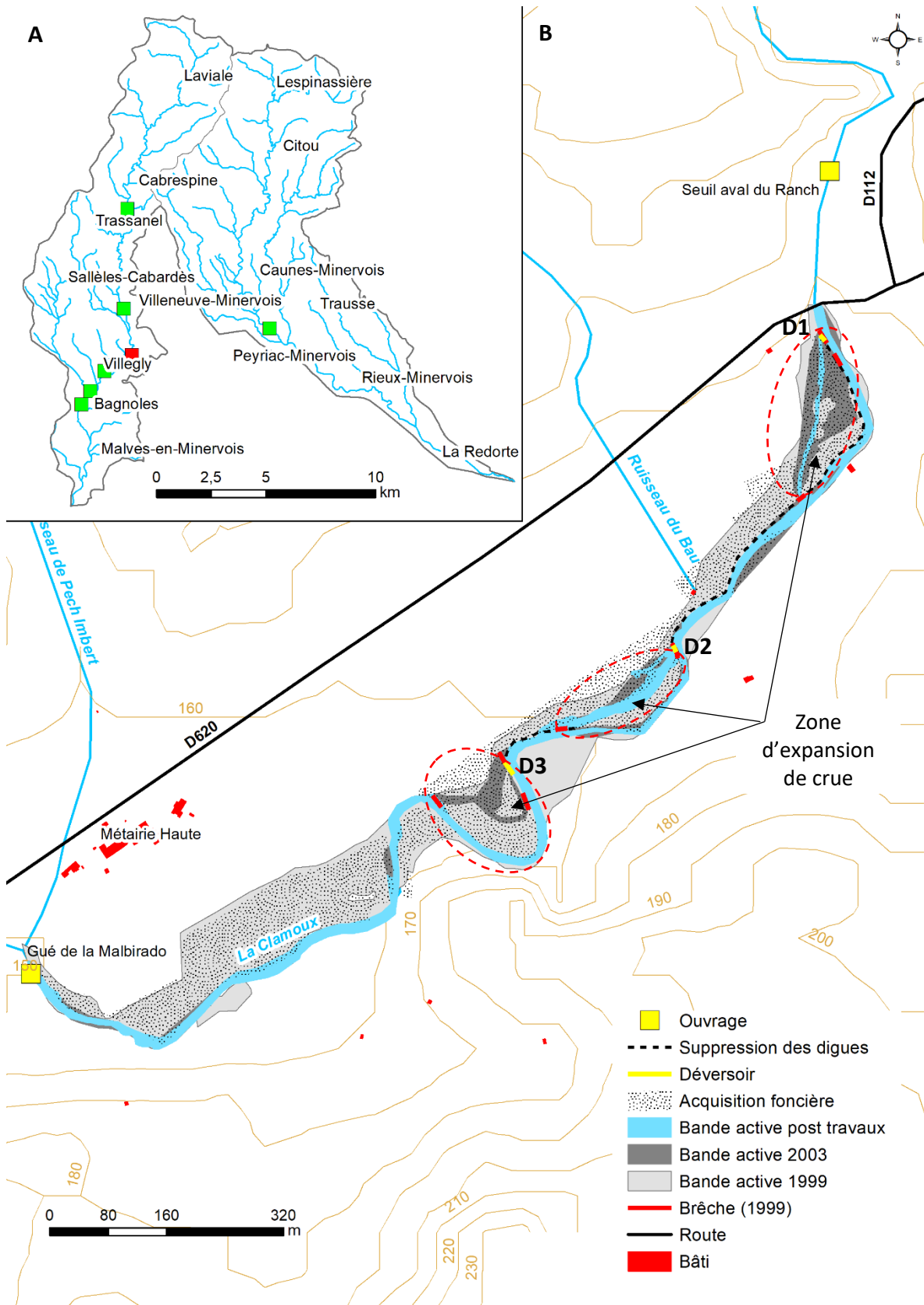


Figure 16 : Acquisition foncière et restauration de la Clamoux après la crue de 1999

A : Localisation du site du pont des Aygadons (en rouge) parmi les sites restaurés et/ou projet des bassins versants de la Clamoux et de l'Argent Double (en vert) ; B : Restauration de la Clamoux après la crue de 1999.

Sur le site localisé en aval du pont des Aygadons (RD620), la crue de 1999 a montré les limites des digues qui ont cédé en plusieurs points. Les brèches formées dans les murs au niveau des concavités ont permis à la Clamoux de façonner de nouveaux chenaux et de divaguer dans l'emprise d'une bande active élargie. Le chenal principal de la Clamoux s'est recentré dans l'axe de cette nouvelle bande active en recoupant les méandres, diminuant de fait fortement la sinuosité du tronçon. La crue de 2003 a maintenu le nouveau lit dans l'axe de la bande active en aval du Ruisseau de Baous, laissant l'ancien chenal corseté à l'état de chenal moribond. Cependant, les écoulements dans le recoupement des méandres en aval n'ont pas perduré et la Clamoux a repris son ancien tracé dans l'emprise des endiguements. Le profil en long du secteur était maintenu par le passage à gué de la Malbirado situé à 200 m en aval et par le seuil du Ranch en amont. Ces deux ouvrages ont été détruits par la crue de 1999 et seul le gué a été reconstruit.

La dynamique fluviale observée lors de ces deux crues a confirmé les choix stratégiques de réouvrir la rivière plutôt que de reconstruire à l'identique les protections de berge. Ainsi, grâce à une politique d'acquisition foncière en deux étapes (d'abord 1 ha en 2003 puis 8 ha en 2006), le syndicat a pu détruire au total 1 400 m de digue en rive droite. Les matériaux de la digue ont en partie été utilisés pour créer des transitions douces au niveau des ruptures de pente du profil en long du site (recoupement de méandres). Au niveau de la première brèche en amont du site, le chenal de crue de 1999 a été conservé pour en faire un chenal secondaire (Figure 17). À cet endroit une partie de la semelle de digue a été utilisée pour former un point de surverse (D1). En aval du Ruisseau de Baous, les fondations de la digue sous la brèche n°4 ont été renforcées à la chaux hydraulique pour former un second point de surverse (D2). Enfin en aval du site un déversoir de crue (D3 ; dimensionné pour déverser à 30 m³/s ; Figure 18) a été installé pour favoriser l'écoulement des flux dans la convexité du méandre. Entre D1 et D2, en avril 2006, l'espace de mobilité a été retaluté en pente douce et un bulldozer équipé de dents ripper a permis de dessoucher les vignes.



Figure 17 : Suppression des contraintes latérales le long de la Clamoux en aval du pont des Aygadons (photo : Syndicat Mixte Aude Centre, 2005)

L'ensemble de ces travaux a été réalisé en régie (maîtrise d'œuvre directe). Au moment du lancement des travaux, peu de guides préconisaient le suivi ultérieur à mettre en place, si bien qu'aucun état initial n'a été réalisé et aucun protocole de suivi n'a pu être défini. La démarche entreprise était totalement exploratoire et réalisée avec des moyens très limités.



Figure 18 : Illustration des travaux de restauration dans le secteur aval de la Clamoux (photos : Syndicat Mixte Aude Centre, 2006)

A : Renforcement des fondations de la brèche en aval du Ruisseau de Baous et maintien d'un double axe d'écoulement de part et d'autre de la digue ; B : Création du déversoir en amont du méandre ; C : Retalutage de l'espace de mobilité en pente douce.

Les objectifs de ces travaux sont les suivants :

- favoriser la mobilité latérale ;
- améliorer l'écrêtement des crues en ralentissant l'écoulement et en dissipant l'énergie anciennement concentrée dans le lit par les endiguements ;
- réduire les dégâts liés au transport solide important et aux embâcles conséquents transportés en période de crue. Les reboisements du lit moyen et du lit majeur jouent à la fois le rôle de « filtre » en retenant ces éléments et de zone de dépôts (sédiments, embâcles) ;
- abaisser les niveaux en crue et améliorer la situation de certains lieux habités au regard des inondations ;
- apporter une biodiversité et un caractère plus naturel à cette zone qui rend des services épuratoires lors d'apports d'eaux chargées en période de crue.

Ces travaux ont été accompagnés par une stratégie de revégétalisation raisonnée, composée d'espèces locales (aulnes, saules, frênes et bouleaux). L'entretien de cette ripisylve est une composante à part entière de la stratégie de restauration. Elle vise à favoriser la diversité des classes d'âge, conserver les micro-écoulements et piéger la charge alluviale. L'unique opération d'entretien de la ripisylve a été menée en 2015 dans le secteur amont. Certaines zones sont préférentiellement entretenues pour favoriser l'écoulement alors que d'autres espaces sont voués à se densifier pour favoriser les dépôts des embâcles et des sédiments. Ces zones sont situées généralement dans les secteurs de recoupement de méandre.

Conclusions partielles

La Clamoux et l'Argent Double sont deux rivières torrentielles à forte capacité de transport, caractérisées par une trajectoire d'évolution commune depuis la fin du PAG, du fait de la raréfaction de la fourniture sédimentaire (versants complètement végétalisés), de leur fort degré d'aménagement (endiguement et étagement) et de l'occurrence de crues éclairs dévastatrices.

L'incision du lit, qui est le processus d'ajustement à ces variables de contrôle, tend à purger le système et à épuiser le stock de sédiments interne. La crue de 1999 a été un événement majeur dans la région du Minervois. Elle a amorcé deux stratégies de gestion différentes entre ces deux rivières : 1) une stratégie d'amélioration des défenses sur l'Argent Double et 2) une stratégie de l'alternative sur la Clamoux. Quinze ans après les premiers travaux de suppression des contraintes latérales sur la Clamoux, le site du pont des Aygadons est une vitrine pour l'étude de la reconquête des espaces de liberté. Les objectifs de ce projet de restauration sont originaux car ils vont au-delà de la réactivation de la dynamique latérale en misant sur la fonction de protection contre les crues éclairs, ce qui implique de réguler les flux liquides et solides au sein de zones d'expansion de crue.

IV. Réinjecter des sédiments en aval du barrage de Saint-Sauveur pour limiter les déficits sédimentaires

IV.1 Contexte géographique : La vallée du Buëch entre Dévoluy, Bochaine et Diois

IV.1.1 Localisation et morphométrie

Le bassin du Buëch traverse les départements des Hautes-Alpes, des Alpes-de-Haute-Provence et de la Drôme. Le Buëch est une rivière en tresses (Figure 19) à charge graveleuse dont la pente moyenne avoisine 0,5 %. Son bassin-versant (1490 km²) draine les Préalpes du Sud et culmine à 2709 m d'altitude (Pic de Bure, massif du Dévoluy ; Figure 20). On distingue deux émissaires : le Grand Buëch, qui prend sa source dans le vallon de la Jarjatte, en amont de Lus-la-Croix-Haute (26), et le Petit Buëch qui prend sa source en amont de la Roche-des-Arnauds (05 ; Tableau 5). Leur confluence en amont de Serres (05) forme le Buëch. C'est un affluent majeur (rang 5) de la Durance (rang 6) qui y conflue à Sisteron (04). Le barrage de Saint-Sauveur est situé à 4 km en aval de la ville de Serres et draine un bassin-versant de 836 km².



Figure 19 : Morphologie du Buëch (photo : SMIGIBA, 2013)

Tableau 5 : Caractéristiques morphométriques du Buëch (données : SYRAH-CE)

Tronçon	Surface drainée (en km ²)	Longueur (en km)	Altitude amont (en m)	Altitude aval (en m)	Pente (en %)
Le Grand Buëch	253	40,5	1294	678	1,5
Le Petit Buëch	319	44,6	1944	678	2,9
Le Buëch	1490	42,3	678	467	0,5

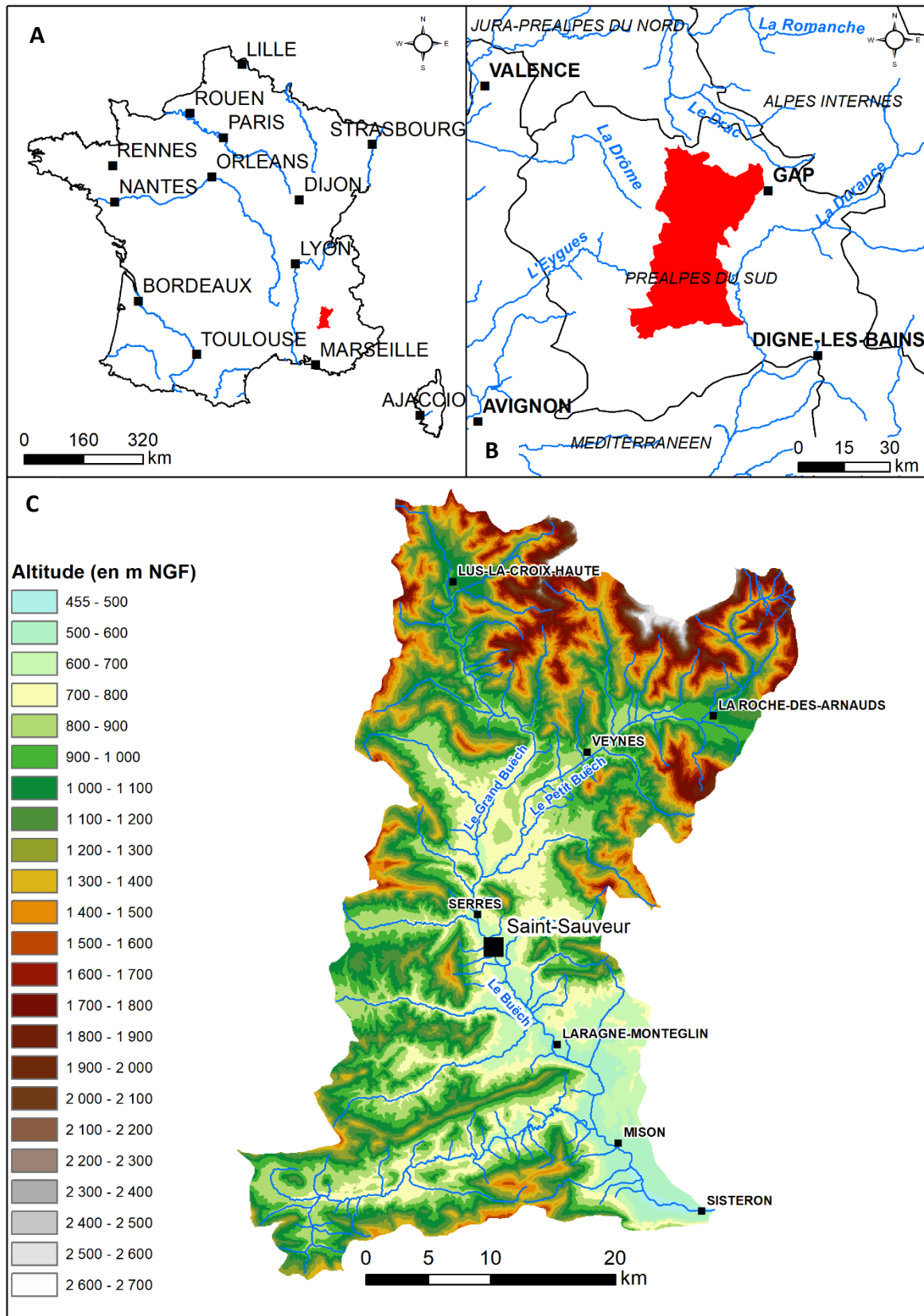


Figure 20 : Localisation du Buëch

A : Localisation du bassin-versant en France métropolitaine ; B : Localisation à l'échelle de l'hydroécocorégion ; C : Relief du bassin-versant.

Le haut bassin-versant est caractérisé par une succession de passages étroits (cluses rocheuses) et de plaines très larges et par l'alimentation de torrents très productifs en matériaux (Béoux, Drouzet, Beaumugne, Chauranne). En aval de la clue de Serres, la vallée s'élargit considérablement et le Buëch a façonné une large bande active dans laquelle il divague par le biais de tresses à bancs végétalisés (iscles).

IV.1.2 Géologie

La géologie du bassin-versant est organisée par le plissement des Préalpes (Figure 21). Le Bochaine représente la marge du massif du Pelvoux. Ce massif est bordé par le massif du Diois (source de la Drôme) au nord-ouest, par les Baronnies au sud-ouest et par le Bochaine oriental à l'est (vallée du petit Buëch). Le bassin-versant du Buëch est principalement sous-tendu par des roches sédimentaires (« terres noires »). D'âge Jurassique, ces terres noires correspondent à une succession de marnes plus ou moins feuilletées à intercalations de petits bancs ou alignements de nodules calcaires qui donnent un paysage de « badlands » (Olivry, 1989).

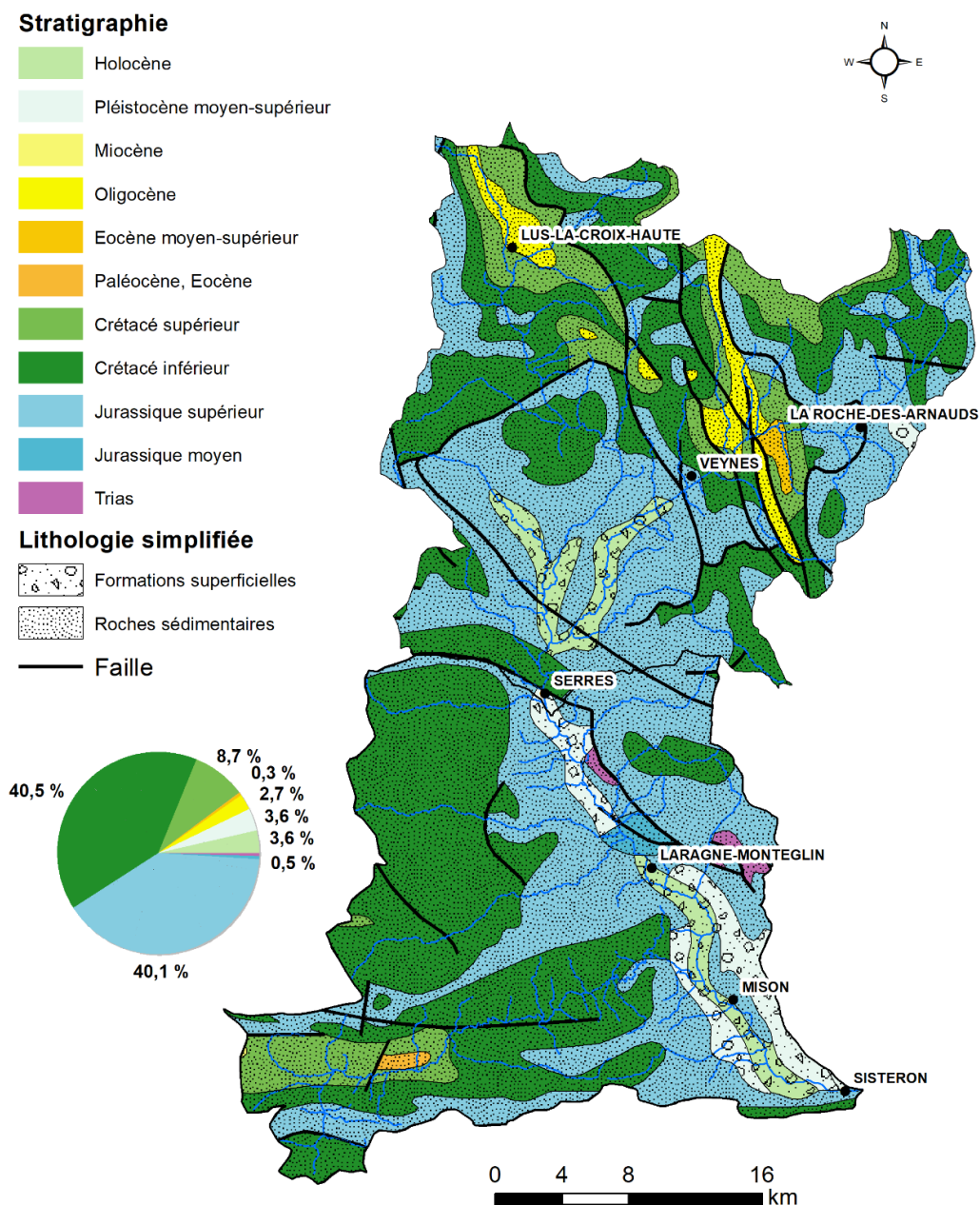


Figure 21 : Géologie du bassin-versant du Buëch (données : BRGM)

L'histoire glaciaire de cette vallée a permis un apport important de matériaux fluvio-glaciaires ainsi qu'un remblaiement conséquent du fond de vallée (Rosique, 1997, 2004). Ainsi, au Riss, le glacier durancien difflue par-dessus le sillon de Gap pour s'écouler dans la vallée du Petit Buëch jusqu'au bois de Sellas. Il entravait une petite partie de la vallée du Grand Buëch, dépourvue alors de glacier (Figure 22). Plus au sud, l'ampleur du glacier durancien lui permettait de remonter dans la vallée du Buëch jusqu'à Montrond. Au Würm, la difflue nord du glacier durancien allait jusqu'à Montmaur laissant Veynes en dehors des glaces. Au sud, le glacier durancien ne remontait plus dans la vallée du Buëch. L'héritage de cette histoire glaciaire se lit aujourd'hui au travers des formations superficielles résiduelles (formations morainiques et terrasses alluviales).

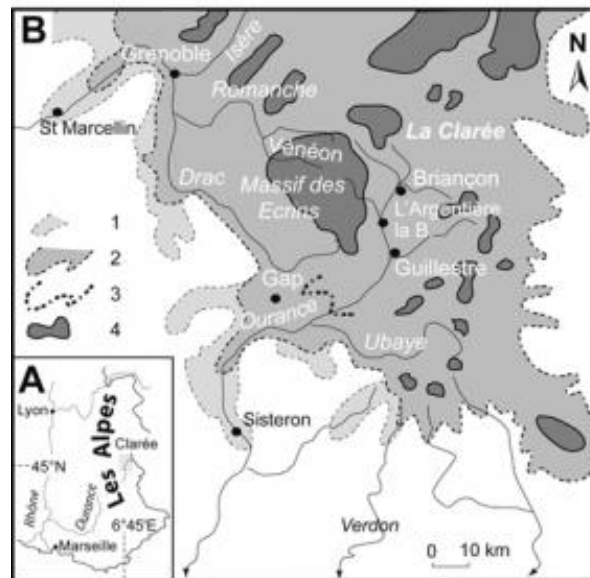


Figure 22 : L'englacement durancien au Pléistocène supérieur (d'après Cossart et al., 2011)

A : Carton de localisation. B : Extensions glaciaires maximales observées dans le Gapençais. 1 : extension lors du Riss ; 2 : extension maximale lors du Würm ; 3 : stade Gap (18 ka BP) ; 4 : zones d'accumulation glaciaire lors du DMG. D'après Gidon et Monjuvent, 1969.

IV.1.3 Climatologie et régime hydrologique

Dans la vallée du Buëch, le climat est de type méditerranéen (précipitations moyennes inférieures à 700 mm/an) avec une saison sèche durant l'été et des pluies intenses durant l'automne. Ce climat est modulé par le gradient d'altitude qui augmente de façon significative les précipitations dans le Haut Buëch, qui ne prennent une forme neigeuse que dans le massif du Dévoluy. Le régime hydrologique est de type nivo-pluvial (Figure 23) avec deux maxima : un au printemps et un en automne. La fonte est précoce et les hautes eaux s'étalent de mars à mai. L'automne est caractérisé par l'occurrence de pluies intenses liées aux dépressions méditerranéennes qui peuvent remonter la Durance. Le débit moyen annuel à la station de Serres (1964-2014) est de 14,10 m³/s. Les débits moyens journaliers des crues et les débits maximums instantanés de crues sont synthétisés dans le tableau suivant (Tableau 6).

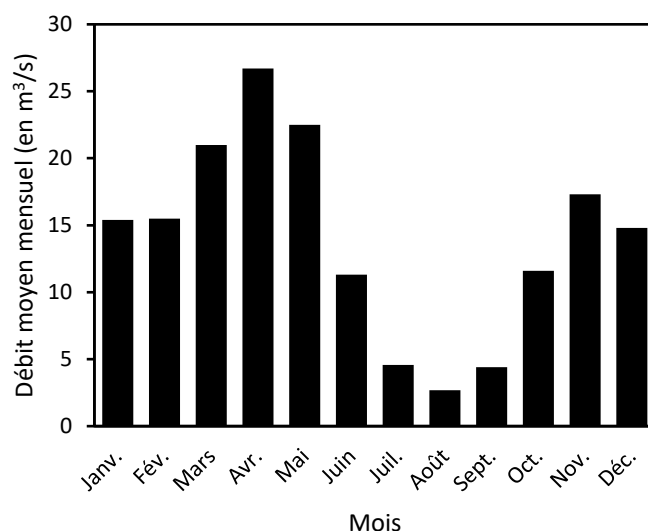


Figure 23 : Régime hydrologique du Buëch (données : Banque Hydro)

Les valeurs en noir représentent les débits moyens mensuels du Buëch à Serres (station des Chambons, 1969-2014).

Tableau 6 : Débits des crues du Buëch à la station hydrologique de Serres

Fréquence	Débit journalier moyen (en m³/s)	Débit maximum instantané (en m³/s)
Biennale	140 [120 ; 150]	210 [190 ; 240]
Quinquennale	200 [180 ; 240]	320 [290 ; 370]
Décennale	250 [220 ; 290]	390 [350 ; 460]
Vicennale	290 [260 ; 350]	460 [410 ; 550]
Cinquantennale	350 [310 ; 42]	550 [480 ; 660]

Les chroniques hydrologiques de la station des Chambons, complétées par les données de l'ancienne station du pont de Pierre, offrent un recul historique important et permettent de caractériser la récurrence des crues depuis le début du XX^e siècle. On constate une période assez calme en termes de fréquence et d'intensité entre les années 1930 et les années 1960 avec en moyenne moins de deux crues $> Q_2$ par décennie (Figure 24). Cette période est encadrée par deux périodes bien plus actives dans les années 1900-1930 et dans les années 1970-2000 où le nombre de crues $> Q_2$ est respectivement de quatre et cinq par décennie en moyenne. La plus forte crue connue est la crue cinquantennale du 24/11/2000 (354 m³/s). La crue de novembre 2016 avec un débit maximum instantané de plus de 260 m³/s constitue l'événement majeur le plus récent.

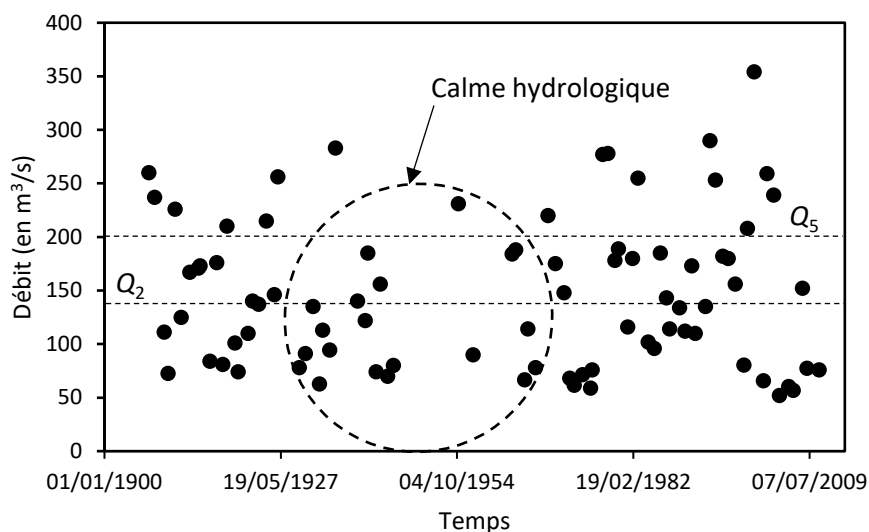


Figure 24 : Récurrence des crues du Buëch aux stations hydrologiques de pont de Pierre (1906-1963) et des Chambons (1964-2014)

Les valeurs en noir représentent les débits moyens journaliers des crues du Buëch (données : Banque Hydro). Les pointillés noirs représentent Q_2 et Q_5 . Le cercle noir symbolise la période de calme hydrologique des années 1930-1960.

IV.1.4 Occupation du sol et activités humaines

La vallée du Buëch est une vallée relativement bien préservée des pressions et conserve un fort caractère naturel (Figure 25). C'est un territoire rural (< 20 000 habitants) marqué par l'activité agricole : élevage ovin et arboriculture intensive pour l'essentiel, couplée à un tourisme vert en essor. L'activité industrielle reste marginale et l'urbanisation de la vallée est limitée aux abords des bourgs. L'habitat est diffus et les principales agglomérations sont réparties le long de la RD 1075 qui traverse les vallées du Grand Buëch et du Buëch, du nord au sud et le long de la RD 994 qui traverse la vallée du Petit Buëch d'est en ouest. La RD 1075 constitue un axe de transit nord-sud, entre Grenoble et Marseille, qui double la vallée du Rhône.

Historiquement, la rivière a constitué un moyen de transport du bois par flottaison. Les arbres abattus dans la forêt de Durbon à Saint-Julien-en-Beauchêne et dans le bois du Chapitre, à la Roche des Arnauds étaient flottés sur le Buëch, puis sur la Durance jusqu'en Avignon. Les troncs ainsi acheminés servaient principalement aux chantiers navals et plus tardivement à la charpente. Le flottage a perduré jusqu'au début du XX^e siècle (SMIGIBA, 2008).

L'arboriculture s'est fortement développée sur la partie aval du bassin-versant, notamment sur les marges du lit mineur. Ces terrains agricoles gagnés sur l'espace de mobilité du cours d'eau, il y a des décennies, sont aujourd'hui protégés par des digues et accueillent des vergers de pommiers, irrigués par l'eau du Buëch. Cette eau est captée grâce au barrage de Saint-Sauveur qui crée une réserve d'eau pour la période estivale.

Les bassins versants des affluents sont très peu peuplés et sont caractérisés par une très forte végétalisation dont l'origine remonte aux actions des services RTM et à la déprise agropastorale dans les années 1950.

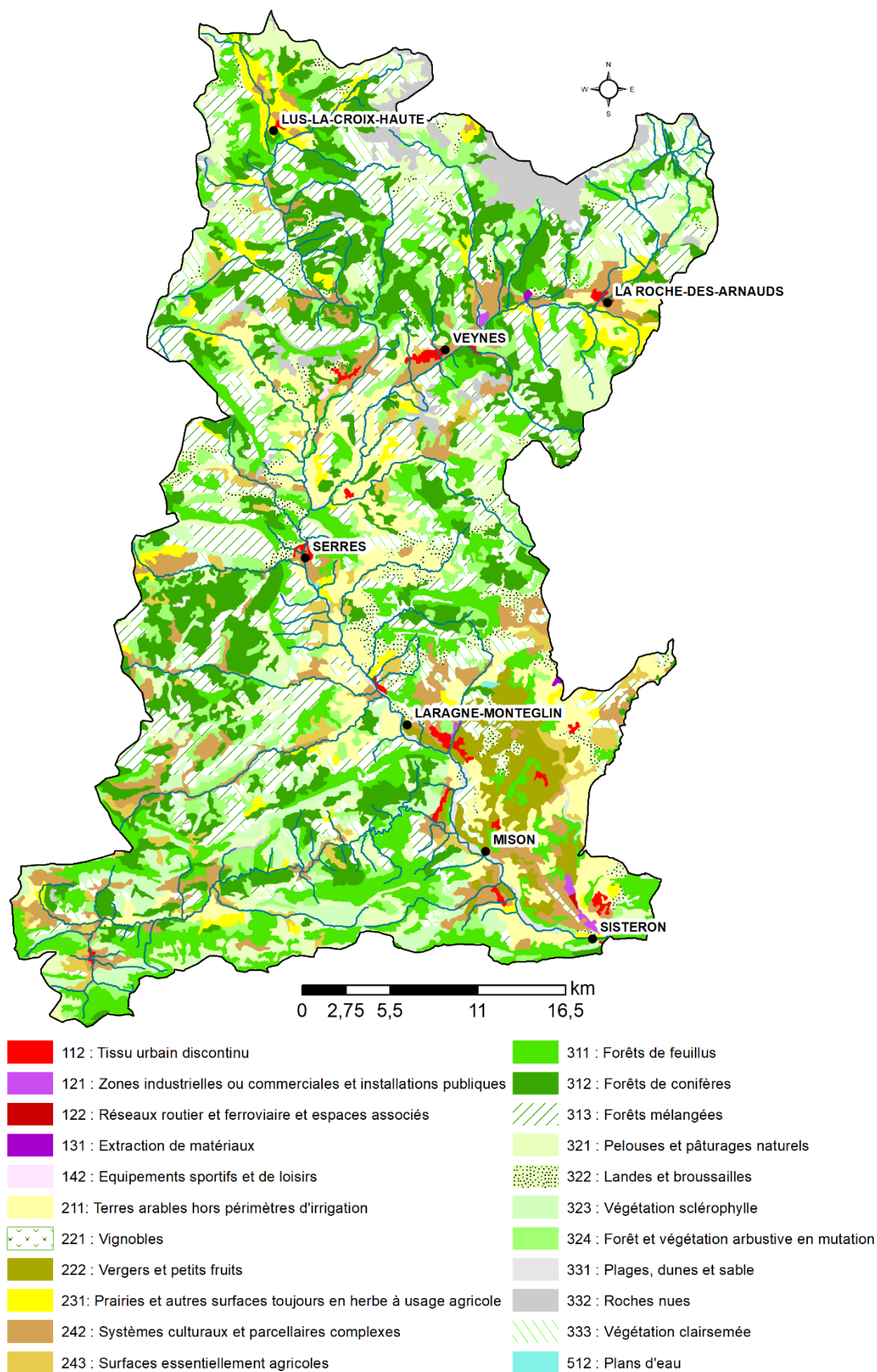


Figure 25 : Occupation du sol du bassin-versant du Buëch (données : Corine Land Cover, 2012)

IV.1.5 Organisation de la gestion des cours d'eau

Sur le bassin-versant du Buëch, la compétence GEMAPI est attribuée depuis le 1er janvier 2018 aux communautés de communes. Le SMIGIBA (Syndicat Mixte de Gestion Intercommunautaire du Buëch et de ses Affluents), créé en 2003, est un syndicat mixte fermé qui gère les cours d'eau à l'échelle du bassin-versant du Buëch. Ce dernier porte le contrat de rivière « Buëch vivant, Buëch à vivre » signé en septembre 2008 qui concerne l'intégralité du bassin-versant (quatre intercommunalités et une communauté d'agglomération pour un total de 52 communes).

Le contrat de rivière répond aux enjeux du SDAGE au travers de six volets dont l'objectif est d'atteindre le bon état écologique. Dans le cadre du SDAGE (2010-2015), un programme de mesures spécifiques aux masses d'eau sur le bassin-versant du Buëch a été établi. Parmi les différentes mesures, on retiendra la mesure n°3C32 intitulée « Réaliser un programme de recharge sédimentaire » pour répondre aux problèmes de transport sédimentaire et de dysfonctionnement morphodynamique sur le Buëch. Cette mesure est relayée dans le contrat de rivière du Buëch sous diverses actions.

La gestion sédimentaire liée au barrage de Saint-Sauveur relie le SMIGIBA et EDF au sein d'un Comité de Suivi de l'Engrèvement (CSE) de la retenue de Saint-Sauveur depuis 2005.

IV.2 Les pressions sur le régime sédimentaire

La quantification des apports moyens annuels des principaux émissaires du Buëch (HYDRETTUES, 2013) basé sur un calcul des capacités de transport (formule de Lefort) est synthétisée dans le tableau suivant. Notons que les apports moyens annuels au barrage de Saint-Sauveur ont été évalués à 42 000 m³/an.

Tableau 7 : Capacité de transport par charriage dans le bassin-versant du Buëch (d'après HYDRETTUES, 2013)

Affluent	Apport moyen annuel (en m ³)
Grand Buëch	22 500
Petit Buëch	31 000
Buëch à Saint-Sauveur	42 000
Buëch à Laragne	51 000
Buëch à Ribiers	79 000

Ces volumes sont estimés grâce à la formule de Lefort (2007). Les débits utilisés sont issus des stations hydrologiques de Veynes (1972-1994) et de Serres (1969-2009) qui ont été rapportés à la taille du bassin-versant du secteur d'étude.

Dans certains sous bassins versants, il réside une forte production sédimentaire, notamment au niveau des torrents qui drainent le Dévoluy comme la Béoux. Ces sources sédimentaires externes permettent de conserver une morphologie en tresses dans la vallée. Cependant, le Buëch n'échappe pas à la tendance générale de diminution de la fourniture sédimentaire observée dans les Alpes (Gautier, 1992) comme l'illustre l'évolution de son profil en long depuis 1908 (Liébault *et al.*, 2013). Ainsi, d'après le contrat de rivière du Buëch, le déficit sédimentaire qui s'opère dans la vallée est un enjeu environnemental de premier ordre.

Le régime sédimentaire du Buëch a été perturbé par de multiples facteurs : 1) l'extraction de graviers dans la bande active ; 2) la mise en place d'un système d'endiguement et 3) la construction du barrage de Saint Sauveur (Figure 26). Une description de ces pressions est proposée.

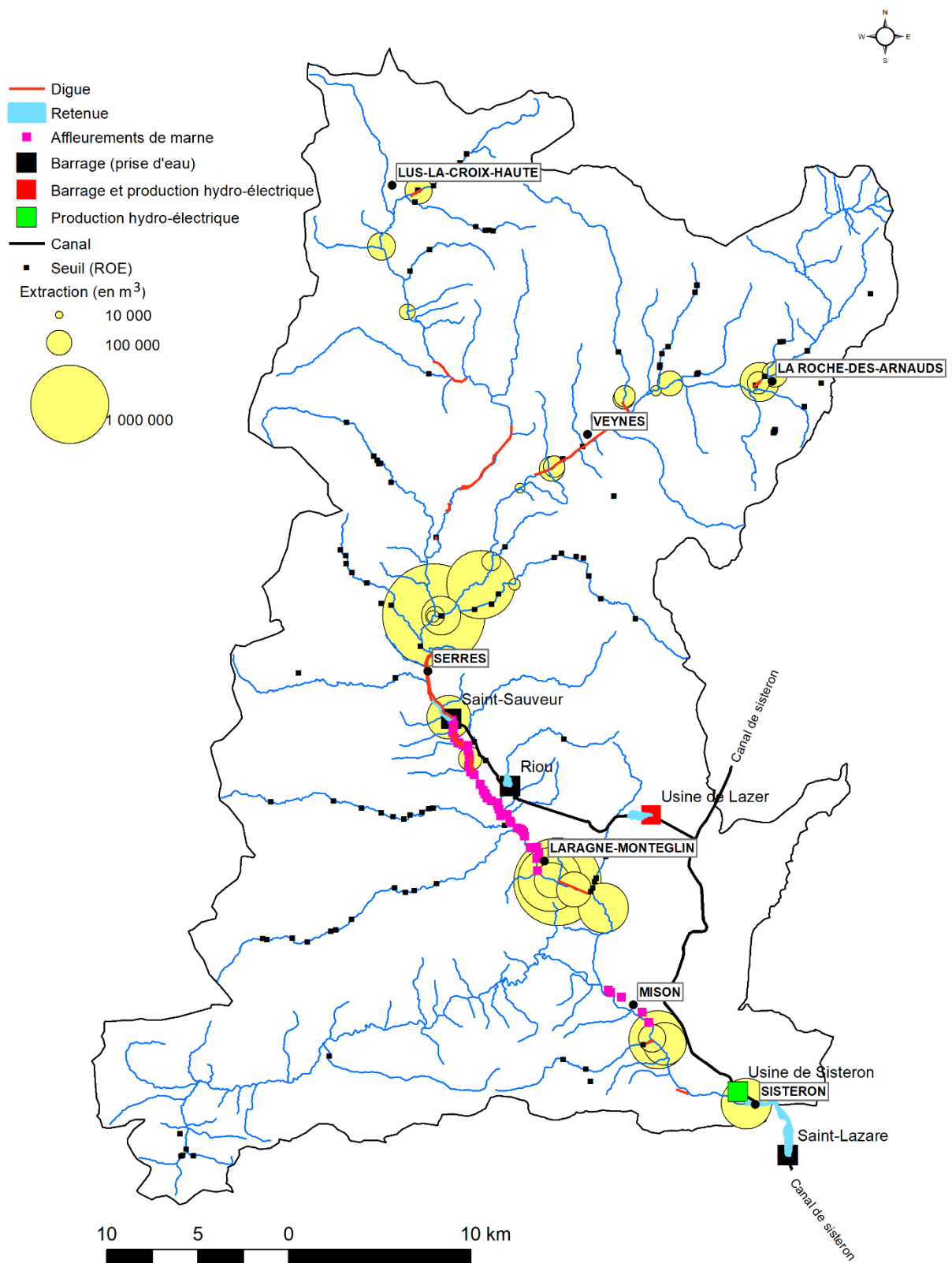


Figure 26 : Les pressions sur le régime sédimentaire du Buëch

Les données d'extractions sont issues de HYDRETTUES (2013) et les affleurements de marnes sont issus du SMIGIBA.

IV.2.1 Le poids historique des extractions de matériaux

L'extraction massive de sédiments directement dans la bande active du cours d'eau se chiffre en millions de tonnes. Gautier (1994) rapporte une extraction de plus de 5 Mm³ au début des années 1990 et une étude plus récente (HYDRETUDES, 2013) rapporte un volume extrait de plus de 9,7 Mm³. Ces chiffres sont issus des déclarations des carriers et sont bien souvent en dessous de la réalité. La Loi sur l'Eau a interdit les extractions en lit mineur dès 1992. Pourtant, le décret Barnier crée une exception à la loi sur l'eau en zone de montagne, au titre de la protection contre les crues, ce qui a permis de pérenniser l'activité d'extractions de graviers jusque dans les années 2000. Le dernier site d'exploitation officiel a été arrêté en 2012 sur le Petit Buëch. Dans les années 2000, le rythme des extractions était de 20 000 m³/an sur le Petit Buëch et de 40 000 m³/an sur le Buëch (HYDRETUDES, 2013). En rapportant ces bilans d'extraction totaux aux apports moyens annuels actuels en amont du barrage de Saint-Sauveur (42 000 m³), c'est l'équivalent de 70 ans de transport solide dans la partie amont et de 140 ans de transport solide dans la partie aval qui ont été prélevés dans le Buëch. En fin d'exploitation, les sites d'extraction présentent la forme d'une cuvette et capte la quasi intégralité du transport solide. Tant que cette dernière n'est pas remplie, le profil en long s'ajuste par érosion régressive en amont et par érosion progressive en aval.

IV.2.2 Le système d'endiguement et les ouvrages transversaux

Le système d'endiguement le long du Buëch a principalement été mis en place entre les années 1770 et les années 1840 sous la direction des ingénieurs du Dauphiné (SMIGIBA, 2008). Il s'agissait dans un premier temps de sécuriser la route royale 75, reliant Mâcon à Sisteron puis de protéger les populations des crues catastrophiques caractéristiques du PAG et enfin de gagner des terres cultivables dans le lit majeur, à une période où la vallée a connu un pic démographique (Gautier, 1992). Les gains estimés s'élèvent à 800 ha (Gautier, 1993) et se répartissent sur plusieurs tronçons principaux : La Roche-des-Arnauds (~1,3 km), Veynes (~6 km), Aspres-sur-Buëch (~4 km), Serres (~2,5 km) et Laragne (~6 km). Ces terrains gagnés sur l'espace de mobilité historique de la rivière sont aujourd'hui majoritairement occupés par des vergers dont l'activité est très intense. En cumulant les épis en lit majeur et les digues, le SMIGIBA rapporte dans son contrat de rivière que le bassin-versant compte aujourd'hui 50 km de protection de berges.

À ces endiguements, il faut ajouter les réseaux de transports routiers (RN 75 sur le Grand Buëch et D 994 sur le Petit Buëch) et ferroviaires (ligne Sisteron-Grenoble et Sisteron-Gap) qui entravent en de nombreux points le lit majeur des cours d'eau par la création de remblais. Les points de franchissement forment des zones de pincement de la bande active.

Ces ouvrages ont permis de rectifier et de recalibrer les cours d'eau en certains points stratégiques. De tels aménagements provoquent une accentuation des puissances fluviales spécifiques ainsi que des contraintes tractrices et sont responsables d'une perturbation du transport solide qui est artificiellement accéléré. De plus, ils déconnectent le cours d'eau de ses sources de sédiments internes, ce qui exacerbe les déficits.

Un nombre important d'ouvrages transversaux est reporté dans le ROE (125). Ces ouvrages sont localisés principalement sur les affluents du Buëch. Seuls 11 ouvrages ont été construits dans les vallées principales du Petit Buëch (5) et du Grand Buëch (6). Ils sont surtout situés en amont, proches des sources, notamment pour le Grand Buëch. Cette répartition spatiale des ouvrages hydrauliques illustre l'action du service RTM au niveau des têtes de bassin-versant. Cependant, dans la vallée, la continuité sédimentaire est préservée sur la quasi intégralité du linéaire jusqu'au barrage de Saint-Sauveur.

IV.2.3 Le barrage de Saint-Sauveur au sein de la chaîne de production hydro-électrique durancienne

Le Barrage de Saint-Sauveur, exploité par EDF, est l'unique barrage de la vallée. Il a été construit entre 1990 et 1991 et mis en service en 1992. C'est un barrage mobile équipé de trois vannes segments dont l'une dispose d'un clapet de régulation de la cote de la retenue (Figure 27). La cote normale d'exploitation (RN) est fixée à 640 m, ce qui offre un plan d'eau d'une surface de 29,5 ha

et une capacité initiale de 1,72 Mm³. La cote minimale d'exploitation est fixée à 637,2 m et permet de dériver l'eau vers la retenue du Riou via le canal des Grès avec un débit maximal de 30 m³/s.

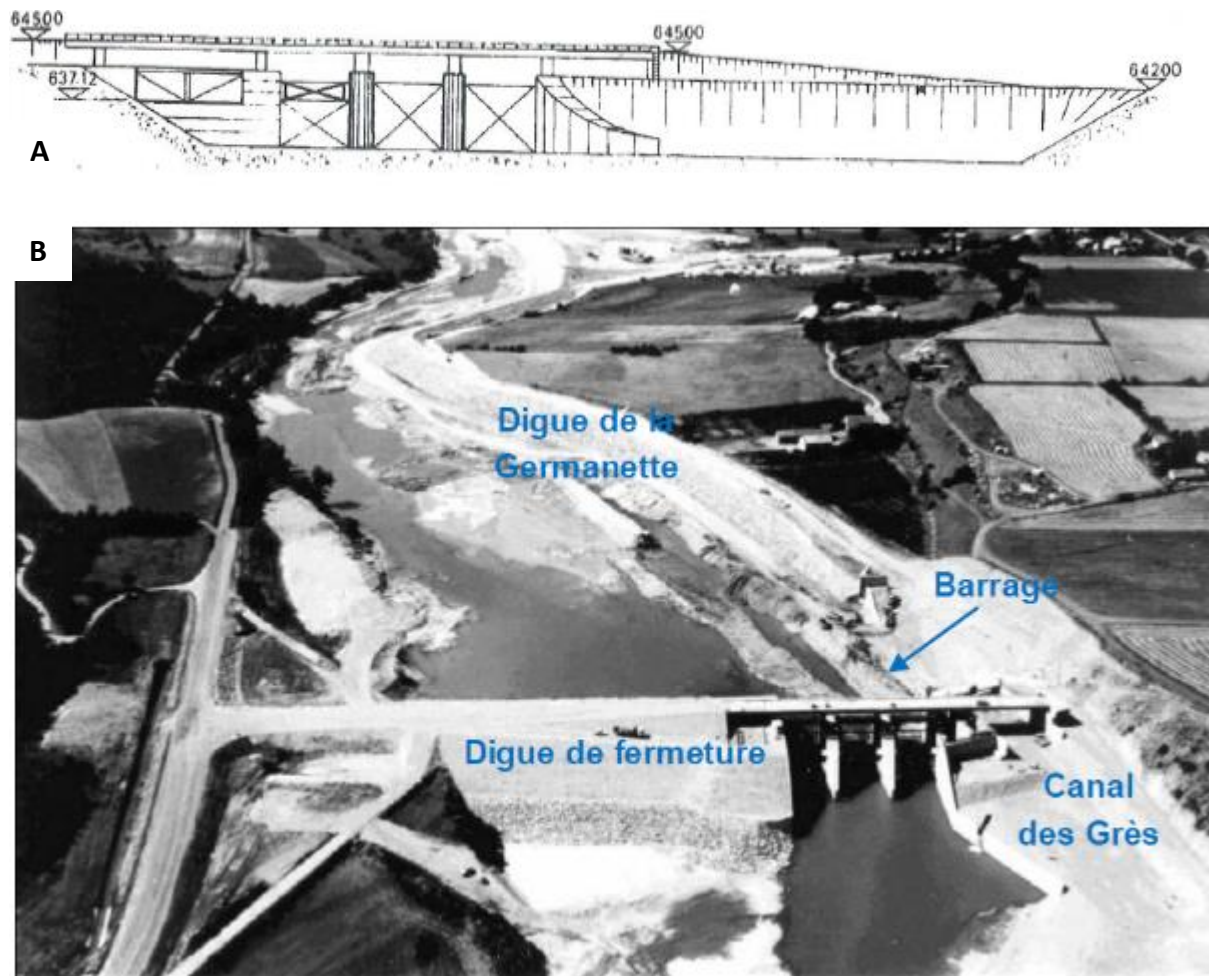


Figure 27 : Barrage de Saint-Sauveur sur le Buëch en aval de Serres (photo : EDF, 2015)

A : Coupe transversale du barrage ; B Photographie lors de la première mise en eau du barrage.

Cette dérivation permet de raccorder le Buëch au réseau hydro-électrique durancien et court-circuite le Buëch sur environ 34 km. Depuis la retenue du Riou, l'eau est canalisée et emprunte la galerie souterraine de Javanon puis celle de Veragne avant d'être turbinée à l'usine de Lazer. L'eau dérivée emprunte la galerie des Empeygnées puis le canal de Sisteron avant de retrouver le Buëch dans le remous liquide du barrage de Saint-Lazare construit sur la Durance. Ce remous liquide provoque un dépôt massif de sédiments en queue de retenue et un risque d'inondation accru pour la ville de Sisteron. Pour remédier à ce problème, EDF a créé un piège à graviers en amont du remous liquide de Saint-Lazare en 2010. Ce dernier a été mis en service en 2012 et a une capacité initiale de 180 000 m³ (environ 80 m de large et 500 m de long). Il permet de curer en moyenne 62 000 m³/an. Les matériaux curés ne sont pas réinjectés en aval mais valorisés par un carrier. La réglementation impose au barrage de Saint-Sauveur un débit réservé correspondant au débit minimum biologique pour pérenniser la vie aquatique. Ce débit réservé fluctue dans l'année :

- 900 l/s de juillet à septembre ;
- 1500 l/s du 16 au 30 juin et du 1^{er} au 15 octobre ;
- 2000 l/s du 16 octobre au 15 mars ;
- 2500 l/s du 16 mars au 15 juin.

Lors des crues, les clapets mobiles permettent une mise en transparence hydraulique (« sluicing ») assurant la continuité sédimentaire. Cette opération obéit à des consignes de gestion (consigne générale pour la manœuvre des vannes d'évacuation des crues) strictes qui ont

récemment évolué. Jusqu'en 2015, une mise en transparence était rendue possible si le débit entrant était $> 80 \text{ m}^3/\text{s}$. L'augmentation du débit ne devait pas dépasser $15 \text{ m}^3/\text{s}$ par demie-heure. La fermeture des vannes pouvait être effectuée dès lors que le débit était $< 60 \text{ m}^3/\text{s}$. La diminution du débit ne devait pas dépasser $15 \text{ m}^3/\text{s}$ par demie-heure. Depuis 2015, l'état de veille est déclaré si le débit entrant est $> 60 \text{ m}^3/\text{s}$ ou si la probabilité de prévision de dépassement de ce débit sur 24 h est de 50 %. L'état de crue quant à lui est déclaré si le débit entrant est $> 80 \text{ m}^3/\text{s}$. L'augmentation du débit ne doit pas dépasser de plus de $60 \text{ m}^3/\text{s}$ le débit entrant. La fin de crue est déclarée si le débit entrant est $< 80 \text{ m}^3/\text{s}$. Il n'y a pas de contrainte particulière sur la fermeture des vannes en fin de crue si ce n'est d'opérer de façon « progressive ». Cette nouvelle consigne a pour but de mieux anticiper les crues et à réduire le temps de manœuvre aussi bien à l'ouverture qu'à la fermeture. D'après les données hydrologiques de la station des Chambons, les chances pour qu'un débit de $80 \text{ m}^3/\text{s}$ produise au moins une fois chaque année est de 76 % contre 94 % pour un débit de $60 \text{ m}^3/\text{s}$. *In fine*, cette consigne doit permettre d'augmenter la fréquence et la durée des transparences et ainsi optimiser la continuité sédimentaire.

Les caractéristiques de ce barrage rendent difficile son classement dans la nomenclature EDF (Loire, 2018 ; Figure 28). Selon le mode d'exploitation, ce barrage peut être classé en type 2 lors des mises en transparence ou en type 4 lorsque les clapets sont fermés. Dans les faits, en contexte normal d'exploitation, le barrage est plutôt de type 3 car les transparences ne sont pas toujours effectuées même si les conditions hydrologiques le permettent (contraintes d'exploitation). De plus, en cas de transparence, il réside un certain effet de piège sédimentaire au niveau de la queue de retenue.

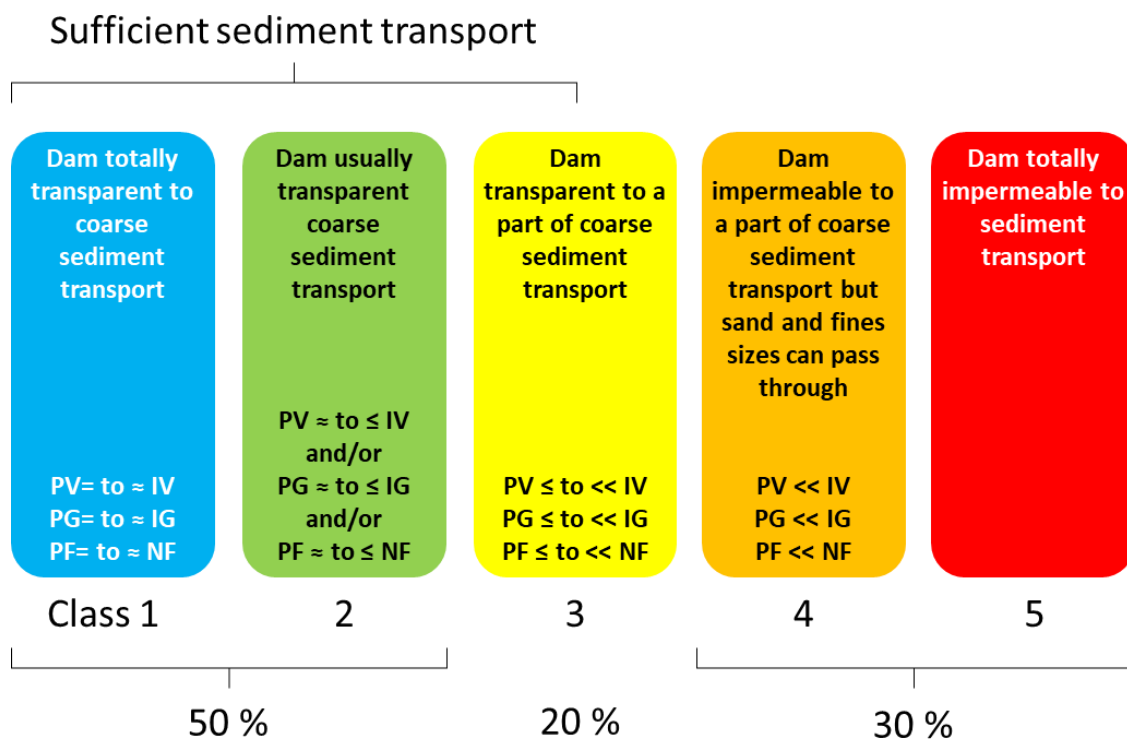


Figure 28 : Typologie des barrages EDF selon leur impact sur la continuité du transport solide grossier (d'après Loire, 2018)

PV = Volume qui passe le barrage ; IV = Volume entrant ; PG = Granulométrie qui passe le barrage ; IG = Granulométrie entrante ; PF = Fréquence à laquelle le charriage passe le barrage ; NF = Fréquence naturelle du charriage.

IV.2.4 Synthèse des pressions et conséquences morphologiques : l'incision du Buëch et la disparition du tressage

Les pressions s'illustrent par des secteurs en incision ou en exhaussement à l'échelle du bassin-versant. Ces ajustements morphologiques sont néfastes pour les activités humaines (déchaussement d'ouvrages, aggravation des inondations, abaissement de la nappe alluviale...) et pour le milieu naturel (assèchement de zones humides, banalisation de la ripisylve et perte de biodiversité). Le SMIGIBA a inscrit plusieurs actions en faveur d'une gestion sédimentaire équilibrée dans son contrat de rivière, qui lui-même répond aux enjeux du SDAGE. C'est ainsi qu'un profil « objectif » de gestion permet de réaliser des curages dans les secteurs en excédents et des recharges sédimentaires dans les secteurs en déficit. La gestion des iscles (îles végétalisées) par scarification permet aussi de favoriser la dynamique fluviale.

Cependant, le barrage de Saint-Sauveur reste un point noir dans la vallée. Ce dernier produit un impact sur le transit des matériaux graveleux par son implantation (curage de 600 000 m³) et par son exploitation (fréquence des transparences). En condition normale d'exploitation, la capacité de transport du Buëch est nulle et l'intégralité de la charge grossière se dépose en queue de retenue sous la forme d'un delta digité en langues alluvionnaires qui progradent vers l'aval dans le réservoir.

En dépit des adaptations dans la gestion de l'ouvrage en crue et des campagnes de travaux destinés à favoriser la mobilisation des bancs de graviers (tentative de scarification du banc de gravier en queue de retenue pour favoriser la reprise des matériaux en 2012 puis tentative de réalisation d'un pré-chenal du banc en queue de retenue pour favoriser la reprise des matériaux en 2013), EDF constate un exhaussement des fonds en queue de retenue avec un apport moyen annuel de 42 000 m³ et un déficit de matériaux à l'aval du barrage d'environ 20 000 m³/an. L'engravement en amont pose un problème pour la sécurité des biens et des personnes car il augmente le niveau d'eau. Pour un même débit, le risque inondation est accru, ce qui remet en question le PPRI adopté en 2003. EDF dresse le bilan détaillé de l'état d'engravement de la retenue et a défini que le volume nécessaire au retour aux conditions initiales est compris entre 325 000 m³ et 415 000 m³. Ces chiffres illustrent le rôle que joue le barrage sur la déconnexion du Buëch de ses principales sources sédimentaires. Un déficit chronique s'est installé en aval depuis sa mise en eau. En conséquence, un ajustement au nouveau régime sédimentaire s'opère par érosion latérale et verticale. L'incision est maximale en aval immédiat du barrage (> 3 m) et jusqu'à la confluence avec le Torrent de Channe, situé à 2,2 km du barrage, puis tend à diminuer jusqu'à devenir négligeable au niveau de la ferme de Fonteynioux située à plus de 4,5 km du barrage (HYDRETUDES, 2013). Cette incision amorcée depuis le début du XX^e siècle (Liébault, 2013) s'est accélérée depuis la mise en service du barrage (HYDRETUDES, 2013). Le volume décaissé à l'aval du barrage (par érosion progressive et enfoncement du lit) est de l'ordre de 600 000 m³, soit un volume équivalent à l'extraction réalisée lors de la construction de l'aménagement. De plus, le lessivage occasionné par les eaux de crue (en l'absence de transparence) dépourvues de charge de fond, a provoqué un pavage très grossier disposé sur les terrasses alluviales les plus récentes. Ce pavage est composé de blocs pluri-décimétriques bien arrondis, en inadéquation avec les conditions hydrodynamiques actuelles et certainement hérités du contexte fluvioglaciaire de cette vallée (Gautier, 1994). Au sein des chenaux actifs, l'enfoncement du lit a mis à jour le substrat marneux très sensible à l'érosion, confirmant l'hypothèse que le matelas alluvial n'est plus très épais en aval du barrage. Un échantillon de ces affleurements a été prélevé en juillet 2016 (Figure 29). Leur granulométrie montre que la fraction argileuse (< 4 µm) ne représente que 15 % de l'échantillon, la fraction limoneuse 55 % et la fraction sableuse 30 %. La forte proportion de limons et de sables dans ces dépôts empêche la cohésion des argiles et favorise l'érosion.

Ces affleurements marneux ont été cartographiés par le SMIGIBA avant les travaux. Ils sont principalement visibles par patchs sur le tronçon Saint-Sauveur/Laragne-Montéglin et secondairement dans le secteur de Mison. L'incision du Buëch s'est accompagnée d'une contraction de la bande active. Cette contraction identifiée depuis 1948 a sûrement débuté plus tôt car dès 1948, une forêt rivulaire était bien développée dans la plaine alluviale (Figure 30). Cette contraction a été exacerbée par la mise en service du barrage. Aujourd'hui, si le style en

tresses perdue en aval de Montrond, il a disparu en aval immédiat du barrage pour laisser place à un style divaguant à alternance de seuils et de mouilles. L'ancien niveau du lit du Buëch correspond actuellement à une terrasse alluviale qui se végétalise en rive gauche.

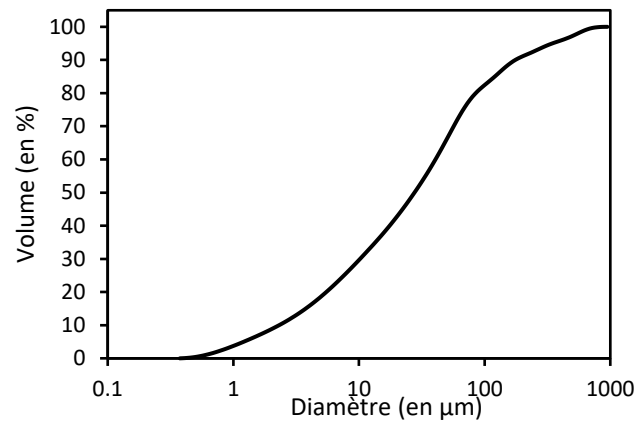


Figure 29 : Courbe granulométrique cumulée des affleurements de marnes en aval du barrage de Saint-Sauveur (analyse effectuée au granulomètre laser du Centre de Géographie Physique de l'université de Paris)

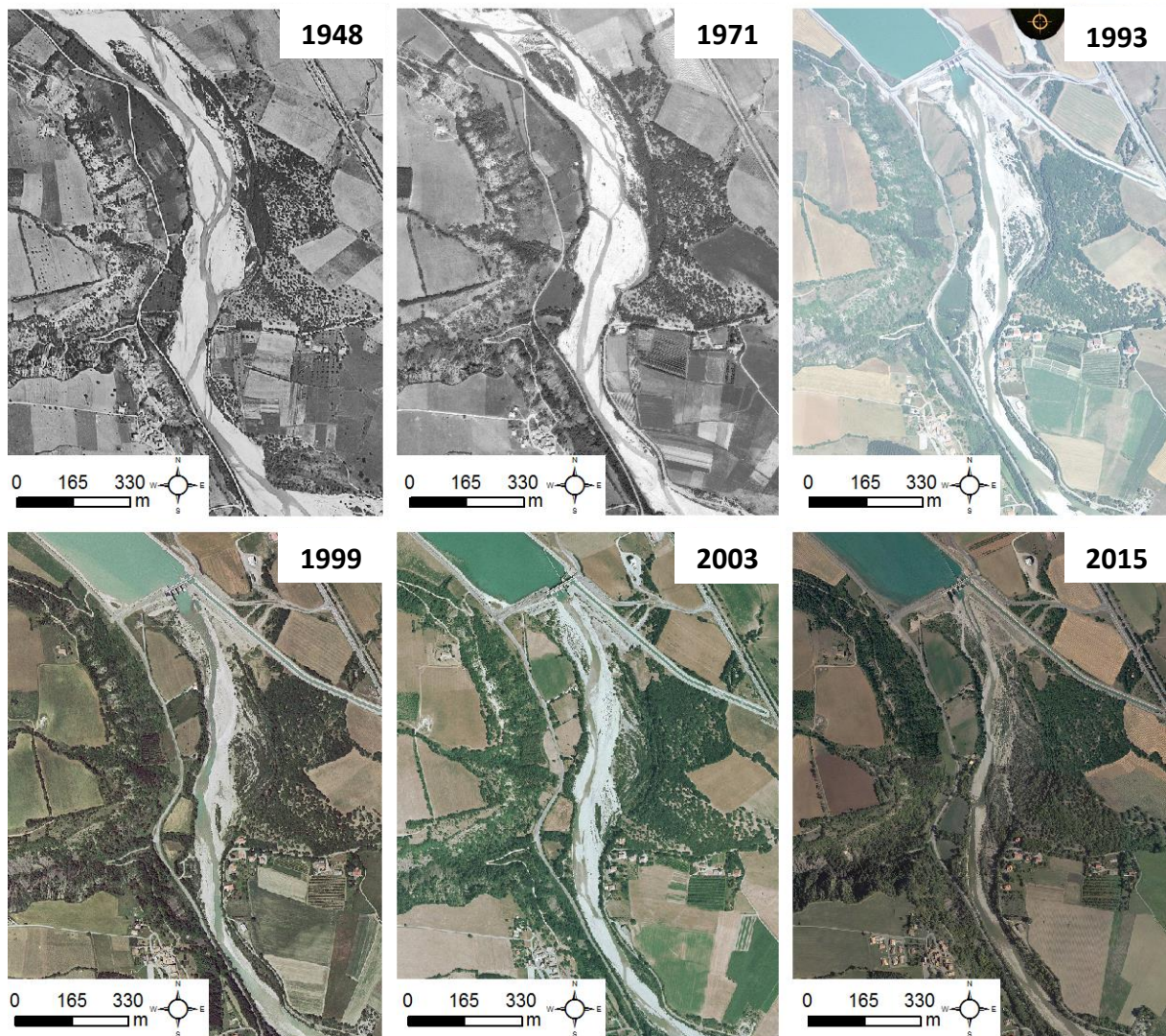


Figure 30 : Contraction de la bande active du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur

Le risque d'inondation en queue de retenue et le risque d'érosion, incontrôlables et irréversibles dans les marnes en aval du barrage, imposent aux gestionnaires de mettre en place des solutions rapides pour gérer durablement la rivière.

IV.3 Projet de restauration : reconstitution passive du matelas alluvial pour stopper l'incision du Buëch

En 2014, face à la problématique hydro-sédimentaire induite par le barrage de Saint-Sauveur, le CSE demande à EDF de procéder à une opération de curage et de réinjection sédimentaire. L'objectif est double :

- réduire le risque inondation en amont ;
- réduire le déficit sédimentaire en aval.

Les travaux ont consisté à curer la queue de retenue et à réinjecter les matériaux curés dans le tronçon déficitaire en aval. Cette technique de « *replenishment* » est l'une des solutions possibles pour compenser les déficits sédimentaires et pour restaurer les habitats aquatiques en aval des barrages (Bunte, 2004 ; Sumi 2006 ; Habersack et Piégay, 2008 ; Kondolf *et al.*, 2014). Dans la nomenclature des types de restauration, le *replenishment*, s'inscrit dans les travaux de type « reconstitution d'un matelas alluvial ». Parmi les différents types de mesures pour gérer le transport solide au droit des barrages (Figure 31), ce type d'opération se focalise sur le réservoir du barrage ainsi que sur le tronçon en aval et permet d'éviter une intervention sur l'ouvrage lui-même ainsi que des travaux plus ambitieux en amont du réservoir. À court terme, c'est en quelque sorte la gestion la plus simple à mettre en œuvre pour l'exploitant.

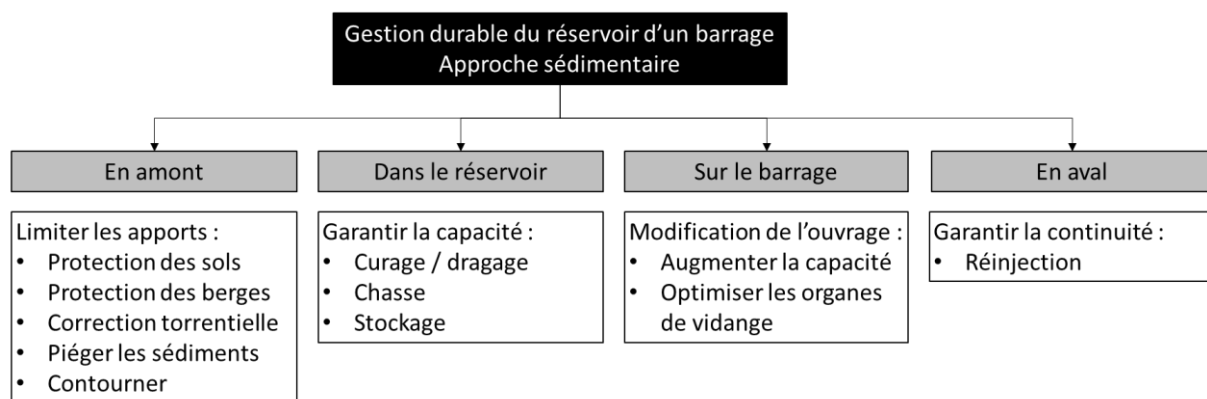


Figure 31 : Inventaire des mesures de gestion sédimentaire liées à l'exploitation des barrages (modifié d'après Sumi et Kantoush, 2010 et adapté aux rivières à charge grossière)

Les sédiments curés sont généralement réinjectés sous forme de remblais dans la bande active des cours d'eau, censés être érodés durant les hautes eaux et les crues.

L'opération de restauration s'est déroulée du 29/08/2016 au 04/11/2016 soit environ neuf semaines, dont 4,5 semaines de curage et redépose. Le curage de la queue de retenue a permis d'extraire 43 500 m³ de matériaux grossiers ($D_{50} = 33$ mm ; $D_{84} = 86,3$ mm et $D_{90} = 102$ 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 dans le barrage.

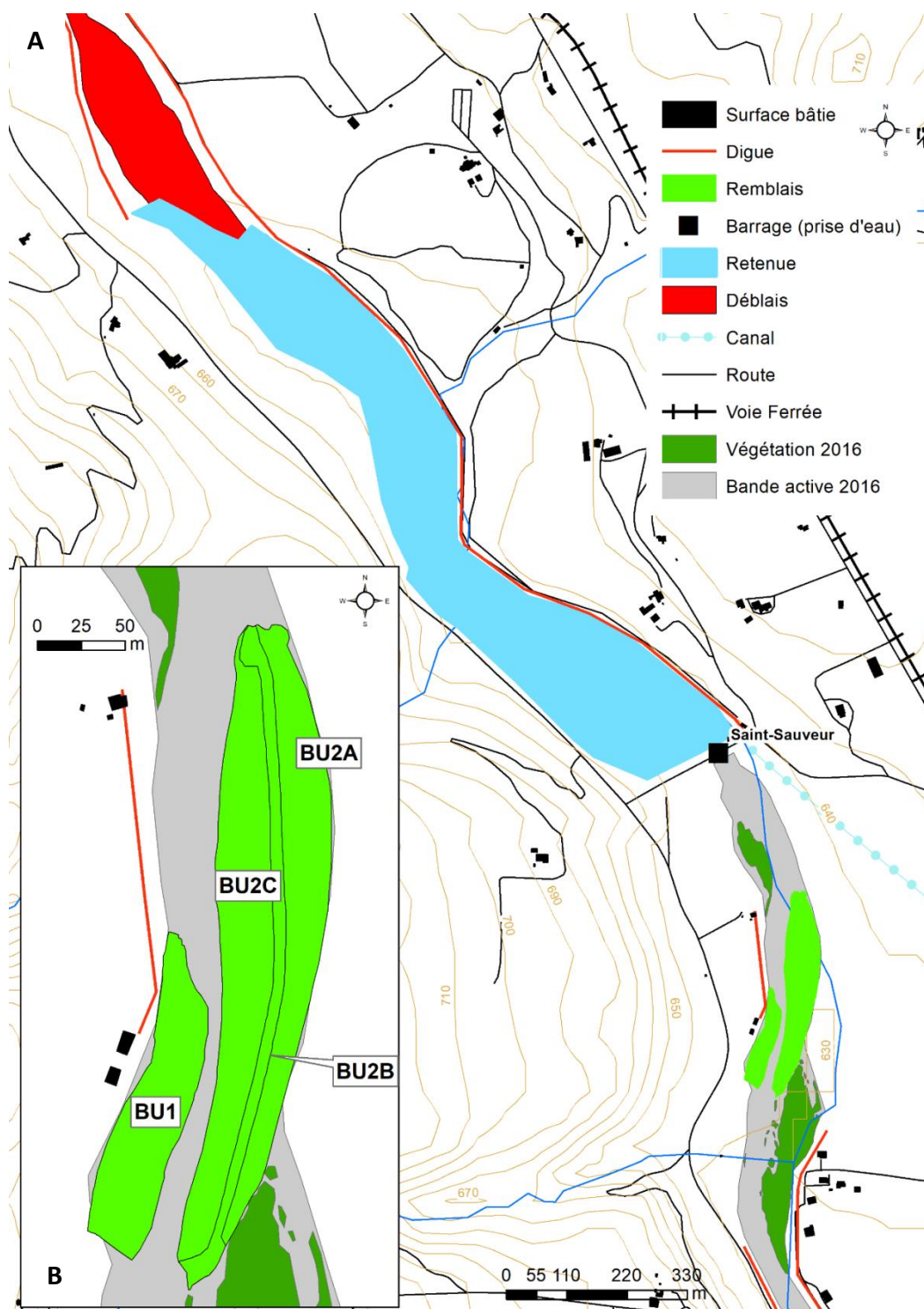


Figure 32 : Emprise des travaux de curage/réinjection sur le Buëch

A : Emprise de la zone travaux ; B : zoom sur la zone de réinjection.

Une rotation de tracto-bennes le long de la RD 50 avec un rythme de 2500 m³/j a permis d'acheminer les matériaux sur le site de réjection (Figure 32). Les remblais ont été disposés en deux unités (BU1 en rive droite et BU2 en rive gauche, Figure 33, Tableau 8) 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 (TN). Les remblais adoptent un profil type dissymétrique (Figure 34). 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.

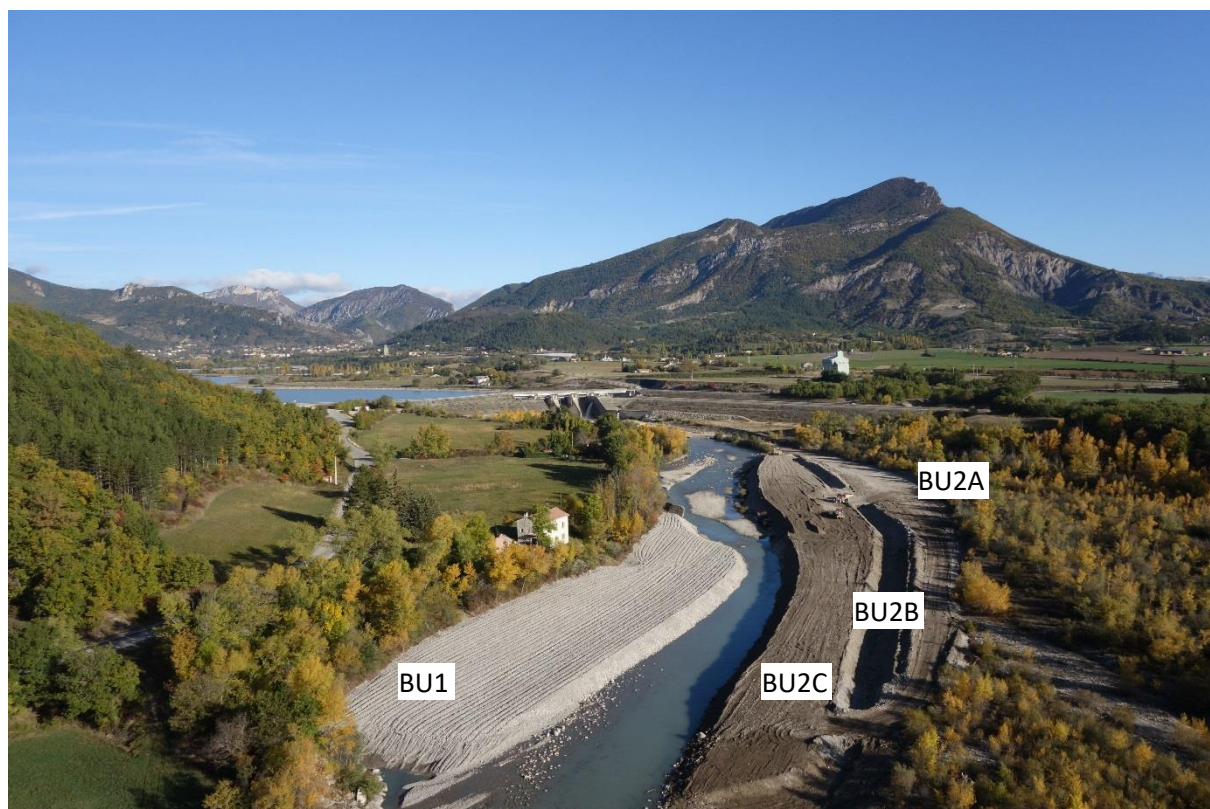


Figure 33 : Zone de réinjection à la fin des travaux sur le Buëch (photo : EDF, septembre 2016)

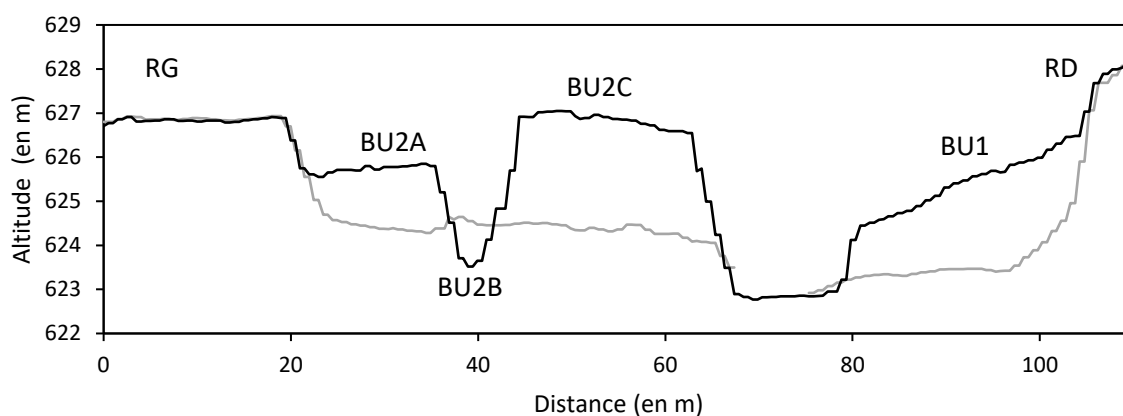


Figure 34 : Profil en travers type de la zone de réinjection dans le Buëch

Tableau 8 : Caractéristiques morphométriques de la réinjection sédimentaire dans le Buëch

Remblais	Volume (en m ³)	Pente du talus	Longueur (en m)	Largeur (en m)
BU1	12 300	1/7	190	31
BU2	31 200	2/3	360	46

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 la 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 (Figure 30). Ce chenal secondaire sépare BU2 en trois sous unités : la rive gauche (BU2A), le chenal lui-même (BU2B) et la 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 (Figure 35). 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 à l'aide d'un Bull D9T (65 t) 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 35 : Remobilisation du stock sédimentaire lors de la deuxième phase des travaux sur le Buëch (photo : EDF, octobre 2018)

Conclusions partielles

Le Buëch est une rivière torrentielle en tresses à charge graveleuse. La tendance générale est au déficit sédimentaire en aval du barrage de Saint-Sauveur mais la production sédimentaire reste forte notamment dans le Dévoluy et le stock de sédiments interne hérité de l'activité fluvio-glaciaire n'est pas limitant. Les pressions (endiguements, extractions et ouvrages hydrauliques) concentrées en certains points provoquent des déséquilibres qui s'expriment par l'incision et la contraction des bandes actives. Cependant, la disparition du tressage est encore très localisée et le contexte morphodynamique du bassin (forte production sédimentaire et fort potentiel de remobilisation des stocks internes) permet le maintien de ce style fluvial sur la majorité du linéaire du Buëch.

Le barrage de Saint-Sauveur est le « point noir » de la vallée vis-à-vis de la continuité sédimentaire. Si la gestion par transparence tend à optimiser la continuité sédimentaire, cette action ne suffit pas à empêcher le piégeage des sédiments dans la queue de retenue. Le barrage impose une désynchronisation de la fourniture sédimentaire en aval, qui engendre un déficit sédimentaire s'illustrant par une forte incision en aval du barrage sur un tronçon de 2,2 km.

L'opération de reconstitution du matelas alluvial, par curage de la queue de retenue et réinjection en aval, associée à une modification des consignes de crue, sont les deux composantes de la stratégie adoptée par EDF pour résorber les déficits. Ce cas d'étude permet d'étudier les modalités de la remobilisation des terrasses artificielles ainsi que les effets morphologiques de la réinjection sédimentaire (intensité des effets et propagation vers l'aval).

V. Le Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur : stopper l'incision et restaurer le tressage

V.1 Contexte géographique : Le Drac amont

V.1.1 Localisation et morphométrie

Le Drac traverse les départements des Hautes-Alpes et de l'Isère. C'est un affluent majeur (rang 6) de la rive gauche de l'Isère (rang 7). Son bassin-versant (3300 km²) draine les Alpes internes, le Dévoluy et le Trièves (Figure 36).

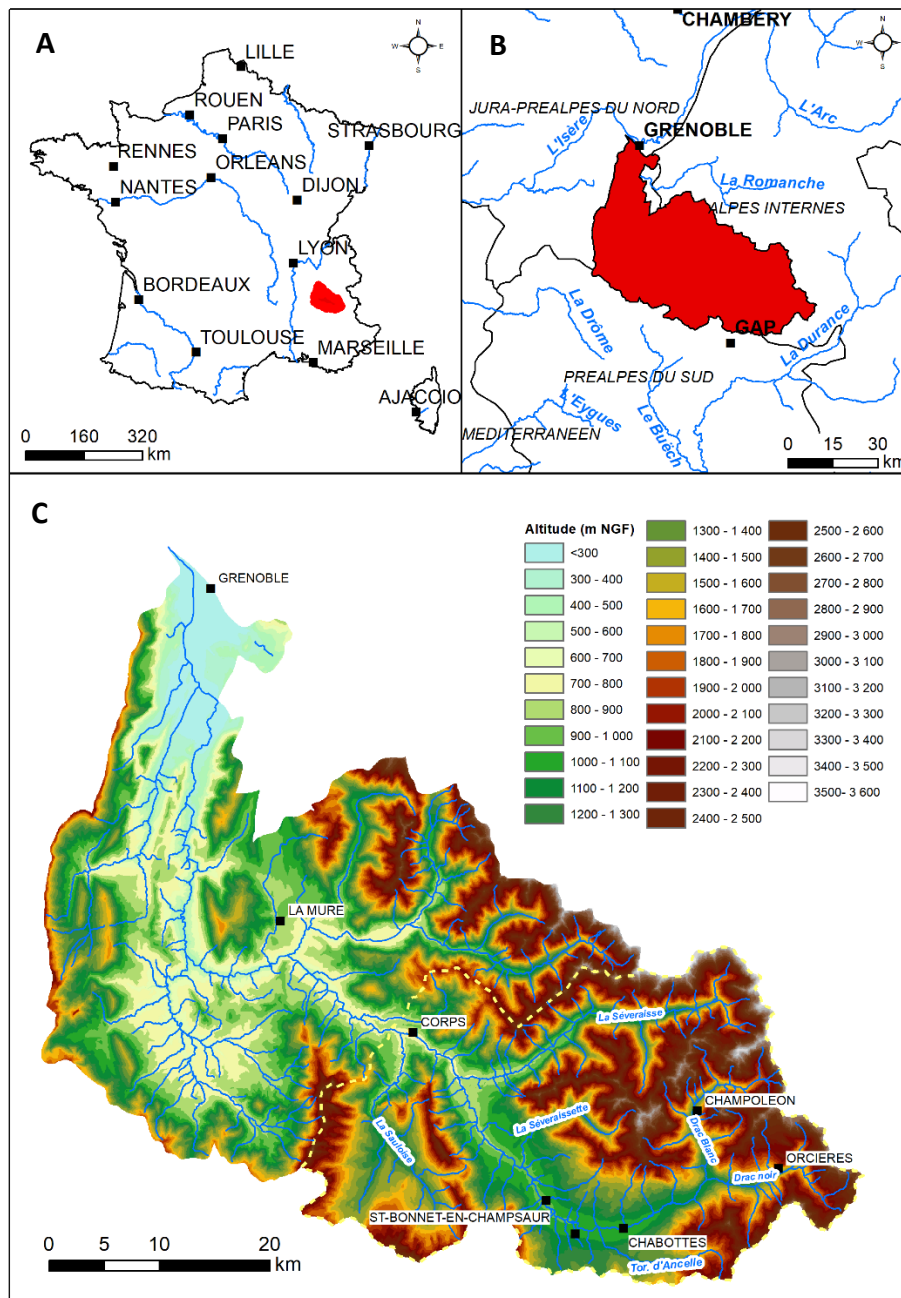


Figure 36 : Localisation du Drac

A : Localisation du bassin-versant en France métropolitaine ; B : Localisation à l'échelle de l'hydroécocorégion ; C : Relief du bassin-versant. Les pointillés jaunes représentent la limite administrative du Drac amont (périmètre de la CLEDA)

Le site d'étude est localisé dans le « Drac amont », qui correspond au bassin-versant du barrage du Sautet à Corps (1019 km²). Le Drac a deux sources, celle du Drac Noir à Orcières, au pied du massif du Mourre Froid à 3000 m d'altitude et celle du Drac blanc dans la vallée du Champoléon, au pied du Massif du Sirac à 3400 m d'altitude. Le profil en long de ces deux émissaires est bien plus pentu que le Drac et les catégorise comme des torrents (Tableau 9). Depuis cette confluence, le Drac s'écoule dans la vallée du Champsaur en adoptant un style majoritairement en tresses (tresses à bancs nus majoritairement même si certains bancs sont végétalisés ; Figure 37) à charge graveleuse avec une pente moyenne d'environ 1 %.

Tableau 9 : Caractéristiques morphométriques du Drac amont (données : SYRAH-CE)

Tronçon	Surface drainée (en km ²)	Longueur (en km)	Altitude amont (en m)	Altitude aval (en m)	Pente (en %)
Drac Blanc	98	17,2	2757	1175	9,2
Drac Noir	91	16,2	2438	1175	7,8
Drac amont	796	43,2	1175	745	1,0



Figure 37 : La plaine de Chabottes dans la vallée du Drac (Champsaur)
(photo : CLEDA, janvier 2014)

V.1.2 Géologie

La vallée du Champsaur est placée dans le sillon subalpin qui sépare les massifs cristallins des Écrins, du Pelvoux et du Chaillol, des massifs subalpins du Dévoluy (Debelmas *et al.*, 1980 ; Gidon, 1980 ; Figure 38). Le bassin-versant se trouve donc en position de transition entre les formations cristallines et sédimentaires offrant des assemblages complexes. Les roches cristallines sont localisées au nord du bassin-versant dans les vallées de la Séveraisse, de la Séveraissette et en rive droite du Drac Blanc. On y retrouve majoritairement des roches métamorphiques du Cambrien et

du Dévonien et dans une moindre mesure, quelques affleurements de roches plutoniques datant du Carbonifère. La vallée du Champsaur et la vallée du Drac noir sont dominées par les roches sédimentaires. On retrouve principalement des marnes noires du Jurassique, des calcaires du Crétacé et des grès du Cénozoïque.

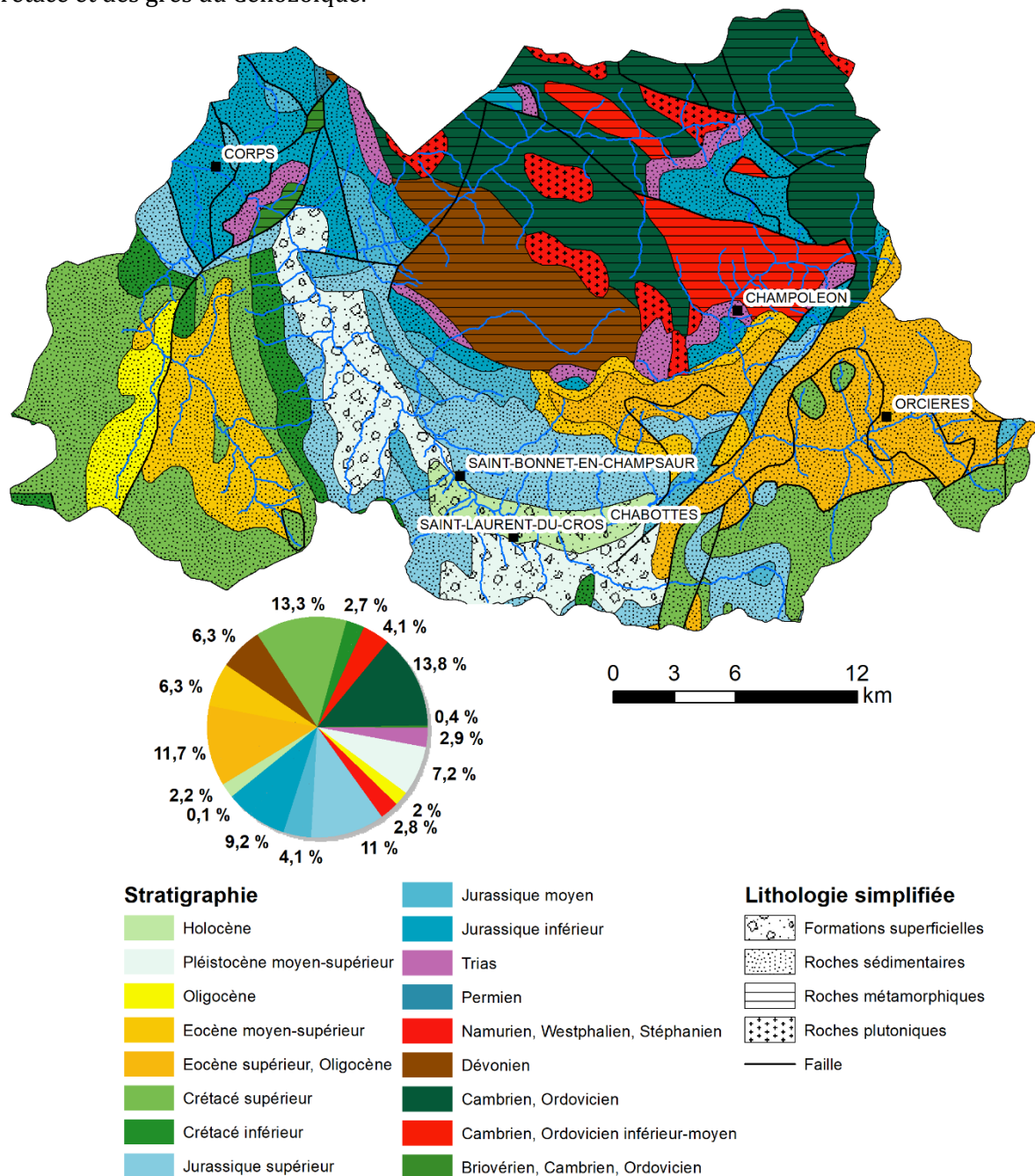


Figure 38 : Géologie du bassin-versant du Drac (données : BRGM)

Au Riss, le bassin du Drac était occupé par une puissante langue glaciaire, issue en grande partie d'un écoulement depuis le glacier de la Durance, passant par-dessus le col Bayard (Guidon et Monjuvent, 1969). Au Würm, le glacier durancien a perdu de l'ampleur ; il n'atteint plus que Saint Eusèbe sur le Drac alors que le glacier de la Séveraisse entrave la vallée (Figure 39A). Cet héritage glaciaire est visible dans le paysage par le biais d'escarpements ou de pieds de colline taillés dans du till. L'obstruction de la vallée par le glacier de la Séveraisse durant le retrait wurmien a favorisé la formation d'un épais dépôt d'argiles lacustres en amont et en aval de Saint-Bonnet-en-Champsaur (Montjuvent, 1978). La présence de ces argiles est d'une importance de premier ordre pour le fonctionnement hydro-sédimentaire du Drac. Un échantillon de ces argiles a été prélevé

en juillet 2016 (Figure 39B). La granulométrie de ces dépôts montre que la fraction argileuse ($< 4 \mu\text{m}$) ne représente que 30 % de l'échantillon alors que 68 % de l'échantillon correspondent à des limons et 2 % à des sables. La forte proportion de limons dans ces dépôts empêche la cohésion des argiles et favorise l'érosion. Le retrait des glaciers dans la vallée a laissé place à une dynamique fluviale caractérisée par un remblaiement alluvionnaire conséquent.

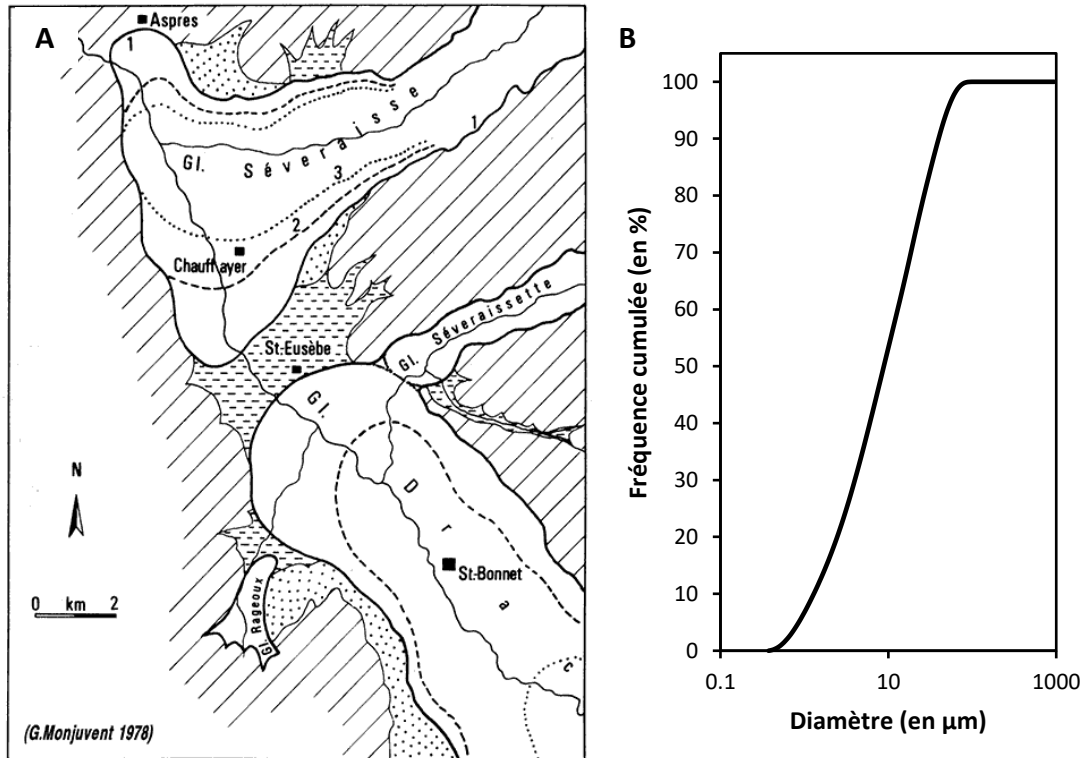


Figure 39 : Les dépôts lacustres dans le Champsaur

A : Carte schématique de l'extension des glaciers dans la vallée du Champsaur au WURM (Monjuvent, 1978) ; B : Courbe granulométrique cumulée des dépôts lacustres d'après un échantillon prélevé à Saint-Bonnet-en-Champsaur et analysé au granulomètre laser (Centre de Géographie Physique, université de Paris). Ces dépôts lacustres sont présents dans toute la vallée du Champsaur. L'épaisseur des alluvions au dessus de ces dépôts est faible en aval ($< 5 \text{ m}$) et beaucoup plus conséquente en amont ($> 80 \text{ m}$).

La diversité géologique du bassin-versant conduit à des phénomènes érosifs variés, propices à la formation de laves torrentielles.

V.1.3 Climatologie et régime hydrologique

Le Drac est soumis à la fois à des influences océaniques et méditerranéennes. Le col Bayard fait d'ailleurs régulièrement office de barrière entre ces deux climats. Les précipitations moyennes dépassent les 1000 mm/an et les cumuls de neige sont importants durant l'hiver. Il n'est pas rare que les dépressions méditerranéennes pénètrent dans le bassin-versant, offrant ainsi des précipitations intenses pouvant provoquer des crues torrentielles. Ces paramètres climatiques expliquent le régime hydrologique de type nivo-pluvial (Figure 40), caractérisé par des hautes eaux entre mai et juin et un étiage qui se décale à la fin de l'été grâce au soutien de la fusion nivale en altitude. Les surfaces de glaciers en tête de bassin sont estimées à 3 km² soit 0,4 % du bassin-versant du Drac amont (Gardent, 2014). Ces glaciers sont localisés en grande majorité dans la vallée de la Séveraisse et du Drac Blanc. En fonction de la rigueur des hivers et de la fréquence des précipitations en automne, le Drac peut voir ses débits augmenter jusqu'à fin novembre avant de diminuer jusqu'au printemps. Le débit moyen annuel du Drac est de l'ordre de 5,34 m³/s à la

station des Ricous (207 km²). Les apports hydrologiques des différents affluents gonflent le Drac qui atteint un débit moyen annuel de 13,6 m³/s à la station de la Guinguette (510 km²).

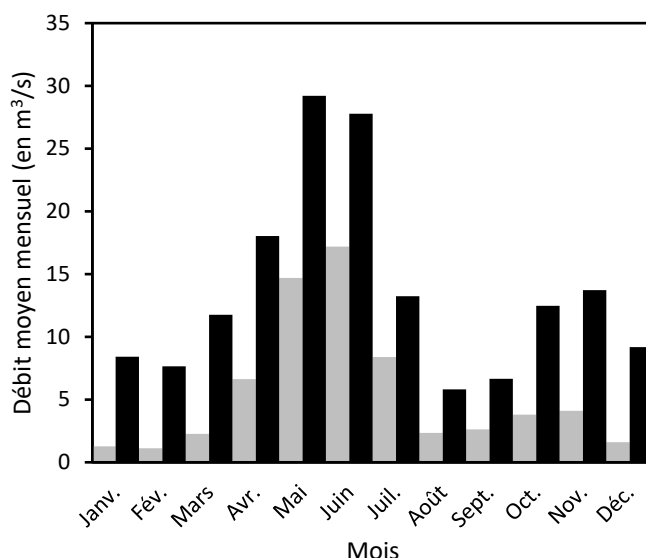


Figure 40 : Régime hydrologique du Drac dans la vallée du Champsaur (données : Banque Hydro)

Les valeurs en gris représentent les débits moyens mensuels du Drac à Saint-Jean-Saint-Nicolas (station des Ricous, 1972-2019) et les valeurs en noir représentent les débits moyens mensuels du Drac à la Guinguette (1969-2019).

Les chroniques hydrologiques de la station de la Guinguette offrent un recul historique important et permettent de caractériser la récurrence des crues depuis la deuxième moitié du XX^e siècle (Tableau 10). On constate que les années 1970-1980 et les années 2010 sont des périodes calmes qui encadrent deux décennies consécutives (les années 1990 et 2000), bien plus riches en événements hydrologiques morphogènes tant en termes de fréquence que d'intensité (Figure 41). L'événement majeur enregistré sur cette chronique est la crue d'octobre 1993 (272,8 m³/s). La dernière crue de forte intensité (> Q₅) remonte à mai 2008. Depuis, le Drac a connu des événements classiques correspondant à la crue biennale mais insuffisants pour être qualifiés de « véritablement morphogènes » (remobilisation de la bande active). À ce titre, l'année 2013 a enregistré quatre crues biennales. Depuis la fin des travaux, le Drac a enduré deux crues liées à des orages d'automne (88 m³/s le 15/11/2014 et 80 m³/s le 22/11/2016) et les eaux de fonte n'ont pas excédé les 40 à 60 m³/s.

Tableau 10 : Débits de crue du Drac aux stations des Ricous et de la Guinguette

Période de retour	Station de la Guinguette*	Station des Ricous	
	Débit moyen journalier (en m ³ /s)	Débit moyen journalier (en m ³ /s)	Débit maximums instantanés (en m ³ /s)
Biennale	84 [66 ; 102]	39 [34 ; 45]	57 [49 ; 68]
Quinquennale	144 [120,5 ; 167,5]	51 [45 ; 64]	78 [68 ; 100]
Décennale	162 [137 ; 187]	59 [52 ; 77]	91 [79 ; 120]
Vicennale	193 [165,8 ; 220,2]	67 [58 ; 90]	100 [89 ; 140]
Cinquantennale	232 [202,1 ; 261,9]	-	-
Centennale	261 [229,5 ; 292,7]	-	-

*Ces débits ont été calculés selon une loi de Gumbel sur la base des débits moyens journaliers (1969-2019) fournis par EDF.

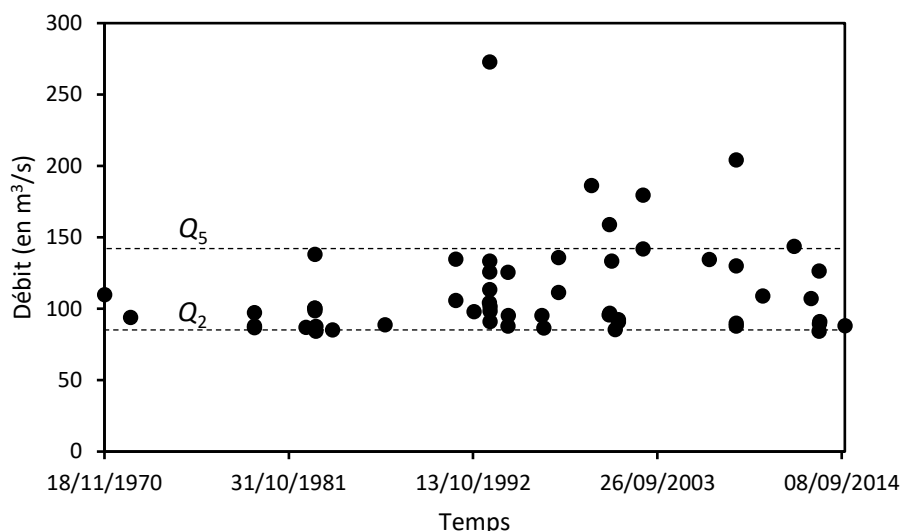


Figure 41 : Récurrence des crues supérieures à la crue biennale à la station de la guinguette sur le Drac

La chronique hydrologique est tronquée à 66 m³/s pour améliorer la lisibilité. Cette valeur correspond à la valeur basse de la crue biennale à la station de la Guinguette.

V.1.4 Occupation du sol et activités

Le Drac amont est un territoire rural (< 14 000 habitants) à cheval sur le Parc National des Ecrins offrant un caractère très naturel et préservé au bassin-versant (Figure 42). Quatre territoires montagnards aux identités fortes se distinguent dans ce vaste bassin-versant :

- le Champsaur avec les cantons d'Orcières et de Saint-Bonnet en Champsaur ;
- le Valgaudemar avec le canton de Saint-Firmin ;
- le Dévoluy avec le canton de Saint-Etienne en Dévoluy ;
- la région de Corps correspondant au canton de Corps.

Dans les vallées, l'occupation du sol est dominée par les espaces boisés, les prairies et les terres labourables. Ces espaces se positionnent dans les parties basses des versants et très fréquemment sur des colluvions. Le fond de vallée est occupé par les bandes actives des différents torrents. L'urbanisation est regroupée dans les bourgs, principalement localisés dans le Champsaur.

Ces espaces s'opposent aux zones montagneuses très peu peuplées et dominées par des espaces forestiers (majoritairement constitués de mélèzes) jusqu'à une altitude de 1800 m et par des espaces ouverts (pelouse, affleurements rocheux et formations superficielles, névés et glaciers) au-dessus.

L'activité principale du bassin-versant est l'agriculture qui se concentre dans la vallée du Champsaur (élevages, cultures céréalières et fourragères) et dans celle du Dévoluy. Le tourisme constitue le deuxième pôle d'activités économiques du territoire (tourisme d'hiver et tourisme vert). L'activité industrielle reste marginale. La vallée est un axe de communication historique entre les Alpes du nord et les Alpes du sud via la route Napoléon (N 85) qui relie Grenoble à Gap.

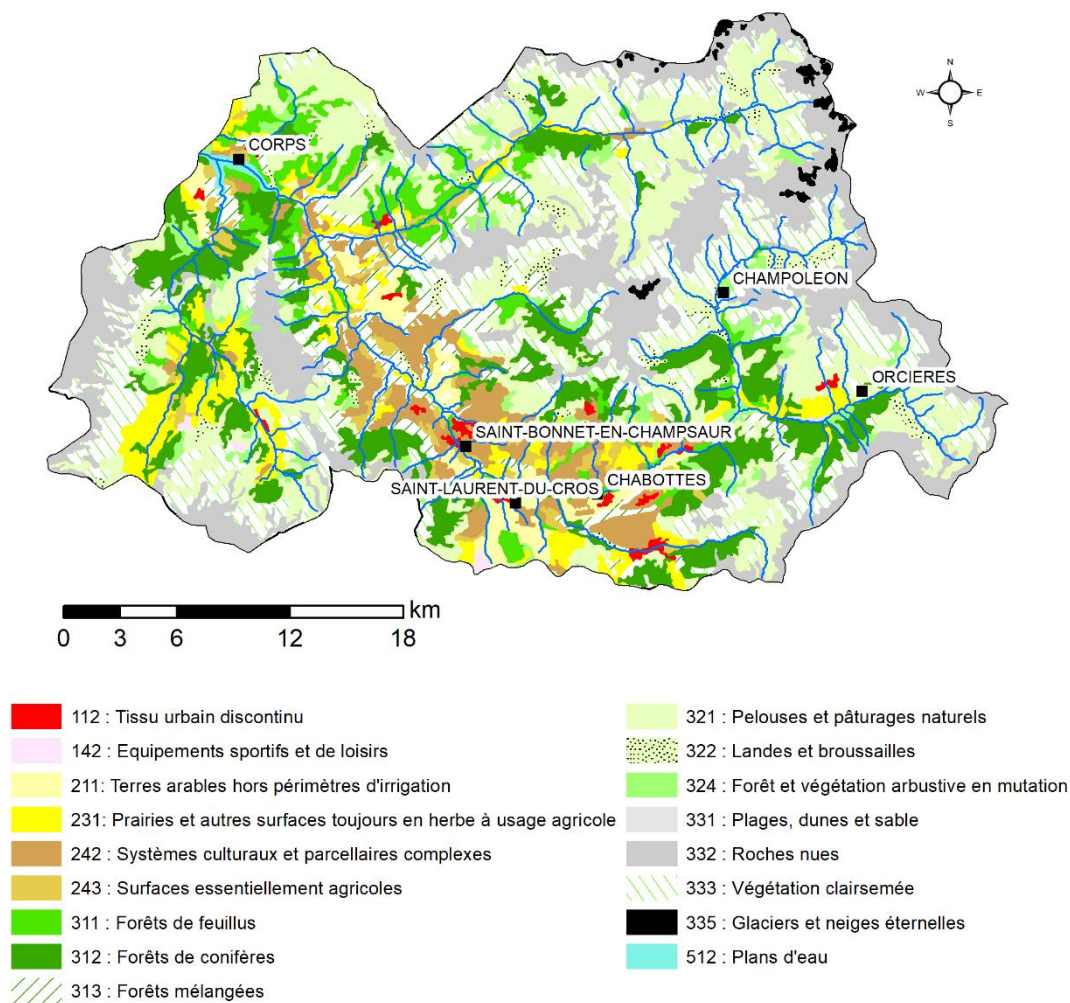


Figure 42 : Occupation du sol dans le bassin-versant du Drac amont
(données : Corine Land Cover 2012)

V.1.5 Organisation de la gestion des cours d'eau

La définition et la mise en œuvre du SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau) du Drac amont (adopté le 26 janvier 2006) puis du contrat de rivière (2010) sont assurées depuis 2004 par la (Communauté Locale de l'Eau du Drac Amont). Ce syndicat a pour rôle, dans le cadre de la Loi sur l'Eau et des orientations du SDAGE du bassin Rhône Méditerranée, de concrétiser les objectifs du SAGE. Le champ d'action de la CLEDA est calqué sur le périmètre du SAGE et du contrat de rivière sur lequel figure 36 communes regroupées au sein de cinq communautés de communes, réparties dans les départements des Hautes-Alpes et de l'Isère (Figure 43).

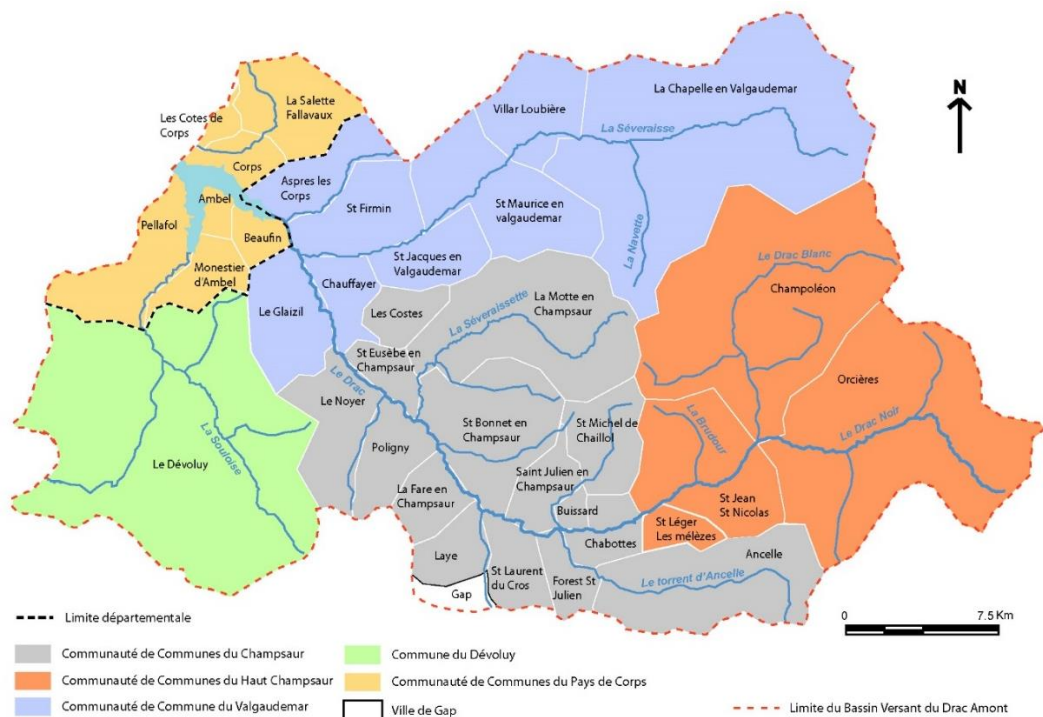


Figure 43 : Territoire de la CLEDA (donnêes : CLEDA, 2010)

V.2 Les pressions sur le rêgime sêdimentaire

Le charriage annuel moyen du Drac a êtê êvaluê à environ 80 000 m³/an en amont du barrage de Sautet (ETRM, 2010). Le tableau suivant illustre les apports moyens annuels des diffêrents affluents du Drac.

Tableau 11 : Capacitê de transport par charriage dans le bassin-versant du Drac amont (d'aprês ETRM, 2010)

Affluent	Apports moyens annuels (en m ³)
Drac Blanc	30 000
Drac Noir	20 000
Torrent d'Ancelle	10 000
Sêveraissette	15 000
Sêveraisse	50 000

Ces volumes sont estimês grâce à la formule de Lefort (2007). Les dêbits utilisês sont issus des stations hydrologiques du Sautet (1948-2004 ; 800 km²) qui ont êtê rapportês à la taille du bassin-versant des diffêrents secteurs d'êtude.

La production sêdimentaire s'effectue principalement dans les hauts bassins versants du Drac Blanc et du Drac Noir où de nombreux torrents apportent une charge solide consêquente. En revanche, dans la vallêe, la production sêdimentaire est plus rare et la recharge sêdimentaire se fait principalement par êrosion du stock interne dans les alluvions quaternaires (dont les terrasses rêcentes dans la plaine de Chabottes). La distance (> 20 km) entre les zones de production et le site d'êtude suggêre des temps de transfert importants et donc une forte sensibilitê à la rêcurrence des êvênements hydrologiques capables de remobiliser les stocks internes de la plaine de Chabottes.

Le Drac n'êchappe pas à la tendance gênêrale de diminution de la fourniture observêe dans les Alpes (I.3.2) comme l'êvêlue l'êvolution de son profil en long depuis 1908 (Liêbault *et al.*, 2013).

Ainsi, d'après le contrat de rivière du Drac, le déficit sédimentaire qui s'opère dans la vallée est un enjeu environnemental de premier ordre. Trois grandes familles de pression sont responsables de ce déficit : 1) l'extraction de graviers dans la bande active ; 2) la mise en place d'un système d'endiguement, 3) les ouvrages transversaux. Une synthèse des pressions hydromorphologiques sur le territoire est proposée.

V.2.1 L'héritage des extractions en lit mineur

Les extractions au sein de la bande active ont été synthétisées dans l'étude ETRM (2010). Cette activité ne s'est arrêtée que très récemment (2012) en dépit de la Loi sur l'Eau (effet du décret Barnier). Les sites d'extractions étaient concentrés sur le Drac Blanc (55 000 m³/an autorisés) et sur le Drac Noir (8000 m³/an autorisés) ainsi qu'à la confluence avec le torrent d'Annelle (15 000 m³/an autorisés). Par le passé, une ancienne exploitation était localisée en aval du pont de Saint-Bonnet-en-Champsaur. La somme des autorisations d'extraction a donc pu atteindre 93 000 m³/an.

Le contrat de rivière (CLEDA, 2010) explique que les curages en amont étaient liés au design de la prise d'eau du canal de Gap inadapté à un charriage hyper actif et qui nécessitait des curages réguliers afin d'assurer un fonctionnement normal de l'ouvrage. Par conséquent, cette gestion s'est accompagnée d'une pénurie de matériaux en aval, entraînant un enfoncement important du lit dans la plaine des Ricous. Les effets se sont fait sentir jusqu'à l'amont de la plaine de Chabottes. L'autre point noir lié aux extractions de granulats correspond à la terminaison aval de la plaine de Chabottes au niveau de la confluence avec le Torrent d'Annelle. Ici, au sein de la bande active, un piège à graviers d'environ 12 000 m² a été installé. Son exploitation a été autorisée en 1994 pour une durée de 20 ans avec des curages de 10 000 m³/an les cinq premières années puis 15 000 m³/an les 15 années suivantes. Les curages ont cessé en 2012 et le piège a donc pu fonctionner pendant les dernières crues morphogènes de 2006, 2008 et 2011 et capter les apports solides du Drac. En 2015, l'orthophoto montre que le piège s'est remblayé et que la continuité sédimentaire est désormais assurée (Figure 44).

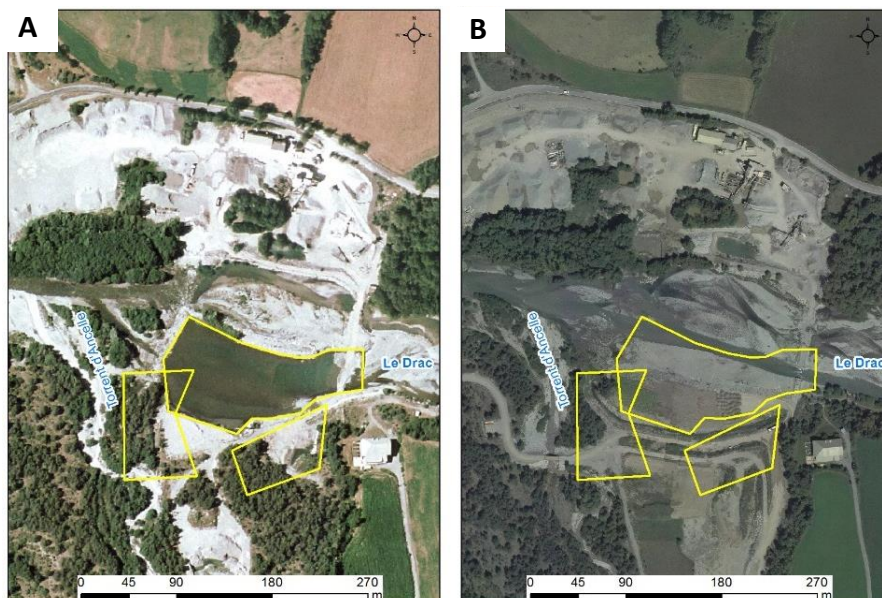


Figure 44 : Le piège à graviers situé sur le Drac à la confluence avec le Torrent d'Annelle

A : Vue aérienne du site en 2003 ; B : Vue aérienne du site en 2015. Les limites en jaune correspondent aux surfaces de curage.

Aujourd'hui l'activité d'extraction ne concerne plus que des curages préventifs liés au risque d'inondation ainsi qu'à la gestion du remous solide du seuil du Saut du Loup au Motty qui forme un piège à graviers en amont de la queue de retenue du barrage de Sautet.

V.2.2 Le système d'endiguement

Un important système d'endiguement a été installé dans la plaine de Chabottes dès le début du XX^e siècle (CLEDA, 2010). Ces endiguements ont d'abord pris la forme d'épis hydrauliques resserrant le lit du Drac et contraignant son espace de mobilité. Progressivement, les épis ont été rejoints par des digues longitudinales installées globalement sur les limites de la bande active de 1950-1970. De plus, les ponts de Chabottes et de Saint-Julien (pont blanc) présentent aussi un impact important sur l'espace de mobilité. Ces ponts sont construits en remblais dans la bande active et offrent des sections hydrauliques réduites par rapport à une section naturelle.

L'ensemble de ces remblais (épis, digues et ponts) donnent l'impression d'une bande active « pincée » par alternance. Sur le Drac, en amont de Saint-Bonnet-en-Champsaur, c'est près d'un tiers du linéaire qui est endigué. Si ce chiffre paraît important, l'espace de mobilité résiduel dans l'espace inter-digue est suffisamment large pour garantir un style en tresses dans la plaine de Chabottes. Malgré l'importance de l'endiguement, les érosions de berges sont possibles en de nombreux endroits et garantissent une remobilisation du stock interne.

V.2.3 La continuité sédimentaire

Malgré la présence de nombreux ouvrages de correction torrentielle sur les affluents, peu d'entre eux impactent la continuité sédimentaire dans la vallée du Drac. Le ROE dénombre seulement trois ouvrages en travers en amont de Saint-Bonnet-en-Champsaur avec une chute significative. Il s'agit du seuil de la prise d'eau des Ricous (3 m), du seuil du pont des Ricous (1 m) et du seuil de Pont du fossé (1 m).

La prise d'eau des Ricous (prise d'eau du canal de Gap) a été dérasée en 2014/2015 pour la rendre compatible avec le transport solide. Le dérasement a pris la forme d'une échancrure sur une largeur de 55 m. Cette opération permet d'éviter les curages à la confluence du Drac Noir et du Drac Blanc. Le lit du Drac et le déversoir sont désormais à isocote, ce qui assure la continuité sédimentaire (Figure 45).



Figure 45 : Dérasement du seuil de la prise d'eau des Ricous sur le Drac
(photo : G. Brousse, juillet 2016)

Le seuil de Pont du Fossé à quant à lui a été dérasé de 0,5 m en 2003. Désormais, aucun ouvrage n'impacte de manière significative la continuité sédimentaire de la plaine de Chabottes. De plus, depuis que le piège à graviers à la confluence du Torrent d'Ancelle s'est comblé, la continuité sédimentaire est assurée sur l'intégralité du Drac en amont de Saint-Bonnet-en-Champsaur.

La limite aval de la zone d'étude est marquée par deux autres seuils : le seuil de la Déchèterie (2,3 m) et le seuil du pont des Barraques (2,5 m). Ces seuils ont été reconstruits en 2013 à cote identique mais avec un design en forme de rampe (environ 6 %) pour les rendre franchissables pour la faune piscicole ainsi que pour les canoës. Il s'est avéré que la cote originelle du seuil de la déchèterie n'était pas assez élevée pour éviter l'érosion régressive.

V.2.4 Synthèse des pressions et conséquences morphologiques : la métamorphose du Drac

La carte suivante (Figure 46) synthétise l'ensemble des informations collectées concernant les pressions occasionnées sur le régime sédimentaire du Drac amont.

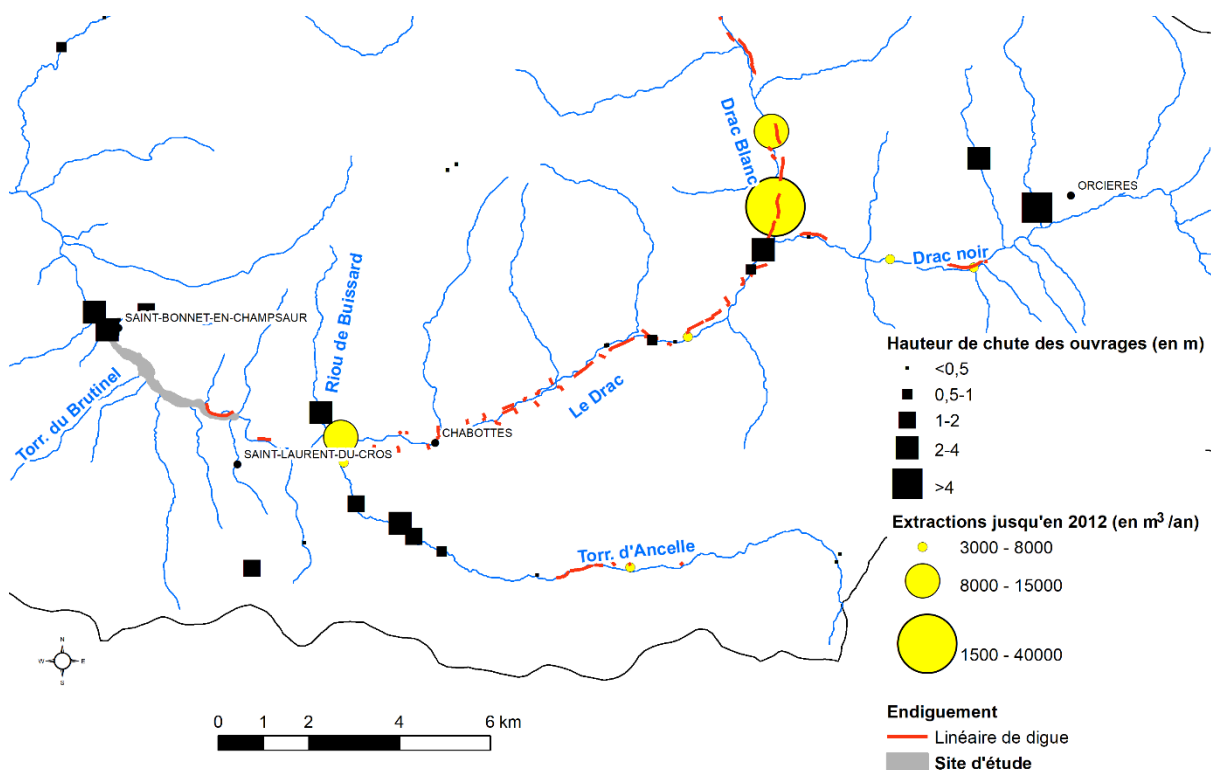


Figure 46 : Synthèse des pressions sur le régime sédimentaire du Drac amont

Les données d'extraction sont issues de ETRM (2010) et les données sur les ouvrages sont issues du Référentiel d'obstacles à l'écoulement.

Le déficit sédimentaire occasionné par les extractions de graviers, associé à l'endiguement du Drac (Figure 46) et à un contexte global de raréfaction des sources sédimentaires ont favorisé des ajustements morphologiques rapides en aval du torrent d'Ancelle. La plaine de Chabottes, quant à elle, a pu conserver un fonctionnement en tresses. Son encaissement moyen dans les terrasses récentes est de l'ordre de 1 m, ce qui est modéré (Lallias-Tacon, 2015) et la largeur active normalisée (W^*) est de 7,4, ce qui correspond à une valeur proche de la tendance centrale des tresses alpines (calculée d'après les données publiées dans Liébault *et al.*, 2013). En revanche, le secteur de Saint-Bonnet-en-Champsaur s'est vu confronté à une métamorphose fluviale depuis les années 1970 passant d'un style en tresses à un style divaguant à chenal unique (Figure 47 et Figure 48). Ce secteur a subi des ajustements particulièrement importants et rapides sous l'effet de 1) la présence du piège à graviers situé en amont (environ 3 km) et d'anciennes extractions en aval du pont de Saint-Bonnet-en-Champsaur, 2) la création de la base de loisirs dans l'emprise de l'espace de mobilité, 3) la digue de protection du plan de Champsaur et 4) la mise en place d'un seuil de contrôle inadapté en aval (Laval *et al.*, 2014 ; Figure 48). À cela s'ajoute des facteurs de contrôle naturels qui ont exacerbé la métamorphose : 1) les cônes de déjection du Torrent d'Ancelle et du Torrent du Buisnard se font face et forment un pincement naturel de la bande active, ce qui contraint le tressage ; 2) la présence des argiles lacustres hyper érodables sous un faible matelas d'alluvions et 3) la récurrence des crues des années 1990 et 2000. Le cumul

de ces facteurs a donc favorisé la contraction et l'enfoncement du lit du Drac jusqu'à 4 m dans ce secteur. L'érosion est fortement accélérée dès que les argiles lacustres sont exhumées. Dans cette situation, l'érosion régressive remontait sur environ 3,5 km jusqu'au pied du seuil de la prise d'eau du plan d'eau du Champsaur. La destruction de cet ouvrage aurait permis à l'érosion régressive d'atteindre la plaine de Chabottes (ETRM, 2010).

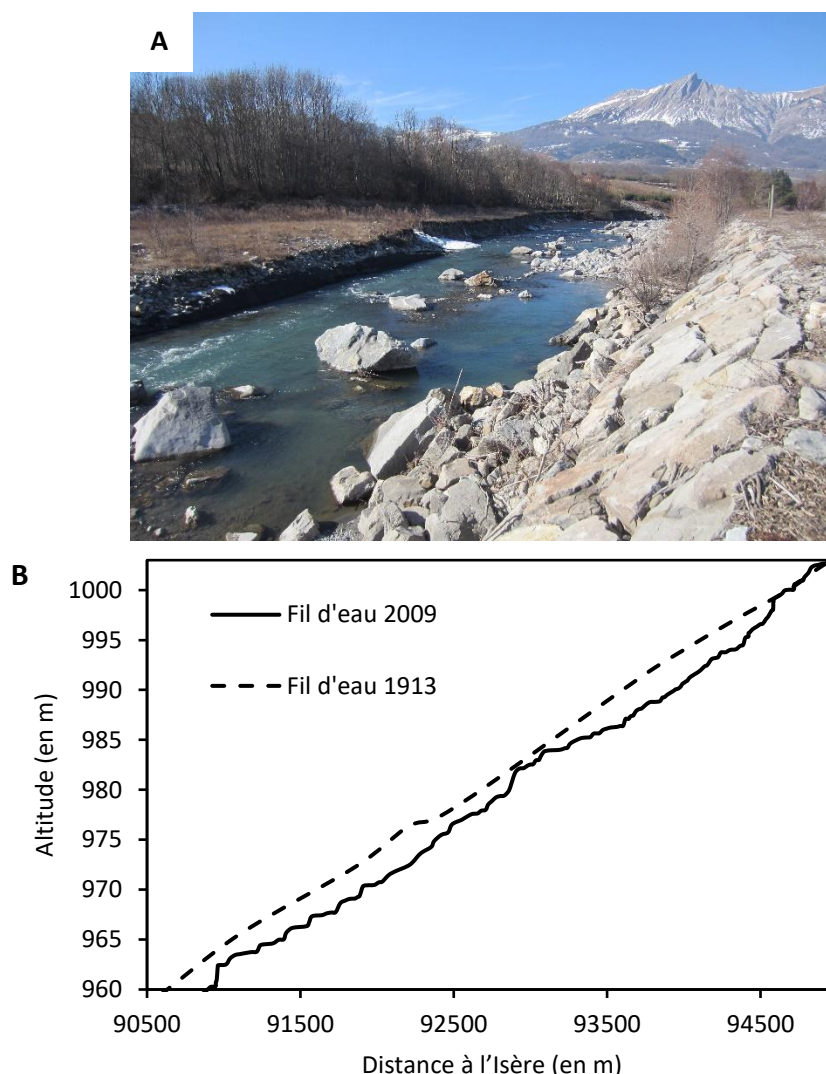


Figure 47 : Illustration de l'enfoncement du lit du Drac

A : Photo du lit du Drac en 2012 au droit du plan d'eau (photo : BURGEAP) ; B : Évolution du profil en long du Drac en amont de Saint-Bonnet-en-Champsaur entre 1913 et 2009 (données : BURGEAP).

Ces ajustements morphologiques ont des impacts environnementaux majeurs. L'enfoncement du lit est à l'origine d'un abaissement drastique de la nappe alluviale, d'une activation de glissement de terrain en rive droite et d'un appauvrissement des milieux naturels aquatiques et terrestres (déperissement de la forêt alluviale, assèchement des zones humides, déconnexion des affluents, remblaiement du lit par les argiles et phénomène de pavage). Cette incision n'est pas sans conséquences sur les différents réseaux et sur les infrastructures. La digue du plan d'eau du Champsaur, construite en simple remblais et qui ne dispose pas d'un ancrage profond, était menacée par l'érosion du Drac. Un risque de rupture menaçait d'inonder Saint-Bonnet-en-Champsaur tandis que le risque de capture aurait exacerbé le déficit ce qui aurait pu renforcer le processus d'incision.

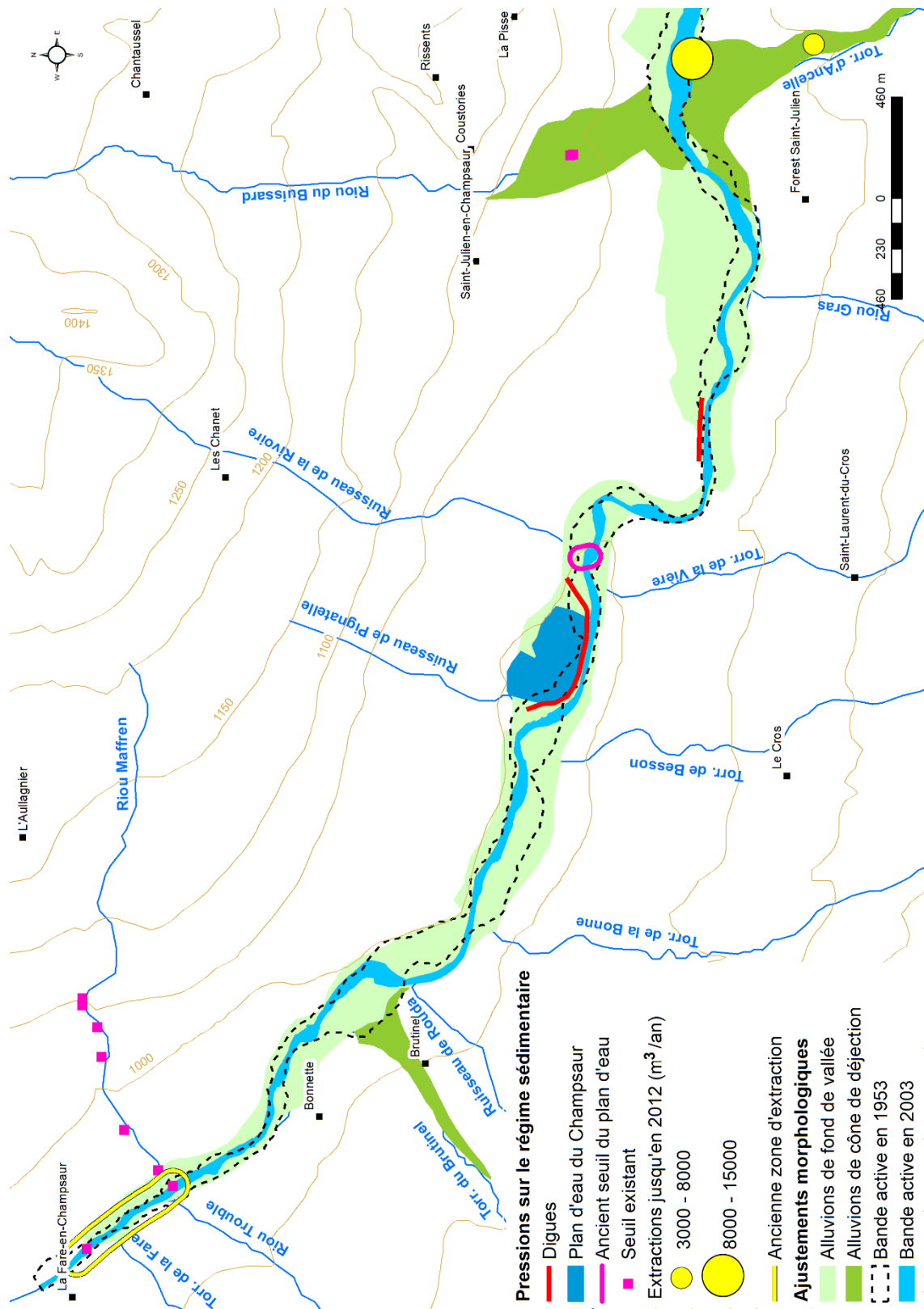


Figure 48 : La métamorphose du Drac en amont de Saint-Bonnet-en-Champsaur

V.3 **Projet de restauration : reconstitution active du matelas alluvial du Drac pour retrouver un cours d'eau en tresses**

C'est dans un contexte de déstabilisation de grande ampleur que la CLEDA s'est emparée du problème en planifiant un projet de restauration ambitieux. Les travaux se sont déroulés entre novembre 2013 et avril 2014 pour un montant global d'environ cinq millions d'euros.

L'objectif principal de ces travaux consistait à restaurer une dynamique fluviale équilibrée du Drac sur 3,65 km par élargissement du lit et recharge sédimentaire pour stopper l'incision et retrouver un fonctionnement en tresses dans le secteur de Saint-Bonnet-en-Champsaur.

Pour cela, les travaux prévoyaient (Laval et Guilmin, 2015) :

- un élargissement de la bande active (80 à 200 m) calqué sur l'emprise du Drac dans les années 1950/1970 ;
- un rehaussement du lit calqué sur le profil de 1913 en amont et à 0,5 m en dessous de ce profil dans la partie aval afin d'optimiser les besoins en matériaux. Ce profil offre une pente moyenne de 1 % en adéquation avec la structure générale des pentes du Drac. Il permet de recouvrir les argiles avec un remblaiement moyen de 3 m au-dessus du profil avant travaux ;
- le rehaussement du seuil de la déchèterie (+ 1,65 m) qui devait permettre de contrôler le profil en long de la zone restaurée avec une hauteur de chute après travaux de 3,95 m ;
- la continuité sédimentaire en amont avec l'arrêt des extractions à la confluence du Torrent d'Ancelle depuis 2012 et l'enfouissement du seuil de plan d'eau sous les sédiments réinjectés ;
- la continuité sédimentaire en aval grâce au seuil de contrôle de la déchèterie qui a été conçu pour assurer la transparence sédimentaire.

Il s'agit du chantier de recharge sédimentaire le plus important jamais réalisé en France et le premier concernant une rivière en tresses. L'opération a nécessité de mobiliser plus de 450 000 m³ de sédiments dont l'origine est majoritairement locale et interne (390 000 m³) mais aussi lointaine et externe (60 000 m³). Les sédiments internes ont été prélevés dans la terrasse alluviale récente localisée le long du Drac en rive gauche ainsi que dans le cône de déjection du Torrent du Brutinel (Figure 49) alors que les sédiments externes ont été apportés depuis le cône de déjection du Tourond, situé à plus de 20 km de la zone restaurée. Si la granulométrie des sédiments locaux correspond à la granulométrie que l'on retrouve dans la vallée du Champsaur (D_{50} compris entre 40 mm et 80 mm), les sédiments du Tourond sont bien plus grossiers ($D_{50} = 100$ mm) et contiennent une importante proportion de blocs.

La stratégie adoptée était basée sur une auto-restauration du Drac. En d'autres termes, la CLEDA s'attendait à une forte résilience du tressage étant donné le contexte morphodynamique favorable du bassin-versant. C'est pour cela que la bande active a simplement été remise à plat et qu'aucun chenal n'a été façonné lors des travaux (Figure 50).

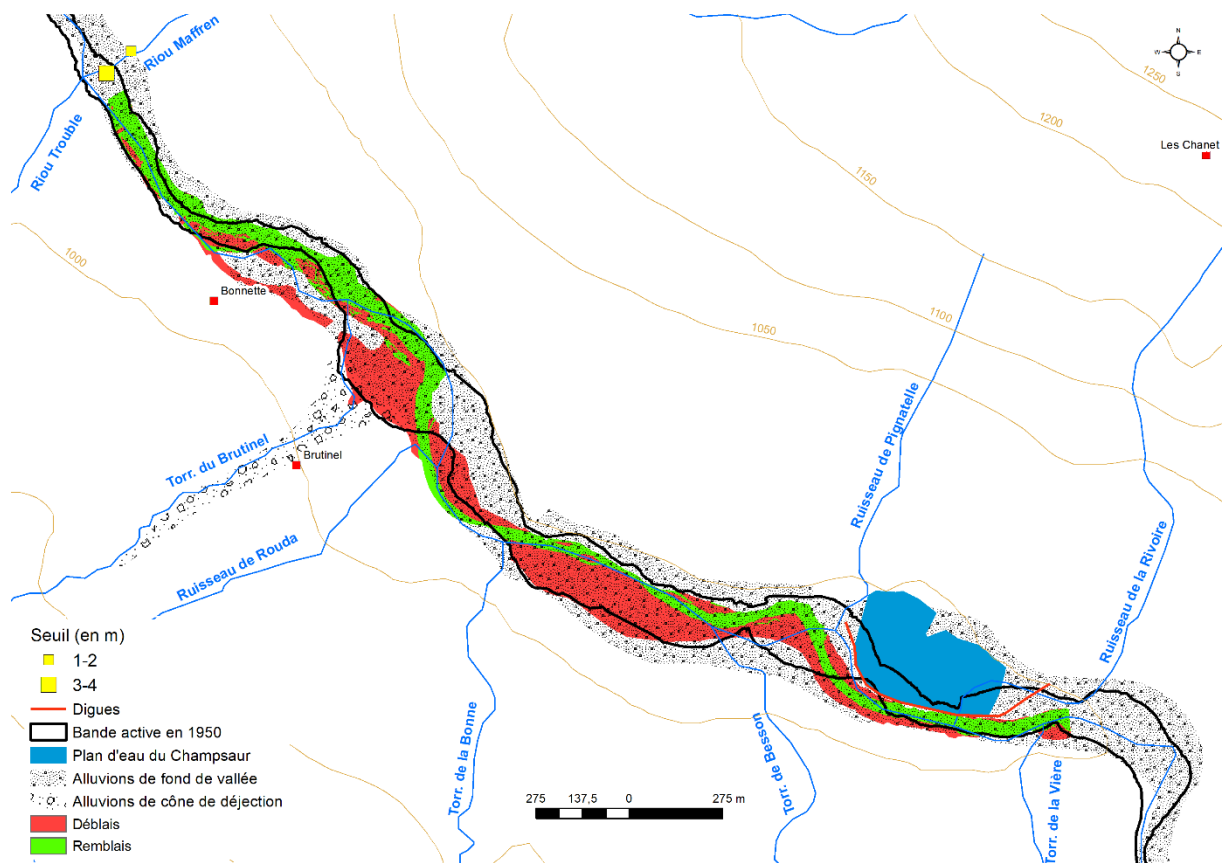


Figure 49 : Emprise des déblais et remblais dans le Drac

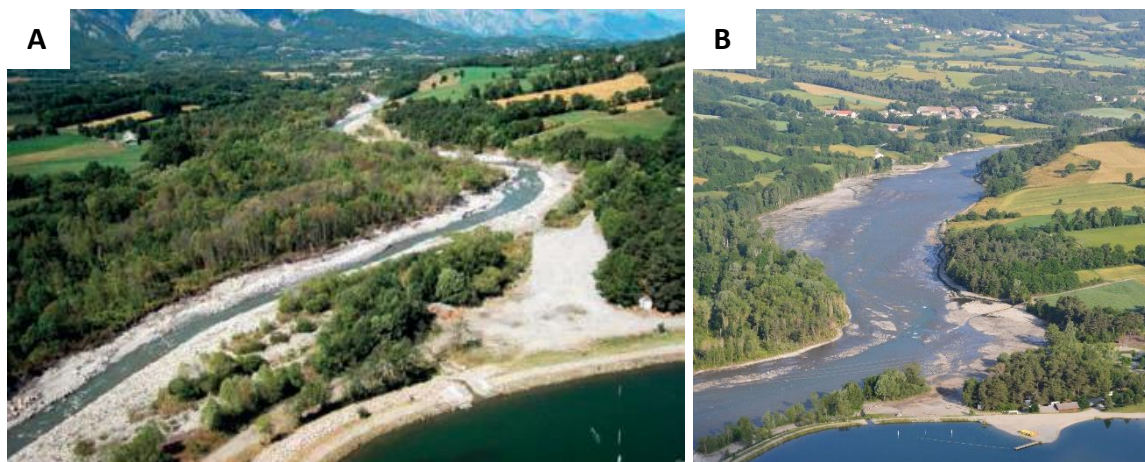


Figure 50 : Le Drac avant et après travaux (photos : CLEDA)

A : Le Drac en aval du plan d'eau du Champsaur avant la restauration (2013) ; B : Le Drac dans la situation après travaux (2014).

Conclusions partielles

Le Drac est une rivière torrentielle en tresses à charge graveleuse qui n'échappe pas à la tendance générale du déficit sédimentaire observée dans les Alpes. Cependant, les sources sédimentaires sont encore nombreuses dans les hauts bassins versants situés en domaine périglaciaire et glaciaire. Les deux principaux émissaires du Drac (le Drac Blanc et le Drac Noir) charrient des volumes de sédiments importants qui ont permis de conserver un style en tresses dans la plaine de Chabottes. Suite à une importante activité d'extraction de matériaux durant le XX^e siècle qui a perduré jusqu'en 2012, une métamorphose fluviale s'est amorcée dans le secteur de Saint-Bonnet-

en-Champsaur. Les endiguements et les ouvrages transversaux ne sont pas de nature à empêcher ni le transfert des sédiments ni le renouvellement des stocks.

C'est dans ce contexte qu'une opération de reconstitution active du matelas alluvial a été opérée en 2014 dans le but de résorber les déficits et de retrouver un style en tresses. C'est un cas d'étude original car généralement la restauration du tressage s'opère par un retour progressif du tressage au gré des crues et des processus naturels d'érosion et de dépôt qui ont pu être réactivés lors des travaux (suppression des contraintes latérales ou amélioration de la continuité écologique). Or ici, les travaux ont permis de réinitialiser complètement la bande active ce qui doit permettre un retour rapide du tressage.

Conclusions

Les sites d'études retenus permettent d'étudier trois cas de restauration sur des rivières à forte énergie. Chaque stratégie de restauration répond à des pressions et des altérations spécifiques.

La restauration de la Clamoux permet d'étudier un cas de suppression des contraintes latérales dans un contexte d'endiguement, de recalibrage et de rectification drastique. Le site suivi est celui du pont des Aygadons. L'objectif principal de restauration s'inscrit dans un besoin de réduire l'aléa inondation en régulant les flux liquides et solides grâce à des zones d'expansion de crue. La réouverture de l'espace de mobilité doit aussi permettre de réactiver une dynamique latérale qui devrait à terme permettre une diversité d'habitat.

La restauration du Buëch en aval de Saint-Sauveur permet d'étudier un cas de réinjection sédimentaire qui a pour but de stopper l'incision du Buëch dans son plancher alluvial. C'est un cas de reconstitution « passive » du matelas alluvial où le cours d'eau est censé éroder un stock artificiel de sédiments au gré des crues. Cette opération s'inscrit dans un vaste projet d'amélioration de la continuité sédimentaire et s'accompagne d'une modification de la gestion de l'ouvrage en crue afin de favoriser les transparences hydrauliques.

La restauration du Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur permet d'étudier un cas de réinjection sédimentaire qui a pour but de stopper l'incision du Drac et de restaurer le tressage sur un tronçon d'environ 3,5 km. C'est un cas de reconstitution « active » du matelas alluvial où le cours d'eau est remblayé massivement par des sédiments majoritairement exogènes afin de remodeler complètement la bande active. Cette opération s'inscrit dans une démarche globale de diminution des pressions sur le régime hydro-sédimentaire du Drac (arrêt des extractions et amélioration de la continuité sédimentaire).

Ces opérations ont toutes eu un aspect novateur (par leur ampleur, leur technicité et/ou les moyens d'action déployés) au moment où elles ont été lancées, ce qui en fait des cas d'études originaux (utilisation d'un espace de liberté pour la réduction du risque inondation ; formation d'une terrasse artificielle pour limiter le déficit sédimentaire en aval d'un barrage et réinitialisation d'une bande active pour optimiser la restauration du tressage).

Partie II : Principes méthodologiques et outils déployés

Cette partie vise à détailler les démarches méthodologiques entreprises pour le suivi des opérations de restauration. La démarche globale répond aux enjeux principaux soulevés en introduction (échelle spatio-temporelle du suivi) et s'efforce de considérer le compartiment géomorphologique ainsi que le compartiment hydrobiologique des différents hydrosystèmes. Ce protocole se base sur une approche multiscale (temps et espace) à trois niveaux d'imbrications (Figure 51). Chaque niveau d'échelle a ses propres caractéristiques en termes de type de données. On distingue les données relatives à l'hydromorphologie, les données relatives à l'hydrobiologie et les données mixtes. Parmi ces trois types de données, certaines ont été acquises lors de campagnes de terrain tandis que d'autres ont été recueillies grâce aux différents partenaires.

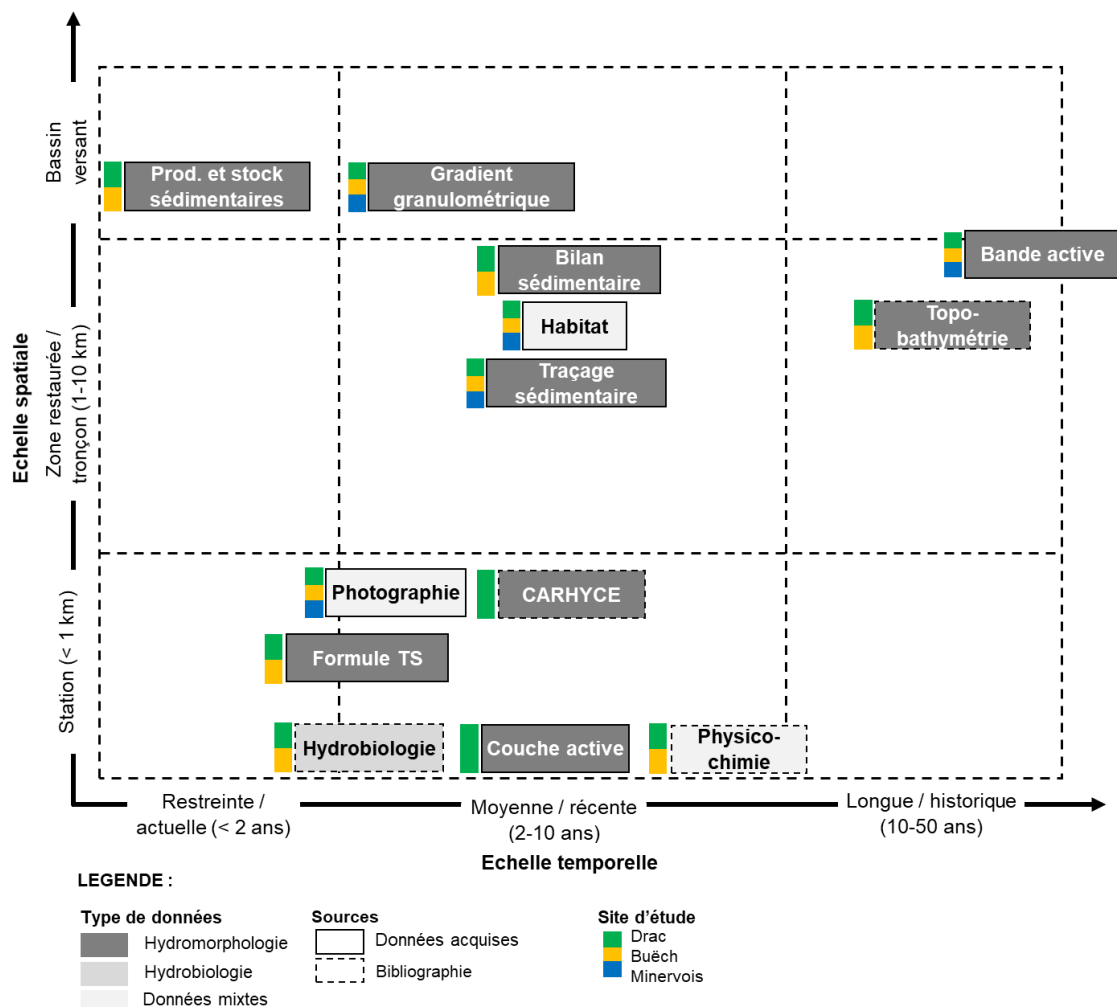


Figure 51 : Cadre spatio-temporel des outils utilisés lors des suivis (méthodologie de thèse)

Ce graphique conceptuel permet de positionner chaque type de données dans sa dimension spatiale et temporelle. Une dimension spatiale élevée signifie que la donnée est représentative de grands linéaires ou de grandes surfaces. Une dimension temporelle élevée illustre la fenêtre temporelle c'est-à-dire le temps écoulé entre la première et la dernière mesure effectuée. Elle signifie un important recul historique. Cette dimension ne reflète pas la fréquence de la mesure.

L'échelle la plus large correspond au bassin-versant. À cette échelle, le suivi s'attache à caractériser la production sédimentaire et le gradient granulométrique. Ces données bénéficient d'un cadre temporel d'analyse restreint. La production sédimentaire des affluents offre une image statique et récente du renouvellement des stocks externes tandis que le gradient granulométrique combine au mieux des données sur une échelle de temps moyenne (< 10 ans). L'échelle du bassin-versant est l'échelle privilégiée pour analyser les capacités de résilience de l'hydrosystème.

À l'échelle du tronçon (la zone restaurée et les zones de référence, 1 à 10 km), le suivi opéré se base sur le traçage sédimentaire, les mesures topo-bathymétriques, les bilans sédimentaires, l'emprise des bandes actives et sur la caractérisation des habitats. Les données relatives aux bandes actives bénéficient d'un important recul historique tout comme certaines données topo-bathymétriques. Pour les autres types de données, le cadre temporel est moins étendu (quelques années après travaux). L'échelle du tronçon est l'échelle privilégiée pour analyser l'efficacité du projet de restauration.

L'échelle spatiale la plus fine correspond à la station (< 1 km). À ce niveau, le protocole de suivi mobilise le suivi de la couche active, le suivi photographique en continu (*time lapse*) ou discontinu (prises de vue lors des différentes missions de terrain), les données CARHYCE, les données physico-chimiques et hydrobiologiques disponibles (peuplement benthique et piscicole), dans un cadre temporel intermédiaire (2 à 10 ans). C'est à cette échelle que sont menés les calculs de transport solide.

L'ensemble des sites d'étude ne bénéficie pas du même degré de suivi. On peut distinguer un premier groupe composé du Drac et du Buëch, caractérisé par un large éventail de données et un second groupe correspondant au Minervoise (Clamoux et Argent Double), qui dispose de données plus restreintes.

VI. L'approche « bassin-versant » ou comment définir la capacité de résilience

La caractérisation des stocks de sédiments interne, c'est-à-dire la quantité d'alluvions dans la plaine alluviale, permet d'évaluer le potentiel de recharge par remobilisation tandis que la production sédimentaire permet d'évaluer la capacité à pérenniser ou à régénérer les stocks internes.

VI.1 Stocks internes de sédiments et production sédimentaire

Dans un premier temps, les sources de sédiments, sont évaluées à partir de la méthode classique d'analyse des cartes géologiques du BRGM, disponibles sur infoterre (Malavoi et Bravard, 2010 ; Malavoi *et al.*, 2011). On distingue les sources sédimentaires internes primaires (celles du cours d'eau principal) et les sources sédimentaires internes secondaires (celles des affluents). Ces stocks sont constitués de dépôts fluviaux récents (couche Fz ou Gz) ou anciens. Les potentialités de recharge sédimentaire par remobilisation des stocks internes sont caractérisées au travers de l'étude diachronique des bandes actives menée à l'échelle sectorielle. La méthodologie de cette analyse est détaillée dans la section suivante. Lorsque cela est possible, les sondages géologiques (Infoterre) et hydrogéologiques sont utilisés pour évaluer les volumes de sédiments qui constituent ces stocks. Dans un deuxième temps, le potentiel de renouvellement de ces stocks sédimentaires est évalué par la quantification de la production sédimentaire des différents émissaires, ce qui est utile pour replacer le site restauré dans son contexte morphodynamique. En d'autres termes, quel est l'ampleur des déficits sédimentaires par rapport à la fourniture sédimentaire ? Cette question est abordée par une approche macro dont l'échelle d'analyse est celle du bassin-versant. Notre approche est basée sur l'utilisation d'un modèle statistique qui relie la production de sédiments à des caractéristiques élémentaires du bassin-versant, sans passer par l'étape intermédiaire de l'estimation des apports des versants.

Il existe une corrélation décroissante entre la production sédimentaire spécifique et la surface du bassin-versant (Owens and Slaymaker, 1992). Cette relation n'est pas linéaire du fait de facteurs climatiques, géologiques et géomorphologiques pouvant faire varier la production sédimentaire

de plusieurs ordres de grandeurs (Brochot, 1998). Cependant, Peteuil *et al.* (2012), au travers de la méthode ECSTREM (Estimation de la Charge Sédimentaire des Torrents à l'aide de Régressions Multivariées), mettent en avant que le processus de transport solide ou l'intensité des processus érosifs sont des variables intégratrices qui permettent d'améliorer la fiabilité des relations surface du bassin-versant-production sédimentaire. La méthode ECSTREM est utilisée sous sa forme simplifiée qui consiste à déterminer la fourniture sédimentaire en fonction de la surface du bassin-versant et de l'intensité des processus érosifs, selon la formule suivante :

$$V = aA^b \quad (2)$$

avec V le volume sédimentaire produit (en m^3), a et b des coefficients qui varient selon l'intensité des processus érosifs (Tableau 12) et A la surface du bassin-versant (en m^2). Ce modèle statistique est issu des abaques des services RTM qui regroupent les bilans sédimentaires de 72 torrents alpins (Figure 52). Ces bilans sédimentaires ont été élaborés grâce aux inventaires de curage des plages de dépôts.

Tableau 12 : Coefficients utilisés pour la détermination des volumes de production alluviales moyens annuels, décennaux et centennaux (données : méthode ECSTREM)

Coefficient	Volume annuel		Volume décennal		Volume centennal	
	a	b	a	b	a	b
Intensité forte à très forte	5857,8	0,6159	12272	0,75	21472	0,85
Intensité modérée à forte	1724,1	0,6202	5000	0,7	10066	0,77
Intensité faible à modérée	506,29	0,6155	2224	0,65	5000	0,7
Intensité très faible à faible	164	0,6161	1088	0,62	2008	0,65
Intensité nulle	57	0,6115	548	0,56	783	0,59

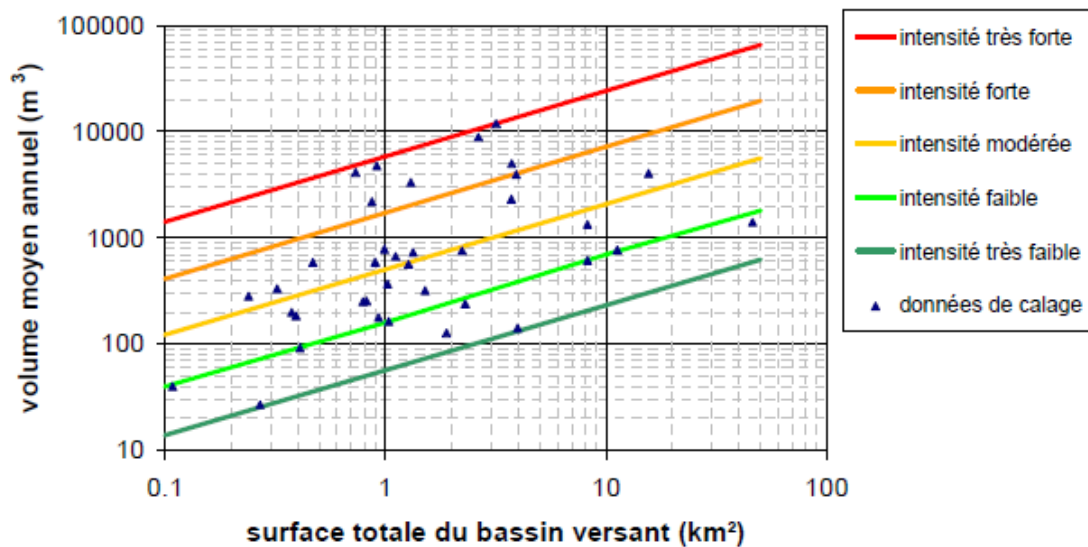


Figure 52 : Abaque utilisable pour estimer la production sédimentaire annuelle d'un torrent en fonction de l'intensité des processus érosifs (d'après Peteuil *et al.*, 2012)

Tableau 13 : Classes d'intensité des processus érosifs (d'après Peteuil et al., 2012)

Classes d'intensité	Description de la classe selon la méthode ECSTREM
Intensité très faible à faible	Torrents pour lesquels le transport solide intervient surtout par charriage et dont le bassin-versant est faiblement dégradé (à titre indicatif : moins de 5 % de la surface totale du bassin-versant est soumise à de l'érosion).
Intensité faible à modérée	Torrents où des phénomènes de charriage et de laves torrentielles peuvent conjointement se produire et dont le bassin-versant est modérément dégradé (à titre indicatif : entre 5 et 15 % de la surface totale du bassin-versant est soumise à de l'érosion).
Intensité modérée à forte	Torrents pour lesquels le transport solide intervient sous forme de laves torrentielles et parfois de charriage et dont le bassin-versant est assez fortement dégradé (à titre indicatif : entre 15 et 50 % de la surface totale du bassin-versant est soumise à de l'érosion).
Intensité forte à très forte	Torrents pour lesquels le transport solide intervient surtout sous forme de laves torrentielles et dont le bassin-versant est fortement dégradé (à titre indicatif : plus de 50 % de la surface totale du bassin-versant est soumise à de l'érosion).

L'intensité des processus érosifs est abordée par les caractéristiques du transport solide et par le pourcentage de surfaces soumises à l'érosion dans le bassin-versant (surface en érosion active soit sur le *bedrock*, soit sur des dépôts meubles connectés au réseau hydrographique ; Tableau 13). Sans a priori sur le fonctionnement de chaque torrent, la discrétisation de l'intensité des processus est réalisée par une étude de l'occupation du sol. Ainsi, dans la base de données Corine Land Cover, l'ensemble des surfaces propices à l'érosion (espaces ouverts sans ou avec très peu de végétation) est considéré comme une zone en érosion potentielle (code 332, 333, 334 et 335). Les résultats obtenus sont confrontés à une approche experte ainsi qu'aux études spécifiques afin d'améliorer la discrétisation. Ces choix soulèvent des questions quant à l'exhaustivité et à la fiabilité de la base de données Corine Land Cover. Ce choix constitue une forte simplification du modèle ECSTREM. Cependant, au-delà des valeurs brutes issues de cette approche qui sont par nature discutables, cette méthode offre un regard homogène sur la production sédimentaire à l'échelle du bassin-versant.

VI.2 Variabilité spatiale de la granularité de la charge de fond

Stenberg (1875) a démontré une décroissance longitudinale de la taille des particules de la charge de fond. Cette décroissance est contrôlée par les processus d'usure (frottement ou broyage plus ou moins conséquent des particules) et de tri (durée et intensité de mise en mouvement, de transport et de sédimentation). L'usure est fonction de la lithologie des matériaux et peut conduire à l'abrasion totale des matériaux grossiers, lorsque ceux-ci sont peu cohérents. Selon Parker (1991), l'abrasion appliquée sur les particules lors de leur transport n'est pas suffisante pour expliquer l'affinement granulométrique d'amont en aval. Il faut considérer le tri qui joue une part prépondérante dans l'affinement granulométrique de la charge de fond. Il est dépendant de la taille et de la forme des particules ainsi que des conditions hydrauliques (Rice, 1999 ; Surian, 2002). La décroissance longitudinale de la taille des particules de la charge de fond est modélisée selon l'équation de Knighton (1980) :

$$D = D_0 e^{-\alpha K} \quad (3)$$

avec D le grain caractéristique de la section (en mm), D_0 la taille initiale du grain (en mm), α un coefficient intégrant l'effet indifférencié de l'usure et du tri et K la distance (en km). Néanmoins, d'autres facteurs tels que la pente, les apports sédimentaires aux confluences ou encore les ouvrages hydrauliques (barrages, digues) sont à l'origine d'irrégularités (Rice, 1998 ; Montané *et al.*, 2009 ; Brousse et Arnaud-Fassetta, 2011) dans le modèle de Knighton (1980).

Ce gradient granulométrique est un macro-indicateur du fonctionnement hydro-sédimentaire d'un hydrosystème car il permet de pointer les irrégularités granulométriques (affinement ou grossissement) par rapport au modèle théorique. Ainsi, dans une logique BACI (*Before After Control-Impact*), il est intéressant de resituer l'évolution de la granularité du site restauré par rapport à la « norme » définie par le gradient granulométrique. Cette approche vient compléter

l'analyse des stocks sédimentaires et permet de discuter la capacité de résilience des hydrosystèmes. En effet, si la compétence du site restauré n'est pas en adéquation avec la granulométrie des apports sédimentaires, des ajustements morphologiques pourraient théoriquement s'opérer rapidement.

L'analyse de la variabilité spatiale de la granularité de la charge de fond est basée à la fois sur une étude de terrain et sur la synthèse de données issues de la bibliographie (Tableau 14). Un premier jeu de données a été collecté sur la Clamoux et sur l'Argent Double (Michler, 2013, 2014 ; Chauvet, 2015 ; Gros et Vallin, 2016 ; Fontanieu et Espiaut, 2016 ; Berthelot et Tourade, 2017) et un second sur le Drac et le Buëch (Berthelot, 2018).

Tableau 14 : Données granulométriques des rivières étudiées

Rivière	Auteur	Source	Méthode employée	Nombre de sites échantillonnés	Nombre de particules mesurées
Drac	Berthelot (2018)	ETRM 2010	Wolman	28	50-100
		PRODIG (Brousse, 2016)	Wolman (pied à coulisse)	19	50-100
		PRODIG (Berthelot, 2017)	Wolman (gravelomètre) / analyse d'images	27	100
Buëch		HYDERTUDES 2013	Wolman	32	-
		EDF 2016	Analyse d'images (basegrain)	10	100
		PRODIG (Brousse, 2016)	Wolman (pied à coulisse)	29	50-100
		CEREGE 2017	Wolman	30	100
Argent Double	Michler, 2013	PRODIG, 2012	Wolman (fréquence par masse)	6	-
				3	100
				2	150
Clamoux	Chauvet et Dorval, 2014 ; Chauvet 2015		Wolman (pied à coulisse)	4	100
		Fontanieu et Espiaut, 2016		3	50
		Berthelot et Tourade, 2017		2	150

L'ensemble des données acquises sur le terrain ou issues de la bibliographie est projeté sur un référentiel commun (un profil en long borné avec des points kilométriques). Une cartographie de ces mesures est proposée (Annexe 2 ; Annexe 3 ; Annexe 4). La base de données « granulométrie » contient 249 sites échantillonnés dont 136 sites pour le bassin du Buëch, 88 sites pour le bassin du Drac amont, 11 sites pour l'Argent Double et 14 pour la Clamoux. Les diamètres caractéristiques D_{50} et D_{90} sont utilisés pour caractériser le gradient granulométrique.

Il faut bien évidemment avoir conscience que les échantillonnages n'ont pas été effectués à des intervalles temporels réguliers ni avec des méthodes similaires. Les résultats obtenus de cette agrégation de données restent donc à relativiser.

Sur la Clamoux et l'Argent Double, les données granulométriques s'étalent sur 4 à 5 ans. Cette période englobe une crue vicennale susceptible d'avoir fortement modifié le gradient granulométrique. Les techniques d'échantillonnages sont relativement homogènes (Wolman,

1954) mais le nombre d'opérateurs différents peut engendrer certains biais dans le protocole de mesure.

Sur le Drac et sur le Buëch, le cadre temporel des analyses granulométriques s'étale sur une période de 8 ans. Sur ce laps de temps, des crues morphogènes ont eu lieu et sont susceptibles d'avoir modifié le gradient granulométrique. Les opérateurs sont tout aussi nombreux et les techniques diverses.

VII. Les approches à l'échelle du tronçon et de la zone restaurée

Cette échelle d'analyse intermédiaire a pour but de capter les ajustements spatio-temporels de l'intégralité des zones restaurées. C'est l'échelle d'analyse qui doit permettre d'évaluer l'efficacité des travaux. Ce suivi se concentre principalement sur des données hydromorphologiques mais s'attache aussi à considérer les habitats. Le jeu de données se base à la fois sur une compilation de données existantes et sur l'acquisition de données *in situ* (« données de terrain »). Selon la classification réalisée par Roni *et al.* (2013, Figure 53), les stratégies de suivi dépendent de la nature, de la qualité des données d'entrée et de la présence ou non de sites de référence ou de contrôle.

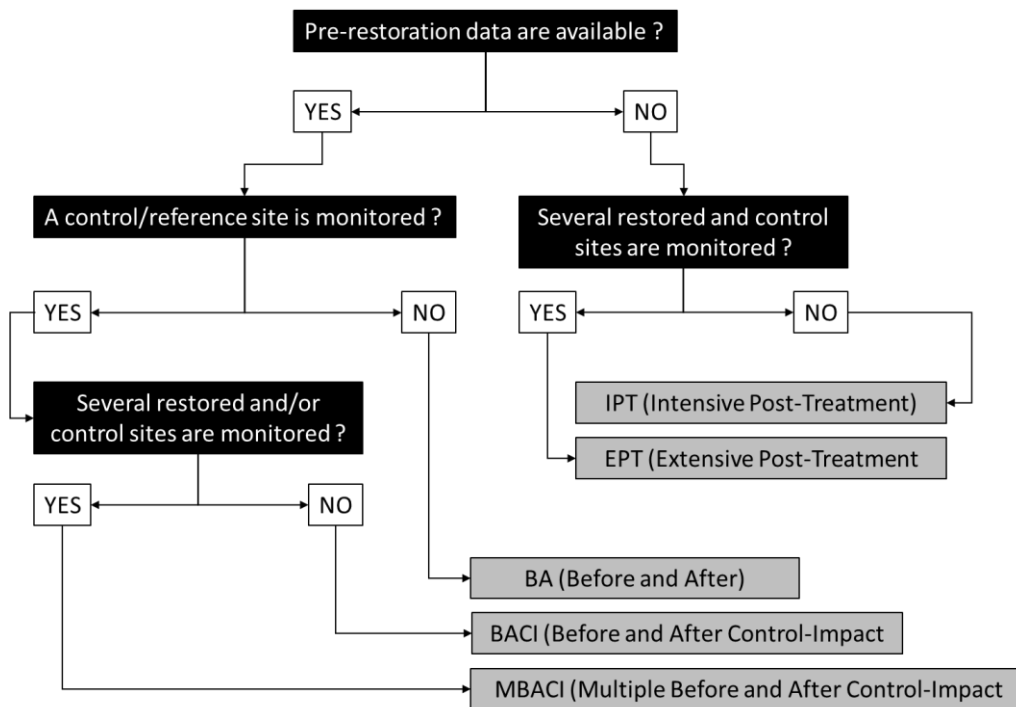


Figure 53 : Classification des types de suivi utilisés pour évaluer les effets des projets de restauration dans les cours d'eau (d'après Liébault et al., 2019, inspiré de Roni et al., 2013)

Dans le cas où des données avant restauration sont disponibles, le suivi permet une approche de type *Before-After* (BA). Dans le cas où l'on dispose aussi d'un site de référence (ou de contrôle), l'approche est du type *Before and After Control-Impact* (BACI). Si plusieurs sites sont suivis, l'approche peut aussi être de type *Multiple Before and After Control Impact* (MBACI). Cette approche reprend la stratégie du BACI en multipliant les sites restaurés ainsi que les sites de contrôle.

La détermination des sites de référence est une étape importante dans la stratégie de suivi. La situation idéale est de disposer d'un site de contrôle dit « altéré » et d'un site de référence dit « naturel » ou « non altéré ». Ceci permet de mieux cerner les trajectoires d'évolution. Cependant, ce n'est pas toujours possible et il convient donc de caractériser le type de référence afin de bien comprendre la stratégie de suivi (Tableau 15).

Tableau 15 : Stratégies de suivi et types de données utilisées à l'échelle du tronçon dans les trois rivières étudiées

Cas d'étude	Bande active	Traçage sédimentaire	Topo-bathymétrie	Bilan sédimentaire	Habitat
Clamoux (pont des Aygadons)	MBACI*	MBACI*	-	-	MBACI*
Le Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur	BACI	IPT	BACI	BACI	BACI
Le Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur	BACI	IPT	BACI	BACI	BACI

**Le site de référence non altéré est transposé sur un autre bassin-versant dont les caractéristiques sont similaires.*

Le suivi de la restauration de la Clamoux au pont des Aygadons est particulier. Il n'existe pas de zone de référence « non altérée » comparable à la zone restaurée sur cette rivière, ce qui impose de prime à bord de conserver une approche BA. En revanche, nombreux sont les sites témoins dits « altérés » qui disposent de données et qui permettent de comparer le suivi entre le site restauré et les sites dit « altérés ». Concernant la comparaison à un site de référence « non altéré », la seule solution est de transposer la comparaison avec un site moins contraint sur l'Argent Double, aux caractéristiques proches (pente, largeur et granulométrie). Le site de l'ancienne décharge « sauvage » à Trausse-Minervois présente les caractéristiques nécessaires (bande active large, multiplicité des chenaux, contraintes latérales relativement plus faibles que partout ailleurs) pour le comparer au pont des Aygadons. Ceci offre l'opportunité de confronter les effets de la restauration entre des sites de références altérés et un site non (moins) altéré. Ici, la stratégie de suivi se rapproche du MBACI. Cependant, les données disponibles se focalisent sur un nombre restreint de paramètres et le cadre temporel d'analyse est discontinu depuis les travaux.

Dans le cas du Buëch, le site de référence, pour isoler les effets morphologiques de la reconstitution du matelas alluvial, est la zone située en aval du site restauré (elle-même située en aval du barrage de Saint-Sauveur) jusqu'à Eyguians. C'est une zone altérée, qui subit un déficit sédimentaire lié au barrage de Saint-Sauveur, incisée et endiguée sur la partie amont. Ici, le suivi s'inscrit dans une approche BACI-A. La richesse des données permet un suivi multi paramètres quasi continu depuis les travaux.

Sur le Drac, le site de référence correspond à la plaine de Chabottes, située en amont du site restauré. C'est un tronçon non altéré marqué par un tressage intense. Ici, le suivi s'inscrit dans une approche BACI-U et la richesse des données permet un suivi multi paramètres. Cependant, le cadre temporel d'analyse n'est pas continu sur ce tronçon de référence.

VII.1 La variabilité spatio-temporelle des bandes actives

Si le contexte général de l'évolution des bandes actives a été précisé en introduction (contraction et incision généralisée), la caractérisation de la variabilité spatio-temporelle de cette unité géomorphologique à l'échelle de chaque cours d'eau est d'une importance de premier ordre pour le suivi de la restauration. En effet, cette unité géomorphologique est la forme résultante de la balance hydro-sédimentaire récente. Elle reflète le contexte morphodynamique actuel et permet de cerner le rôle des dernières crues dans le fonctionnement hydromorphologique du bassin-versant.

La variabilité spatio-temporelle des bandes actives est quantifiée à partir d'une approche diachronique. Il s'agit de digitaliser l'emprise de la bande active (chenaux en eau et bancs de galets non végétalisés) sur un linéaire significatif à l'échelle du bassin-versant. La Clamoux et l'Argent Double ont pu bénéficier de cette analyse de l'évolution des bandes actives sur des secteurs limités du fait 1) d'une largeur moyenne très étroite et 2) de la très forte densité de la ripisylve qui

empêche l'observation des limites externes et internes de la bande active. Cependant, du fait de leurs caractéristiques morphologiques adéquates (largeur importante et ripisylve relativement peu dense), cette variabilité a pu être quantifiée sur des secteurs bien plus importants sur le Buëch et sur le Drac.

Cette analyse a été menée dans l'optique d'être le plus complet possible et de disposer d'un cadre temporel suffisamment important pour caractériser une tendance. Le corpus documentaire est composé de sept séries de photographies pour chaque site d'étude. Un travail de géoréférencement a été réalisé sur des photographies aériennes (Tableau 16). Ce dernier a été réalisé par la technique des points d'amers. Ces points permettent de créer une transformation polynomiale qui déplace le jeu de données raster de son emplacement d'origine vers l'emplacement correct. En moyenne, les documents du Drac ont bénéficié de 10 points d'amers contre 15 pour ceux du Buëch (davantage d'objets sont remarquables sur le Buëch qui est relativement plus anthropisé que le Drac). Les sites du Minervoï ont bénéficié de 6 points d'amer. Ces points sont répartis autour de la bande active sur des zones planes. Cette approche ne permet pas d'ortho-rectifier les documents (prise en compte de la déformation des surfaces par le relief). Cependant, en focalisant l'analyse sur des zones peu marquées par le relief (le lit majeur), la déformation des surfaces par le relief est jugée négligeable. Le géoréférencement est finalisé par la déformation de l'image originelle. Dans notre cas, cette déformation a été effectuée selon un réajustement de premier ordre (translation et/ou rotation grâce à une fonction affine) qui est adapté aux cas où les surfaces de bases ne sont pas déformées par le relief. La qualité du géoréférencement est donnée par le calcul d'une erreur quadratique moyenne (RMSE). Cette valeur décrit l'homogénéité de la transformation entre les différents points de contrôle. Il est généralement admis qu'un RMSE < 5 m est très bon et qu'un RMSE > 20 m ne permet pas d'utiliser le document.

Afin de maximiser le cadre spatio-temporel de cette analyse, les données bibliographiques relatives aux bandes actives des sites d'études sont intégrées (Leclair, 2016 sur le Drac et Pioch, 2017 sur le Buëch). Les données complémentaires du Drac permettent sur le même tronçon d'étude d'obtenir des informations sur sa bande active depuis 1754 tandis que celles du Buëch permettent sur une période similaire d'étendre l'emprise de l'analyse vers l'aval, jusqu'à Ribiers et d'intégrer les principaux affluents du Buëch (Céans, Channe, Méouge et Véragne). *In fine*, l'emprise d'étude est continue sur le Drac entre les Ricous et Saint-Bonnet-en-Champsaur (20 km) et discontinue sur le Buëch, qui a été divisée en sept sites d'études pour une longueur totale de 51 km (Figure 54). Cette stratégie permet de caractériser les zones à fort potentiel de remobilisation du stock interne de sédiments et d'ignorer les secteurs les plus contraints latéralement.

Chaque document est replacé dans un contexte hydrologique récent afin de considérer le temps écoulé entre sa date d'acquisition et la dernière crue > Q_2 et > Q_5 . Pour les documents très anciens, les données hydrologiques n'existent pas et cette analyse n'a pas pu être effectuée. Cependant, la date de création de ces documents est comparée à la base de données RTM qui recense les phénomènes érosifs dommageables. L'ensemble des caractéristiques des différents documents utilisés pour l'étude des bandes actives est synthétisé dans le tableau suivant.

La chaîne de traitement SIG mise en œuvre pour cette analyse repose sur une méthodologie classique et sur la boîte à outil développée par Roux *et al.* (2015). La première étape consiste à délimiter les marges externes de la bande active (MBA). Une deuxième étape consiste à dissocier les surfaces végétalisées (SV) des surfaces en eau ou des surfaces de sédiments (SBA), au sein des MBA. Une troisième étape consiste à créer des transects qui respectent une interdistance de 50 m. Chaque transect est perpendiculaire à l'axe de la bande active. Cet axe peut varier dans le temps ce qui demande de créer des transects pour chaque pas de temps. Plusieurs indicateurs sont extraits de cette analyse diachronique :

- la surface totale de la bande active, qui est donnée par la différence entre la surface MBA et la surface SV ;
- la largeur végétalisée (LV) et la largeur de bande active (LBA), fournies par l'intersection des transects avec les différentes surfaces ;
- le nombre d'ilots végétalisés.

Les données complémentaires issues de la bibliographie ne bénéficient pas de cette approche car 1) les données de Leclair (2016) se focalisent sur les transects, suivant la même méthode, mais ne disposent pas de données de surfaces et 2) nous ne disposons pas des données brutes de Pioch (2017).

Pour chaque site d'étude, la largeur normalisée (Piégay *et al.*, 2009 ; Terrier *et al.*, 2019) de la bande active est calculée selon la formule :

$$W^* = \bar{W}/A^{0,44} \quad (4)$$

Tableau 16 : Caractéristiques des documents utilisés pour l'analyse diachronique des bandes actives dans les trois bassins versants étudiés

Cours d'eau	Date et type de document utilisé	Emprise	Erreur RMSE moyenne (en m)	Temps depuis la dernière crue > Q ₅ (en années)	Temps depuis la dernière crue > Q ₂ (en années)
Clamoux et Argent Double	1999 (photographie aérienne)	< 3km Site du pont des	< 12	<1	<1
	2003 (image google earth)	Aygodons	<6	<1	<1
	2008 (image google earth)	Site de l'ancienne décharge à Trausse		5	3
	2012 (image google earth)			1	1
	2016 (image google earth)			4	4
	2017 (image google earth)			5	5
2018 (BDORTHO)		-	<1	<1	
Drac	1754* (Carte manuscrite du Haut-Dauphiné de Pierre-Joseph de Bourcet ; Leclair, 2016)	Ricous-Corps	14	La BD RTM relate une inondation dommageable en novembre 1750 (4 ans avant la finalisation de la carte)	
	1857 (Carte d'Etat-Major ; Leclair, 2016)		-	La BD RTM relate une inondation dommageable en aout 1854 et en mai 1856	
	1952-1953 (BDORTHO HISTORIQUE)		-	-	-
	1970 (photographie aérienne)	Ricous-Saint-Bonnet-en-Champsaur	11	-	-
	1993 (photographie aérienne)		16	-	1
	2003 (BDORTHO)		-	1	1
2015 (BDORTHO)		-	7	1	
Buëch	1948 (BDORTHO HISTORIQUE)	Sites B1 à B7	-	13	6
	1971 (photographie aérienne)	Sites B1 à B6	5	3	< 1
	1981 (photographie aérienne ; Pioch, 2017)	Site B7	Inconnue	3	2
	1993 (photographie aérienne)	Sites B1 à B7	10	11	2
	2003 (BDORTHO)	Sites B1 à B6	-	1	1
	2013 (BDORTHO ; Pioch, 2017)	Site B7	Inconnue	2	< 1
	2015 (BDORTHO)	Sites B1 à B6	-	4	2

* Carte géométrique du Haut-Dauphiné et de la Frontière ultérieure levée par ordre du Roi, sous la direction de M. De Bourcet, Maréchal de Camp, par Messieurs les ingénieurs ordinaires et par les ingénieurs géographes de Sa Majesté, de 1749 à 1754.

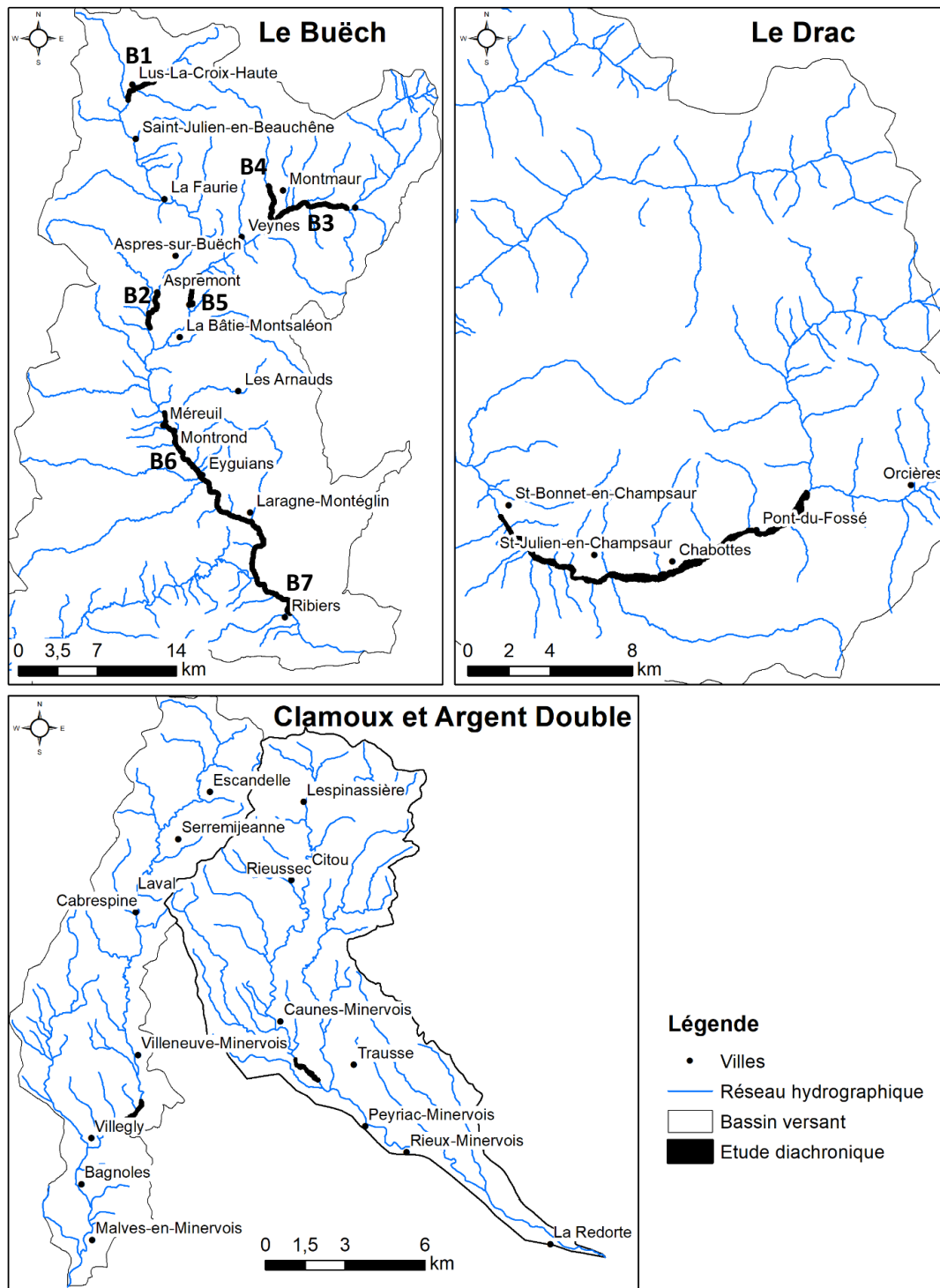


Figure 54 : Emprise spatiale de l'étude diachronique des bandes actives des trois bassins versants étudiés

VII.2 Les données topo-bathymétriques

Cette étude bénéficie d'une grande richesse en termes de données topo-bathymétriques. Le jeu de données combine des techniques classiques (levés au sol), la technologie LiDAR et la technologie SfM (*Structure From Motion*). Ces types de données présentent des avantages et des inconvénients en termes de coût, de temps d'acquisition et de temps de post traitement. Dans le cadre du suivi des cours d'eau, il est reconnu que ces trois types de données offrent des résultats comparables sur les surfaces émergées à l'échelle d'un profil en travers. En revanche, elles n'offrent pas les mêmes représentations des surfaces immergées (Figure 55). En condition immergée, le levé topo-

bathymétrique est reconnu comme étant la donnée la plus fiable alors que le LiDAR ne pénètre pas dans l'eau, ce qui rend impossible la représentation des chenaux en eau. De plus, il est reconnu que la densité de points est impactée par le filtrage de la création des MNT ce qui induit des biais sur les surfaces végétalisées (IRSTEA, 2011).

Le SfM se situe entre la qualité d'un levé topo-bathymétrique et la qualité d'un LiDAR. Avec un post traitement conséquent et des données de calage adaptées, le SfM peut représenter la bathymétrie (Woodget *et al.*, 2015). Le SfM présente aussi un biais lié au filtrage de la végétation qui peut altérer la précision altimétrique. En termes de précision, les levés classiques atteignent 0,001 m de précision avec théodolite et 0,05 m avec un GPS RTK ou un dGPS (Michler, 2018) alors que les deux autres techniques se situent plutôt vers une précision de 0,1 m. En dépit de ces biais, les techniques LiDAR et SfM offrent l'avantage de disposer des mesures sur de bien plus grandes surfaces que pour les levés classiques qui sont cantonnés à l'échelle de la section.

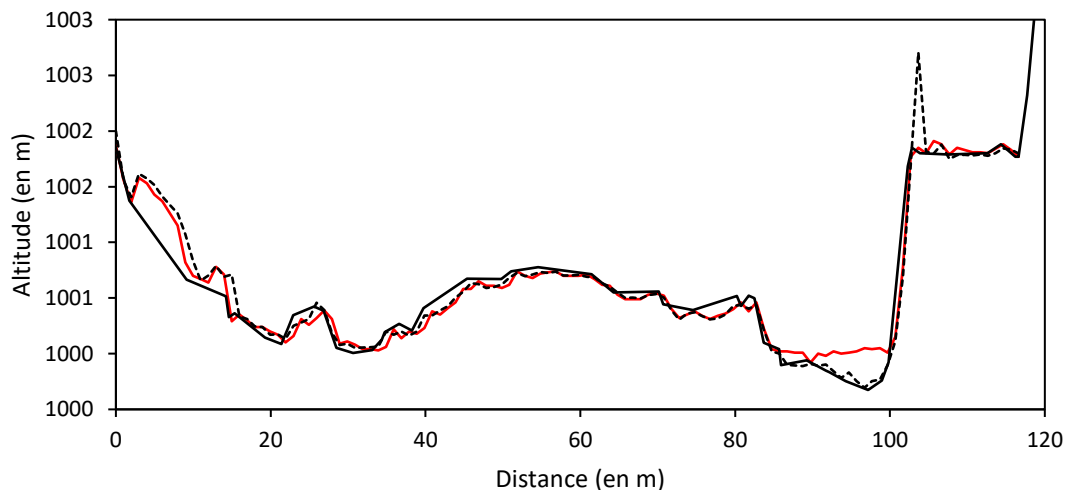


Figure 55 : Exemple des différences entre un profil topo-bathymétrique, un profil extrait de données LiDAR et un profil extrait de données SfM (Drac)

Le profil en travers montre une représentation de la topographie par SfM (courbe en pointillés) en septembre 2018, une représentation de la topographie par LiDAR (courbe rouge) en octobre 2018 et une représentation de la topographie par levé topo-bathymétrique classique (courbe noire) en octobre 2018.

L'idéal est de pouvoir combiner une approche par imagerie de type LiDAR ou SfM avec une technique classique. Ceci n'a pas toujours été possible et le type de données topo-bathymétriques varie d'un site à l'autre.

VII.2.1 Spécificités des données LiDAR

Pour chaque mission, l'évaluation de la précision altimétrique des LiDAR est basée sur le calcul de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) et sur l'erreur absolue moyenne (MAE), issues de points de contrôle acquis par les différentes compagnies pendant les levés.

Lallias-Tacon *et al.* (2014) ont mis en évidence que les données LiDAR sont susceptibles de contenir des erreurs systématiques (σ_{sys}). Anderson (2019) montre qu'il existe aussi des erreurs aléatoires spatialement corrélées (σ_{sc}). Ces erreurs induisent des biais problématiques pour la quantification des ajustements morphologiques et notamment pour le calcul des bilans sédimentaires. Sur de grandes surfaces, une petite erreur peut entraîner de grandes incertitudes en termes de volume et il n'est pas impossible d'inverser le bilan sédimentaire.

Afin de pallier les erreurs systématiques entre les différentes missions LiDAR, un réaligement des nuages de points a été entrepris selon les recommandations de Lallias-Tacon *et al.* (2014). Cette méthode consiste à définir un des LiDAR comme référence et à aligner tous les autres LiDAR sur ce dernier. 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 sur l'ensemble des données contenant des nuages de points (.LAS). Un contrôle des effets du réaligement est réalisé par une sélection de points aléatoires uniques 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.

La définition du LiDAR de référence est basée sur la qualité ($RMSE$) du jeu de données. Dans chaque cas, un nombre suffisant de valeurs a été enregistré sur les surfaces en eau ce qui a permis de les interpoler pour obtenir l'altitude de la ligne d'eau dans les chenaux en eau. Les données LiDAR ont ensuite été converties sous forme de MNT (DEM). La bathymétrie reste inconnue et l'hydrologie peut induire des biais importants. Il est donc essentiel de réaliser le LiDAR en période d'étiage pour minimiser ce biais.

Les MNT différentiels (DEM of *Difference*, DoD) sont calculés à chaque pas de temps (DOD_i) et sur l'intégralité de la période de suivi (DOD_T) selon les formules suivantes :

$$DoD_i = DEM_{t+1} - DEM_t \quad (5)$$

$$DoD_T = DEM_{t+n} - DEM_{t_0} \quad (6)$$

La propagation d'incertitude du DoD (σ_z) est calculée à partir de la précision de chaque LiDAR décrite dans les rapports de vol des différents prestataires. Le seuil de détection significatif des changements (*Level of Detection*, LoD), avec un niveau de confiance de 95 %, est obtenu grâce au $RMSE$ de chaque mission selon les recommandations de Lane (2003) :

$$LoD = 1.96\sigma_z \quad (7)$$

avec $\sigma_z = (RMSE_{LiDAR\ t}^2 + RMSE_{LiDAR\ t+1}^2)^{0.5}$. Les DoD sont utilisés pour calculer les volumes de dépôts et les volumes érodés. Nous distinguons deux types de calculs volumétriques : 1) les calculs d'érosion ou de dépôts bruts et 2) les bilans sédimentaires nets. D'après Anderson (2019), le premier cas nécessite un seuillage du DoD mais pas le second. Le seuillage du DoD est basé sur l'utilisation du LoD . D'après Carley *et al.* (2012), il existe deux stratégies de seuillage à partir du LoD qui sont couramment utilisées :

- stratégie 1 : Le LoD est exclu du DoD , c'est-à-dire que les valeurs comprises dans l'intervalle $(-LoD ; LoD)$ sont fixées à 0 grâce à une reclassification des DoD ;
- stratégie 2 : Le LoD est d'abord soustrait au DoD puis on applique la stratégie 1.

Tous les calculs volumétriques bénéficient d'une estimation des incertitudes (σ_v). Nous avons appliqué le récent modèle d'Anderson (2019) qui intègre à la fois σ_{sys} et σ_{sc} . Ce modèle est donné par la formule :

$$\sigma_v = nL^2 \sqrt{\frac{\sigma_{sc}^2}{n} \frac{\pi\alpha}{5L^2} + \sigma_{sys}} \quad (8)$$

avec, n le nombre de cellules dans le DoD , L la taille d'une cellule, σ_{sys} l'erreur moyenne et σ_{sc} l'ampleur des erreurs aléatoires spatialement corrélées au sein d'un échantillon aléatoire de points de contrôle sur des zones stables. Dans ce modèle, σ_{sc} est estimé grâce à l'analyse du semi-variogramme d'un échantillon de points issu des DoD . Le semi-variogramme illustre l'auto-corrélation spatiale des points d'échantillonnage aléatoirement sélectionnés dans le DoD . Il est construit grâce à la boîte à outil *Geostatistical Analyst* et l'outil *Kriging* d'Arcgis (Figure 56). En confrontant le semi-variogramme empirique à un modèle d'ajustement, il est possible de déterminer une certaine distance (α) au-delà de laquelle le modèle se stabilise. Les points d'échantillons, séparés par une distance $< \alpha$, sont auto-corrélés spatialement alors que les points séparés par une distance $> \alpha$ ne le sont pas. L'intersection de α avec le modèle d'ajustement donne un seuil de semi-variance et σ_{sc} est donné par la racine carrée de cette valeur. D'après Rolstad *et al.* (2009), il est conseillé d'utiliser un modèle d'ajustement de type « *spherical semi-variogram model with no nugget* », qui ne considère pas de variations à très fine échelle.

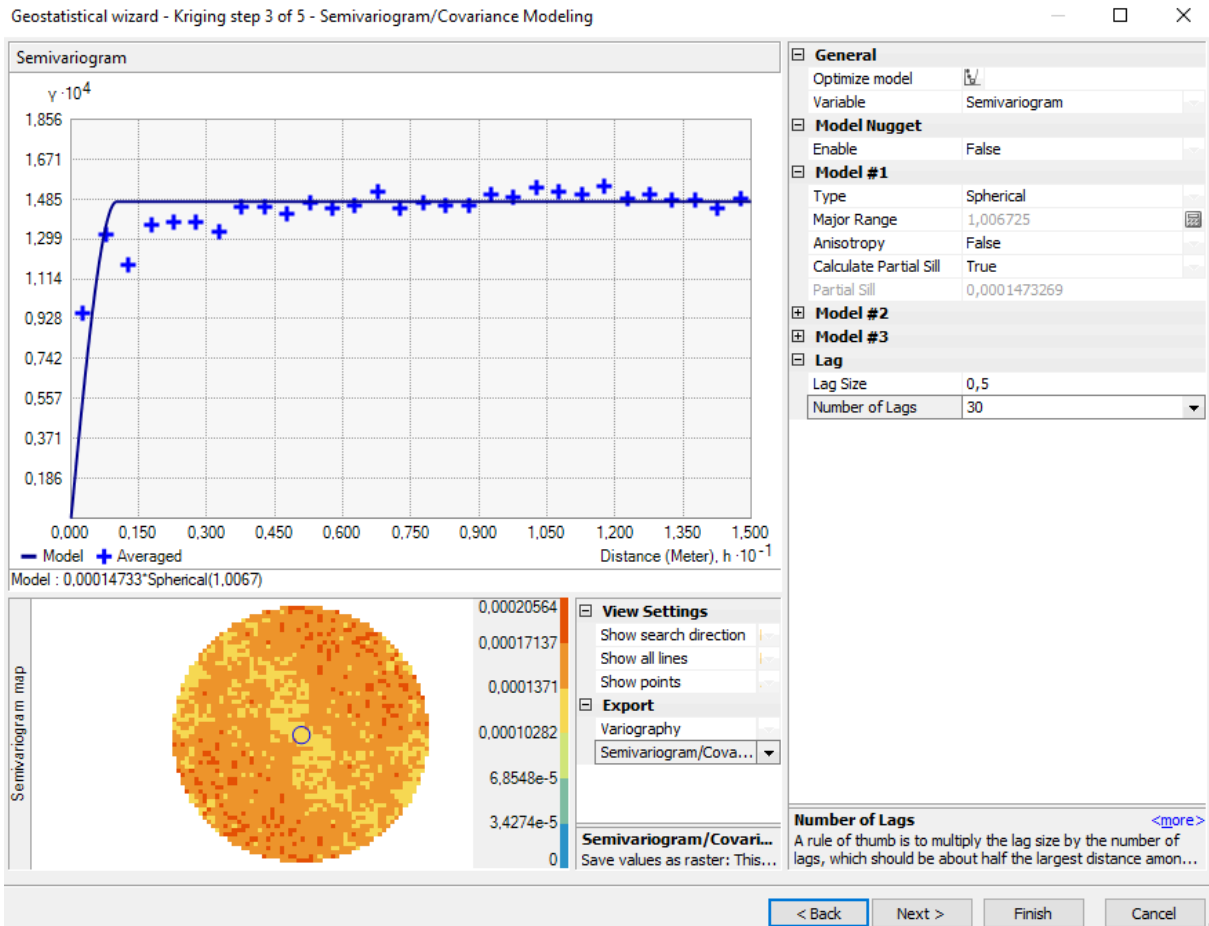


Figure 56 : Exemple de semi-variogramme permettant de calculer les erreurs aléatoires spatialement corrélées sur le Buëch

VII.2.2 Les données SfM

Le SFM est une technique de photogrammétrie qui permet une reconstitution en 3D de l'environnement à faible coût (Micheletti *et al.*, 2015). Concrètement, plusieurs vues d'un objet sont capturées avec un appareil photo numérique à partir d'une gamme de différentes positions et dont le recouvrement doit être important. Des points caractéristiques communs, à travers les différentes images, sont détectés par un logiciel de traitement d'images qui permet d'agréger l'ensemble des images dans un système de coordonnées arbitraire.

Les sites de restauration du Buëch et du Drac ont bénéficié de deux campagnes SfM chacun. Ces campagnes se déroulent en plusieurs étapes :

- un relevé de cibles au sol est effectué avant l'acquisition des images. Dans notre cas, la position (x, y et z) des cibles a été déterminée grâce à un dGPS. Ces cibles sont séparées en deux ensembles : 1) des points de contrôle pour le géoréférencement et l'orthorectification et 2) des points de vérification pour estimer les erreurs ;
- un drone équipé d'un capteur d'images survole la zone restaurée et capte une série de clichés dont le taux de recouvrement est de l'ordre de 70 % à 80 % ;
- sans connaître a priori les paramètres externes de calibration du capteur (position, roulis tangage et lacet), le logiciel Photoscan d'Agisoft permet de générer un nuage de points homologue entre les différentes prises de vue ;
- ce nuage de points est géoréférencé grâce aux points de contrôle au sol. Les erreurs planimétriques sont issues du RMSE entre les valeurs estimées par photogrammétrie et les points de vérification ;

- l'orthorectification des images est réalisée à partir des positions estimées par photogrammétrie et du nuage de points géoréférencé. Le RMSE entre les valeurs estimées par photogrammétrie et les points de vérification donne la précision altitudinale.

Vasquez-Tarrio *et al.* (2017) ont montré que la précision du SfM permettait de caractériser la granulométrie de la bande active. Cependant, des erreurs systématiques (étalonnage de l'appareil) ainsi que des erreurs aléatoires (problème de couverture satellite) ont été observées sur des cibles homologues entre les deux campagnes SfM du Drac (Figure 57). La combinaison conjointe de ces deux types d'erreurs rend impossible leur quantification ce qui, de fait, empêche leur correction. Un étalonnage du dGPS a été réalisé suite aux premières campagnes SfM, ce qui explique la réduction des erreurs en 2018.

Il est possible de calculer un *DoD* avec les *DEM* dérivés des images SfM. Cependant, le cumul des erreurs rend hasardeux leur utilisation pour des calculs volumétriques. À titre d'exemple, sur le Drac, en appliquant un intervalle de confiance de 95 %, le *LoD* est de 0,27 m si l'on utilise les points de contrôle et de 0,29 m si l'on utilise les points de vérification.

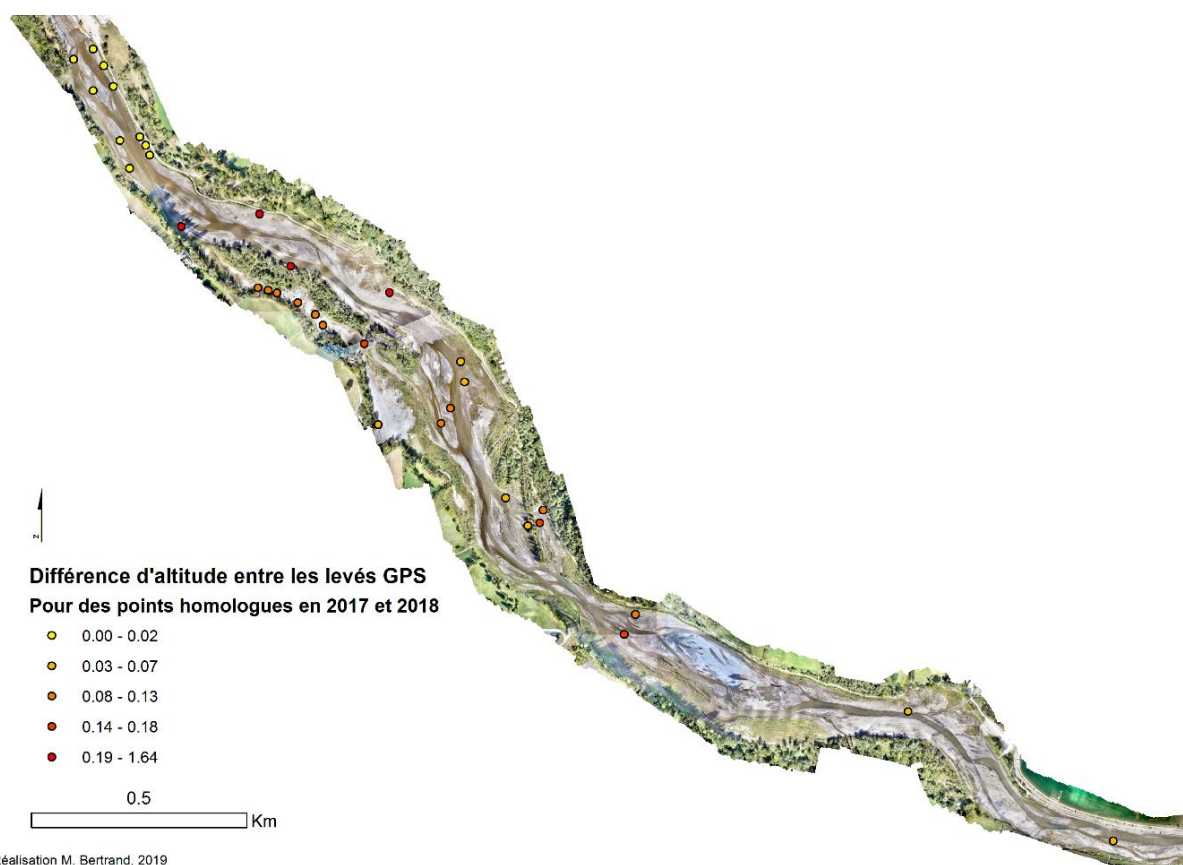


Figure 57 : Incertitude altitudinale des images SfM du Drac (d'après Bertrand, 2019)

Face à ces incertitudes, il a été décidé de ne pas utiliser ces données pour les calculs volumétriques. En revanche, en dépit des incertitudes altimétriques, nous admettons que les images SfM sont capables de rendre compte de la rugosité de la bande active et nous conservons ces données pour les analyses topo-bathymétriques à l'échelle du profil en travers afin d'optimiser la continuité temporelle du suivi. Les orthophotos produites à partir de la technique SfM sont utilisées pour l'étude de l'évolution des habitats.

VII.2.3 Indices morphologiques communs dérivés des données topo-bathymétriques

Les *DoD* permettent de capter les ajustements morphologiques au sein de la bande active grâce à la spatialisation des zones en incision et des zones en exhaussement. Sur la base de cette information, différents indicateurs sont produits pour caractériser les évolutions. On distinguera les indicateurs communs aux différents sites et les indicateurs spécifiques à chaque opération de restauration.

Des profils en travers sont extraits des différents MNT tous les 50 m avec une densité de 1 point/m. Cette étape a été réalisée grâce à l'outil *FluvialCorridor* (Roux *et al.*, 2015), qui permet notamment une désagrégation régulière de la bande active. Le pas de 50 m a été fixé arbitrairement. Cette maille régulière permet d'éviter les questions de positionnement des profils en fonction des hypothèses d'ajustements préférentiels. Cette maille est systématiquement inférieure à la largeur moyenne de la bande active et globalement inférieure à la longueur des bancs observés. Ces profils sont utilisés pour quantifier l'évolution verticale de la bande active selon deux paramètres :

- l'altitude moyenne de la bande active (Z_{cs}) ;
- l'altitude minimum de la bande active (le thalweg, Z_{min}), qui correspond à l'altitude de la ligne d'eau dans le cas d'un LiDAR ou du fond du chenal dans le cas d'une image SfM ou d'un profil bathymétrique.

Ces paramètres permettent de rendre compte des ajustements morphologiques dans un cadre spatio-temporel à trois dimensions : 1) la dimension horizontale (celle du profil en travers), 2) la dimension longitudinale grâce à la densité de profil sur le tronçon et 3) la dimension temporelle grâce à la répétitivité des mesures.

Dans le cas où des profils de référence topo-bathymétriques classiques existent, ils ont été transposés sur les différents *DoD* ou *DEM* afin de permettre leur suivi depuis d'autres sources de données. En fonction du type de données, ces deux indicateurs prennent ou non en compte la bathymétrie. Cette information est essentielle dans l'interprétation des données.

VII.3 Traçage sédimentaire : RFID passif et actif

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. Il existe une multitude d'outils qui permettent de mettre en place ce type de suivi (particule radioactive, peinture, étiquette magnétiques, scories... ; Lekach et Schick, 1995 ; Kondolf et Piégay, 2003 ; Lenzi, 2004).

Depuis plusieurs années, le traçage sédimentaire en rivière exploite la technologie RFID (*Radio Frequency Identification*) pour le suivi des alluvions graveleuses (Rollet, 2007 ; Rollet *et al.*, 2008 ; Chapuis, 2012 ; Liébault *et al.*, 2012 ; Michler *et al.*, 2016). Cette technique présente de nombreux avantages au regard des méthodes alternatives de suivi de la charge de fond. L'utilisation de transpondeurs qui permettent le suivi des galets de la charge alluviale dans le temps se révèle très performante car l'identification à distance du code de la particule permet d'éviter de creuser dans le lit des cours d'eau pour identifier le traceur, comme c'était le cas avec l'utilisation des aimants. De plus, les avantages des aimants sont conservés : 1) une nette amélioration du suivi des particules *in situ*, avec des taux de retour très satisfaisants pouvant dépasser 90 % ; 2) une détection des particules enfouies sous la couche de surface, contrairement au traçage visuel (Liébault et Laronne, 2008 ; Rollet *et al.*, 2008) ; 3) pas de prélèvement des traceurs au sein du lit, qui serait une action destructive dans le sens où la structure sédimentaire est désorganisée (Rollet *et al.*, 2008 ; Johnson, 2010) ; 4) un suivi individuel des particules, chacune d'elle étant identifiée, cela permet de mettre en relation facilement ses propriétés de taille, de forme et de masse avec son déplacement dans le lit fluvial.

Jusqu'à très récemment, les hydrogéomorphologues ont utilisé exclusivement des transpondeurs passifs (PIT tags) insérés dans les galets (d'une taille supérieure à 30 mm) du lit alluvial 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 technologie de traçage est le caractère chronophage que revêtent les prospections sur de longs linéaires, la subordination de leur réalisation au retour à des conditions d'étiage pour les petites rivières non navigables et la perte d'information systématique après les crues les plus morphogènes et les plus dommageables, en raison de la dispersion et de l'enfouissement parfois profond (plus de 50 cm) des traceurs. De plus, les PIT tags proches les uns des autres entrent en collision ce qui empêche la transmission du signal vers le récepteur.

Pour pallier ces lacunes, Piégay *et al.* (2016) ont envisagé d'utiliser la technologie RFID actif (tags UHF). Les défis sont nombreux car ce type de traceurs est bien plus volumineux que les PIT tags passifs, empêchant toute insertion dans un galet. Ainsi Cassel *et al.* (2016) proposent de mouler un galet artificiel autour d'un transpondeur RFID. Cette technique de moulage permet de respecter la densité moyenne des galets. Leur sensibilité à l'abrasion est faible et comparable aux galets constitués de calcaire. 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 condition naturelle 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'éviter les phénomènes de masquage. 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.

Le traçage sédimentaire entrepris dans le cadre de cette thèse mobilise les deux types de traçage RFID (passif et actif ; Tableau 17). Sur l'Argent Double et sur la Clamoux, les tags passifs ont été utilisés du fait 1) de la méconnaissance de la technologie RFID active lors de la mise en place du suivi et 2) de l'efficacité des tags passifs sur des cours d'eau peu larges. Face aux innovations récentes liées à l'utilisation du RFID actif et face aux défis logistiques qu'impose la transposition du RFID passif sur des rivières en tresses, la stratégie de traçage sur le Drac et sur le Buëch s'est tournée vers la technologie active.

Tableau 17 : Caractéristiques du traçage sédimentaire dans les cours d'eau étudiés

Cours d'eau	Type de traçage RFID	Nombre de sites équipés	Nombre de traceurs
Argent Double	Passif	11	588
Clamoux	Passif	14	860
Drac	Actif	1	100
Buëch	Actif	2	228

VII.3.1 Les spécificités du RFID passifs utilisés dans le Minervois

La charge de fond de la Clamoux et de l'Argent Double est étudiée depuis plusieurs années. Le traçage sédimentaire par RFID passif a débuté en 2012 sur l'Argent Double puis en 2013 sur la Clamoux. Les travaux précédents (Michler, 2013 ; Michler, 2014 ; Chauvet et Dorval, 2014 ; Chauvet, 2015 ; Fontanieu et Espiaut, 2016 ; Gros et Vallin, 2016 ; Berthelot et Tourade, 2017) ont permis de mettre en place un suivi par PIT tags (RFID passif) sur 25 sites répartis dans ces deux bassins versants. La base de données contient 1448 PIT tags. Les objectifs de ces suivis n'ont pas toujours été les mêmes. En effet, cette technologie a été utilisée pour caractériser le fonctionnement hydro-sédimentaire de l'Argent Double et de la Clamoux (Michler, 2013 ; Chauvet et Dorval, 2014), pour caler la modélisation du transport solide de l'Argent Double à Citou (Michler, 2014 ; Michler *et al.*, 2016), pour illustrer l'importance de la restauration de l'espace de mobilité sur la mobilité de la charge de fond (Gros et Vallin, 2016) et enfin pour caractériser les transferts depuis les versants dans le but de mieux cerner le phénomène d'incision généralisé (Fontanieu et Espiaut, 2016 ; Berthelot et Tourade, 2017). Le tableau suivant synthétise les informations par auteur (Tableau 18), localisées sur la Figure 58. Les caractéristiques de chaque site sont précisées (Annexe 1).

Tableau 18 : Description de la base de données PIT tags de la Clamoux et de l'Argent Double

Auteur	Bassin-versant	Nombre de sites suivi	Nombre total de traceurs	Indicatif des sites	Méthode
Michler, 2013	Argent Double	6	240	AR	Placette (3 m ²)
Michler, 2014	Argent Double	3	198	AR	Bande étroite
Berthelot et Tourade, 2017	Argent Double	2	150	AF	Bande large
Chauvet et Dorval, 2014 Chauvet, 2015	Clamoux	4	216	IS	Bande étroite
Gros et Vallin, 2016	Clamoux	5	400	S	Bande large
Fontanieu et Espiaut, 2016	Clamoux	3	94	AF0	Bande étroite
Berthelot et Tourade, 2017	Clamoux	2	150	AF	Bande large

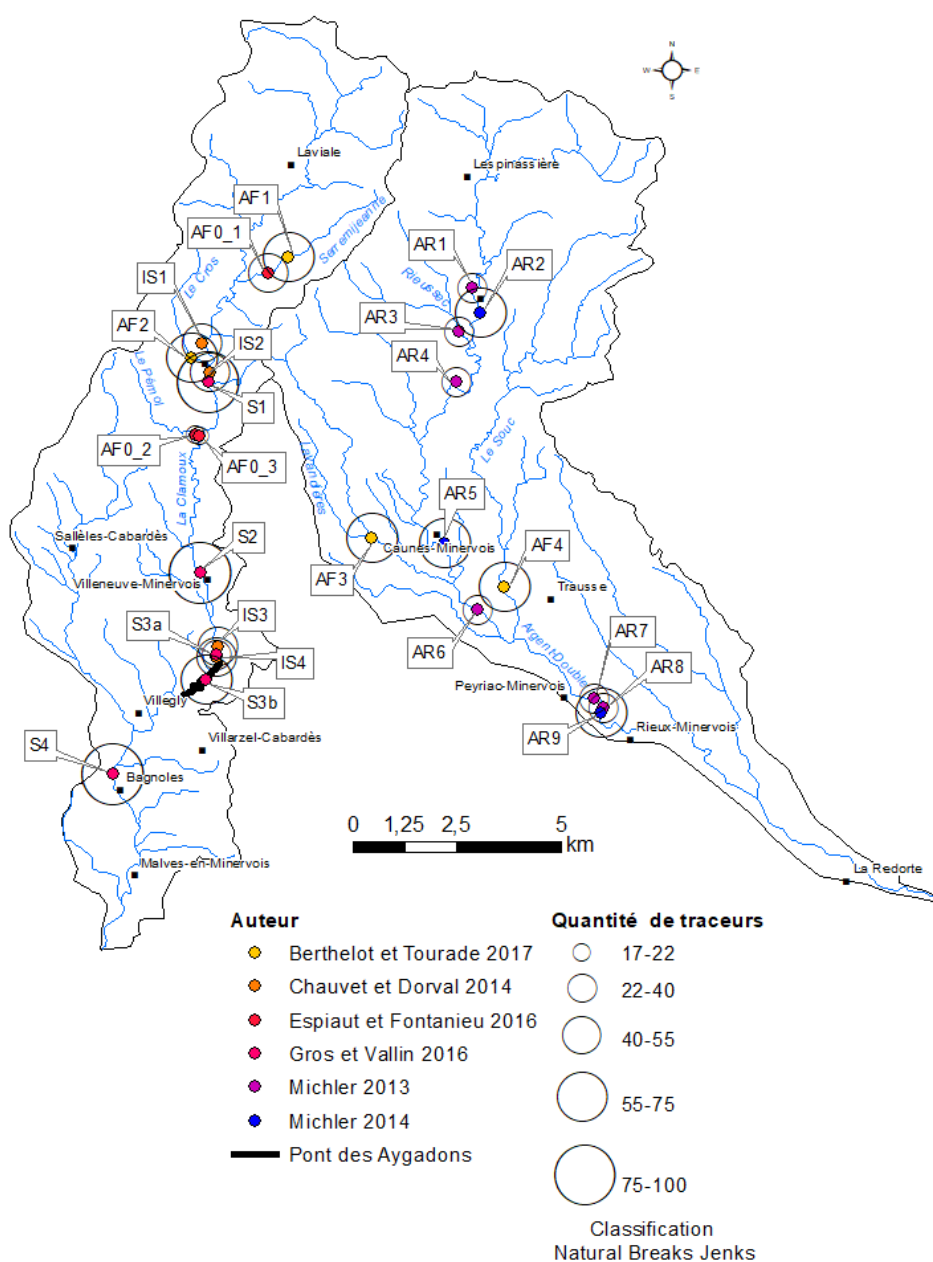


Figure 58 : Localisation des sites de traçage sédimentaire dans la Clamoux et l'Argent Double

VII.3.1.1 Matériel utilisé et insertions dans les galets naturels

Le déploiement de la technologie RFID active pour le traçage sédimentaire nécessite quatre étapes : 1) la programmation des tags, 2) le moulage des galets artificiels, 3) l'injection des traceurs sur site et 4) la détection des traceurs.

Les transpondeurs sont des PIT tags développés par Texas Instruments et distribués par CIPAM. Ils sont insérés dans une capsule de verre et disposent d'un identifiant unique, permettant ainsi l'identification de la particule. Parmi la large gamme de transpondeurs proposés, les transpondeurs RI-TRP-WRHP ont été retenus en raison de leur taille. D'une longueur de $23,1 \pm 0,5$ mm et d'un diamètre de $3,85 \pm 0,5$ mm, ils s'insèrent facilement dans les galets (Figure 59).



Figure 59 : Illustration d'un PIT tag (photo : CIPAM)

Une granulométrie de surface (Wolman, 1954) est réalisée sur chaque site afin de sélectionner les galets à équiper. Systématiquement, la granulométrie des traceurs est tronquée à 30-40 mm du fait de l'impossibilité d'insérer un PIT tag en dessous de cette gamme de granulométrie. Une représentativité par classe granulométrique a été recherchée lors de la sélection des galets à équiper. Ces derniers ont été percés ou meulés lorsque le matériau était trop cassant, de manière à y implanter les PIT tags (Figure 60A), puis le trou a été rebouché avec de la résine (Figure 60B).

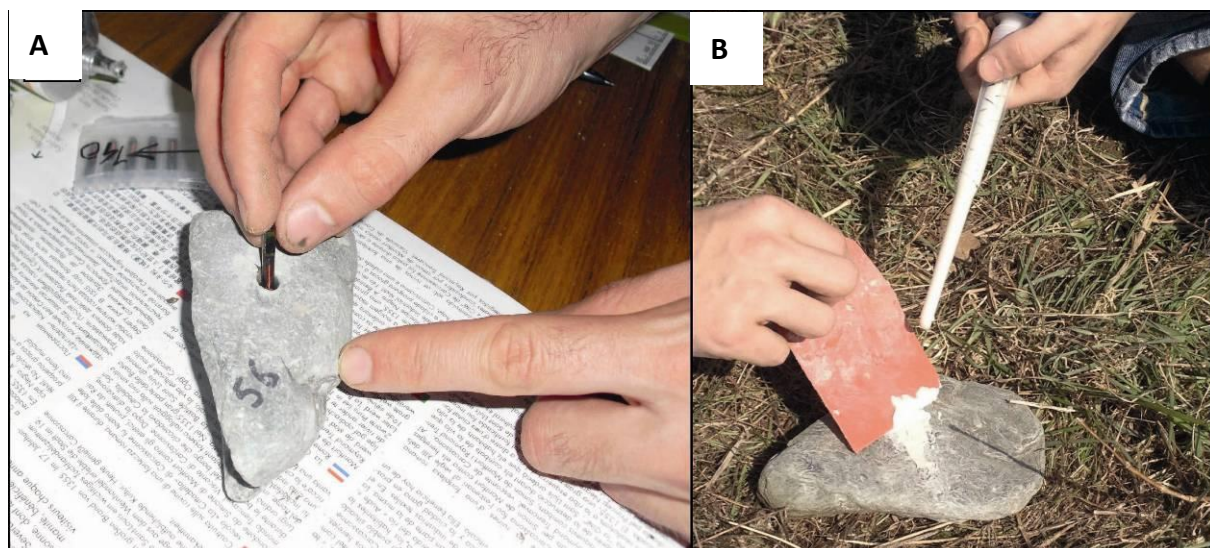


Figure 60 : Insertion des PIT tags dans les galets de l'Argent Double (photos : L. Michler, 2014)

Les galets sélectionnés ont été meulés à l'aide d'une meuleuse thermique. Cette technique s'est révélée bien plus efficace et moins destructive. En effet, la forme généralement aplatie des particules ainsi que leur pétrographie (schistes) les rendent sensibles aux vibrations internes induites par le perçage. La réalisation d'une encoche à la surface de la particule a tendance à la protéger des vibrations et à l'empêcher d'éclater et se révèle tout aussi efficace en termes de pose de la capsule de verre.

VII.3.1.2 Modalité d'injection sur site et stratégie de suivi au regard du principe BACI

Les méthodes d'injection diffèrent d'un site à l'autre (Tableau 18). La technique la plus utilisée correspond à la disposition des tags le long d'un profil en travers sur une bande étroite ($1\text{ m} < L < 5\text{ m}$; sites AR, IS et AF0) ou large ($< 10\text{ m}$; sites AF et S). La disposition sur des placettes d'environ 3 m^2 a aussi été utilisée (site AR). Les galets ont été reposés de manière à respecter au mieux l'agencement naturel des particules en considérant, le cas échéant, les phénomènes de tuilage ou de pavage sans toutefois pouvoir garantir une modification nulle de la résistance initiale à l'entraînement. Ceci est une étape importante car Liébault *et al.* (2012) ont montré que les distances de transport sont plus importantes pour la crue succédant immédiatement la mise en place des transpondeurs, alors que cet événement n'est pas plus intense ni plus long que les suivants. Ce sont les étapes préalables au suivi (prélèvement, perçage et repositionnement) impliquant une perturbation des structures sédimentaires qui expliquent ce constat (Liébault et Clément, 2007).

Dans une logique d'utiliser cette base de données pour le suivi de la restauration au pont des Aygadons (stratégie MBACI), il est nécessaire de distinguer les sites altérés (fort endiguement) des sites non altérés (non endigués ; *Figure 61*). Cette dernière catégorie présente deux cas : 1) les sites non altérés mais naturellement contraints (fort encaissement et faible espace de mobilité) ; 2) les sites non altérés et ouverts (espace de mobilité important).

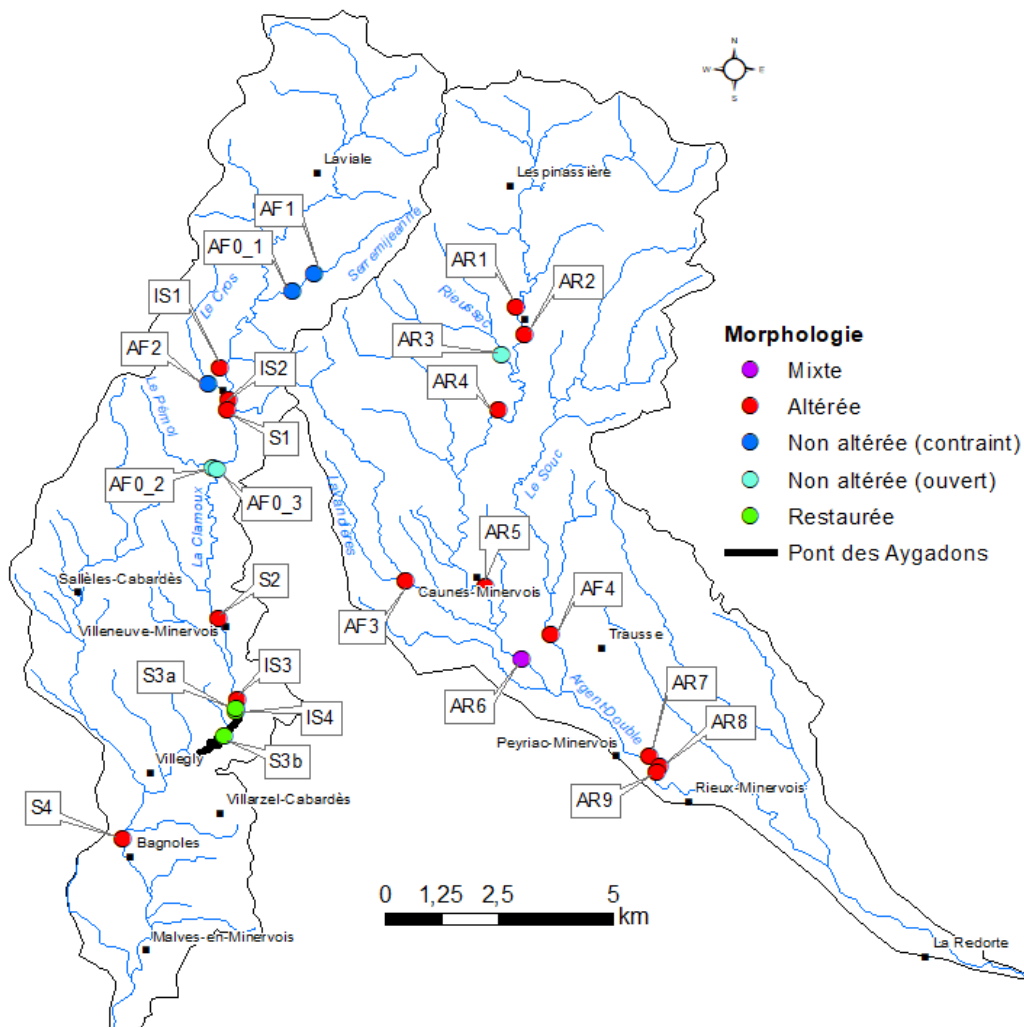


Figure 61 : Distinction des différents contextes de suivi entre les sites altérés et non altérés de la Clamoux et de l'Argent Double

Le site AR6 sur l'Argent Double correspond à l'ancienne décharge de Trausse. Il est catégorisé en mixte car ce site est à la fois bien plus ouvert que les autres mais il demeure contraint par des endiguements en rive droite et l'ancienne décharge en rive gauche. Les remblais de la décharge ont été déblayés récemment, ce qui a optimisé l'espace de mobilité de la rivière. Cependant, la limite des déblais est marquée par des enrochements.

VII.3.1.3 Méthode de suivi

Le dispositif de détection est composé 1) d'une antenne de détection, 2) d'une unité de contrôle et de lecture (Reader) et 3) d'un afficheur déporté relié à une batterie 12 V (Figure 62). L'antenne de détection se présente sous forme d'un cercle d'aluminium d'un diamètre de 50 cm, dégageant un champ magnétique sous l'aspect d'une sphère aplatie, dont la portée du signal de retour s'élève à 65 cm. Cette valeur varie en fonction de l'orientation des capsules ainsi que de l'environnement. Cependant, l'eau claire est supposée ne pas influencer les caractéristiques de détection. Enfin, l'afficheur (LCD) permet la visualisation des numéros des transpondeurs détectés. À chaque fois qu'un tag est détecté, un bip sonore est émis et l'on procède à l'enregistrement de la position du PIT tag à l'aide d'un GPS (précision < 5 m) ou à l'aide d'un télémètre laser qui permet de déporter le point d'origine du PIT tag le long de l'axe de la bande active (précision horizontale de ± 30 cm et verticale de ± 10 cm).

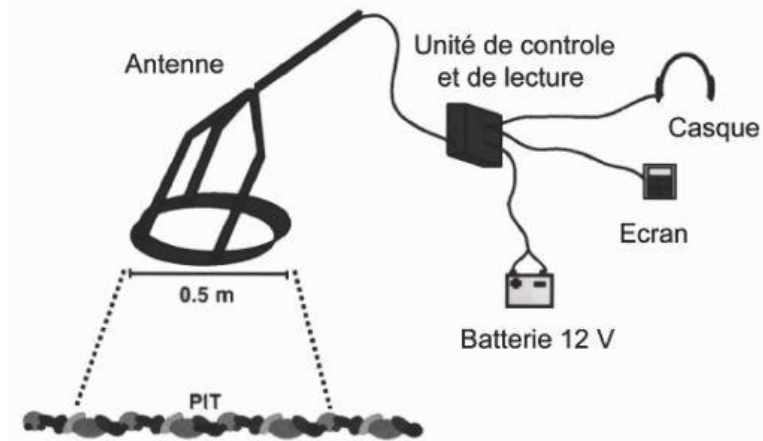


Figure 62 : Dispositif de détection des PIT tags passifs dans les cours d'eau (d'après Rollet, 2008)

La précision de la détection est inhérente au matériel et au temps disponible pour quadriller chaque tronçon. La détection est possible sous l'eau et dans la couche active mais les profondeurs sont assez restreintes (0,5 m max.). En présence d'eau dans les chenaux, l'antenne a systématiquement été immergée pour optimiser la détection.

La méthode de prospection est laborieuse et nécessite de quadriller le terrain. Des profils longitudinaux ou transversaux sont réalisés à une interdistance d'environ 3 à 4 m. Cette distance correspond globalement au diamètre de détection autour de l'opérateur le long d'un transect. En marchant à une allure lente et en réalisant un mouvement de balancier à 180°, la méthode de détection permet de couvrir la quasi intégralité de la surface autour du transect. La difficulté réside dans le strict maintien de cette méthode tout au long du tronçon suivi. En condition idéale (absence d'écoulement et section < 15 m), la vitesse moyenne de prospection est d'environ 1km/j.

VII.3.2 Les spécificités du RFID actif utilisé dans le Buëch et dans le Drac

VII.3.2.1 Paramétrage des tags

Le dispositif RFID actif est basé 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 (Figure 63A). Ils sont programmables grâce au logiciel ERW ELA Read Write (V4.4.8 ; Figure 64) par infrarouge (boîtier SCIEL PROG IR ; Figure 63B).

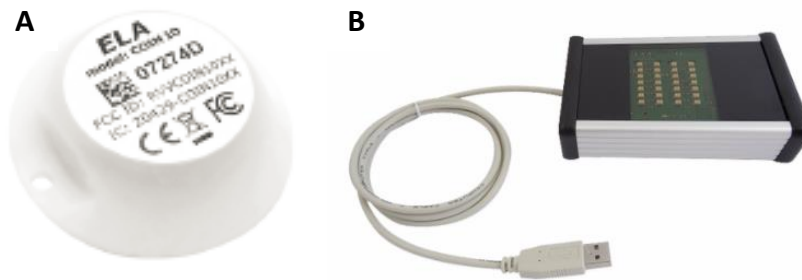


Figure 63 : Illustration d'un tag UHF et de son programmeur

A : Tag UHF CION ID. B : Programmeur infrarouge SCIEL PROG IR

Le logiciel ELA Read Write v4.0.4.1 (Beta) présente une interface de paramétrage pour les tags UHF. Les annotations incluent :

- Zone de saisie des paramètres :** Modification valeur checksum, Temps de récurrence en émission, Mise en marche du tag (Aimant : non utilisé, case toujours vide), Emission en alternance code ID en alarme batterie, Emission permanente code ID en alarme fraude, Longueur du code ID, Checksum 8 ou 16 bit (pas d'alarme en 8bit), Nombre émission spécifique, par défaut à 1.
- Paramètres après Lecture (champs grisés) :** Code ID lu en hexadécimal, Trame wiegand : code site + code ID en décimal, Trame Dat Clock : code en décimal.
- Formats pour contrôle d'accès :** Trame wiegand : code site + code ID en décimal, Trame Dat Clock : code en décimal.
- Indicateurs de progression des actions :** Etat: 9/12, Prog série: OFF ID: 000000h Pas: 1 Programmés: 0/1.
- Autres annotations :** Saisie code ID en hexadécimal, Ouverture / Fermeture Port COM, Bouton programmation Tag, Sortie étiquette sur imprimante Brother, Espace texte libre 100 caractères maxi, Bouton lecture paramètres, Bouton Recopie paramètres, Fenêtre status & Messages erreur, Status programmation Tag en série.

Figure 64 : Paramétrage des tags avec le logiciel ERW ELA

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) alors que ceux du Drac ont été paramétrés à 2,2 s (durée de vie d'environ 3 ans). Un cycle d'émission élevé est censé optimiser la détection ultérieure.

VII.3.2.2 La création des galets artificiels et leur représentativité

Une fois paramétrés, il faut insérer les tags UHF dans un galet. Il est impossible d'utiliser des galets naturels pour cette opération car les tags utilisés sont trop volumineux. La solution proposée par Cassel *et al.* (2016, 2017) est de créer des galets artificiels (GA ; Figure 65). Ces derniers sont moulés sur des galets naturels (GN) dont les caractéristiques sont rappelées dans les tableaux

suivants. Plusieurs matériaux sont utilisés pour la confection des GA (résine polyuréthane, sulfate de Baryte et du Corindon) dont la technique de mélange et la répartition ne sont pas divulguées.

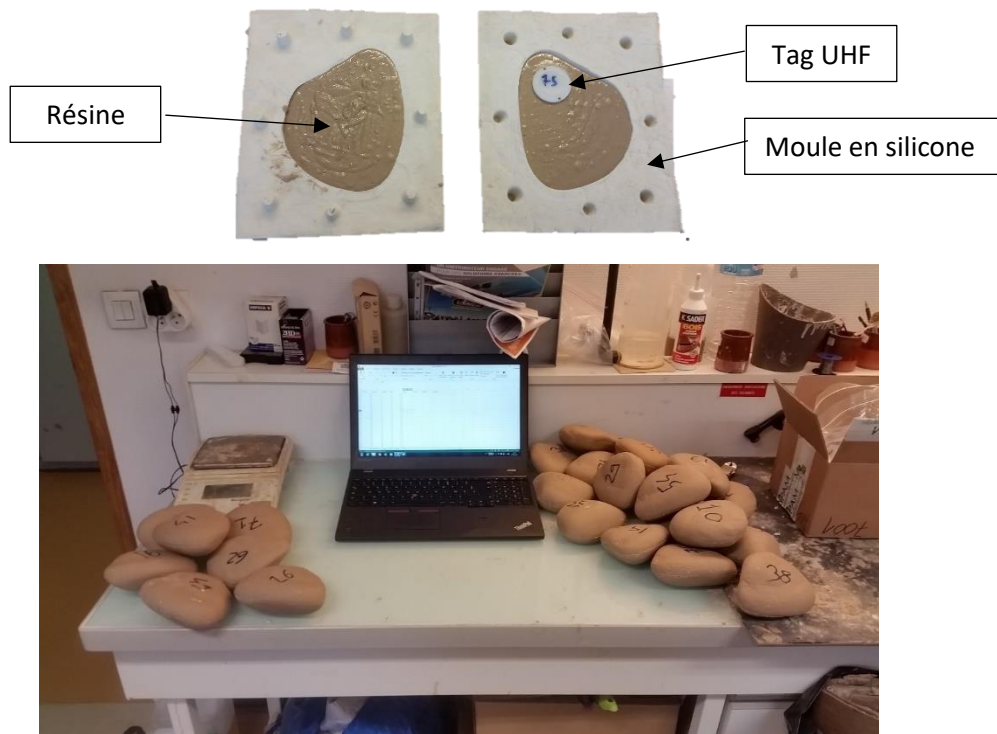








Figure 65 : Moulage d'un galet artificiel équipé d'un tag UHF







Sur le Drac, le moulage a été réalisé en collaboration avec l'ENS de Lyon (laboratoire EVS) et encadré par Mathieu Cassel. Nous disposons de six moules en silicone répartis en quatre classes granulométriques (Tableau 19). Ces moules ont été fabriqués sur la base de galets prélevés dans le Rhône. Au total, 100 GA équirépartis selon les différentes classes granulométriques ont été moulés.

Tableau 19 : Les galets artificiels du Drac

Granulométrie (en mm)	[32-45]	[45-64]		[64-90]		[90-128]
Forme	1	2	3	4	5	6
Photo						
Axe A (en mm)	45,5	74	63	84	90,5	135
Axe B (en mm)	44,5	47	59,5	68	72,5	109
Axe C (en mm)	29	35,5	28	41	39,5	58
Poids (en g)	77,6	178,8	151,3	356,4	383	1134,4
Volume (en cm ³)	29,1	68,5	57,2	132,6	145,4	428,3
Densité	2,67	2,61	2,65	2,69	2,63	2,65
Ratio d'élongation	0,978	0,635	0,944	0,810	0,801	0,807
Ratio d'aplatissement	0,652	0,755	0,471	0,603	0,545	0,532
Quantité	25	12	13	12	13	25

Sur le Buëch, le moulage a été réalisé par GEOPEKA et s'est déroulé en deux temps. Dans un premier temps, une série de GA ($n = 148$) a été produite pour le suivi de la continuité sédimentaire au niveau du barrage de Saint-Sauveur (commande EDF) puis dans un second temps, pour le suivi des remblais suite à la finalisation de la réinjection en octobre 2018 ($n = 80$). La première série a bénéficié de six moules en silicone, répartis en trois classes granulométriques (Tableau 20). Pour la deuxième série, un moule supplémentaire a été réalisé afin de représenter la classe supérieure (90-128 mm).

Tableau 20 : Les galets artificiels du Buëch (d'après GEOPEKA, 2017)

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	75,5	85	94,5	94	105	114
Axe B (en mm)	38,5	44	51	61	72	87	102
Axe C (en mm)	37	40	49,5	48	62	59	78
Poids (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	195	288,1	412,1
Densité	2,69	2,69	2,67	2,69	2,63	2,66	2,6
Série 1	10	33	35	35	17	18	-
Série 2	10	10	10	10	10	10	20

La question de la représentativité entre ces moules et les caractéristiques de la charge de fond des sites suivis est soulevée. Afin d'évaluer cette représentativité, une étude comparative de la granulométrie, du ratio poids/taille et des formes (Classification de Zingg, 1935) est effectuée entre les caractéristiques des GA et les caractéristiques des GN des sites de suivi. Les données utilisées pour cette analyse sont issues des données granulométriques (cf. VI.2), correspondant aux sites d'injection des traceurs.

Dans tous les cas, l'intervalle représentatif de la granulométrie est limité par 1) le diamètre du traceur qui restreint le moulage à des cailloux > 32 mm et 2) la taille des moules disponible qui limite le moulage à des particules < 128 mm. Au-delà de 128 mm, la technique de moulage devient incertaine et la logistique (quantité de résine) est trop lourde. Cette représentativité granulométrique constitue une première limite à la reproduction fidèle de la charge de fond. Néanmoins, cet intervalle granulométrique permet de représenter 89 % de l'étendue granulométrique de surface pour le Drac contre 66 % pour la série 1 du Buëch et 85 % pour la série 2 du Buëch.

Aucune mesure densimétrique n'a été réalisée sur le terrain, ce qui n'offre pas la possibilité de comparer la densité des moules avec la densité naturelle. Cependant, chaque particule a été pesée, ce qui permet de discuter la relation poids/taille entre les GA et les GN. Cette relation est mise en avant par une fonction puissance dont l'ajustement au modèle statistique s'éloigne à mesure que les particules sont plus grandes et lourdes (Figure 66). Sur l'intervalle 32-128 mm, les modèles statistiques des GA et des GN sont très proches, ce qui confirme une bonne représentativité des GA. Par extension, ces observations nous permettent d'établir que la densité des GA est conforme à la densité des GN.

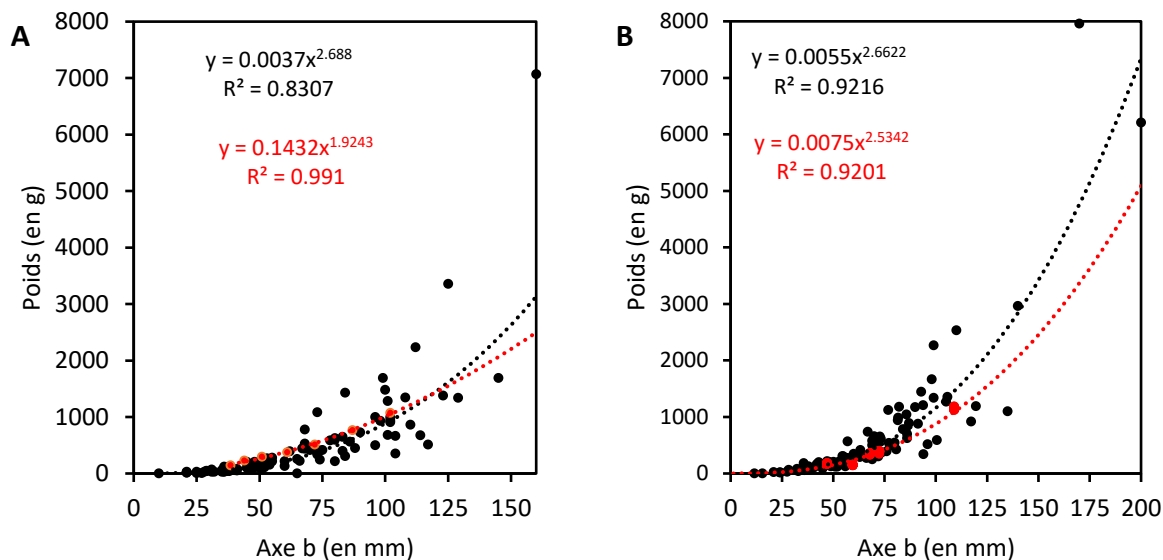


Figure 66 : Comparaison des relations entre la granulométrie et la masse des galets naturels et des galets artificiels du Buëch et du Drac

A : Le Buëch. B : Le Drac. Les points rouges illustrent les galets artificiels alors que les points noirs représentent les galets naturels échantillonnés sur le terrain.

Il n'était pas prévu de créer des moules spécifiques aux galets du Drac ou de multiplier les formes sur le Buëch pour des raisons logistiques. Ceci constitue un frein à la représentativité des GA par rapport à la diversité des formes des GN. Les diagrammes de Zingg (Frydrych, 2016) illustrent bien cette limite de représentativité des formes (Figure 67). Sur ces diagrammes, les ratios b/a et c/b illustrent l'allongement et l'aplatissement des particules. Dans le cas du Buëch, les moules ne permettent pas de représenter les formes peu allongées/plates (*disc*) ainsi que les formes plates/allongées (*blade*) tandis que sur le Drac, les moules ignorent les formes rondes/peu allongées (*sphere*) et les formes plates/allongées (*blade*). Ainsi, les moules utilisés ne rendent compte que de 33 % et de 55 % de la diversité des formes des galets échantillonnés respectivement sur le Buëch et sur le Drac.

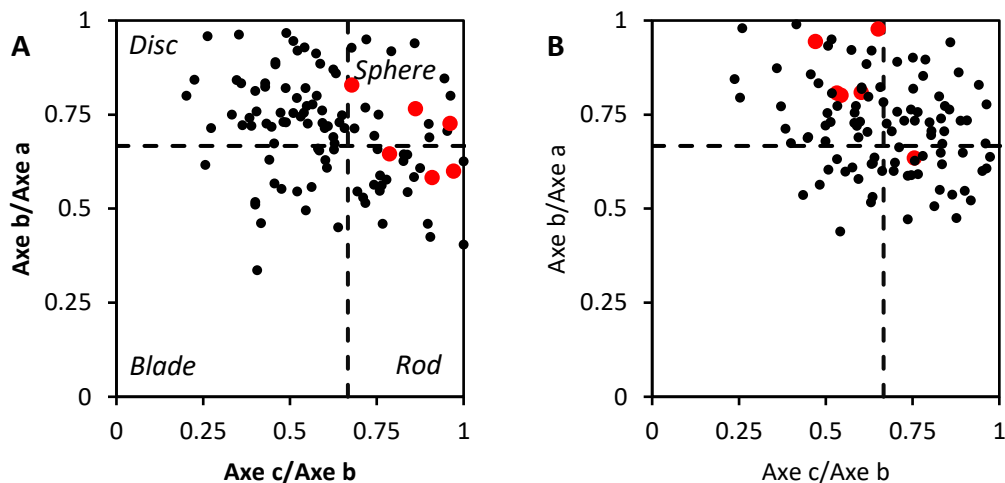


Figure 67 : Comparaison des formes de galets naturels et artificiels du Buëch et du Drac selon la classification de Zingg (1935)

A : Le Buëch. B : Le Drac. Les points noirs représentent les particules échantillonnées sur le terrain et les points rouges représentent les moules utilisés. Les pointillés noirs illustrent la limite des classes de formes selon la classification de Zingg ($c/b = 2/3$ et $b/a = 2/3$)

On retiendra que les caractéristiques des galets artificiels ne rendent pas compte de l'intégralité de la charge de fond des sites suivis. La représentativité des formes est le critère le moins bien représenté. Cependant, la représentativité des caractéristiques fondamentales de taille et de poids est respectée.

La répartition des traceurs sur le terrain répond à des enjeux spécifiques de suivi. Les stratégies mises en place sont détaillées dans la synthèse des résultats de chaque site. Les choix d'injection sont propres à chaque site (localisation, disposition et répartition). À l'instar du traçage par RFID passif où l'on peut multiplier le nombre de traceurs, le coût des tags UHF limite leur quantité. Ceci pose des questions stratégiques quant à la répartition des effectifs de traceurs par classe granulométrique (distribution granulométrique des traceurs).

VII.3.2.3 Détection des galets artificiels

Sur le terrain, 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 (Figure 68). 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. La conversion entre ces deux unités est donnée par la relation suivante :

$$RSSI_{dBm} = -0,616 * RSSI_{décimal} + 14,72 \text{ (Cassel et al., 2017)} \quad (9)$$

Le RSSI est inversement proportionnel à la puissance en décibel (dBm). Plus le RSSI 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 1) la qualité du GPS utilisé (2 à 5 m), 2) du paramétrage du tag (cycle d'émission), 3) de la méthode de prospection et 4) de la magnitude de l'événement morphogène considéré.



Figure 68 : Dispositif de détection utilisé dans le cadre de la thèse
(photo : M. Cassel)

D'après Cassel *et al.* (2017), le cycle d'émission joue peu sur la précision si l'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 m à 20 m (la précision augmente suivant le nombre de fois qu'un tag est détecté). Fantino *et al.* (2018) et Cassel *et al.* (2019) ont standardisé les méthodes de prospection. Ces auteurs décrivent six méthodes de prospection qui sont détaillées dans le tableau suivant.

Tableau 21 : Méthodes de prospection standardisées pour le traçage sédimentaire dans les rivières

Méthode de prospection	Description
RM (Reference Method)	Profils longitudinaux espacés de 5 m Antenne : parallèle et à 0,8 m du sol
QM (Quick method)	Profils longitudinaux dans les chenaux principaux Orientation et hauteur de l'antenne aléatoires
ACM (AirCraft Method)	Antenne embarquée sur un drone avec des profils en travers espacés de 10 m et à 8 m du sol.
BM (Bank Method)	Profil longitudinal de chaque berge Antenne : perpendiculaire et à 0,8 m du sol
MCM (Mid-Channel Method)	Profil longitudinal dans l'axe de la bande active Une antenne orientée vers la rive droite et une seconde orientée vers la rive gauche (perpendiculaire et à 0,8 m du sol)
MCM+BM	Combinaison des deux méthodes précédentes

Ces mêmes auteurs ont proposé un indicateur de performance (*SnS*, *Survey normalized Score*) :

$$SnS = \frac{10}{(tP/A)/tx} \quad (10)$$

avec t le temps de prospection exprimé en heures et multiplié par le nombre d'opérateurs, P la précision (en m), A la surface du site (en ha), tx le taux de retour (en %).

Sur le Buëch, la prospection a été effectuée selon la méthode QM (GEOPEKA, 2018) tandis que sur le Drac, notre démarche de prospection consiste en une méthode composite centrée sur l'utilisation d'une seule antenne et d'un nombre minimal d'opérateurs. En effet, nous avons adopté dans les secteurs peu larges un seul profil longitudinal en direction oblique, de berge en berge (équivalent à la méthode QM), alors que dans les secteurs larges en tresses, une série de profils en long, espacés de 25-30 m, ont été réalisés (Figure 69). De plus, à chaque fois qu'un tag a été détecté, la prospection a été affinée afin d'optimiser le RSSI au maximum. Chaque prospection a été menée avec un ou deux opérateurs. L'antenne était quasi perpendiculaire au sol et orientée droit devant l'opérateur. Au niveau de l'aire d'injection, la prospection s'est davantage rapprochée de la méthode *RM* afin de capter les déplacements sur la partie exondée de la bande active.



Figure 69 : Illustration des différentes méthodes de prospection en fonction de la largeur de la bande active du Drac

À chaque seconde, un point GPS est enregistré et permet de reconstituer la trace de prospection. Notez la modification de la trace entre le secteur étroit à droite et le secteur large à gauche.

VII.4 Les bilans sédimentaires

Historiquement, le budget sédimentaire (*sediment budget*) a été défini par Rapp (1960) et exploité ensuite par Trimble (1983). Il consiste à identifier les sources, les puits et les flux de sédiments présents à l'intérieur des divers compartiments d'un bassin-versant (Slaymaker, 2003). Cette notion permet de mieux comprendre les interactions et les liens qui existent entre les zones de production, de mobilisation et transport et de piégeage des sédiments. L'établissement d'un budget sédimentaire nécessite de mesurer la quantité de matériaux fournis et redistribués par les processus géomorphologiques agissant dans le bassin (dynamiques de versants, ruissellement, incision linéaire, érosion de berges, etc.). Le budget sédimentaire permet ainsi d'évaluer le volume de sédiments qui reste piégé – pendant parfois des périodes très longues, plusieurs décennies à plusieurs siècles – à l'intérieur du bassin et celui qui est évacué à l'exutoire et donc, indirectement, d'estimer la capacité de réponse du bassin à un événement ou une contrainte externe susceptible de (re)mettre en mouvement les sédiments. La proportion entre ce qui est piégé et ce qui est évacué correspond au taux de fourniture sédimentaire (*sediment delivery ratio*), taux qui en général diminue avec l'augmentation de la taille du bassin, où les capacités de stockage de sédiments augmentent considérablement. D'autres paramètres contribuent à diversifier les flux sédimentaires et leur budget à l'intérieur des bassins, notamment l'énergie du relief et l'impact des activités anthropiques. Par conséquent, le budget sédimentaire permet de comprendre ce qui se passe à l'intérieur d'un bassin-versant sur le temps long.

Cette notion s'oppose à la notion de bilan sédimentaire (*sediment balance*) dans laquelle il s'agit de quantifier la résultante de l'action de l'érosion localement (érosion/transport/sédimentation), évaluée à la sortie du bassin-versant (ou du tronçon fluvial), en considérant le bassin-versant comme une boîte noire (aucune quantification des zones sources).

Cette distinction est aujourd'hui de moins en moins utilisée et la communauté scientifique de géomorphologie fluviale tend à s'accorder sur le fait que dès lors que l'équation du bilan de masse est mise en œuvre :

$$I = \Delta S + O \text{ (Reid et Dunne, 2003)} \quad (11)$$

avec I les apports sédimentaires depuis l'amont, ΔS l'évolution du stock sédimentaire au sein du tronçon d'étude et O les sorties sédimentaires, le terme de budget sédimentaire peut être utilisé. Notre démarche s'inscrivant dans la mise en œuvre de l'équation de masse uniquement à l'échelle du tronçon et non à l'intégralité du bassin-versant, ainsi que sur un pas de temps court, nous utiliserons le terme de bilan sédimentaire afin de marquer la différence d'échelle spatio-temporelle entre les deux notions.

Les DoD permettent d'évaluer ΔS mais ne permettent pas d'estimer les flux entrants ou sortants. Ces flux peuvent être mesurés directement sur le terrain à l'aide d'outils de mesures spécifiques (USGS, 1964 ; Liu *et al.*, 2008). Cependant, ce type de mesures demande une logistique lourde et des calibrages importants notamment dans le cas de l'utilisation de capteurs acoustiques ou sismiques (Burtin *et al.*, 2016). Ces difficultés sont contournées par l'utilisation des calculs de transport solide (VIII.1) ou par l'approche « *virtual velocity* » (Haschenburger et Church, 1998 ; Liébault et Laronne, 2008 ; Mao *et al.*, 2016 ; Brenna *et al.*, 2019), qui consiste à évaluer le transport solide grâce aux distances de déplacement de la charge de fond selon la formule :

$$V_{tag} = d_b * W_b * L_b * (1 - \rho) \quad (12)$$

avec V_{tag} le volume de charge de fond (en m^3), d_b l'épaisseur de la couche active (VIII.2), W_b la largeur active (VII.1), L_b la distance moyenne de déplacement de la charge de fond (VII.3) et ρ la porosité du lit déterminée à partir de la méthode de Liébault et Laronne (2008) :

$$\rho = \frac{\left(\frac{m_{exc}}{\rho_s} - V_{tot}\right)}{V_{tot}} \quad (13)$$

avec ρ_s la densité volumique des sédiments (en kg/dm^3), V_{tot} le volume total (en dm^3) et m_{exc} la masse des sédiments excavés (en kg).

Le tronçon dans lequel ΔS est calculé est découpé en sous tronçons afin d'évaluer le bilan sédimentaire cumulé. Ce calcul consiste à sommer le bilan sédimentaire de chaque sous tronçon afin de rendre compte de la variabilité longitudinale des érosions et des dépôts.

VII.5 Caractériser l'évolution des habitats

Dans le cadre d'une opération de restauration, il est intéressant de comprendre les liens entre les évolutions morphologiques, l'évolution des biotopes (habitats) et l'évolution des biocénoses. Les données acquises ou recueillies dans le cadre de nos suivis permettent de traiter cette question à l'échelle du tronçon pour les habitats et à l'échelle de la station pour les biocénoses (section suivante).

Un habitat peut être défini comme un milieu géographique dont les caractéristiques physiques offrent les conditions nécessaires à la vie et au développement d'une espèce animale ou végétale. Les ajustements morphologiques contrôlent l'évolution du biotope qui contrôle en retour le développement des biocénoses. Cette relation est complexe du fait de logiques spatio-temporelles propres à chaque hydrosystème, compliquant ainsi le suivi des trajectoires d'évolution. Cela étant dit, il est admis qu'une altération du biotope a des conséquences qui peuvent se caractériser par 1) une décroissance des populations piscicoles, 2) des changements dans les espèces dominantes, 3) l'intrusion de populations monopolistiques et 4) l'arrivée de nouvelles espèces et de nouveaux types de communautés (Klingeman *et al.*, 1998).

Les données relatives à l'évolution des habitats sont catégorisées dans notre méthodologie comme des données mixtes (à cheval sur le type de données hydromorphologiques et le type de données hydrobiologiques). Les outils permettant d'appréhender l'évolution des habitats peuvent être séparés en trois catégories (Geist et Hawkins, 2016 ; Lamouroux *et al.*, 2017, 2018) :

- les outils basés sur des descripteurs hydrologiques (*Ecohydrological methods*) ;
- les outils basés sur des descripteurs hydrauliques (*Hydraulic-habitat tools*) ;

- les outils basés sur la diversité des unités hydromorphologiques de la bande fluviale (macro-habitat ou méso-habitat).

Dans nos cas d'étude, la restauration ne concerne pas le débit des cours d'eau, qui peut être considéré comme stable dans le cadre temporel des suivis entrepris. Ceci exclu de fait les outils de type *Ecohydrological methods*. Les outils de type « descripteurs hydrauliques » sont basés sur l'idée que les paramètres hydrauliques (par exemple la profondeur d'eau, la vitesse et la largeur) sont les caractéristiques fondamentales de l'habitat physique (micro-habitat) et déterminent les peuplements piscicoles ainsi que les peuplements benthiques. Ce type d'outil assemble généralement un modèle hydraulique et un modèle de préférence des espèces et/ou stades de vie et/ou groupes d'espèces relatifs aux micro-habitats (Perry *et al.*, 2018). Les suivis opérés dans le cadre de cette thèse n'ont pas vocation à créer ce type de modèles. La compréhension de l'évolution des habitats passe par une approche davantage hydromorphologique : celle du macro-habitat. La notion de macro-habitat peut se définir comme les différentes unités hydromorphologiques de la plaine alluviale (chenal principal, chenaux secondaires, chenaux phréatiques, marres ; Arscott *et al.*, 2002). En se basant sur les travaux de Belletti *et al.* (2013) ainsi que sur les travaux de Dufour (2005), qui définissent des méthodes de caractérisation, nous proposons une typologie des macro-habitats simplifiée. Cette dernière s'attache à distinguer les grandes unités hydromorphologiques de la bande fluviale à partir de la digitalisation des photographies aériennes :

- l'habitat terrestre est caractérisé par l'extension des surfaces végétalisées avec ou sans précision sur la physionomie des peuplements et par l'extension des surfaces d'alluvions avec ou sans distinction sur la texture des sédiments ;
- l'habitat aquatique est défini par l'extension des surfaces en eau.

Chaque site d'étude bénéficie d'une caractérisation de l'évolution des habitats basée sur cette typologie simplifiée (Tableau 22). Des indicateurs spécifiques aux différents suivis sont dérivés de cette typologie et couplés aux données topo-bathymétriques afin de préciser, le cas échéant, les caractéristiques des habitats.

Tableau 22 : Cadre spatio-temporel des secteurs étudiés pour la caractérisation des habitats dans les rivières étudiées

Site	Date des photographies aériennes utilisées	Type	Tronçon	Longueur (en km)	Surface (en ha)
Clamoux au pont des Aygadons	1999/2003 2008/2012	Restauré	-	1,7	12,7
Argent Double à Caunes Minervois	2016/2017/2018	Référence	-	1,3	8,6
Le Buëch entre Montrond et Eyguians	2015/2016/2017/2018	Zone de réinjection	HUM1	0,5	5,5
		Zone cible	HUM2	2	30,8
		Référence altérée	HUM3	5,6	101,5
Le Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur	2015/2016/2018	Restauré	R3*	3,6	48,2
Le Drac à Chabottes	2015	Référence	R5	1,4	22,2

*Ce tronçon n'est pas étudié dans son intégralité afin de choisir une zone dépourvue de pont avec un tressage actif.

Les données sur la variabilité spatio-temporelle de la température de l'eau, acquises par Marteau et Piégay (2018) lors de vols en ULM équipés d'une caméra thermique, sur le Drac et sur le Buëch, ne sont pas intégrées dans la détermination des macro-habitats car le cadre temporel de ces données ne correspond pas à celui des données utilisées dans notre protocole. Cependant, les ortho-thermographies produites sont analysées et intégrées à nos interprétations.

VIII. Les approches stationnelles

Notre approche stationnelle est composée de données acquises sur le terrain par suivi photographique et de données recueillies auprès des réseaux de surveillance de la qualité des eaux. Le suivi photographique est utilisé pour suivre en continu l'évolution spatio-temporelle des habitats tandis que les données de qualité des eaux sont employées comme proxy des ajustements écologiques. Ce niveau d'échelle est aussi celui de la mesure des flux sédimentaires. On distingue les données issues des calculs de transport solide et les données provenant de suivis de la couche active.

VIII.1 Les calculs de transport solide

À défaut de pouvoir mesurer de façon instantanée les flux solides sur les différents sites, une estimation des volumes charriés est proposée grâce aux calculs de transport solide. Il existe une multitude de formules centrées sur l'excès de débit par rapport au débit critique ou sur l'excès de contraintes tractrices par rapport aux contraintes tractrices critiques ou encore sur l'excès de puissance par rapport à la puissance critique (IRSTEA, 2010). Il s'avère que chaque formule de transport solide est très performante dans ses conditions expérimentales (en *flume* ; Figure 70A). Ces performances sont globalement limitées à des conditions hydrauliques restreintes :

- des pentes inférieures à 1 % ;
- des $D_{50} < 20$ mm ;
- un transport assuré par des contraintes supérieures à deux fois la contrainte critique de mise en mouvement des sédiments.

Or, dans nos cas d'études, ces contraintes ne sont pas respectées ce qui limite l'utilisation des formules classiques. La stratégie de calcul du transport solide s'est tournée sur l'utilisation de la formule de Recking (Recking, 2010) qui, à l'instar des formules classiques, permet de mieux représenter les mesures instantanées de transport solide en condition naturelle (Figure 70B). De plus, les conditions d'application sont beaucoup plus souples que celles des formules classiques en termes de gamme de pente (entre 0,02 % et 0,08 %) et de granulométrie (D_{84} compris entre 0,9 mm et 558 mm).

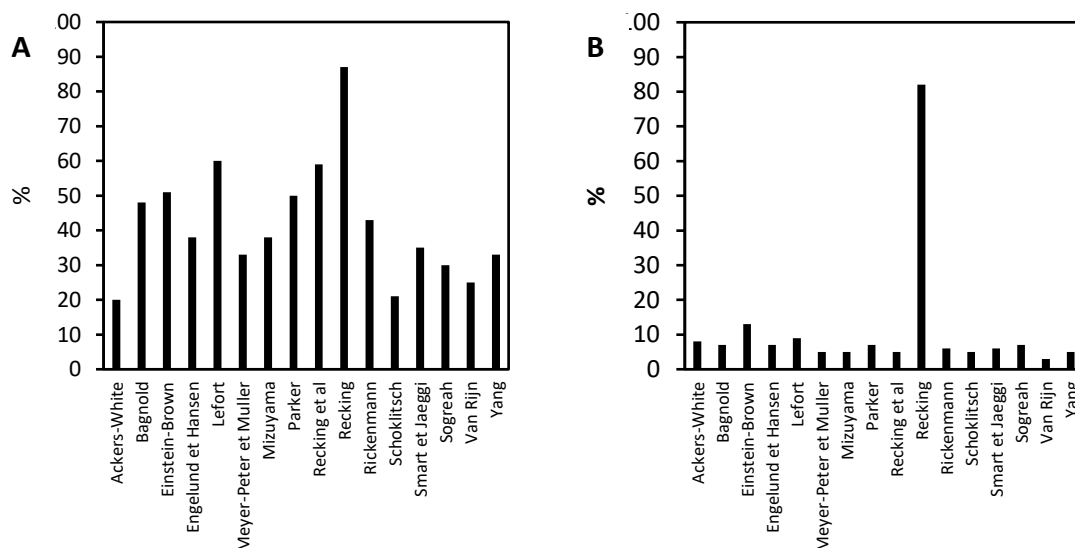


Figure 70 : Comparaison des scores obtenus par les formules de transport solide testées en conditions expérimentales et par les données de terrain (d'après IRSTEA, 2010)

A : Comparaison des scores obtenus en conditions expérimentales ; B : Scores obtenus en conditions naturelles sur des données de terrain. Le score est obtenu par le ratio $r = [\text{Débit solide calculé}] / [\text{Débit solide mesuré}]$ compris dans l'intervalle donné ($0,1 < r < 10$). Par exemple, un score de 40 % affiché pour l'intervalle $[0,1-10]$ signifie que 40 % des prédictions sont correctes à plus ou moins un ordre de grandeur.

Ces avantages justifient son utilisation sur nos sites d'étude. Cette formule est donnée sous sa forme adimensionnelle selon deux équations qui ont pour but d'optimiser la représentation du transport solide selon les conditions de mobilité. La première correspond à des conditions de transport partielles et a été calibrée sur des données de terrain tandis que la seconde répond à une mobilité totale et a été calibrée en *flume* :

$$\Phi = \begin{cases} 0,0005 \left(\frac{D_{84}}{D_{50}}\right)^{-18\sqrt{S}} \left(\frac{\tau_{84}^*}{\tau_{c84}^*}\right)^{6,5} & \text{si } \tau_{84}^* < \tau_m^* \text{ (Figure 71A)} \\ 14\tau_{84}^{*5/2} & \text{si } \tau_{84}^* > \tau_m^* \text{ (Figure 71B)} \end{cases} \quad (14)$$

avec :

$$\Phi = \frac{q_s}{\rho_s \sqrt{g(s-1)} D_{50}^3} \text{ (taux de transport adimensionnel ; Einstein, 1950)}$$

q_s = taux de transport par unité de largeur (en g/m/s)

$$\tau_{c84}^* = (1,32S + 0,037) \left(\frac{D_{84}}{D_{50}}\right)^{-0,93}$$

$$\tau_m^* = 12,53 \left(\frac{D_{84}}{D_{50}}\right)^{4,4\sqrt{S}} \tau_{c84}^{*1,6}$$

$$\tau_{84}^* = \frac{RS}{(s-1)D_{84}}$$

R = rayon hydraulique

S = pente

s = densité relative ($s = \frac{\rho_s}{\rho}$).

τ_m^* correspond à l'intersection des deux équations de Recking (2010) et donne la transition entre la mobilité partielle et la mobilité totale. Afin de simplifier l'utilisation de cette formule, Recking (2013) propose de fusionner ces deux modèles grâce à une technique d'ajustement logarithmique (Guo 2002 ; Figure 71C). L'équation qui en résulte est donnée par :

$$q_s = \rho_s \sqrt{g(s-1)} D_{84}^3 14\tau_{84}^{*2,5} / \left[1 + \left(\frac{\tau_m^*}{\tau_{84}^*}\right)^4\right] \quad (15)$$

Pour les rivières à charge graveleuse, Recking (2013) précise que τ_m^* peut être approximé par la formule :

$$\tau_m^* = (5S + 0,06) \left(\frac{D_{84}}{D_{50}}\right)^{4,4\sqrt{S}-1,5} \quad (16)$$

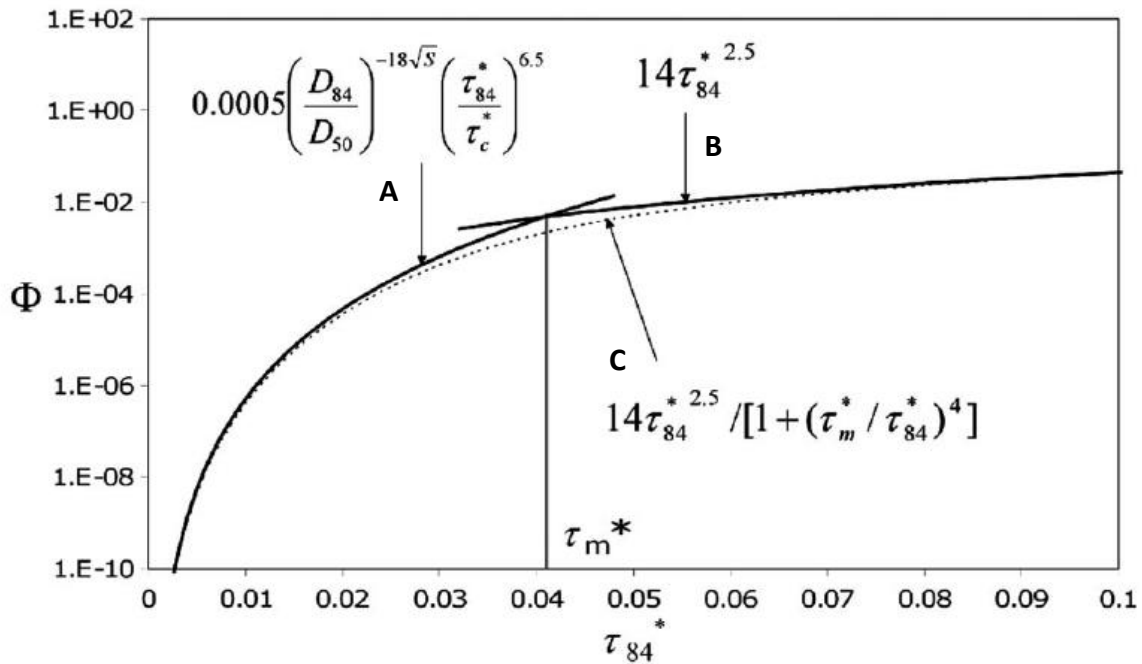


Figure 71 : Ajustement logarithmique des modèles de Recking 2010 (d'après Recking, 2013)

A : Partie du modèle calibrée sur des expériences de terrain ; B : Partie du modèle basée sur une calibration en flume ; C : Ajustement logarithmique des deux modèles.

Le paramètre de Shields tient une place importante dans cette formule et nécessite de connaître R . Ce paramètre est évalué grâce à la formule suivante, qui simplifie la géométrie de la section hydraulique à une section trapézoïdale :

$$R = dW / (2d + W) \quad (17)$$

avec d la hauteur d'eau moyenne (en m) dans la section et W la largeur de la section hydraulique (en m). Si d n'est pas connu, Rickenmann et Recking (2011) ont proposé de l'estimer à partir du débit unitaire et d'une équation de résistance à l'écoulement.

L'application de ces formules nécessite des données de terrain qui ont été acquises au gré de missions spécifiques. De manière générale, chaque site bénéficiant d'un calcul du charriage est caractérisé par un profil en travers, un profil en long, une identification des hauteurs d'eau maximales pour un événement hydrologique donné (expertise des laisses de crue ou utilisation des images *time lapse*) et une granulométrie de surface (Wolman, 1954).

Ces données de terrain permettent de calculer la contrainte tractrice critique adimensionnelle (paramètre de Shields critique ; τ_c^*). Ce paramètre a fait l'objet de nombreuses études. Historiquement, il a d'abord été fixé à une certaine valeur pour une taille caractéristique de sédiment donné puis récemment, il a été modélisé en fonction de la pente des cours d'eau. Cependant, cette relation est très variable selon les auteurs. Recking (2016) et Wilcock *et al.* (2009) recommandent d'ajuster la relation entre la pente et τ_c^* par des mesures de charriage directement sur le terrain. Ceci n'étant pas prévu dans notre protocole de suivi, la détermination de τ_c^* s'est appuyée sur l'utilisation d'un modèle statistique construit sur un large échantillon de données de terrain, combinant des morphologies et des granulométries variées (D_{50} compris entre 1,3 mm et 105 mm) et une gamme de pente allant de 0,07 % à 4,8 % (Recking, 2009 ; Figure 72).

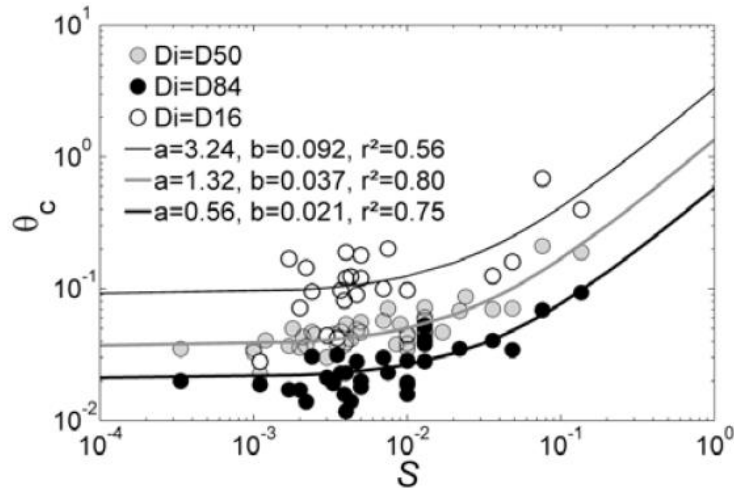


Figure 72 : Modélisation τ_c^* en fonction de la pente (d'après Recking, 2009)

Ce modèle met en évidence que la relation entre la pente et τ_c^* peut être approchée par une fonction linéaire du type $\tau_c^* = aS + b$. Pour le D_{84} , cette relation s'écrit :

$$\tau_{c84}^* = 0,56S + 0,021 \quad (18)$$

Le ratio τ_{84}^*/τ_{c84}^* est utilisé pour caractériser l'intensité du charriage. En effet, selon Recking *et al.* (2008, 2009), ce ratio permet de différencier trois phases de processus de transport bien distinctes :

- phase 1 ($\tau_{84}^*/\tau_{c84}^* < 1$) : D_{84} est immobile mais les particules plus fines à la surface du lit sont potentiellement déstabilisées ;
- phase 2 ($1 < \tau_{84}^*/\tau_{c84}^* < 2$) : à partir du moment où le D_{84} est transporté, toutes les particules à la surface du lit peuvent être déstabilisées ou partiellement mobilisées ;
- phase 3 ($2 < \tau_{84}^*/\tau_{c84}^*$) : la couche de pavage est détruite et l'ensemble de la fraction granulométrique peut être mobilisée.

La formule de Recking (version agrégée ; Recking, 2013) est intégrée dans les différents hydrogrammes disponibles afin de quantifier les flux solides à l'échelle événementielle, annuelle voire interannuelle.

VIII.2 La couche active et les colonnes d'érosion RFID UHF

La couche active des cours d'eau est une notion à double sens. Selon Church et Haschenburger (2017), la couche active se décline en deux concepts bien différents : le concept de « *dynamical active layer* » et le concept de « *event active layer* ». Le premier concept est une vision plutôt partagée par les hydrauliciens lorsque l'on s'attache à modéliser le transport solide. Il s'agit alors de la couche d'échange continu de particules entre le lit, sa surface proche et la couche charriée. Le deuxième concept est une vision plutôt partagée par les géomorphologues et se réfère à la couche de sédiments érodée ou déposée lors d'un événement morphogène. Ces deux concepts sont repris par Ashmore *et al.*, (2018) mais ces derniers considèrent que le concept de « *event active layer* » peut être caractérisé en fonction du type de cours d'eau. Ainsi, pour les cours d'eau à forte énergie et à forte érosion latérale, comme les rivières torrentielles et les rivières en tresses, le concept de « *morphological active layer* » est introduit (Leduc *et al.*, 2015). Cette couche se réfère au volume de sédiments remobilisé par le cours d'eau pendant un intervalle de temps donné. Nous inscrivons notre réflexion dans ce concept.

Classiquement, le suivi de la couche active se fait par l'introduction de chaînes d'érosion dans le matelas alluvial des cours d'eau (Leopold *et al.*, 1966). C'est un outil qui permet de connaître la hauteur totale des dépôts et des érosions post-crue (Carling, 1987 ; Laronne *et al.*, 1994). Ce type de dispositif est économique, dispose d'une longue durée de vie et ne nécessite pas la présence d'un opérateur pendant la crue. Ce sont pour ces raisons que les chaînes d'érosion ont été utilisées dans de nombreuses études scientifiques géomorphologiques mais aussi écologiques (Hassan,

1990 ; Lisle, 1991 ; Nawa et Frissel, 1993 ; Haschenburger, 1999 ; Powell *et al.*, 2005 ; Rodrigues *et al.*, 2005 ; Rollet, 2007 ; Liébault et Clément, 2007 ; Liébault et Laronne, 2008 ; Chapuis *et al.*, 2015).

Cependant, si la durée de vie des chaînes est longue, ces dernières nécessitent des efforts importants pour les retrouver et les replacer. Ces contraintes sont renforcées dans les lits des rivières torrentielles, caractérisés par une charge graveleuse et une forte remobilisation verticale du lit pendant les crues. Ceci explique pourquoi de tels dispositifs sont moins utilisés en contexte torrentiel.

Plusieurs innovations récentes ont permis d'améliorer la chaîne classique. Ainsi Gendaszeck *et al.* (2012) proposent des chaînes équipées d'accéléromètres appelées « *Accelerometers Scour Monitors* » (ASMs). Ce dispositif permet d'enregistrer les cycles d'érosion et de dépôts durant une saison hydrologique complète, grâce à un data logger, mais il ne supprime pas les efforts nécessaires pour retrouver les chaînes, même si des PIT tags peuvent y être intégrés (Olinde *et al.*, 2015). De plus, la précision des ASMs est relative par rapport à la précision des chaînes classiques. Berger *et al.* (2010) ont introduit les « *resistance chain* », composés de capteurs de résistance. Ce dispositif permet d'enregistrer en temps réel l'érosion maximale du lit mais ne peut servir pour d'autres événements et n'enregistrent pas les dépôts. Papanicolaou *et al.* (2010 et 2014) ont initié l'utilisation de la technologie RFID pour le suivi de la couche active. Ces auteurs ont adapté les chaînes classiques en y fixant des tags passifs (133 KHz). C'est la modification du RSSI lors de l'érosion (changement d'orientation du tag le long de la chaîne) qui permet de suivre les processus d'érosion. Ce dispositif demeure encombrant et nécessite une antenne fixe (pile de pont) ainsi qu'une source d'énergie continue, ce qui limite son utilisation dans un environnement naturel. Les innovations récentes dans le traçage sédimentaires (Piégay *et al.*, 2016 ; Cassel *et al.*, 2017) ont ouvert la voie à l'utilisation de la technologie RFID UHF pour le suivi de la couche active.

VIII.2.1 Les colonnes d'érosion RFID UHF

C'est avec la technologie RFID UHF qu'un nouveau dispositif de suivi de la couche active a été développé : la « colonne d'érosion RFID UHF ». Ce dispositif est testé par l'IRSTEA sur le Vénéon, au plan du Lac, depuis le 17/05/2016 (IRSTEA 2016) et a été installé sur le Drac le 31/01/2017 et sur le Buëch le 20/04/2017. Cette innovation a été décrite pour la première fois lors de *River Flow 2018* (Brousse *et al.*, 2018).

Les données du Vénéon sont en dehors des objectifs de suivi de la restauration. Cependant, afin de construire un retour d'expérience sur ce nouveau dispositif, ces données sont conservées et mises en valeur. Elles constituent la plus longue série d'observations de l'évolution de la couche active avec ce dispositif et pourraient être utilisées comme données témoins dans un contexte non altéré.

Le principe général de la colonne d'érosion RFID UHF consiste à remplacer les chaînes métalliques traditionnelles par une colonne de tags actifs. Cette nouvelle méthode de quantification de la couche active (d_b) se déroule en trois étapes principales :

- préparation des équipements (programmation des tags et conception du système de forage) ;
- déploiement sur site (forage avec un marteau-piqueur, insertion des tags et levé topographique ;
- suivi de la colonne d'érosion RFID (détection des tags UHF et suivi topographique).

Les tags utilisés sont les tags RFID UHF actif (433,92 MHz ; COIN ID) de ELA Innovation ©, distribués par CIPAM ©. Les dimensions du tag sont de 36 mm de diamètre et 10 mm d'épaisseur. Ils pèsent 11 g et peuvent être immergés dans l'eau (norme IP68). La périodicité des émissions a été fixée à 4,3 s afin de maximiser la durée de vie des tags (> 5 ans).

Un marteau piqueur thermique a été utilisé pour enfoncer un tube métallique dans les alluvions. Les accessoires de percussion comprennent une pointe de frappe, une bague de frappe, une pointe perdue et un tube en acier (d'un diamètre de 5 cm et d'une longueur adaptée à la profondeur d'enfouissement choisie ; Figure 73). Une fois que les tags RFID ont été insérés dans la colonne, le tube en acier est retiré du lit à l'aide d'un dispositif d'extraction. Contrairement aux chaînes

conventionnelles, les colonnes d'érosion RFID n'ont pas d'ancre ni de lien entre les tags. De petits morceaux de bois sont utilisés pour créer des intervalles réguliers entre chaque tag.

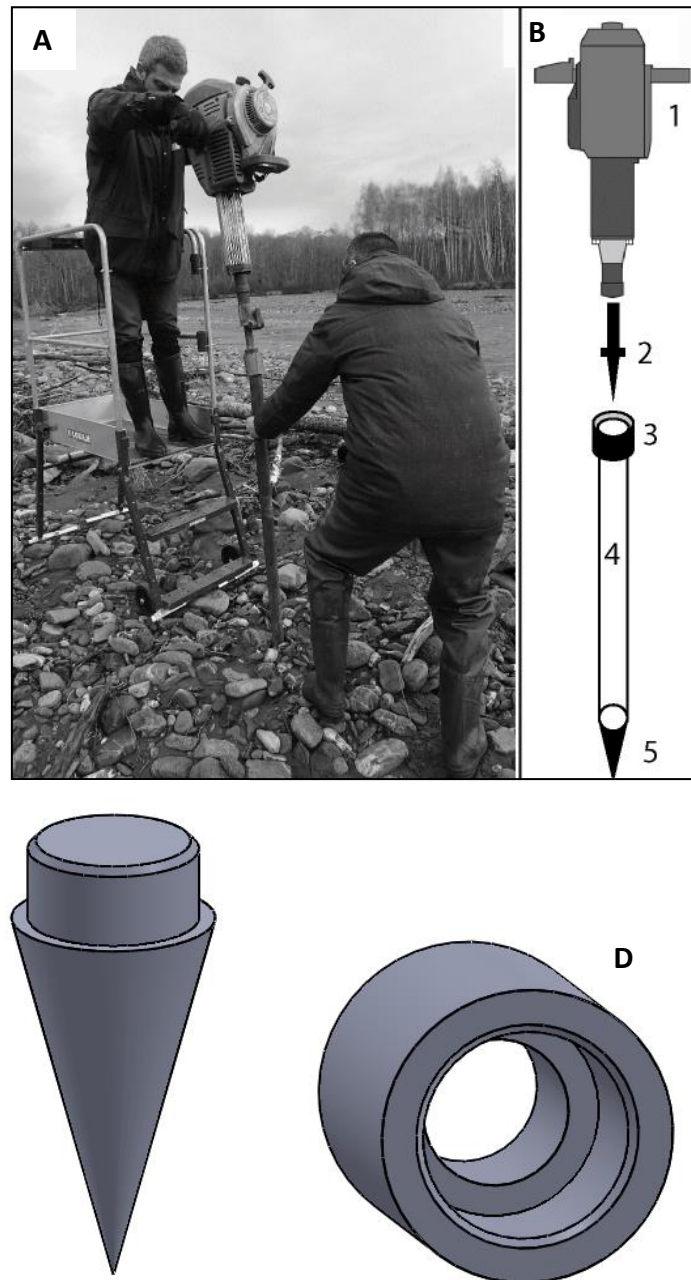


Figure 73 : Déploiement d'une colonne d'érosion RFID sur le Drac (photo : F. Laval)

A : Enfouissement du tube par percussion. B : Caractéristiques du système d'enfouissement. 1 : marteau piqueur ; 2 : Pointe de percussion modifiée ; 3 : Bague de percussion ; 4 : Tube en acier ; 5 : Pointe perdue. C : Représentation 3D de la pointe perdue. D : Représentation 3D de la bague de frappe.

Il faut généralement moins de 20 min pour déployer une colonne RFID de 1 m de profondeur dans le matelas alluvial. La pointe perdue peut briser des galets mais elle permet surtout de faciliter le passage entre les particules les plus grossières. L'extraction du tube est réalisée grâce à un tire-fort manuel placé dans l'alignement d'un trépied. Une extraction en douceur permet aux sédiments de recouvrir progressivement les tags RFID sans perturber la structure du lit. Chaque tag dispose d'un identifiant spécifique qui est rattaché à une profondeur (P).

VIII.2.2 Suivi des colonnes

L'équipement nécessaire au suivi des colonnes RFID est composé d'un lecteur (SCIEL READER R) connecté à une antenne de détection (SLENDER III). Ces deux éléments sont reliés à une station de travail équipée du logiciel ELOG.exe qui permet de visualiser et d'enregistrer la détection des tags RFID. Ce dispositif est complété par un GPS RTK qui permet de localiser chaque colonne et de relever un profil en travers pour chaque mission de suivi. La détection des tags RFID n'excède pas 5 min par colonne et les prospections topographiques sont réalisées en 20 min pour un profil en travers < 110 m de large.

Après chaque événement morphogène, le suivi permet de déterminer quels tags sont restés en place et quels sont ceux qui ont disparu (Figure 74). La faible densité des tags permet d'écarter un éventuel dépôt autour de la colonne en cas d'affouillement. Cette information permet de connaître la profondeur maximale d'érosion au droit des colonnes (E , en m) selon la formule :

$$E = |P| \quad (19)$$

avec P profondeur du tag détecté au sommet de la colonne RFID (en m). Le suivi topographique permet ensuite de connaître l'épaisseur maximale de dépôt (F) selon la formule :

$$F = E - (Z_0 - Z_1) \quad (20)$$

avec Z_0 l'altitude initiale (en m) et Z_1 la nouvelle altitude (en m) à $t+1$. Finalement, l'évolution verticale (Δ_H , en m) est donnée par la formule :

$$\Delta_H = -E + F \quad (21)$$

La couche active (d_b , en m) est quant à elle calculée selon la formule :

$$d_b = E + F \quad (22)$$

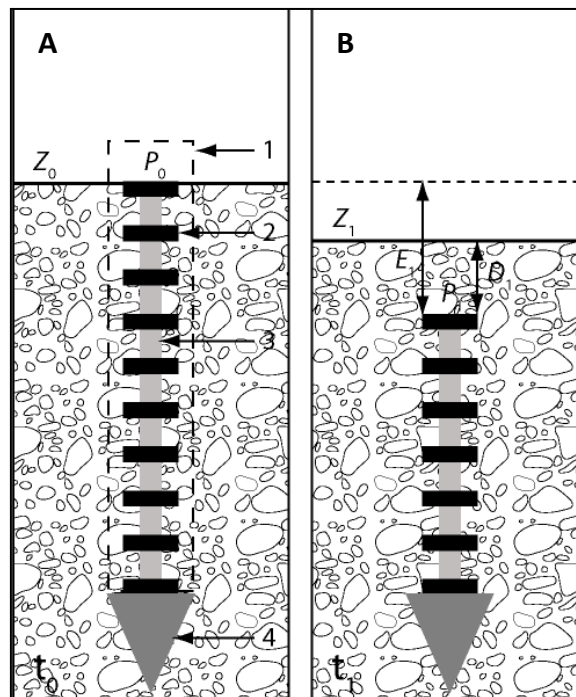


Figure 74 : Détermination de la couche active à partir de la colonne d'érosion

A : État initial. 1 : Tube en acier enfouit ; 2 : Tag RFID UHF ; 3 : morceau de bois ; 4 : Pointe perdue.
B : Premier suivi. Z = altitude de la bande active ; E = Profondeur maximale d'érosion ; P = profondeur du tag le moins profond ; F = Hauteur maximale de dépôt.

Les marges d'erreur de ces calculs sont liées d'une part à l'intervalle qui sépare chaque tag au sein de la colonne (σ_E ; *scour error*) et d'autre part à la précision du GPS RTK (σ_F ; *fill error*) qui mesure l'altitude au droit de chaque colonne. La marge d'erreur est calculée selon la formule suivante :

$$RMSE = (\sigma_E^2 + \sigma_F^2)^{0,5} \quad (23)$$

VIII.3 Suivi en continu des habitats à l'échelle de la station

En complément du suivi des habitats à l'échelle du tronçon, une étude similaire est portée à une échelle plus fine, celle de l'unité hydromorphologique, grâce au suivi photographique (*time lapse*). L'utilisation de pièges photographiques (CAM) est une technique d'imagerie *in situ* (image de terrain) de plus en plus utilisée dans le suivi environnemental (Carbonneau et Piégay, 2012). Cette technique présente de nombreux avantages : 1) facilité de mise en place, 2) faible coût, 3) angle de vue oblique (le même que celui d'un opérateur), 4) haute résolution spatiale (courte portée), 5) haute fréquence temporelle et 6) continuité du suivi.

Dans un premier temps, le Drac et le Buëch ont bénéficié de cette technique avec pour objectif initial de caractériser de manière qualitative l'évolution spatio-temporelle de la bande active des sites restaurés. Dans un second temps, les données acquises ont permis de tester la méthode de détection et de quantification semi-automatique des changements au sein de la scène, mise au point par Benacchio (2017).

Tous les pièges photographiques sont identiques (modèles STC-G42NG de la marque Stealth Cam). Ce sont des appareils *low cost* qui ont été choisis pour leur prix attractif et leur robustesse dans des environnements difficiles. Leurs principales caractéristiques sont listées ci-dessous :

- format 16/9 ;
- réglage et enregistrement de l'heure, la date, la température, des coordonnées GPS ;
- fonction vidéo HD sur une durée variant de 5" à 180" ;
- flash infrarouge composé de 42 diodes LED d'une portée de 30 m ;
- fonction de détecteur de mouvement programmable (1 à 9 prises de vue par déclenchement) ;
- temps de latence entre les prises de vue compris entre 5" et 1h ;
- stockage interne sur carte SD ;
- alimentation par pile (8 piles type AA) ;
- sortie jack pour alimentation externe 12 V ;
- port USB ;
- dimensions : hauteur = 12,7 cm ; largeur = 10,2 cm ; profondeur = 5,1 cm ;
- angle de vue vertical de 24° ;
- angle de vue horizontal de 48°.

Le paramétrage des caméras est réalisé de façon à obtenir un cliché par heure entre 9 h et 18 h. Ce mode de fonctionnement n'est pas prédéfini dans les appareils. Il est nécessaire de passer par le mode personnalisé. Le Tableau 23 récapitule les paramètres des pièges photographiques. Ce paramétrage est identique pour tous les appareils.

Après chaque mission de maintenance, les clichés sont téléversés sur un espace de stockage et la mémoire des cartes SD est réinitialisée. Chaque séquence de clichés récoltée est ensuite assemblée pour créer un film. Les montages vidéo sont réalisés grâce au logiciel VirtualDub 10.1.4.

Le dispositif est composé de 7 CAM (5 sur le Drac et 2 sur le Buëch, Tableau 24). Les CAM ont été installées en juillet 2016 sur le Drac (excepté une en août 2017) et en avril 2017 sur le Buëch. L'installation des pièges photographiques a systématiquement été faite sur des points hauts (tronc d'arbre, pile de pont) en prenant soin de choisir des supports relativement fixes afin d'éviter les modifications d'angle de vue (phénomène de lacet, roulis et tangage). La description des différentes scènes et des méthodes de quantification semi-automatiques sont présentées (Annexe 5 ; Annexe 6 ; Annexe 7).

Tableau 23 : Paramétrage des pièges photographiques

Paramètres du mode personnalisé	Caractéristiques	Commentaires
Mode de prise de vue	Image par image (TL)	Mode séquentiel de déclenchement automatique préprogrammé « <i>time lapse</i> ». Dans ce mode, l'appareil capture un certain nombre de photos en rafale avec un certain pas de temps entre chaque rafale sur une certaine tranche horaire de la journée, même si aucune activité n'est déclenchée dans le champ de l'appareil.
Résolution (PHOTO RES)	10 MP	Ce réglage permet de sélectionner la résolution en Mégapixels de chaque cliché.
Retard IR passif (PIR DELAY)	59'59''	Ce réglage permet de sélectionner la période de temps pendant laquelle l'appareil reste inactif.
Retard journal (TL DELAY)	59'59''	Ce réglage permet de sélectionner la période de temps entre deux prises de vue automatiques du mode image par image.
Démarrage journal (TL START)	9 h 00	Ce réglage permet de régler l'heure de début d'activité.
Arrêt journal (TL STOP)	18 h 00	Ce réglage permet de régler l'heure de fin d'activité.

Tableau 24 : Caractéristiques du dispositif des pièges photographiques sur le Drac et le Buëch

Cours d'eau	CAM	X (RGF93)	Y (RGF93)	Mise en place
Drac	1	949042,4906	6399408,244	20/07/2016
	2	948533,929	6399469	
	3	945619,914	6400264,963	
	4	944828,629	6401039,723	
	5	945118,432	6400458,17	14/08/2017
Buëch	6	917631,37	6369973,94	19/04/2017
	7	918273,9	6368730,55	

VIII.3.1 Choix d'implantation sur le Drac

Sur le Drac, les 5 CAM ont pour objectif de 1) capturer l'évolution spatio-temporelle de la zone restaurée et 2) évaluer les vitesses de migrations des macro formes alluviales en amont du site restauré, qui représentent la fourniture sédimentaire à court terme. L'évolution du stock interne en aval de la plaine de Chabottes et la rapidité de migration des macro formes sont des données essentielles dans le cas du Drac car elles conditionnent, en partie, le rééquilibrage naturel de la rivière.

Les choix d'implantations résident dans la volonté de rendre compte de la diversité morphologique du secteur (Figure 75). La pente n'est pas un facteur discriminant car elle est relativement constante (entre 0,88 % et 1,04 % d'après le profil en long du Drac), excepté en amont du plan d'eau (rupture de pente locale liée aux travaux). Par contre, la largeur est un élément bien plus discriminant car elle s'échelonne de 34 m à 272 m, ce qui provoque une forte influence sur les processus d'ajustements morphologiques. Ceci étant dit, les choix d'implantation sont aussi motivés par les opportunités d'accueil (point de vue dégagé, co-visibilité réduite, facilité d'accès ...).

Les CAM 1 et 2 ont été placées à la sortie de la plaine de Chabottes afin de répondre à l'objectif n°2. Les CAM 3, 4 et 5 sont implantées pour répondre à l'objectif n°1. La CAM 3 est localisée dans un secteur relativement étroit. Ce site est propice à des ajustements morphologiques

(concentration des flux et augmentation des puissances spécifiques). La CAM 4 est située sur un secteur large composé d'une île et du cône de déjection du Torrent de Brutinel (le principal affluent de la zone restaurée). Ce site offre l'opportunité de comprendre le rôle de l'île et du cône de déjection sur les processus d'érosion et de dépôt. La CAM 5 permet de suivre l'évolution du secteur le plus large de la zone restaurée et le plus propice au retour de chenaux en tresses.

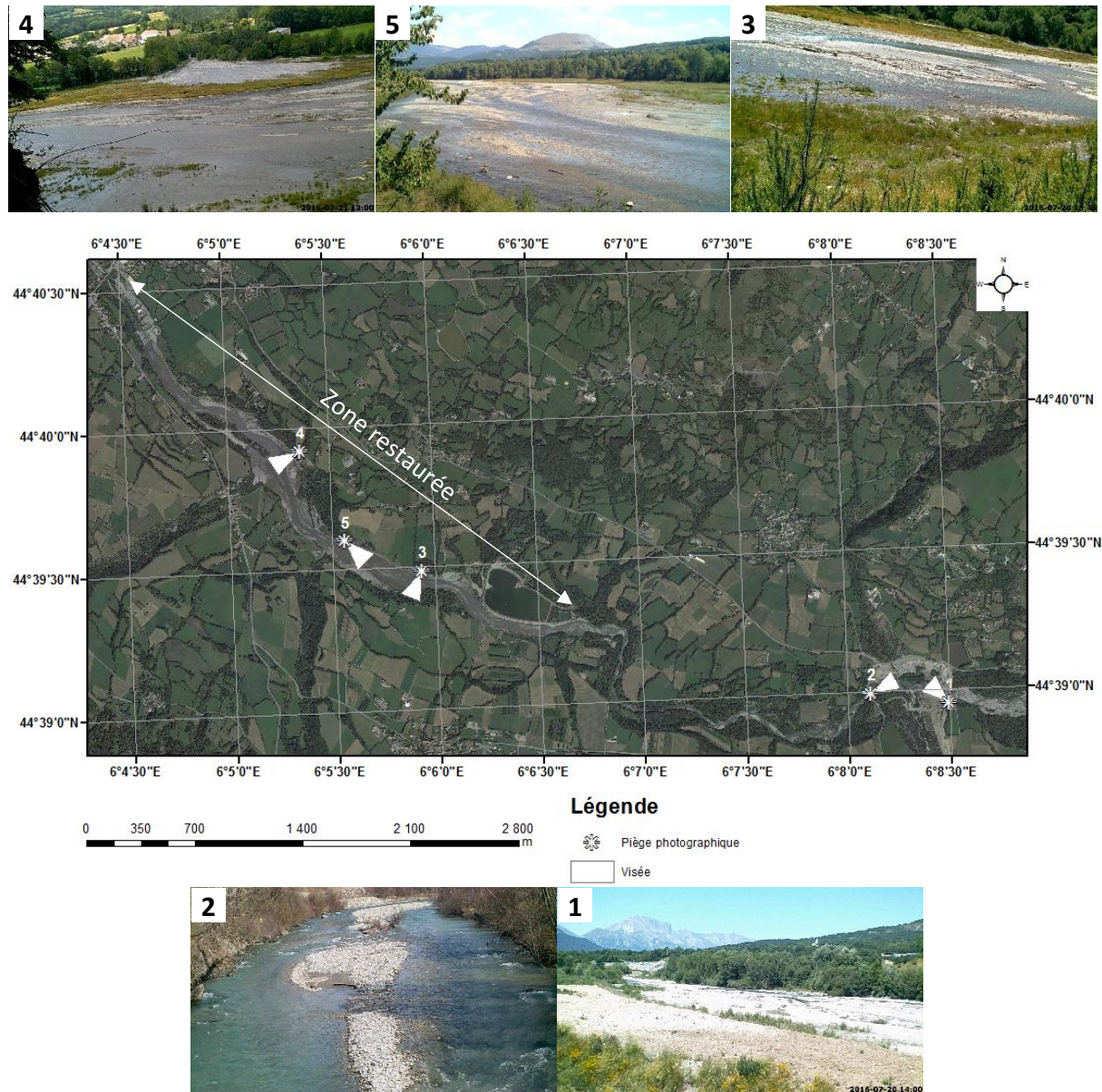


Figure 75 : Localisation et vue des pièges photographiques sur le Drac

1 : CAM 1, vue depuis la rive gauche du Drac, en aval de la plaine de Chabottes (ancien piège à galets (PK 97,7)) ; 2 : CAM 2, vue amont sur le Drac depuis le pont de Saint-Julien (PK 97,2) ; 3 : CAM 3, vue sur le Drac depuis la rive droite en aval du plan d'eau du Champsaur (PK 93,4) ; 4 : CAM 4, vue sur le Drac depuis la rive droite au niveau de l'escarpement du Tuve (PK 92,1) ; 5 : CAM 5, vue amont depuis la rive droite sur le secteur du plan d'eau du Drac (PK 92,9).

VIII.3.2 Choix d'implantation sur le Buëch

Pour le Buëch, les objectifs sont semblables à ceux du Drac à l'exception que le dispositif doit permettre aussi de caractériser l'érosion des remblais artificiels (Figure 76).

La CAM 6 a été implantée de manière à obtenir une vue sur les remblais du site de réinjection. Elle est fixée sur un tronc d'arbre en amont du site. La caméra vise les remblais artificiels résiduels après la crue de novembre 2016. C'est un site stratégique pour suivre dans le temps l'évolution des remblais. La CAM 7 est placée à environ 1600 m en aval du site de réinjection, au niveau de la confluence avec le Torrent de Channe. Ce secteur correspond au secteur le plus altéré en aval du barrage et est supposé correspondre à la zone où l'influence de la recharge sera la plus importante.

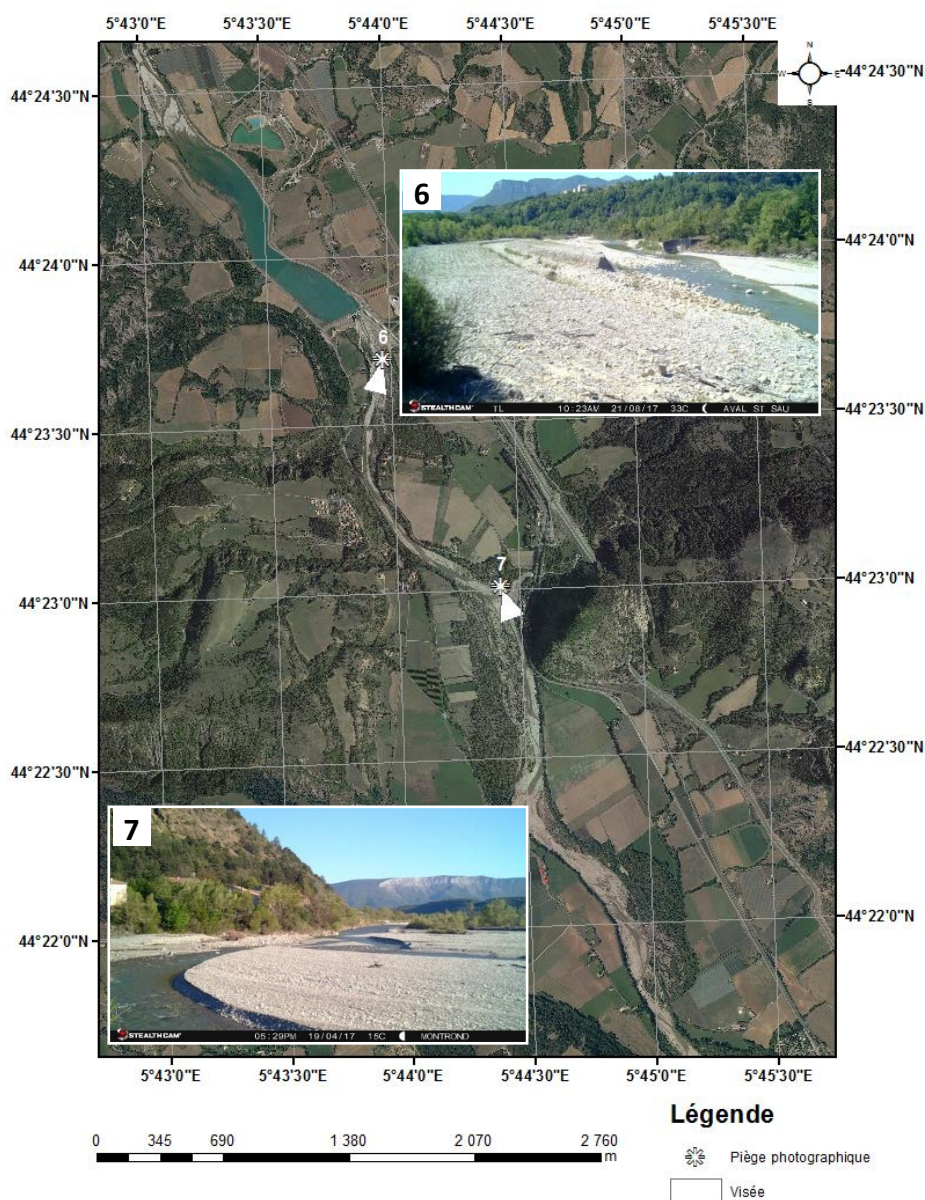


Figure 76 : Localisation et vue des pièges photographiques sur le Buëch

6 : CAM 6, vue sur les remblais du site de réinjection (PK 32,8) ; 7 : CAM 7, vue sur le Buëch au niveau de la confluence avec le torrent de Channe (PK 31,3).

VIII.4 Les réseaux de suivi de la qualité des eaux de surface

Dans le cadre de la DCE, un réseau de surveillance de l'état des masses d'eau a été mis en place. Ce réseau permet de caractériser un état écologique (physico-chimique et hydrobiologique) et un

état chimique. Les données sur l'état écologique sont regroupées au sein de la base de données NAIDE qui regroupe aussi les données acquises sur les stations CARHYCE (hydromorphologie) à l'échelle nationale. Cette base de données est complétée par des stations ponctuelles commanditées par les acteurs locaux pour des besoins spécifiques. Dans les deux cas, des chroniques temporelles relatives à la qualité des eaux de surface sont compilées. Ces chroniques constituent des proxies potentiels pour capter les trajectoires d'évolutions écologiques post-restauration.

Selon la DCE, les paramètres physico-chimiques sont des facteurs explicatifs des conditions biologiques. Ils sont généralement utilisés pour caractériser les pollutions des eaux de surface (MEEM, 2016). On distingue les paramètres relatifs au bilan oxygène (pollution d'origine organique), les paramètres relatifs aux déséquilibres trophiques (excès de nutriments) et les paramètres de température et de pH relatifs aux conditions de vie des espèces animales aquatiques. Si les travaux suivis dans le cadre de cette thèse n'ont pas vocation à réduire les pollutions, il est intéressant d'identifier si les travaux ont un effet sur ces paramètres structurants. De plus, il est nécessaire de connaître la tendance évolutive de ces paramètres afin d'interpréter l'évolution de la biocénose.

Les paramètres hydrobiologiques sont des bio-indicateurs de la qualité écologique des masses d'eau superficielles. Le réseau de surveillance permet de suivre dans le temps la flore aquatique (les macrophytes et le phytobenthos), la faune benthique invertébrée et l'ichtyofaune. Chacun de ces paramètres bénéficie d'un indice normalisé (MEEM, 2016) : Indice Biologique Macrophytique en rivière (IBMR), Indice Biologique Diatomées (IBD), Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) et Indice Poisson Rivière (IPR).

Les caractéristiques spatio-temporelles du réseau de surveillance de chaque bassin-versant étudié sont présentées dans les paragraphes suivants grâce à la lecture parallèle d'une carte et d'un tableau de synthèse. De plus, chaque station est qualifiée au regard de l'approche BACI (station altérée, station restaurée ou station référence).

VIII.4.1 Le réseau de suivi de la qualité des eaux de la Clamoux et de l'Argent Double

Le réseau de surveillance de la qualité de l'eau de la Clamoux et de l'Argent Double est composé de 20 stations dont une localisée en amont du site restauré du pont des Aygadons (Figure 77 ; Tableau 25). Cette station mesure uniquement la qualité physico-chimique de l'eau avant 2005. Sur le site analogue au pont des Aygadons (l'ancienne décharge en aval de Caunes-Minervois), aucune station n'est présente. Il n'existe donc pas de données post-restauration sur ce site d'étude. Hormis, les trois stations disposées en amont et en aval de Cabrespine qui peuvent être catégorisées comme des stations de référence non altérées, les autres stations sont classées comme des stations altérées au regard de l'endiguement du cours d'eau. Malgré d'importantes chroniques temporelles, les stations multi-paramètres sont localisées aux deux exutoires et ne sont pas utilisables pour le suivi de la restauration. En revanche, les données hydromorphologiques de la station CARHYCE sont employées pour compléter la caractérisation du contexte morphodynamique (VI).

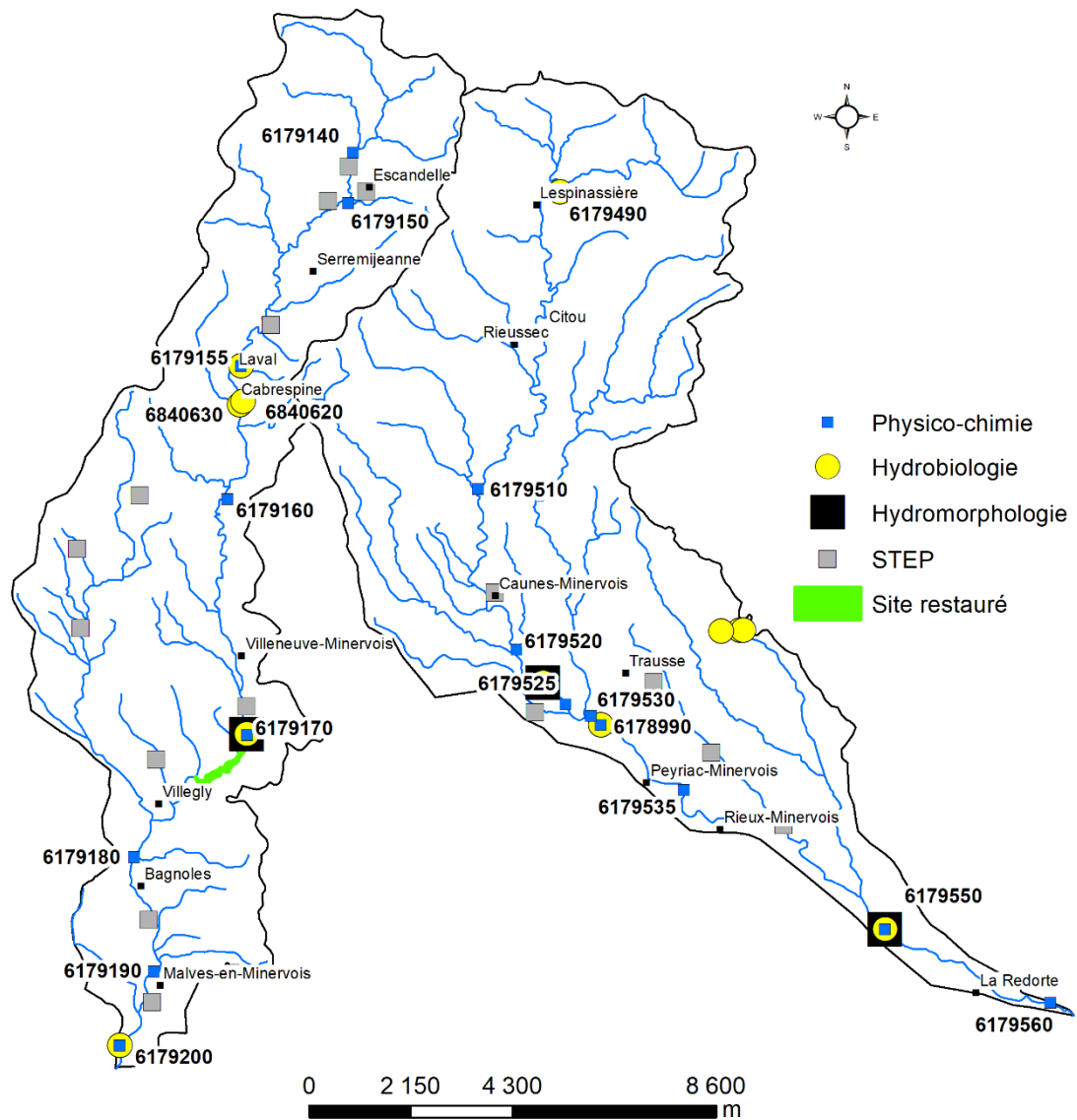


Figure 77 : Carte des stations de surveillance de la qualité de l'eau de la Clamoux et de l'Argent Double (données : Naiade)

Tableau 25 : Cadre temporel du réseau de surveillance de la qualité de l'eau de la Clamoux et de l'Argent Double (données : Naïade)

Station	Cours d'eau	Type de suivi	Paramètre	Type station	Nb suivi pré restauration	Nb suivi post restauration
6179140	Clamoux	PC	-	NA	2	0
6179150		PC	-	NA	2	0
6179155		PC	-	A	4	8
		HB	Diatomé		0	1
		HB	Invertébré		0	1
6840620		HB	Poisson	A	0	1
6840630		HB	Poisson	A	0	1
6179160		PC	-	NA	2	0
6179170		PC	-	R	2	0
6179180		PC	-	A	2	0
6179190		PC	-	A	2	0
6179200		PC	-	A	10	44
		HB	Diatomé		7	10
		HB	Invertébré		0	10
6179490		Argent Double	HB	Invertébré	A	10
	HB		Diatomé	3		1
	PC		-	4		8
6179525	PC		-	A	2	1
6179520	PC		-	A	3	0
6179510	PC		-	A	3	0
6179530	PC		-	A	3	0
6179535	PC		-	A	3	0
6178990	PC		-	A	0	5
	HB		Invertébré		3	1
6179540	PC		-	A	3	0
6179560	PC		-	A	7	4
6179550	HB		Poisson	A	0	5
	HM		-		0	1
	HB		Macrophyte		2	4
	HB	Invertébré	2		10	
	HB	Diatomé	2		10	
	PC	-	7		112	

HB = hydrobiologie ; PC = physico-chimie ; HM = hydromorphologie ; NA = non altérée ; A = altérée ; R = restaurée

Face à ces observations, ce réseau de surveillance ne peut pas être utilisé pour identifier des trajectoires d'évolutions écologiques post-restauration sur le site du pont des Aygadons.

VIII.4.2 Le réseau de suivi de la qualité des eaux du Buëch

Le secteur restauré du Buëch dispose de quatre stations de surveillance de la qualité de l'eau (Figure 78). Deux d'entre elles sont localisées en amont du barrage (stations non altérées au

regard de la continuité écologique). Les données hydromorphologiques de la station CARHYCE, située en amont de Serres, servent à compléter la caractérisation du contexte morphodynamique (VI) mais ne peuvent être utilisées pour le suivi de la restauration du fait de leur cadre temporel trop restreint. Les deux autres stations sont situées en aval du barrage de Saint-Sauveur et permettent une comparaison avant et après travaux sur l'ensemble des paramètres physico-chimiques et hydrobiologiques mais pas sur les paramètres hydromorphologiques. Le cadre temporel des suivis physico-chimiques est plus étendu que celui des paramètres hydrobiologiques, qui ne bénéficient pour le moment que d'un seul suivi post travaux (Tableau 26).

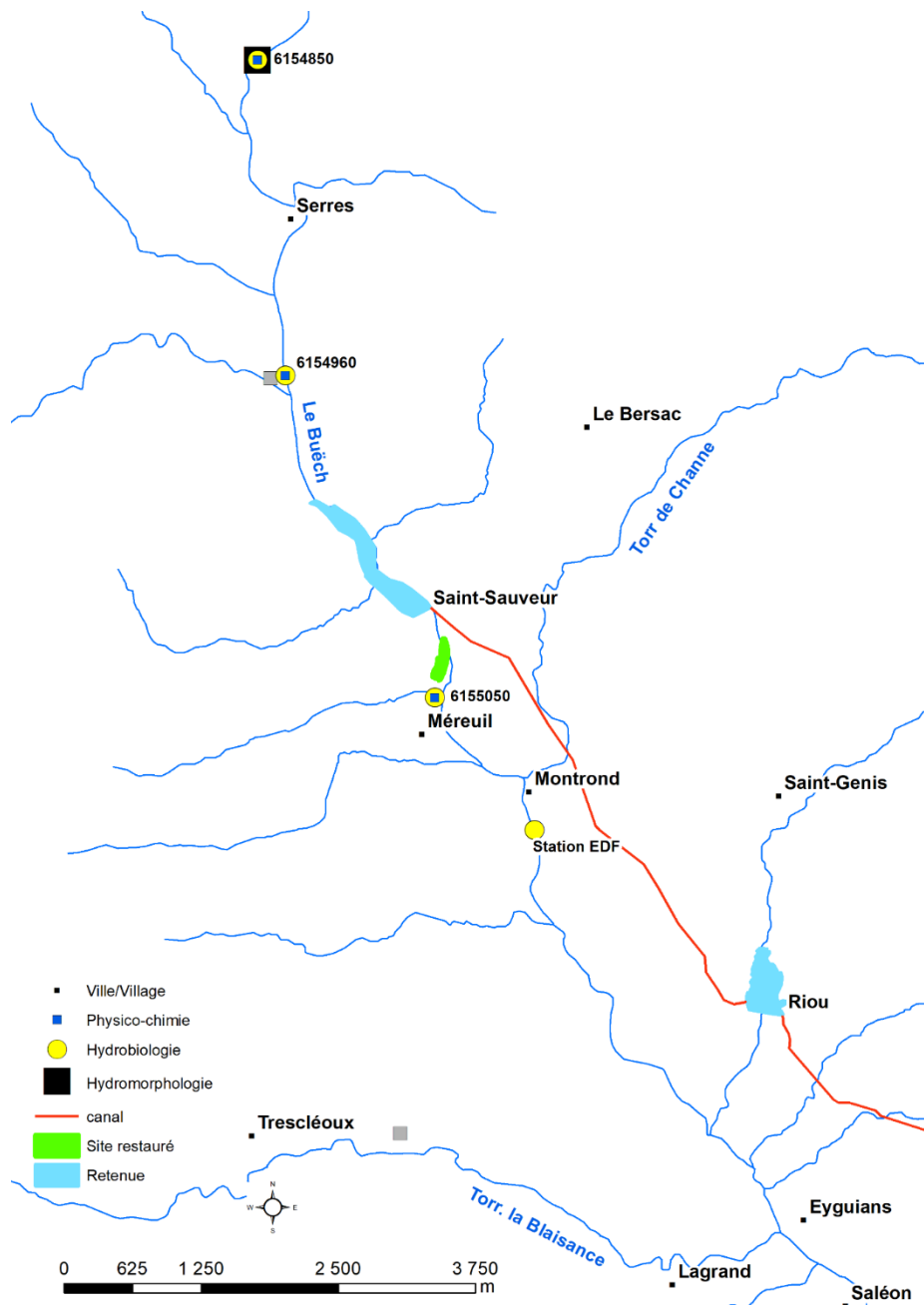


Figure 78 : Carte des stations de surveillance de la qualité de l'eau du Buëch (données : Naiade)

Tableau 26 : Cadre temporel du réseau de surveillance de la qualité de l'eau du Buëch (données : Naiade)

Station	Type de suivi	Paramètre	Type station	Nb suivi pré restauration	Nb suivi post restauration
6154850	HM	-	NA	1	0
	PC	-		106	12
	HB	Diatomée		1/an	1
		Invertébré		1/an	1
		Macrophyte		1/an	1
Poissons	5	0			
6154960	PC	-	NA	21	4
	HB	Invertébré		0	1
		Diatomée		0	1
6155050	PC	-	R	27	4
	HB	Invertébré		0	1
		Diatomée		0	1
Station EDF	HB	Invertébré	R	2	1
		Poissons		2	1

HB = hydrobiologie ; PC = physico-chimie ; HM = hydromorphologie ; NA = non altérée ; A = altérée ; R = restaurée

VIII.4.3 Le réseau de suivi de la qualité des eaux du Drac amont

Le secteur restauré du Drac amont bénéficie d'un important réseau de surveillance de la qualité des eaux superficielles. La localisation des stations (Figure 79) permet une approche BACI complète en distinguant les stations non altérées dans la plaine de Chabottes, les stations restaurées au niveau de Saint-Bonnet-en-Champsaur et les stations témoins des altérations morphologiques (incision et contraction) en aval jusqu'à Chauffayer. Chaque type de station bénéficie d'au moins un suivi multi-paramètres complet même si le cadre temporel des suivis post-travaux est restreint à un ou deux ans (Tableau 27). On notera l'absence d'inventaires piscicoles postérieurs aux travaux dans la plaine de Chabottes.

Plusieurs stations de traitements des eaux usées sont implantées le long du Drac. En période de forte activité touristique, ces dernières peuvent engendrer des perturbations sur la qualité physico-chimique de l'eau et il convient de prendre en compte ce paramètre lors de l'interprétation des résultats.

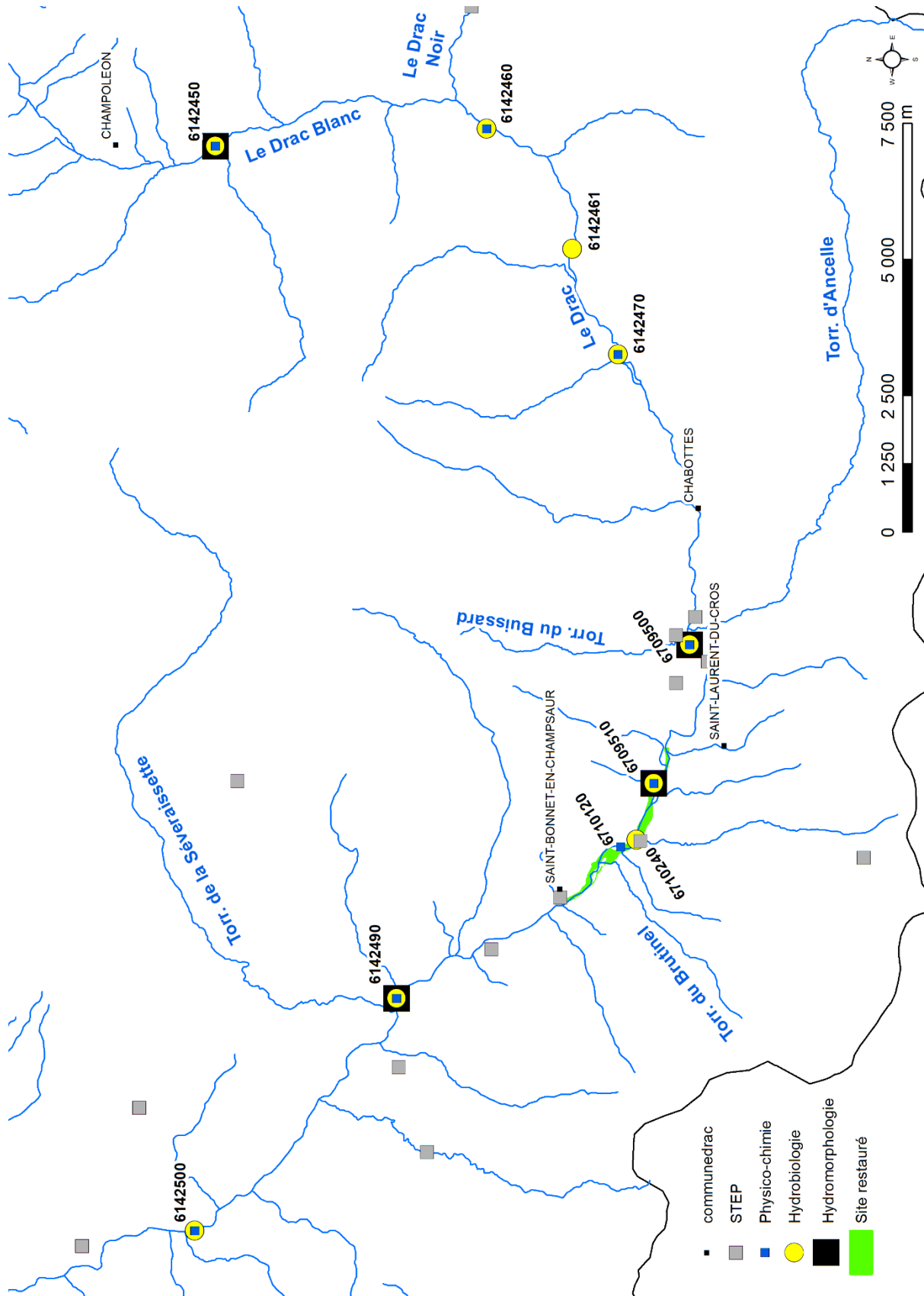


Figure 79 : Carte des stations de surveillance de la qualité de l'eau du Drac amont (données : Naiade)

Tableau 27 : Cadre temporel du réseau de surveillance de la qualité de l'eau du Drac (données : Naïade)

Station	Nom	Type de suivi	Paramètre	Type station	Nb suivi pré restauration	Nb suivi post restauration	
6142450	Drac à Champoléon	HM	-	NA	1	1	
		PC	-		60	44	
		HB	Invertébré		1/an	1/an	
			Diatomée				
			Poisson				
Macrophyte							
6142460	Drac à Saint Jean St Nicolas 1	PC	-	NA	0	2	
		HB	Poisson	NA	1	0	
6142461	Drac à Saint Jean St Nicolas 3	HB	Poisson	NA	1	0	
6142470	Drac à Saint Jean St Nicolas 2	PC	-	NA	40	6	
		HB	Invertébré	NA	1/an	0	
			Diatomée				
			Poisson		2	0	
6142490	Drac à St Bonnet	HM	-	A	2	2	
		PC	-	A	20	17	
		HB	Invertébré				2
Diatomée	1						
6142500	Drac à Chauffayer	PC	-	A	70	44	
		HB	Diatomée		1/an	3	2
			Invertébré				
			Macrophyte				
			Poisson				
					4	1	
6709500	Drac à St Julien	HM	-	NA	2	2	
		PC	-		16	25	
		HB	Diatomée		2	3	
			Invertébré				2
6709510	Drac à St Bonnet 1	HM	-	R	2	2	
		PC	-		0	1	
		HB	Invertébré		2	2	
			Diatomée				0
6710120	Drac à St Bonnet	PC	-	R	6	3	
6710240	Drac à Laye	HB	Poisson	R	1	1	

HB = hydrobiologie ; PC = physico-chimie ; HM = hydromorphologie ; NA = non altérée ; A = altérée ; R = restaurée

La densité des stations CARHYCE sur le Drac amont offre un cadre spatio-temporel tout à fait intéressant pour le suivi de la restauration (Tableau 28). Les paramètres de suivis sur ces stations CARHYCE sont nombreux. On distingue les paramètres issus des relevés de terrain (géométrie à pleins bords, granulométrie et caractérisation de la ripisylve) des paramètres dérivés de ces relevés. *In fine*, un modèle statistique est construit à l'échelle de l'HER et confronte les données de géométrie à pleins bords à la surface du bassin-versant (Tamisier *et al.*, 2017). Un Indicateur Morphologique Global (IMG) qui correspond à la somme des résidus (en valeur absolue) est calculé pour chaque paramètre de géométrie (rapport largeur/profondeur ; pente de la ligne d'eau ; largeur à pleins bords ; surface mouillée ; profondeur maximale ; profondeur des mouilles) vis-à-vis des stations de l'HER. Dans le cas du Drac, l'IMG permet d'appréhender l'écart aux références de l'HER Alpes internes. Cette comparaison pose plusieurs problèmes. Premièrement, les stations qui composent l'HER Alpes internes ne sont majoritairement pas des rivières en tresses ce qui, de fait, limite la comparaison du Drac à ce modèle. Un modèle centré sur les rivières en tresses est en cours de développement mais il n'est pas encore disponible. En prenant en compte ces considérations, l'IMG devrait se rapprocher du modèle en cas d'altération du Drac (incision, contraction et faible tressage) et s'en éloigner en cas de fonctionnement non perturbé (bande active large et tressage important). Deuxièmement, la lecture de l'IMG peut être biaisée du fait de la localisation des stations. En effet, la station dite de « référence » (6709500) n'est pas localisée dans la plaine de Chabottes (qui est le tronçon de référence défini dans le cadre de nos suivis) mais en aval, dans le secteur de transition entre la plaine de Chabottes et la zone restaurée, dans un secteur avec une morphologie atypique à l'échelle du Drac amont (style divaguant à chenal unique). À la lumière du premier point, ceci suppose que l'IMG dit de « référence » est susceptible lui de se rapprocher du modèle HER Alpes internes.

Tableau 28 : Cadre spatio-temporel des données CARHYCE disponibles sur le Drac

Type de station	Code station	Date des relevés	Longueur (en m)
Station aval « altérée »	6142490	23/09/2013	443
		03/10/2014	443
		03/08/2016	441
		31/07/2018	446
Station « référence »	6709500	24/09/2013	308
		02/10/2014	308
		02/08/2016	662
		01/08/2018	640
Station restaurée	6709510	24/09/2013	364
		02/10/2014	1740
		03/08/2016	1519
		01/08/2018	1575

La base de données NAIDE, qui recense à l'échelle nationale les données de surveillance de la qualité des eaux superficielles, offre la possibilité de confronter le suivi hydromorphologique mis en place sur les différents sites restaurés aux évolutions des caractéristiques physico-chimiques et hydrobiologiques à l'échelle stationnelle. Le cadre spatio-temporel de ces suivis écologiques est hétérogène ce qui ne permet pas, notamment dans le Minervois, d'appréhender l'intégralité des trajectoires d'évolution (évolutions morphologiques et évolutions écologiques). Dans les autres cas (Buëch et Drac), le nombre de suivis depuis la fin des travaux offre la possibilité d'esquisser des réponses écologiques mais le cadre temporel est encore assez limité.

Conclusions

Les méthodes de suivis s'inscrivent dans une logique BACI et s'attachent à cerner les ajustements morphologiques et hydrobiologiques post-travaux. Le cadre spatio-temporel des différents outils déployés est hétérogène et parfois discontinu. On retiendra qu'aux échelles fines (celle du tronçon ou de la station), le cadre temporel est dense et suffisamment étendu, ce qui va permettre de cerner les trajectoires d'évolution. Cependant, à une échelle plus globale (celle du bassin-versant), les données offrent une image récente du contexte morphodynamique sans possibilité d'analyse diachronique.

L'ensemble des données acquises ou compilées est exposé dans la partie suivante qui s'attache à caractériser la trajectoire de restauration de chaque site.

Partie III : Trajectoires de restauration

Chaque site bénéficie d'un chapitre consacré à la synthèse des suivis dont l'objectif est de déterminer la trajectoire de restauration et d'apprécier l'efficacité des travaux entrepris. L'organisation de ces synthèses rappelle le dispositif de suivi spécifique à chaque site avant d'exposer les résultats. Un système de cartes volantes est associé à chaque site afin de faciliter la compréhension et d'éviter les retours en arrière (Tableau 29).

Tableau 29 : Livret des cartes volantes des rivières étudiées

Site	Numéro	Titre de la carte	Description
Clamoux et Argent Double	1	Carte volante du suivi de la restauration de la Clamoux	Permet de localiser les sites de suivi de la charge de fond ainsi que les sites
Buëch	2	Carte volante de suivi de la restauration du Buëch	Permet de localiser les différents tronçons d'analyse
	3		Permet de différencier les différentes unités de remblais artificielles
Drac	4	Carte volante de suivi de la restauration du Drac	Permet de localiser les différents tronçons d'analyse

IX. La réouverture de la Clamoux au pont des Aygadons : de la réussite locale à la transposition à l'échelle du territoire

Les travaux entrepris en aval du pont des Aygadons ont consisté à supprimer les digues afin de rendre à la Clamoux son espace de liberté. Ces travaux ont vocation à réguler les débits liquides et solides et à piéger les embâcles en un point stratégique afin de protéger les villages en aval. La combinaison de ces flux et des embâcles dans un chenal étroit et contraint est en effet la principale cause de l'aléa inondation dans le Minervois, ce qui constitue un enjeu de gestion majeur pour le SMAC. La régulation de ces flux est censée se produire dans des zones d'expansion de crues situées en aval du point de surverse prévus à cet effet.

L'analyse de l'efficacité des travaux de restauration en aval du pont des Aygadons est effectuée à partir des données obtenues sur site. Ces données sont ensuite comparées aux données acquises à l'échelle régionale sur les sites non restaurés (altérés) ou bien de référence (non altérés ; Figure 80, carte volante n°1). Ces analyses se concentrent sur les ajustements morphologiques planimétriques de la bande active et sur la variabilité spatio-temporelle de la charge de fond. Afin de vérifier si les travaux de restauration ont permis la régulation escomptée, nous testons les hypothèses suivantes à partir des outils déployés :

- H1 : une augmentation de la largeur de la bande active permet de réduire la puissance spécifique de la Clamoux ce qui doit engendrer une modification du charriage (réduction de la mobilité et des distances de transport) ;
- H2 : la suppression des contraintes latérales favorise la mobilité latérale ce qui doit permettre un élargissement de la bande active privilégié dans les zones d'expansion de crue et dans les zones d'entretien de la ripisylve.

Concernant la première hypothèse, les suivis entrepris sur la Clamoux permettent une comparaison entre site restauré et sites altérés. La comparaison avec un site référence n'est possible qu'avec deux sites où les contraintes latérales sont moins fortes. Il s'agit d'un site situé sur un affluent de l'Argent Double (le Rieussec ; AR3) et du site de l'ancienne décharge « sauvage » de Caunes-Minervois (AR6).

Concernant la deuxième hypothèse, le suivi de l'évolution spatio-temporelle des bandes actives est centré sur le site restauré puis comparé au site de l'ancienne décharge de Caunes-Minervois

(AR6). Outre le fait d'être un site de référence car les contraintes latérales y sont moins prépondérantes, ce site présente aussi un enjeu de protection contre le risque inondation pour les villages situés en aval (Peyriac-Minervois et Rieux-Minervois).

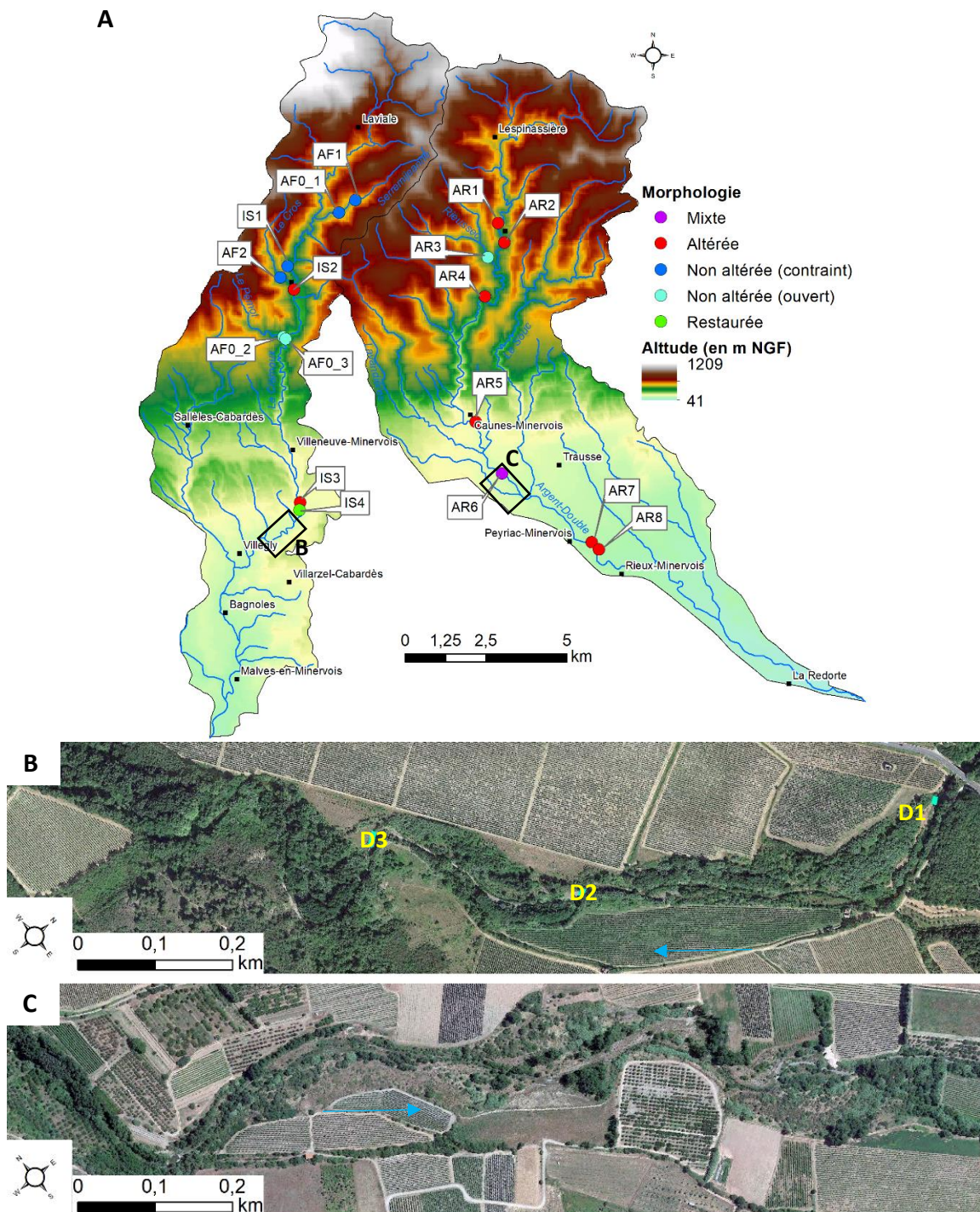


Figure 80 : Localisation des sites de suivi utilisés pour évaluer l'efficacité des travaux de restauration de la Clamoux

A : Localisation des sites de suivi par traçage sédimentaire ; B : Suivi des ajustements de la bande active de la Clamoux en aval du pont des Aygadons ; C : Suivi des ajustements de la bande active de l'Argent Double au niveau de l'ancienne décharge de Caunes-Minervois. D1, D2 et D3 symbolisent les points de surverse dans les zones d'expansion de crue. Les photographies aériennes utilisées datent de 2016 et sont issues de Google Earth.

IX.1 Dynamique spatio-temporelle de la charge de fond : peut-on capter l'effet de la restauration sur le transport solide ?

IX.1.1 Contexte hydrologique et fréquence de suivi

Durant la période de suivi de la variabilité spatio-temporelle de la charge de fond, qui s'étale d'octobre 2012 à août 2018, l'hydrologie est caractérisée par deux périodes distinctes (Figure 81) :

- une première période calme observée entre 2012 et 2017 pendant laquelle le débit n'a jamais dépassé la crue annuelle ;
- une deuxième période beaucoup plus active entre 2017 et 2018 durant laquelle les deux bassins versants ont connu l'occurrence d'une crue vicennale le 14 février 2017 (111 m³/s mesuré à La Redorte sur l'Argent Double et 150 m³/s estimé à Malves-en-Minervois sur la Clamoux) et d'une crue cinquantennale du 14 au 15 octobre 2018 (169 m³/s évalué sur l'Argent Double et 145 m³/s estimé sur la Clamoux).

Dans ce cadre hydrologique, le suivi réalisé est hétérogène et ne permet pas de suivre chaque crue. En effet, l'Argent Double ne bénéficie d'aucun suivi entre 2014 et 2017 alors que la Clamoux dispose d'au moins un suivi par an entre 2014 et 2018 (Tableau 30). Les affluents équipés récemment (2016 et 2017) ont bénéficié d'un suivi partiel en 2017 sur la Clamoux mais aucun n'a été réalisé sur l'Argent Double. Le site restauré en aval du pont des Aygadons (IS4) profite quant à lui d'une plus grande fréquence de suivis (6 suivis).

Les suivis opérés après la crue du 14 février 2017 ont été réalisés uniquement sur trois sites de l'Argent Double (AR1, AR2 et AR3), dans la zone restaurée de la Clamoux (IS3 et IS4) ainsi que dans la Sermijeanne (AF0_1) et le Pémol (AF0_2 et AF0_3). Face à l'ampleur de la crue d'octobre 2018 et aux ajustements morphologiques qui ont eu lieu (incisions et dépôts qui ont dépassé plus d'un mètre ; Bellon et Perrine, 2019 ; Walentin, 2019), aucune prospection n'a été menée après cette crue.

Sur la première période, la comparaison des données de traçage à l'échelle régionale entre le site restauré, les sites de références et les sites altérés ne peut réellement s'effectuer que sur le deuxième suivi (S2). C'est le seul suivi qui présente une période de prospection commune à l'ensemble des sites. Néanmoins, pris de façon indépendante et dans un contexte hydrologique similaire, les suivis opérés permettent :

- dans la Clamoux, entre mars 2013 et février 2016, d'analyser le charriage entre le site restauré et les sites altérés ;
- dans l'Argent Double, entre octobre 2012 et mars 2014, de comparer le charriage dans les sites altérés et dans les sites références.

Sur la deuxième période, les données acquises rendent possible la comparaison à l'échelle régionale car aucun événement morphogène n'a été enregistré entre la crue de février 2017 et les différentes prospections.

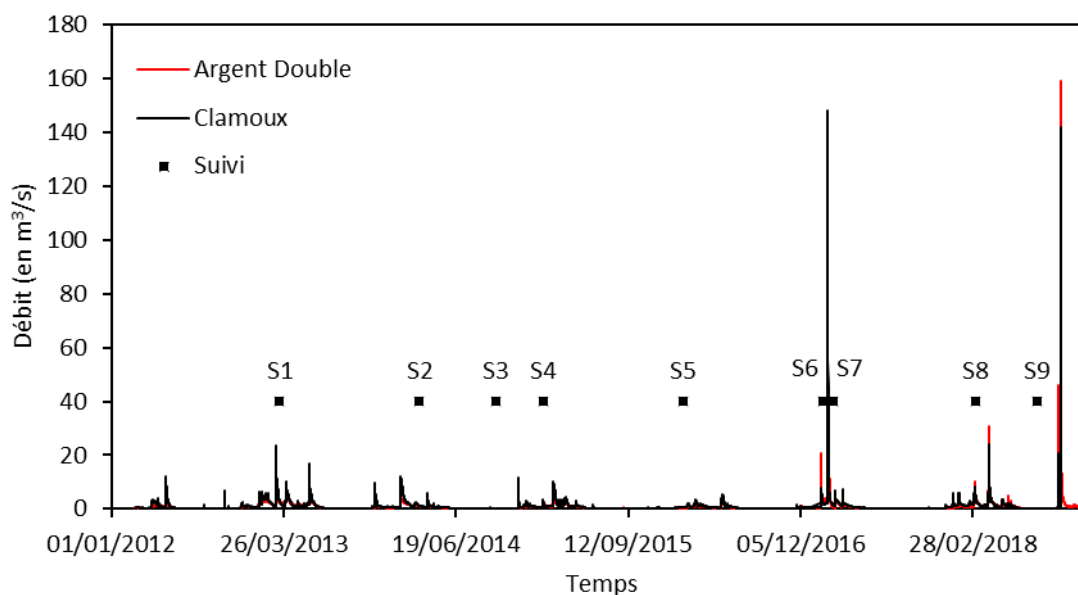


Figure 81 : Contexte hydrologique durant le suivi de la charge de fond de la Clamoux et de l'Argent Double

Parmi les données de débits acquises pendant les crues du 14 février 2017 et du 14 au 15 octobre 2018, seuls les débits de crue de l'Argent Double pendant la crue du 14 février 2017 ont réellement été mesurés tandis que les autres correspondent à des valeurs estimées (données : Banque Hydro).

Tableau 30 : Fréquence du suivi de la charge de fond de la Clamoux et de l'Argent Double

		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
Bassin-versant	Site	03/2013	03/2014	10/2014	02/2015	02/2016	01/02/2017	28/02/2017	03/2018	08/2018
Argent Double	AR1	x	x				x	x		
	AR2						x	x	x	
	AR3	x	x				x		x	
	AR4	x	x							
	AR6	x	x							
	AR7	x	x							
	AR8	x	x							
Clamoux	IS1		x	x	x	x				
	IS2		x	x	x	x				
	IS3		x	x	x	x				x
	IS4		x	x	x	x		x		x
	AFO_1							x		
	AFO_2							x		
	AFO_3							x		

IX.1.2 Évolution du taux de retour des galets équipés

Globalement, le taux de retour diminue dans le temps (Figure 82A). Cette diminution est plus faible en période d'hydrologie calme que dans les périodes de crues. La perte de galets équipés peut être liée 1) à la casse du transpondeur, 2) à son enfouissement, 3) à un déplacement au-delà de la zone de prospection et/ou 4) à une prospection non exhaustive. Dans notre cas, la casse des

traceurs a été identifiée sur les alluvions schisteuses les plus plates mais cela concerne une petite partie de la base de données (au maximum 40/1448). L'enfouissement est limité dans les sites altérés du fait de la faible épaisseur du matelas alluvial mais il n'est pas exclu dans le site restauré et dans les sites non altérés du fait d'un matelas alluvial plus épais. Néanmoins, l'absence de données sur la couche active ne nous permet pas de le certifier. C'est bien l'hypothèse d'une prospection non exhaustive, en grande partie due aux déplacements des galets équipés en dehors des zones de prospection, qui semble la plus plausible.

La crue du 14 février 2017 marque une rupture brutale dans l'évolution du taux de retour dans les deux bassins versants. Ainsi, le taux de retour est passé de 46,3 % à 20,4 % sur la Clamoux au niveau du pont des Aygadons (IS3 et IS4) et en moyenne de 74,1 % à 16,1 % dans le haut bassin de l'Argent Double (AR1, AR2 et AR3). Le taux de retour des galets équipés mobiles est tout aussi éloquent et confirme une perte importante de traceurs avec le temps (Figure 82B).

Suite à la crue du 14 février 2017, la diminution drastique du taux de retour pose des questions quant à la significativité des données acquises sur le déplacement de la charge de fond. Les taux de retour, comparés au temps passé pour la prospection, permettent une bonne efficacité du dispositif en période hydrologique calme mais ne sont pas satisfaisants pour suivre la charge de fond lors de très forts débits.

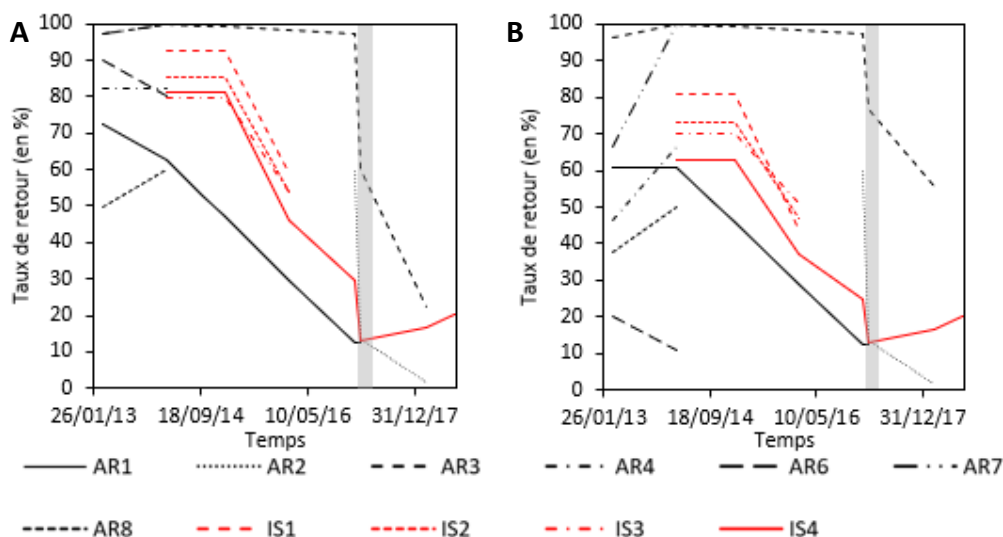


Figure 82 : Variabilité temporelle du taux de retour des galets équipés dans la Clamoux et l'Argent Double

A : Taux de retour global ; B : Taux de retour des galets équipés mobiles. Les surfaces grises symbolisent la rupture consécutive à la crue du 14 février 2017. Les stations de la Clamoux sont représentées en rouge et les stations de l'Argent Double en noir.

IX.1.3 Distance de transport

IX.1.3.1 Avant la crue du 14 février 2017

Dans le bassin-versant de l'Argent Double, entre octobre 2012 et mars 2014 (Figure 83), les distances moyennes de transport se distinguent nettement entre la Montagne Noire (93 m) et le piedmont (18 m). Le site de référence (AR3) observe les distances de transport les plus faibles de la Montagne Noire (distance moyenne = 13 m). Dans le secteur de gorges (AR4, situé dans la Montagne Noire), les distances de transport moyennes sont significativement faibles (14 m), ce qui est paradoxal par rapport aux distances moyennes de transport dans la plaine de Citou (205 m dans AR1 et 167 m dans AR2). Cette différence peut s'expliquer par des contraintes latérales plus fortes à Citou (présence continue de gabions sur les bords du lit mineur) que dans les gorges. Dans le secteur du piedmont, le site de référence (AR6) enregistre une mobilité quasi nulle (distance moyenne = 1 m). Cette faible mobilité est aussi observée sur le site AR7 dans la traversée

de Peyriac-Minervois mais pas sur AR8 qui enregistre des distances de transport moyennes plus importantes (63 m), alors que ce dernier est localisé en amont d'un seuil. Ces différences s'expliquent par une méthode d'injection légèrement différente sur AR7 avec un positionnement quelque peu perché par rapport au chenal d'étiage. Il est alors tout à fait probable que, dans un contexte de faible hydrologie, les hauteurs d'eau atteintes sur le site d'injection de AR7 n'aient pas été suffisantes pour permettre une mobilisation.

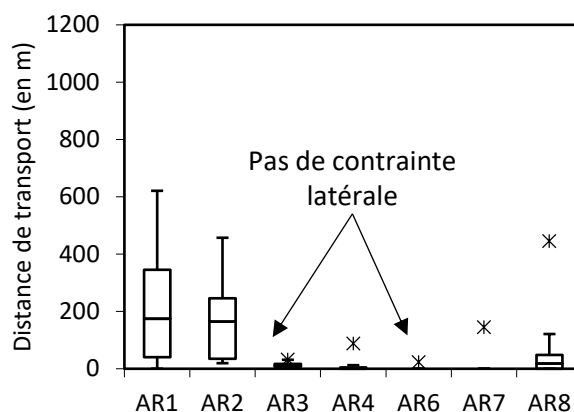


Figure 83 : Distribution statistique des distances de transport cumulées dans l'Argent Double entre octobre 2012 et mars 2014

Sur la Clamoux, entre novembre 2013 et février 2016, le suivi montre que les distances de transport moyennes sont faibles à la sortie des gorges (13 m dans IS1) et bien plus élevées sur le piedmont (57 m dans IS2, 125 m dans IS3 et 134 m dans IS4), ce qui est tout à fait paradoxal compte tenu de la diminution de la pente (Figure 84). Les distances maximales observent la même organisation avec des maxima mesurés dans les secteurs de plaines (573 m dans IS2, 950 m dans IS3 et 1064 m dans IS4) et un minimum dans IS1 à la sortie des gorges (90 m). Chauvet (2015) explique que cette différence est due aux conditions d'écoulements et au différentiel de mobilisation entre le chenal d'étiage et les bancs latéraux. Cependant, cet argument n'explique pas pourquoi les galets équipés positionnés dans le chenal de la Clamoux du site IS1 n'observent pas des distances de transport du même ordre que sur les autres sites. Nous admettons l'hypothèse que la morphologie du lit soit responsable de cette dichotomie. En effet dans IS1, le lit est de type *step pool* alors que dans les autres sites le lit est de type *plane bed*. Il est donc probable que les traceurs de IS1 se retrouvent piégés dans les mouilles dans un contexte hydrologique calme. Parmi ces observations, le site restauré n'enregistre pas de régulation. Paradoxalement c'est sur ce site que la distance de transport maximale est enregistrée (1064 m).

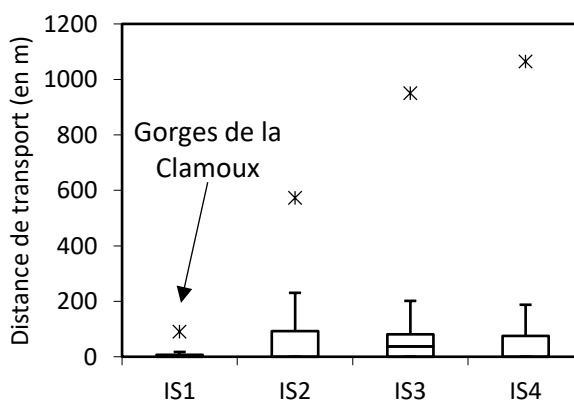


Figure 84 : Distribution statistique des distances de transport cumulées la Clamoux entre mars 2014 et février 2016

À l'échelle régionale, lors du suivi commun aux deux bassins versants en mars 2014, le site restauré ne montre pas d'effet de régulation particulier sur le déplacement de la charge de fond (Figure 85). Par comparaison avec le suivi opéré sur le Rieussec (AR3, morphologie non altérée, secteur en tresses avec une prédominance d'alluvions schisteuses), les distances de transport sont beaucoup plus faibles que sur le site restauré de la Clamoux. Un constat identique est établi en comparant le site restauré avec le site de l'ancienne décharge (AR6), où les distances de transport sont pratiquement nulles. Ces observations peuvent être considérées comme significatives au regard des taux de retour importants lors de cette période de suivi ([62 % ; 100 %]).

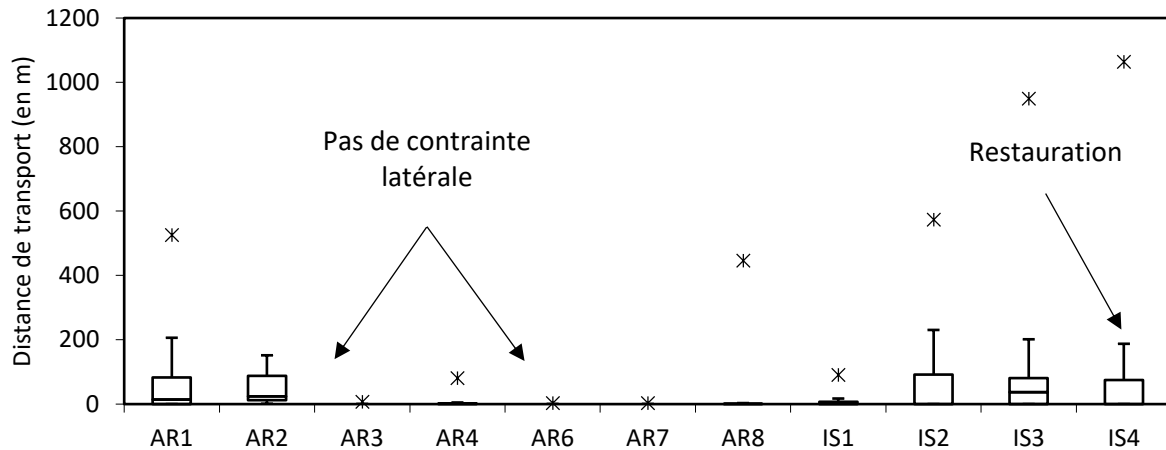


Figure 85 : Distribution statistique des distances de transport lors de la période de suivi commune à la Clamoux et l'Argent Double

Sur cette période de suivi commune, en aucun cas l'hydrologie ni l'hydraulique locale (force tractrice ou puissance spécifique) n'ont permis la mise en place d'un processus de transport solide total ($\frac{\tau_{84}^*}{\tau_{c84}^*} > 2$), ce qui suggère des processus de tri importants et donc une forte corrélation entre la granulométrie et les distances de transport. Si ce phénomène est clairement visible sur la Clamoux, il l'est moins sur l'Argent Double (Figure 86). En effet, sur la Clamoux, les distances de transport sont inversement proportionnelles à la taille des galets équipés tandis que sur l'Argent Double, les plus petits galets équipés n'enregistrent pas les distances de transports les plus grandes. Dans ce patron régional, le site restauré présente une relation entre la taille des galets équipés et les distances de transport, similaire aux autres sites suivis sur la Clamoux. Les données acquises sur les sites référence AR3 et AR6 sont trop lacunaires pour déterminer si un tri s'est opéré.

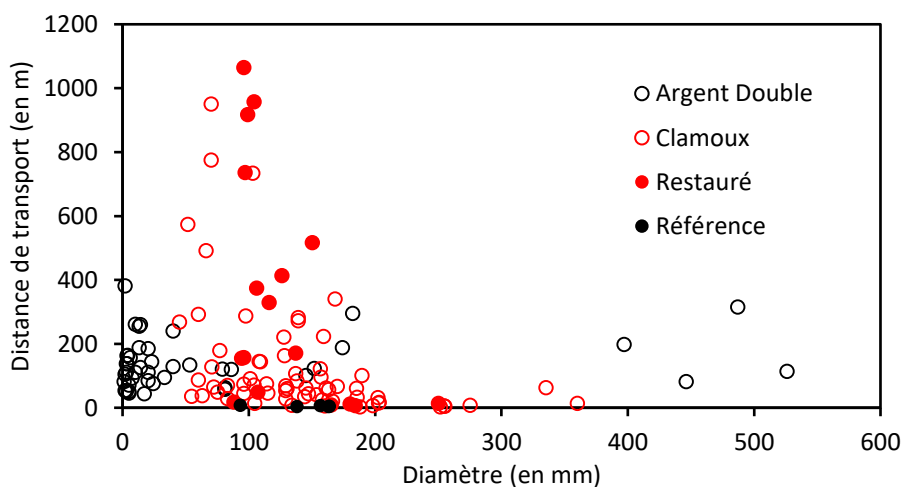


Figure 86 : Corrélation entre les distances de transport et la taille des galets équipés lors de la période de suivi commune à la Clamoux et l'Argent Double

Le suivi réalisé souligne donc deux problèmes : 1) à l'échelle de la Clamoux, l'effet de la réouverture de la rivière en aval du pont des Aygadons n'est pas mesuré par le traçage sédimentaire, c'est-à-dire que la régulation escomptée n'est pas visible et 2) à l'échelle régionale, le site restauré présente un fonctionnement hydro-sédimentaire bien plus actif que les secteurs de référence, caractérisés par de faibles contraintes latérales au niveau du Rieussec (AR3) et de l'ancienne décharge de Caunes-Minervois (AR6).

Concernant le premier problème, une explication hydraulique peut être donnée (Tableau 31). En effet, le débit de la Clamoux n'a pas dépassé 23 m³/s entre mars 2012 et la crue du 14 février 2017 et le débit maximum connu dans la période de suivi n'a pas excédé 10,1 m³/s, ce qui montre la faible activité morphogénique globale du bassin-versant sur cette période. De tels débits ne permettent pas d'inonder la bande active du site restauré, concentrant ainsi l'écoulement dans le chenal d'étiage ce qui a pour conséquence de conserver une forte puissance spécifique. La concentration de l'écoulement au sein du chenal d'étiage permet de mobiliser au moins une partie de la fraction granulométrique de la charge de fond. En effet, la fréquence de dépassement des seuils de mise en mouvement ($\frac{\tau_{B4}^*}{\tau_{cB4}^*} = 1$) est comprise entre 0,07 % et 1,15 % sur la période de mars 2012 à janvier 2017. Par conséquent, il est tout à fait possible, dans un fonctionnement où seul le chenal d'étiage a été tractif, que les distances de transport soient équivalentes d'un site à l'autre dans la Clamoux et que l'effet de régulation escompté ne puisse pas être atteint dans cette configuration.

Concernant le second problème, ce sont les différences morphologiques entre d'une part les sites de référence et d'autre part le site restauré qui peuvent expliquer l'originalité du fonctionnement hydro-sédimentaire du site restauré. En effet, pour un même débit et à pente égale, plus la largeur des chenaux est importante moins la puissance spécifique est élevée. De plus, la multiplication des chenaux peut réduire les hauteurs d'eau, ce qui n'est pas favorable au déplacement des galets comparé à une morphologie à chenal unique. Or, le site restauré présente un fonctionnement à chenal unique tandis que les sites de référence ont un fonctionnement en tresses. À cela s'ajoute une pente plus faible dans AR6 ce qui le pénalise vis-à-vis des deux autres sites. Par conséquent, dans un contexte hydrologique calme dans lequel la bande active n'a pas été inondée, il n'est pas anormal d'observer des différences significatives entre le site restauré et les sites de référence d'un point de vue du fonctionnement hydro-sédimentaire.

Tableau 31 : Évaluation des puissances spécifiques pour les débits maximums connus lors du suivi de la charge de fond de la Clamoux et l'Argent Double

Site	Débit maximum pendant le suivi (en m ³ /s)	Largeur à pleins bords (en m)	Pente (en m/m)	Puissance spécifique (en W/m ²)
AR3	Inconnu	25	0,027	-
AR6	10,9	43	0,015	36,75
IS3	10,1	13,9	0,03	213,6
IS4	10,1	23,8	0,023	95,6

La cartographie des galets équipés retrouvés lors du suivi n°4 (février 2015 ; Figure 91) montre une absence de traceurs dans le chenal secondaire artificiel en aval de D1, dans le chenal historique en aval de D2 ainsi que dans le recoupement de méandre en aval de D3. Cette cartographie permet d'établir que dans ce contexte hydrologique calme, seule la zone d'expansion en aval de D2 a été fonctionnelle. Ceci n'est pas étonnant car D2 est le déversoir dont la cote est la plus basse tandis que l'ancienne semelle de digue limite les débordements dans D1 et que D3 a été dimensionné pour fonctionner à partir de 30 m³/s.

In fine, une hydrologie faible et proche du seuil de mise en mouvement a été favorable au transport solide dans le site restauré et il n'est pas possible de mettre en avant le ralentissement du transport solide prévu par la réouverture de la Clamoux car le fonctionnement hydro-sédimentaire a été équivalent sur les sites altérés et sur le site restauré.

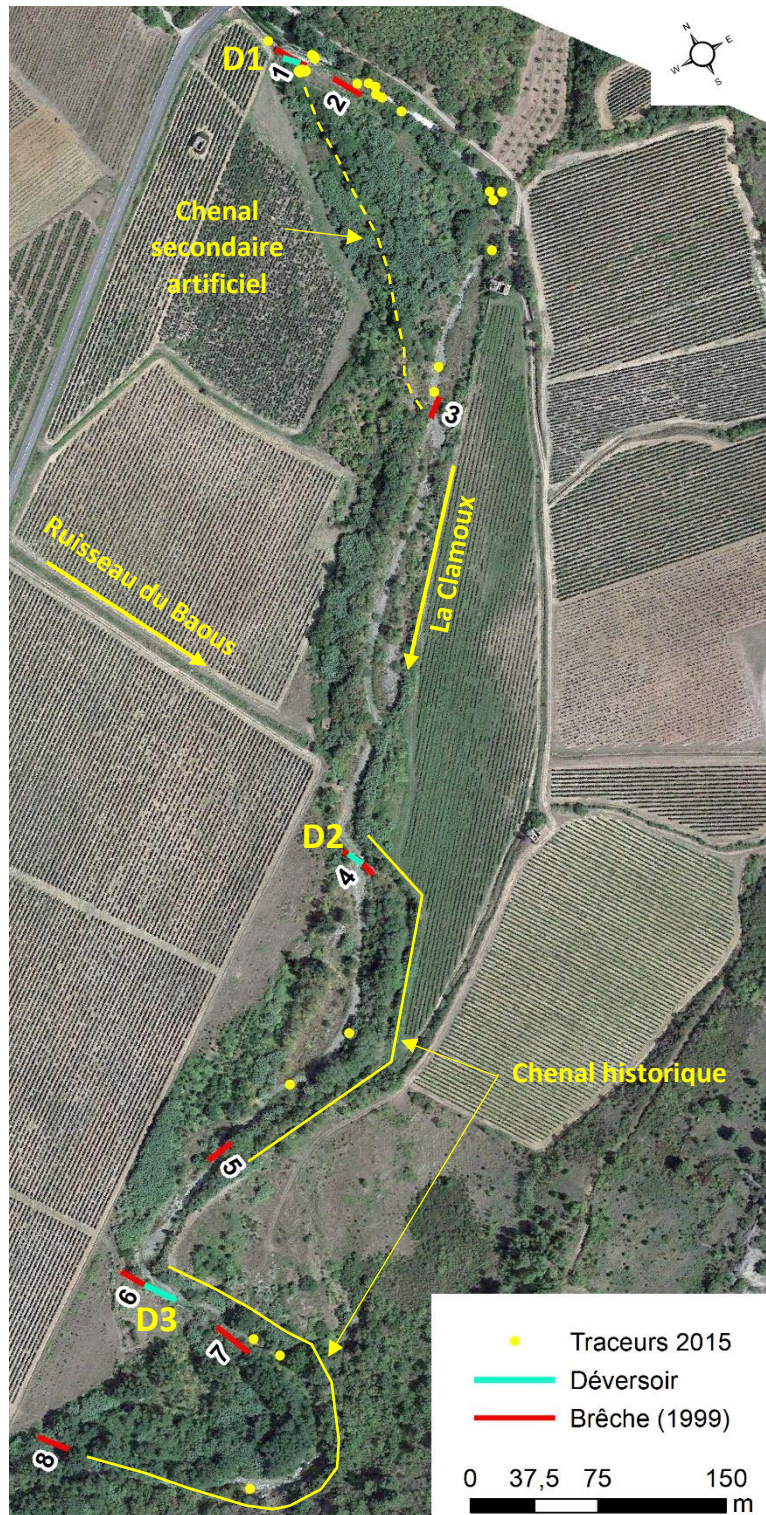


Figure 87 : Localisation des galets équipés dans le site restauré en aval du pont des Aygadons dans la Clamoux (d'après Chauvet, 2015)

La zone d'injection des galets équipés se situe en aval immédiat du déversoir D1.

IX.1.3.2 Après la crue de février 2017

La crue du 14 février 2017 a fait suite à une période de calme hydrologique de six ans (depuis 2011). Il est probable qu'elle ait favorisé une forte production sédimentaire, reconstituant ainsi les stocks de sédiments internes secondaires (sédiments du lit majeur des affluents). En effet, les très faibles taux de retour observés sur les affluents (21 %) et les distances maximales de transport qui ont atteint 2450 m sur la Sermijeanne (AFO_1 ; Figure 88) suggèrent un déstockage de sédiments dans les sous bassins versants qui n'avaient pas été activés depuis au moins six ans. Cette fourniture sédimentaire a pu être observée localement, à la confluence entre le Pémol et la Clamoux, où le cône de déjection qui était soumis à une forte végétalisation s'est engraisé suite à la crue du 14 février 2017 (Figure 89). De plus, le fond du chenal torrentiel en amont de ce cône montre un exhaussement important (Figure 90), ce qui confirme localement une forte production sédimentaire.

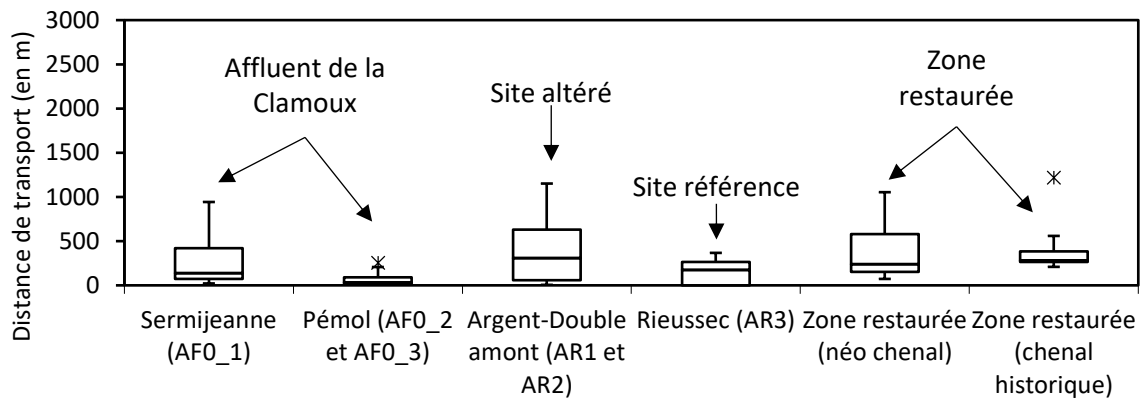


Figure 88 : Distribution statistique des distances de transport à l'échelle des bassins versants de la Clamoux et l'Argent Double après la crue de février 2017

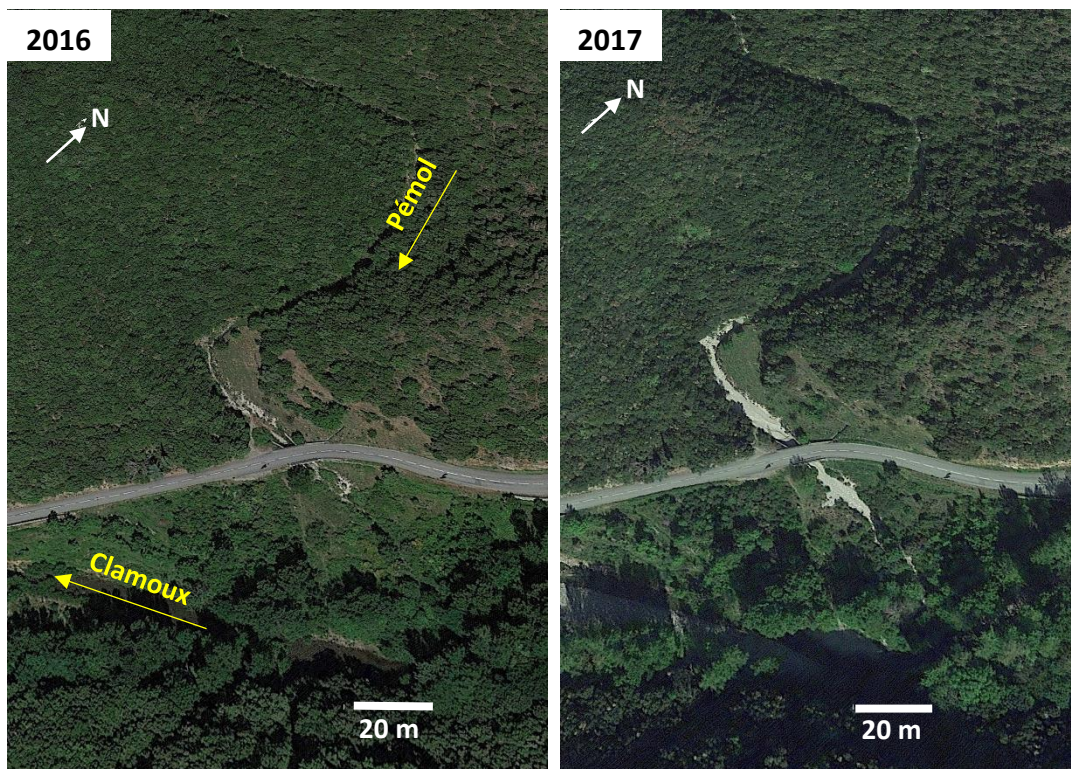


Figure 89 : Engraissement du cône de déjection du Pémol suite à la crue de février 2017 (photos : Google Earth)



Figure 90 : Engraissement du chenal du Pémol à l'apex de son cône de déjection suite à la crue de février 2017 (photo : P. Berthelot et F. Tourade, 2017)

Dans les sites altérés (AR1 et AR2), les distances de transport moyennes (424 m) sont supérieures à celles du site de référence (AR3 ; 148 m) et du site restauré (415 m). Cependant, la forte hétérogénéité des taux de retour rend difficile les comparaisons. Dans la Montagne Noire, qu'il s'agisse du site de référence (AR3) ou des sites altérés, nous estimons que les distances sont largement sous-estimées.

A l'échelle du site restauré, les déversoirs D2 et D3 ont été détruits et seul le déversoir D1 est resté en place. Aucun galet équipé n'a été retrouvé, ni dans le chenal secondaire artificiel en aval de D1 ni dans le chenal historique en aval de D2 (Figure 91). En revanche 41,4 % des galets équipés retrouvés sont localisés dans le chenal historique situé en aval de D3 (17/41 ; Figure 91) et enregistrent des distances de transport moyennes (474 m) comparables à celles des traceurs retrouvés ailleurs dans le tronçon (373 m en moyenne). Un seul galet équipé a été retrouvé dans le recoupement de méandre en aval de D3. Pour autant, il ne paraît pas plausible qu'un charriage préférentiel se soit effectué dans le chenal historique. En effet, d'un point de vue hydraulique, en aval de D3 le recoupement de méandre offre un gain de pente ainsi qu'une section hydraulique plus large ce qui procure un débit plus important dans le recoupement de méandre que dans le chenal historique. De plus, les très faibles taux de retour (< 21 %) et la présence d'un seul traceur dans le recoupement méandre suggèrent qu'une quantité importante de traceurs a pu sortir de la zone de prospection. Ces observations permettent d'établir qu'en aval de D3, le chenal historique a fonctionné comme une zone préférentielle de dépôt.

L'analyse de la taille des galets équipés, retrouvés en fonction de leur position dans le site restauré, (Figure 92) montre une très faible présence de graviers et une prédominance de cailloux dans les deux types de milieux (néo-chenal ou chenal historique). Les galets équipés détectés dans le néo-chenal sont plus grossiers ($D_{50} = 138$ mm) que dans le chenal historique ($D_{50} = 116$ mm) et aussi mieux triés. La fraction granulométrique inférieure aux cailloux a donc pu sortir du site par l'un des deux axes d'écoulement lors de la crue du 14 février 2017. Cependant, l'étendue granulométrique des galets équipés retrouvés dans le chenal historique en aval de D3 et la quasi absence de traceurs dans le recoupement de méandre illustrent le différentiel d'énergie entre les deux milieux et montrent que le chenal historique a été relayé au rôle de bras de décharge. Les alluvions y ont désormais un temps de résidence plus important que dans le néo-chenal.

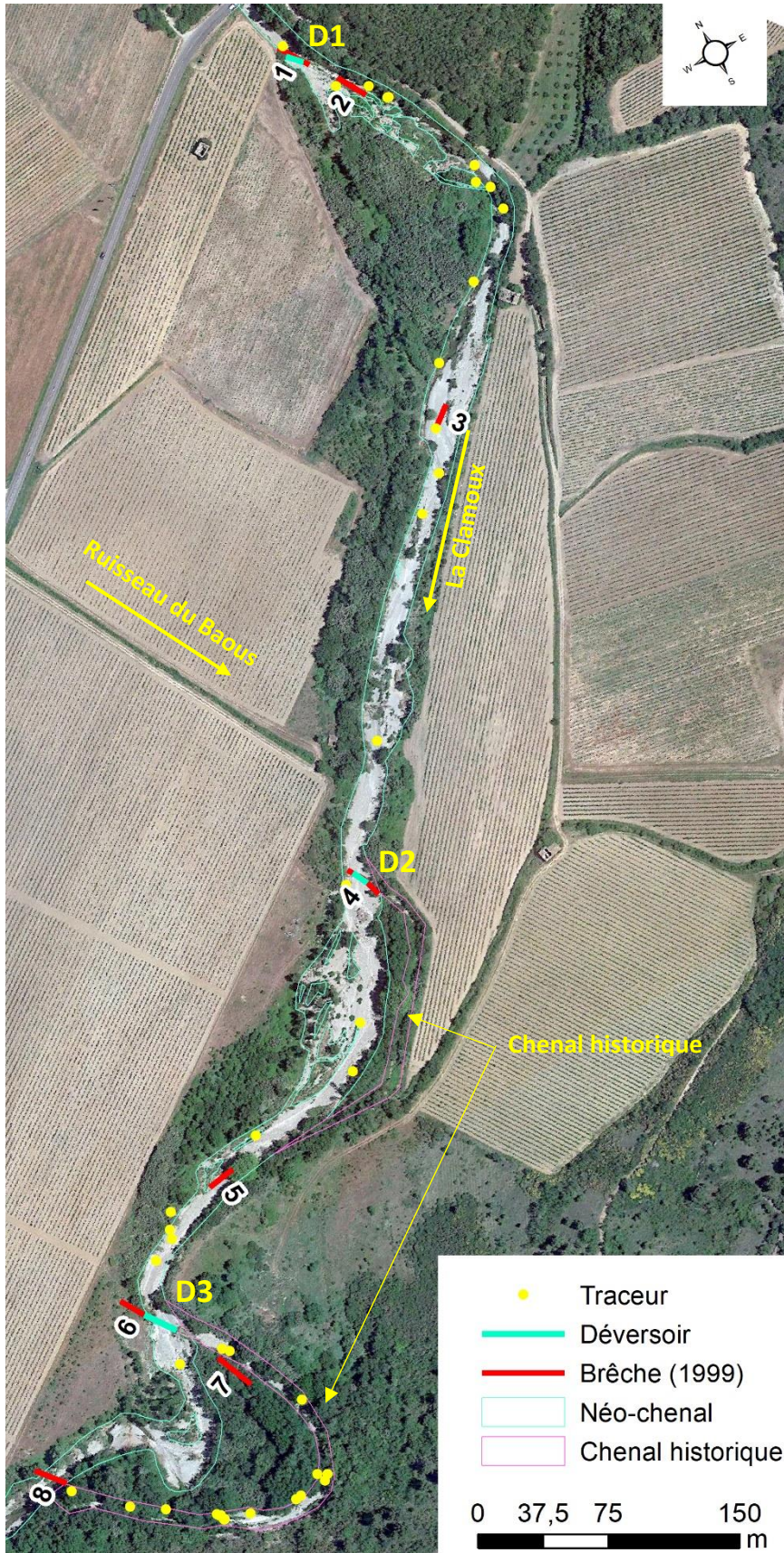


Figure 91 : Localisation des galets équipés retrouvés après la crue du 14 février 2017 dans le tronçon restauré de la Clamoux

La photographie aérienne date de juin 2017 (Google Earth). Les numéros correspondent à l'identifiant des brèches de 1999.

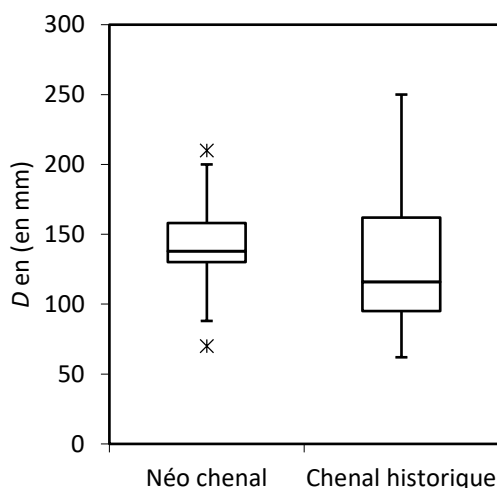


Figure 92 : Fonctionnement hydro-sédimentaire différentiel entre le chenal historique et le néo-chenal de la Clamoux en aval du pont des Aygadons

Les données issues du traçage sédimentaire après la crue du 14 février 2017 mettent en évidence un fonctionnement hydro-sédimentaire original et non attendu dans la zone restaurée :

- malgré les travaux d'entretien de la ripisylve, menés en aval de D1 en 2016, le chenal secondaire artificiel est resté inactif ;
- la destruction de D2 a permis d'orienter le flux solide de manière privilégiée dans la zone d'expansion de crue au détriment du chenal historique ;
- la destruction de D3 a permis de privilégier les écoulements dans le recoupement de méandre au détriment du chenal historique qui a joué le rôle de bras de décharge.

Au lendemain de la crue du 14 février 2017, seule la zone d'expansion de crue située en amont (D1) conservait sa fonction. Les autres zones d'expansion sont devenues l'axe d'écoulement normal de la Clamoux et ne remplissent plus leur fonction. Dans cette nouvelle configuration c'est tout le tronçon qui peut respirer naturellement au gré des flux liquides et solides. Ceci est propice à la remobilisation future de la bande active, même pour des événements hydrologiques de moindre ampleur.

Conclusions partielles

À l'aune des crues de février 2017 et d'octobre 2018, dans un contexte hydrologique calme, les données acquises lors des campagnes de traçage sédimentaire ne permettent pas de mettre en évidence l'effet des travaux de restauration sur le transport solide. Le charriage dans le site restauré est de même nature que dans les sites altérés (fortes contraintes latérales). De faibles débits sont capables de mobiliser les alluvions sur des distances de plus d'un kilomètre, dès lors que l'écoulement est contraint dans une section étroite. Les données acquises sur le fonctionnement hydro-sédimentaire du site restauré permettent d'établir que seule la zone d'expansion intermédiaire a pu être activée entre 2013 et 2016 du fait de la configuration des points de surverse. Dans cet agencement, le temps de résidence de la charge de fond est de l'ordre de 15 ans (135 m/an en moyenne). Les sites de référence, localisés sur l'Argent Double, dans lesquels les contraintes latérales sont moins importantes, montrent quant à eux un transport solide bien moins actif avec des distances de transport qui demeurent faibles (< 50 m), ce qui augmente le temps de résidence des alluvions.

La crue du 14 février 2017 a permis de reconstituer les stocks de sédiments internes grâce à une importante production sédimentaire dans les sous bassins versants de la Montagne Noire. Les données de traçage sédimentaire sont peu significatives du fait d'une forte dispersion des galets équipés, ce qui limite l'observation du rôle des zones d'expansion de crue sur le ralentissement du transport solide. Malgré l'importance des débits, le chenal secondaire artificiel n'a pas été un axe privilégié du flux solide, limitant ainsi l'efficacité de la zone d'expansion en amont pour la régulation du transport solide. En aval du deuxième point de surverse, le flux solide s'est orienté

de manière privilégiée vers la zone d'expansion de crue et le chenal historique a été délaissé. Enfin, en aval du troisième point de surverse, nous interprétons l'absence de traceurs dans le recouplement de méandre comme le témoin d'une augmentation locale de la puissance spécifique, ce qui a pu permettre une diffusion des galets équipés au-delà du tronçon étudié.

IX.2 Trajectoire d'évolution des bandes actives depuis 1999

La trajectoire d'évolution de la bande active du site restauré est évaluée au travers des ajustements planimétriques qui se sont opérés dans l'espace de mobilité de la Clamoux depuis 1999. Cette trajectoire est ensuite comparée à celle de l'Argent Double au niveau de l'ancienne décharge de Caunes-Minervois. Pour faciliter la lecture, un identifiant est donné à chaque crue ayant permis des ajustements significatifs au sein des différents espaces de mobilité (Tableau 32).

Tableau 32 : Identifiant des crues morphogènes responsables d'un élargissement de la bande active sur le site restauré (Clamoux) et sur le site de référence (Argent Double)

Date	Identifiant	Débit maximal instantané (en m ³ /s)	
		Clamoux	Argent Double
13 novembre 1999	CM1	218*	165*
04 décembre 2003	CM2	64,5	43*
15 mars 2011	CM3	141*	53,9*
14 février 2017	CM4	150*	111
14 au 15 octobre 2018	CM5	145*	169*

*Données estimées dans la Banque Hydro.

IX.2.1 La Clamoux en aval du pont des Aygadons

Trois secteurs sont particulièrement surveillés afin de mettre en évidence l'efficacité des travaux (Figure 93) : 1) le déversoir D1 et l'activation du chenal secondaire artificiel, 2) l'ancienne brèche n°4 et le résidu de digue qui forme un déversoir (D2) permettant la surverse vers l'axe de la bande active et 3) le déversoir D3 qui engendre une seconde surverse dans la convexité du méandre situé en aval.

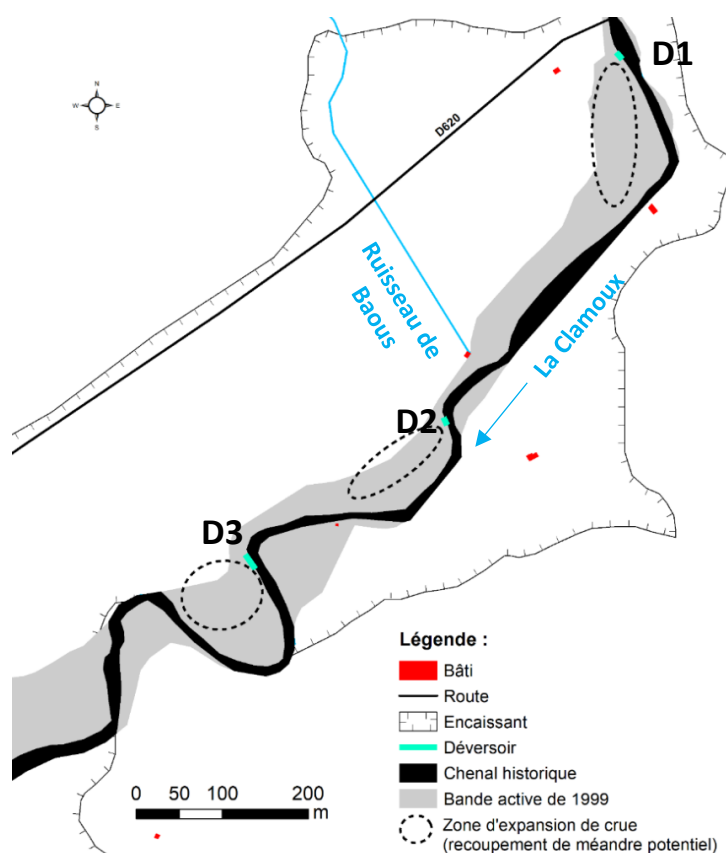


Figure 93 : Localisation des secteurs clés pour l'évaluation de l'efficacité des travaux de restauration de la Clamoux

IX.2.1.1 Avant les crues du 14 février 2017 et du 14 au 15 octobre 2018

À l'aune des travaux de restauration, dans un contexte de forte contraction de la bande active depuis 1999, la crue du 04 décembre 2003 (CM2) a permis d'élargir la bande active à 4 ha et de réduire la sinuosité ($I_s = 1,42$). Depuis la réalisation des travaux en 2006, la bande active de la Clamoux a continué à s'ajuster dans l'espace (Figure 94). La bande active s'est de nouveau contractée entre CM2 et la crue du 15 mars 2011 (CM3), passant de 4 ha à 2,7 ha. Sur cette période, la sinuosité a réaugmenté comme l'indique l'indice de sinuosité qui passe de 1,45 à 1,65. CM3 a permis un nouvel élargissement de la bande active, passant de 2,7 ha à 3,2 ha et une réduction de la sinuosité, comme le montre l'indice de sinuosité qui passe de 1,65 à 1,45. La bande active de la Clamoux observe donc un cycle rapide de contraction et d'élargissement depuis 1999 qui s'accompagne en parallèle d'un cycle d'augmentation et de diminution de la sinuosité car la Clamoux réemprunte systématiquement le chenal historique entre deux crues morphogènes. La fermeture de l'espace de mobilité s'opère par une dynamique de colonisation végétale très intense. En effet, on observe qu'en moins de cinq ans après une crue morphogène, la végétation colonise les surfaces d'alluvions. L'entretien sélectif de la ripisylve opéré lors des travaux en 2006 a ralenti le développement d'une végétation dense entre les crues CM2 et CM3. Cependant, cet entretien a été réitéré uniquement en aval de D1 au printemps 2016 et la phase de fermeture qui s'est opérée entre 2011 et 2017 a permis le développement d'une végétation plus dense que lors de la phase précédente. Ainsi, les surfaces densément végétalisées représentaient moins de 40 % de l'espace de mobilité en 2008 et plus de 73 % en 2016.

Dans le secteur amont du site restauré (D1 ; Figure 93), le chenal secondaire artificiel a été rapidement colonisé par la végétation si bien que CM3 ne l'a activé que partiellement. En effet, les débordements n'ont pas été suffisants pour y maintenir des courants tractifs, ce qui a cantonné les processus d'érosion à l'entrée du chenal. Ici, les données de traçage sédimentaire acquises entre 2013 et 2016 n'indiquent aucune mobilité des galets équipés, positionnés en rive droite dans l'axe de ce chenal secondaire artificiel (Chauvet, 2015). L'abandon progressif de ce chenal est aussi lié à un enfoncement local de la Clamoux, remettant à jour les résidus de l'ancienne digue ce qui a déconnecté son entrée (déversoir D1 ; Figure 95). Cette incision suggère localement un déséquilibre entre la capacité de transport et la fourniture sédimentaire. La digue en aval du pont est sûrement responsable de cette incision sous l'effet de la concentration des écoulements dans une section étroite. La mise à jour de la semelle de l'ancienne digue a pour effet d'accentuer ce phénomène. Ceci montre que malgré la destruction du seuil situé en amont du pont (éventré par la crue de 1999) et le franchissement important des galets équipés implantés en amont immédiat de ce seuil (IS3 ; Chauvet, 2015), la fourniture sédimentaire n'a pas été suffisante.

En aval du Ruisseau de Baous (D2 ; Figure 93 ; 590 m en aval du pont), la brèche n°4 (déversoir D2) dans la digue a pérennisé un fonctionnement à double chenaux de part et d'autre de la digue jusqu'au déversoir D3, en amont du méandre. En revanche, dans le néo-chenal, la bande active s'est contractée de 2003 à 2011 puis de 2011 à 2016. Ces réajustements ont pu être favorisés par les résidus de digue dans les brèches, laissées en place pour maintenir le profil en long. Ces éléments s'organisent comme un seuil et contraignent les écoulements pour des débits normaux tout en formant un point dur (Figure 96). Cependant, aucun galet équipé n'a été retrouvé dans le chenal historique tandis que plusieurs ont pu franchir la brèche (Chauvet, 2015), ce qui atteste que l'essentiel des flux solides s'écoule dans l'axe et non dans la sinuosité pour de faibles débits. L'intervention minimaliste sur cette brèche a donc permis de conserver la possibilité d'un débordement rapide dans l'axe de la bande active mais l'hydrologie a été défavorable et la bande active s'est contractée depuis 2011.

En aval, au niveau du méandre (D3 ; Figure 93), CM2 et CM3 ont pu réactiver les écoulements dans la rive convexe par débordement en 2003 puis par surverse en 2011, grâce au déversoir dimensionné pour déborder dans la rive convexe à partir de 30 m³/s. Cependant, un développement rapide de la végétation a été observé après CM2 puis après CM3, réduisant ainsi la surface de la bande active. La présence du déversoir limite les flux solides dans la convexité. D'ailleurs, aucun galet équipé n'a été retrouvé dans la zone d'expansion de crue en aval de D3

tandis que trois galets équipés ont été localisés dans le chenal historique, sur les suivis de 2015 (Chauvet, 2015).

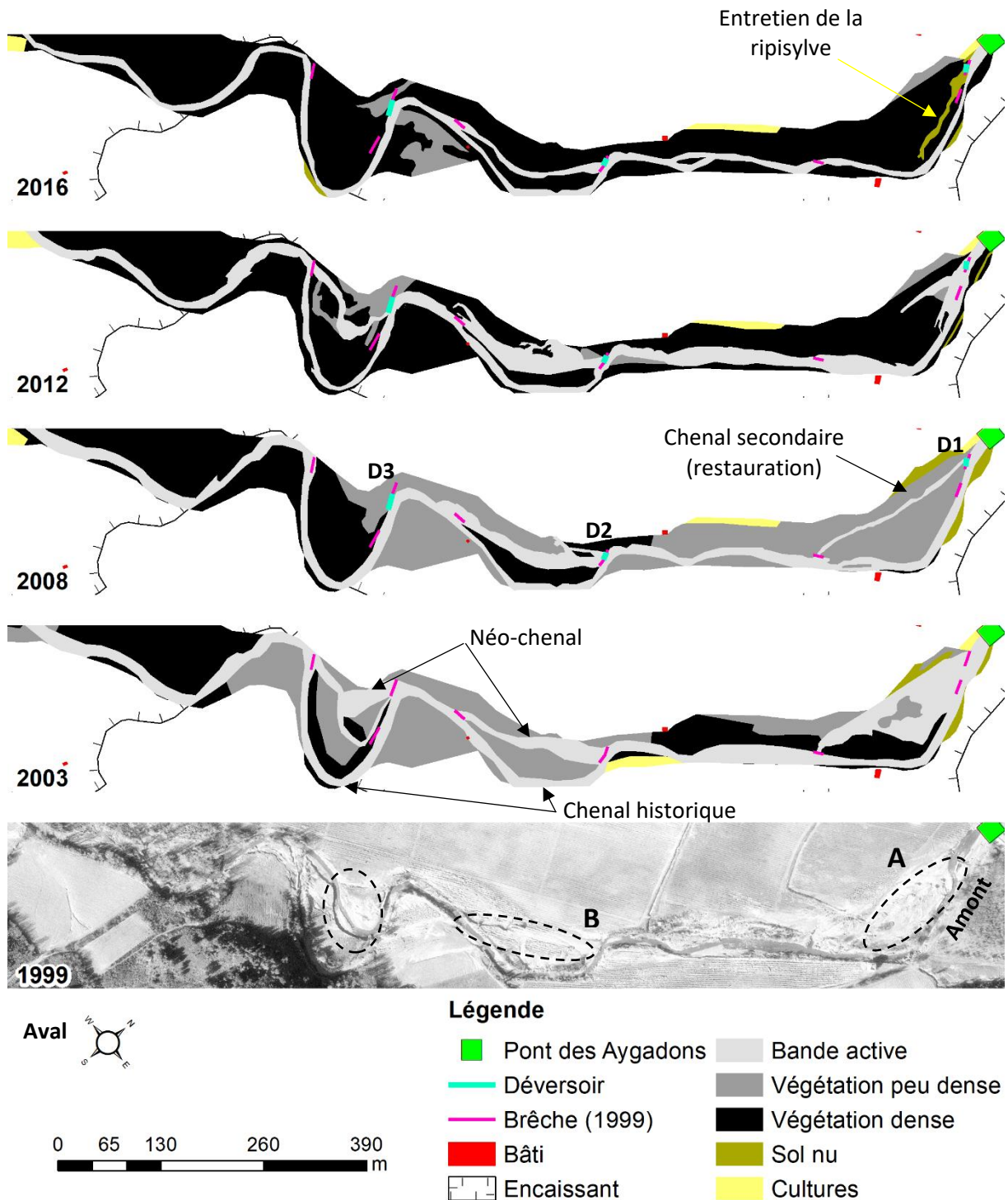


Figure 94 : Variabilité spatio-temporelle de l'occupation du sol dans l'espace de mobilité restauré de la Clamoux entre 1999 et 2016

Les cercles en pointillés représentent les zones d'expansion de crue. Les photographies aériennes utilisées sont issues de l'IGN et de Google Earth. A : Localisation des photographies de la Figure 95 ; B : Localisation des photographies de la Figure 96. En 1999, la bande active occupait la majorité de l'espace de mobilité. En 2003, la bande active s'élargie et les trois zones d'expansion ont été activées

lors de la crue de décembre. En 2008, l'espace de mobilité commence à se fermer par une végétation essentiellement peu dense et l'écoulement se fait dans le chenal historique. En 2012, la bande active s'est élargie suite à la crue de mars 2011 qui a activé les trois zones d'expansion de crue et le reste de l'espace de mobilité est colonisé par une végétation de plus en plus dense. En 2016, la dynamique de fermeture se poursuit et la Clamoux réemprunte de nouveau le chenal historique.



*Figure 95 : Chenalisation de la Clamoux en aval du pont des Aygadons
(photos : G. Arnaud-Fassetta et M. Fort)*

L'exhumation de la semelle de la digue atteste de l'incision du chenal de la Clamoux dans son lit historique. Ce processus tend à déconnecter le chenal principal du chenal secondaire ouvert par la crue de 1999 et maintenu lors des travaux de restauration.

Les brèches héritées de la crue de 1999 sont donc les points d'entrée (déversoirs) des zones d'expansion de crue. La gestion de la ripisylve a permis d'éviter une fermeture trop rapide de la bande active, ce qui garantit lors des crues l'efficacité du dispositif pour réguler le transport solide. En revanche, ces brèches agissent aussi comme des points durs pour les écoulements normaux qui demeurent fréquemment tractifs (IX.1.3.1). Il en résulte que la Clamoux est revenue systématiquement dans son chenal historique après chaque crue entre 1999 et 2017. Ceci montre que le contexte morphodynamique entre 1999 et 2017 n'a pas permis de conserver une bande active large et que cette configuration n'est sans doute plus permise par les conditions actuelles de production sédimentaire dans le bassin-versant.

Ce fonctionnement cyclique est optimal vis-à-vis du risque d'inondation car il permet de tamponner les flux liquides, de réguler les flux solides et de piéger les embâcles. De ce point de vue, les travaux de restauration ont permis d'atteindre les objectifs. En revanche, d'un point de vue systémique, ce fonctionnement cyclique pose problème. En effet, les stocks de sédiments, qui se constituent dans les zones d'expansion de crue et qui ne sont pas remobilisés par les crues courantes de la Clamoux, minimisent le potentiel de recharge sédimentaire. Ceci a pour effet d'engendrer un déficit sédimentaire en aval du site restauré.

À l'aune des crues récentes (CM4 et CM5), l'essentiel des écoulements se concentrait de nouveau dans le chenal historique de la Clamoux en réactivant la sinuosité en aval de D2 et le méandre en aval de D3.



Figure 96 : Évolution de la brèche de la Clamoux en aval du ruisseau du Baous (photos : G. Arnaud-Fassetta et M. Fort)

La brèche de 1999 n'a jamais été remblayée. Seules les fondations de la digue ont été renforcées. Les crues peuvent déborder dans le néo-chenal mais la brèche agit comme un petit seuil (déversoir) et contraint la Clamoux à réemprunter le chenal historique lors de conditions hydrologiques normales.

IX.2.1.2 Après les crues du 14 février 2017 et du 14 au 15 octobre 2018

La crue du 14 février 2017 (CM4) a permis une forte production sédimentaire et une recharge des stocks internes secondaires (IX.1.3.2) dans un contexte où le bassin-versant de la Clamoux n'avait pas connu de crue morphogène depuis 6 ans. La crue du 14 au 15 octobre 2018 (CM5) a engendré une nouvelle phase de production sédimentaire dans les sous bassins et surtout la remobilisation des stocks sédimentaires internes fraîchement reconstitués et peu végétalisés. Ces deux crues successives ont largement réouvert la bande active de la Clamoux passant de 1,8 ha en 2016 à 3,2 ha en 2017 et à 4,2 ha en 2018 (Figure 97). L'ensemble des zones d'expansion de crue a été activé mais à des degrés différents. Deux recouvrements de méandre ont eu lieu au niveau de D2 et de D3. Ces ajustements planimétriques ont permis de diminuer drastiquement la sinuosité de la Clamoux passant d'un indice de sinuosité de 1,64 en 2016 à 1,42 en 2018.

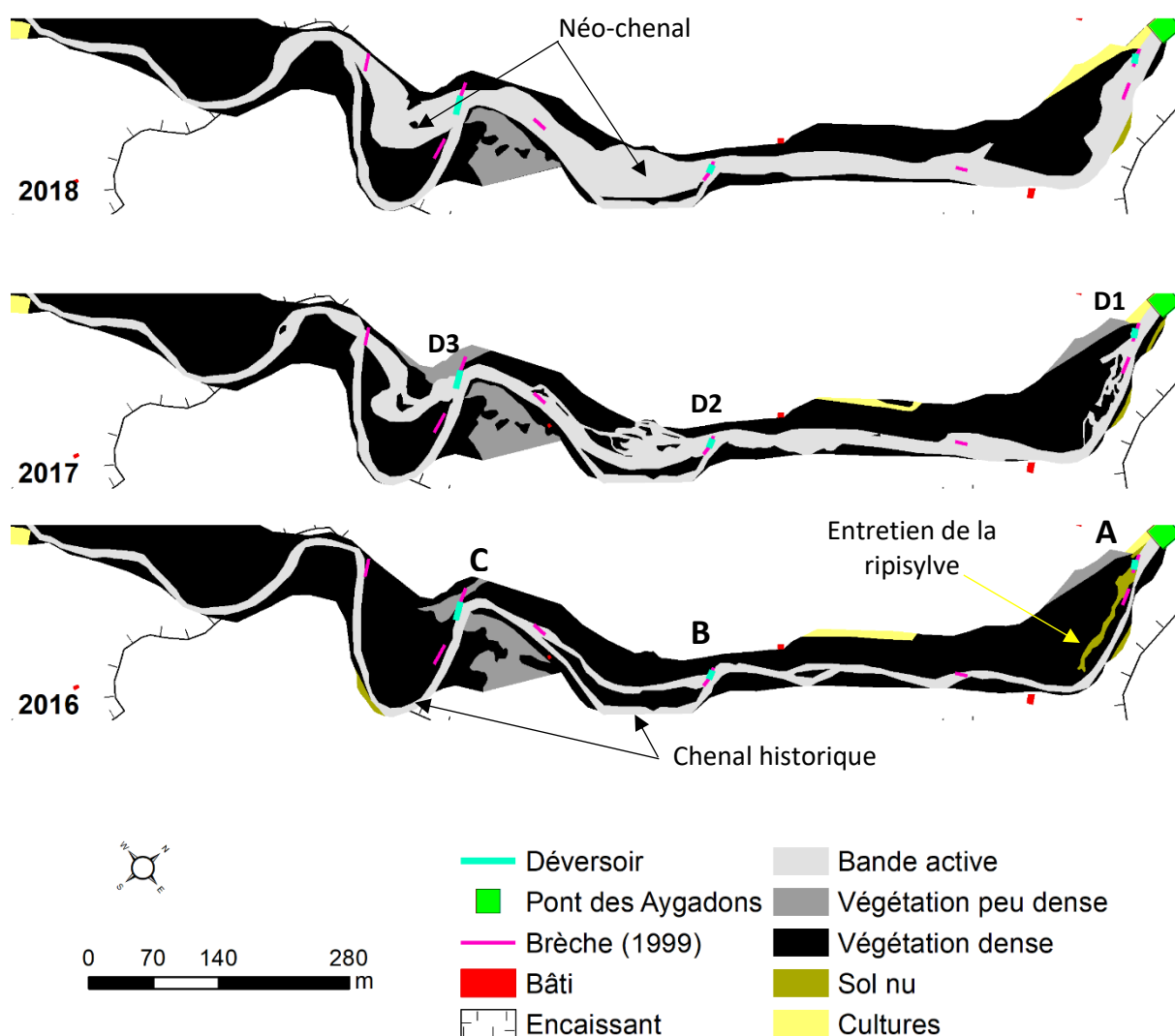


Figure 97 : Variabilité spatio-temporelle de l'occupation du sol dans l'espace de mobilité restauré de la Clamoux entre 2016 et 2018

Les photographies aériennes utilisées sont issues de l'IGN et de Google Earth. A : Localisation des photographies de la Figure 98 ; B : Localisation des photographies de la Figure 99 ; C : Localisation des photographies de la Figure 101.

Dans le secteur amont (D1 : Figure 97), lors de CM4, le chenal secondaire artificiel a fonctionné sur quelques dizaines de mètres dans l'emprise des travaux d'entretien qui ont été menés au

printemps 2016. Ces surfaces de sol nu très peu rugueuses ont été privilégiées au chenal secondaire artificiel densément végétalisé. Lors de CM5, la bande active s'est élargie dans cette zone d'entretien. Cependant, quel que soit l'événement considéré, aucun recouplement de méandre ne s'est produit à cet endroit. La semelle de l'ancienne digue est toujours visible (Figure 98) mais l'incision ne s'est pas amplifiée, ce qui suggère que ce secteur s'est stabilisé. Cette stabilisation est le fruit de dépôts sédimentaires qui se sont initiés lors de CM4 et amplifiés lors de CM5 (Figure 100).



Figure 98 : Stabilisation en amont du secteur restauré de la Clamoux après les crues de février 2017 et du 14 au 15 octobre 2018 (photos : G. Arnaud-Fassetta)

En aval du ruisseau de Baous (D2 ; Figure 97), CM4 a complètement détruit les fondations de la digue sous la brèche, supprimant de fait l'effet point dur qui perdurait depuis 1999 (Figure 99). Dans le néo-chenal, les processus d'érosion ont primé sur les processus de dépôt témoignant d'un ajustement brutal du profil en long (Figure 99). Cependant, un remblaiement est observé à l'entrée du chenal historique (Walentin, 2018 ; Figure 96). CM5 a confirmé la position de la Clamoux dans l'axe de la bande active ainsi que l'abandon du chenal historique par de nouveaux dépôts sédimentaires (Walentin, 2019 ; Figure 100). En revanche, dans le néo-chenal, d'importants dépôts sédimentaires se sont formés et ont permis de rééquilibrer le profil en long. Le lit de la Clamoux a retrouvé une morphologie de type *plane bed* ce qui confirme ici (sans contrainte latérale) un état d'équilibre (Montgomery et Buffington, 1997). La digue qui contenait le chenal historique a été en partie détruite, permettant la fusion entre le chenal historique et le néo-chenal. Au niveau du méandre (D3), CM4 a détruit le déversoir ce qui a permis à la Clamoux de s'aligner dans l'axe de la bande active. Ce processus a été amplifié par CM5 (Figure 101). Le chenal historique et le néo-chenal sont désormais à isocote. Comme dans le secteur de D2, le profil en long s'est rééquilibré et une morphologie en *plane bed* s'est mise en place dans le recouplement de méandre. La végétalisation dans le chenal historique ainsi que l'érosion de la rive concave du néo-chenal vont progressivement faire disparaître le chenal historique dès que la digue sera détruite.

Les expertises post crues montrent qu'au niveau du site restauré, CM4 a remis en question le fonctionnement du site. Ces observations corroborent les résultats du traçage sédimentaire. Une importante remobilisation de la bande active s'est opérée. La première crue (14 février 2017) a engendré des processus d'érosion régressive au niveau des ruptures de pentes, induites par la destruction des points de surverse. Les observations de terrain plaident en faveur d'un bilan sédimentaire négatif. La crue suivante (14 au 15 octobre 2018) a quant à elle rééquilibré le profil en long du site restauré (pas de rupture de pente et morphologie de type *plane bed*) et les observations de terrain témoignent d'un bilan sédimentaire équilibré voire excédentaire.



Figure 99 : Ajustement du profil en long de la zone restauré de la Clamoux au niveau de l'ancienne brèche n°4 formant le déversoir (photos : G. Arnaud-Fassetta)

A : Destruction de l'ancienne brèche formant le déversoir ; B : Incision de la Clamoux par érosion régressive suite à la crue de février 2017 ; C : Engraissement du néo-chenal suite à la crue d'octobre 2018. Notez la section très plate du lit de la Clamoux typique d'une morphologie « plane bed ».

À la suite de ces deux crues, la Clamoux est bel et bien fixée dans l'axe de la bande active. Durant ces deux événements, le chenal historique a systématiquement été remblayé et relayé au rôle de bras de décharge et devrait disparaître avec les prochaines crues morphogènes. Parmi les trois points d'activation des zones d'expansion de crue, seul le plus en amont subsiste encore aujourd'hui. À l'avenir, c'est le seul secteur qui pourra jouer un rôle de zone d'expansion de crue. Le défrichage du chenal artificiel est une piste pour améliorer le fonctionnement de ce secteur. À ce titre, les travaux d'entretien réalisés en 2016 se sont avérés efficaces pour favoriser la remobilisation de la bande active.

En aval de D1, plus aucun point dur ne peut contrôler le profil en long hormis les affleurements molassiques (immédiatement en aval de D3) et le passage à gué (environ 950 m en aval de D3). Tout ce secteur est donc voué à s'ajuster sur le plan horizontal (par le cycle d'élargissement et de contraction de la bande active). Si des processus d'incision ne sont pas à exclure dans le futur, en cas de faible fourniture sédimentaire ces derniers devraient se faire de manière homogène sur l'ensemble du tronçon. Dans cette configuration, la continuité sédimentaire est optimisée mais la zone restaurée devrait être moins efficace pour réguler les flux liquides et solides. La gestion de la colonisation végétale demeure le seul levier d'action pour recréer des zones de stockage. Quoiqu'il en soit, les ajustements morphologiques postérieures à cette réinitialisation complète demandent un suivi quantitatif afin d'orienter la gestion. Une attention particulière est à porter sur D1 car une incision de la Clamoux pourrait déconnecter une nouvelle fois la zone d'expansion de crue.

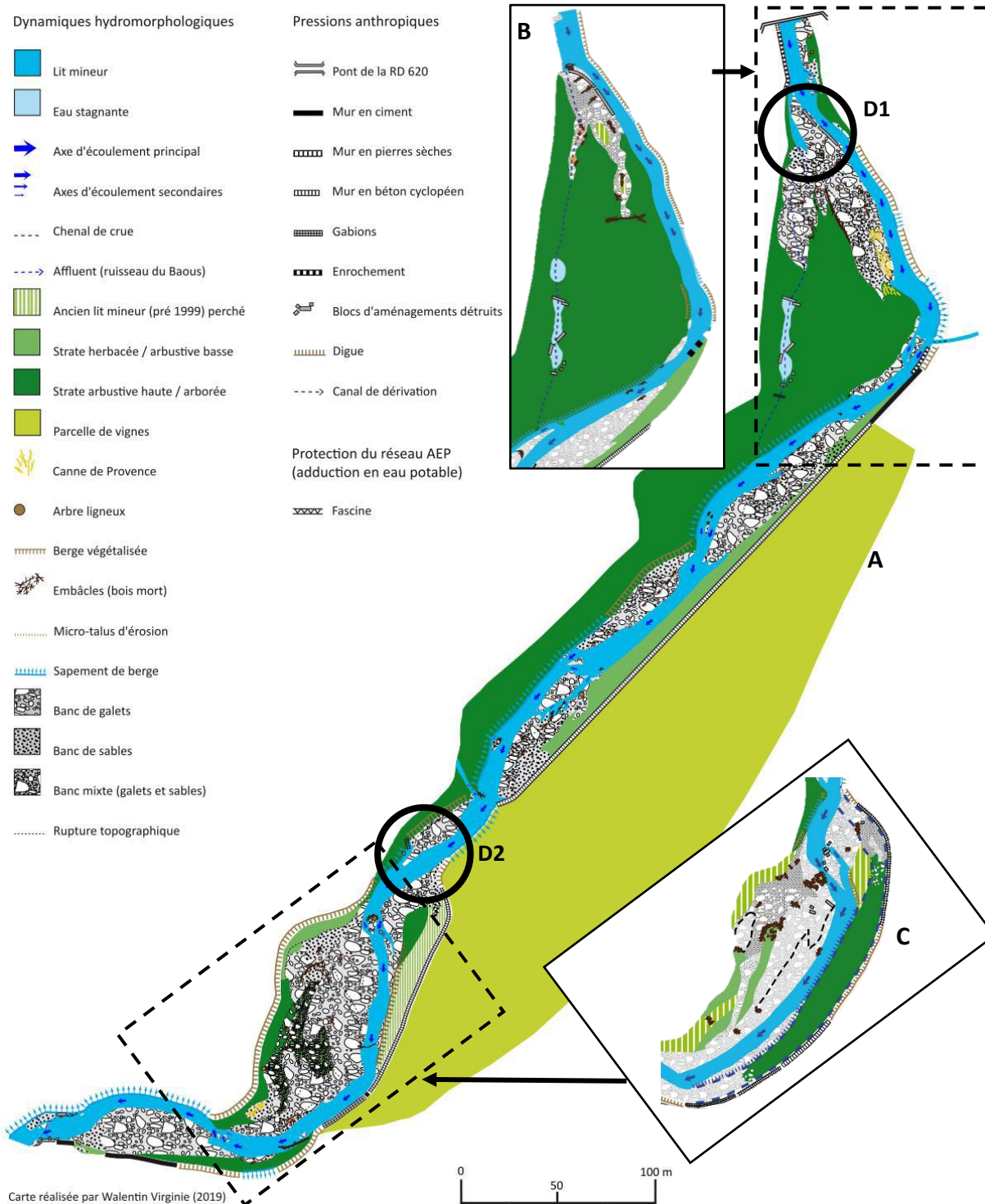


Figure 100 : Cartographie hydromorphologique de la Clamoux en aval du pont des Aygadons postérieure aux crues du 14 février 2017 et du 15 octobre 2018 (d'après Walentin, 2019)

A : Post crue d'octobre 2018 ; B et C : Post crue février 2017. L'emprise de cette carte ne prend pas en compte le secteur aval (D3) mais uniquement les secteurs amont (D1 et D2). Les cercles localisent les différents déversoirs. Au niveau de D1, les crues récentes n'ont pas permis de réactiver entièrement le chenal secondaire artificiel et une importante zone de dépôts s'est formée. Au niveau de D2, l'ancienne brèche formant le déversoir a été complètement détruite dès la crue de février 2017 ce qui a privilégié les écoulements dans l'axe et non pas dans le chenal historique qui s'est remblayé.



Figure 101 : Destruction du déversoir D3 en aval de la zone restaurée de la Clamoux (photo : G. Arnaud-Fassetta)

Notez la cote du chenal historique et celle du néo-chenal qui sont désormais identiques.

IX.2.2 Comparaison de l'évolution du site restauré avec l'Argent Double en aval de Caunes-Minervois

Au niveau de l'unique site analogue à celui du pont des Aygadons, au droit de l'ancienne décharge de Caunes-Minervois (zone d'épandage alluvionnaire holocène à la sortie des gorges, encaissant molassique et faible contrainte latérale), la bande active de l'Argent Double observe aussi des ajustements planimétriques rapides depuis la crue de 1999 (Figure 102). Ainsi, entre 1999 et 2016, la bande active est passée de 7,5 ha à 1,2 ha. Dans cette tendance à la fermeture du lit, la crue de mars 2011 a permis temporairement d'élargir la bande active à 3,1 ha. Comme sur la Clamoux, les deux crues récentes (CM4 et CM5) ont également permis de rouvrir le lit respectivement à 3,2 ha puis à 3,9 ha. Malgré ce cycle de contraction et d'élargissement, la sinuosité évolue très faiblement sur l'ensemble de la période (Figure 103). Ceci s'explique par le style globalement moins sinueux de l'Argent Double ainsi que par l'absence de digue perpendiculaire à l'axe d'écoulement, qui aurait pu engendrer des recoupements.

L'évolution de l'occupation du sol dans les espaces de mobilité tend à converger sur les deux sites mais les rythmes et l'amplitude des évolutions ne sont pas synchrones (Figure 104). Le taux de végétalisation dans l'emprise de l'espace de mobilité montre des différences significatives entre les deux sites. Sur la période étudiée, les surfaces maximales de végétation dense sont mesurées en 2008 sur l'Argent Double (70 % de l'espace de mobilité) alors que cette valeur n'est atteinte qu'en 2016 sur la Clamoux. La végétalisation de la Clamoux a donc été plus lente sur la période 2003-2011 que sur l'Argent Double. De plus, sur cette même période, la part des surfaces végétalisées peu denses demeure bien plus importante dans la Clamoux que dans l'Argent Double. Ceci est bien plus propice à la remobilisation de la bande active qu'une végétation dense. Cette différence est à mettre en lien avec la stratégie d'entretien sélectif de la végétation sur la Clamoux en 2006 et la non intervention sur l'Argent Double.

Par ailleurs, la Clamoux demeure bien préservée par l'artificialisation des sols alors que l'espace de mobilité de l'Argent Double a très vite été réutilisé pour l'agriculture (vergers) et le stockage de déchets (extension de la décharge). Ainsi, seules les zones d'expansion de crue de 1999 en rive gauche ont pu être réactivées entre 1999 et 2016 sur l'Argent Double (Z4 et Z5 ; Figure 102) alors que l'intégralité des zones d'expansion de crue de la Clamoux ont été activées (Figure 94). Récemment, les travaux de réhabilitation de la décharge (2015) ont permis à l'Argent Double de se réapproprié une partie de son espace de mobilité en rive droite, notamment au droit de la décharge et dans le verger (Z2) comme le montrent les ajustements morphologiques consécutifs à CM4 puis à CM5 (Figure 102). Cependant, la régulation des flux liquides et solides aurait pu être

bien plus efficace si la zone d'expansion de crue n'avait pas été reconvertie en vergers et protégée par une ceinture de remblai.

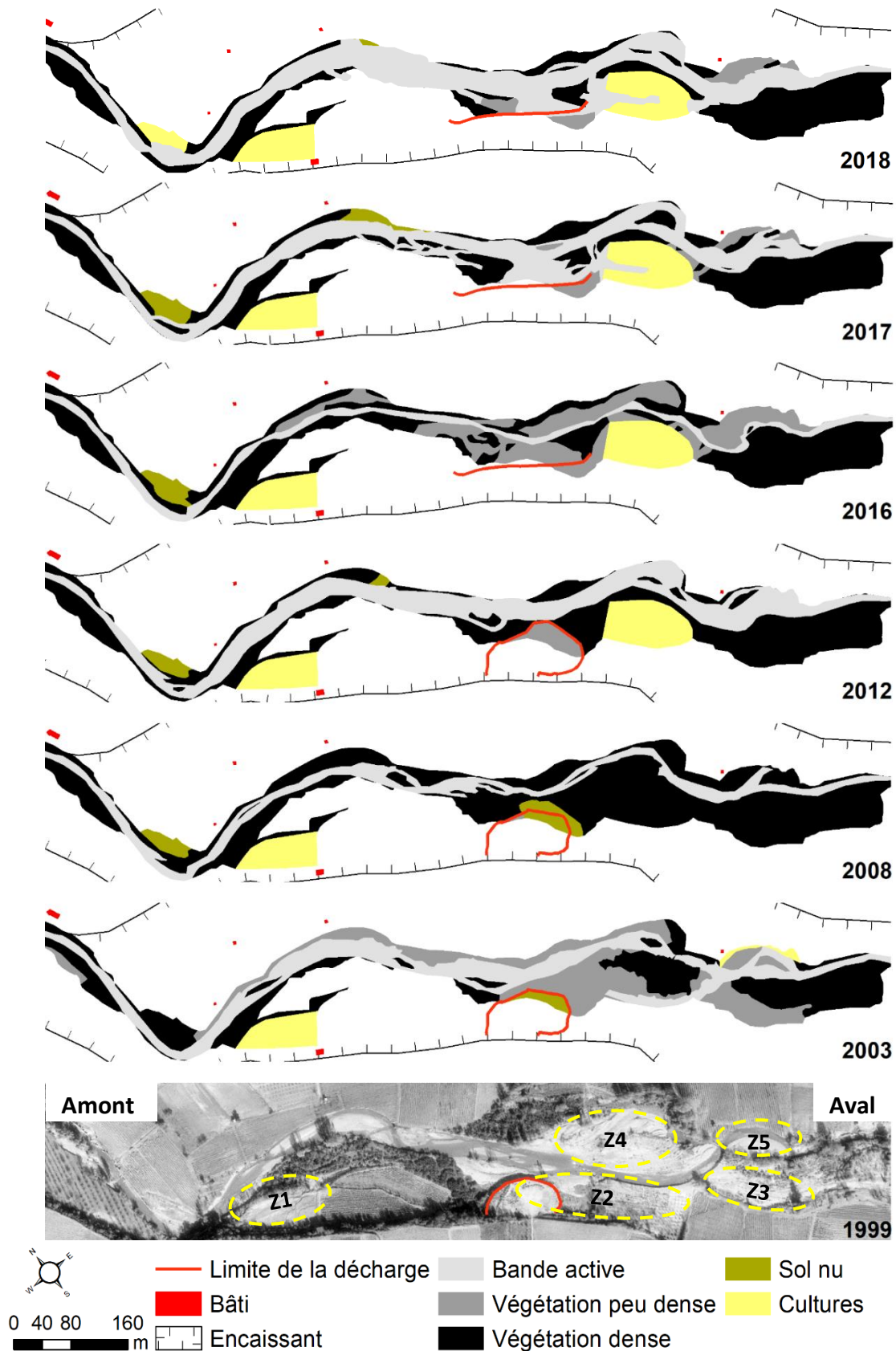


Figure 102 : Variabilité spatio-temporelle de l'occupation du sol dans l'espace de mobilité de l'Argent Double à Caunes-Minervois entre 1999 et 2018

Les cercles en pointillés jaunes représentent les principales zones d'expansion de crue de 1999. En 1999, la bande active occupait la majorité de l'espace de mobilité. En 2003, la bande active s'élargie et seules les zones d'expansion de crue en rive gauche ont été activées (Z4 et Z5) tandis que la décharge voit sa surface augmentée et qu'une parcelle de vigne est implantée dans Z1. En 2008, l'espace de mobilité s'est fortement végétalisé (végétation dense). En 2012, Z2 est réutilisé pour planter un verger ce qui contraint l'Argent Double en rive gauche où la bande active s'est élargie suite à la crue de mars 2011. En 2016, l'espace de mobilité s'est végétalisé mais les travaux de réhabilitation de la décharge améliorent l'espace de mobilité de l'Argent Double. En 2017 et en 2018, la bande active s'élargie au niveau de Z4 et Z5 mais aussi dans Z3 qui devient fonctionnelle.

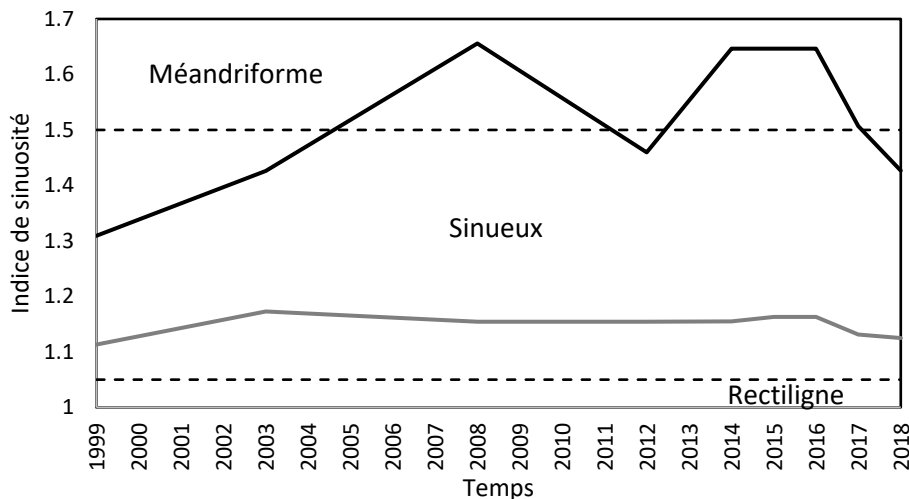


Figure 103 : Comparaison de l'évolution temporelle de la sinuosité entre le site restauré de la Clamoux au pont des Ayyadons (en noir) et de l'Argent Double sur le site de la décharge à Caunes-Minervois (en gris)

Les pointillés noirs représentent les limites de classes de sinuosité. La sinuosité de la Clamoux a augmenté lors des phases de calme hydrologique passant d'un style peu sinueux à un style très méandriforme. L'activation des zones d'expansion de crue lors de CM2 et CM3 a permis de diminuer la sinuosité. Les crues récentes (CM4 et CM5) montrent que les recouvrements de méandre ont permis le retour à un style peu sinueux. Parallèlement à cette évolution, l'Argent Double au niveau de l'ancienne décharge observe un style peu sinueux remarquablement stable.

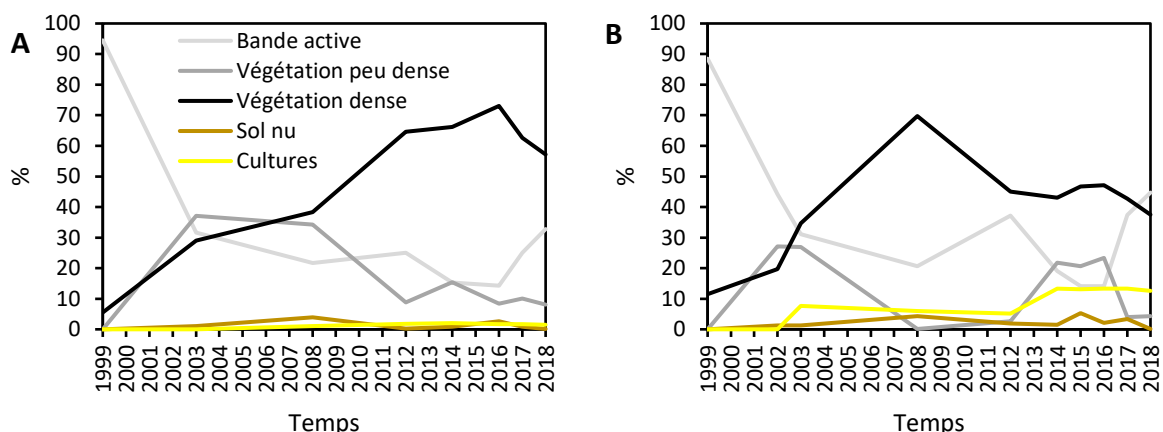


Figure 104 : Trajectoire d'évolution de l'occupation du sol dans l'espace de mobilité de la Clamoux en aval du pont des Ayyadons et de l'Argent Double au droit de l'ancienne décharge à Caunes-Minervois

A : La Clamoux au pont des Ayyadons ; B : L'Argent Double au niveau de l'ancienne décharge « sauvage » de Caunes-Minervois.

Conclusions partielles

La trajectoire d'évolution de la Clamoux depuis les travaux de restauration en 2006 montre un cycle rapide de contraction et d'élargissement de la bande active, commandé par une colonisation végétale rapide. Cette dynamique a pu être contrôlée et freinée par les techniciens de rivière du SMAC sur la période 2006-2016.

Avant 2016, les points de surverse ouverts dans les digues ont permis l'activation des zones d'expansion de crue, une simplification du style fluvial par recouplement de méandre et un élargissement significatif de la bande active à chaque crue. Le repositionnement naturel et systématique de la Clamoux dans son chenal historique a eu tendance à déconnecter les néo-chenaux qui n'ont pu être activés que rarement (une fois avant les travaux en décembre 2003 et une fois après les travaux en mars 2011). D'un point de vue opérationnel, il est indéniable que la fonction de régulation des flux solides et liquides est assurée dans les zones d'expansion de crue en aval des trois points de surverse. Cependant, ce fonctionnement a limité la remobilisation des stocks sédimentaires au sein des néo-chenaux. Retenons que la fonctionnalité des zones d'expansion de crue est maximale lorsque le point de surverse est assez bas et que la végétation n'est pas trop dense. Le respect de ces deux conditions permet une meilleure régulation du transport solide.

Les crues récentes (14 février 2017 et 14-15 octobre 2018) ont complètement modifié le fonctionnement hydro-sédimentaire du tronçon restauré. Aujourd'hui, la Clamoux est fixée dans l'axe de la bande active au sein des néo-chenaux si bien que des questions se posent quant à la pérennité de l'efficacité de ce site vis-à-vis de la gestion du risque inondation. À plus large échelle, les ajustements morphologiques consécutifs à ces crues devraient permettre d'améliorer la recharge sédimentaire en aval car la Clamoux, en quittant son chenal historique endigué et en se fixant dans une bande active large et non contrainte, a désormais un potentiel de remobilisation du stock interne bien plus important.

Sur les trois zones d'expansion réalisées en 2006, une seule est encore fonctionnelle aujourd'hui. Sur cette dernière, le défrichement localisé (2016) a permis de favoriser l'efficacité de la régulation du transport solide dans un contexte de très forte crue. En revanche, la création d'un chenal secondaire s'est avérée peu efficace en l'absence d'entretien.

La comparaison de la trajectoire d'évolution de la Clamoux avec celle de l'Argent Double au niveau de l'ancienne décharge permet de mettre en exergue l'efficacité de la stratégie mise en place sur la Clamoux sur la période 2006-2016. Cette efficacité est d'autant plus intéressante que le montant des travaux est faible.

IX.3 Nécessité de réorienter les méthodes de suivi

Les ajustements morphologiques ont permis de cerner la trajectoire d'évolution du site restauré grâce à une étude diachronique de l'occupation du sol dans l'espace de mobilité de la Clamoux. En revanche, les données acquises sur la variabilité spatio-temporelle de la charge de fond, opérée depuis 2012, ont présenté plusieurs limites : 1) il a été impossible de montrer le rôle de régulation du transport solide joué par la suppression des contraintes latérales et 2) les crues du 14 février 2017 et du 14-15 octobre 2018 ont mis en défaut le dispositif de suivi par traçage sédimentaire basé sur la technologie RFID passive. En effet, face à l'ampleur de ces crues, le suivi de la charge de fond opérée sur la Clamoux et sur l'Argent Double depuis 2012 est rendu désormais impossible pour des raisons techniques et logistiques (impossibilité de détecter les traceurs en profondeur et aire de prospection en inadéquation avec les moyens mobilisables).

Si les résultats acquis permettent de cerner le fonctionnement hydro-sédimentaire dans des contextes hydrologiques normaux (débit de mise en mouvement très faible et forte mobilité), plusieurs questions demeurent donc sans réponse :

- quel est le temps de résidence de la charge de fond dans les néo-chenaux (zone d'expansion entre les brèches) ?
- quel est le fonctionnement hydro-sédimentaire en contexte de crue de haute-magnitude / basse fréquence ?

De plus, au-delà des questions relatives au suivi de la charge de fond, le bilan sédimentaire demeure qualitatif et il s'avère nécessaire de quantifier les cycles de stockage et de déstockage sédimentaires dans le site restauré de la Clamoux, afin de cerner les effets à long terme de cette zone de régulation. Il serait également souhaitable de replacer ce site dans une approche systémique de la continuité sédimentaire. Une telle approche permettrait de sortir de l'unique scope de la gestion du risque inondation qui ne considère pas les effets négatifs potentiels d'une forte régulation du transport solide et des déficits sédimentaires engendrés en aval. Cette question passe aussi par la détermination de la variabilité spatiale de la couche active car aucune donnée relative à cet indicateur n'est à ce jour connue dans les cours d'eau du Minervois.

Enfin, d'un point de vue écologique, les données disponibles actuellement ne permettent pas de capter la réponse hydrobiologique du milieu suite aux travaux de restauration. C'est un axe de recherche important pour cerner la trajectoire d'évolution globale.

La suite de cette section est issue d'un projet de recherche qui a pour but de s'appuyer sur les différents retours d'expérience de cette thèse en termes de suivi des opérations de restauration. Il est élaboré dans le but de se servir de l'existant afin de pallier les lacunes mises en avant. Il s'agit de repenser les suivis entrepris depuis 2012 dans un objectif de suivi de la restauration centré sur le site restauré du pont des Aygadons.

Face à la multiplication des projets de suppression des contraintes latérales dans le Minervois, il est nécessaire de poser un protocole de suivi adapté aux spécificités du territoire et facilement transposable. La transposition de cette méthodologie aux futurs travaux de restauration permettra de compiler un retour d'expérience régional.

IX.3.1 L'approche BACI et la définition des stations de suivi

À l'instar des stations altérées (forte contrainte latérale), les stations non altérées sont rares. Seules les stations AR3 (Rieussec) et AR6 (ancienne décharge « sauvage » de Caunes-Minervois) permettent d'observer une évolution non contrainte latéralement. Dans l'optique de suivre la restauration en aval du pont des Aygadons selon l'approche BACI et de définir un cadre morphologique homogène (pente et type de lit similaire), il est important de disposer de stations sur la zone de piedmont mais aussi dans la Montagne Noire. Les stations sur les affluents sont pour le moment exclues du réseau de suivi car ils ne sont pas concernés par les opérations de restauration. Dans un objectif de rationaliser le nombre de stations, pour alléger la logistique et pour améliorer la correspondance géographique entre les différents types de suivis (sédimentaire, topographique, physico-chimique et hydrobiologique), une nouvelle cartographie de suivi à l'échelle de la Clamoux et de l'Argent Double est proposée (Figure 105). Ce dispositif aboutit à une réduction drastique des stations de suivi de la charge de fond en place depuis 2012.

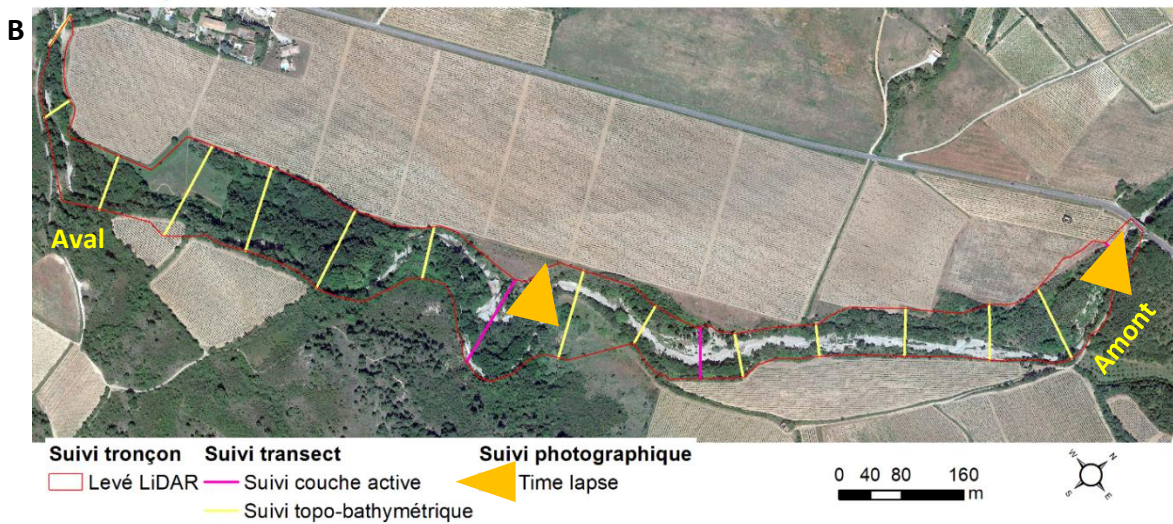
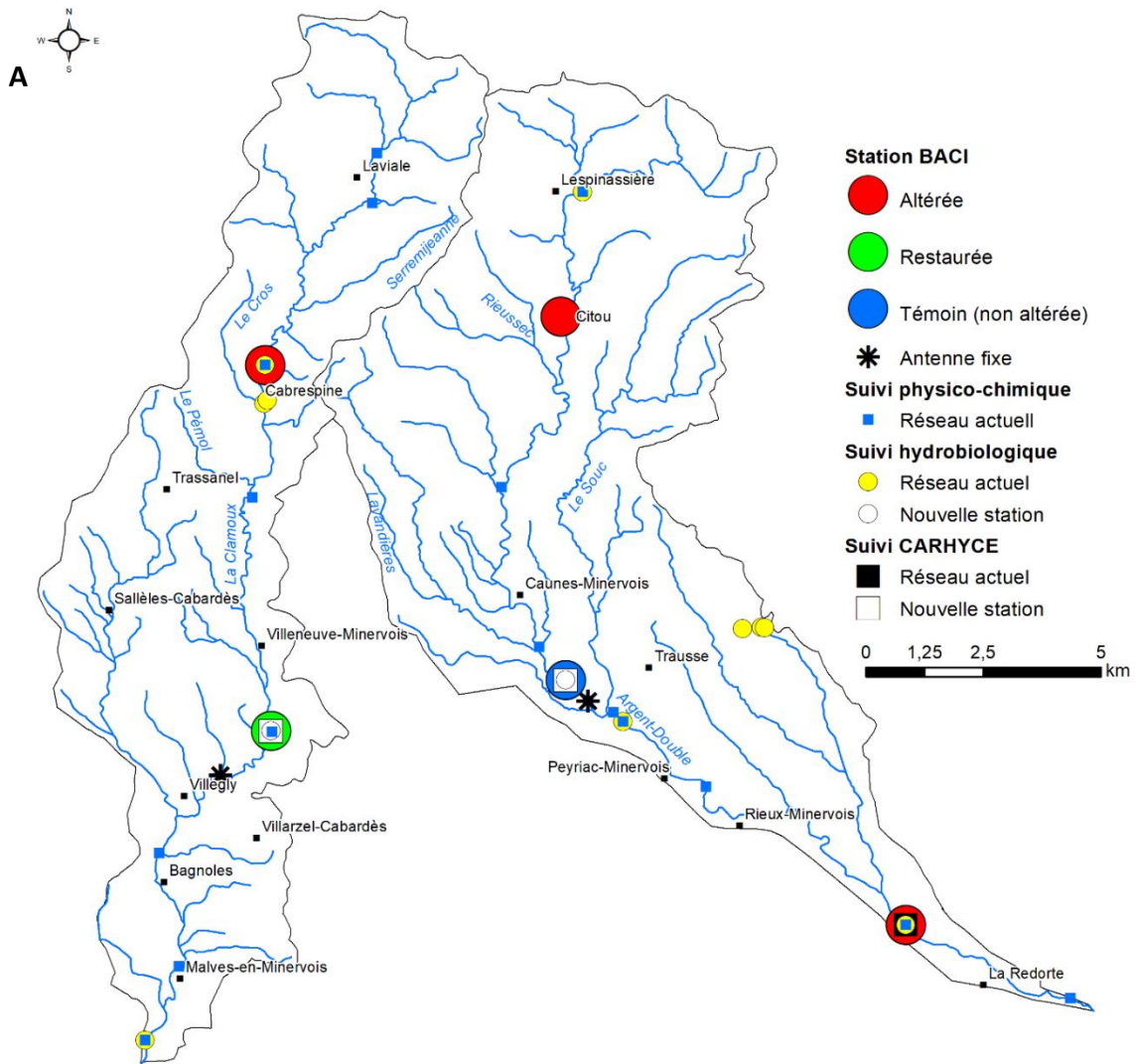


Figure 105 : Proposition d'un dispositif minimal de suivi de la restauration sur la Clamoux et l'Argent Double

A : Dispositif de suivi global ; B : Dispositif complémentaire sur le site du pont des Aygadons.

IX.3.2 Les méthodes de traçage sédimentaire : pérenniser l'existant et améliorer le protocole de suivi

Afin de valoriser les traceurs RFID passifs qui demeurent dans l'hydrosystème mais dont nous avons perdu la localisation, la pose de deux antennes fixes est proposée. Ces antennes seront placées à la sortie du site restauré de la Clamoux et en aval de la décharge de Caunes-Minervois. Il s'agit de passer d'une démarche de prospection chronophage à une démarche de *monitoring* passif (Schneider *et al.*, 2010). En adoptant une telle stratégie, environ 68 % des galets équipés pourraient à terme être retrouvés. L'avantage de pérenniser ce type de traçage réside dans le faible coût des traceurs et dans le respect de la lithologie et de la morphométrie en utilisant des galets naturels.

Ce type d'antenne peut être disposé autour de pieux, enfoncés au préalable dans le lit des cours d'eau, à plat sur un point dur en forme de boucle horizontale ou verticale. Le dispositif nécessite d'une source d'énergie qui peut prendre la forme d'une batterie que l'on change régulièrement et/ou qui peut être couplée à un panneau solaire. La portée des antennes est d'environ 0,5 m, ce qui nécessite de trouver un compromis entre la profondeur d'installation et l'affouillement potentiel du cours d'eau. À ce titre, l'expérience menée actuellement sur le Cher (Dépret, 2019 ; Figure 106) montre qu'un enfouissement à 0,2 m est suffisant pour éviter l'affouillement. Le potentiel de couche active étant plus important dans le Minervois, il serait préférable d'enfouir plus profondément les antennes. Les passages à gué en aval des deux sites pressentis semblent offrir une belle opportunité pour fixer les antennes et s'affranchir des contraintes d'enfouissement. Ce dispositif permet d'obtenir des résultats à long terme et sous-tendent une injection régulière de traceurs en amont, afin d'obtenir des résultats à court terme.



Figure 106 : Antenne RFID passif fixe utilisée dans le Cher (photos : T. Dépret, 29/11/2018)

A : Antenne de détection ; B : Installation de l'antenne sur le lit du cours d'eau.

Afin de renforcer le dispositif et surtout de cerner la variabilité spatio-temporelle du charriage lors des fortes crues, il est aussi envisagé de mettre en place une stratégie basée sur l'utilisation de traceurs RFID actifs. Ceci nécessite dans un premier temps de mouler de nouveaux galets artificiels car les moules existants ne sont ni représentatifs de la forme ni de la densité de la charge de fond des cours d'eau du Minervois. *A minima*, trois stations doivent être équipées (une station restaurée, une station altérée et une station de référence).

IX.3.3 Les méthodes de suivi topo-bathymétrique

Dans l'idéal, un suivi topographique doit être réalisé sur chaque station mais il est primordial de l'initier en priorité sur le site restauré du pont des Aygadons. On distingue le suivi topo-bathymétrique, réalisé à l'échelle du tronçon, du suivi réalisé à l'échelle du transect. À l'échelle du

tronçon, il s'avère indispensable d'acquérir une donnée de qualité pour quantifier les ajustements verticaux de la bande active et pour déterminer l'évolution des stocks sédimentaires. La programmation de levé LiDAR à une fréquence biennale permettra de réaliser des différentiels topographiques séquentiels. L'absence d'eau en été permettra de s'affranchir des biais inhérents à cette technologie. En revanche, à cette période, la végétation est très dense et la production de MNT pourra être délicate. Ce type de levé est aujourd'hui possible via des survols en drone (Wallace *et al.*, 2012), ce qui limite les coûts en comparaison d'un survol en avion. Toutefois, un survol en avion n'est pas à exclure en cas de mutualisation des besoins à l'échelle du bassin-versant par exemple. Les différents indicateurs dérivés des données LiDAR pour quantifier les ajustements morphologiques sont directement transposables (Z_{min} , Z_{cs} et bilan sédimentaire cumulé ; 0) sur ce site. Un point de vigilance particulier est à apporter à la qualité des données LiDAR. Une série de points de repère de nivellement est disponible à proximité du site (consultable sur Géoportail) et permettra, si besoin, de géoréférencer le nuage de point. L'emprise du levé LiDAR devra englober la D 620 afin de permettre une évaluation de la précision altimétrique sur des zones stables.

Quoi qu'il en soit, un profil en long de la bande active et une série de profils en travers seront nécessaires. Le GPS RTK s'est avéré particulièrement facile à utiliser et fiable pour ce type de relevés. L'observation de l'évolution de l'altitude de la bande active permettra de quantifier la variabilité spatio-temporelle de la respiration verticale du site. Afin d'aller plus loin et de quantifier aussi la variabilité spatio-temporelle de la couche active, ce suivi à l'échelle du transect sera couplé à l'utilisation de colonnes d'érosion RFID (Brousse *et al.*, 2018), consistant à insérer des traceurs RFID actifs dans une colonne le long d'un transect.

IX.3.4 L'évolution des habitats

L'utilisation du drone de l'Institut Physique du Globe de Paris (IPGP) permettra d'acquérir des photographies aériennes à haute résolution spatiale et temporelle. La production d'orthophotos permettra de séquencer l'évolution des macro-habitats en cernant les dynamiques de contraction et d'élargissement de la bande active ainsi que les dynamiques de reconquête végétale. Il s'est avéré nécessaire de bien dissocier la physionomie de la ripisylve car cet aspect conditionne en partie la fonctionnalité des zones d'expansion de crue.

IX.3.5 Le suivi photographique

La base de données photographiques est actuellement très riche mais les clichés sont difficilement localisables et difficilement exploitables avec le temps. À l'avenir, il est important de localiser les clichés et de garantir un angle de vue stable. Une solution peu coûteuse qui s'est avérée efficace est de mettre en place un piège photographique. Les récents ajustements morphologiques de la Clamoux montrent qu'il serait intéressant de suivre l'évolution des recoupements de méandre. En plaçant des repères visuels, les clichés permettraient d'affiner la compréhension du fonctionnement du site (à partir de quel débit la Clamoux emprunte les néo-chenaux plutôt que le chenal historique). Les différents points d'entrée dans les zones de divagations sont des sites intéressants pour y fixer un piège photographique (Figure 105). Attention toutefois au développement rapide de la végétation qui peut entraver le champ de vision. Face à l'efficacité des méthodes de quantification de la variabilité spatio-temporelle des habitats, issues des données *time lapse*, il est envisagé d'utiliser ces données pour cerner les modalités de la végétalisation de la bande active.

Les survols de la zone pour l'acquisition de données topographiques permettront aussi de produire des orthophotos. Ce type de suivi permettra de poursuivre l'observation des ajustements planimétriques de la bande active ainsi que des macro-habitats.

IX.3.6 Orientations pour un suivi de la qualité des cours d'eau

Il s'agit de réactiver des stations existantes et de proposer de nouvelles stations. Afin de garantir, l'approche BACI, une station doit être mise en place au droit de l'ancienne décharge de Caunes-Minervoises (station de référence). Dans l'idéal, cette station devra intégrer un suivi physico-chimique, hydrobiologique et hydromorphologique (CARHYCE). La station physico-chimique du

pont des Aygadons (6179170) peut servir de station restaurée à condition d'être réactivée et complétée par des suivis hydrobiologique et hydromorphologique (CARHYCE). La station multi paramètres d'Azille (6179550), en aval du bassin de l'Argent Double, est idéale comme station altérée car elle cumule tous les types de mesures dans un secteur à fortes contraintes latérales mais elle doit être pérennisée dans le temps.

La logistique d'un tel suivi est complexe et coûteuse. Il est important de mobiliser les acteurs locaux (Agence de l'Eau, Conseil Général de l'Aude, Universités) pour réactiver et compléter le réseau de suivi de la qualité des eaux dans le Minervoais afin de le rendre compatible avec le suivi de la restauration.

Conclusions partielles

Malgré la relative efficacité du dispositif de suivi mis en place au pont des Aygadons depuis 2012, les crues du 14 février 2017 et du 14 au 15 octobre 2018 peuvent être vues comme l'opportunité de mettre en place un nouveau cycle de suivi. Ce dernier se base sur le retour d'expérience acquis dans cette thèse et doit permettre de capter la trajectoire d'évolution du site restauré de la Clamoux, dans une configuration où le fonctionnement hydro-sédimentaire a été bouleversé par les crues du 14 février 2017 et du 14 au 15 octobre 2018.

Conclusions

Concernant l'hypothèse (H1) selon laquelle l'élargissement de la bande active de la Clamoux permettrait de ralentir le transport solide :

- nos résultats ne permettent pas de montrer de façon claire l'effet de l'élargissement de la bande active sur le ralentissement du charriage dans la zone restaurée en aval du pont des Aygadons. Ceci s'explique par une combinaison de facteurs hydrauliques et hydrologiques :
 - lors de faibles débits ($< 20 \text{ m}^3/\text{s}$), l'écoulement reste chenalisé dans la zone restaurée ce qui ne permet pas d'enregistrer des différences avec les sites altérés ;
 - lors de très forts débits ($> 150 \text{ m}^3/\text{s}$), le dispositif de traçage n'est pas adapté du fait de la trop grande dispersion des galets équipés.
- cependant, les sites de référence dans le bassin de l'Argent Double, caractérisés par une morphologie plus divagante voire localement en tresses, ont permis de montrer qu'il existe bien un effet de ralentissement dès lors que les contraintes latérales sont moins fortes.

Concernant l'hypothèse (H2) selon laquelle la suppression des digues favoriserait la mobilité latérale, en permettant un élargissement de la bande active dans les zones d'expansion de crue et dans les zones d'entretien de la ripisylve :

- un élargissement de la bande active est bien observé après chaque crue. Cependant, il n'est pas systématiquement enregistré dans les trois zones d'expansion de crue. C'est la zone intermédiaire qui a été la plus efficace puis dans une moindre mesure la zone en aval tandis que le chenal secondaire en amont de la zone demeure un échec vis-à-vis de cet objectif. Ce sont les différences de conception entre les points de surverse qui sont responsables de cette hétérogénéité ;
- l'élargissement de la bande active n'est jamais très durable car la colonisation par la végétation en l'absence de crue est très rapide ($< 5 \text{ ans}$) ;
- les efforts en matière de gestion de la ripisylve ont permis de ralentir la formation d'un couvert végétal dense, ce qui a favorisé l'élargissement lors des crues ;
- l'intervention sur la ripisylve réalisée en 2015 a favorisé des dépôts d'alluvions lors des crues récentes, ce qui prouve que cette stratégie est efficace vis-à-vis de la régulation du transport solide.

Le bilan de la restauration menée sur le site du pont des Aygadons est donc une réussite vis-à-vis des objectifs fixés jusqu'en 2016 puisqu'à chaque crue le site permet d'activer tout ou une partie des trois zones d'expansion de crue, d'élargir la bande active et de stocker des sédiments (Figure

107). Pour autant, la Clamoux a tendance à se repositionner rapidement dans son lit historique lors des périodes de calme hydrologique ce qui n'est pas optimal pour la remobilisation des stocks sédimentaires lors des crues courantes. On peut dès lors questionner la stratégie adoptée vis-à-vis de la continuité sédimentaire et de l'aggravation des déficits sédimentaires en aval. Rappelons que la démarche était complètement exploratoire et qu'elle répondait aussi à un fort besoin social dans une région où le traumatisme de la crue de 1999 est encore présent dans les esprits. Face aux premiers résultats encourageants, notamment lors de la crue de mars 2011, les projets de restauration des espaces de liberté se sont multipliés. Cette stratégie davantage globale de restauration des espaces de liberté permettra à termes de limiter les effets négatifs que peut engendrer un seul site de restauration vis-à-vis des déficits provoqués en aval. En effet, la multiplication des zones restaurées engendrera la recharge sédimentaire par remobilisation du stock interne en différents points du bassin-versant, ce qui limitera les déficits.

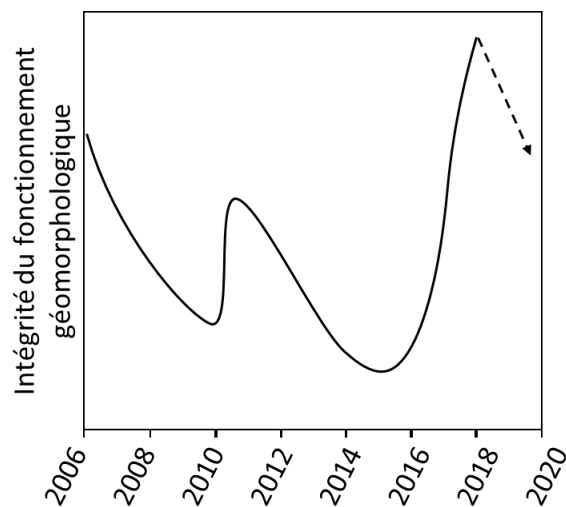


Figure 107 : Trajectoire de restauration de la Clamoux en aval du pont des Aygadons

Les crues récentes ont modifié le fonctionnement hydro-sédimentaire du tronçon restauré et la Clamoux s'écoule dorénavant dans l'axe de la bande active, au détriment des chenaux historiques. Le positionnement de la Clamoux dans les recoupements de méandre diminue la sinuosité et augmente la pente ce qui maximise la puissance fluviale. Le profil en long s'est ajusté brutalement par érosion régressive au niveau des ruptures de pentes, induites par la destruction des points de surverse pendant la crue du 14 février 2017. Lors de la dernière crue, en octobre 2018, le profil en long s'est rééquilibré grâce à une fourniture sédimentaire plus abondante surement liée à une forte remobilisation des stocks reconstitués en 2017. La configuration actuelle devrait à termes bénéficier à la recharge sédimentaire en aval. Mais le rôle de régulation de ce tronçon est quant à lui diminué car une seule des trois zones d'expansion de crue demeure encore potentiellement fonctionnelle. Cette fonction de régulation est d'autant plus diminuée aujourd'hui sachant que la seule zone d'expansion de crue qui persiste n'a jamais vraiment rempli son rôle. Le retour d'expérience montre qu'en l'absence de crue, la bande active est susceptible de se fermer en moins de cinq ans. Il est tout à fait probable qu'une nouvelle phase de fermeture du tronçon se produise dans un avenir proche. Ce site devrait donc connaître une diversification des habitats. On peut dès lors suggérer de combiner la régulation du transport solide avec la conservation d'une diversité d'habitats dans les objectifs de restauration futurs. Dans cette perspective, nous proposons :

- de continuer les opérations de défrichement localisés, qui ont montré leur efficacité pour faciliter les dépôts sédimentaires ;
- de favoriser les débordements dans le chenal secondaire afin d'améliorer la fonctionnalité de la seule zone d'expansion qui demeure aujourd'hui ;
- d'analyser la colonisation végétale en aval et d'initier une réflexion vis-à-vis des deux premiers points (il n'est peut-être pas nécessaire d'étendre les zones de régulation).

La maîtrise d'ouvrage et la maîtrise d'œuvre directe sont des solutions très intéressantes et permettent une réactivité et une flexibilité nécessaire dans un contexte où la colonisation végétale est très rapide. Cependant, cette démarche est à l'origine d'un manque de données ne permettant pas d'assoir un état initial complet (profil en long et profil en travers). Ceci dit, ces travaux qui remontent à 2006 ont été novateurs et à l'époque, peu de jalons standardisés étaient disponibles pour initier le suivi de l'efficacité des travaux. Rappelons aussi que le suivi représentait un coût pour le syndicat de rivière qui s'est focalisé sur l'acquisition foncière.

Cette réussite locale a porté ses fruits et de nouveaux projets similaires sont en cours ou en voie de réalisation. Ce programme de restauration mené par le SMMAR doit nécessairement passer par une évaluation hydrogéomorphologique afin de construire un retour d'expérience régional. L'expérience acquise au pont des Aygadons doit permettre de mobiliser les gestionnaires territoriaux autour de la thématique du suivi de la restauration. Si les actions de restauration sont désormais coordonnées à l'échelle du SMMAR, il est temps de coordonner aussi les suivis.

X. La gestion du barrage de Saint-Sauveur : clé de réussite pour garantir la continuité sédimentaire sur le Buëch

La remobilisation du stock interne de sédiments est une piste pour limiter les déficits sédimentaires en aval des barrages (Kondolf et Matthews, 1993). Ceci suppose toutefois que ce stock sédimentaire soit bien mobilisable. Or, l'incision des cours d'eau généralement observée en aval des barrages ainsi que la colonisation végétale des terrasses récentes limitent le potentiel de recharge sédimentaire par remobilisation des stocks de sédiments internes. La réinjection sédimentaire permet de contourner en partie ce problème en créant des terrasses alluviales artificielles plus facilement mobilisables par les cours d'eau. Selon Ock *et al.* (2013), quatre méthodes de réinjection (Figure 108) sont couramment utilisées : 1) remblais dans le chenal actif ; 2) remblais sur les marges de la bande active ; 3) remblais dans le chenal actif et le long des berges et 4) injection de sédiments en temps réel pendant les hautes eaux. Ce type de gestion sédimentaire par réinjection est courante au Japon (Okano *et al.*, 2004 ; Kantouch, 2010) et aux États-Unis (Kondolf et Minear, 2004 ; Wheaton *et al.*, 2004 ; Merz *et al.*, 2006 ; Kondolf *et al.*, 2007) mais moins fréquente en Europe où seuls quelques cas sont connus (Arnaud *et al.*, 2017).

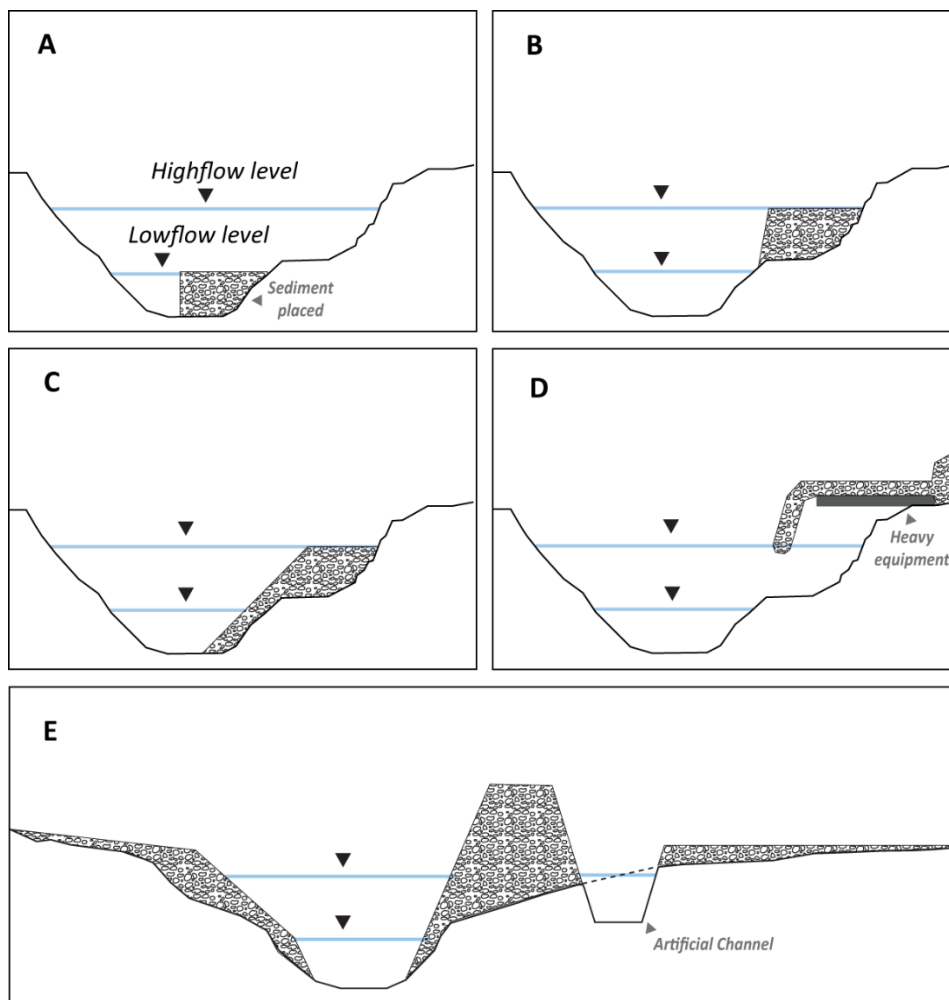


Figure 108 : La technique de réinjection sédimentaire utilisée sur le Buëch parmi les différentes techniques de réinjection sédimentaire (d'après Ock *et al.*, 2013)

A : « in-channel bed stockpile » (remblais dans le chenal actif) ; B : « high-flow stockpile » (remblais sur les marges de la bande active) ; C : « point-bar stockpile » (remblais dans le chenal actif et le long des berges) ; D : « high-flow direct injection » (injection de sédiments en temps réel pendant les hautes eaux) ; E : Technique de réinjection utilisée sur le Buëch.

Selon Sklar *et al.* (2009), l'efficacité de telles opérations peut être évaluée par la quantification de l'extension et la durée des changements morphologiques qui dépendent de la dispersion et de la migration longitudinale des impulsions de sédiments générées en aval. Dans le contexte alpin, ce type de gestion sédimentaire est un *challenge* pour l'ingénierie lié au manque de retour d'expérience et de données de terrain, ce qui représente une réelle difficulté pour anticiper l'efficacité des projets. Seulement deux cas d'étude sur des rivières torrentielles à charge graveleuse sont reportés dans la littérature (Heckmann *et al.*, 2017 ; Chardon *et al.*, 2018). Ces deux cas d'étude mettent en évidence la difficulté d'isoler les effets morphologiques de la recharge et l'importance du volume injecté dans l'efficacité du projet. En dépit du manque de retour d'expérience, des modélisations physiques (Battisacco *et al.*, 2016) ainsi que des modélisations numériques 2D à fond mobile (Juez *et al.*, 2016) ont permis de comparer différentes conceptions et dispositions de remblais (Figure 109). Ces études montrent que la disposition des remblais en différentes unités parallèles à chaque berge du chenal et complètement immergés est la meilleure condition pour optimiser leur efficacité, au sens de Sklar *et al.* (2009). Cependant, la disposition d'unités alternées semble offrir une meilleure diversification des habitats avec la formation de seuils et de mouilles.

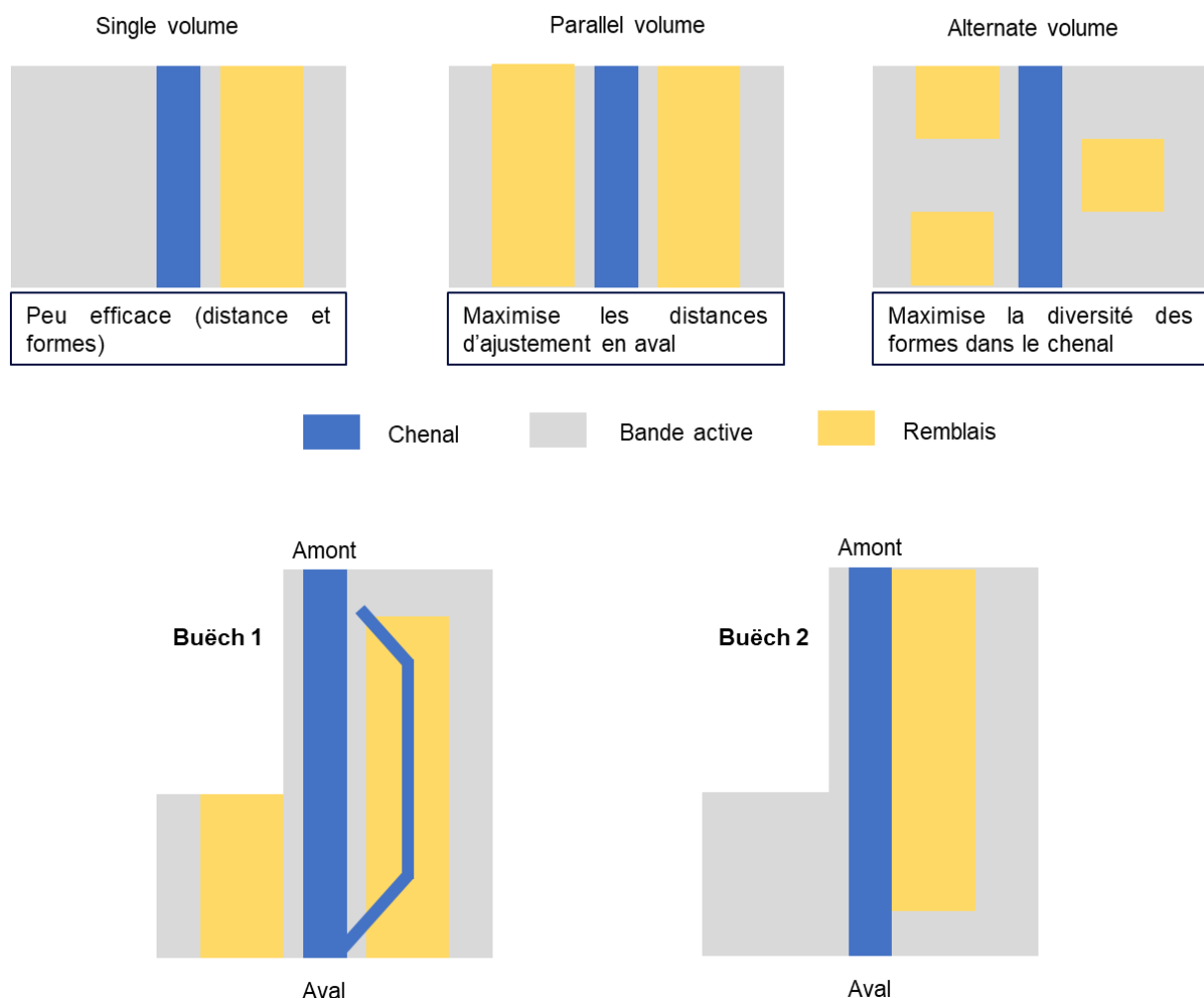


Figure 109 : La conception des remblais du Buëch parmi la typologie usuelle des « point bar stockpile method »

À Saint-Sauveur, l'opération de réinjection sédimentaire a permis en octobre 2016 de reconstituer une terrasse alluviale artificielle de 43 500 m³, non végétalisée, selon la technique « *point-bar stockpile* » avec une disposition en volumes parallèles, puis selon une disposition en volume unique en octobre 2018. C'est une opération inégalée parmi les cas connus de création de terrasses alluviales artificielles en aval de barrage. Ces travaux ont pour objectif de limiter l'incision du Buëch et de résorber le déficit sédimentaire en pariant sur la capacité du Buëch à éroder les terrasses artificielles et à générer une vague sédimentaire. D'un point de vue théorique, la réinjection en aval du barrage de Saint-Sauveur est originale car elle cumule des éléments favorables à l'érosion (chenal secondaire et volumes parallèles) et des éléments moins favorables comme la hauteur des remblais, qui empêche une submersion complète.

À travers ce cas d'étude, l'efficacité de la recharge sédimentaire, en aval d'un barrage par remobilisation d'une terrasse alluviale artificielle, est évaluée en testant les hypothèses suivantes :

- H1 : dans les cours d'eau à forte énergie, l'érosion latérale permet de remobiliser les terrasses alluviales artificielles ;
- H2 : la remobilisation des terrasses artificielles permet de générer des vagues sédimentaires et de résorber les déficits sédimentaires en aval d'un barrage.

Pour faciliter la lecture, le Tableau 33 résume le découpage en tronçons morphologiquement homogènes de la vallée du Buëch depuis la confluence entre le Petit Buëch et le Grand Buëch. Ce découpage se réfère à la carte volante n°2 (Figure 110).

Tableau 33 : Découpage de la plaine alluviale du Buëch en tronçons

Tronçons	PK amont	PK aval
HUMA (Gorges du Buëch)	40,9	38,0
HUMB (Zone endiguée en amont du barrage)	38,0	35,8
HUMC (Barrage de Saint-Sauveur)	35,8	33,8
HUM1 (Site de réinjection)	33,5	33,1
HUM2 (Zone en déficit sédimentaire en aval du barrage de Saint Sauveur jusqu'à Montrond)	33,1	31,1
HUM3 (Secteur en tresses jusqu'à Eyguians)	31,1	26,5

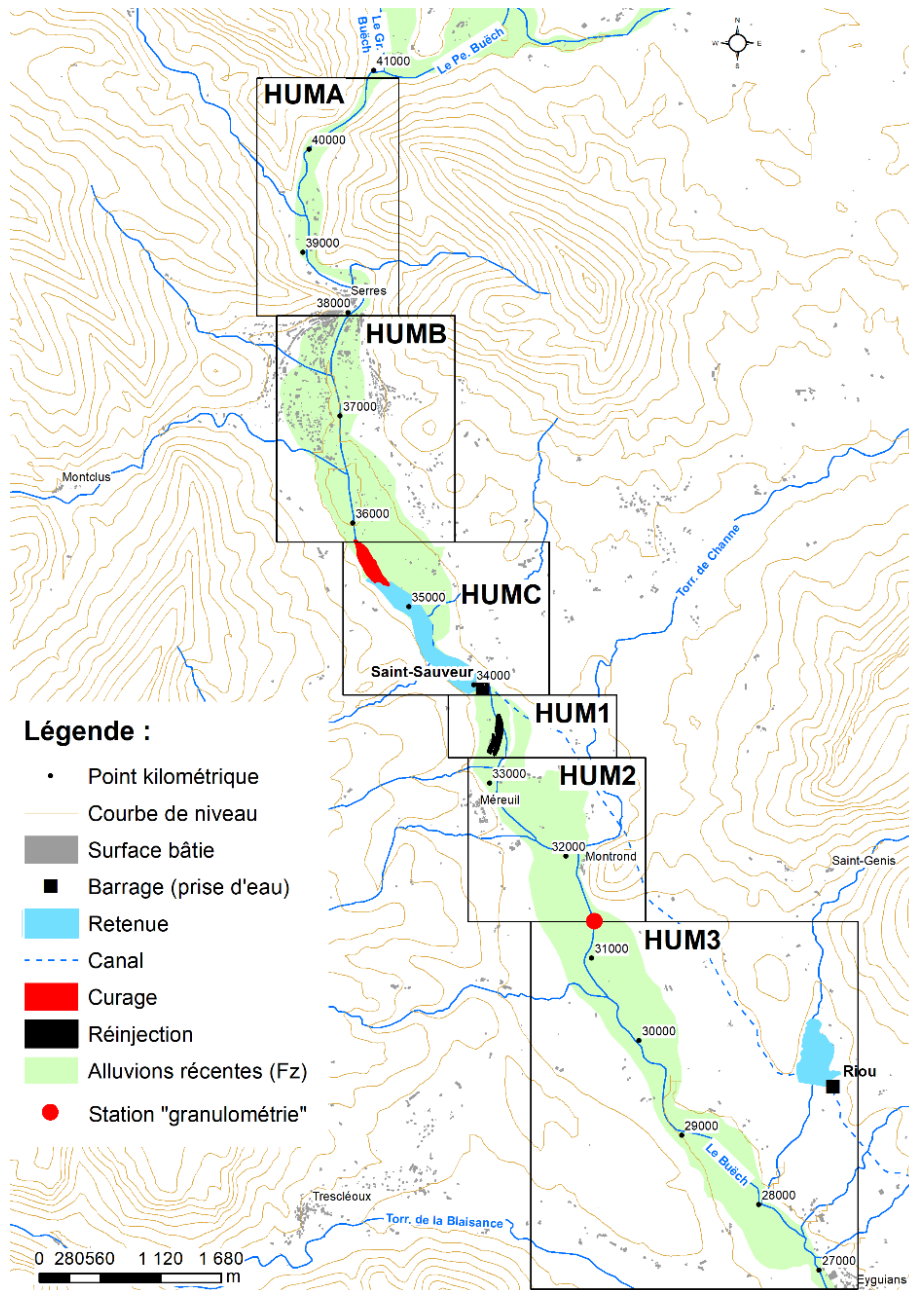


Figure 110 : Localisation des différents secteurs d'étude du Buëch

X.1 Compléments méthodologiques pour le suivi du Buëch

Des compléments méthodologiques sont apportés aux données LiDAR et aux données de traçage sédimentaire. Il s'agit de préciser le cadre spatio-temporel de ces données. Les indicateurs de suivi (dérivés des grands principes méthodologiques), spécifiques à ce site d'étude, sont également définis.

X.1.1 Caractéristiques des données LiDAR et des données bathymétriques

Le site du Buëch dispose d'une importante base de données LiDAR (Tableau 34). Dans le cadre de ce suivi, le Buëch ne dispose pas de données topo-bathymétriques classiques. Les campagnes LiDAR du Buëch ont été réalisées dans des conditions similaires (matériel, météo). La différence de débit entre les missions ne pose pas de problème méthodologique du fait de la stricte régulation du débit en aval du barrage de Saint-Sauveur (débit réservé). On notera que parmi les

LiDAR du Buëch, seul celui de septembre 2017 a été levé avec un débit réservé différent, susceptible de favoriser un volume d'eau inférieur aux autres données. Le post-traitement effectué pour l'alignement des nuages de points s'est basé sur le LiDAR du 04/11/2016 qui offre la meilleure qualité.

Tableau 34 : Caractéristiques des données LiDAR sur le Buëch

	LiDAR1	LiDAR2	LiDAR3	LiDAR4	LiDAR5
Date	11/04/2016	22/12/2016	13/09/2017	11/02/2018	16/11/2018
Source	SINTEGRA		GEOFIT	SINTEGRA	
Emprise	Serres/Montrond (6 km)		Saint-Sauveur/Eyguians (7,3 km)		
Météo	Ciel clair/vent faible	Ciel clair/vent faible	Ciel clair	Ciel clair/vent faible	Ciel clair/vent faible
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 (en kHz)	400				
Précision altimétrique (en m)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Précision planimétrique (en m)	0,1	0,25	0,1	0,2	0,1
Densité de points (en point/m ²)	72 - 16*	60,3 - 17*	21	67-19*	80 - 17*
Points de contrôle au sol	42	129	101	358	99
RMSE (en m)	0,02	0,063	0,05	0,046	0,039
Débit en amont du barrage (en m ³ /s)	1,7	7,1	1,35	11,86	1,71
Débit régulé (en m ³ /s)**	2	2	0,9	2	2
Lâché d'eau (en m ³ /s)***	0	0	0	0	0

*Après filtrage des points au sol.

** Débit réservé.

*** Différence entre le débit naturel en amont du barrage, le débit dérivé et le débit réservé.

À partir de ces LiDAR, des *DoD* ont été calculés à différents pas de temps (Tableau 35). L'effet de l'alignement des nuages de points n'a pas toujours été bénéfique à cause de la mauvaise qualité du LiDAR3. Premièrement, 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. Deuxièmement, 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 qui a été plus élevée lors du LiDAR3. Il en résulte des imprécisions lors de la création des modèles numériques de terrain. À ce sujet, 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 dans cette zone. 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 35). Ainsi, l'erreur systématique du *DoD2* et du *DoD3* est largement supérieure aux erreurs systématiques des autres *DoD*. Ces différences peuvent atteindre un facteur > 100.

Tableau 35 : Effet du réalignement des LiDAR du Buëch sur l'erreur systématique

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

Les chiffres en gras représentent la plus faible erreur systématique.

Nous disposons de trois campagnes bathymétriques (Tableau 36). Chacune est composée de profils en travers à un pas d'environ 25 m, acquis par sondeur mono-faisceau dans les zones immergées du réservoir ou par GPS dans les zones émergées. Ces profils en travers ont été interpolés afin de créer des MNT. À partir de ces MNT, des DoD ont été calculés à différents pas de temps. À l'instar des données LiDAR, ce type de données ne bénéficie pas d'un alignement des nuages de points. L'interpolation des profils en travers est à l'origine d'une forte incertitude pour les calculs volumétriques, même si la précision des levés est relativement bonne.

Tableau 36 : Caractéristiques des campagnes bathymétriques réalisées dans le réservoir du barrage de Saint-Sauveur (données : EDF)

Bathymétrie de la retenue de Saint-Sauveur	Date	Zones immergées		Zone émergées	
		Matériel	Précision (en m)	Matériel	Précision (en m)
N°1	Entre le 10/02 et le 25/02/2015	TRITECH PA500	(±0,03 m)	Trimble R6 et R8	(±0,024 m)
N°2	Entre le 13/12 et le 14/12/2016		(±0,07 m)		(±0,016 m)
N°3	Entre le 05/06 et le 06/06/2019		(±0,25 m)		(±0,011 m)

X.1.2 Les indicateurs spécifiques à la réinjection sédimentaire en aval du barrage de Saint-Sauveur issus des données LiDAR

Pour les besoins spécifiques du suivi entrepris en aval du barrage de Saint-Sauveur, une série d'indicateurs spécifiques a été calculée. Ces indicateurs sont dérivés de Battisacco *et al.* (2016) et utilisés pour évaluer l'efficacité des travaux afin de comparer les résultats obtenus avec d'autres cas d'études.

Le volume non remobilisé depuis les remblais (PR , en %) est calculé par :

$$PR = \left(1 - \frac{ER}{R}\right) * 100 \quad (24)$$

avec ER le volume réinjecté et effectivement érodé (en m^3) et R le volume réinjecté initialement (en m^3). Les profils en travers sont utilisés pour calculer le ratio des largeurs érodées des remblais (WR), qui illustre la part relative des largeurs non érodées par rapport à la largeur des remblais :

$$WR = \left(1 - \frac{\sum We}{\sum Wb}\right) * 100 \quad (25)$$

avec We la largeur érodée (en m) et Wb la largeur du remblai (en m). L'amplitude longitudinale des ajustements morphologiques du lit est appréciée par la longueur du lit qui subit un exhaussement (LR) :

$$LR = \frac{L}{Lb} \quad (26)$$

avec L la longueur de tronçon en exhaussement (en m) et Lb la longueur maximale du remblai (en m). Le ratio des hauteurs d'eau par rapport à la hauteur moyenne du remblai (SR , en %) est utilisé pour caractériser PR à la lumière du potentiel d'érosion :

$$SR = \frac{d_{max}}{Hb} * 100 \quad (27)$$

avec d_{max} la hauteur d'eau maximale au sein de la bande active (en m) et Hb le dénivélé entre la cote des remblais et la cote du fond chenal pour d_{max} (en m). Un ratio < 100 % est typique de conditions d'érosion non optimales (possibilité d'érosion latérale uniquement) alors qu'un ratio > 100 % présente des conditions d'érosion optimales (érosion latérale et érosion verticale). Enfin, le taux de récupération du déficit sédimentaire annuel (DR , en %) est calculé par :

$$DR = 100 \left(\frac{ER}{D}\right) \quad (28)$$

avec D le déficit sédimentaire annuel moyen (en m^3/an).

X.1.3 Stratégie d'injection des galets artificiels du Buëch

Initialement, il était prévu de poser des galets équipés sur les remblais du Buëch mais la première crue post travaux est arrivée trop rapidement pour avoir le temps de mettre en place les traceurs. Cependant, nous avons bénéficié du programme de traçage sédimentaire, mis en place par GEOPEKA en amont du barrage de Saint-Sauveur, dans le but d'évaluer la continuité sédimentaire au droit de cet ouvrage (série 1). Les choix d'injection sont donc en accord avec un besoin spécifique qui n'est pas lié initialement au suivi de la restauration du Buëch. Lors de la finalisation de la réinjection en 2018, une nouvelle série de traceurs a pu être installée directement dans les remblais (série 2).

Les galets artificiels (GA), équipés de tags actifs 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 0,37 % et 50 m (en amont du réservoir ; Figure 111). 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 un écoulement torrentiel non influencé 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 GA ont pu être déposés en respectant l'imbrication naturelle des GN. Dans cette série, la distribution granulométrique des galets équipés a été fixée par GEOPEKA, qui a choisi de respecter une répartition en fonction d'un échantillon de référence dont le mode a été fixé à la classe 45-64 mm (Figure 112).

Les galets artificiels, équipés de tags actifs de la série 2, ont été déposés le 29/10/2018 le long du remblai nouvellement formé (neuf patchs de huit GA). À la demande du Comité de Suivi de l'Engrèvement de la retenue (CSE) et dans l'esprit de poursuivre le programme de traçage initié par GEOPEKA, un patch a été déposé en queue de retenue (la suite du paragraphe ne traite pas de ce patch). La localisation des patchs obéit à la volonté de pouvoir caractériser les modalités de reprise et de dépôts du remblai (Figure 111). Ce remblai s'est constitué 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 puis par affouillement en rive gauche, dès lors que les hauteurs d'eau permettront d'inonder la terrasse. Cette hypothèse nous a amenés à maximiser le nombre de GA à proximité des zones les plus érodables :

- quatre patchs à mi-pente du talus en rive droite ;
- trois patchs au sommet du remblais 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 deux premiers types de patchs forment une alternance amont-aval. Les galets équipés 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. La distribution granulométrique des traceurs respecte une équi-répartition par classe. Ce choix s'explique du fait de la forte perturbation de la distribution granulométrique de la surface du site de réinjection liée aux travaux (Figure 112). Ainsi, la granulométrie de surface du remblai n'a rien de naturelle. À titre d'exemple, le D_{50} des matériaux réinjectés sur le Buëch est de 33 mm alors que le D_{50} de la queue de retenue avant travaux était de 57,5 mm.

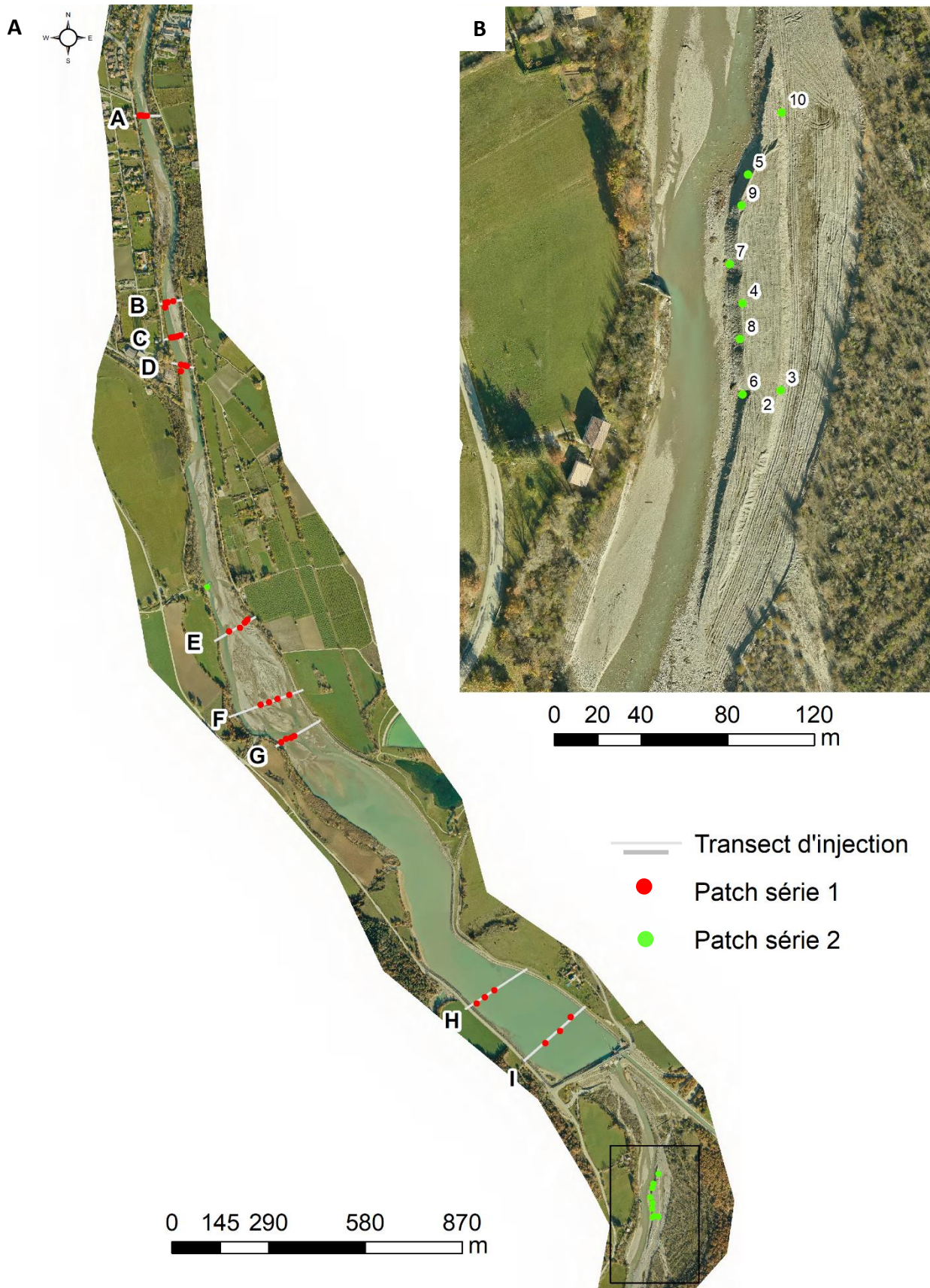


Figure 111 : Localisation initiale des galets équipés du Buëch

A : Carte d'ensemble ; B : Zoom sur la zone de réinjection. Le cadre noir représente la zone qui a été zoomée. Orthophoto : 16/11/2018.

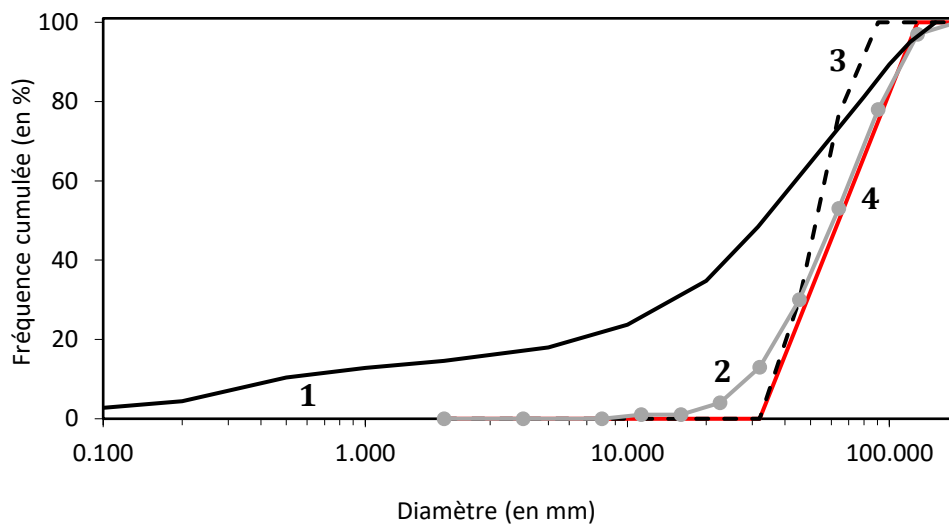


Figure 112 : Comparaison des distribution granulométriques par classe des galets équipés avec les données granulométriques naturelles du Buëch

1 : Distribution granulométrique par classe des matériaux curés avant réinjection ; 2 : Distribution granulométrique par classe de surface de la queue de retenue avant curage ; 3 : Distribution granulométrique par classe des galets équipés de la série 1 ; 4 : Distribution granulométrique par classe des galets équipés de la série 2.

En croisant les informations du DoD avec les données de traçage sédimentaire, il est possible d'identifier l'aire d'influence d'une certaine source sédimentaire. Cette méthode se base sur l'observation de la courbe des dépôts cumulés, qui nous renseigne sur la distance minimale de diffusion des sédiments et sur l'application de la distribution des fréquences cumulées des distances de transport (CFD) des galets équipés à un volume connu, dans le but d'obtenir une courbe théorique de dépôts. Ceci nécessite d'interpoler linéairement les fréquences cumulées de distances de transport selon la même inter-distance que celle du bilan cumulé. Cette information renseigne la distance maximale de diffusion d'une certaine source sédimentaire.

X.2 Le contexte morphodynamique de la vallée du Buëch

Le contexte morphodynamique du Buëch est apprécié au regard de l'état de l'évolution du stock interne depuis 1948, de la production sédimentaire de chaque affluent et de la variabilité spatiale de la granulométrie de la charge de fond.

X.2.1 La production sédimentaire

L'organisation spatiale de la production sédimentaire (Figure 113) dans le bassin-versant du Buëch est largement commandée par la production sédimentaire des torrents du Petit Buëch (57 % ; 56 250 m³/an) et du Grand Buëch (37 % ; 36 400 m³/an). Plus de la moitié de la production sédimentaire est assurée par seulement cinq torrents (Torrent de la Béoux, 22 500 m³/an ; Torrent de la Sigouste, 10 120 m³/an ; Torrent du Buëch, 9900 m³/an ; Torrent du Petit Buëch, 6750 m³/an et le Ravin des Aiguilles, 5250 m³/an).

Entre la confluence du Grand et du Petit Buëch et le barrage de Saint-Sauveur, la production sédimentaire diminue fortement. En effet, dans ce secteur, les affluents du Buëch ne contribuent qu'à hauteur de 4,5 % de la production sédimentaire annuelle moyenne (4350 m³/an). Entre le barrage et Montrond (HUM1 et HUM2), le Torrent de Channes est la seule source sédimentaire externe significative (1460 m³/an).

Si les principaux torrents producteurs sont localisés dans le Dévoluy (Figure 114), qui est particulièrement favorable à l'érosion (calcaires du sénonien très sensibles au gel, formant de grands tabliers d'éboulis), les autres sont beaucoup plus végétalisés et bien moins propices à l'érosion. À court terme, il est donc primordial de conserver une bonne connectivité entre ces torrents producteurs et le Buëch afin de pérenniser le renouvellement des sources de sédiments internes. La production sédimentaire spécifique montre que certains petits affluents sont particulièrement favorables à l'érosion mais leur poids dans la fourniture globale demeure faible. Dans l'état actuel des pressions sur le transport solide (arrêt des extractions et continuité sédimentaire), les sources sédimentaires externes peuvent être considérées comme favorables à la recharge sédimentaire dans le haut bassin-versant mais beaucoup moins en aval.

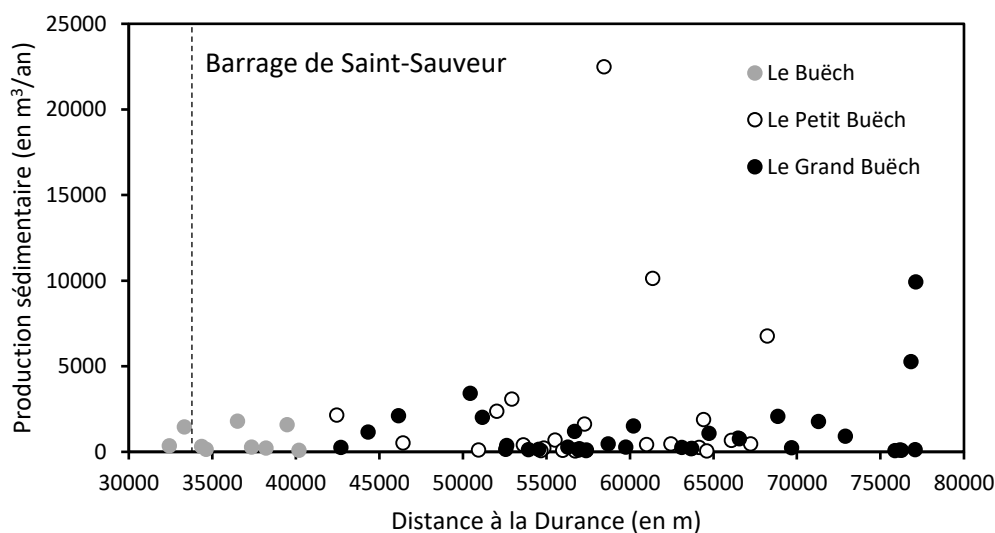


Figure 113 : Profil longitudinal de la production sédimentaire du Buëch en amont de Montrond

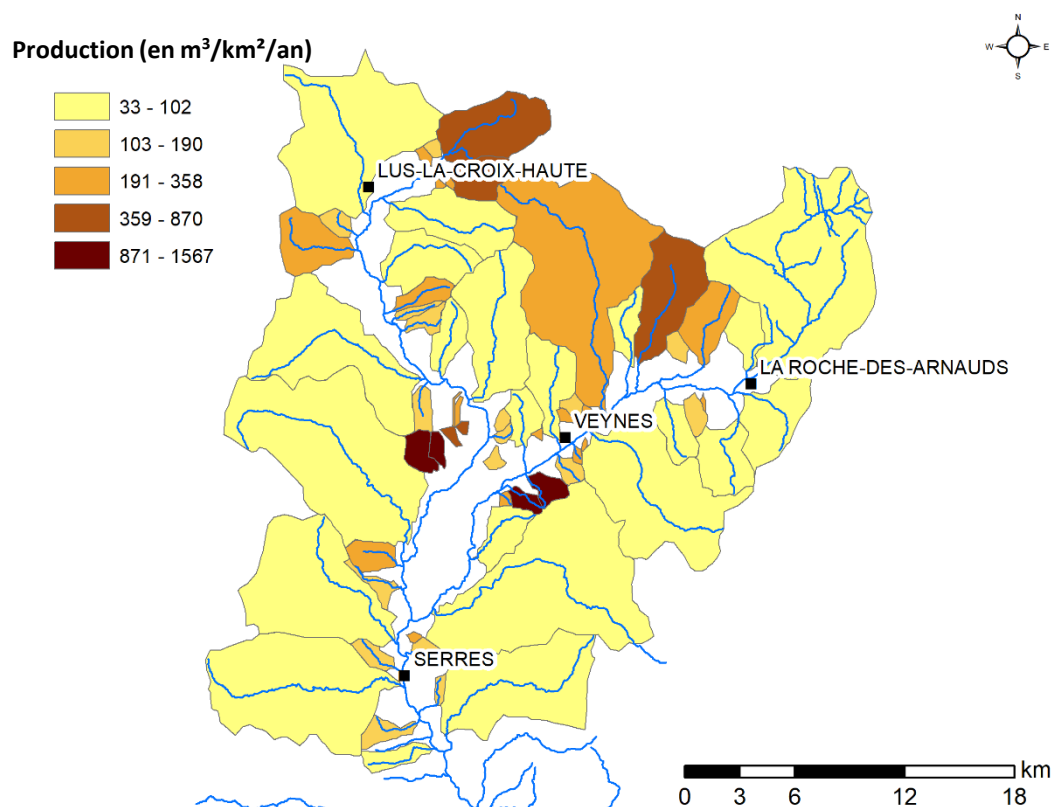
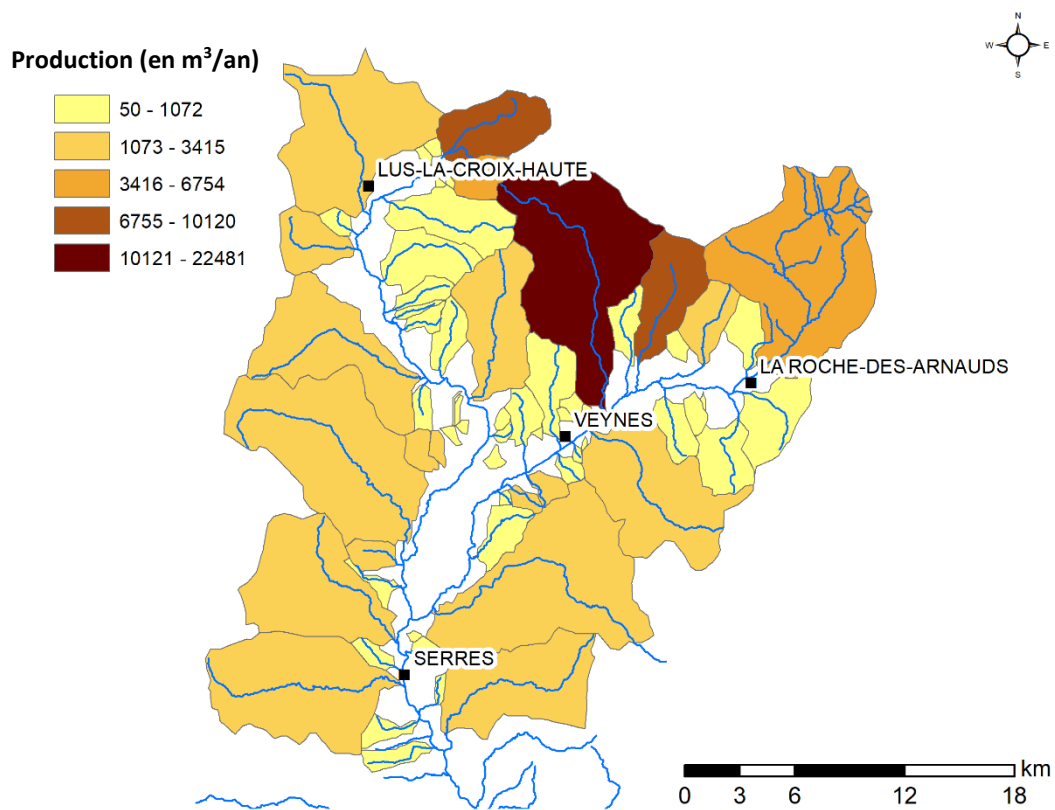


Figure 114 : Cartographie de la production sédimentaire du Buëch en amont de Montrond

La classification en cinq classes repose sur la méthode des « natural breaks jenks ». La délimitation des bassins versants a été obtenue automatiquement à partir de chaque exutoire et de la BD ALTI de l'IGN.

Au total, la production sédimentaire cumulée du Buëch atteint 97 000 m³/an en amont du barrage de Saint-Sauveur. Ce chiffre est bien plus important que l'estimation de la capacité de transport annuelle moyenne du Buëch à Serres (42 000 m³/an ; HYDRETTUDES, 2013), ce qui témoigne d'une régulation du transport solide par charriage. Cette régulation s'explique d'une part par l'importance des relais de processus et des stockages temporaires sur les versants eux-mêmes et d'autre-part par la régulation du transport solide au sein des différents émissaires. En effet, peu de connexions directes sont établies entre les sources sédimentaires et les cours d'eau, même dans les hauts bassins versants. De plus, d'importantes zones de régulation du transport solide sont présentes en amont de la confluence, dans les secteurs en tresses résiduels du Grand Buëch (en dehors des zones endiguées d'Aspres-sur-Buëch et d'Aspremont) et surtout dans la vallée du Petit Buëch, qui conserve un fonctionnement en tresses sur la majeure partie de son linéaire.

X.2.2 Les sources de sédiments internes

La variabilité spatio-temporelle des bandes actives dans le bassin-versant du Buëch est étudiée sur six secteurs dont deux sur le Grand Buëch nommés B1 (Lus-La-Croix-Haute) et B2 (Aspremont), deux secteurs sur le Petit Buëch nommés B3 (en amont de Veynes) et B5 (en amont de Pont-de-Chabestan), un secteur sur la Béoux nommé B4 et un secteur sur le Buëch, en aval du barrage de Saint-Sauveur, nommé B6. Un septième secteur (B7), étudié par Pioch (2017), concerne le Buëch aval entre Eyguians et Ribiers (Figure 54).

En 1948, quel que soit le secteur étudié, la bande active n'occupe pas l'intégralité du fond de vallée et de nombreux iscles sont visibles sur les photographies aériennes. Il est donc probable, sans pouvoir la quantifier, qu'une phase de contraction généralisée ait débuté avant la période d'étude. Entre 1948 et 2015, la variabilité temporelle des bandes actives suit une tendance globale à la contraction à l'échelle du bassin-versant (Figure 115). La contraction atteint son paroxysme entre 1970 et 1993, période à laquelle les pressions sur le régime sédimentaire sont parvenues à leur maximum. C'est aussi une période qui a connu une hydrologie plus calme et qui a sûrement été moins morphogène. Sur la période récente (1993-2015), la tendance est à un faible élargissement ou à la stabilité. Cette période a pu être davantage morphogène du fait d'une hydrologie plus active. Il est en revanche impossible que cette tendance récente soit le fait de l'arrêt des extractions car celles-ci ont perduré jusqu'en 2012.

Dans ce schéma régional, la vallée du Petit Buëch a conservé une bande active bien plus développée que dans la vallée du Grand Buëch. Ainsi, comme le montre l'évolution de la largeur normalisée moyenne (\overline{W}^*) entre 1948 et 2015 (Tableau 37 et Figure 116), seuls le Petit Buëch (B3 et B5) et la Béoux (B4) conservent aujourd'hui un tressage que l'on peut qualifier d'actif (\overline{W}^* supérieure ou proche de 10). Le site B5 situé entre Veynes et le-Pont-de-Chabestan est une exception régionale caractérisée par deux phases d'élargissement : une première entre 1950 et 1970 puis une seconde entre 1993 et 2015. C'est le seul secteur qui connaît une augmentation de la largeur normalisée sur la période étudiée. Le tressage du Grand Buëch est bien moins actif dans sa partie amont ($\overline{W}^* = 5,6$), voire éteint dans sa partie aval ($\overline{W}^* = 3$). Le Buëch, en aval du barrage de Saint-Sauveur (B6), voit aussi l'activité de son tressage diminuer avec \overline{W}^* qui passe de 9,6 à 4,5 entre 1948 et 2015. Notons que la contraction de la bande active du Buëch est antérieure à la construction du barrage de Saint-Sauveur. D'après Pioch (2017), cette contraction est aussi observée entre Eyguians et Ribiers (B7).

L'organisation longitudinale de l'évolution de la largeur de la bande active met en avant des zones homogènes de contraction et/ou d'élargissement (Figure 117). En amont de la vallée du Grand Buëch (B1), la contraction a été maximale (225 m) au débouché du vallon de la Jarjatte, dans la plaine de Lus-La-Croix-Haute et jusqu'aux gorges de Champ Bertrand. La diminution de la fourniture sédimentaire dans le massif du Dévoluy peut expliquer cette évolution mais il ne faut pas exclure le poids des extractions qui ont pu atteindre au minimum 125 000 m³ dans ce secteur (HYDRETTUDES, 2013), soit l'équivalent d'une dizaine d'années de production sédimentaire. En aval de la vallée du Grand Buëch (B2), la contraction de la bande active demeure faible en aval d'Aspremont du fait des endiguements déjà présents en 1948. Elle est bien plus prononcée au niveau de la Garenne (méga iscle), où la contraction atteint 160 m au maximum.

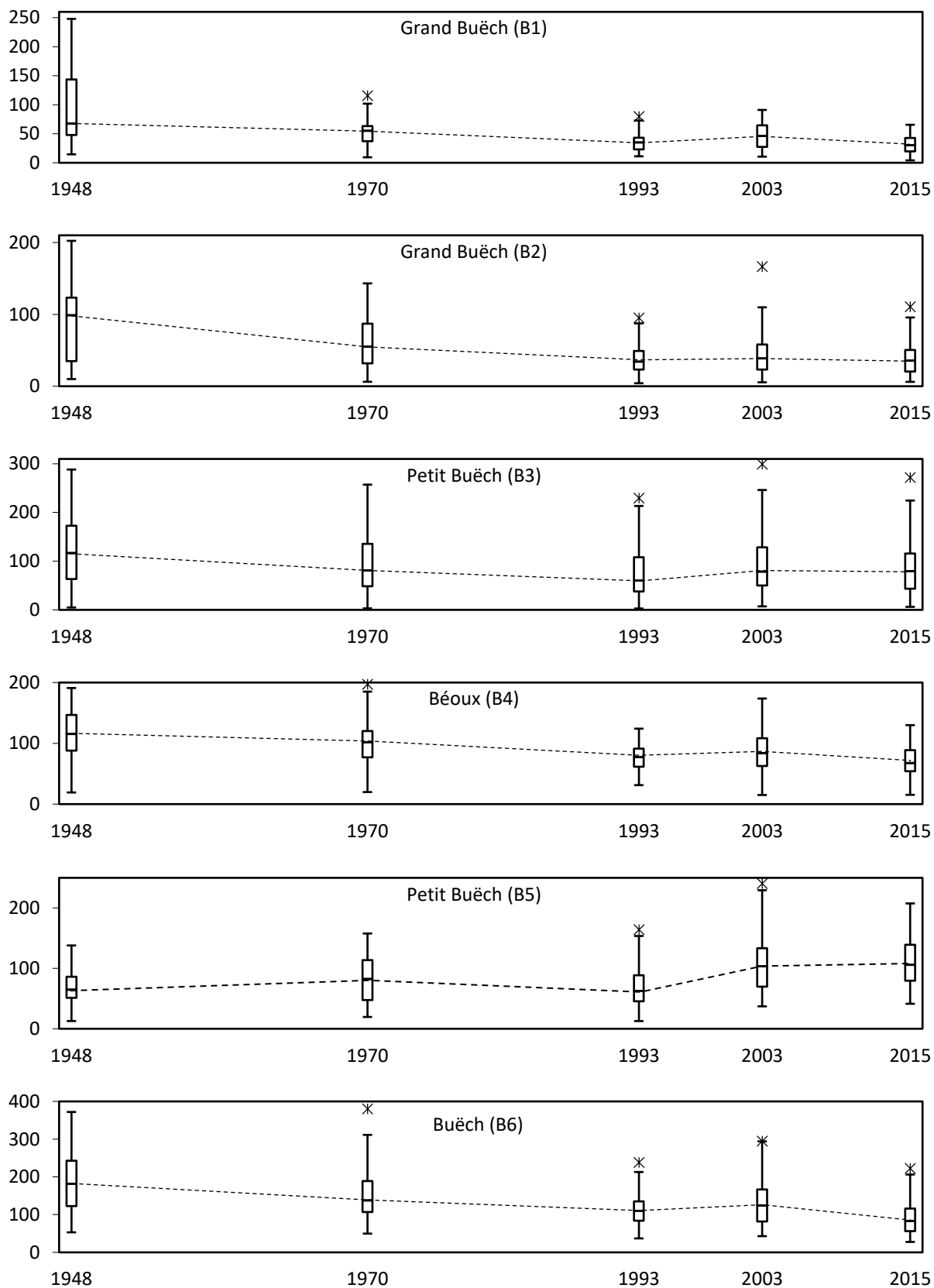


Figure 115 : Variabilité temporelle des bandes actives dans le bassin-versant du Buëch

L'axe des abscisses indique le temps et l'axe des ordonnées représente la largeur de la bande active (en m). Les courbes en pointillés représentent l'interpolation linéaire de l'évolution de la largeur médiane de la bande active entre deux dates.

Tableau 37 : Évolution de l'indice de largeur normalisée de la bande active dans le bassin-versant du Buëch entre 1948 et 2015

Secteur	Tronçon	Superficie drainée (en km ²)	$\overline{W}^*(1948)$	$\overline{W}^*(2015)$
			Grand Buëch	B1
	B2	325,3	7	3
Petit Buëch amont	B3	159,8	13,4	9,2
Béoux	B4	62,8	18,9	11,3
Petit Buëch aval	B5	305,4	5,6	8,9
Buëch entre le barrage de Saint-Sauveur et Eyuigians	B6	904,9	9,6	4,5

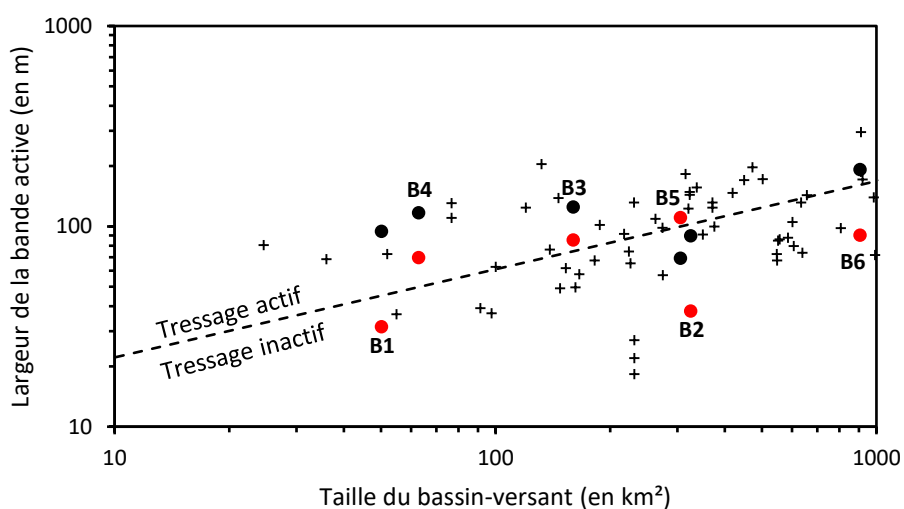


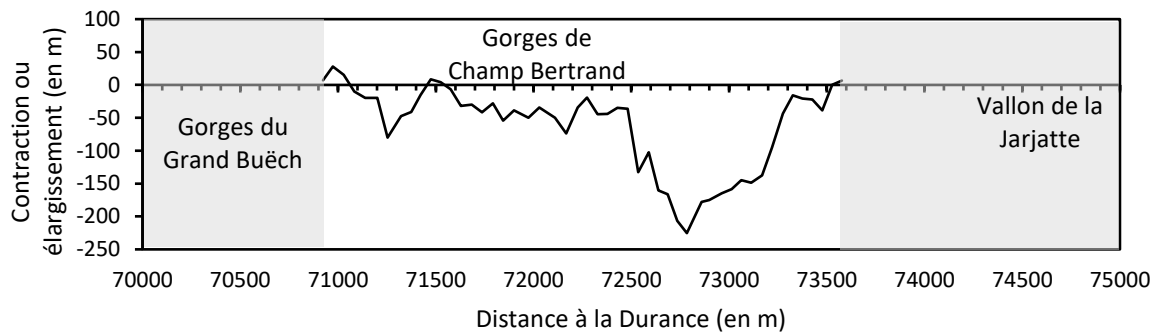
Figure 116 : Évolution des bandes actives du Buëch comparée au référentiel des rivières en tresses alpines

Le référentiel des tresses alpines est issu du guide « Les rivières en tresses » (Terrier et al., 2019). La droite en pointillés représente un ajustement linéaire ($y = 8,05 A^{0,44}$; avec A la taille du bassin-versant, en km²). Cette droite illustre la limite généralement admise pour séparer le tressage actif du tressage inactif. Les croix symbolisent le référentiel des tresses alpines et les points représentent les secteurs étudiés sur le Buëch (1948 en noir et 2015 en rouge).

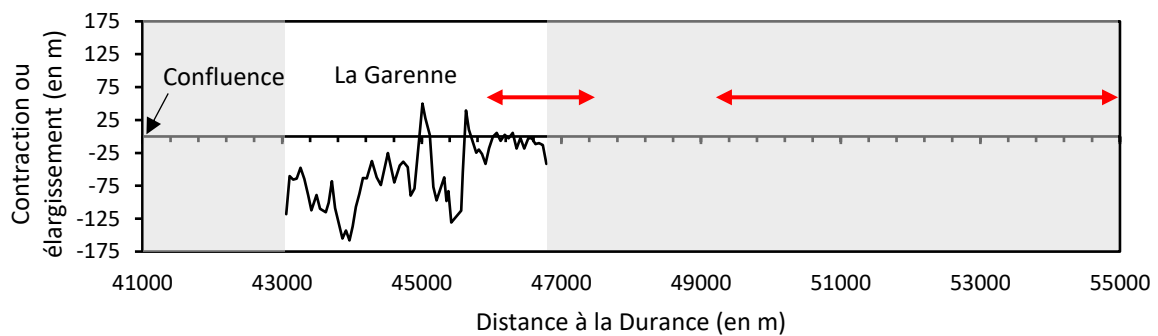
Cette contraction est le résultat de la réduction de la fourniture sédimentaire (fin du PAG et reboisement du bassin versant) du cumul des extractions qui se sont opérées dans cette vallée (au moins 350 000 m³). À cela s'ajoutent les conséquences des systèmes d'endiguement de Veynes et d'Aspremont qui empêchent la remobilisation des stocks de sédiments internes. *In fine*, les conditions hydromorphologiques en aval d'Aspremont sont moins favorables au tressage.

En amont de la vallée du Petit Buëch (B3), l'évolution longitudinale de la largeur de la bande active montre une contraction particulièrement visible entre le Torrent du Moulin et le Torrent de Combe Noire (130 m au maximum). Cette contraction est à mettre en lien avec le cumul des extractions qui s'élève au minimum à 550 000 m³ entre 1985 et 2012 (20 370 m³/an), ce qui est plus important que la production sédimentaire cumulée de ce secteur (11 500 m³/an). En aval de la Zone Artisanale des Iscles, où le Petit Buëch est contraint latéralement par un système d'endiguement en rive droite (déjà présent en 1948) et par les versants en rive gauche, la contraction est beaucoup plus modérée. En aval de ce système d'endiguement, la bande active conserve une contraction de faible ampleur jusqu'à la confluence avec la Sigouste. Il est possible que le cône de déjection de cet affluent régule localement le transport solide car on observe une

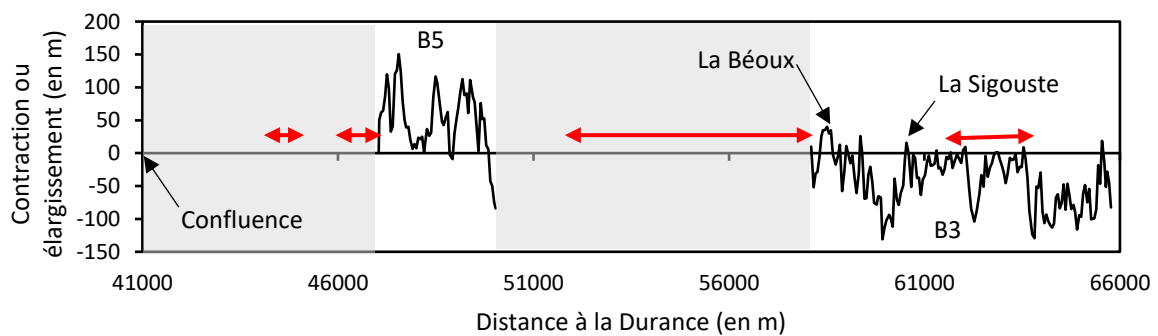
transition brutale en aval de ce cône de déjection où la contraction s'amplifie. Ce phénomène est ralenti voire stoppé par la confluence avec la Béoux qui forme un large cône de déjection.



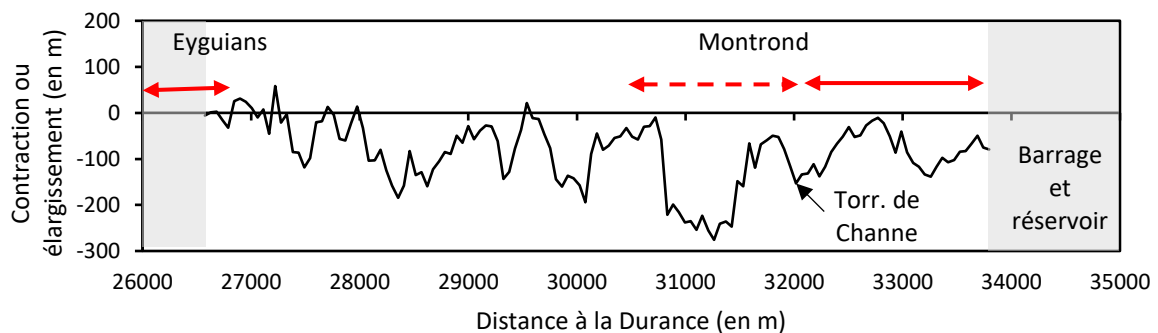
B1 (1948-2015)



B2 (1948-2015)



B3 et B5 (1948-2015)



B6 (1948-2015)

Figure 117 : Variations longitudinales des bandes actives dans le bassin-versant du Buëch

Les zones grisées représentent les secteurs non étudiés et les doubles flèches rouges illustrent les secteurs endigués. Les doubles flèches rouges en pointillés matérialisent les endiguements partiels (sur une seule rive).

En aval de la vallée du Petit Buëch (B5), la bande active s'est élargie entre 1948 et 2015. Cet élargissement est particulièrement visible en amont de Pont-de-Chabestan (150 m au maximum). Dans ce secteur contraint latéralement par la D 994, le Petit Buëch a tendance à migrer en rive gauche en érodant les iscles. Cet élargissement atypique à l'échelle du bassin-versant peut s'expliquer par l'association de plusieurs facteurs. Premièrement, la fourniture sédimentaire cumulée est bien plus forte en amont de ce secteur que partout ailleurs dans le bassin-versant, ce qui pérennise des conditions propices à l'expression du tressage. Ceci est illustré par la largeur normalisée moyenne en amont du Petit Buëch ($\overline{W}^* = 9,2$) qui demeure très proche des tresses actives. Deuxièmement, la fourniture sédimentaire est exacerbée par la Béoux qui débouche en amont immédiat du système d'endiguement de Veynes (Figure 118A). Il est donc tout à fait possible que ce système d'endiguement favorise la migration des masses sédimentaires, limitant ainsi les déficits liés à la réduction de la remobilisation du stock interne de sédiments (en arrière des digues). Ce phénomène est vraisemblablement à relativiser car des extractions de l'ordre de 175 000 m³ ont été accordées entre 1997 et 2012 dans la zone endiguée de Veynes, soit environ 8 ans de production sédimentaire de la Béoux. À cette accélération artificielle de la fourniture sédimentaire au débouché du système d'endiguement de Veynes s'ajoute une forte dynamique latérale, propice au tressage (Figure 118B) et à la remobilisation des stocks de sédiments internes. Troisièmement, le phénomène d'élargissement est sûrement accentué par l'orientation de la D 994 puis de la D 49, qui forment une entrave au niveau du franchissement du Buëch à Pont-de-Chabestan. Quatrièmement, les extractions de graviers ont été bien plus faibles dans ce secteur (15 000 m³ entre 1985 et 1995) ce qui relativise leur poids dans le déficit sédimentaire.

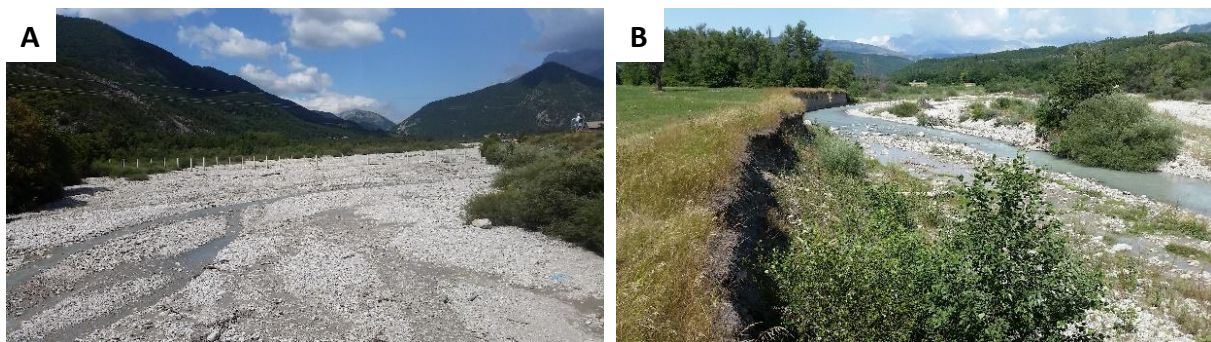


Figure 118 : Processus de recharge sédimentaire dans la vallée du Petit Buëch

A : Recharge par la fourniture sédimentaire du Torrent de la Béoux, en amont du pont de la D 994 (juillet 2016) ; B : Recharge par remobilisation du stock interne de sédiments du Petit Buëch, en aval de Veynes (juillet 2016).

Paradoxalement, en aval du barrage de Saint-Sauveur (B6), la contraction est moins importante (140 m au maximum) qu'en aval de Montrond (275 m au maximum). Or, ce secteur est situé à environ 2,6 km du barrage et bénéficie des apports sédimentaires du Torrent de Channe. En aval de l'endiguement de Montrond, la contraction est moins marquée et observe même une tendance à la stabilité en se rapprochant d'Eyguians. Ces alternances mettent en avant un fort contrôle des systèmes d'endiguement sur le degré de contraction de la bande active dans un contexte de régulation de la fourniture sédimentaire (effet du barrage). Ainsi, en aval immédiat du barrage, les fortes contraintes latérales empêchaient initialement le développement d'une large bande active, ce qui a limité la contraction. En aval du Torrent de Channe, seule la rive gauche est endiguée ce qui permettait, en 1948, le développement d'une large bande active (vers la rive droite). Par conséquent, les ajustements morphologiques, liés à la régulation du transport imposée par le barrage, se sont opérés davantage par incision en amont du Torrent de Channe puis davantage par contraction dans le secteur de Montrond. À la sortie du système d'endiguement de Montrond, l'héritage d'un stock interne important et la libre divagation du Buëch permet la recharge sédimentaire et explique la tendance à la stabilité de la bande active vers Eyguians.

En résumé, comme dans la majorité des bassins versants alpins, le Buëch observe une dynamique globale de contraction de sa bande active depuis le milieu du XX^e siècle, sous l'effet combiné et complexe du tarissement des sources sédimentaires, des extractions, des endiguements et de la construction du barrage de Saint-Sauveur. Le déclin du tressage est bien plus prononcé dans le Grand Buëch, notamment dans sa partie aval, où cette forme fluviale est en voie de disparition. Le Petit Buëch a mieux résisté aux pressions grâce notamment à une production sédimentaire plus importante. Une dynamique originale est observée sur le Petit Buëch aval, qui s'élargit sur la période étudiée du fait d'une convergence de plusieurs facteurs locaux (forte production sédimentaire du Torrent de la Béoux et système d'endiguement de Veynes qui accélère le transfert de sédiments) propices au maintien du tressage.

Le stock interne de sédiments en amont du barrage de Saint-Sauveur peut être vu comme favorable à un engraissement à long terme du réservoir du barrage. En effet, l'arrêt des extractions de graviers et le maintien d'une forte dynamique latérale en dehors des systèmes d'endiguement, couplés à des sources de sédiments internes secondaires très importantes localement, permettent d'envisager une stabilité à long terme du transport solide. En aval du barrage de Saint-Sauveur et jusqu'à Montrond, le retour au tressage n'est pas envisageable du fait de l'endiguement prononcé. Ce secteur doit faire l'objet d'une attention particulière afin d'optimiser au mieux les transferts de sédiments vers l'aval qui, cumulés aux apports du Torrent de Channe, pourront bénéficier au secteur en aval de Montrond. En effet, dans ce secteur, en l'absence d'endiguement et grâce à un important stock interne de sédiments, il est envisageable de conserver le fonctionnement actuel (tresses à îles multiples).

X.2.3 Le gradient granulométrique

À l'échelle du Buëch, la granulométrie est relativement homogène comme en attestent les distributions statistiques du D_{50} et du D_m (Figure 119). Les médianes de ces deux indices sont respectivement de 33,9 mm et 51,6 mm, ce qui classe le Buëch comme une rivière à cailloux fins ou à cailloux grossiers. Les données acquises mettent en évidence : 1) que prises séparément, chaque série de mesure est caractérisée par une forte homogénéité longitudinale de la granulométrie quelle que soit la position dans le bassin-versant et 2) que la crue de novembre 2016 a engendré un affinement de la granulométrie.

Concernant le premier point, les ajustements statistiques bivariés mettent en avant une très faible corrélation entre la distance à la Durance et le diamètre des sédiments. De fait, les affluents ont une influence limitée sur la granulométrie et même la Béoux n'augmente pas de manière significative le D_{50} ni le D_m . Si l'on considère le meilleur ajustement pour chaque cours d'eau, il ressort un très faible gradient longitudinal négatif de la granulométrie dans le Grand Buëch ainsi que dans le Petit Buëch. Cependant, le meilleur ajustement statistique du Buëch montre un léger gradient longitudinal positif, à mettre en lien avec l'augmentation de la fréquence des blocs et des pierres grossières en aval du barrage de Saint-Sauveur. Ce phénomène, déjà mis en avant par Gautier (1994), est lié à l'héritage fluvio-glaciaire de la vallée du Buëch. Il s'agit d'un pavage, exhumé par l'incision du Buëch, qui ne correspond pas à la taille des alluvions qui composent aujourd'hui les apports sédimentaires. Ces blocs illustrent le différentiel de compétence entre le Buëch actuel et le Buëch du Tardiglaciaire. Les blocs sont peu présents sur les bancs frais/actifs des chenaux principaux mais fréquents sur les marges de la bande active et sur les terrasses récentes. La caractérisation de ce phénomène a été possible sur les données acquises en 2016, sur différentes unités sédimentaires situées en aval du barrage (Figure 120). Ainsi, la terrasse en rive gauche, qui tend à se végétaliser depuis 1948, est constituée d'environ 30 % de blocs alors que ces derniers sont absents sur les bancs du chenal principal en rive droite.

Concernant le deuxième point, les données les plus anciennes (HYDRETUDES, 2013) sont de même ordre que les données postérieures à la crue (CEREGE, 2017 et Berthelot, 2018). En revanche, les données acquises en juillet 2016 (4 mois avant la crue) montrent une granulométrie globalement plus grossière avec des bancs composés majoritairement de pierres fines plutôt que de cailloux. Ces observations attestent soit d'un phénomène de pavage entre 2013 et 2016 puis d'un remblaiement de matériaux plus fins, consécutif à la crue de novembre 2016, soit de différences liées aux techniques de mesures. La première hypothèse n'est pas exclue car entre

2013 et 2016, l'hydrologie a été calme ce qui a pu favoriser une érosion différentielle sur les bancs et exhumer un matériel plus grossier. De plus, sur la station de Montrond, l'affinement de la granulométrie a été clairement observée après la crue de novembre 2016. Sur cette même station, les taux de transport par classe granulométrique, calculés grâce aux modèles GTM (Recking, 2016) et W&C (Wilcock et Crowe, 2003), montrent que la classe majoritairement transportée par charriage était la classe 16-22 mm, ce qui est bien inférieur à la granulométrie médiane du Buëch. En revanche, ces certitudes sur l'affinement, lié à la crue de novembre 2016, sont cantonnées à l'échelle locale et ne peuvent être extrapolées à l'ensemble du Buëch. De plus, à l'échelle du bassin-versant, on ne peut pas nier les fortes incertitudes qui demeurent dans l'interprétation des différentes sources de données du fait des biais induits par les techniques de mesures. Ainsi Berthelot (2018) a montré que les granulométries acquises par photo-interprétation sont généralement plus fines que les granulométries acquises par comptage Wolman. Les différences, qui peuvent atteindre 98 %, sont dues à la matrice de fines qui masque une partie des faces des alluvions grossières.

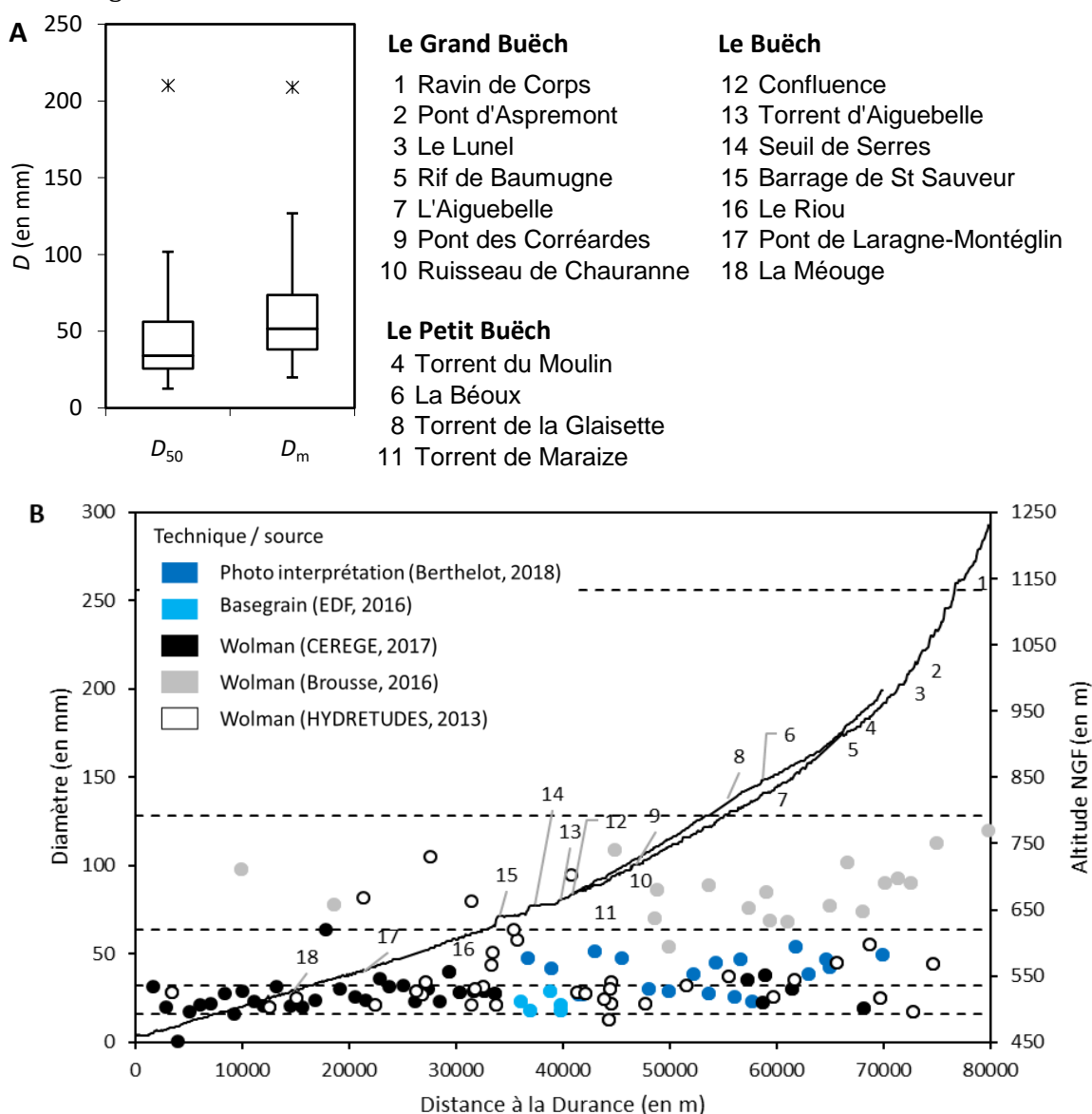


Figure 119 : Le gradient granulométrique du Buëch (d'après Berthelot, 2018)

A : Distribution statistique du diamètre médian et du diamètre moyen ; B : Profil longitudinal du D_{50} . Les pointillés noirs représentent les classes granulométriques selon la classification de Wentworth (1922). La courbe noire illustre le profil en long issu de la BD ALTI.

Quoi qu'il en soit, le Buëch conserve une compétence suffisante sur l'intégralité de son linéaire pour permettre la diffusion des matériaux réinjectés en aval du barrage de Saint-Sauveur. De plus, l'homogénéité de la granulométrie de la charge de fond entre l'amont et l'aval du barrage est un avantage pour répéter les opérations de réinjection car il évite les étapes de criblage.

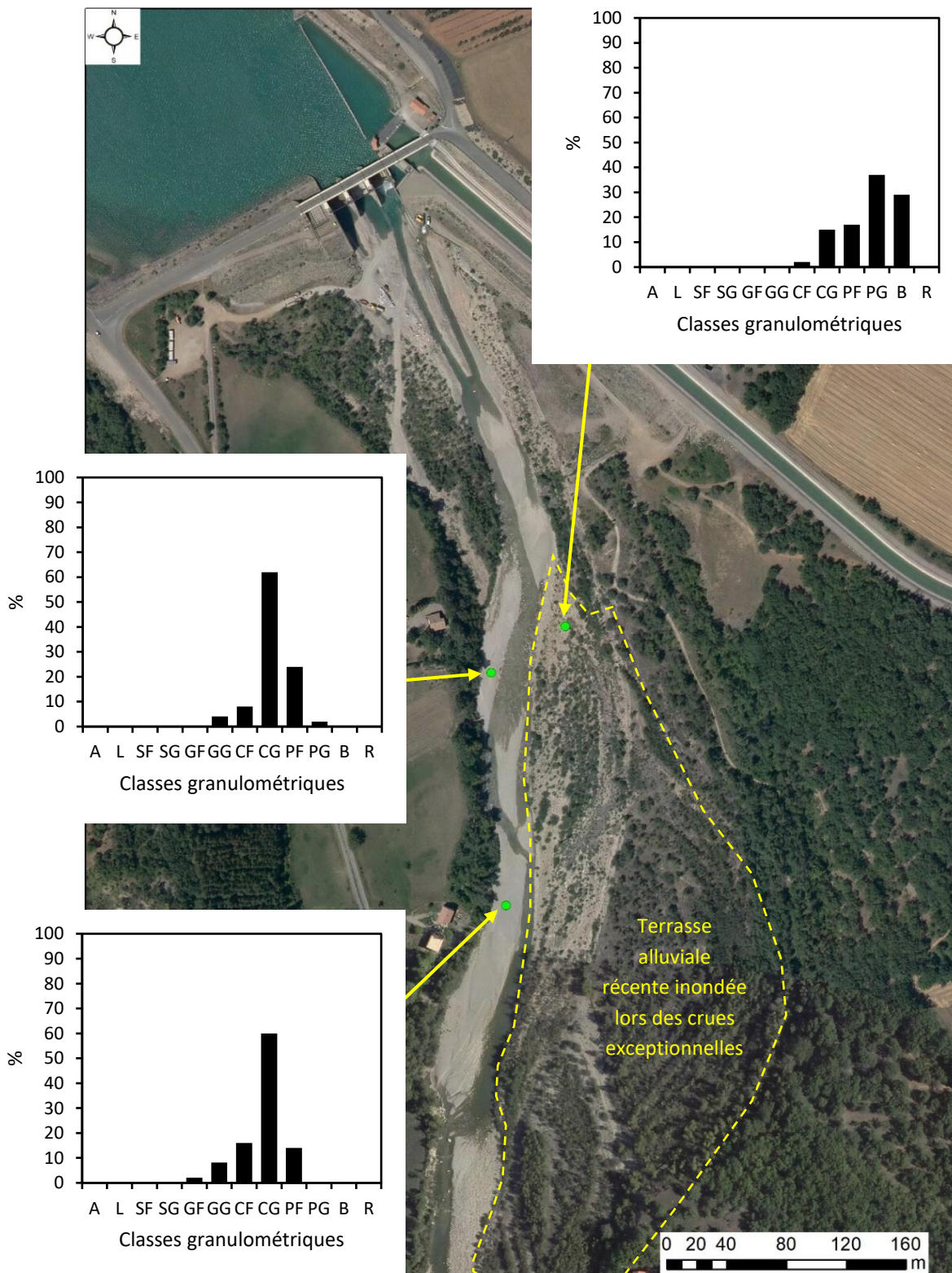


Figure 120 : Héritage granulométrique en aval du barrage de Saint-Sauveur (Buëch)

Conclusions partielles

Le contexte morphodynamique du Buëch en amont du barrage de Saint-Sauveur est caractérisé par une production sédimentaire qualifiée de très favorable dans le Dévoluy et moins favorable en dehors de ce massif pour la recharge sédimentaire sur le long terme. Les secteurs en tresses sont à la fois des zones de régulation du transport solide mais aussi d'importantes sources de sédiments internes qui peuvent assurer une recharge sédimentaire à long terme. Ces sources sont moins importantes dans le Grand Buëch, qui connaît une forte contraction de la bande active que dans le Petit Buëch, qui présente une moindre contraction en amont de Veynes et un élargissement en aval de Veynes.

La variabilité spatiale de la granulométrie du Buëch est particulièrement faible depuis les sources jusqu'à la Durance, ce qui confirme la faiblesse des sources sédimentaires externes dans les vallées du Grand Buëch (en aval de Lus-la-Croix-Haute) et du Petit Buëch (en aval de Veynes). Cette stabilité de la granulométrie est de bon augure pour la diffusion des matériaux réinjectés en aval du barrage de Saint-Sauveur.

Sur le long terme, deux scénarios peuvent être proposés. Si l'on considère que l'hydrosystème est sorti de la crise du PAG et qu'il est en équilibre avec les conditions actuelles de recharge sédimentaire, alors il faut considérer les apports moyens actuels (environ 42 000 m³) comme une donnée d'entrée pour la gestion du barrage. En revanche, si l'on considère que le charriage actuel est encore influencé par les crises du PAG et que l'hydrosystème n'est pas encore ajusté aux conditions actuelles de recharge sédimentaire, alors on pourrait craindre un tarissement des sources sédimentaires voire une diminution de la granulométrie de la charge de fond, permettant ainsi de revoir à la baisse les apports moyens annuels au niveau du barrage.

À l'image de la résistance de l'activité du tressage, malgré le cumul de pressions qui a structuré le bassin-versant, le premier scénario paraît envisageable d'autant plus que les politiques de gestion mises en place devraient résorber progressivement les déficits sédimentaires. Ce postulat permet d'être ambitieux sur les objectifs de restauration. En effet, s'il n'est pas raisonnable de restaurer le tressage en aval immédiat du barrage du fait des endiguements, cet objectif est tout à fait adapté au secteur en aval de Montrond qui, malgré une bonne résistance, ne pourra se satisfaire d'une recharge par remobilisation du stock interne de sédiments.

Quel que soit le scénario morphodynamique, les objectifs de restauration doivent tenir compte de la capacité de l'exploitant du barrage à résorber les déficits sédimentaires en aval. Cette question est traitée dans la section suivante, qui s'attache à synthétiser le retour d'expérience sur l'opération de réinjection sédimentaire menée par EDF.

X.3 La crue de novembre 2016 : premier REX sur l'application de la nouvelle consigne de crue et sur la recharge sédimentaire

Cette section est issue d'un article publié dans un numéro spécial de la revue *River Research and Application* (Brousse *et al.*, 2019) suite au colloque international *IS.Rivers* qui s'est déroulé à Lyon en juin 2018.

X.3.1 Hydrologie et cinétique de crue

Trois semaines seulement après la réinjection sédimentaire en aval du barrage de Saint-Sauveur, une crue quinquennale à décennale (Tableau 38) a permis d'analyser la réponse géomorphologique de la bande active. Les différents outils de suivi déployés permettent d'isoler spécifiquement les effets de cette crue (Figure 121A) car 1) si le LiDAR1 a été levé deux jours avant un orage, ce dernier n'a pas engendré une augmentation suffisante du débit ($Q_{max} < 40 \text{ m}^3/\text{s}$) pour éroder les remblais et 2) le traçage sédimentaire n'a été influencé par aucun autre événement potentiellement morphogène.

La crue de novembre 2016, qui s'est produite du 21 au 29 novembre 2016, est une crue atypique liée à un double épisode méditerranéen (EDF, 2017a). Lors du premier épisode, le 21/11/2016, un flux de sud classique en cette saison a permis d'atteindre localement des cumuls de pluie très élevés, notamment en tête du bassin du Buech (120-150 mm) sur des versants enneigés au-delà de 1200 m/1 500 m. Le 24/11/2016, un deuxième épisode caractérisé par un flux de sud a atteint des cumuls plus faibles.

Un autre caractère atypique 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 38), ce qui montre que l'intensité a été modérée mais que la durée de l'événement a été importante.

Tableau 38 : Période de retour de la crue du Buëch de novembre 2016 (données : EDF)

Type de débit	Maximum	Période de retour
Débit de pointe (en m^3/s)	265 (22/11/2016 à 11h00)	2-5 ans
Débit moyen journalier (en m^3/s)	225,8	5-10 ans

La genèse météorologique de ces épisodes pluvieux ainsi que leur ampleur ont permis d'anticiper l'augmentation des débits du Buëch. En effet, 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 21/11/2016 à 20h15 et le 28/11/2016 à 6h50, par le groupement d'usine de Sisteron (Figure 121B et Figure 121C). 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 22/11/2016 à 11h00, BU1 a été submergé, BU2B a frôlé le plein-bords tandis que BU2A et BU2C n'ont pas été submergés (Figure 121C). Un front de nappe de charriage a été identifié à l'extrémité aval de HUM2 (PK 31,4 ; Figure 122A) et a été choisi pour effectuer les calculs hydrauliques. Sur cette station, le D_{50} a été mesuré à 20,8 mm (Figure 122B), la pente moyenne a été estimée à 0,0032 m/m et le relevé des laisses de crue a indiqué que le Buëch n'avait pas débordé de son lit principal et que la hauteur d'eau moyenne avait été de 1,23 m (Figure 122C). La puissance spécifique maximale a été estimée à $158 \text{ W}/\text{m}^2$ tandis que 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 $12\,000 \text{ m}^3$ et un débit solide maximal de $1,611 \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ au pic de crue.

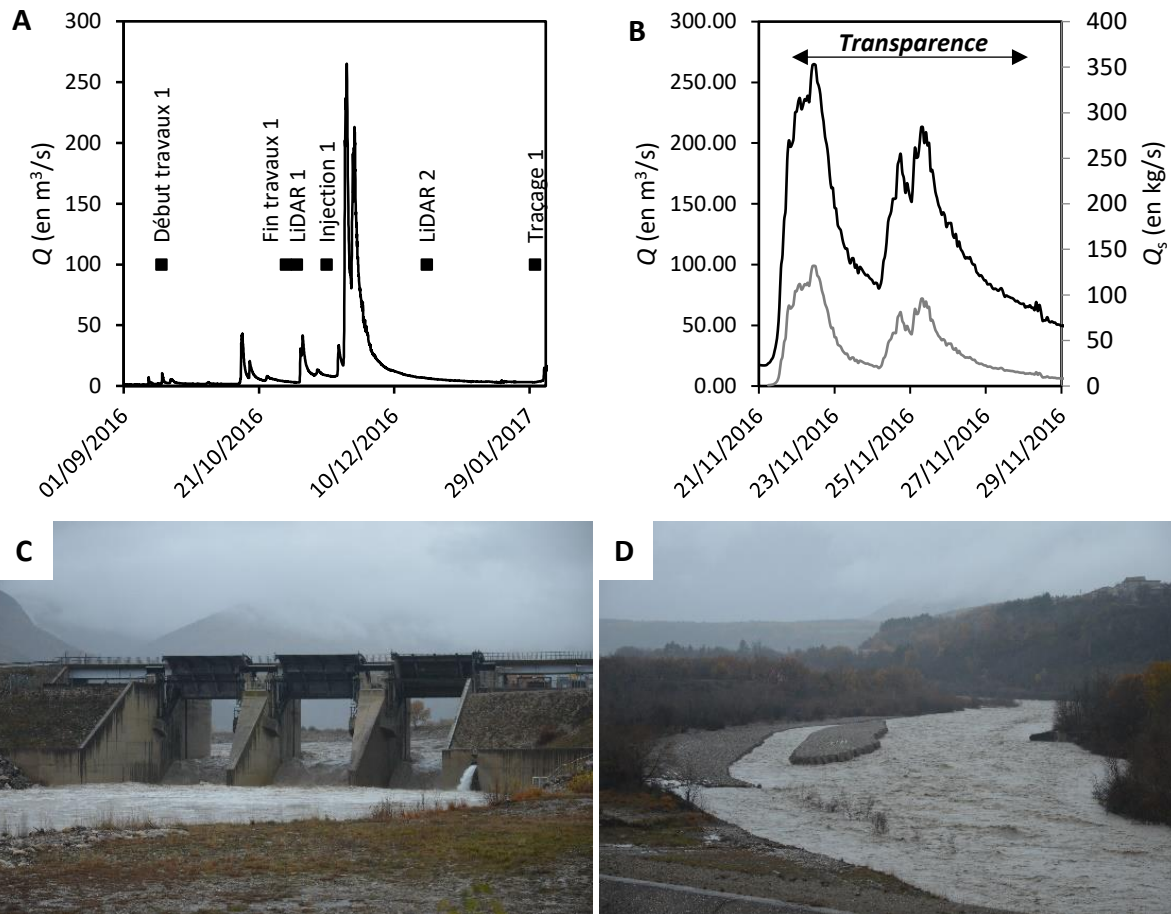


Figure 121 : Hydrologie du Buëch pendant le suivi et mise en transparence du barrage de Saint-Sauveur durant la crue de novembre 2016

A : Hydrogramme du Buëch à la station hydrologique de Serres ; B : Zoom sur les débits de crue (courbe noire) et sur les calculs de charriage (courbe grise) ; C : Vue amont sur l'opération de transparence ; D : Vue aval sur le site de réinjection pendant le pic de crue.

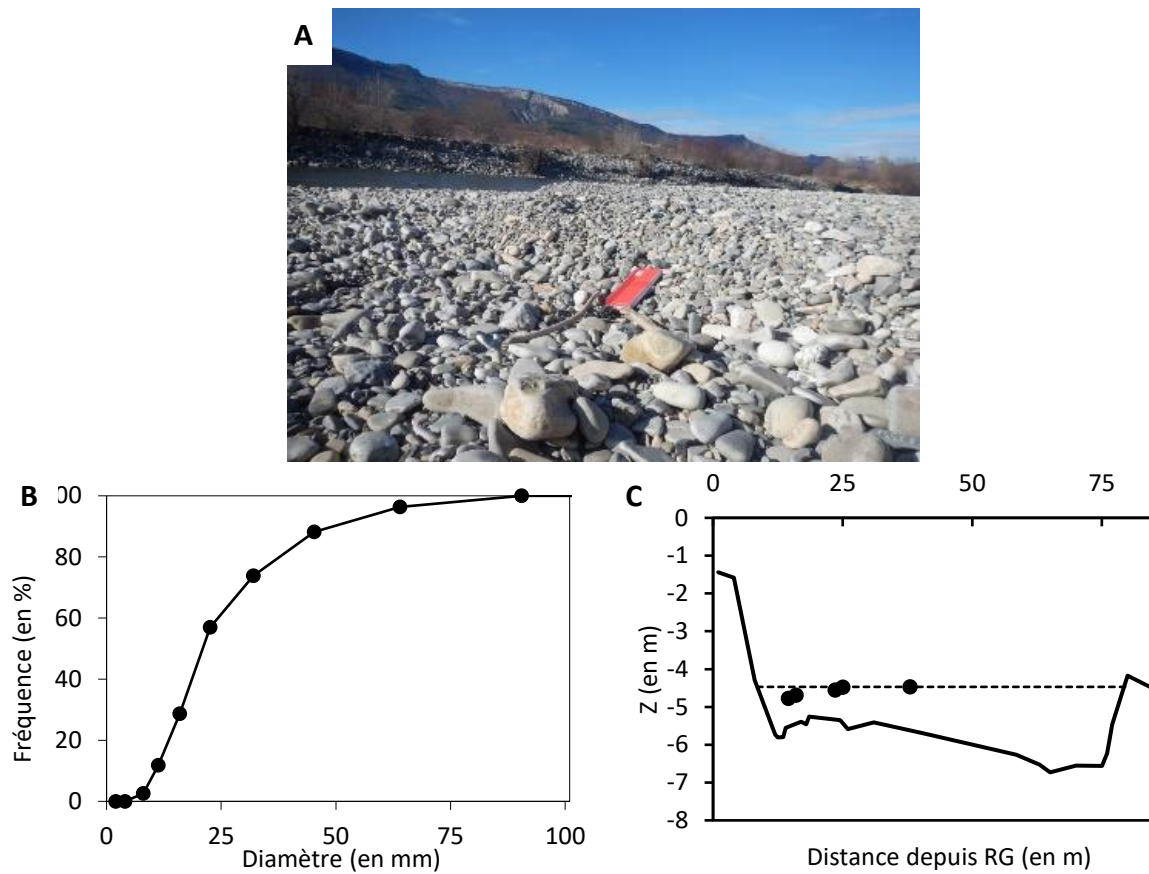


Figure 122 : Caractéristiques de la section du Buëch utilisée pour les calculs de transport solide

A : Front de nappe de charriage ; B : Courbe granulométrique des alluvions du banc en rive gauche ; C : Profil en travers (les points noirs représentent les laisses de crue et les pointillés la ligne d'eau reconstituée).

X.3.2 Transparence et continuité sédimentaire

Le suivi des galets artificiels équipés de tags RFID actifs, opéré par GEOPEKA en janvier 2017, permet de caractériser le charriage de la crue de novembre 2016 (Tableau 39). Ce suivi a obtenu un taux de retour de 71,6 % ($n = 105$). La plupart des galets équipés retrouvés a subi un déplacement ($n = 100$; 67,5 %). Une quantité importante de traceurs a pu traverser 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 galets équipés détectés en amont du barrage, une grande partie a été piégée dans le secteur de la queue de retenue ($n = 58$; 39,2 %).

Tableau 39 : Résultats du suivi de la charge de fond du Buëch par transect d'injection (données : GEOPEKA, 2017)

Transect	Taux de retour (en %)	Taux de retour "mobilité" (en %)	Taux de retour des galets équipés mobiles (en %)	Distance moyenne de transport (en m)	Distance maximale de transport (en m)	Taux de franchissement (en %)
A	81	81	100	685	1742	0
B	81	81	100	1092	1494	0
C	1,00	100	81	1138	1420	0
D	81	81	100	913	1389	0
E	81	56	69	202	595	0
F	50	44	88	25	1905	13
G	38	38	100	1842	2501	83
H	83	83	100	2103	3406	100
I	44	44	100	1773	2489	100

Les galets équipés mobiles ont été déplacés sur des distances comprises entre 12 m et 3406 m, avec une distance moyenne de 1020 m. L'intégralité des classes granulométriques couvertes par le suivi a enregistré des déplacements (Figure 123). L'effet du diamètre sur les distances de transport n'est pas significatif. En effet, si la classe inférieure (32-45 mm) a été la seule à enregistrer un taux de mobilité de 100 %, c'est la classe intermédiaire (45-64 mm) qui a parcouru la distance de transport la plus importante. De même, le rôle de la forme du galet artificiel sur la distance de transport n'est pas significatif.

La position des galets équipés dans le tronçon d'injection a eu un impact important sur la distance de transport (Figure 124A) et donc sur leur capacité à franchir le barrage. Ainsi, les galets équipés positionnés dans la zone endiguée en amont de la queue de retenue enregistrent des distances de transport proches de la moyenne et les ceux installés dans la queue de retenue présentent les distances de transport les plus faibles, à l'exception des galets équipés 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 124B) montre que 50 % des galets équipés ont parcouru plus de 900 m et qu'une décroissance rapide des fréquences se produit vers 1700 m (Figure 124B). Les plus éloignés ont été retrouvés en aval de la confluence avec le Torrent de Channe (PK 31,0), 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. L'intégralité des galets équipés ayant passé le barrage provient des transects les plus proches du barrage et un gradient positif de franchissement est observé entre les transects F, G, H et I (Tableau 39).

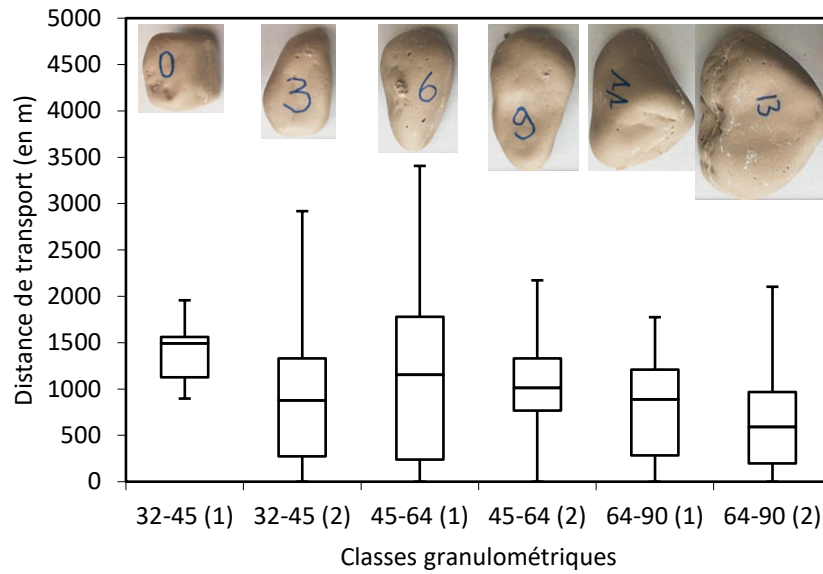


Figure 123 : Mobilité des galets équipés du Buëch par classe granulométrique

Les chiffres entre parenthèses font référence aux différences de formes des galets artificiels.

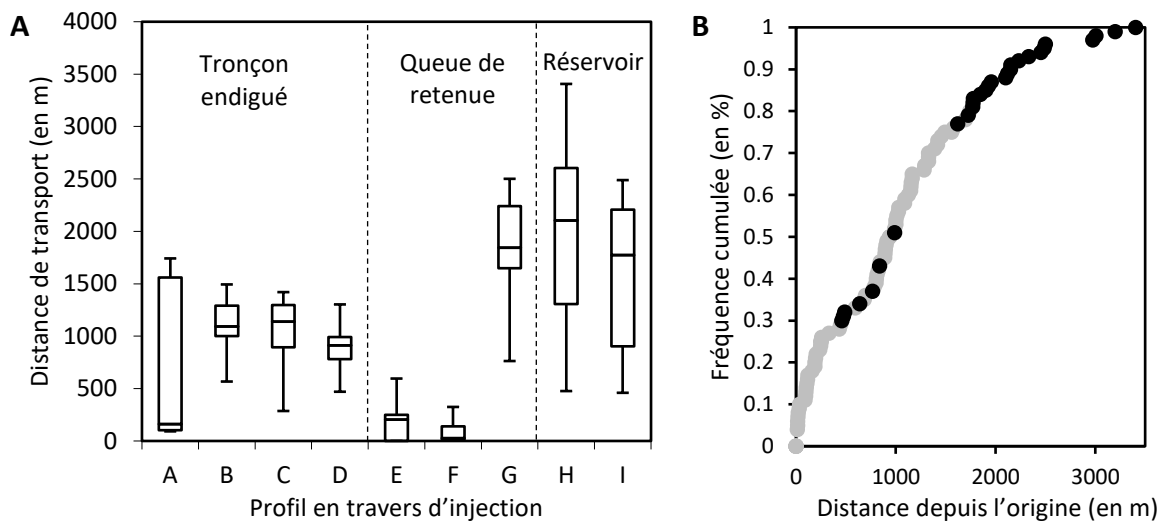


Figure 124 : Mobilité des galets équipés du Buëch en fonction de leur position initiale et celle après la crue de novembre 2016

A : Mobilité par transect d'injection ; B : Différentiel de mobilité entre les galets équipés retrouvés en amont du barrage (points gris) et ceux détectés en aval (points noirs).

La position des patches le long des différents transects d'injection n'apparaît pas comme un facteur de contrôle des distances de transport. En effet, il n'existe pas de corrélation significative entre la distance des galets équipés à l'axe du chenal principal post-crue et la distance de transport (Figure 125).

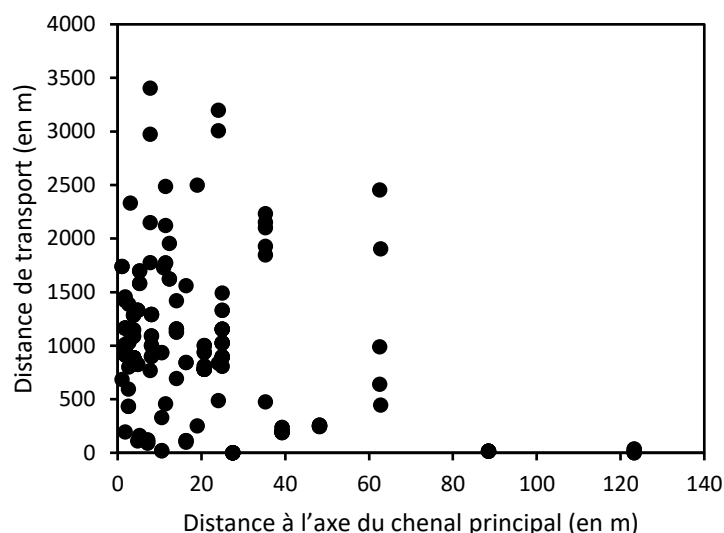


Figure 125 : Rôle du positionnement des galets équipés du Buëch au sein des transects d'injection sur les distances de transport

Grâce à des conditions hydrauliques qui ont permis de maintenir des conditions de transport total, la charge de fond du Buëch a été mobilisée sur des distances importantes. Le déplacement des galets équipés 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.

X.3.3 Ajustements morphologiques postérieurs à la crue de novembre 2016

X.3.3.1 En amont du barrage de Saint-Sauveur

La bathymétrie effectuée en décembre 2016 a permis d'estimer la capacité du réservoir à 955 000 m³ à la cote normale d'exploitation (EDF, 2017b). Des ajustements morphologiques se sont opérés par érosion et dépôt au sein de la queue de retenue mais aussi dans le réservoir lui-même (Figure 126). Un secteur d'érosion régressive est observé à l'extrémité amont de la zone de curage, traduisant un ajustement de la pente entre la zone curée et la zone torrentielle. Au sein de la zone curée mais aussi dans le réservoir, l'organisation des dépôts et des érosions est complexe et relate un fonctionnement hydro-sédimentaire typique d'un cours d'eau avec la formation de bancs alternés. Ce type d'organisation est original par rapport à l'agencement des dépôts avant travaux, semblable à des dépôts en lobes digités progradant depuis la queue de retenue vers le réservoir. Ces divergences dans l'organisation des dépôts soulignent l'effet et la durée de la transparence lors de la crue de novembre 2016.

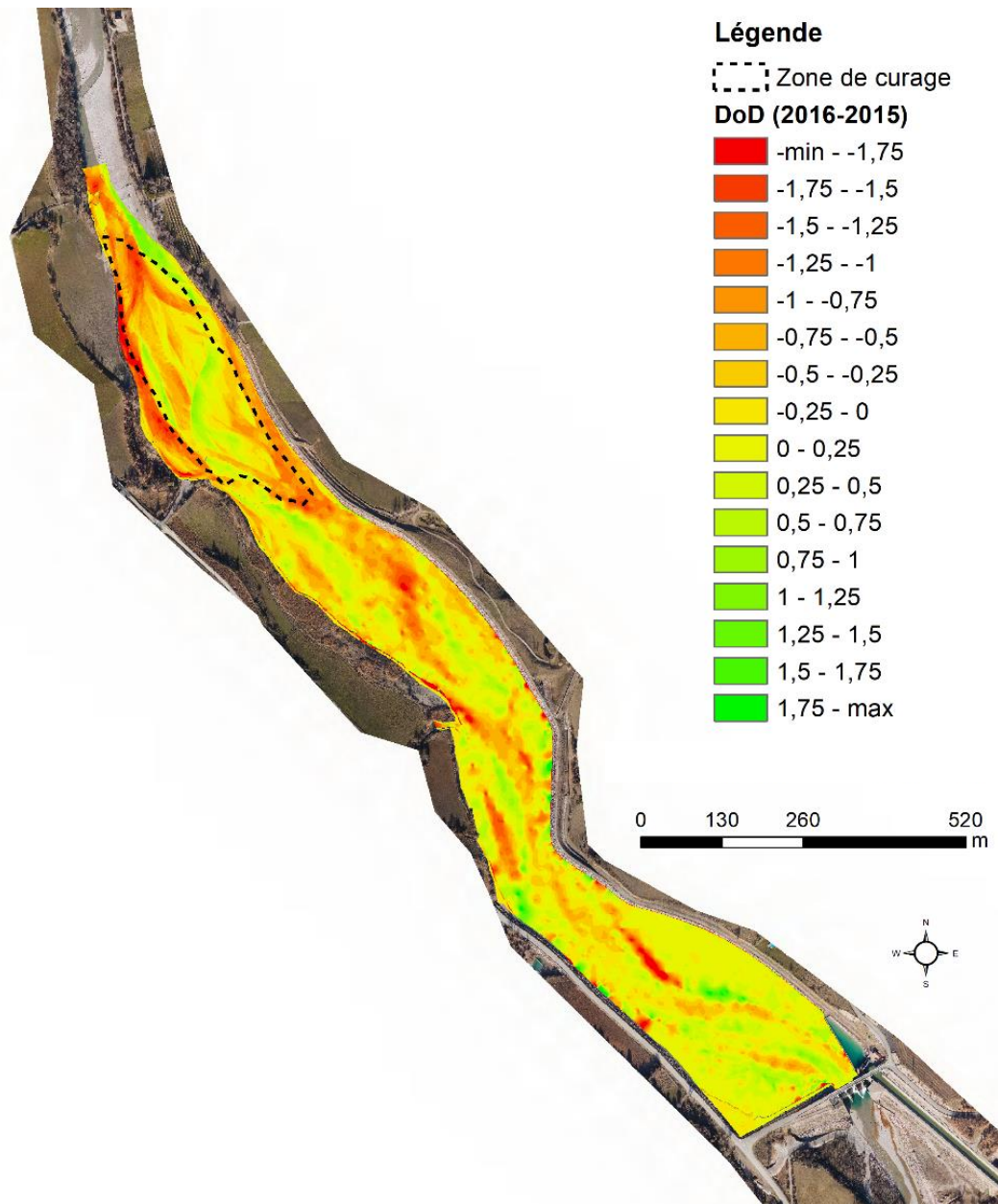


Figure 126 : Cartographie de l'évolution de la bathymétrie du barrage de Saint-Sauveur (Buëch) entre février 2015 et décembre 2016 (données : EDF)

L'interpolation des profils en travers permet d'établir que le bilan sédimentaire de HUMC (qui comprend la queue de retenue et le réservoir) est négatif entre février 2015 et décembre 2016 (- 48 000 m³; Tableau 40). Cette période encadre à la fois le curage (-50 000 m³) et la crue de novembre 2016. Malgré les fortes incertitudes inhérentes au calcul du bilan sédimentaire, il n'est donc pas exclu que le bilan sédimentaire de HUMC soit resté à l'équilibre ($\Delta S = 2000 \text{ m}^3$) entre l'opération de curage et la crue de novembre 2016.

Cet équilibre à l'échelle du tronçon cache un engraissement significatif de la queue de retenue et une érosion dans le réservoir. En effet, au sein de la zone de curage, le bilan sédimentaire entre février 2015 et décembre 2016 est de -32 000 m³ ce qui permet d'établir qu'un dépôt d'environ 18 000 m³ a pu se former après le curage dans cette zone. Dans le reste du tronçon (zone non incluse dans la zone de curage), le bilan sédimentaire est négatif (-16 000 m³). Par conséquent, la zone de curage a permis de réguler le transport solide ce qui a favorisé l'érosion dans le reste du tronçon au détriment des dépôts.

Tableau 40 : Bilan sédimentaire du barrage de Saint-Sauveur (Buëch) sur la période de février 2015 à décembre 2016

	A	B	A-B
Période	02/2015-12/2016*	Curage	Bilan sédimentaire entre le curage et décembre 2016
Bilan de HUMC (en m ³)	-48 000	-50 000	2 000
Bilan de la zone de curage (en m ³)	-32 000		18 000
Bilan du réservoir (en m ³)	-16 000	0	-16 000

*Cette période prend en compte les travaux de curage (50 000 m³).

Les marges d'erreurs ne sont pas calculées pour ces bilans mais elles sont importantes du fait de l'interpolation de profil en travers dans les zones immergées.

X.3.3.2 Remobilisation des sédiments dans le site de réinjection

Dans HUM1, le DoD dérivé du 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. Le volume non érodé (PR) représente 48 % du volume réinjecté. Les ajustements morphologiques sont plus importants en rive droite du Buëch, où l'écoulement s'est concentré. L'érosion a été très conséquente pour BU1 (6450 m³ ± 7 m³) et pour BU2C (14 100 m³ ± 10 m³) mais beaucoup plus faible pour BU2A, le long du chenal secondaire (1550 m³ ± 2 m³; Figure 127 et Figure 128). Les valeurs de PR, obtenues pour BU1, BU2C et BU2A, sont respectivement de 47,6 %, 31,1 % et 85,6 %. L'érosion des berges d'une terrasse récente explique le reste de l'érosion (2 800 m³ ± 17 m³). Un dépôt de 800 m³ ± 2 m³ est observé le long du chenal secondaire, ce qui montre que le charriage a pu y être actif. Les 6800 m³ ± 18 m³ 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 (Figure 129A), démontrant que des volumes importants de sédiments ont pu franchir le barrage pendant la crue.

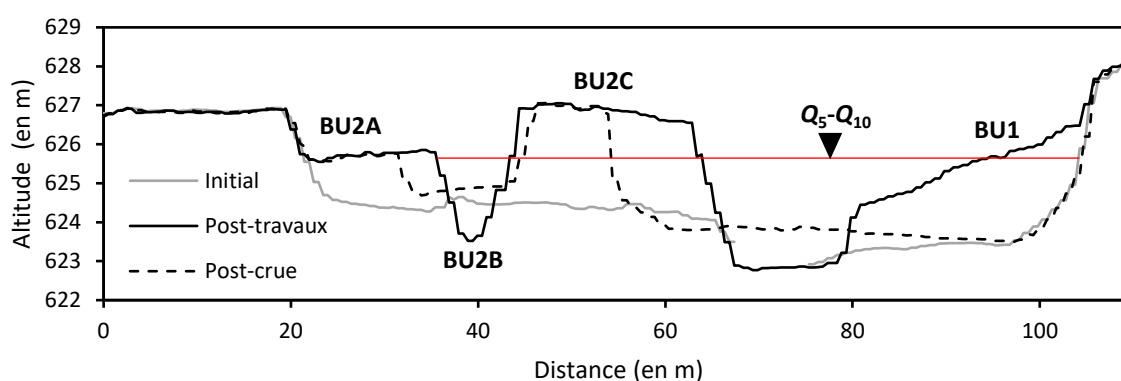


Figure 127 : Évolution d'un profil en travers de référence au sein de la zone de réinjection dans le Buëch

La ligne rouge représente la ligne d'eau de la crue de novembre 2016. Elle a été obtenue à partir de l'interprétation des photos prises pendant le pic de crue.

X.3.3.3 Évolutions morphologiques dans le tronçon aval

En aval de HUM1, l'évolution verticale de la bande active montre des ajustements importants dans les premiers kilomètres en aval du barrage, sur environ 3,5 km (Figure 128 et Figure 129). Au-delà de cette zone, les ajustements sont plus faibles et hétérogènes. Cette première observation suggère une forte réponse morphologique de la bande active suite à l'érosion des remblais. À l'intérieur de ce tronçon à forte réponse morphologique, trois sous-tronçons successifs peuvent être isolés, alternant entre exhaussement et incision. Le premier correspond à un sous-tronçon de 2 km en exhaussement et coïncide avec HUM2. Le deuxième équivaut à un sous-tronçon de 0,45 km en incision (partie amont de HUM3 dénommé HUM3a). Le troisième coïncide à un sous-tronçon de 0,75 km en exhaussement (HUM3b).

HUM2 se caractérise par un bilan sédimentaire positif ($20\,700\text{ m}^3 \pm 160\text{ m}^3$). Un exhaussement général du lit y est observé à la fois pour Z_{cs} ($\overline{Z_{cs}} = 0,2\text{ m}$; min = $-0,3\text{ m}$; max = $0,5\text{ m}$) et pour Z_{min} ($\overline{Z_{min}} = 0,5\text{ m}$; min = $-0,1\text{ m}$; max = $0,7\text{ m}$). Un gradient longitudinal négatif d'exhaussement se distingue le long de ce tronçon. HUM3a est illustré par un bilan sédimentaire négatif ($-4700\text{ m}^3 \pm 69\text{ m}^3$). Une diminution de l'altitude du lit est observée à la fois pour Z_{cs} ($\overline{Z_{cs}} = -0,15\text{ m}$; min = $-0,6\text{ m}$; max = $0,1\text{ m}$) et pour Z_{min} ($\overline{Z_{min}} = 0,2\text{ m}$; min = $-0,9\text{ m}$; max = $0,5\text{ m}$). HUM3b est caractérisé par un bilan sédimentaire positif ($10\,300\text{ m}^3 \pm 120\text{ m}^3$) et un exhaussement de la bande active est visible à la fois pour Z_{cs} ($\overline{Z_{cs}} = 0,22\text{ m}$; min = $0,05\text{ m}$; max = $0,6\text{ m}$) et pour Z_{min} ($\overline{Z_{min}} = 0,3\text{ m}$; min = $-0,2\text{ m}$; max = $0,8\text{ m}$).

En considérant le premier tronçon en exhaussement (HUM2 ; 2000 m) ou les deux suivants (HUM3b et HUM3c ; 3200 m), LR varie de 5,6 à 8,9.

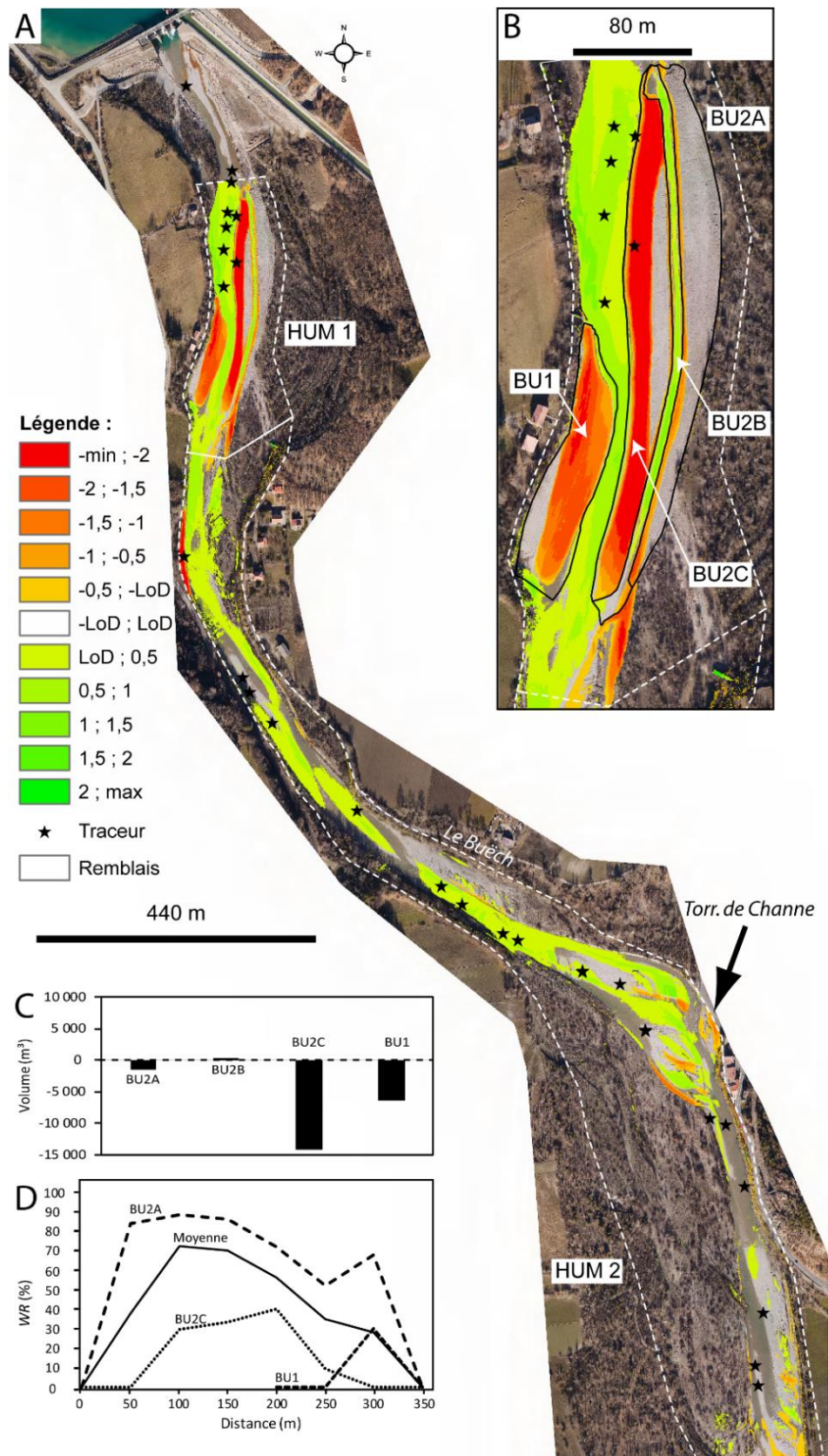


Figure 128 : Évolutions morphologiques en aval du barrage de Saint-Sauveur suite à la crue du Buëch de novembre 2016

A : DoD après soustraction du LoD puis exclusion le long de HUM1 et HUM2. Les lignes pointillées blanches représentent la surface couverte par les données LiDAR ; B : Zoom sur HUM1 ; C : Bilan sédimentaire pour chaque unité de remblai (PR) ; D : Ratio des largeurs non érodées (WR).

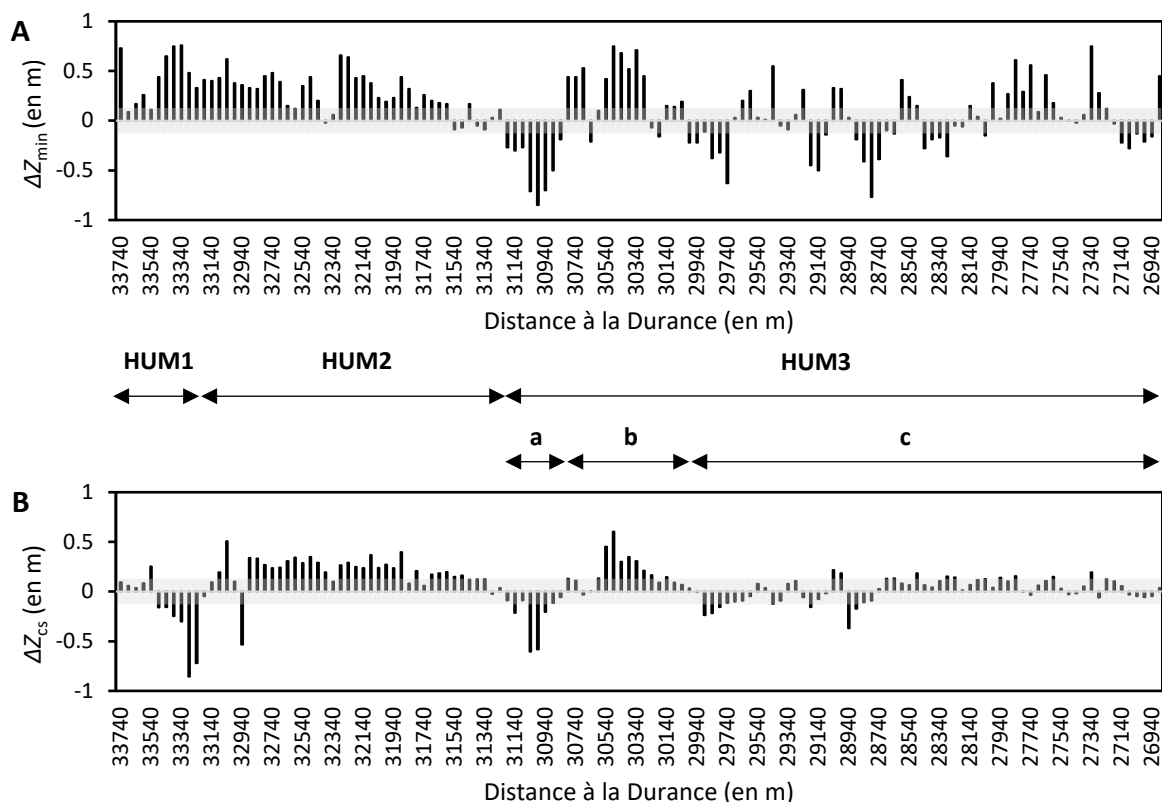


Figure 129 : Évolution verticale de la bande active du Buëch après la crue de novembre 2016

A : Évolution de l'altitude de la ligne d'eau (Z_{min}) ; B : Évolution de l'altitude de la bande active (Z_{cs}). Les surfaces grises représentent le LoD ; a, b et c sont des sous-secteurs homogènes.

X.3.3.4 Évaluation de l'aire d'influence de la réinjection sédimentaire et du bilan sédimentaire

Un bilan sédimentaire classique ($O = I - \Delta_s$, avec O les sorties sédimentaires, I les apports sédimentaires et Δ_s l'évolution du stock sédimentaire) et la courbe des fréquences cumulées des distances de transport ont été combinés pour évaluer la propagation et la diffusion du *pulse* sédimentaire relatif à l'érosion des remblais. En considérant le volume d'érosion dans HUM1, 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 piste pour évaluer la distance minimale selon laquelle ce volume a été entièrement diffusé est d'observer la courbe des dépôts cumulés en aval de HUM1. Cette courbe montre que la distance minimale de diffusion est de 2,3 km (Figure 130). En appliquant la fréquence cumulée des distances de transport des galets équipés 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, observés le long des premiers 2,3 km de HUM2 (Figure 130). Cette distance peut être considérée comme la distance maximale de diffusion du *pulse* sédimentaire et correspond à l'échelle appropriée pour appliquer l'équation du bilan sédimentaire.

L'application de cette équation dans HUM2, où des dépôts significatifs sont observés, permet de déduire les transferts de sédiments en aval du barrage de Saint-Sauveur durant la crue de novembre 2016 (Figure 131). Le seul terme de l'équation qui est bien connu est l'évolution du stock sédimentaire le long de HUM2 (dépôt net de 20 700 m³ ± 160 m³). En considérant les calculs de transport solide intégrés à l'hydrogramme de la crue à l'extrémité aval de HUM2 (12 000 m³), il est possible d'évaluer des apports sédimentaires de 32 700 m³. Ces apports sont divisés entre 1) les érosions de remblais (22 650 m³), 2) les érosions de berges (2800 m³) et 3) le volume déduit de sédiments qui a pu franchir le barrage sans se déposer dans HUM1 (7250 m³). Ce dernier peut

être ajouté au dépôt de 7600 m³ observé dans HUM1 afin de déduire le volume total de sédiments ayant pu passer le barrage pendant la crue (14 850 m³). Cette valeur correspond à 35 % du bilan sédimentaire annuel moyen en amont du barrage et à 74 % du bilan sédimentaire annuel moyen en aval du barrage.

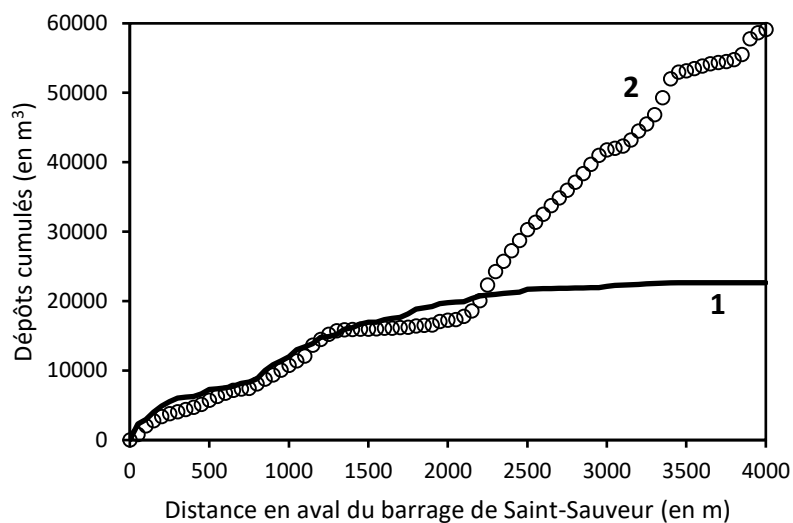


Figure 130 : Dépôts cumulés en aval du site de réinjection dans le Buëch

1 : Reconstitution des dépôts cumulés depuis la distribution des fréquences cumulées des galets équipés RFID ; 2 : Dépôts bruts observés à partir du DoD.

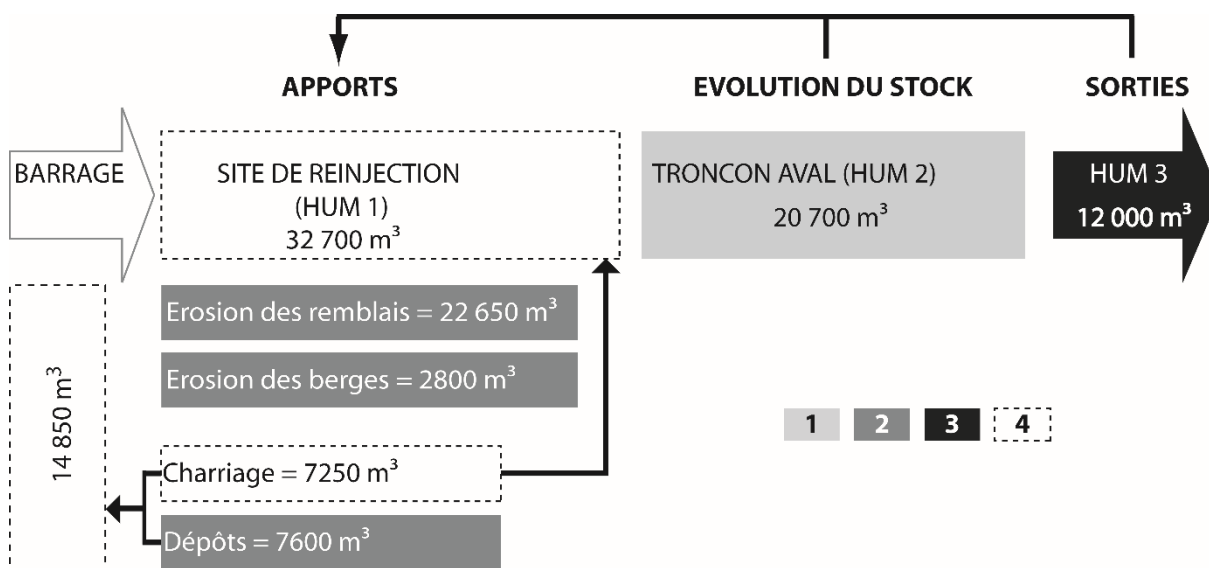


Figure 131 : Bilan sédimentaire du Buëch lors de la crue de novembre 2016

1 : Bilan sédimentaire net à partir du suivi LiDAR ; 2 : Volumes bruts à partir du suivi LiDAR ; 3 : Calcul du charriage ; 4 : Volumes déduits.

X.3.4 Bilan opérationnel

X.3.4.1 Comment évaluer la propagation des sédiments réinjectés ?

Un problème clé à prendre en compte lors de la planification des opérations de réinjection sédimentaire est la forme de redistribution des graviers en aval du site d'injection, lors des crues ultérieures. Le cas du Buëch offre une expérience de terrain bien documentée dans laquelle la combinaison d'un levé topographique, couvrant un long secteur (environ 7 km) et d'un traçage sédimentaire aide à isoler la signature morphologique d'un *pulse* sédimentaire, induit par la réinjection. L'évolution de l'altitude de la bande active et la cartographie 2D des changements morphologiques, réalisée à partir de données LiDAR séquentielles, révèlent toutes deux une tendance dominante à l'aggradation de la bande active sur une distance de 2,5 km en aval du barrage.

Plus en aval, une autre zone de dépôts de sédiments est observée à une distance de 3,5 km mais cette zone distale aggradée n'est probablement pas liée à l'opération de réinjection. Un apport supplémentaire de sédiments provenant du Torrent de Channe et une remobilisation de la bande active ont pu contribuer à constituer une zone de dépôt dans cette zone distale, caractérisée par une rapide transition entre une morphologie à style divaguant (endiguée) et un style en tresses. La fréquence cumulée des distances de transport, observées lors de la crue, 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, observés jusqu'à environ 2 km en aval du site de réinjection. Les données des traceurs RFID aident clairement à détecter la propagation du *pulse* 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 partie droite de la distribution ne soit pas correctement représentée par les observations. Cela est également corroboré par le fait que des 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. 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. 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.

X.3.4.2 Transparence vs. réinjection sédimentaire

Au-delà de l'évaluation de la propagation des sédiments réinjectés, la combinaison du traçage sédimentaire et de la surveillance topographique permet d'évaluer les rôles respectifs de la transparence et de la réinjection des sédiments dans les apports au tronçon en déficit. Les galets équipés ont d'abord démontré que l'opération de transparence lors de la crue a été efficace en termes de continuité sédimentaire. 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, où la majeure partie des dépôts proviennent du site de réinjection, constitue également un moyen d'évaluer le volume total de charriage traversant le barrage pendant la crue. Ceci est possible à condition toutefois que les sorties sédimentaires, évaluées à partir d'une équation de transport solide, puissent être considérées comme correctes. Sans avoir de données sur le débit solide (échantillonnage en temps réel), il est difficile de valider les volumes sortants. Ce type de mesures est particulièrement difficile à mettre en place et nécessite une logistique importante qui n'a pas été mise en place dans cette étude. Si des avancées récentes ont montré que des capteurs sismiques sont capables d'assurer une mesure en continue

de la charge de fond, il est toujours compliqué de calibrer le signal sismique pour obtenir un flux solide (Burtin *et al.*, 2016).

Le volume déduit de sédiments qui a franchi le barrage représente environ la moitié de celui fourni par la réinjection, mais seulement 25 % du volume ayant traversé le barrage contribue effectivement 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.

Quelle est l'efficacité de la réinjection pour résorber le déficit sédimentaire ?

Le cas du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur a été une occasion rare de documenter à partir du terrain l'effet de remblais grossiers mis en place aux bords du chenal principal. La conception de remblais de type « *high-flow stockpile* », consistant à créer des remblais artificiels de chaque côté du chenal actif, s'est avérée une approche satisfaisante puisque 52 % du volume reconstitué a été efficacement diffusé lors de la première crue après travaux. Bien que cette valeur soit loin de l'efficacité théorique maximale de 100 %, elle est assez similaire aux valeurs rapportées pour les opérations récentes de réinjection sédimentaire dans les grandes rivières alpines à graviers (Tableau 41). Les érosions différentielles entre les différentes unités de remblai du Buëch confirment l'importance des conditions de submersion, comme démontré précédemment par des modélisations en *flume* (Battisacco *et al.*, 2016). Une submersion plus importante du remblai lors des écoulements et la proximité immédiate avec le chenal devraient garantir une meilleure remobilisation des sédiments. Il semble également que l'ouverture d'un chenal secondaire dans le remblai ne maximise pas l'érosion, probablement parce que le débit dévié était insuffisant pour induire une érosion latérale. Il est aussi possible que la tranchée ait limité la puissance spécifique du chenal principal en détournant une partie importante du débit. Après la crue, le chenal secondaire s'est retrouvé perché et ne pouvait donc plus être inondé lors des crues courantes.

Les retours d'expérience sur l'efficacité des réinjections réalisées dans l'Isar, le Rhin et le Buëch montrent l'importance du volume initialement réinjecté pour rétablir l'équilibre sédimentaire (Tableau 41) dans le tronçon cible en déficit. Comme le montre le taux de rétablissement du déficit (*DR*), il apparaît que le $DR < 20\%$ sur l'Isar n'est pas suffisant pour inverser la tendance au déficit. Au contraire, avec un $DR > 70\%$ sur le Rhin et sur le Buëch, les conditions morphologiques sont améliorées. Cependant, le cas du Buëch révèle que l'aggradation du chenal ne s'est pas accompagnée d'un déplacement latéral significatif ni d'un élargissement. Le volume effectivement entraîné le long du site de réinjection a été insuffisant pour réactiver le tressage le long du tronçon restauré. Si le chenal s'était déplacé latéralement dans le tronçon aggradé (HUM2), la remobilisation des terrasses récentes aurait contribué à augmenter la fourniture sédimentaire et à maximiser l'effet de la restauration le long d'un tronçon beaucoup plus long. Cependant, le déplacement latéral du chenal dans le tronçon aggradé n'aurait été possible qu'en aval de la confluence avec le Torrent de Channe, où la bande active n'est pas endiguée.

Tableau 41 : Retour d'expérience sur la réinjection sédimentaire dans les grandes rivières à graviers alpines

Référence	Heckmann <i>et al.</i> , 2017		Arnaud <i>et al.</i> , 2017	Ce cas d'étude
Cours d'eau	L'Isar		Le Rhin	Le Buëch
Site	3rd sill	Steinbock Monument	Kembs	Saint-Sauveur
Date de réinjection	2013	2013	2010	2016
Déficit sédimentaire moyen annuel (<i>D</i> , en m ³ /an)	10 000	10 000	16 300	20 000
Volume réinjecté (<i>R</i> , en m ³)	4010	6312	23 000	43 500
Design	Volume unique	Volume unique	Volume unique	Volume parallèle
Conception des remblais	High flow stockpiles			

Référence	Heckmann <i>et al.</i> , 2017		Arnaud <i>et al.</i> , 2017	Ce cas d'étude
Débit de pointe (en m ³ /s) de la première crue après réinjection	150		1340	265
Période de retour de la crue (Q_T)	0,5		0,5	0,2
PR (en %)	60	87	50	48
Réinjection effective (ER , en m ³) *	1600	800	11 500	22 650
Taux de rétablissement du déficit (DR , en %) **	16	8	71	113.25
Evolution du stock sédimentaire dans le tronçon restauré	Négatif	Stabilité	Positif	Positif
LR (en m)	-	-	3	5,6

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

** $DR = 100 \left(\frac{ER}{D} \right)$.

Conclusions partielles

L'opération unique de réinjection sédimentaire menée le long du Buëch dans un tronçon impacté par le barrage de Saint-Sauveur, s'est révélée efficace pour inverser la tendance à l'incision en aval du barrage. Les objectifs de l'exploitant du barrage ont été atteints dans un contexte hydrologique favorable (crue quinquennale à décennale) et dans un contexte d'exploitation optimal (transparence), ce qui atteste que l'opération est une réussite.

L'utilisation complémentaire des relevés topographiques LiDAR et du traçage sédimentaire (RFID actif) a permis de détecter avec succès la propagation en aval du *pulse* sédimentaire induit par la recharge et d'évaluer le rôle respectif de la transparence et de la réinjection dans le bilan sédimentaire.

En termes de conception et de design, certaines recommandations peuvent être formulées afin d'optimiser l'efficacité de la réinjection sédimentaire dans les grandes rivières à graviers : 1) le volume de reconstitution des sédiments doit être proche du déficit sédimentaire annuel pour résorber les déficits chroniques ; 2) le design de type « *high-flow stockpile* », avec une bonne immersion et une proximité immédiate avec le chenal, est une bonne solution pour maximiser l'érosion des remblais ; 3) le choix du chenal secondaire demeure hasardeux sans modélisation spécifique.

Au-delà de la conception, l'exploitation du barrage est un facteur de contrôle majeur de l'efficacité de la réinjection sédimentaire et les pratiques de transparence doivent être aussi fréquentes que possible afin de maximiser et de pérenniser la récupération de l'équilibre sédimentaire.

En outre, un suivi dans d'autres contextes hydrologiques (crues éclairs avec ou sans transparence) et avec une fenêtre temporelle d'analyse plus longue permettrait d'évaluer la durabilité de la réinjection (durée des effets, durée moyenne pour éroder complètement les remblais, fixation des remblais par la végétation et détermination de la fréquence de réinjection idéale).

X.4 Trajectoire d'évolution, durabilité des effets de la réinjection et réponse hydrobiologique

X.4.1 Bilan trois ans après travaux

X.4.1.1 Hydrologie vs. transparence

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 (Tableau 42 et Figure 132). Dans les faits, seuls deux transparences ont été initiées. Une première lors de la crue de janvier 2018 (C3 ; $Q_{\max} = 100 \text{ m}^3/\text{s}$) et une seconde en mars 2018 (C4 ; $Q_{\max} = 109 \text{ m}^3/\text{s}$). Ces crues ont été plus courtes que celles de novembre 2016 et la part relative du temps de mise en transparence sur la durée totale de la crue a été plus faible. Pour des raisons logistiques et opérationnelles, les autres crues (C2, C5, C6 et C7) n'ont pas pu bénéficier d'une transparence.

Tableau 42 : Récurrence des crues du Buëch permettant d'appliquer les consignes de crue depuis la fin des travaux de réinjection sédimentaire

Crue	ID crue	Q_{\max} (en m^3/s)	% Transparence	DoD
21/11/2016 - 28/11/2016	C1	265	67	N°1
-	-	-	-	N°2
11/12/2017 - 12/12/2017	C2	159	0	N°3
04/01/2018 - 11/01/2018	C3	100	55	
11/03/2018 - 19/03/2018	C4	109	60	N°4
01/11/2018	C5	70	0	
23/11/2018 - 24/11/2018	C6	95	0	-
01/02/2019 - 02/02/2019	C7	104	0	-

Le pourcentage de transparence illustre la part du temps de transparence sur la durée totale de la crue ($Q > 30 \text{ m}^3/\text{s}$).

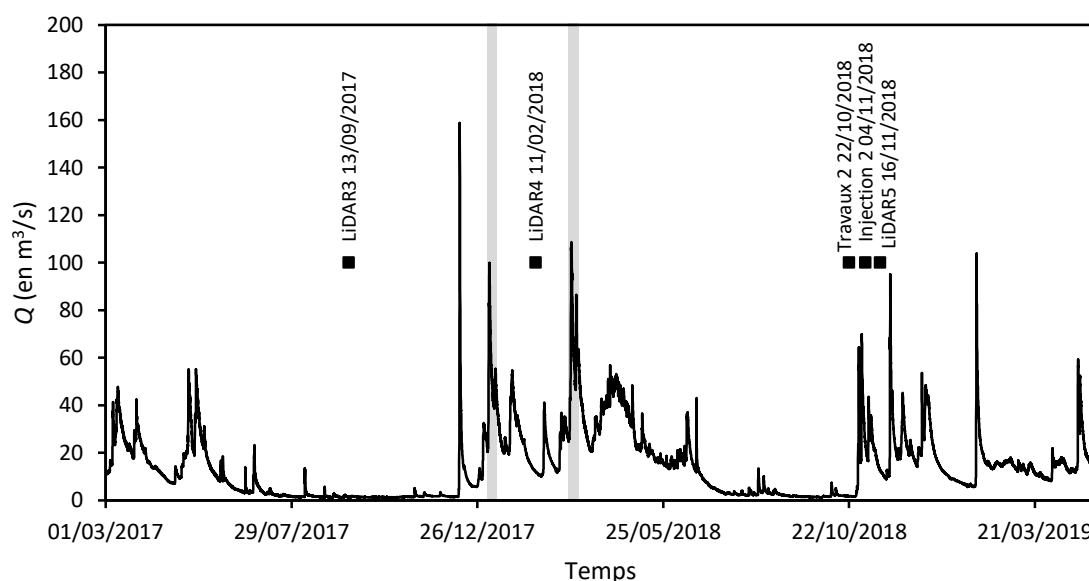


Figure 132 : Hydrogramme du Buëch au barrage de Saint-Sauveur depuis la crue de novembre 2016

Les surfaces grises illustrent les périodes de transparence du barrage de Saint-Sauveur.

Le suivi topographique mis en place et le traçage sédimentaire ne permettent pas d'isoler un à un chacun de ces événements potentiellement morphogènes (Figure 132). Ainsi, de manière générale, l'état initial avant crue est connu mais l'état post crue cumule plusieurs événements (C2, C3, C4, C5 et C6). Toutefois, face à la faible ampleur de C5 et à l'absence de transparence lors de cette crue, il est possible de considérer que si des ajustements ont pu avoir lieu à C5, ces derniers se sont cantonnés au chenal principal et les remblais résiduels n'ont pas pu être érodés. Le DoD n°4 offre donc l'opportunité de documenter l'effet d'une nouvelle crue sur les remblais résiduels en contexte de transparence.

En revanche, si C2 et C3 sont deux événements caractérisés par un mode de gestion différent, le suivi topographique opéré ne permet pas de quantifier finement les ajustements morphologiques. Ces deux événements demeurent non différenciables. Enfin, C6 et C7 permettent de documenter les ajustements morphologiques consécutifs à la finalisation des travaux mais C7 ne bénéficie ni d'un état initial ni d'un état post crue.

X.4.1.2 Ajustements hydromorphologiques

La bathymétrie de juin 2019 permet d'étendre l'analyse du bilan sédimentaire du barrage de Saint-Sauveur. Ainsi, entre février 2015 et juin 2019, le bilan sédimentaire du réservoir du barrage observe une réduction de la capacité du réservoir (Tableau 43), avec un bilan sédimentaire positif sur l'intégralité de la période à l'échelle de HUMC (82 000 m³). Lors de la première période (02/2015-12/2016), le bilan sédimentaire de HUMC (-48 000 m³) était resté très proche des volumes curés (50 000 m³), ce qui permettait d'affirmer que ce tronçon était resté à l'équilibre. Lors de la deuxième période, le bilan sédimentaire est devenu largement excédentaire (130 000 m³), ce qui montre que la sédimentation dans le réservoir s'est faite postérieurement à la crue de novembre 2016, à une période non optimale sur le plan des mises en transparence.

L'année 2018 est une année particulière sur le plan hydrologique car elle est caractérisée par une absence de pic de crue important et par une fréquence de débits compris entre 40 et 50 m³/s record depuis 2015 (46 j ; Figure 134). Or, cette gamme de débit est favorable au transport solide. En effet, HYDRETUDES (2013) a montré que le seuil de mise en mouvement se situait vers 30 m³/s et nos calculs (menés lors de la crue de novembre 2016) ont confirmé cette valeur en précisant qu'un régime de transport solide total pouvait être atteint pour un débit d'environ 70 m³/s à Montrond. Par conséquent, il est probable qu'une part importante de l'engravement de la retenue se soit constituée pour une gamme de débit inférieure au déclenchement des mises en transparence (> 60 m³/s). L'intérêt des consignes de crue se trouve donc limité pour les années humides.

Tableau 43 : Bilan sédimentaire du barrage de Saint-Sauveur (Buëch) entre février 2015 et juin 2019

Bathymétrie (DoD)	N°2 - N°1*	N°3 - N°2	Total (N°3 - N°1)
Période	02/2015-12/2016	12/2016-06/2019	02/2015-06/2019
Bilan de la zone de curage (en m ³)	-32 000	23 000	-9000
Bilan de HUMC (en m ³)	-48 000	130 000	82 000

*Cette période prend en compte les travaux de curage (50 000 m³).

Les marges d'erreurs ne sont pas calculées pour ces bilans mais elles sont importantes du fait de l'interpolation de profils en travers dans les zones immergées.

A l'échelle de la zone de curage, le bilan global entre février 2015 et juin 2019 est négatif (- 9 000 m³) ce qui souligne localement un effet relativement durable de l'opération de curage. Lors de la première période, le bilan sédimentaire (-32 000 m³) permettait de déduire qu'un dépôt

d'environ 18 000 m³ s'était formé entre l'opération de curage et la crue de novembre 2016 dans ce secteur. Sur la période postérieure à la crue, on observe un engraissement de 23 000 m³. Les effets du curage dépassent la simple emprise des travaux puisque, sur l'ensemble de la période, le bilan sédimentaire longitudinal cumulé de HUMC (Figure 133) démontre que le bilan demeure négatif jusqu'à 400 m en aval de la zone de curage (érosion progressive). Le bilan sédimentaire de la retenue de Saint-Sauveur permet de considérer qu'entre février 2015 et juin 2019, le taux de remplissage moyen annuel est d'environ 19 000 m³/an. Sur la période post crue novembre 2016 (absence de curage et avec des transparences moins efficaces), le taux de remplissage a été d'environ 52 000 m³/an.

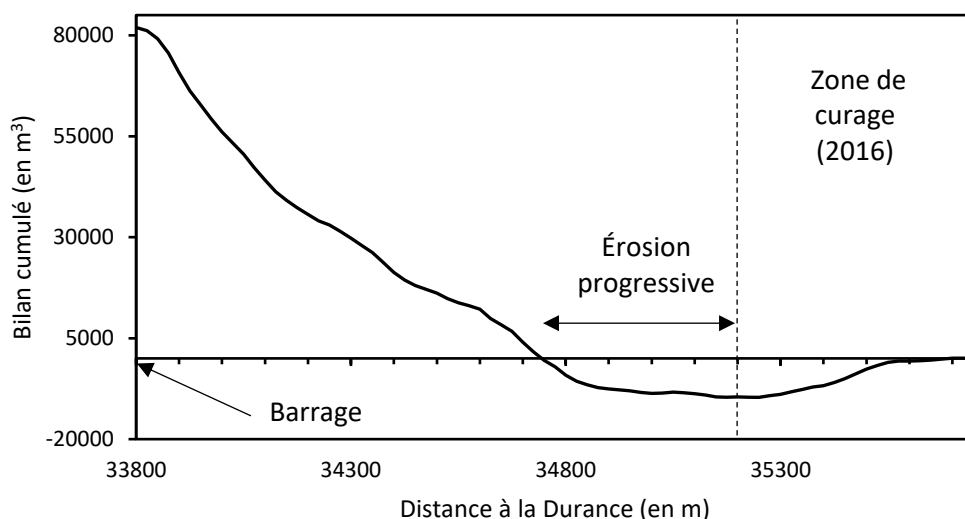


Figure 133 : Bilan sédimentaire longitudinal cumulé du barrage de Saint-Sauveur (Buëch) entre 2015 et 2019

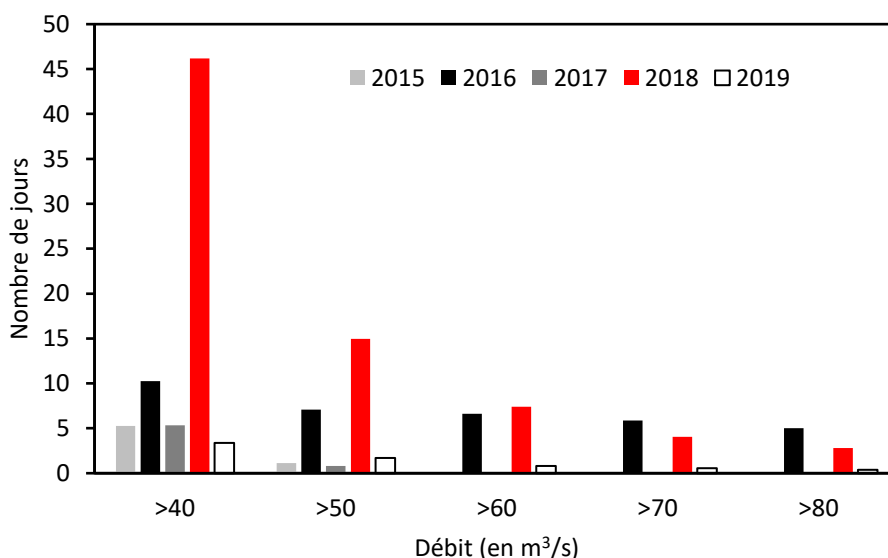


Figure 14 : Nombre de jours par classe de débits du Buëch entre 2015 et 2019 (données : EDF)

À l'échelle du 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 m³ ± 910 m³), traduisant une tendance à la stabilité (Tableau 44). Au final, à l'aune de la deuxième phase de travaux en octobre 2018, le volume non érodé (PR) est passé de 48 % à 45 %. Ces observations montrent la très faible réinjection effective depuis la crue de novembre 2016 ainsi qu'un taux de récupération du déficit sédimentaire moyen annuel marginal (DR = 6,15 %).

Tableau 44 : Évolution temporelle du bilan sédimentaire des remblais du Buëch depuis 2016

Unité de remblais	Bilan sédimentaire (en m ³)			
	12/2016-09/2017	09/2017-02/2018	02/2018-11/2018	Bilan global post-crue 2016
BU1	-170 (±180)	20 (±120)	80 (±250)	-660 (±220)
BU2A	370 (±220)	-340 (±150)	-12 390 (±130)	-12 330 (±110)
BU2B	90 (±90)	30 (±60)	-870 (±300)	-740 (±260)
BU2C	20 (±270)	-340 (±180)	13 180 (±370)	12 500 (±320)
Total	310 (±760)	-630 (±510)	0 (±1 050)	-1 230 (±910)

Les marges d'erreurs sont représentées entre parenthèses.

À l'échelle du tronçon, on observe une variabilité verticale longitudinale importante du chenal d'étiage et des évolutions en moyenne bien plus restreintes sur la bande active (Figure 135). Depuis la crue de novembre 2016, le site de réinjection (HUM1) ainsi que le tronçon aval, dans lequel l'effet combiné d'une transparence et de la crue de novembre 2016 avait été maximal (HUM2), présentent un déficit sédimentaire tandis que le tronçon distal dans le secteur en tresses (HUM3) est caractérisé par un excédent sédimentaire (Tableau 45). Cependant, les bilans sédimentaires séquentiels mettent en évidence que cette tendance n'est pas linéaire.

En effet, entre décembre 2016 et septembre 2017, le bilan sédimentaire est négatif dans HUM1 (-100 m³ ±600 m³) mais positif dans HUM2 (10 000 m³ ±3480 m³) ainsi que dans HUM3 (8800 m³ ±18 010 m³). Néanmoins, la qualité du *DoD* n'est pas optimale et les marges d'erreurs sont proches ou supérieures aux bilans. Ces bilans sédimentaires sont donc à considérer avec précaution et on ne peut pas exclure un bilan réel bien moins excédentaire. En dépit de ces incertitudes, l'altitude du chenal d'étiage a diminué sur la quasi intégralité du secteur d'étude ($\overline{Z_{min}} = -0,09$ m). La diminution de la ligne d'eau apparaît maximale en amont de HUM1 ($\overline{Z_{min}} = -0,25$ m). Si la réduction du débit réservé (Q_r) lors du relevé LiDAR en septembre 2017 explique la tendance générale à la diminution de l'altitude du chenal d'étiage, elle n'explique pas les observations réalisées en amont de HUM1 qui ne peuvent traduire qu'un ajustement morphologique ou bien un biais dans le levé LiDAR. À l'échelle de la bande active, la tendance globale de l'évolution de l'altitude est proche de l'équilibre ($\overline{Z_{cs}} = -0,01$ m).

Entre septembre 2017 et février 2018, le bilan sédimentaire est négatif dans HUM1 (-2 000 m³ ±940 m³) et dans HUM2 (-10 800 m³ ±4850 m³) mais positif dans HUM3 (7900 m³ ±16 450 m³). Néanmoins, la qualité du *DoD* n'est pas optimale et les marges d'erreurs sont proches ou supérieures aux bilans. Ces bilans sédimentaires sont donc à prendre avec précaution et on ne peut pas exclure un bilan réel bien moins déficitaire. Une forte variabilité longitudinale de l'évolution de l'altitude du chenal d'étiage est observée, avec une moyenne qui témoigne d'un exhaussement ($\overline{Z_{min}} = 0,14$ m). Globalement, la bande active s'est faiblement exhaussée ($\overline{Z_{cs}} = 0,04$ m). En revanche, en amont, l'altitude de la bande active a diminué dans HUM1 ($\overline{Z_{min}} = -0,02$ m) et dans HUM2 ($\overline{Z_{min}} = -0,01$ m) tandis qu'elle a augmenté en aval dans HUM3 ($\overline{Z_{min}} = 0,14$ m).

Enfin, entre novembre 2018 et février 2018, le bilan sédimentaire apparaît négatif dans HUM1 (-1 000 m³ ±11 m³) et dans HUM2 (-6100 m³ ±34 m³) mais positif dans HUM3 (13 700 m³ ±110 m³). L'évolution de l'altitude de chenal d'étiage et de la bande active montrent une alternance entre incision et exhaussement. Ainsi, une alternance stricte de Z_{min} est observée avec un exhaussement dans HUM1 ($\overline{Z_{min}} = 0,05$ m), une incision dans HUM2 ($\overline{Z_{min}} = -0,05$ m) et un exhaussement dans HUM3 ($\overline{Z_{min}} = 0,05$ m). Concernant Z_{cs} , l'alternance se fait entre le secteur amont, caractérisé par une incision dans HUM1 ($\overline{Z_{min}} = -0,03$ m) et dans HUM2 ($\overline{Z_{min}} = -0,06$ m) et le secteur aval (HUM3), défini par un exhaussement ($\overline{Z_{min}} = 0,03$ m).

Ces évolutions mettent en évidence qu'aucune crue n'a pu remobiliser de manière significative la bande active depuis la crue de novembre 2016 et que la majorité des ajustements morphologiques ont été cantonnés au chenal d'étiage.

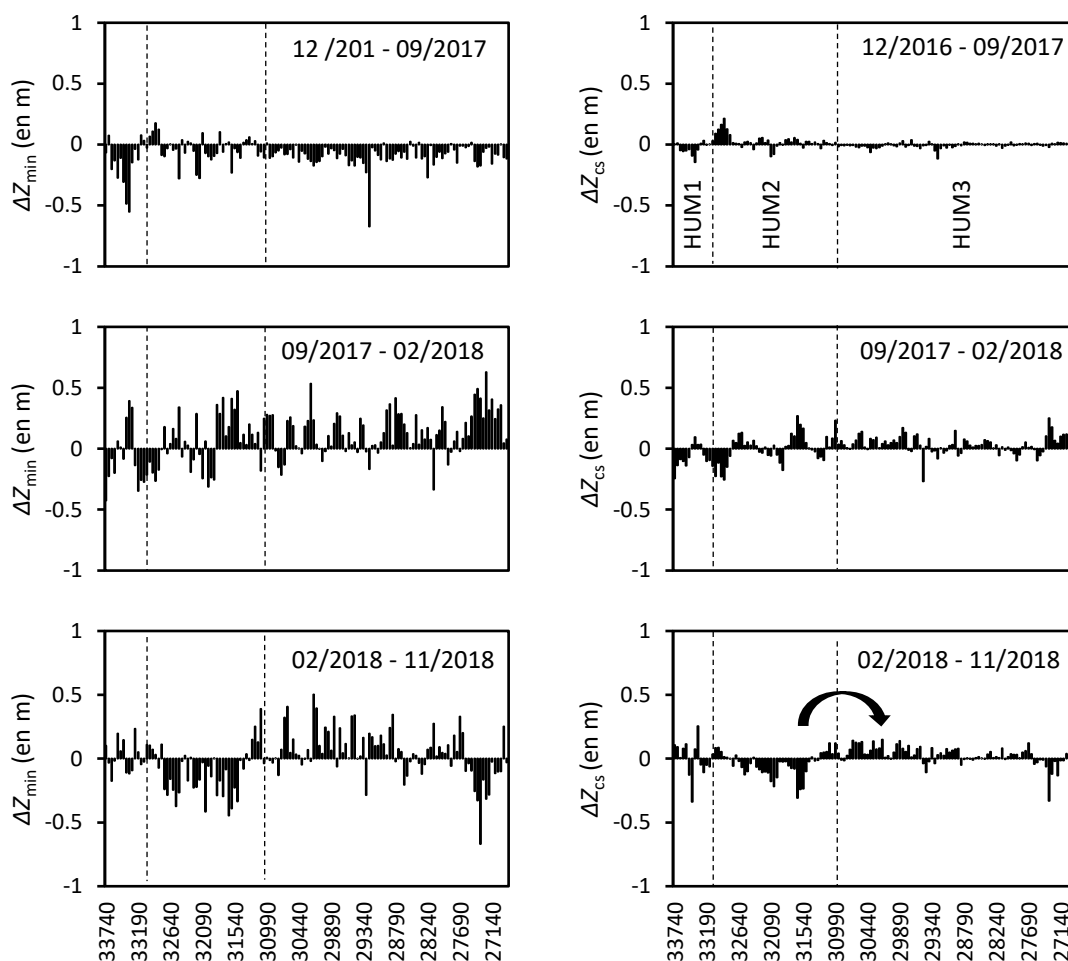


Figure 135 : Évolution séquentielle du profil en long du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur depuis la crue de novembre 2016

À gauche : Évolution de l'altitude du chenal d'étiage (Z_{min}) ; À droite : Évolution de l'altitude de la bande active (Z_{cs}). Les lignes en pointillés représentent les limites des tronçons HUM1, HUM2 et HUM3. La flèche noire symbolise la propagation de la vague sédimentaire de HUM2 vers HUM3.

En termes de retour d'expérience sur les différents modes de gestion du barrage (transparence ou non), le suivi opéré ne permet pas de rendre compte de l'impact différentiel entre une crue avec transparence et une crue sans transparence. Toutefois, l'effet combiné de C2 et de C3 a été plus impactant sur le bilan sédimentaire ($-10\,800\text{ m}^3 \pm 4850\text{ m}^3$) que celui de C4 et C5 ($-6100\text{ m}^3 \pm 34\text{ m}^3$) dans HUM2. Si l'on considère que le bilan sédimentaire de la période de février 2018 à novembre 2018 (englobant C4 et C5) est principalement commandé par C4, nos observations permettent de faire l'hypothèse que l'effet combiné d'une crue sans transparence et d'une crue avec transparence a été plus impactant sur le bilan sédimentaire que l'effet seul d'une transparence. Toutefois, cette hypothèse est discutable au regard de la faible qualité du LiDAR de septembre 2017, qui engendre des imprécisions importantes sur le bilan sédimentaire.

Tableau 45 : Bilan sédimentaire séquentiel en aval du barrage de Saint-Sauveur (Buëch)

DoD/Période	Tronçon	σ_{sys} (en m)	σ_{sc} (en m)	LoD (en m)	Érosion brute (en m ³)	Dépôt brut (en m ³)	Bilan sédimentaire (en m ³)
DoD n°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 n°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 n°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)

La durabilité des effets de la réinjection est appréciée au regard 1) de l'évolution du bilan sédimentaire depuis la fin des travaux en 2016 et depuis la crue de novembre 2016 (Tableau 45) et 2) du bilan de l'évolution de l'altitude de la bande active sur ces périodes (Figure 136). Ainsi, depuis les travaux, HUM1 enregistre à la fois un déficit sédimentaire drastique (-16 600 m³ ±90 m³) et une incision de la bande active ($\overline{Z_{cs}} = -0,41$ m), HUM2 présente un excédent sédimentaire (16 000 m³ ±60 m³) et un exhaussement de la bande active ($\overline{Z_{cs}} = 0,11$ m) et HUM3 observe également un excédent sédimentaire (24 300 m³ ±1550 m³) mais un exhaussement faible ($\overline{Z_{cs}} = 0,02$ m). En se focalisant sur les évolutions postérieures à la crue de novembre 2016, HUM1 enregistre un déficit sédimentaire (-4600 m³ ±200 m³) qui s'accompagne d'une incision de la bande active ($\overline{Z_{cs}} = -0,13$ m). HUM2 présente un déficit (-6200 m³ ±750 m³) et une incision ($\overline{Z_{cs}} = -0,09$ m) tandis que HUM3 observe un excédent (27 400 m³ ±2850 m³) et un équilibre de l'altitude de la bande active ($\overline{Z_{cs}} = 0,002$ m).

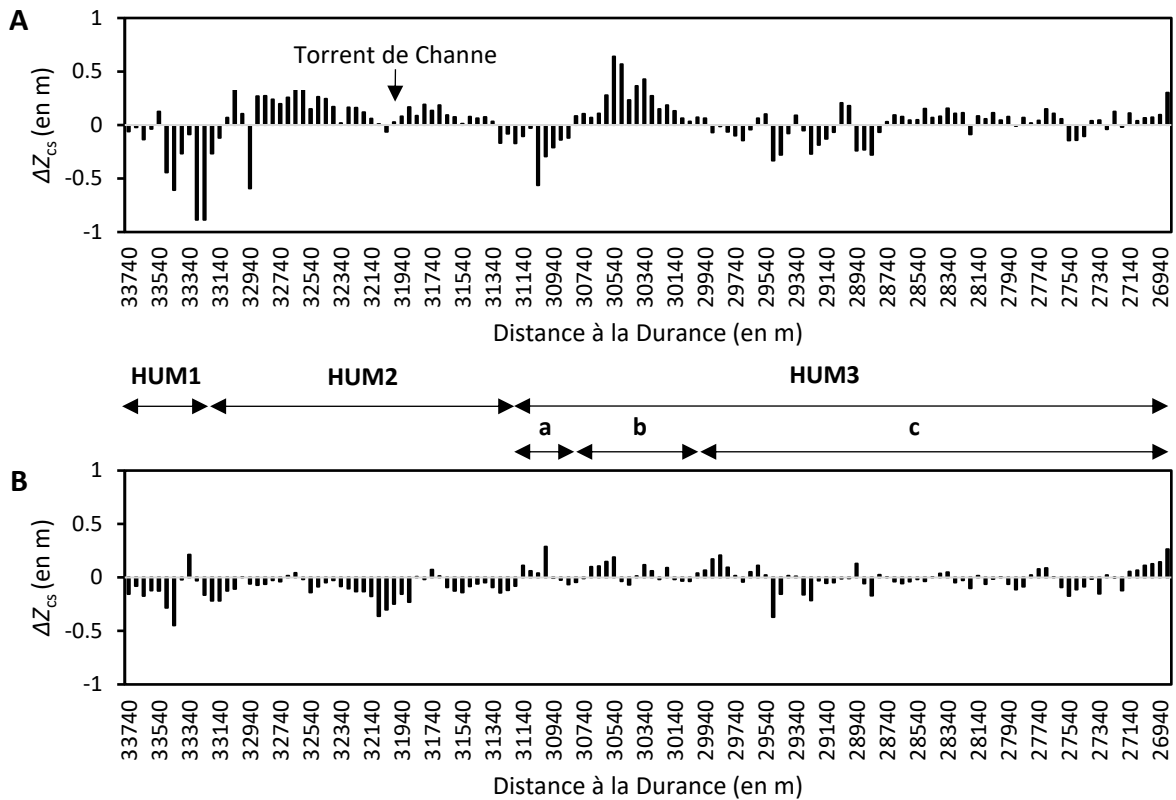


Figure 136 : Évolution verticale globale de la bande active du Buëch sur la période de suivi

A : Évolution de l'altitude de la bande active (Z_{cs}) entre la fin des travaux et novembre 2018 ; B : Évolution de l'altitude de la bande active (Z_{cs}) entre la crue de novembre 2016 et novembre 2018.

Ces observations permettent de caractériser l'opération de réinjection comme une opération durable car les effets de l'érosion des remblais lors de la crue de novembre 2016 sont encore visibles deux ans après travaux. Cependant, cette durabilité est subjective car 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 HUM2, qui subit un déficit chronique.

Si la diffusion de l'excédent sédimentaire, accumulé dans HUM2 après la crue de novembre 2016 ($20\,700\text{ m}^3 \pm 160\text{ m}^3$), n'est pas visible sur le bilan de l'évolution de l'altitude de la bande active post-crue 2016, elle est en revanche bien observable entre février 2018 et novembre 2018 (Figure 135). Cette diffusion est aussi confirmée par le bilan sédimentaire qui démontre que HUM3 n'a cessé de s'engraisser depuis la crue de novembre 2016. Cet engraissement a d'ailleurs connu son maximum entre février 2017 et novembre 2018. Bien entendu, les apports sédimentaires du Torrent de Channe dans ce secteur tendent à brouiller la source de ces apports, mais les volumes accumulés dans HUM3 sont très proches de ceux accumulés dans HUM2 après la crue de novembre 2016 et bien supérieurs aux apports du Torrent de Channe ($1400 < V_{\text{moy}} < 2200\text{ m}^3$).

X.4.1.3 Un nouveau REX sur la modification du design du remblai

La finalisation des travaux en octobre 2018 a permis de reconstituer un remblai le long du Buëch. Cette opération ne constitue pas une recharge sédimentaire mais une remobilisation du stock résiduel en rive gauche, non érodé pendant la crue de novembre 2016 et en voie de végétalisation, afin d'optimiser l'érosion (IV.3) par réduction de la largeur à pleins bords. Si le principe demeure le même (*high flow stockpile method*), le design passe d'un volume multiple et parallèle à un volume unique (Figure 137). Ainsi, les différents 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).

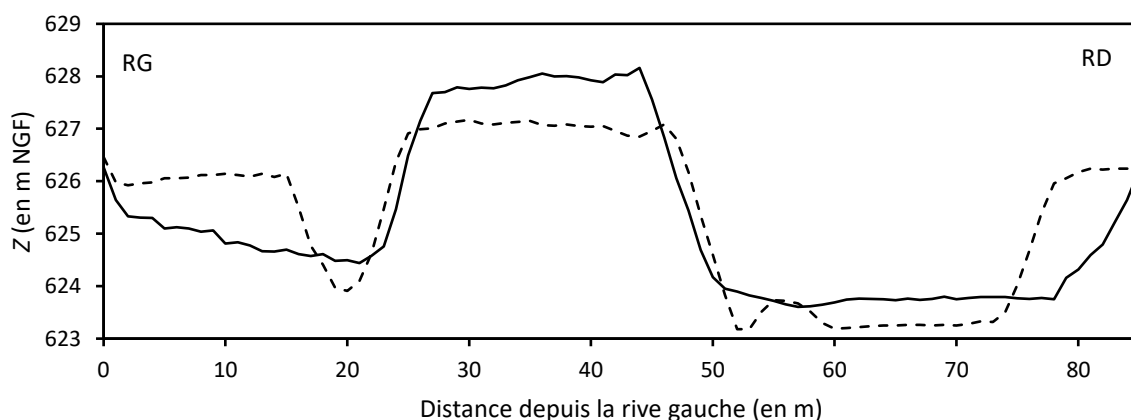


Figure 137 : Profil en travers de la remobilisation des remblais du Buëch en octobre 2018

Les pointillés représentent le design des remblais initiaux en différentes unités parallèles en octobre 2016 et la ligne noire illustre le design du remblai reconstitué en octobre 2018.

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 (C5, C6 et C7), postérieures à la finalisation des travaux, n'ont pas bénéficié de transparence (Tableau 42), ce qui offre l'opportunité d'évaluer l'efficacité d'un nouveau design, avec un mode d'exploitation différent de la première expérience (transparence et design en volume parallèle).

Les observations de terrain menées en juin 2019 (Figure 138) indiquent une érosion en rive droite du remblai et une absence d'érosion en rive gauche, ce qui atteste qu'aucune submersion ne s'est produite dans cette zone. L'érosion en rive droite s'est produite par érosion latérale. Elle a été plus forte dans la partie amont (environ 12 m ; $WR = 72\%$) que dans la partie aval (environ 3 m ; $WR = 86\%$). Ces observations ne permettent pas de déterminer quel événement est responsable de cette érosion.

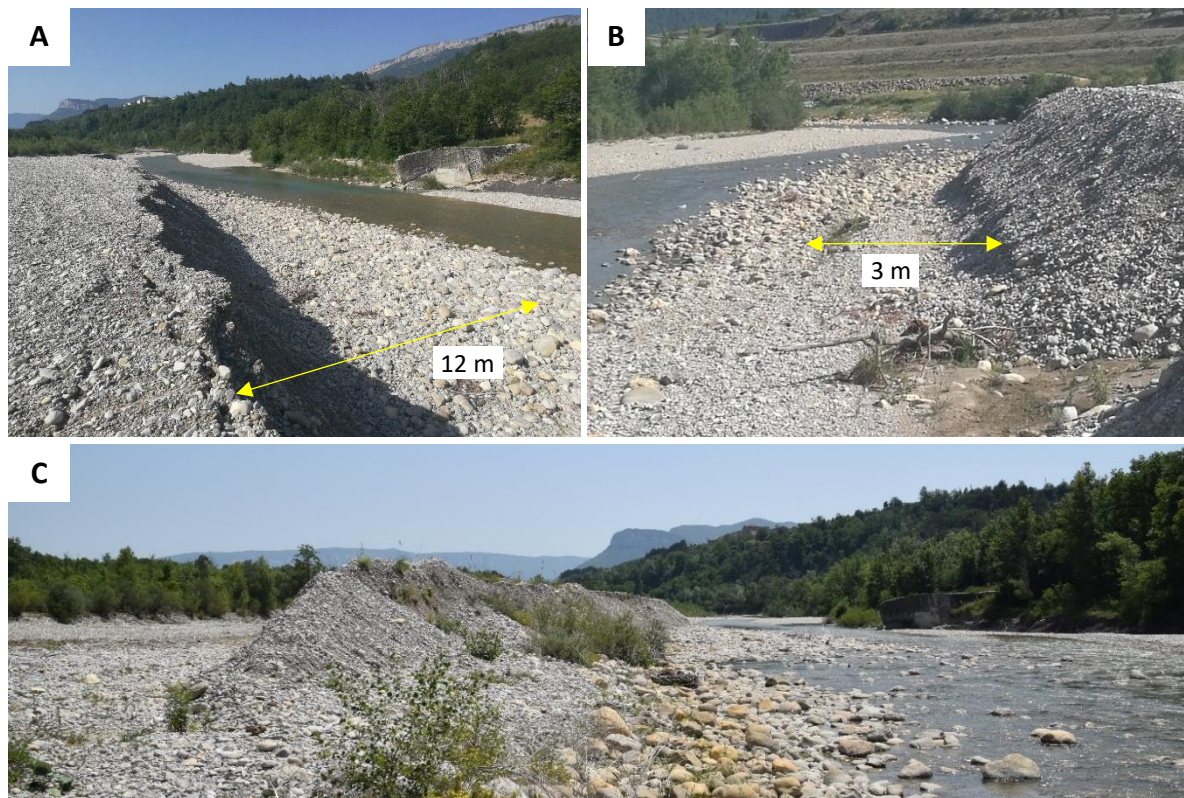


Figure 138 : Photographie de l'érosion du remblai du Buëch en juin 2019

A : Vue vers l'aval, en amont du remblai ; B : Vue vers l'amont, en aval du remblai ; C : Vue globale du site de réinjection.

La chronologie des événements morphogènes et leur impact sur le remblai sont reconstitués à partir du suivi photographique (Figure 139). Cette reconstitution permet d'établir qu'aucune crue n'a permis la remobilisation de l'ancienne terrasse en rive gauche et que l'érosion s'est cantonnée à la rive droite du remblai et plus particulièrement au talus. De plus, C5 n'a pas érodé le remblai et l'érosion a été initiée par C6 et C7. Dans le détail, selon l'angle de vue du piège photographique, il semble que la majorité de l'érosion ait eu lieu lors de C6. En dépit d'un débit de pointe plus faible, C6 a été plus longue que C7 et il est probable que C5 (survenue seulement vingt jours avant C6) ait initié des circulations d'eau dans le remblai et amorcé des glissements dans le talus. De plus, la largeur de la section s'étant agrandie pendant C6, la puissance spécifique de C7 a été réduite. Le cumul de ces trois facteurs (durée de la crue, occurrence d'une crue dans les semaines précédentes et section relativement étroite permettant des puissances spécifiques plus forte) peut expliquer l'érosion différentielle du remblai entre C6 et C7.



Figure 139 : Utilisation du suivi photographique pour caractériser l'évolution du remblai le long du Buëch

La campagne de traçage sédimentaire réalisée le 27/06/2019 selon une méthode rapide (QM ; GEOPEKA, 2018) a permis de caractériser les déplacements des sédiments issus du remblai (Tableau 46). Avec une technique de prospection rapide, le taux de retour est de 75 % pour une zone de prospection d'environ 2000 m (jusqu'à l'extrémité aval de HUM2). Le taux de retour des traceurs mobiles est quant à lui de 42 %. Il réside une forte disparité dans la mobilité et dans les distances de transport. Aucun traceur n'a été déplacé en rive gauche tandis que 50 % des galets équipés en rive droite ont été emportés. L'intégralité des traceurs mobiles provient des patches 5, 7 et 9, situés au niveau du secteur le plus érodé. Sur ces patches, tous les traceurs ont été déplacés et la distance maximale de transport a atteint 1100 m. Les autres patches, installés sur le talus en aval du remblai (8 et 6), ont un taux de mobilité nul mais un taux de retour < 100 %, ce qui suppose une érosion dans ce secteur. Le patch 9 est le seul témoin d'une érosion de la crête du talus. Les différences de mobilité observées sur les patches d'injection confirment que l'érosion a été maximale en rive droite et en amont du remblai. En considérant que les données de traçage reproduisent fidèlement la zone de diffusion de la réinjection et malgré l'absence de données topographiques en aval du remblai, LR atteint 4. Néanmoins, 90 % des traceurs ont parcouru une distance < 566 m, ce qui permet de relativiser LR et de considérer une valeur plus faible, proche de 2.

Tableau 46 : Synthèse des résultats du deuxième programme de traçage sédimentaire sur les remblais du Buëch

Patch	Position	Distance du barrage (en m)	Taux de retour (en %)	Taux de retour "mobilité" (en %)	Traceurs mobiles (en %)	Distance moyenne de transport (en m)	Distance maximale de transport (en m)
5	Talus RD	389	50	50	100	657,5	1100
7	Talus RD	431	62,5	62,5	100	152	310
8	Talus RD	466	75	0	0	0	0
6	Talus RD	491	50	0	0	0	0
9	Crête RD	403	50	50	100	432,5	530
4	Crête RD	449	100	-	0	0	0
2	Crête RD	487	100	-	0	0	0
10	Base RG	359	87,5	0	0	0	0
3	Base RG	489	100	-	0	0	0

Les levés topographiques terrestres de juin 2019 ont permis de caractériser l'évolution de la crête du talus et d'évaluer l'érosion cumulée du remblai lors de C6 et C7 (Figure 140). Au total, le volume érodé a été estimé à moins de 2900 m³ ($DR < 14,5\%$) mais ces chiffres demandent à être confirmés par une analyse topographique fine du secteur d'étude. En considérant le volume initial injecté et la somme des érosions des remblais ou bien le volume remodelé en 2018 et l'érosion du remblai en 2019, PR est respectivement de 39 % et 78 %.

Dans un contexte de crue courante, il apparaît que le design des remblais joue un rôle majeur dans l'efficacité de l'érosion des remblais. En effet, dans le contexte de remblais non remodelés, ER atteint au maximum 1000 m³/an, sur une période qui a bénéficié de trois crues dont deux avec transparence (entre décembre 2016 et octobre 2018) tandis que ER atteint au maximum 2900 m³/an dans la situation où les remblais ont subi un remodelage et deux crues sans transparence. Il est intéressant de constater qu'avec le remodelage du remblai, le rythme d'érosion augmente. Aussi, PR deviendrait nul d'ici 2028 si chaque année un remodelage du remblai était effectué. *A contrario*, le rythme d'érosion sans remodelage ne permettrait pas d'écouler le stock résiduel avant 2045. Si la gestion actuelle venait à se pérenniser (2 ans sans travaux/1 an avec remodelage), le stock résiduel pourrait être érodé d'ici 2035. Ces projections ne prennent pas en compte l'occurrence d'une crue de faible période de retour qui pourrait, comme l'a montré la crue de novembre 2016, éroder le stock résiduel.

En dépit d'une nouvelle injection, selon le schéma de gestion observé depuis 2016 et dans un contexte de crue courante, la recharge effective (ce qui est réellement diffusé, ER) n'est pas suffisante pour équilibrer le bilan sédimentaire annuel de HUM2 (-6200 m³/an depuis décembre 2016). Par conséquent, l'excédent sédimentaire observé dans HUM2, suite à la crue de novembre 2016, pourrait être annulé dès 2024. Avec une gestion active des remblais (remodelage tous les ans), les gains de la crue de 2016 pourraient perdurer jusqu'en 2028.

La gestion active du remblai est une solution plus efficace que la gestion passive, en dépit des coûts qu'elle engendre. Étant donné la rapidité de la végétalisation des remblais, le coût de cette gestion active mérite d'être comparé au coût de l'entretien des remblais.

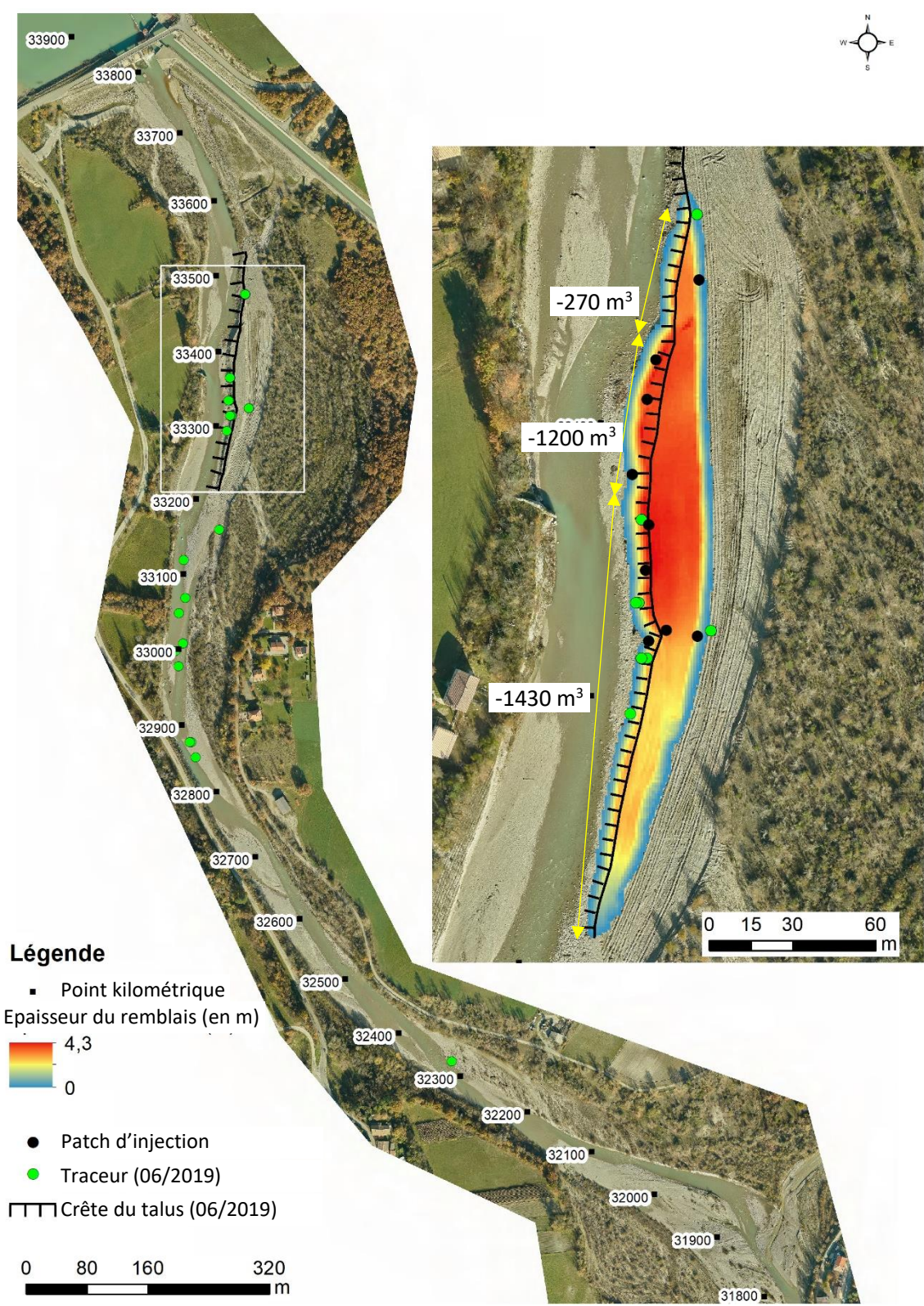


Figure 140 : Cartographie du suivi spécifique mis en place sur le remblai résiduel du Buëch

Parmi les autres cas connus de réinjection sédimentaire (Tableau 41), ce suivi permet de situer l'efficacité de la finalisation de la réinjection en aval du barrage de Saint-Sauveur dans la norme des opérations de réinjection, avec une conception en volume unique et dans un contexte de crue courante (Q_1).

Les données acquises permettent d'établir quelques recommandations dans le cas où ce type de conception venait à être mis en place de façon durable :

- diminuer au maximum la largeur de la section car on observe que l'érosion est maximale en amont du remblai, là où la section est la plus étroite et où la rive droite est contrainte et que l'érosion est minimale en aval, où la section est plus large et où la rive droite est moins contrainte ;
- ne pas hésiter à maximiser la hauteur du remblai si la section est restreinte car les sapements de la base du talus favorisent les glissements.

Toutefois, ces recommandations sont établies dans un contexte bien spécifique dans lequel le remblai était frais, non tassé et non végétalisé. De plus, l'érosion à C6 faisait suite à une crue faible (C5) mais qui avait potentiellement déstabilisé le talus.

X.4.1.4 Conclusions partielles

Deux ans après les travaux de réinjection et le premier retour d'expérience consécutif à la crue de novembre 2016 du Buëch, le bilan opérationnel demeure positif dans le tronçon qui subit un déficit sédimentaire chronique. Néanmoins, ces gains (exhaussement du lit torrentiel) sont progressivement annihilés par des ajustements intra-chenaux en l'absence de forte crue, permettant une remobilisation de la bande active et des remblais résiduels. Le distinguo entre les différents modes de gestion du barrage et leurs effets sur l'érosion du stock résiduel n'est pas très clair même si l'effet d'une crue avec transparence a sûrement été plus bénéfique que l'effet combiné d'une crue avec et sans transparence.

Une diffusion vers l'aval des dépôts, liés à la réinjection, est observée depuis la crue de novembre 2016. La diminution des gains dans le tronçon déficitaire et la diffusion des sédiments en aval montrent que la durabilité de cette opération est relative.

Ce bilan confirme qu'une transparence ne peut à elle seule résorber définitivement 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 moins favorable (débit et absence de transparence), l'érosion du remblai disposé en un volume unique est faible. Cette conception s'avère moins efficace que la disposition en deux volumes parallèles. Pourtant, les différents indicateurs utilisés pour caractériser l'efficacité de cette opération la définissent dans la norme par rapport aux opérations connues sur les rivières alpines.

À ce jour, le bilan opérationnel de la réinjection sédimentaire a pu être testé avec une conception en volume parallèle dans les conditions d'une crue quinquennale à décennale, bénéficiant d'une transparence, puis sur une conception en volume unique au travers de deux crues courantes, sans transparence. Afin d'être exhaustif sur les différents scénarios envisageables et pour initier une analyse coût-bénéfice (ACB), il reste à évaluer l'efficacité d'une crue avec transparence sur une conception en volume unique.

Dans le but de maximiser l'efficacité de l'érosion des remblais, il est nécessaire d'adopter une gestion active par remodelage fréquent du stock résiduel plutôt qu'une gestion passive. En effet, une gestion passive suggère une fréquence de remobilisation de plus en plus faible à mesure que le remblai est érodé, du fait de l'ajustement des paramètres hydrauliques et de la végétalisation.

X.4.2 Évolution des habitats et réponse hydrobiologique

X.4.2.1 Évolution spatio-temporelle des habitats

L'évolution des habitats entre 2015 et 2018 en aval du barrage de Saint-Sauveur montre une faible variabilité temporelle (Figure 141). Sur cette période, la tendance est à l'augmentation de la surface d'alluvions passant de 39 % en 2015 à 48 % en 2018, au détriment des surfaces végétalisées passant de 52 % à 48 % et des surfaces en eau passant de 10 % à 7 %. La majorité des évolutions a eu lieu après la crue de novembre 2016 et la surface des différents habitats est restée globalement stable depuis.

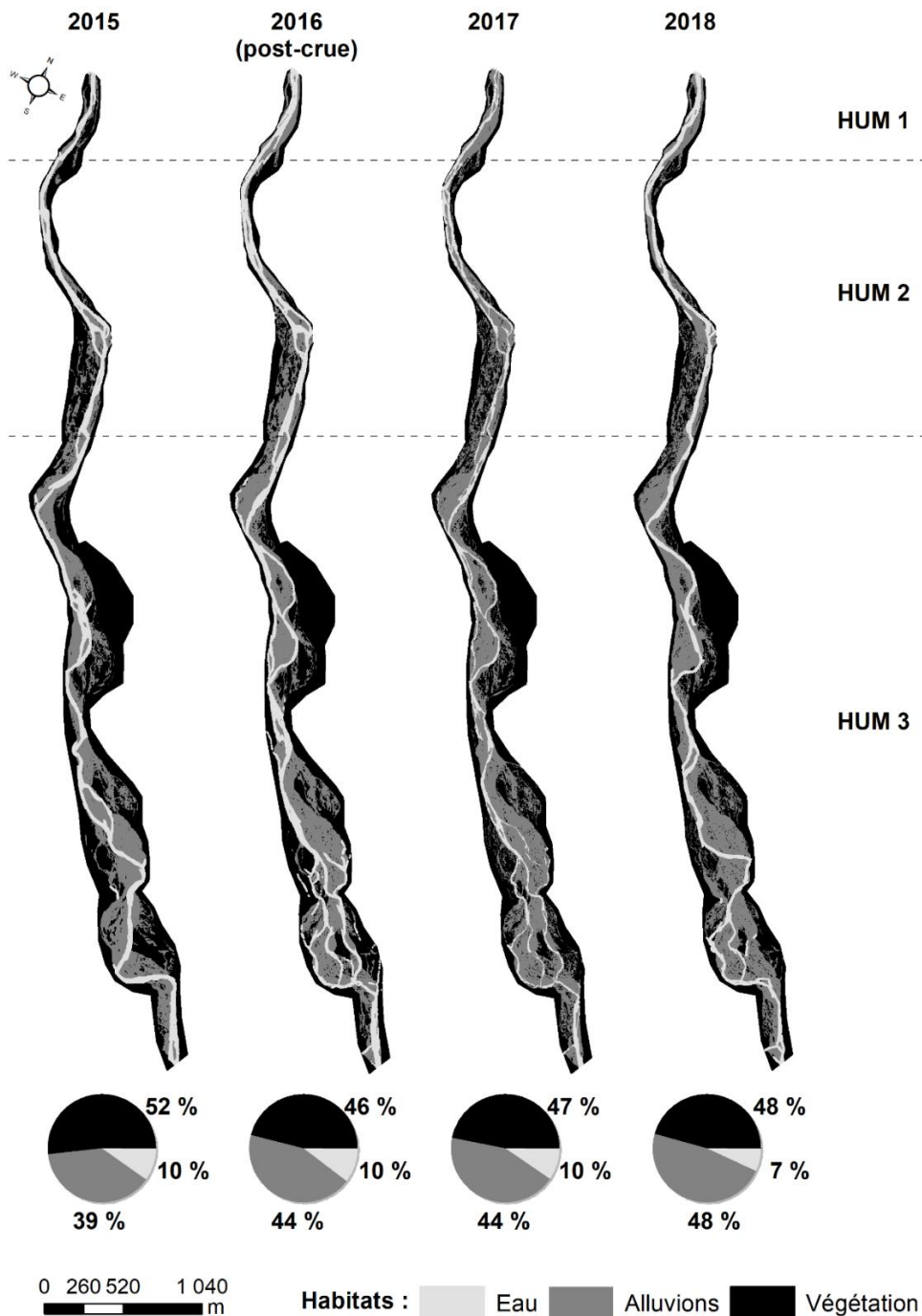


Figure 141 : Évolution spatio-temporelle des habitats du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur entre 2015 et 2018

Le profil longitudinal de l'évolution des surfaces en eau (Figure 142A) présente une augmentation suite à la crue de novembre 2016, liée au phénomène d'exhaussement du lit du Buëch, puis un réajustement rapide dès 2017 avec un retour au profil *ante* travaux. Cependant, en 2018, cet habitat observe une forte diminution au profit des surfaces d'alluvions. Ce constat est partagé par l'étude de l'hétérogénéité des habitats dans HUM1 et HUM2 (Liébault *et al.*, 2019). Cette évolution ne pouvant être liée à une diminution du débit du fait d'une stricte régulation du débit réservé, il est possible que des infiltrations aient eu lieu sur une bande active plus élargie et moins colmatée. Le suivi hydrologique mené par EDF à Eyguians ne montre pas de réduction significative du débit sur cette période par rapport à la station de Montrond. Ceci indique que si des infiltrations se produisent, ces dernières se font entre Montrond et Eyguians et surtout que des résurgences ont lieu en amont d'Eyguians. Quoi qu'il en soit, une chenalisation du Buëch est observée sur l'intégralité du tronçon et particulièrement dans HUM3.

Le profil longitudinal de l'évolution de la surface des alluvions montre que l'effet cumulé de la crue de novembre 2016 et de la réinjection sédimentaire a contribué à augmenter les surfaces d'alluvions (Figure 142B). Si les surfaces de remblais prennent une part importante dans ces gains, l'augmentation des écarts de surfaces cumulées d'alluvions en aval de HUM2, entre la situation de 2015 et les situations postérieures à la crue, montre que la réinjection sédimentaire n'est pas le seul facteur responsable de cette évolution. Pour le moment, les gains de surfaces d'alluvions sont pérennes. Le profil longitudinal de l'évolution des surfaces végétalisées symbolise une évolution antinomique avec celle des surfaces d'alluvions (Figure 142C).

Notre station de suivi de la granulométrie, positionnée à la transition de HUM2 et de HUM3 (Figure 110 ; comptage Wolman), enregistre des évolutions importantes dans la rugosité des bancs alluviaux (Figure 143). En effet, la zone de dépôt distale des sédiments réinjectés observe un affinement granulométrique avec un D_{50} qui passe de 79,1 mm avant les travaux à 20,8 mm après la crue de novembre 2016. Depuis, la granulométrie tend à réaugmenter ($D_{50} = 33,9$ mm). Ces observations sont corroborées par les suivis opérés pour le compte de EDF qui montrent que les blocs n'apparaissent plus comme la classe granulométrique dominante dans les différents faciès d'écoulement de la station de Montrond (MRE, 2014 et GAY, 2018),

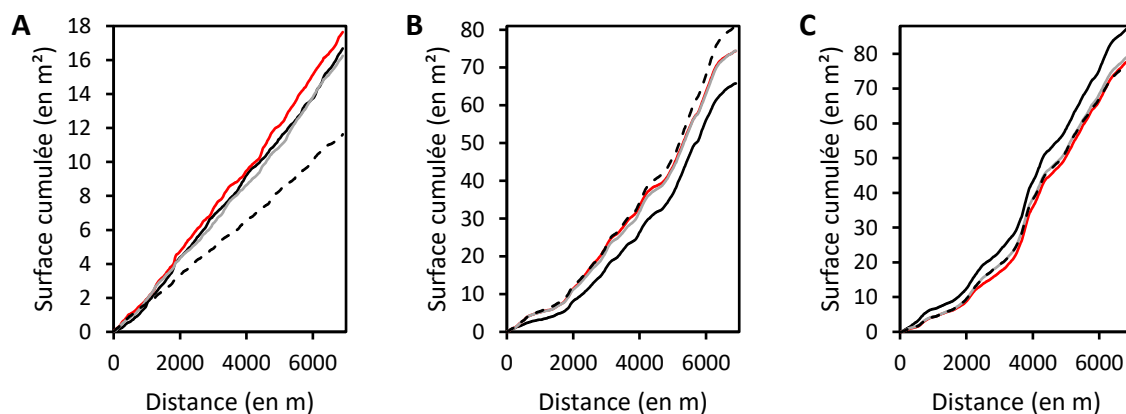


Figure 142 : Profil longitudinal de l'évolution spatio-temporelle des habitats du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur

A : Surface en eau ; B : Surface d'alluvions ; C : Surface de végétation. En noir la situation en 2015, en rouge la situation post crue, en gris la situation en 2017 et en pointillés la situation en 2018.

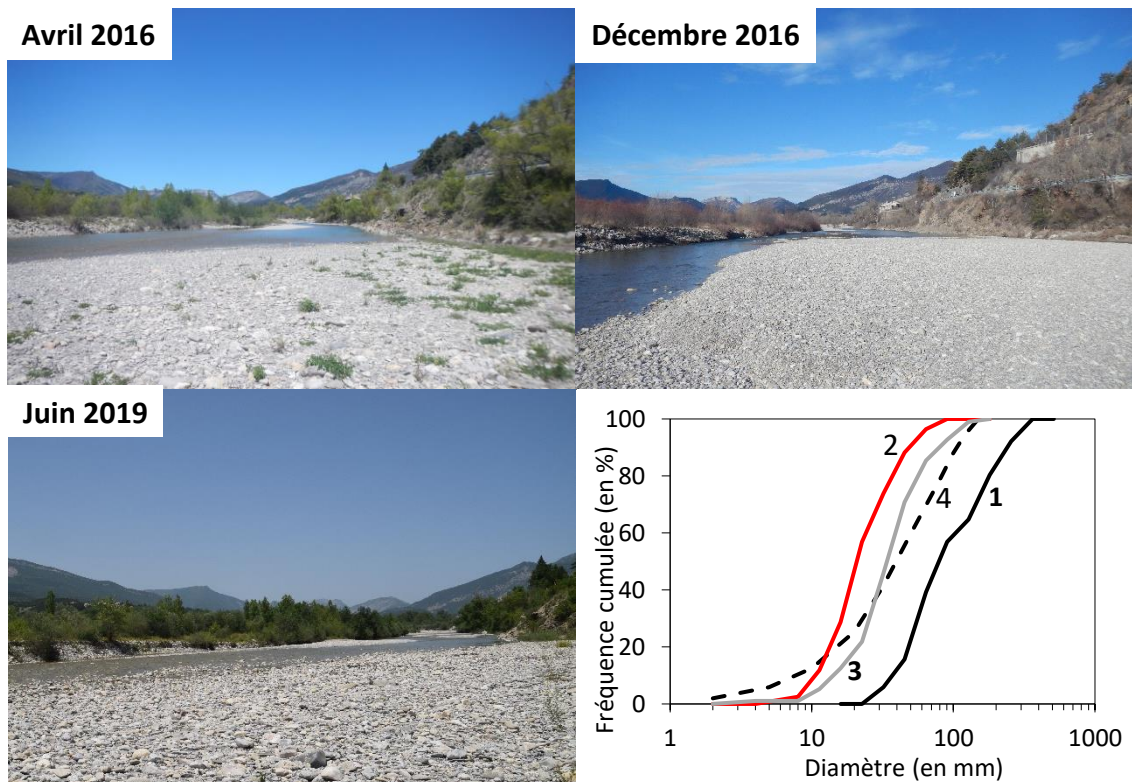


Figure 143 : Évolution temporelle de la granulométrie du Buëch dans la zone de dépôt distale de la réinjection sédimentaire

1 : Avant la crue de novembre 2016 ; 2 : Après la crue de novembre 2016 ; 3 : Juin 2019 ; 4 : Matériaux réinjectés en octobre 2016. Les clichés sont tous pris du même point de vue en aval de Montrond et en direction de l'amont

X.4.2.2 Évolution du contexte physico-chimique

L'eau du Buëch est caractérisée par un pH stable (pH moyen de 8,15 ; écart type = 0,29 ; Figure 144A). La conductivité moyenne du Buëch est de 415,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ce paramètre présente une forte stabilité en aval du barrage mais aussi au niveau de la queue de retenue (Figure 144B), ce qui souligne une stabilité de la concentration en sels minéraux dans l'eau au cours du temps.

L'évolution longitudinale du DBO5 montre un gradient positif vers l'aval, qui traduit une faible augmentation des rejets organiques domestiques dans le milieu aquatique (Figure 144C). La STEP, localisée en amont du barrage, peut expliquer cette évolution. Toutefois, les concentrations sont faibles (classe de qualité très bonne) et ne sont pas de nature à bouleverser les biocénoses. Les autres indicateurs de pollutions anthropiques (Nitrates, Nitrites et Ammonium ; Figure 144D, E et F) montrent la même évolution spatio-temporelle. Les concentrations en matières en suspension (MES) présentent un gradient longitudinal négatif qui témoigne d'une épuration naturelle (en amont du réservoir) et artificielle (décantation dans le réservoir ; Figure 144G). La variabilité temporelle de la concentration en MES est forte en amont de Serres et faible en amont et en aval du barrage de Saint-Sauveur. La variabilité spatio-temporelle de l'Oxygène dissous (Figure 144H) montre que le milieu est bien oxygéné et que ce paramètre s'améliore dans le temps, aussi bien en amont qu'en aval du barrage. Ce constat est confirmé par l'évolution spatio-temporelle du taux de saturation en oxygène (Figure 144I).

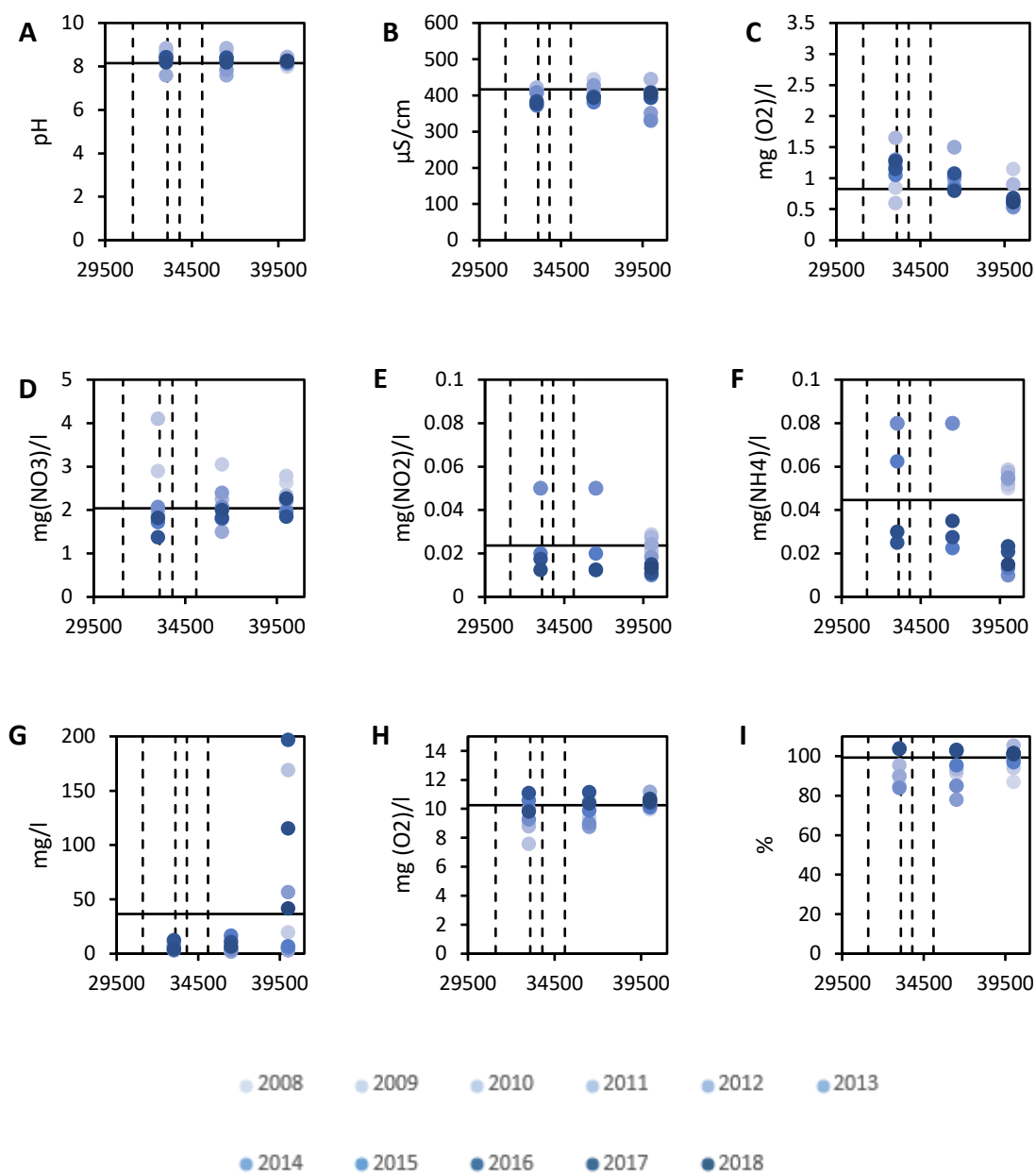


Figure 144 : Évolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques du Buëch

A : Potentiel Hydrogène ; B : Conductivité ; C : DBO5 ; D : Nitrate ; E : Nitrite ; F : Ammonium ; G : MES ; H : Oxygène dissous ; I : Taux de saturation en oxygène. La ligne noire représente la moyenne globale de chaque paramètre. L'axe des abscisses correspond à la distance à la Durance et les pointillés délimitent d'amont en aval 1) le réservoir du barrage de Saint-Sauveur, 2) HUM1, 3) HUM2 et 4) HUM3.

La température de surface de l'eau est un élément structurant les habitats aquatiques du Buëch. Ainsi, Marteau et Piégay (2018) ont montré que le barrage libère une eau « tamponnée ». En effet, l'eau en aval du barrage est plus froide qu'en amont, moins sujette aux variations à court terme de la température de l'air (c'est-à-dire une variabilité diurne plus faible) mais elle reste influencée par les conditions atmosphériques (c'est-à-dire une température maximale plus élevée en été). En revanche, cette étude ne permet pas de distinguer un effet potentiel de la réinjection sédimentaire. L'évolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques n'indique aucune évolution structurelle des habitats aquatiques que ce soit en amont ou en aval du barrage de Saint-Sauveur et témoigne d'un milieu de bonne à très bonne qualité, à tendance stable. Ainsi, l'exhaussement

du lit du Buëch, observé après la crue de novembre 2016 et consécutif à la réinjection sédimentaire, n'a pas eu d'impact sur les paramètres physico-chimiques.

X.4.2.3 Évolution des indicateurs hydrobiologiques

Dans ce contexte physico-chimique stable et de bonne qualité, l'évolution spatio-temporelle des peuplements benthiques montre que la qualité hydrobiologique est restée globalement stable depuis les travaux. Ainsi, l'IBGN montre une faible variabilité spatio-temporelle (écart type = 1,95 ; Figure 145A) et un milieu de bonne qualité en moyenne. Les valeurs obtenues après travaux dans HUM1 et dans HUM2 sont tout à fait conformes à la norme observée depuis 2011. Le constat est identique avec le critère de richesse (nombre d'espèces différentes ; écart type = 5,37 ; Figure 145B). En revanche, la densité des peuplements d'invertébrés benthiques varie fortement d'une campagne à l'autre et ne permet pas de dégager une évolution spécifique en aval du barrage de Saint-Sauveur (Figure 145C). Certaines divergences sont observées dans la densité des peuplements d'invertébrés, au niveau de stations suivies par des opérateurs différents (CG05 et EDF), traduisant 1) un possible biais méthodologique et 2) une forte variabilité temporelle des peuplements d'invertébrés benthiques sur une même station.

Notons aussi qu'une seule station (CG05 ; PK 33,0) sur une seule campagne (2017) permet d'observer une évolution du peuplement d'invertébrés dans la zone d'influence de la réinjection (HUM2). Les autres stations, situées en aval du barrage, ne sont pas représentatives des changements liés à la réinjection. Elles peuvent néanmoins caractériser les effets liés à la transparence.

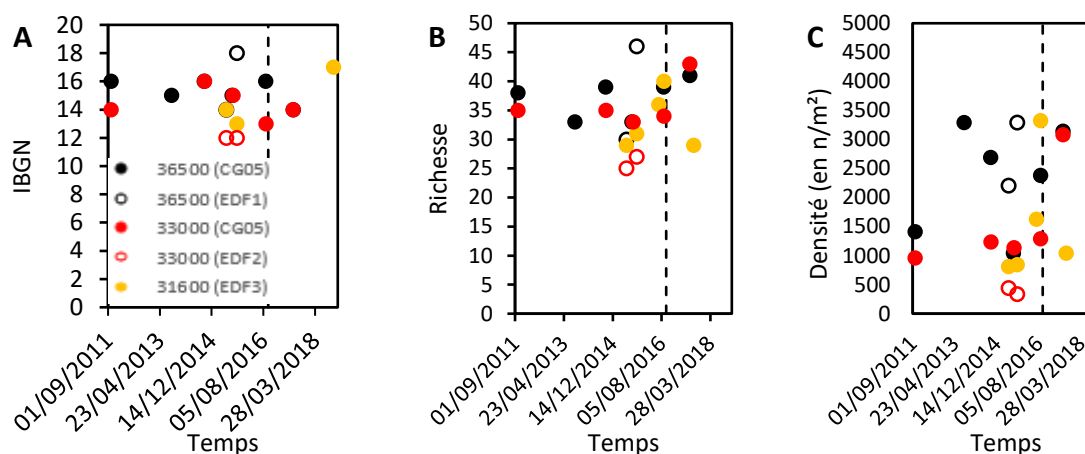


Figure 145 : Évolution spatio-temporelle des indicateurs de peuplement d'invertébrés benthiques en amont et en aval du barrage de Saint-Sauveur (Buëch)

A : IBGN ; B : Richesse taxonomique ; C : Densité. La ligne en pointillés symbolise les travaux de réinjection. Chaque figuré correspond à une station de mesure et à un point kilométrique.

Concernant le peuplement piscicole, la faible quantité de données relatives à l'IPR ne permet pas de définir une évolution post travaux mais elles soulignent une amélioration de la qualité piscicole en aval du barrage de Saint-Sauveur (Figure 146). Quelle que soit la station ou la période, les espèces cyprinicoles d'eaux vives dominent le peuplement avec une majorité de Blageon. Les espèces salmonicoles sont présentes mais peu fréquentes. L'abondance de cyprinidés peut s'expliquer par une valence écologique supérieure à celle des salmonidés, ce qui leur permet de supporter aussi les fluctuations du biotope (Liébault *et al.*, 2019). L'indice de Shannon montre une augmentation de la diversité du peuplement piscicole en 2017 et un retour à la norme en 2018. Les densités sont stables en amont du barrage et plus variables en aval. En effet, on assiste à une diminution de la densité entre 2014 et 2017 puis à une augmentation en 2018. Les valeurs de densité demeurent toutefois plus fortes qu'en amont du barrage quelle que soit la période. La classe d'abondance de l'espèce majoritaire est stable (70 mm), sauf en 2017 (150 mm). Il est

possible que la crue de novembre 2016 ait entraîné une mortalité des Blageons juvéniles au profit des individus les plus robustes.

Ces changements dans l'espèce dominante ont permis le développement d'autres espèces comme en atteste l'augmentation de la diversité.

La comparaison des caractéristiques du peuplement piscicole avant et après travaux ne met pas en avant d'évolution significative. D'ailleurs, le rapport MRE (2018) souligne que la qualité des peuplements piscicoles est similaire entre l'état initial et l'état postérieur à la crue de novembre 2016. Ce constat est aussi repris par le rapport GAY (2019) sur la période 2017-2018.

Notons cependant que les stations de pêche post travaux sont localisées en aval immédiat du barrage (HUM1) de Saint-Sauveur et qu'il est impossible de vérifier l'évolution des peuplements piscicoles dans la zone d'influence de la réinjection (HUM2).

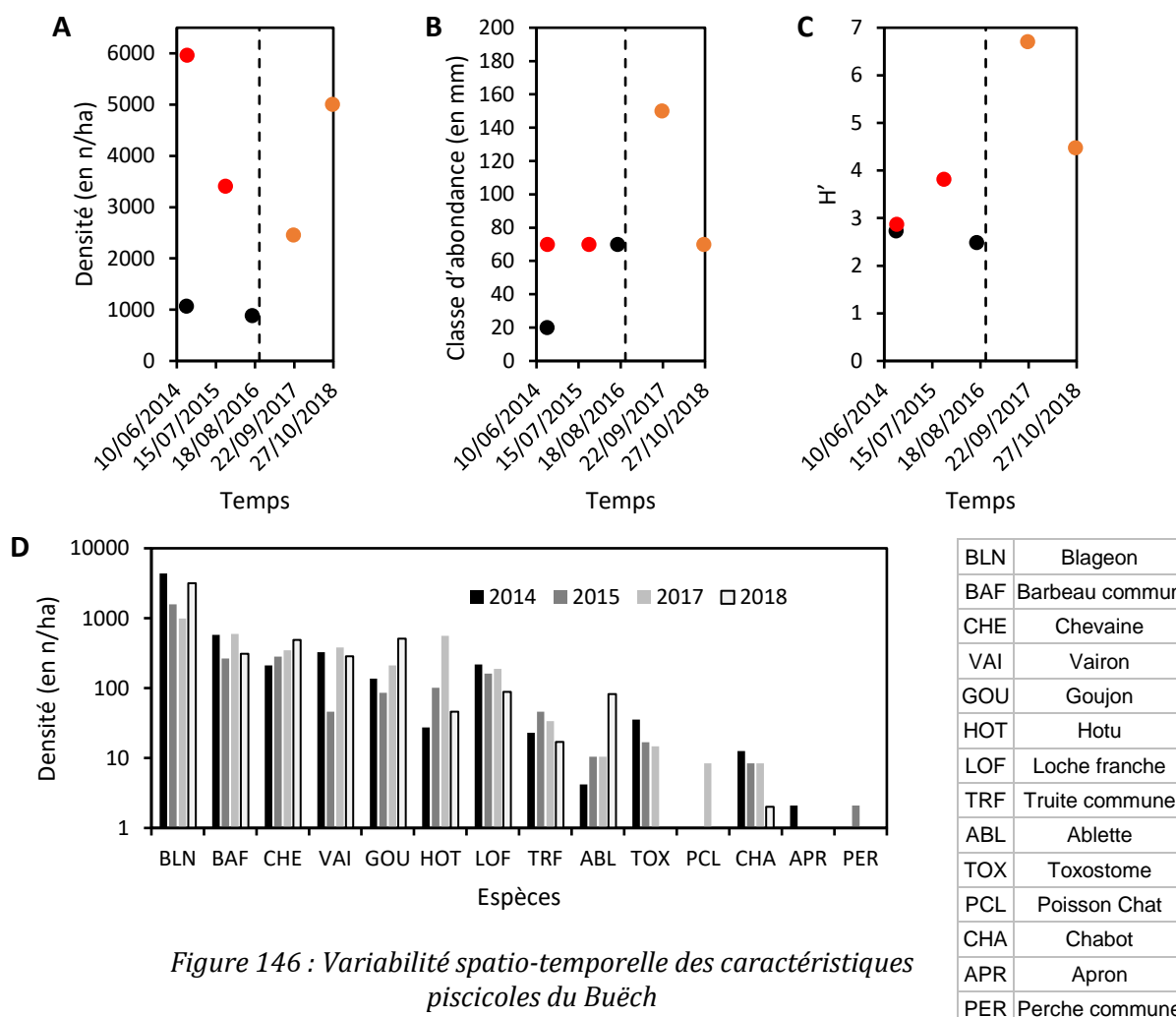


Figure 146 : Variabilité spatio-temporelle des caractéristiques piscicoles du Buëch

A : Densité globale ; B : Classe d'abondance ; C : Indice de Shannon ; D : Évolution temporelle des densités par espèce en aval du barrage. Les données acquises en amont du barrage sont représentées par des points noirs (PK 40,00) tandis que les points rouges (PK 33,0) et oranges (PK 31,6) symbolisent les données acquises en aval du barrage. La ligne en pointillés représente la date des travaux de réinjection.

Les données acquises sur les peuplements d'invertébrés benthiques et sur les peuplements piscicoles ne permettent pas d'identifier un impact significatif de l'opération de réinjection sur la qualité hydrobiologique du Buëch.

X.4.2.4 Conclusions partielles

L'opération de réinjection en aval du barrage de Saint-Sauveur sur le Buëch n'a pas bouleversée l'organisation spatiale des habitats dans le chenal mais elle a permis d'augmenter les surfaces d'alluvions au détriment des surfaces végétalisées et des surfaces en eau. L'état post crue est pour le moment pérennisé. Au sein de la bande active, les surfaces en eau se sont rapidement réajustées sur l'état *ante* travaux et la rugosité des bancs latéraux tend à réaugmenter (augmentation du D_{50}). La variabilité spatio-temporelle des données physico-chimiques et des données hydrobiologiques montre une stabilité de la qualité des eaux du Buëch et une faible fonction écologique de l'opération de réinjection.

Conclusions

EDF a mis en place une démarche expérimentale pour améliorer la gestion du transport solide du Buëch dans un contexte morphodynamique (forte production sédimentaire dans la vallée du Petit Buëch et stock interne de sédiments considérable) propice à une fourniture sédimentaire importante sur le long terme. Cette démarche, consistant à réduire le déficit sédimentaire grâce à des opérations de transparence plus fréquentes et à une réinjection sédimentaire, a permis de construire un retour d'expérience sur l'efficacité de la recharge sédimentaire par remobilisation d'un stock artificiel de sédiments en aval d'un barrage.

Concernant l'hypothèse H1, nous confirmons qu'une rivière à forte énergie est capable de remobiliser une terrasse alluviale artificielle :

- quel que soit le scénario hydrologique (crue longue/crue rapide ; transparence ou non) et la conception du remblai (volume parallèle ou unique), le Buëch est capable d'éroder les remblais par sapement latéral, ce qui a permis de recharger le tronçon déficitaire en aval ;
- l'érosion latérale permet d'envisager des remblais non immergés pendant les crues, ce qui permettrait de réduire les surfaces de réinjection et de maximiser la hauteur des remblais ;
- l'érosion latérale est amplifiée dans la mesure où le remblai est positionné au plus près du chenal.

Concernant l'hypothèse H2, nous confirmons que la remobilisation des terrasses artificielles permet de produire des vagues sédimentaires et de réduire les déficits sédimentaires en aval d'un barrage :

- l'extension de la vague sédimentaire dépend du design de la réinjection, de l'hydrologie et de la mise en transparence ou non du barrage :
 - dans un premier temps, avec un design en volumes parallèles, une crue peu fréquente (Q_5 - Q_{10}) et une transparence optimale, une vague sédimentaire s'est produite sur plus de 2 km, ce qui place cette opération comme la plus efficace connue à ce jour.
 - avec un design en volume unique et une crue courante sans transparence hydraulique, le cas du Buëch se situe dans la norme des opérations de réinjection référencées.
- en deux ans, la vague sédimentaire s'est propagée vers l'aval et les gains morphologiques (engraissement de la bande active) se sont fortement réduits, indiquant le retour à une situation de déficit.

Cette expérience est une réussite sur le plan opérationnel du fait 1) de l'importance de l'érosion des remblais et 2) de l'ampleur de la zone d'influence de la réinjection. Néanmoins, l'efficacité aurait pu être meilleure avec une conception sans chenal secondaire.

Le suivi a permis de cerner la trajectoire d'évolution postérieure à la crue de novembre 2016. D'un point de vue morphologique, les gains de l'opération de réinjection demeurent positifs car l'altitude de la bande active est restée plus élevée qu'avant les travaux. Cependant, ces gains sont en constante diminution depuis la crue de novembre 2016 (Figure 147). Il a été impossible de différencier spécifiquement l'effet des crues de moindre ampleur, avec ou sans transparence, sur les remblais résiduels. En revanche, en l'absence de nouvelle injection ou de remobilisation des

remblais résiduels, une opération de transparence sur une crue courante ne permet pas un exhaussement du chenal dans le tronçon déficitaire. Le suivi met aussi en évidence une certaine diffusion des sédiments réinjectés dans le temps et dans l'espace au profit du secteur en tresses en aval de Montrond.

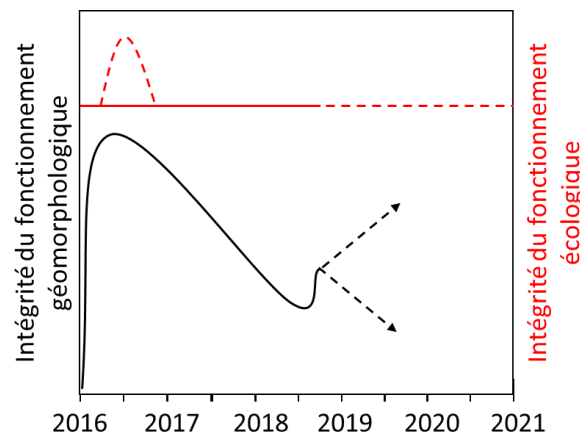


Figure 147 : Trajectoire de restauration du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur

Le suivi entrepris depuis la finalisation des travaux à l'automne 2018 par remobilisation des remblais résiduels demeure incomplet en l'absence de données topographiques sur l'intégralité du tronçon. Cependant, les données acquises sur le terrain ont permis d'obtenir un retour d'expérience dans un contexte hydrologique différent (crue courante) et dans un mode de gestion sans transparence. Si le bilan sédimentaire reste marginal par rapport au cas d'étude de la crue de novembre 2016, l'efficacité de cette deuxième phase de travaux se situe « dans la norme » (faible taux de rétablissement du déficit sédimentaire et vague sédimentaire limitée) des opérations de réinjection. La gestion dynamique des remblais est clairement une solution bien plus efficace que la gestion passive.

L'application de la nouvelle consigne de crue a permis de limiter l'engravement de la retenue lors de la crue de novembre 2016. Son efficacité pour la remobilisation des stocks artificiels est d'autant plus forte que la transparence hydraulique est longue. Cette consigne n'est pas adaptée aux crues rapides (< 1 j) ni aux années humides, caractérisées par une forte fréquence de débit compris entre le seuil de mise en mouvement des galets et le déclenchement de la consigne. Dans cette configuration, l'engravement est exacerbé (52 000 m³/an).

D'un point de vue écologique, l'opération de réinjection a eu des effets limités. Les habitats observent une trajectoire stable. La granulométrie est le seul paramètre qui présente une réponse nette à la réinjection et son évolution montre une tendance au retour à des conditions *ante* travaux. Les différents indicateurs physico-chimiques et hydrobiologiques n'ont pas permis de mettre en évidence un lien de cause à effet entre la réinjection sédimentaire et la qualité écologique.

XI. La réinjection sédimentaire dans le Haut-Drac : une restauration du tressage efficace mais jusqu'à quand ?

La restauration du tressage s'effectue généralement par des travaux de suppression de digues, par éloignement des digues ou encore par suppression/arasement d'épis hydrauliques (Piégay *et al.*, 2006). Ce type de travaux a pour objectif de permettre une recharge sédimentaire par remobilisation des stocks de sédiments internes. La restauration du tressage peut aussi être abordée par le prisme de la continuité sédimentaire en améliorant le transit sédimentaire au droit des barrages et des seuils. Dans tous les cas, ces travaux tablent sur un retour progressif du tressage au gré des crues et des processus naturels d'érosion et de dépôt qui ont été réactivés (Terrier *et al.*, 2019). En revanche, très peu de cas de restauration du tressage par réinjection massive de sédiments et par réinitialisation de la bande active (remise à plat de la bande active et suppression des contraintes latérales) sont connus. Ce type de stratégie est censé accélérer les processus de restauration des formes en tresses. Premièrement, cette stratégie évite de conserver une morphologie à chenal unique (concentration des flux liquides et solides dans le chenal principal), ce qui facilite la remobilisation de la bande active et la formation d'un réseau de chenaux. Deuxièmement, la réinitialisation complète de la bande active permet de supprimer les contraintes végétales sur l'intégralité du tronçon restauré, ce qui est censé favoriser les processus d'érosion au sein de la bande active.

À Saint-Bonnet-en-Champsaur, l'opération de réinjection a permis de réinitialiser la bande active du Drac grâce à un apport de plus de 450 000 m³ de sédiments. Ces travaux ont pour objectif de limiter l'incision du Drac et de restaurer une morphologie en tresses en pariant sur la capacité du Drac à créer des formes en tresses. Ceci suppose que le tressage est une morphologie adaptée à ce bassin-versant, que la connectivité sédimentaire entre la zone restaurée et les principales sources de sédiments permet des conditions de recharge propices à ce style fluvial et que les tresses du Drac peuvent s'auto-régénérer à partir de la situation de réinitialisation post travaux.

Au travers de ce cas d'étude, la restauration du tressage est évaluée en testant les hypothèses suivantes :

- H1 : le contexte morphodynamique du Drac est favorable au maintien du tressage dans le temps ;
- H2 : la connectivité sédimentaire entre la zone restaurée et les sources sédimentaires est efficace ;
- H3 : le Drac a une forte capacité d'ajustement lui permettant de recréer des formes en tresses et de former une mosaïque d'habitats complexe.

Pour faciliter la lecture, le tableau suivant résume le découpage en tronçons morphologiquement homogènes de la vallée du Champsaur depuis la confluence entre le Drac Blanc et le Drac Noir (Tableau 47). Ce découpage se réfère à la carte volante n°3 (Figure 148).

Tableau 47 : Découpage de la plaine alluviale du Drac (Champsaur) en tronçons

Tronçon	PK amont	PK aval
R1 (plaine des Ricous)	108700	105800
R2 (pont-du-Fossé)	105800	104500
R3 (plaine de Chabottes)	104500	97500
R4 (transition)	97500	94600
R5 (zone restaurée)	94600	90400

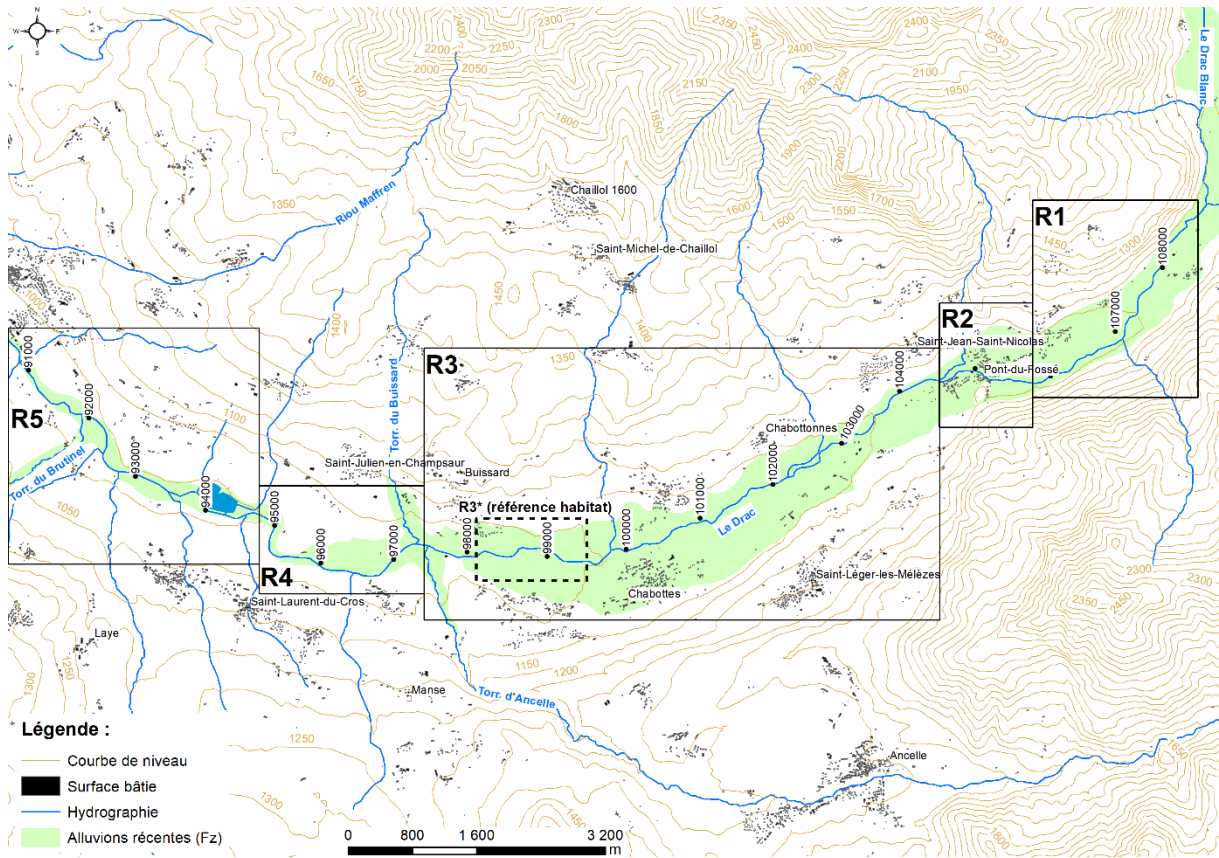


Figure 148 : Localisation des différents secteurs d'étude sur le Drac

XI.1 Compléments méthodologiques pour le suivi du Drac

Les compléments méthodologiques sont apportés aux données LiDAR ainsi qu'aux dispositifs de traçage sédimentaire des colonnes d'érosion. Il s'agit de préciser les modalités d'utilisation de ces outils. Les indicateurs de suivis spécifiques (dérivés des grands principes méthodologiques) à ce site d'étude sont également définis.

XI.1.1 Caractéristiques des données LiDAR et SfM du Drac

Le site du Drac dispose d'une importante base de données LiDAR (Tableau 34). Dans le cadre de ce suivi, chaque campagne LiDAR est accompagnée d'un levé topo-bathymétrique sur 40 profils en travers de référence au sein de la zone restaurée. Les campagnes LiDAR du Drac ont été réalisées dans des conditions similaires (matériel, météo). Cependant, même si ces missions ont été effectuées en période d'étiage, des différences de débit sont observées (Tableau 48). En se basant sur la station hydrologique de Chabottes qui draine un bassin-versant très proche de celui du site restauré, les débits entre les missions sont compris entre 0,67 m³/s et 1,7 m³/s. Ces écarts sont susceptibles d'engendrer des biais dans les calculs volumétriques. Le post-traitement effectué pour l'alignement des nuages de points a été réalisé sur le LiDAR du 18/10/2018 qui présente la meilleure qualité (plus faible erreur RMSE). L'intégralité des données LiDAR est archivée dans l'observatoire de la CLEDA (GINGER BURGEAP, 2017).

Tableau 48 : Caractéristiques des données LiDAR sur le Drac

	LiDAR1	LiDAR2	LiDAR3
Source	SINTEGRA		OPSIA
Emprise	Ricous-Sautet (35 km)	Zone restaurée (3,5 km)	Orcières/Les Borels-Sautet (45 km)
Date	10/09/2015	22/09/2016	18/10/2018
Météo	Ciel clair, vent faible	Ciel clair, vent faible	Ciel clair, vent faible
Laser	Riegl LMS Q680i	Riegl LMS Q680i	Riegl LMS-Q780
Hauteur de vol (en m)	580	550	650
Vitesse de vol (en nd)	80	70	97
Fréquence	400 kHz		
Précision altimétrique (en m)	0,1	0,8	0,1
Précision planimétrique (en m)	0,25	0,25	0,075
Densité de points (en point/m ²)	20,6-5,2*	46-11*	12
Points de contrôle au sol	180	376	180
RMSE (en m)	0,041	0,035	0,017
MAE (en m)	0,038	0,029	0,013
Débit à la Guinguette (en m ³ /s)	1,67	1,54	3,60
Débit à Chabottes (en m ³ /s)	2,02	1,35	0,848

*Après filtrage des points au sol

À partir de ces LiDAR, des *DoD* ont été calculés à différents pas de temps. Le réalignement des nuages de points a permis de réduire les erreurs systématiques pour les *DoD2* et *DoD3* mais pas pour le *DoD1*, qui est caractérisé par une erreur systématique initiale déjà très faible (Tableau 49).

Tableau 49 : Effet du réalignement des LiDAR du Drac sur l'erreur systématique

Identifiant du DoD	MNT différentiel	σ_{sys} (en m)	
		Non réaligné	Réaligné
DoD 1	LiDAR1-LiDAR2	-0,0045	-0,0063
DoD 2	LiDAR2-LiDAR3	0,0131	0,0016
DoD 3	LiDAR1-LiDAR3	0,0133	-0,0002

Les chiffres en gras représentent la plus faible erreur systématique.

Le Drac a aussi bénéficié de deux campagnes SfM (Tableau 50). Ces données sont utilisées pour compléter le cadre temporel des levés topographiques classiques au niveau des profils en travers de référence.

Tableau 50 : Campagnes SfM sur le Drac (d'après Bertrand, 2019)

Date	05-08/09/2017	18-20/09/2018 + 26-27/09/2018 + 04/10/2018
Emprise	Zone restaurée	
Précision planimétrique (en cm)*	6	4,3
	6,3	6,1
Précision altimétrique (en cm)*	9,3	6,8
	9,7	6,9
Précision globale (en cm)*	11,1	8
	11,6	9,3

*Le premier chiffre donne l'erreur RMSE sur les points de contrôle et le deuxième chiffre donne l'erreur RMSE sur les points de vérification.

XI.1.2 Les indicateurs spécifiques au suivi de la réinjection du Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur

La restauration des formes en tresses étant un objectif affiché, nous avons mis en place des indicateurs capables de capter l'évolution du tressage à partir des données topo-bathymétriques (rugosité de la bande active) et de l'évolution des chenaux et des bancs alluviaux.

À l'aide des données topo-bathymétriques acquises sur les profils en travers de référence, un indice de tressage a été calculé. Notre approche se base sur l'utilisation de l'indice BRI^* (Liébault *et al.*, 2012), qui rend compte de l'intensité du tressage (Leduc, 2013 ; Tacon, 2015). Cet indicateur renseigne la rugosité du profil en travers au sein de la bande active sans considérer les berges ou les terrasses récentes. Deux méthodes de calcul sont associées. Premièrement, si le profil en travers dispose d'une inter-distance régulière entre chaque point, la formule de Liébault *et al.*, (2012) est utilisée :

$$BRI^* = \frac{1}{x_n - x_1} \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n-1} (z_i - Z_{cs})^2} \quad (29)$$

avec z_i l'altitude du lit au point x_i et Z_{cs} l'altitude moyenne du profil en travers. Deuxièmement, si le profil ne dispose pas d'une inter-distance régulière entre chaque point, la formule de Hoey et Sutherland (1991) est employée :

$$BRI^* = \frac{BRI}{W} \quad (30)$$

$$BRI = \frac{1}{x_n - x_1} \sum_{i=1}^{n-1} \sqrt{\frac{z_i^2 + z_{i+1}^2}{2}} (x_{i+1} - x_i) \quad (31)$$

Les systèmes en exhaussement présentent des BRI^* faibles tandis que cet indicateur augmente pour des rivières en incision. Il semble que ce lien ne soit pas linéaire puisque, dans leur étude, Liébault *et al.* (2012) ont montré une hystérésis entre le BRI^* des rivières en tresses et leur encaissement par rapport aux terrasses récentes. Ceci traduit un effet de cycle. Un système en cours d'exhaussement faisant suite à une période d'incision (mise en terrasse) observe un BRI^* faible alors qu'un système en incision faisant suite à une période d'exhaussement présente un BRI^* fort. Il est donc primordial de cerner la dynamique fluviale et les métamorphoses en cours avant d'interpréter cet indicateur. Dans une logique de suivi des travaux de restauration, ces considérations ne devraient pas poser de problème à l'interprétation du BRI^* car le système est réinitialisé.

À partir des données relatives aux bandes actives et aux macro-habitats, une série d'indicateurs classiques a été calculée. L'indice de tressage total (Egozi et Ashmore, 2008, 2009) est appliqué pour quantifier le nombre de chenaux moyens par profil en travers. Cet indice est complété par l'indice de banc (I_b ; Brice, 1964) et l'indice de banc adimensionnel (I_b^* ; Germanoski et Schumm, 1993).

$$I_b = 2 \sum L_b / L_r \quad (32)$$

$$I_b^* = 2 \sum L_b / L_r + \sum N_b / L_r \quad (33)$$

avec L_b la longueur de banc (en m), L_r la longueur du tronçon étudié (en m) et N_b le nombre de bancs. La profondeur maximale des chenaux a été déterminée sur chaque profil topobathymétrique de référence par soustraction de l'altitude de la ligne d'eau et de l'altitude minimale des chenaux.

XI.1.3 Localisation et caractéristiques des outils de suivi

Le dispositif basé sur l'utilisation de la technologie RFID active a été installé dans le but d'observer la variabilité spatio-temporelle de la charge de fond et de la couche active (Figure 149). La stratégie de positionnement répond au besoin de quantifier le temps nécessaire pour que la zone restaurée récupère un fonctionnement hydro-sédimentaire auto-suffisant. La source de sédiments la plus proche, offrant des volumes de sédiments suffisamment importants pour assurer cette fonction, se trouve dans la plaine de Chabottes dont l'extrémité aval se situe à environ 3 km de la zone restaurée. La connectivité entre ces deux unités est évaluée par l'injection de 100 galets artificiels équipés de traceurs RFID actif au niveau de l'ancienne fosse d'extraction, en amont de la confluence du Torrent d'Anelle et du Torrent du Buissard (Figure 149) et par l'enfouissement de cinq colonnes d'érosion RFID.

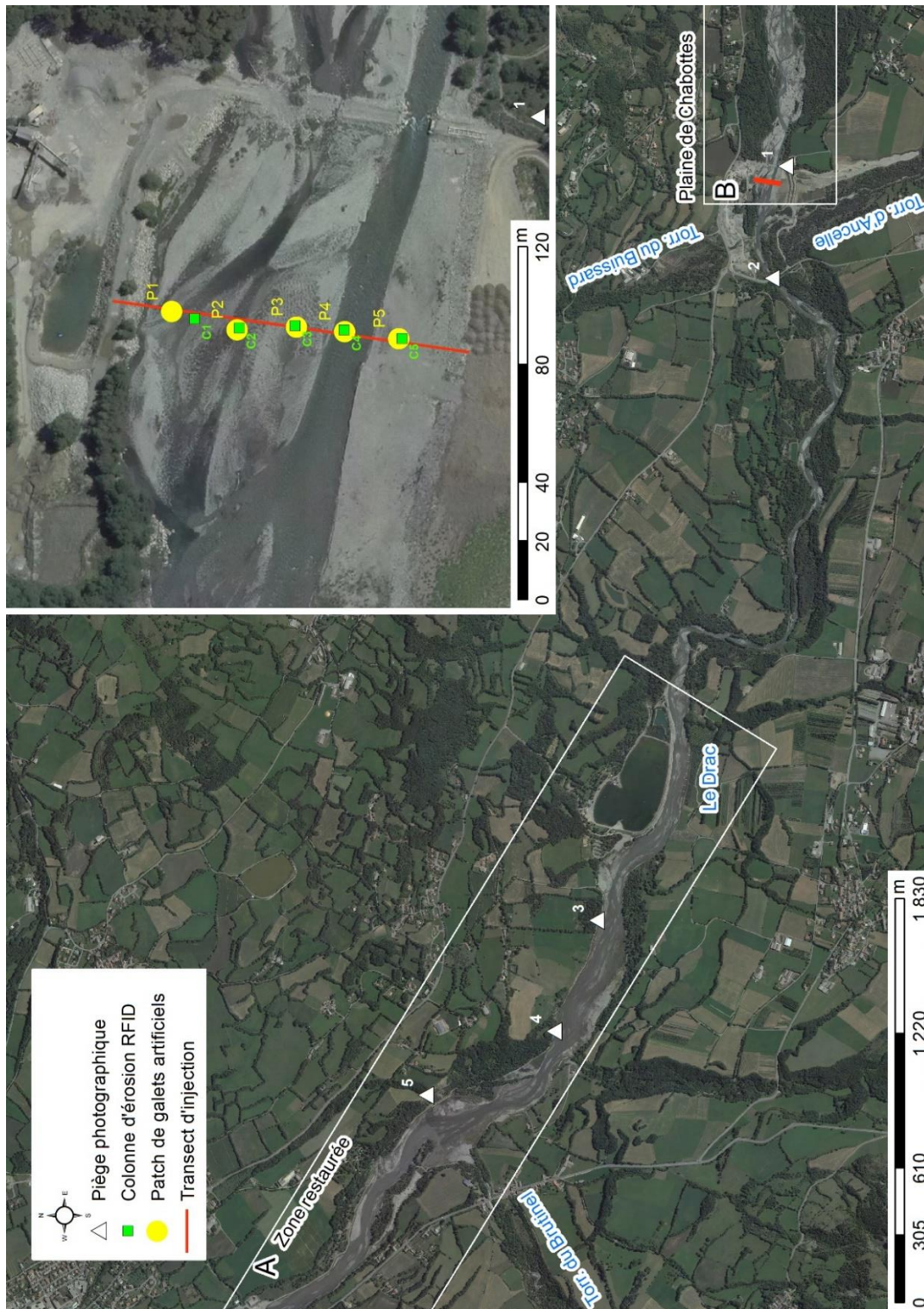


Figure 149 : Dispositif de suivi du Drac

A : Zone restaurée correspondant au tronçon R5 ; B : Extrémité aval de la plaine de Chabottes correspondant au tronçon R3. Les numéros correspondent aux identifiants des pièges photographiques, des patchs de galets artificiels et des colonnes RFID. L'orthophoto date du 28/08/2015 et ne rend pas compte de la morphologie de la zone d'injection des galets artificiels et des colonnes d'érosion RFID.

Les galets artificiels (GA) ont été déployés en décembre 2016 ($n = 100$) et répartis en cinq patchs de vingt GA le long d'un profil en travers de 110 m de large. La pente locale a été mesurée à 0,97 %.

L'un des patches a été déposé directement dans le chenal principal en rive droite (P1) tandis que les quatre autres ont été installés sur un méga banc de tressage en rive gauche (P2, P3, P4 et P5). Cette disposition suggère que les traceurs ne sont pas soumis aux mêmes contraintes tractrices (plus fortes dans le chenal que sur le banc). Face à ce constat et face à l'absence de données granulométriques à l'intérieur du chenal, il a été choisi de procéder à une répartition équitable des traceurs par classe granulométrique. Cette distribution n'est pas si éloignée de l'échantillon de référence (Figure 150).

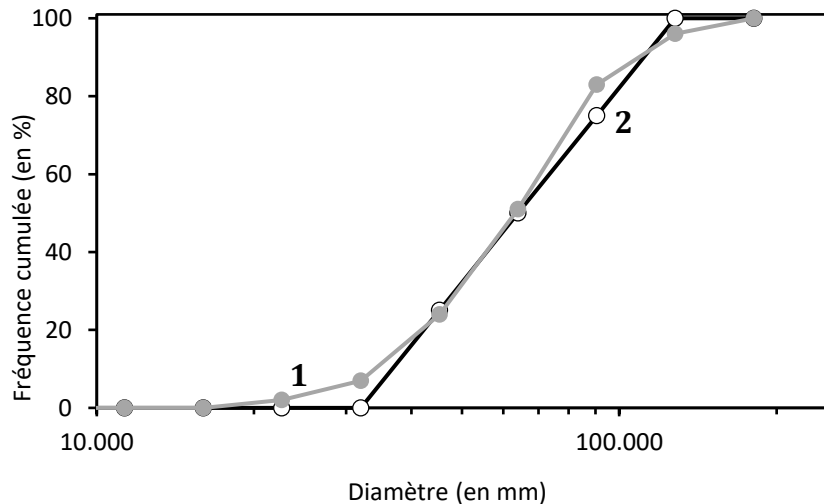


Figure 150 : Comparaison des distributions granulométriques par classe des galets artificiels avec les données granulométriques naturelles du Drac

1 : Distribution granulométrique par classe de l'échantillon de référence en aval de la plaine de Chabottes ; 2 : Distribution granulométrique par classe des traceurs utilisés sur le Drac.

Le dispositif de suivi de la couche active contient cinq colonnes d'érosion RFID enfouies à un mètre de profondeur et contenant dix tags actifs (Tableau 51). L'espacement moyen des tags actifs est de 10 cm. Ces colonnes ont été positionnées sur le même profil en travers que celui de l'injection des galets artificiels. La précision du GPS RTK (0,05 m) et l'espacement des tags dans la colonne imposent une marge d'erreur de 0,11 m (VIII.2.2).

Tableau 51 : Caractéristiques des sites de suivi de la couche active du Drac

Colonne d'érosion RFID	
Nombre de colonnes d'érosion	5
Quantité de tags UHF	50
Espacement des tags UHF (en m)	0,1
Superficie du bassin-versant (en km ²)	308
S (en %)	0,97
D ₅₀ (en mm)	65,0**
D ₈₄ (en mm)	99,0**
W (en m)	109,4
τ_{c84} *	0,0264
Précision du GPS RTK (en m)	0,05
Marge d'erreur (en m)	0,11

**Données acquises par comptage (Wolman, 1954).

XI.2 Le contexte morphodynamique de la vallée du Drac

Le contexte morphodynamique du Drac est apprécié au regard de la production sédimentaire, de l'état du stock interne, de la variabilité spatiale et de la granulométrie de la charge de fond du Drac.

XI.2.1 La production sédimentaire

L'organisation spatiale de la production sédimentaire dans le bassin-versant du Drac amont est largement commandée par le Drac Blanc et par le Drac Noir qui, à eux deux, cumulent 90 % de la production sédimentaire moyenne annuelle (169 500 m³/an ; Figure 151). Ce sont les torrents du bassin-versant du Drac Blanc qui cumulent la plus forte production sédimentaire (120 000 m³/an) en dépit d'une lithologie moins favorable (majorité de roches métamorphiques) que dans la vallée du Drac Noir (majorité de roches sédimentaires ; 49 500 m³/an). Les 10 % restants (16 500 m³/an) se répartissent sur un tronçon de plus de 19 km en amont de Saint-Bonnet-en-Champsaur. Dans ce tronçon, c'est le torrent d'Ancelle qui a la production sédimentaire la plus importante (5200 m³/an) puis le torrent du Brutinel (1300 m³/an), tous deux situés en rive gauche du Drac. Les affluents de rive droite contribuent faiblement à la production sédimentaire du fait d'une lithologie moins favorable (roches métamorphiques et/ou plutoniques).

Le différentiel de production sédimentaire entre l'amont et l'aval s'explique par l'importance des processus d'érosion dans les hauts bassins versants et par la connectivité directe entre les sources sédimentaires et le réseau hydrographique, comme en témoigne les photos ci-après. Ainsi, dans le haut bassin-versant, les sources sédimentaires sur les versants sont directement connectées au cours d'eau (Figure 152A) tandis que cette connectivité n'est pas directe en aval (Figure 152B).

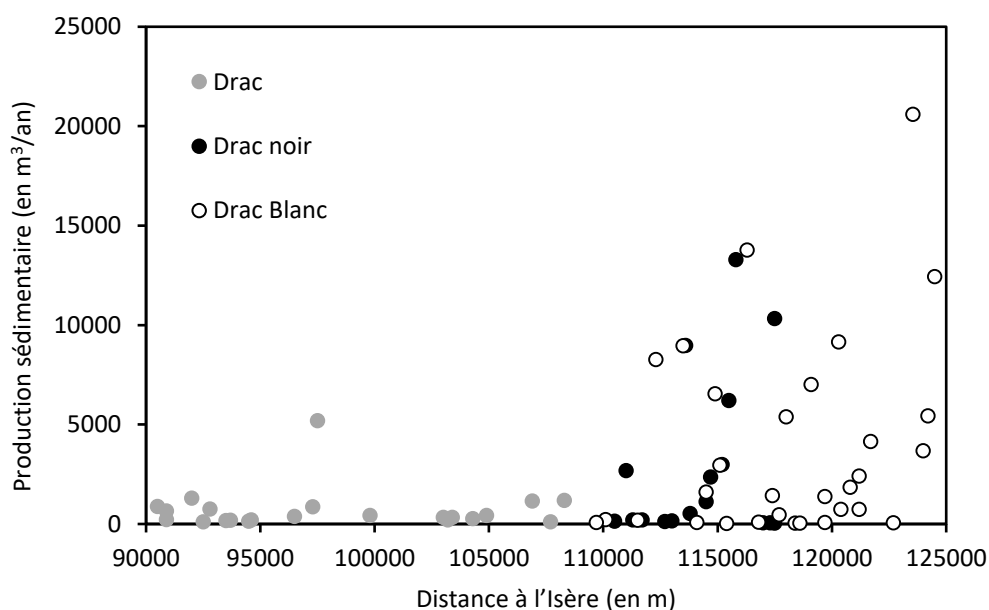


Figure 151 : Profil longitudinal de la production sédimentaire dans le bassin du Drac amont



Figure 152 : Illustration du différentiel de connectivité des sources sédimentaires entre le haut bassin-versant et la plaine de Chabottes (Drac)

A : Le Drac de Champoléon en amont du lieu-dit les Baumes (12/07/2016) ; B : Le Drac au pont de Chabottes (12/07/2016).

Le constat est identique si l'on considère la production moyenne annuelle spécifique (Figure 153). La production spécifique est importante sur le Drac Blanc et sur le Drac Noir mais faible en aval de leur confluence.

Au total, la production sédimentaire du Drac amont a été estimée à 185 500 m³/an. À titre de comparaison, cette production est plus importante que le transport solide par charriage annuel moyen proposé par ETRM (2010) au barrage du Sautet (80 000 m³/an), qui prend en compte les apports sédimentaires de la Séveraisse en rive droite. Ceci illustre les stockages temporaires et les relais de processus qui peuvent exister entre la production sédimentaire et la fourniture réelle. La production sédimentaire du Drac amont montre que les conditions de recharge sont très favorables en amont, le long du Drac Blanc et du Drac Noir et peu favorables en aval depuis la plaine de Chabottes jusqu'à Saint-Bonnet-en-Champsaur. Parmi les sources externes les plus proches de la zone restaurée, seuls les Torrents du Brutinel et d'Ancelle peuvent avoir un impact significatif à court terme sur le bilan sédimentaire de la zone restaurée. Toutefois, la production sédimentaire de ces torrents demeure inférieure à la capacité de transport du Drac (80 000 m³/an en aval de Saint-Bonnet-en-Champsaur, d'après ETRM, 2010). Il faut donc compter sur les sources sédimentaires internes pour restaurer et pérenniser le tressage dans la zone restaurée.

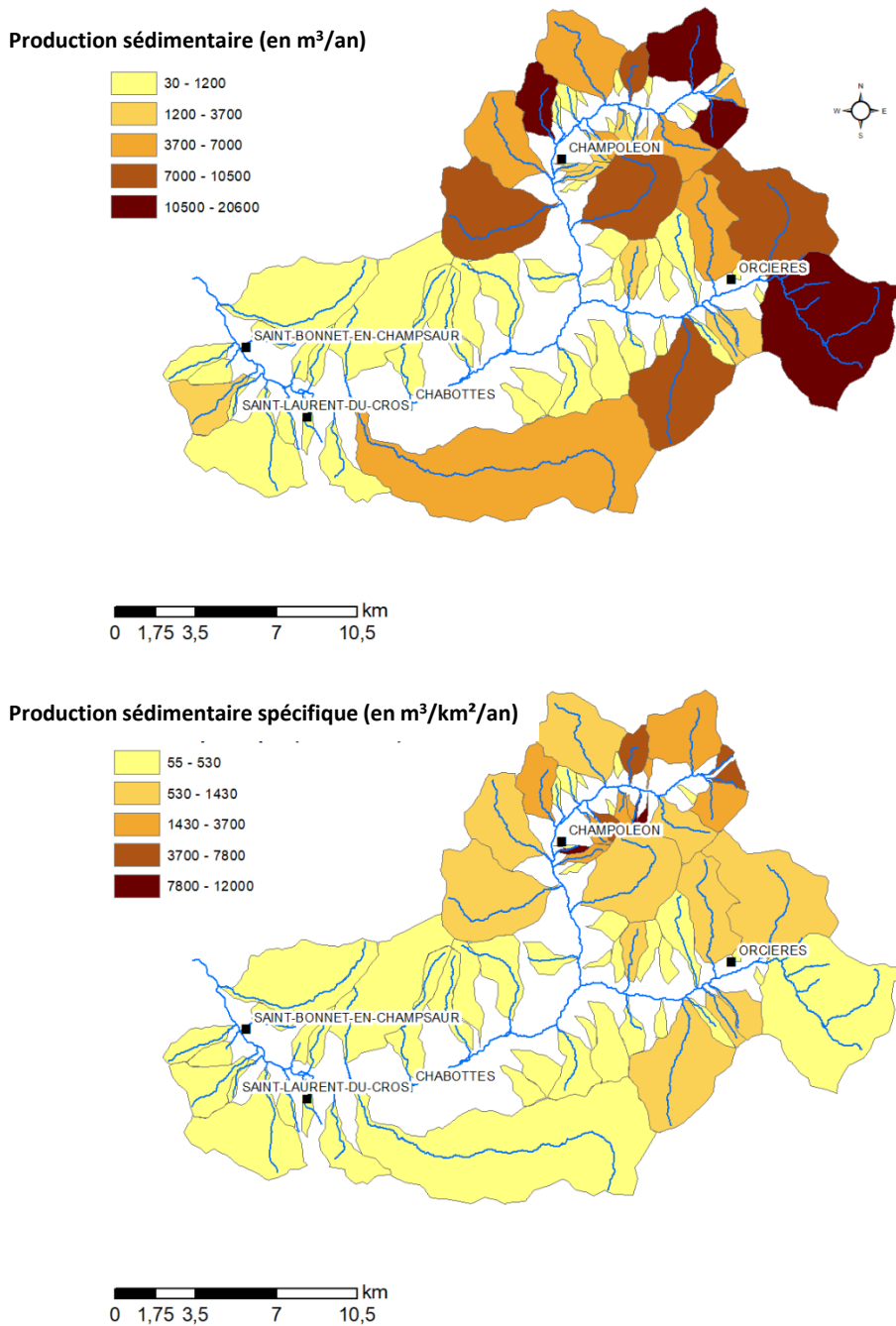


Figure 153 : Cartographie de la production sédimentaire du Drac amont

La classification en cinq classes repose sur la méthode des « natural breaks jenks ». La délimitation des bassins versants a été obtenue automatiquement à partir de chaque exutoire et de la BD ALTI de l'IGN.

XI.2.2 Les sources de sédiments internes

L'évolution de la largeur de la bande active du Drac montre une tendance globale à la contraction entre le XVIII^e siècle et 2015 (Figure 154). Le tarissement des apports sédimentaires (sortie du PAG, déprise rurale, RTM ; I.3.2) est déjà visible dans les années 1950. Une accélération de la contraction de la bande active du Drac est observée entre les années 1970 et 1990, période à laquelle les extractions de graviers vont bon train et les crues morphogènes se font plus rares (V.1.3). Les deux dernières décennies montrent une certaine stabilisation de la largeur de la bande active, voire même une tendance positive entre 2003 et 2015. Cette tendance à l'élargissement est

à relativiser car l'analyse prend en compte l'effet des travaux de restauration. En retranchant le rôle des travaux, la largeur médiane et la largeur moyenne passent respectivement de 85 m à 55 m et de 92 m à 73 m. Pour autant, les valeurs corrigées restent plus élevées que la médiane et la moyenne de 2003 (43 m et 59 m), ce qui prouve qu'un élargissement naturel a eu lieu sur la période 2003-2015.

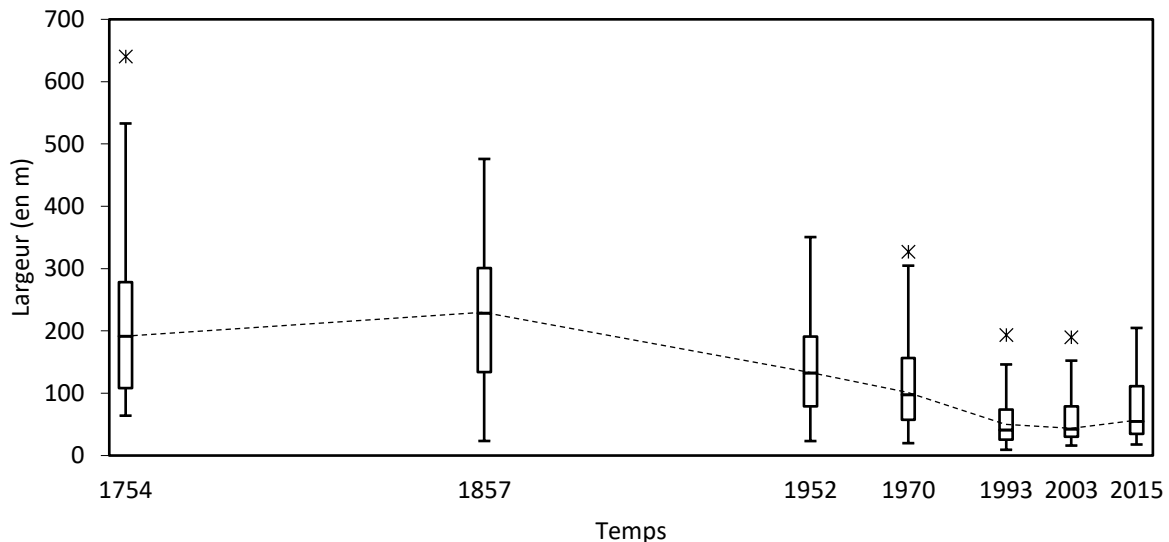


Figure 154 : Distribution statistique de la largeur de la bande active du Drac de 1754 à 2015

Les données de 1754 sont issues de la carte géométrique du Haut-Dauphiné et de la Frontière ultérieure levée par ordre du Roi, sous la direction de M. De Bourcet, Maréchal de Camp, par Messieurs les ingénieurs ordinaires et par les ingénieurs géographes de Sa Majesté, de 1749 à 1754. Les données de 1857 correspondent à la Carte d'Etat-Major. L'ensemble des données correspond au tronçon du Drac entre les Ricous et le pont de Saint-Bonnet-en-Champsaur. La courbe en pointillés représente l'interpolation linéaire de l'évolution de la largeur médiane de la bande active entre deux dates.

La variabilité spatio-temporelle de la largeur de la bande active (Figure 155) montre l'existence de tronçons homogènes. Un premier tronçon (R1) correspond à la plaine des Ricous. Ici, la bande active reste plus large que la moyenne quelle que soit la période considérée. En aval, le tronçon endigué de Pont-du-Fossé (R2) représente un secteur historiquement resserré. La plaine de Chabottes (R3) est un tronçon qui conserve sur l'ensemble de la période une largeur moyenne importante. Cependant, elle se caractérise aussi par une forte hétérogénéité à mettre en lien avec le système d'endiguement qui a tendance à comprimer ou à « pincer » localement la bande active, notamment au passage des ponts. Les cônes de déjection des Torrents d'Ancelle et du Buissard marquent la terminaison aval de la plaine de Chabottes et le passage à deux tronçons successifs (R4 et R5) en forte contraction depuis 1952. Les travaux de restauration inscrivent une distinction nette entre ces deux tronçons, avec R4 qui demeure très étroit et R5 qui observe un fort élargissement du fait des travaux.

L'évolution de la largeur normalisée moyenne (\overline{W}^*) dans les trois secteurs qui ont connu historiquement un important tressage (R1, R3 et R5), comparée au référentiel des tresses alpines, montre que la plaine de Chabottes a conservé un tressage actif tout au long de la période d'étude et cela même au plus fort de la contraction en 1993 (Tableau 52 ; Figure 156). Ce n'est pas le cas de la plaine des Ricous (R1) ni du secteur de Saint-Bonnet (R5) qui ont connu une importante diminution de tressage en 1993. Si la réduction de la fréquence des crues entre 1970 et 1993 peut expliquer une contraction « naturelle », ce sont bien les pressions sur le régime sédimentaire qui permettent d'expliquer ces différences.

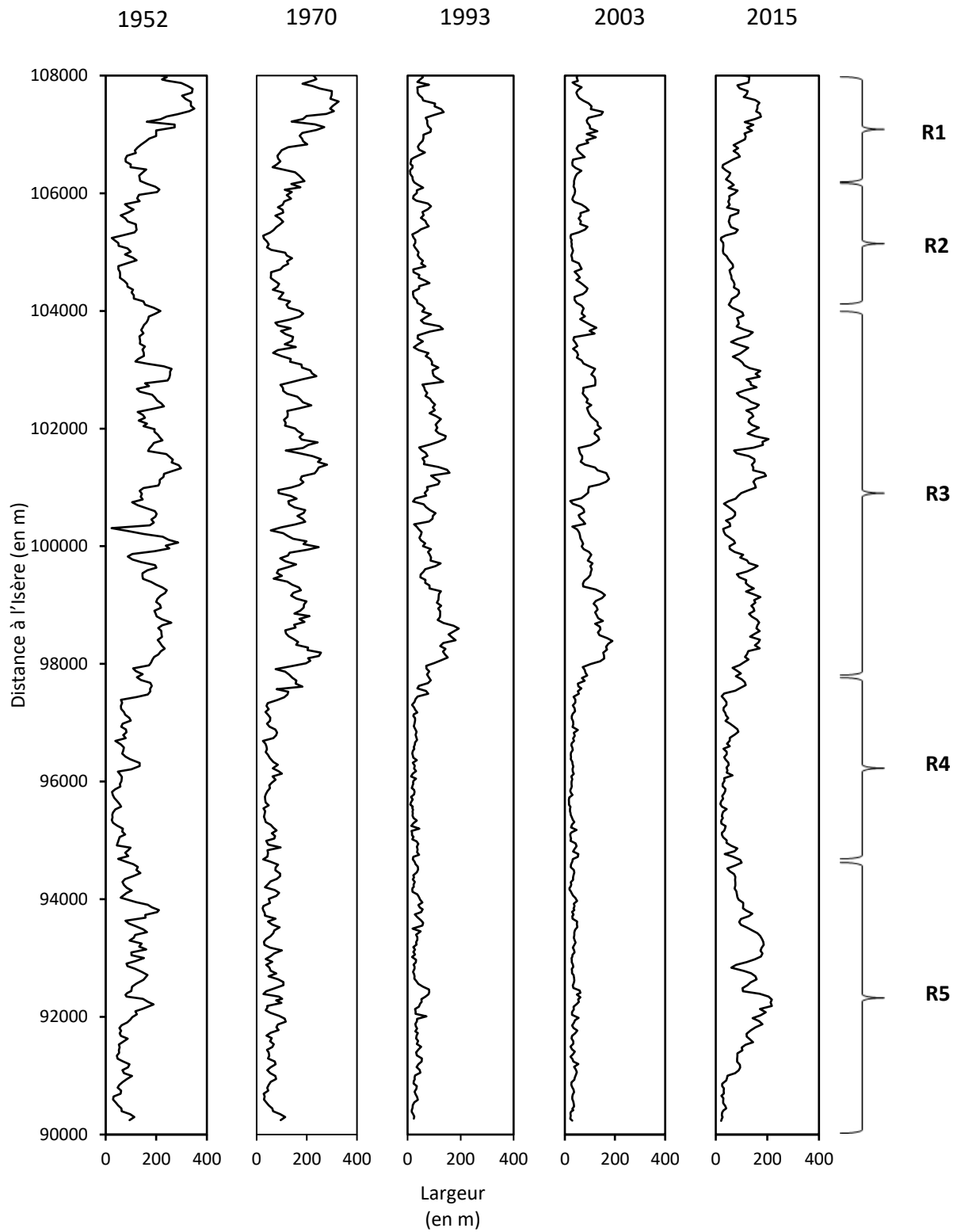


Figure 155 : Variabilité spatio-temporelle de la bande active du Drac entre 1952 et 2015

R1 : Plaine des Ricous ; R2 : Pont-du-Fossé ; R3 : Plaine de Chabottes ; R4 : Zone de transition entre la plaine de Chabottes et la zone restaurée ; R5 : Zone restaurée.

Tableau 52 : Évolution de l'indice de largeur normalisée de la bande active du Drac entre 1952 et 2015

Date	Tronçon	Surface drainée (en km ²)	\bar{W}	\bar{W}^*
1952	R1	207	187	17,9
	R3	258	182	15,8
	R5	366	100	7,4
1993	R1	207	44	4,2
	R3	258	87	7,6
	R5	366	36	2,7
2015	R1	207	93	8,9
	R3	258	114	9,9
	R5	366	108	8,0

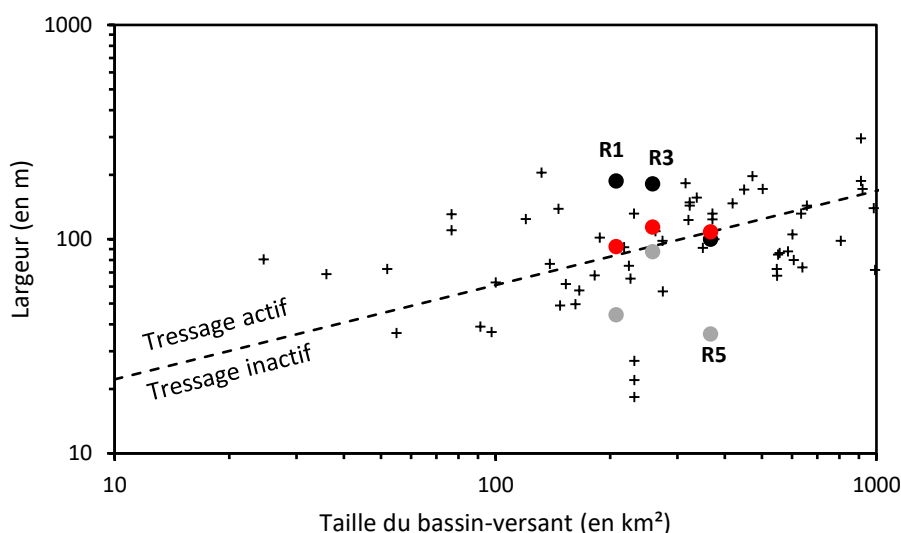


Figure 156 : Évolution de la bande active du Drac comparée au référentiel des rivières en tresses alpines

Le référentiel des tresses alpines est issu du guide « Les rivières en tresses » (Terrier et al., 2019). La droite en pointillés représente un ajustement linéaire ($y = 8,05 A^{0,44}$; avec A la taille du bassin-versant, en km²). Cette droite illustre la limite généralement admise pour séparer le tressage actif du tressage inactif. Les croix symbolisent le référentiel des tresses alpines et les points représentent les secteurs étudiés sur le Drac (1952 en noir, 1993 en gris et 2015 en rouge).

La contraction de la bande active a permis le développement de la ripisylve au sein de l'espace de mobilité historique (fusion des différentes emprises ; Figure 157). Les surfaces végétalisées et les surfaces de bandes actives suivent une évolution antinomique au sein de l'espace de mobilité historique. Cependant, le taux de végétalisation dans l'emprise de la bande active est remarquablement stable dans le temps. En effet, ces surfaces végétalisées représentent en moyenne 15 % de l'emprise de la bande active avec un écart type inférieur à 3 % sur la période étudiée. Le style en tresses à banc nu, généralement admis pour le Drac amont, se confirme donc à travers le temps et cela même en phase de contraction. Si le taux de végétalisation de la bande active est stable, la structure de ces surfaces ne l'est pas. En effet, le nombre et la taille des îlots végétalisés observent une évolution en dents de scie antinomique (Figure 158). Le nombre d'îlots baisse lorsque la surface médiane des îlots augmente et inversement. De plus, chaque phase

d'augmentation des surfaces moyennes des îlots végétalisés s'accompagne d'un écart type bien plus important que dans les phases de contraction des îlots.

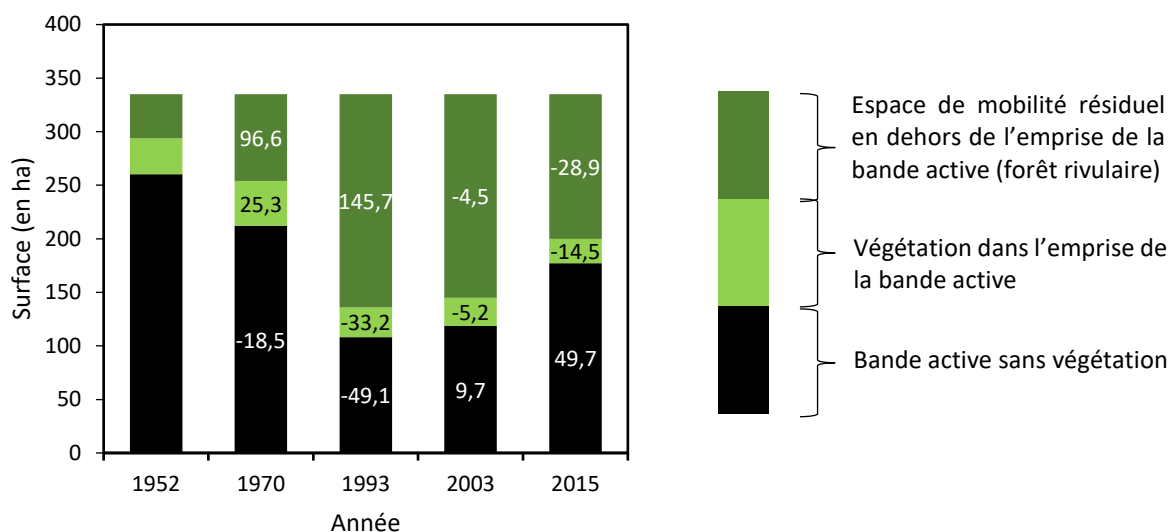


Figure 157 : Évolution de la surface de la bande active du Drac depuis 1950

Les chiffres dans les barres représentent le taux de variation entre deux dates. La somme des trois types de surfaces donne la surface de l'espace de mobilité historique (335 ha).

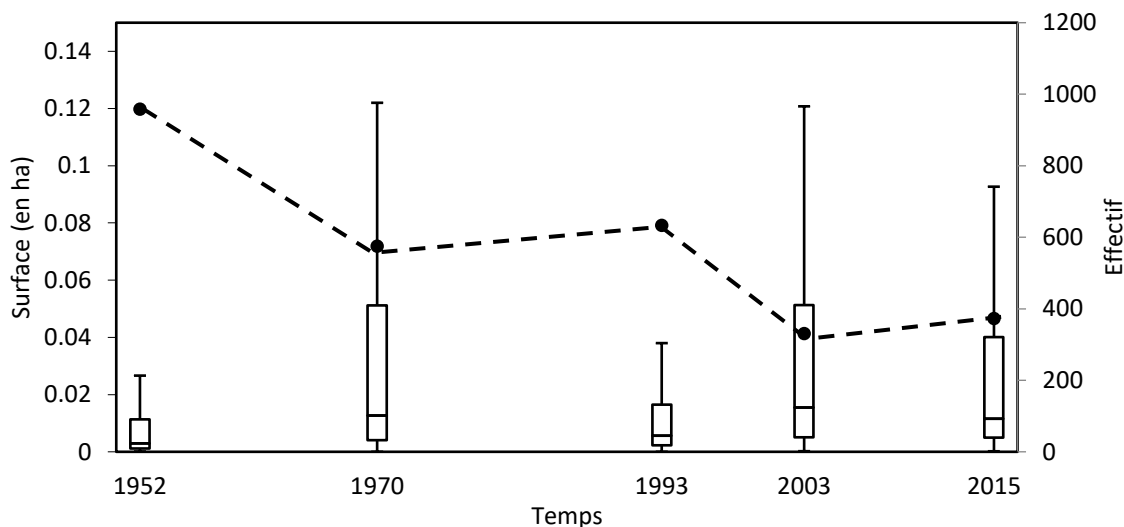


Figure 158 : Évolution de la surface et du nombre d'îlots végétalisés dans l'emprise de la bande active du Drac de 1950 à 2015

La courbe noire illustre l'évolution de l'effectif d'îlots végétalisés.

L'étude de la dynamique spatio-temporelle de la bande active met en évidence que le tressage du Drac demeure actif et que la plaine de Chabottes est résiliente face au tarissement des apports sédimentaires. Cependant, il convient d'apprécier les épaisseurs d'alluvions afin de confirmer le caractère limitant ou non de ce stock. Ainsi, le profil longitudinal du toit des dépôts argileux (Figure 159) montre une nouvelle fois une forte disparité entre l'amont et l'aval du Torrent d'Ancelle. Des épaisseurs d'alluvions maximales sont enregistrées à la confluence du Drac Blanc et du Drac Noir (80 m) puis on assiste à un gradient négatif d'épaisseur d'alluvions jusqu'au cône de déjection du Torrent d'Ancelle (7 m). En aval de cet affluent, les épaisseurs sont constamment

et remarquablement faibles jusqu'à Saint-Bonnet-en-Champsaur (< 5 m). D'après Monjuvent (1978), l'ensemble du Champsaur constitue un ombilic de surcreusement mais cette forme a pu être davantage prononcée à la confluence du Drac Blanc et du Drac Noir du fait de sa position en amont du verrou de Pont-du-Fossé. Cette configuration permet d'expliquer les épaisseurs d'alluvions bien plus élevées dans ce secteur. Dans le reste de la vallée, il est probable que les différents stades de retraits glaciaires soient à l'origine de la dichotomie dans le remblaiement alluvial. Premièrement, le retrait des glaciers de la Durance et du Drac et la persistance du glacier de la Séveraisse au Würm ont permis la formation de dépôts d'obturation lacustres au niveau de Saint-Bonnet-en-Champsaur. Deuxièmement, la poursuite du retrait glaciaire a permis la formation des cônes de déjection des Torrents d'Ancelle et du Buissard qui, à ce moment-là, ont pu structurer l'édification de la plaine de Chabottes. Ces cônes de déjection ont alors pu jouer un contrôle morphologique sur le transport solide en favorisant les dépôts en amont et en réduisant les apports en aval. L'interpolation linéaire des épaisseurs d'alluvions sous la bande active de la plaine de Chabottes en 2015 permet d'estimer un volume total potentiellement mobilisable de l'ordre de 25,2 Mm³, soit 315 ans de transport solide (en considérant un charriage moyen de 80 000 m³/an en amont du barrage du Sautet ; ETRM, 2010). L'ordre de grandeur du stock interne de la plaine des Ricous est équivalent à celui de la plaine de Chabottes. Ces estimations confirment le caractère non limitant du stock interne de sédiments.

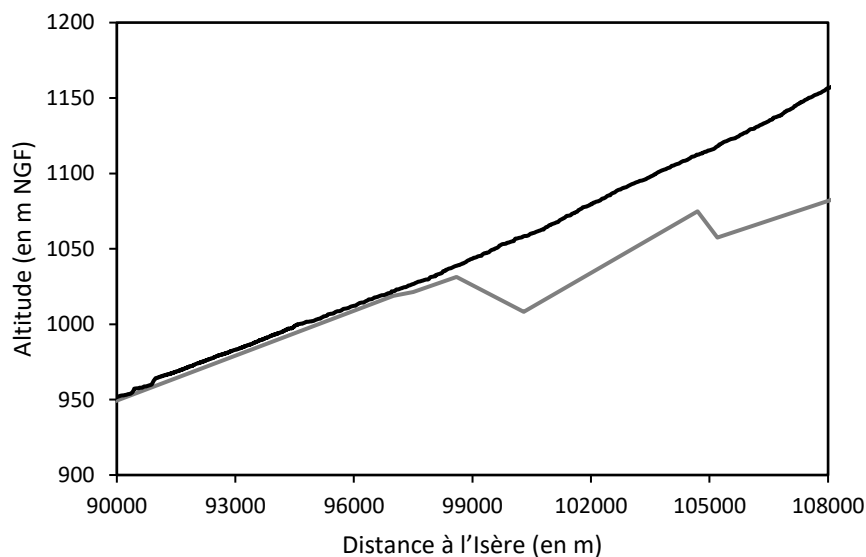


Figure 159 : Reconstitution de l'épaisseur des alluvions du Drac

Ce graphique est basé sur les données géophysiques du rapport B.I.G (1979) qui rassemble 41 coupes hydrogéologiques (réalisées à l'aide de sondages électriques et sismiques) ainsi que sur les données du BRGM (source : info Terre) qui regroupe trois sondages géologiques. La courbe noire représente le profil en long du Drac (2015) et la courbe grise le toit des dépôts argileux.

Il ressort de cette analyse que le stock interne du Drac est loin d'être fossilisé par la végétation. La bande active semble entrer dans une phase de stabilité ou plutôt d'équilibre en amont du Torrent d'Ancelle. C'est la plaine de Chabottes qui a le mieux résisté au phénomène de contraction de la bande active.

Dans un contexte où les pressions (extractions en lit mineur et continuité sédimentaire) ne sont plus des enjeux pour la vallée, seul le système d'endiguement peut contraindre la remobilisation du stock interne. Or, les digues ont été implantées sur les marges de la bande active de 1952-1970 (dans un système en contraction) et n'empêchent pas les divagations latérales ainsi que le tressage dans un espace inter-digue suffisamment large. L'ensemble de ces éléments plaide en la faveur d'un stock interne très favorable à la recharge sédimentaire et non limitant à long terme pour la zone restaurée.

XI.2.3 Le gradient granulométrique

À l'échelle du Drac amont, la granulométrie est homogène comme en atteste les distributions statistiques du D_{50} et du D_m (Figure 160A). Les médianes de ces deux indices sont respectivement de 60,3 mm et 62,2 mm, ce qui classe le Drac amont comme une rivière à cailloux grossiers. L'organisation spatiale de la granulométrie montre, en dépit d'une forte homogénéité, deux ensembles distincts (Figure 160B). Un premier ensemble se dessine en amont dans le Drac Blanc, où le D_{50} et le D_m observent une légère décroissance vers l'aval. Sur une distance de 6 km, la classe granulométrique dominante passe des pierres fines à des cailloux grossiers. Un deuxième ensemble se distingue en aval de la confluence du Drac Blanc et du Drac Noir, dans lequel une forte stabilité de la granulométrie est observée. Les cailloux grossiers composent la classe granulométrique dominante jusqu'à Saint-Bonnet-en-Champsaur (19 km).

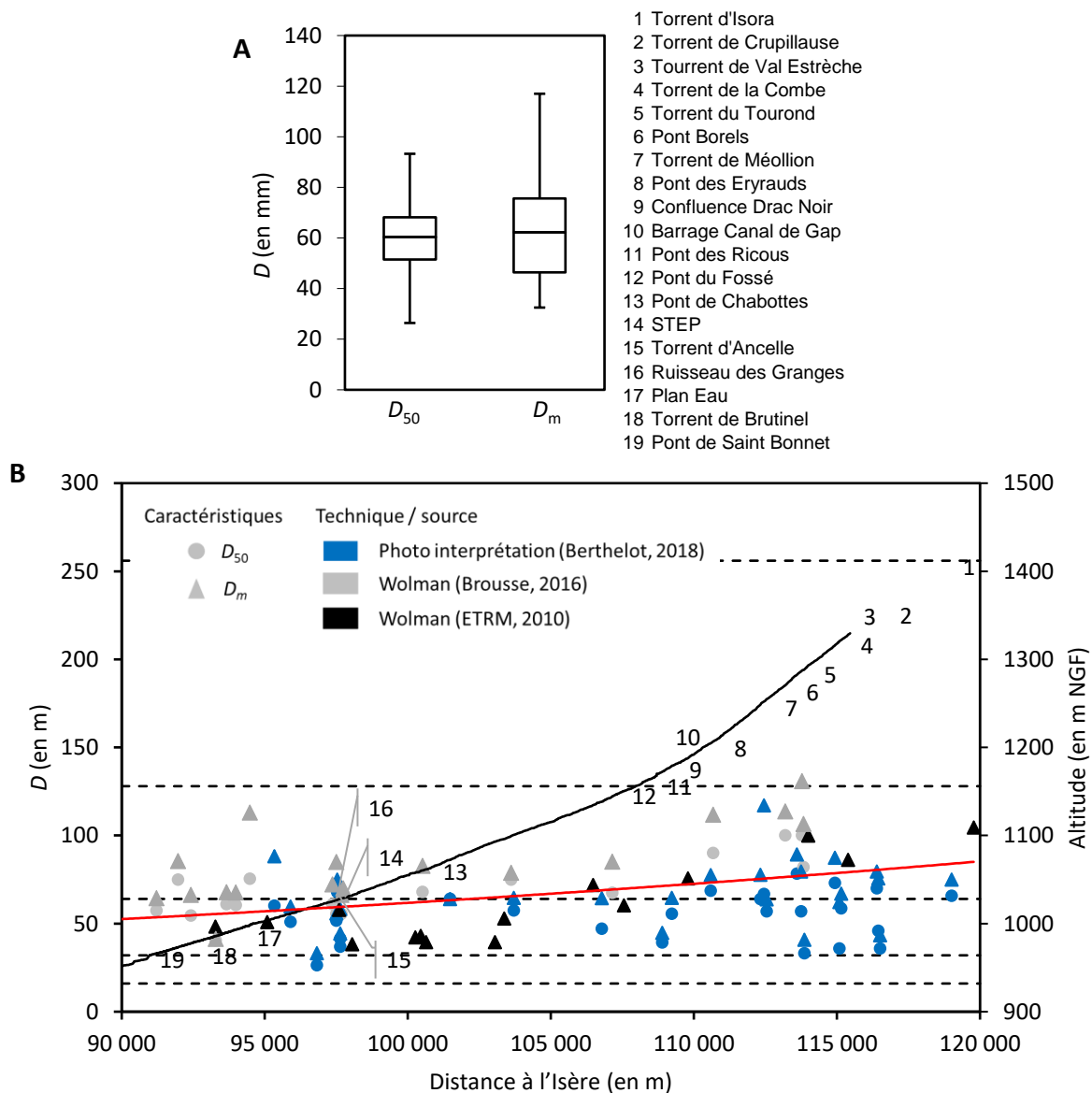


Figure 160 : Le gradient granulométrique du Drac (d'après Berthelot, 2018)

A : Distribution statistique du diamètre médian et du diamètre moyen. 1 : D_{50} ; 2 : D_m ; B : Profil longitudinal de la granulométrie de la charge de fond. Les pointillés noirs représentent les classes granulométriques selon la classification de Wentworth (1922). La courbe noire illustre le profil en long de la ligne d'eau du Drac en 2015. La courbe rouge symbolise le meilleur ajustement statistique.

Cette opposition entre les deux ensembles est directement liée à la pente du Drac et aux apports sédimentaires des affluents. Le premier ensemble est caractérisé par une pente plus forte (2,5 %) alors que le deuxième qui conserve une pente stable proche de 1 %. Ce différentiel de pente permet une compétence plus importante en amont et une compétence stable mais plus faible dans en aval. De plus, en amont, les cônes de déjection des affluents, dont la production sédimentaire est la plus forte du bassin-versant, ont une granulométrie systématiquement plus grossière que dans le Drac. L'exemple du cône de déjection du Tourond ($D_{50} = 94,9$ mm ; $D_m = 130$ mm) illustre l'augmentation locale de la granulométrie par les apports des affluents (Figure 161). Les caractéristiques de ce cône de déjection ($D_{50} = 94,9$ mm, forte hétérogénéité et présence de blocs) permettent d'augmenter le D_{50} du Drac Blanc de 84 mm au pont des Gondoins à 102,4 mm au pont des Borels.

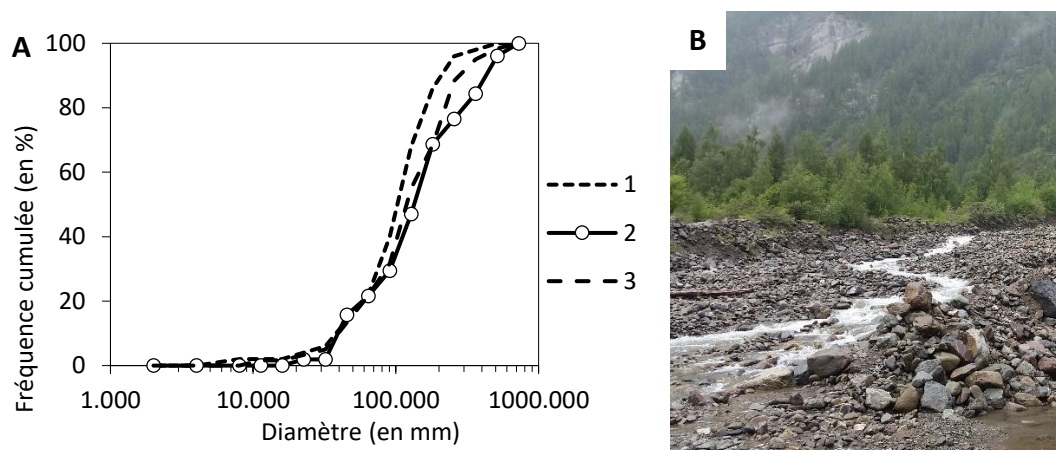


Figure 161 : Augmentation de la granulométrie au droit du cône de déjection du Tourond dans le bassin-versant du Drac

A : Courbes granulométriques. 1 : Fréquence cumulée de la granulométrie au pont des Borels ; 2 : Fréquence cumulée de la granulométrie de la partie distale du cône de déjection du Tourond ; 3 : Fréquence cumulée de la granulométrie en amont du pont des Gondoins ; B : Photographie de la partie distale du cône de déjection du Tourond (juillet 2016).

D'après l'étude ETRM (2010), l'impact des affluents sur la granulométrie du Drac Noir est moindre du fait de la part importante de torrents à laves torrentielles qui apportent une fraction fine bien plus importante que sur le Drac Blanc. De même, le constat d'une perturbation de la granulométrie par les affluents ne peut pas être établi dans la partie aval, au niveau des deux principales sources sédimentaires externes. En effet, au passage du Torrent d'Ancelle, les D_{50} et D_m restent quasi identiques. Une analyse similaire ne peut être menée sur la deuxième source sédimentaire (le Torrent du Brutinel) car les sédiments de son cône de déjection ont été régaliés dans l'emprise des travaux, ce qui rend impossible l'inter-comparaison. Cependant, ses caractéristiques granulométriques ($D_{50} = 54,5$ mm et $D_m = 66,3$ mm) sont tout à fait en adéquation avec les caractéristiques granulométriques en amont de la zone restaurée.

La remarquable stabilité de la granulométrie en aval des Ricous est confirmée par les ajustements statistiques bivariés entre le diamètre et la distance. Le meilleur ajustement correspond à un ajustement exponentiel du D_m selon l'équation $D_m = 12,3e^{0,00002K}$ avec K la distance à l'Isère (en m). Théoriquement, une distance de 20 km n'exclut pas la possibilité de processus d'usure et de tri, surtout en l'absence de confluences avec des torrents actifs. D'ailleurs, Montané (2010) a mis en évidence un affinement granulométrique sur des distances similaires dans le haut bassin du Rhône Suisse. Cependant, la pente stable dans le Champsaur et la lithologie granitique peuvent expliquer des processus de tri plus faibles et une meilleure résistance à l'abrasion.

Un affinement granulométrique est observé dans le haut bassin en lien avec une compétence plus élevée, mais en aval du seuil des Ricous, la variabilité de la granulométrie de la charge de fond est

remarquablement faible. Si les Torrents d'Ancelle et du Brutinel ont été identifiés comme les principales sources sédimentaires externes à proximité de la zone restaurée, ces derniers n'ont pas ou peu d'impacts sur la granulométrie du Drac.

Conclusions partielles

Le contexte morphodynamique du Drac amont est caractérisé par une production sédimentaire favorable à la recharge sédimentaire dans le haut bassin et défavorable en aval, à proximité de la zone restaurée. La recharge sédimentaire par un transfert des sources externes vers la zone restaurée est à considérer sur une échelle de temps long, du fait des distances qui séparent la zone restaurée des principaux torrents actifs.

En dehors des zones les plus perturbées par les pressions sur le régime sédimentaire, le tressage est resté actif depuis le XVIII^e siècle. La pérennité du tressage est remarquable dans la plaine de Chabottes qui garantit à long terme une source de sédiments non limitante, ce qui est très favorable à la recharge sédimentaire de la zone restaurée. Cette source constitue d'ailleurs la principale source de sédiments pour la zone restaurée à court terme.

La variabilité spatiale de la granulométrie du Drac est particulièrement stable depuis les Ricous et confirme la faiblesse des sources sédimentaires externes dans la vallée du Champsaur.

En résumé, les caractéristiques structurelles du bassin-versant (production sédimentaire, stock interne et granulométrie) sont propices au maintien du tressage dans le temps et à la résilience de la zone restaurée.

XI.3 Quel degré de connectivité entre la plaine de Chabottes et la zone restaurée ?

XI.3.1 Un contexte peu morphogène depuis les travaux

La zone restaurée, dont le bassin-versant est de 336 km², est encadrée par trois stations hydrologiques. Les stations des Ricous (207 km² ; Figure 162) et de Chabottes (253 km²) sont situées en amont et drainent un bassin-versant de superficies très proches. Les débits y sont en moyenne similaires. Ces deux stations rendent compte de la somme des débits du Drac Blanc et du Drac Noir. En revanche, la station de la Guinguette draine un bassin-versant bien plus étendu (510 km²) et prend en compte les débits d'affluents majeurs comme le Torrent d'Ancelle en amont et la Séveraissette en aval. Les débits y sont en moyenne trois fois plus élevés que sur la station de Chabottes.

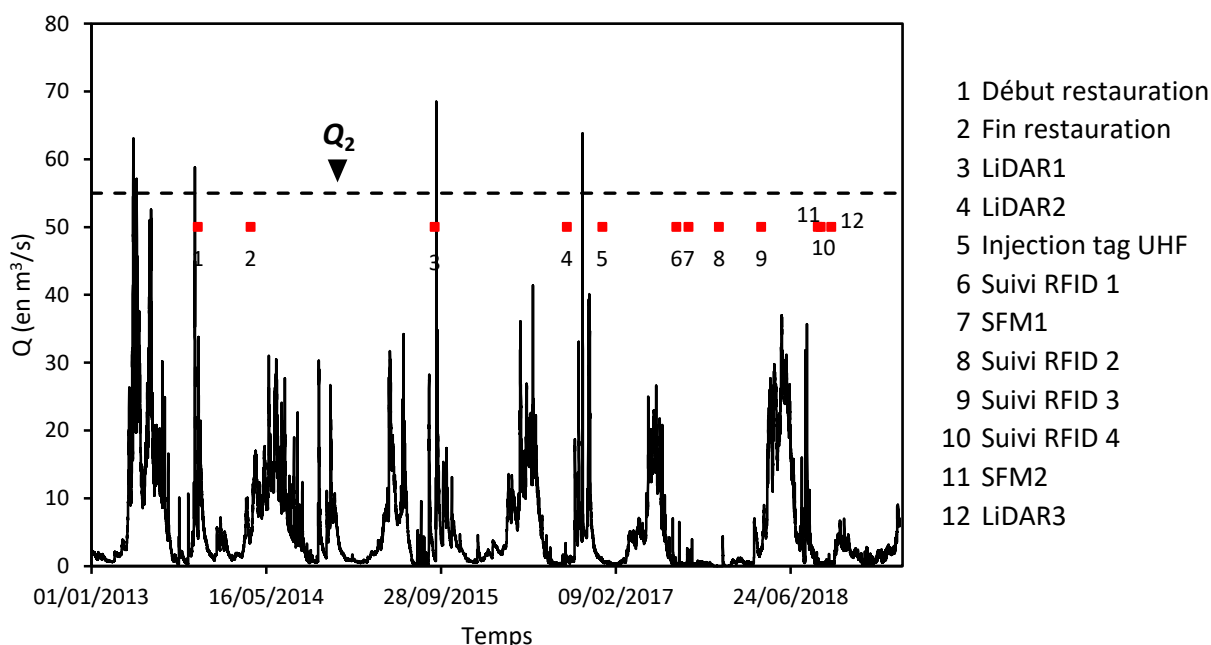


Figure 162 : Débits horaires du Drac à la station des Ricous entre 2013 et 2018 (données : Banque Hydro)

L'hydrologie récente est comparée aux périodes de retour connues (Tableau 10). Depuis 2013, aux Ricous (seule station disposant de données validées), quatre crues ont dépassé le seuil de Q_2 (57 m³/s), ce qui est tout à fait en ligne avec la fréquence théorique. En revanche, la durée pendant laquelle $Q > Q_2$ n'est que de 20 h sur l'ensemble de la période. La majorité du temps où $Q > Q_2$ correspond aux crues de 2013 (12 h, 60 %). En 2015, la durée pendant laquelle $Q > Q_2$ n'est que de 2 h et passe à 6 h en 2016. Depuis la crue de novembre 2016, Q_2 n'a jamais été atteint dans la plaine de Chabottes. Ces observations relativisent la récurrence d'événements potentiellement morphogènes depuis la fin des travaux.

Le débit maximal instantané depuis la fin des travaux (Tableau 53) a été atteint en novembre 2016 (73,4 m³/s à la station de Chabottes). Le suivi photographique opéré depuis l'été 2016 permet d'observer ce débit sur les différentes prises de vues et de caractériser les surfaces en eau ainsi que les hauteurs d'eau afin d'apprécier le potentiel de remobilisation de ces crues (Figure 163). On constate qu'un débit de 73,4 m³/s ne suffit pas à inonder intégralement la bande active, aussi bien à l'extrémité aval de la plaine de Chabottes ($W = 110$ m ; Figure 163A) que dans la zone restaurée ($80 < W < 210$ m ; Figure 163B et C). En effet, quelques bancs restent exondés, ce qui suggère de manière qualitative que les hauteurs d'eau sont restées en moyenne très faibles lors des crues, ce qui est peu favorable à l'érosion des matériaux grossiers.

Tableau 53 : Débits maximaux instantanés du Drac depuis 2013 (en m³/s)

Année/Station	Guinguette	Chabottes	Ricous
2013	-	73,6	63,1
2014	-	42	31
2015	124	73	68
2016	104	73	64
2017	85	11*	27
2018	76	55	37

*La station n'a pas fonctionné pendant le pic de crue annuel



Figure 163 : Caractérisation des surfaces en eau du Drac lors du principal pic de crue en 2016

Les photos ont été enregistrées le 06/11/2016 à 9 h. A : Terminaison aval de la plaine de Chabottes ($W = 110$ m) ; B : En aval du plan d'eau du Champsaur ($W = 172$ m) ; C : Cône de déjection du Brutinel ($W = 210$ m).

Si la récurrence des crues $> Q_2$ est en ligne avec les récurrences théoriques (0,5/an), la durée de ces événements et les hauteurs d'eau constatées ont à peine permis d'inonder la bande active. Ces observations suggèrent que depuis les travaux, le contexte hydrologique est resté calme et peu morphogène et qu'une remobilisation significative du stock interne n'a pas pu avoir lieu.

C'est dans ce contexte morphodynamique original que l'étude de la connectivité entre la plaine de Chabottes et la zone restaurée est menée.

XI.3.2 Résultats sur le traçage sédimentaire

Depuis janvier 2017, cent galets artificiels équipés de tags actifs UHF ont été injectés le long d'un transect à l'extrémité aval de la plaine de Chabottes afin d'évaluer la connectivité du transport solide grossier entre la zone restaurée et sa source sédimentaire significative la plus proche (la plaine de Chabottes). Depuis l'injection des traceurs, quatre campagnes de détection ont été menées (Tableau 54) entre août 2017 et septembre 2018. La zone de prospection s'étend de la zone d'injection jusqu'au plan d'eau du Champsaur, soit environ 3,5 km.

Parmi ces cent galets, l'intégralité des traceurs appartenant à la classe 32-45 mm (n = 25) n'a jamais été détecté. Pourtant, ces derniers ont été reconnus visuellement sur le terrain à leur point d'origine, dès lors qu'ils avaient été placés sur un banc alluvial. Deux hypothèses peuvent être faites pour tenter d'expliquer ce constat : 1) le meulage des tags UHF a pu endommager les composants RFID et 2) la faible quantité de résine qui compose cette classe de traceurs a pu favoriser la pénétration d'eau et leur détérioration par le gel. Un mauvais paramétrage des tags UHF est exclu car un double contrôle avait été effectué : 1) manuellement, un par un les tags ont été activés et 2) une fois moulés, l'intégralité des galets équipés a été détectée au laboratoire. Ainsi, cette série n'est pas utilisable et les traceurs ont été supprimés de la base de données.

Concernant les autres classes, le taux de retour basé sur le nombre total de traceurs est très satisfaisant (79 à 97 %). Cependant, le taux de retour des traceurs mobiles est beaucoup plus faible et observe une forte diminution au cours du temps, passant de 80 % à 36 % entre la première et la dernière campagne de détection.

Tableau 54 : Synthèse des résultats du programme de traçage sédimentaire dans le Drac

Campagne de détection	Taux de retour (en %)*	Traceurs mobiles (en %)	Distance moyenne de transport (en m)	Distance maximale de transport (en m)	Distance de transport moyenne cumulée (en m)	Distance maximale cumulée (en m)
Août 2017	72/75=0,96 (12/15=0,80)	12/72=0,17	440	1276	440	1276
Décembre 2017	73/75=0,97 (3/5=0,60)	3/73=0,04	1037	2894	646	2894
Avril 2018	71/75=0,95 (2/6=0,33)	2/71=0,03	150	186	670	2894
Septembre 2018	59/75=0,79 (9/25=0,36)	9/59=0,15	852	2702	1328	3121

*Les valeurs entre parenthèses représentent les taux de retour des traceurs mobiles uniquement (ratio du nombre de traceurs mobiles retrouvés sur la somme des traceurs non retrouvés à leur place à t-1).

De manière globale, les résultats montrent une dispersion rapide des traceurs dans le tronçon qui sépare la plaine de Chabottes et la zone restaurée (Figure 164). Dès la deuxième campagne (décembre 2017), soit cinq mois après l'injection, les distances maximales de transport ont permis d'atteindre la zone restaurée.

Les distances moyennes de transport correspondent à un tronçon, certes moins large que dans la plaine de Chabottes, mais composé de plusieurs bancs alluviaux pouvant favoriser les dépôts. Au-delà, aucun traceur n'a été retrouvé jusqu'à la terminaison aval de R3. Ce dernier secteur est d'ailleurs composé de très peu de bancs alluviaux et le chenal y est large et plus profond, ce qui favorise le transport solide.

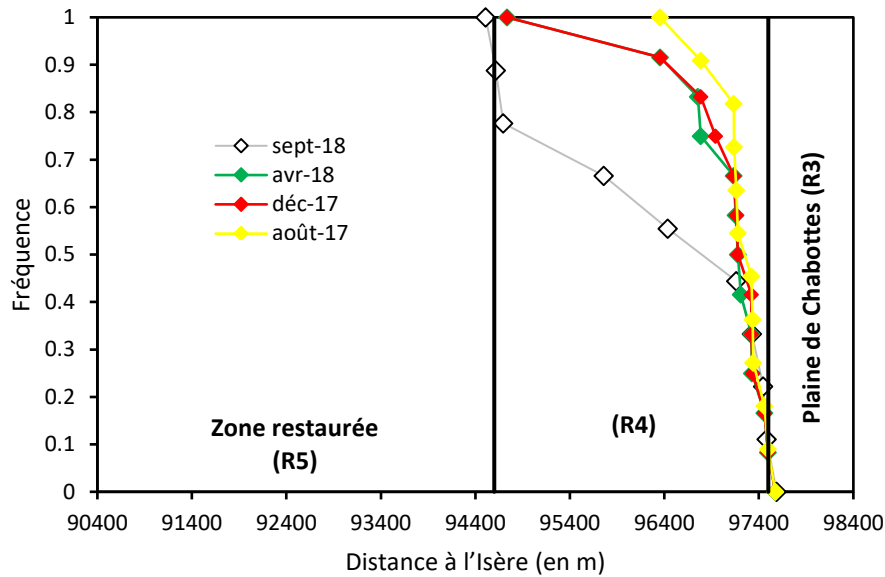


Figure 164 : Distribution des distances de transport cumulées des galets équipés du Drac

La morphométrie des galets équipés est un facteur de contrôle important des distances de transport (Figure 165). Ainsi, la distance maximale de transport des traceurs mobiles est inversement proportionnelle à leur diamètre. Ce sont les classes 45-64 et 64-90 qui présentent les distances de transport les plus élevées. Ces classes sont représentées par deux types de moules différents. Concernant la classe 45-64, le moule 2 est bien plus sphérique que le moule 3 et observe le taux de retour le plus faible de la base de données. Il est probable que ce type de galets ait parcouru des distances de transport supérieures à la distance de prospection, du fait d'une moindre résistance à l'écoulement. Concernant la classe 64-90, le taux de retour du moule 5 (n = 2) ne permet pas d'interpréter les différences morphométriques entre les deux types de moules de cette classe granulométrique.

Cette forte connectivité doit être relativisée par une opposition flagrante entre l'importante mobilité des galets équipés placés dans le chenal principal (P1 ; 93,5 % des traceurs mobiles) et la quasi absence de mobilité des traceurs introduits sur les marges de la bande active, en position exondée (P2, P3, P4 et P5 ; 0,5 % ; Figure 166). Ces observations confirment l'hypothèse d'une faible activité morphogénique sur la bande active de la plaine de Chabottes depuis la fin des travaux en 2014.

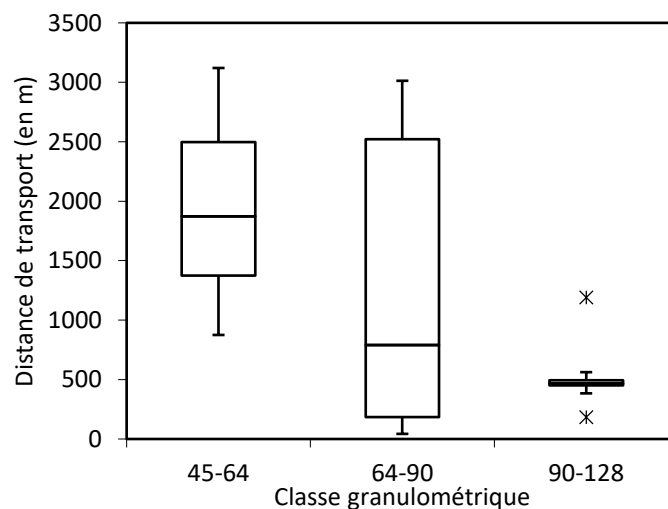


Figure 165 : Distance de transport et morphométrie des galets équipés du Drac

Ce graphique est construit sur la base des distances maximales parcourues par chaque traceur mobile.



Figure 166 : Cartographie des déplacements des galets équipés du Drac

A : Zoom sur la zone d'injection et sur l'emplacement final des galets équipés ; B : Cartographie à l'échelle de la zone de prospection de la mobilité des galets équipés issus du patch n°1. L'encadré blanc représente le secteur zoomé.

La variabilité spatio-temporelle de la charge de fond du Drac entre l'extrémité aval de la plaine de Chabottes et la zone restaurée montre une forte connectivité dans un contexte hydrologique peu favorable. Ainsi, la plaine de Chabottes peut offrir à court terme une fourniture sédimentaire à la zone restaurée, ce qui est une condition essentielle pour le maintien du tressage. Cependant, l'absence de mobilité sur les bancs alluviaux indique une faible remobilisation de la bande active sur la période étudiée.

Les données acquises permettent de caractériser le charriage normal du Drac à l'intérieur du chenal principal selon un ordre de grandeur de 1000 m/an.

XI.3.3 Résultats sur les colonnes d'érosion

Depuis l'installation des colonnes d'érosion, trois suivis ont été menés (D1 en août 2017, D2 en décembre 2017 et D3 en août 2018). Ces suivis n'encadrent pas la crue de novembre 2016 (Q_{max} depuis la fin des travaux) mais prennent en compte deux périodes de fusion nivale. La fusion nivale de 2018 a été plus longue et plus importante que celle de 2017.

Le suivi topo-bathymétrique de D1 indique une migration latérale du chenal principal d'environ 12 m vers la rive gauche ainsi qu'un comblement partiel des chenaux secondaires. Le suivi ultérieur (D2) ne montre pas d'évolution significative et confirme la position du chenal principal tandis que D3 met en évidence une incision du chenal principal. Le banc en rive droite est partiellement remobilisé par l'élargissement du chenal. On observe une évolution similaire en rive gauche avec la création d'un nouveau chenal secondaire. Ces évolutions topo-bathymétriques sont

responsables d'une forte hétérogénéité dans la variabilité temporelle de la couche active du Drac (Figure 167 et Tableau 55).

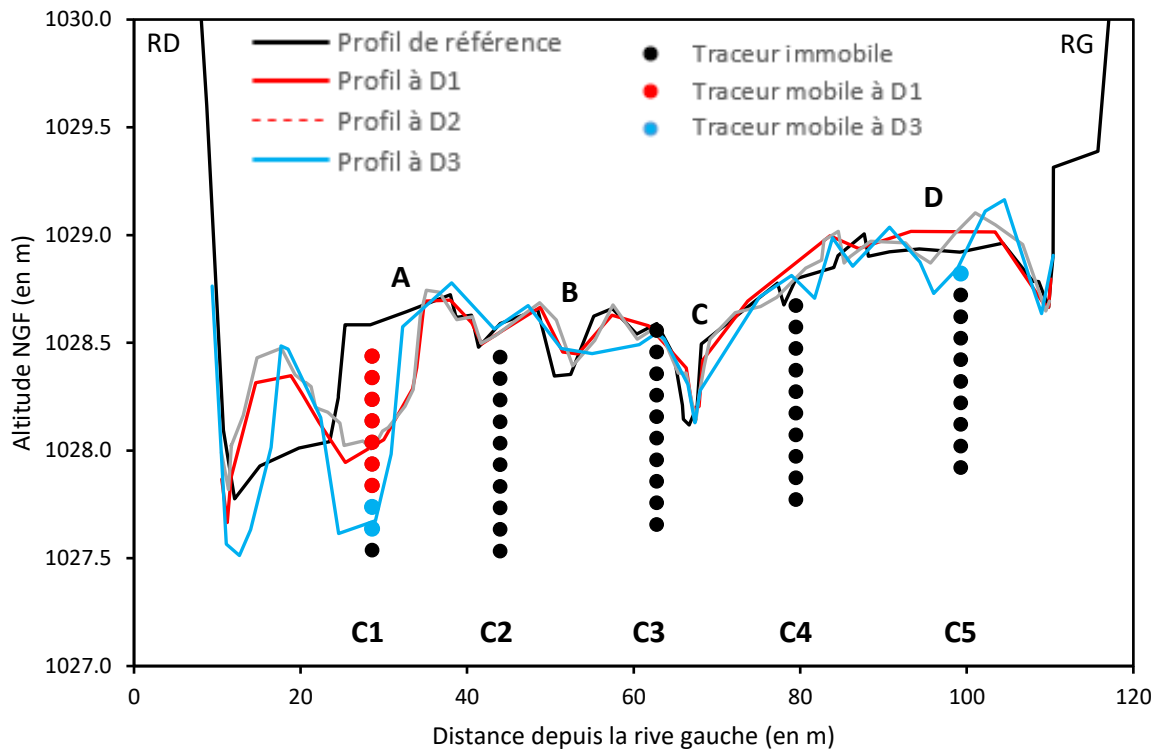


Figure 167 : Évolution du profil en travers de référence et suivi des colonnes d'érosion du Drac

A : déplacement latéral du chenal principal à D1 puis creusement à D3 ; B et C : Comblement partiel des chenaux secondaires ; D : Formation d'un nouveau chenal secondaire en rive gauche à D2 et creusement à D3.

À l'échelle de la section, la couche active moyenne est comprise entre 0,13 m et 0,91 m pour une moyenne globale de 0,48 m sur l'intégralité de la période, avec une marge d'erreur de 0,11 m. La largeur active est restée faible (30 m à D1, 15 m à D2 et 41 m à D3), ce qui illustre une remobilisation partielle de la bande active.

Ce sont les colonnes d'érosion C1 ($\widehat{d}_b = 0,4$ m) et C5 ($\widehat{d}_b = 0,16$ m) qui enregistrent la couche active la plus forte tandis que les autres présentent une couche active marginale ($\widehat{d}_b < 0,1$ m). C'est à D1 que la couche active maximale est observée au droit de C1 ($d_b = 0,91$ m). Cette valeur n'a jamais été atteinte lors des suivis ultérieurs. L'importance de la fusion nivale de 2018 est constatée par une augmentation de l'érosion de C1 ($d_b = 0,24$ m) et par l'érosion de la colonne C5 située en rive gauche ($d_b = 0,25$ m).

Dans un contexte où les débits ont à peine suffi à inonder la bande active, l'essentiel des processus d'érosion ont eu lieu dans les chenaux, ce qui a minimisé la largeur active durant la période de suivi. C'est l'évolution des chenaux (migration latérale, comblement ou ouverture) qui explique la variabilité spatio-temporelle de la couche active du Drac. Nos résultats mettent en évidence que la couche active du Drac est restée marginale pendant l'hiver 2017 et qu'elle observe des maxima pendant l'été, ce qui suggère un fort contrôle de la fusion nivale sur ce paramètre. Cependant, cette relation n'est pas linéaire puisque la fusion nivale de 2018 a été plus importante que celle de 2017 et la couche active maximale a été observée lors de D1 et non lors de D3. Ceci démontre que la concentration du débit dans un nombre restreint de chenaux est plus favorable à l'érosion latérale ce qui, de fait, maximise localement la couche active.

Par comparaison avec le Vénéon (Brousse *et al.*, 2018), dont le suivi des colonnes d'érosion a permis d'enregistrer une couche active moyenne de 1,22 m, consécutivement à une crue

($Q_{\max} = 113,5 \text{ m}^3/\text{s}$) caractérisée par un transport quasi total et par une défluviation (*avulsion*), le modèle de fonctionnement hydro-sédimentaire sans crue observé sur le Drac permet d'atteindre des valeurs de couche active très importantes localement. En revanche, à l'image de la largeur active, ce fonctionnement restreint la remobilisation de la bande active sur la section.

Tableau 55 : Résultats du suivi de la couche active du Drac à l'extrémité aval de la plaine de Chabottes

Suivi		C1	C2	C3	C4	C5	W_b (en m)*	d_b moyenne sur la largeur active (en m)**
Août 2017	Érosion (en m)	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00	30	0,91
	Dépôt (en m)	0,21	0,02	0,01	0,10	0,10		
	d_b (en m)	0,91	0,02	0,01	0,10	0,10		
	Δ_h (en m)	-0,49	0,02	0,01	0,10	0,10		
Décembre 2017	Érosion (en m)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15	0,13
	Dépôt (en m)	0,04	0,00	-0,05	-0,09	0,13		
	d_b (en m)	0,04	0,00	0,05	0,09	0,13		
	Δ_h (en m)	0,04	0,00	-0,05	-0,09	0,13		
Août 2018	Érosion (en m)	0,20	0,00	0,00	0,00	0,10	41	0,24
	Dépôt (en m)	0,04	0,03	0,01	-0,07	0,15		
	d_b (en m)	0,24	0,03	0,01	0,07	0,25		
	Δ_h (en m)	-0,16	0,03	0,01	-0,07	0,05		

d_b : Couche active ; Δ_h : Différence entre les dépôts et l'érosion ; W_b : Largeur active. Un dépôt négatif signifie que le Drac a incisé le dépôt à t_{-1} . La marge d'erreur de la couche active est de 0,11 m.

* La largeur active est déterminée à partir du différentiel topographique (lorsque $\Delta_z > \pm 0,11 \text{ m}$).

**La valeur moyenne de la couche active est déterminée à partir des colonnes qui enregistrent une érosion ou un dépôt $> 0,11 \text{ m}$.

La variabilité spatio-temporelle de la couche active du Drac confirme de nouveau la faible activité morphogénique sur la bande active de la plaine de Chabottes depuis la fin des travaux. Si le traçage sédimentaire a montré une bonne connectivité entre la plaine de Chabottes et la zone restaurée, les flux doivent être relativisés par l'ampleur de la couche active qui reste en moyenne faible.

XI.3.4 Estimation de la fourniture sédimentaire en amont de la zone restaurée

L'estimation des flux sédimentaires grossiers à l'extrémité aval de la plaine de Chabottes est abordée par deux stratégies différentes. La première (F1) est basée sur le concept du « *virtual velocity approach* » (VII.4) entre janvier 2017 et août 2018 (période de suivi des colonnes d'érosion et du traçage sédimentaire) et la deuxième (F2) est axée sur le calcul des capacités de transport (VIII.1) sur la période de suivi LiDAR (septembre 2015 à octobre 2018).

Ainsi, pour F1, le suivi topo-bathymétrique initié pour le suivi des colonnes d'érosion et le traçage sédimentaire a permis d'évaluer la largeur active, la couche active et la distance moyenne de transport pour chaque période (Tableau 56). Au final, l'estimation des flux selon la méthode « *virtual velocity approach* » permet d'évaluer la fourniture sédimentaire à environ $23\,410 \text{ m}^3$ entre janvier 2017 et août 2018. Cette valeur doit être révisée en prenant en compte la porosité (non négligeable dans le cas du Drac) afin de considérer uniquement le charriage. Des mesures de porosité selon la technique de Laronne (2008) ont fourni une porosité de 0,23 et qu'une granulométrie en masse au sein de R5 (Bertrand, 2019) a permis d'identifier que la fraction fine correspond à 30 % de la distribution granulométrique. Ces mesures permettent de considérer plutôt un volume de l'ordre de $16\,400$ à $18\,000 \text{ m}^3$.

Tableau 56 : Estimation des flux sédimentaires grossiers à partir de la couche active et des distances de transport à l'extrémité aval de la plaine de Chabottes (Drac)

Période	W_b (en m)	$\overline{d_b}$ (en m)	Distance moyenne de transport (en m)	Porosité	Volume (en m ³)
Janvier 2017 – août 2017	30	0,91	440	0,3	8400
Août 2017 – décembre	15	0,13	1037	0,3	1410
Décembre 2017 – août 2018	39	0,24	1002	0,3	6570
Total				0,3	16 380 (10680)

Les chiffres entre parenthèses représentent les taux de transport annuels.

Cette estimation reste toutefois à relativiser et plusieurs facteurs nous invitent à la considérer comme une valeur basse. Premièrement, la densité des colonnes d'érosion est insuffisante pour rendre compte fidèlement de la couche active sur l'intégralité du profil en travers. Notre dispositif nous oblige à raisonner à grosse maille (environ 14 m), ce qui implique de se fier aux évolutions topographiques pour estimer la largeur active. Deuxièmement, la marge d'erreur associée à la quantification de la couche active (0,11 m) est certes faible en comparaison du D_{50} (65 mm) et du D_{84} (99 mm) mais représente tout de même une source de sous-estimation car cette valeur est utilisée pour délimiter la largeur active. Troisièmement, les colonnes ont été laissées en place sans les replacer après chaque suivi ce qui peut engendrer une information partielle sur la couche active. En effet, le système ne peut être pérennisé dans le temps que s'il reste au moins un traceur dans la colonne. De plus, même dans le cas où il reste un traceur dans la colonne, le dispositif n'est performant que si le différentiel entre l'altitude du lit et l'altitude des traceurs restants en place est inférieur à l'érosion. Dans notre cas, les colonnes ont toutes conservé assez de traceurs durant la période de suivi et les processus d'érosion ont été suffisants pour réactiver la seule colonne d'érosion concernée (C1). Ce biais est donc limité dans notre cas. Quatrièmement, compte tenu de l'absence de données sur les distances de transport des galets artificiels les plus fins (32-45 mm), la distance moyenne de transport est certainement sous-estimée ce qui a pour conséquence de sous évaluer la valeur des flux sédimentaires.

Concernant F2, l'hydrogramme solide, calculé sur le profil en travers de référence ($D_{50} = 65$ mm ; $S = 0,0097$ m/m) du suivi des colonnes d'érosion, est basé sur les données hydrologiques de la station de Chabottes (Figure 168). Les données manquantes, liées au dysfonctionnement de la station, ont été complétées grâce à une interpolation linéaire entre les débits de la station des Ricous et les débits de la station de la Guinguette ce qui a permis d'estimer la capacité de transport du Drac entre septembre 2015 et septembre 2018 (Tableau 57). Sur la période du 10/09/2015 au 14/10/2018 (période du suivi LiDAR), les contraintes tractrices critiques ont été dépassées pendant 22,8 % du temps. Ces conditions ont permis au Drac d'atteindre une capacité de transport cumulée d'environ 17 000 m³. Sur la période correspondant au suivi des colonnes d'érosion et au traçage sédimentaire (de janvier 2017 à août 2018), les contraintes tractrices critiques ont été dépassées pendant 25 % du temps ce qui a permis au Drac d'atteindre une capacité de transport cumulée d'environ 11 450 m³. Nous admettons que la capacité de transport est représentative du charriage réel du fait 1) d'un stock interne de sédiments non limitant et 2) d'une forte mobilité latérale observée dans un contexte hydrologique défavorable.

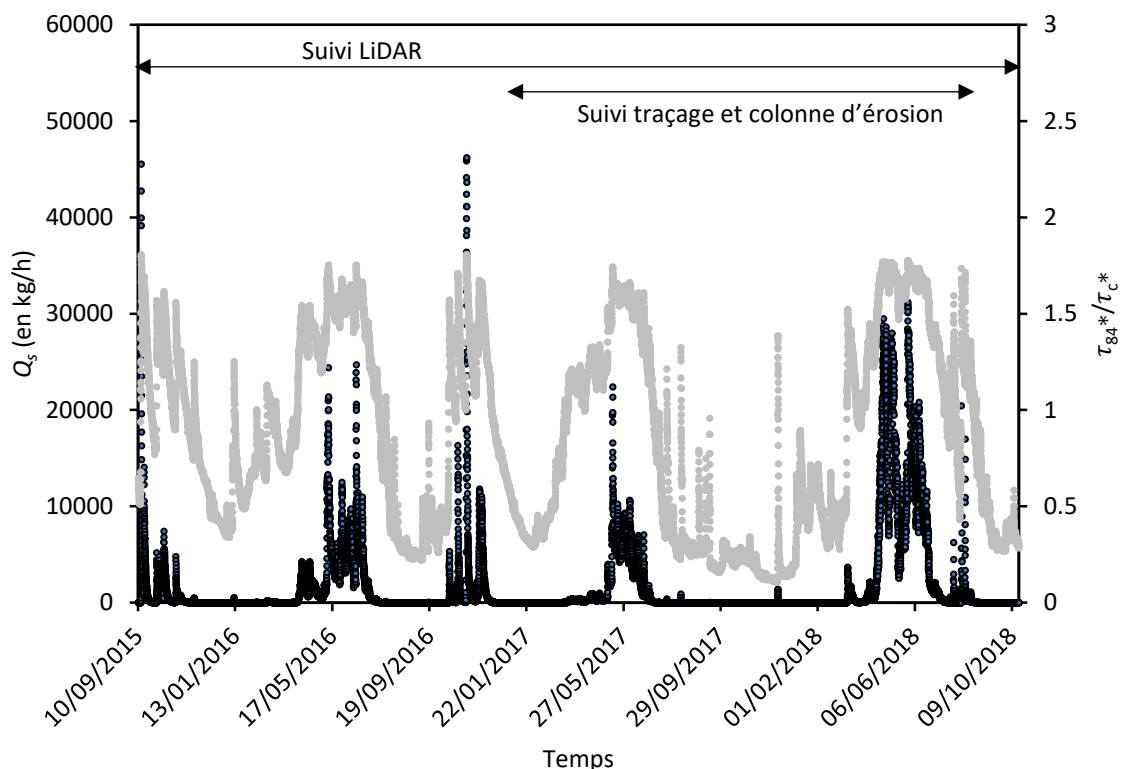


Figure 168 : Hydrogramme solide du Drac à l'extrémité aval de la plaine de Chabottes

En noir l'hydrogramme solide du Drac et en gris le ratio τ_{84}^*/τ_{c84}^* .

Tableau 57 : Estimation des capacités de transport par charriage (en m^3) à l'extrémité aval de la plaine de Chabottes (Drac)

Densité des sédiments	Capacité de transport sur la période du suivi LiDAR	Capacité de transport sur la période du traçage sédimentaire
2,2	20 000 (6470)	13 500 (8800)
2,4	18 400 (5930)	12 400 (8080)
2,6	17 000 (5475)	11 450 (7455)

Les chiffres entre parenthèses représentent les taux de transport annuels.

Sur l'intervalle de temps commun à F1 et à F2, les valeurs de fourniture sédimentaire sont très proches ce qui, à défaut de mesures du charriage en direct, permet de confirmer des ordres de grandeurs.

Le DoD entre janvier 2015 et octobre 2018 montre un déstockage dans R3 (-6400 m^3) et un engraissement dans R4 (5400 m^3 ; Tableau 58). Dans R3, le bilan sédimentaire peut être qualifié comme équilibré et faiblement impacté par les surfaces en eau, au regard des surfaces considérées (7,2 ha d'eau contre 50,8 ha d'alluvions). Ceci permet de faire l'hypothèse d'un faible déstockage de R3 vers R4 et de confirmer un faible transfert de sédiments depuis la plaine de Chabottes.

Tableau 58 : Bilan sédimentaire du Drac en amont de la zone restaurée

DoD	Tronçon	σ_{sys} (en m)	σ_{sc} (en m)	Bilan sédimentaire (en m ³) de la bande active	Bilan sédimentaire (en m ³) des surfaces exondées	Bilan sédimentaire (en m ³) des surfaces en eau
09/2015	R3	-0,0003	0,045	-6400 ±173	20 600 ±151	-27 000 ±22
10/2018	R4			5400 ±30	8900 ±17	-3500 ±14

Dans R4, le bilan est positif mais la part importante des surfaces en eau dans ce secteur (4,3 ha d'eau contre 5,4 ha d'alluvions) impose une forte incertitude d'après Lallias-Tacon *et al.* (2014). De plus, l'évolution du profil en long de la ligne d'eau d'étiage dans ce secteur montre clairement un différentiel négatif entre 2015 et 2018 (Figure 169). En dépit de la baisse du débit entre les deux missions (2,02 m³/s en 2015 et 0,84 m³/s en 2018 à la station de Chabottes), cette évolution suggère aussi des processus d'incision que le DoD ne peut quantifier. L'excédent sédimentaire de R4 est donc à relativiser.

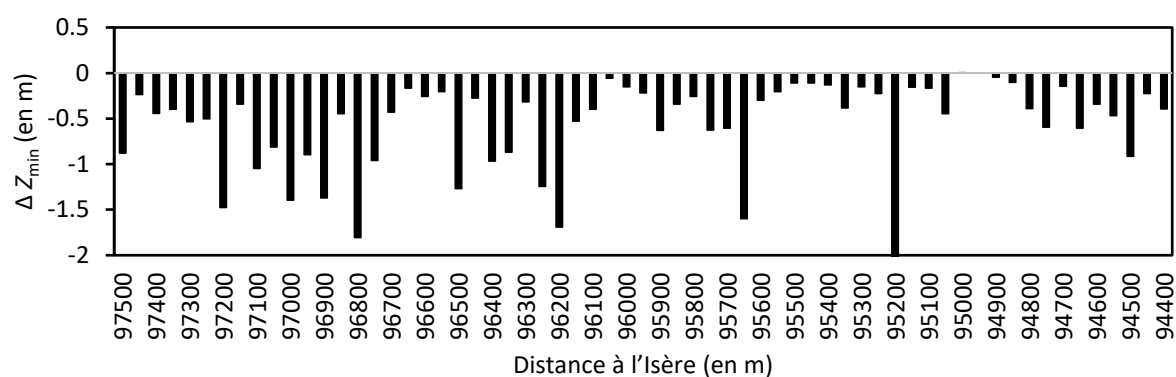


Figure 169 : Évolution du profil en long de la ligne d'eau d'étiage du Drac dans le secteur R4 entre 2015 et 2018

Conclusions partielles

Dans un contexte hydrologique particulièrement calme, nos résultats montrent que la connectivité sédimentaire entre la plaine de Chabottes et la zone restaurée est assurée. Cependant, une faible remobilisation du stock interne a été mise en avant grâce :

- au traçage sédimentaire qui enregistre un transport solide grossier cantonné dans le chenal principal ;
- au suivi des colonnes d'érosion qui témoigne d'une couche active importante à proximité du chenal principal mais marginale sur le reste de la bande active.

L'expression des processus érosifs étant réduite à la dynamique des chenaux, il en résulte un flux sédimentaire faible au regard de l'importance du stock sédimentaire qui constitue la plaine de Chabottes.

Si les sources externes ont été qualifiées comme peu favorables à la recharge sédimentaire du fait des distances qui séparent les torrents actifs de la zone restaurée, les données acquises nous invitent à relativiser cette observation. En effet, on peut considérer un déplacement normal de la charge de fond du chenal principal d'environ 1000 m/an, ce qui laisse envisager un transfert entre les zones productrices et la zone restaurée en une quinzaine d'années. Ce temps de transfert pourrait même être réduit avec une hydrologie favorable.

Malgré la connectivité sédimentaire entre la plaine de Chabottes et la zone restaurée, les flux sédimentaires ont été fortement restreints sur la période étudiée. Il est encore trop tôt pour conclure à une recharge effective de la zone restaurée.

En parallèle de ces conclusions sur la connectivité sédimentaire entre R3 et R5, il est intéressant de souligner le bilan sédimentaire positif dans R4. En effet, l'ancienne fosse d'extraction est désormais comblée et la rupture de pente qui en résultait par érosion progressive est de moins en moins visible. Ceci est de bon augure pour accroître la connectivité des sources sédimentaires dans le futur.

XI.4 Trajectoire d'évolution du site restauré

La trajectoire d'évolution de la restauration est abordée sur la période 2015-2018. Cette synthèse se base sur une quantification : 1) des évolutions morphologiques, 2) des macro-habitats et 3) de la réponse hydrobiologique.

XI.4.1 Ajustements hydromorphologiques

XI.4.1.1 Profils en long et profils en travers

L'évolution de l'altitude moyenne de la bande active (Z_{cs}) dans la vallée du Champsaur entre 2015 et 2018 permet de dégager des sous-ensembles homogènes (Figure 170A). Premièrement, dans R3, Z_{cs} montre un premier secteur caractérisé par une incision (R3-1 ; PK 104 à PK 101,5) suivi d'un secteur où l'évolution de Z_{cs} est beaucoup plus hétérogène (R3-2 ; PK 101,55 à PK 97,6) et typique des rivières en tresses. C'est le système d'endiguement de Pont-du-Fossé qui explique cette transition. Notons que la terminaison aval de la plaine de Chabottes est en exhaussement depuis 2015.

Deuxièmement, on distingue trois secteurs dans R4. Le premier (R4-1 ; PK 97,6 à PK 96,4) s'est exhaussé, le deuxième est en incision (R4-2 ; PK 96,4 à PK 95,1) et le troisième s'est clairement exhaussé (R4-3 ; PK 95,1 à PK 94,6). En confrontant ces observations aux distances de transport, on constate que la distance moyenne de transport (1002 m) correspond globalement à R4-1 et que la zone de diffusion distale des galets équipés concorde avec R4-3. Il est donc tout à fait possible qu'une part importante de la recharge sédimentaire de la plaine de Chabottes se soit déposée dans ces deux sous-tronçons. C'est d'ailleurs en aval de R4 que l'on observe les valeurs d'exhaussement les plus élevées de la vallée. Une sinuosité très prononcée y permet le développement d'une large rive convexe propice aux ruptures de charge et aux dépôts.

À l'intérieur de la zone restaurée (R5), plusieurs ensembles se distinguent également. L'extrémité amont est marquée par un exhaussement qui ne dépasse pas l'ancien seuil du plan d'eau puis par une incision le long du plan d'eau (R5-1 du PK 94,6 au PK 94,2). À la suite de ce secteur en incision, on observe un secteur en équilibre (R5-2 du PK 94,2 au PK 93,45) qui précède un long secteur en exhaussement (R5-3 du PK 93,45 au PK 91,7). Ce dernier est toutefois marqué par un gradient longitudinal d'exhaussement négatif et par deux zones d'incision locales (PK 92,8 et PK 91,95). L'extrémité aval de la zone restaurée (R5-4) est quant à elle caractérisée par une incision.

Dans R5, les différents *DoD* montrent que ces ajustements ont été modestes entre 2015 et 2016 et plus importants après 2016 (Figure 170B et Figure 170C). Ceci met en évidence l'impact de la crue de novembre 2016 et de la fusion nivale de 2017. Les exhaussements de R5-3 ne sont vraiment visibles qu'après 2016 et l'incision de R5-1 est continue sur la période analysée.

La régulation du transit opérée dans R4-3 ainsi que les faibles apports sédimentaires (XI.3.4) contrôlent l'évolution altitudinale de la bande active en amont de la zone restaurée. C'est dans ce contexte qu'une incision a pu se maintenir dans R5-1. Ce phénomène est favorisé par une pente plus forte en amont de la zone restaurée.

L'évolution de l'altitude de la bande active de la zone restaurée est tout à fait atypique par rapport à la zone de référence. En effet, l'homogénéité des évolutions au sein de tronçons bien délimités (en incision, en équilibre ou en exhaussement) souligne que les ajustements du profil en long sont toujours en cours.

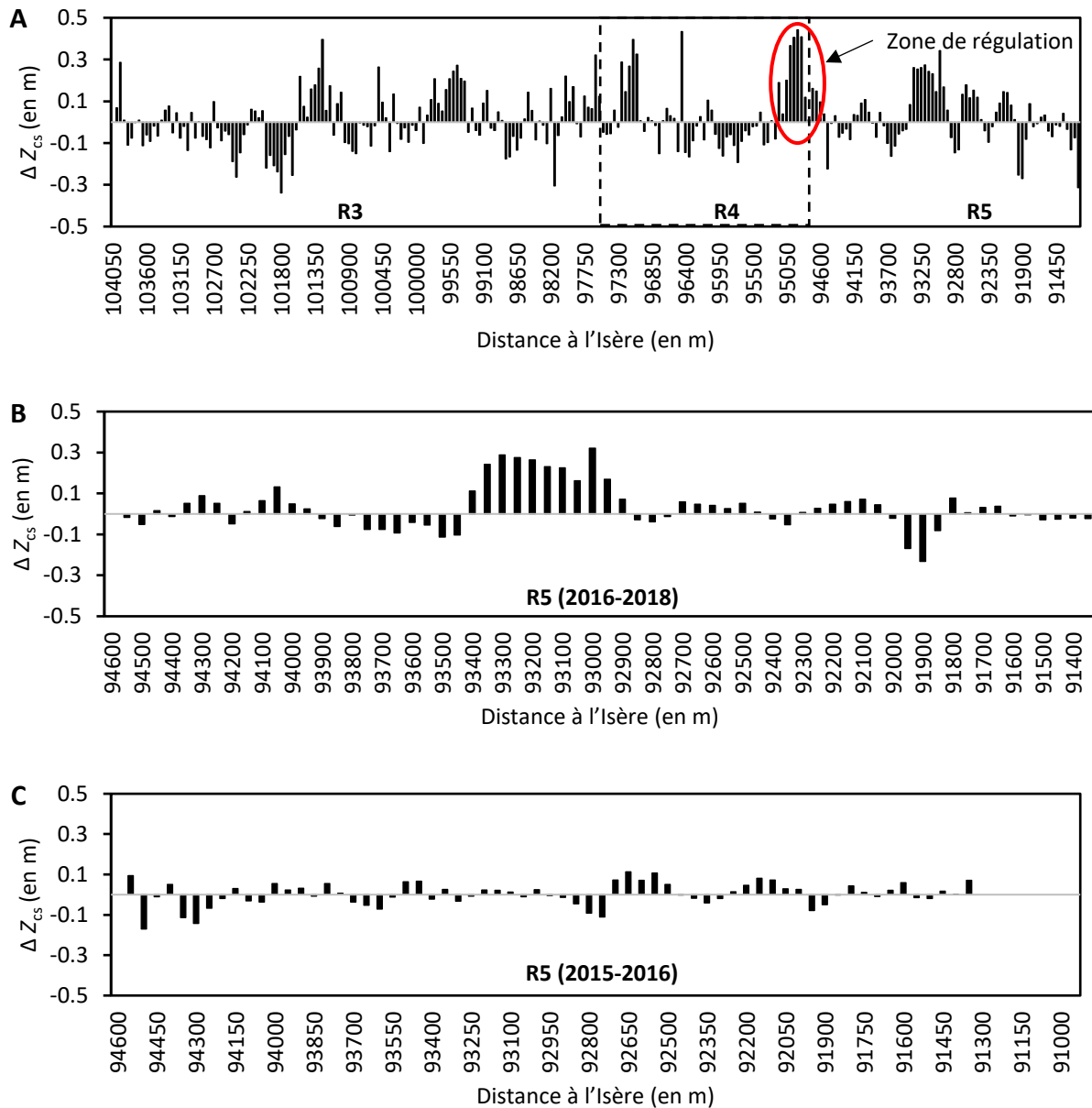


Figure 170 : Évolution de l'altitude la bande active du Drac entre 2015 et 2018

Données issues du DoD. A : DoD 2015-2018 de la plaine de Chabottes à Saint-Bonnet-en-Champsaur ; B : DoD 2016-2018 sur la zone restaurée ; C : DoD 2015-2016 sur la zone restaurée.

XI.4.1.2 Un bilan sédimentaire excédentaire dans un contexte peu morphogène

La variabilité longitudinale du bilan sédimentaire entre 2015 et 2018 montre une organisation spatiale conforme à l'évolution de Z_{cs} . Ainsi, les zones en incision correspondent à des zones en déficit sédimentaire tandis que les zones en exhaussement coïncident à des engraissements. Sur l'ensemble de la période, entre 2015 et 2018, les différents DoD montrent un bilan positif ($11\,800\text{ m}^3 \pm 93\text{ m}^3$; Figure 171 ; Tableau 59). Ce bilan global est largement commandé par le bilan de la période 2016-2018 qui observe le plus fort excédent ($11\,500\text{ m}^3 \pm 518\text{ m}^3$) tandis que la période précédente peut être considérée comme à l'équilibre (1200 m^3), au regard des marges d'erreurs plus importantes sur cette période ($\pm 1486\text{ m}^3$).

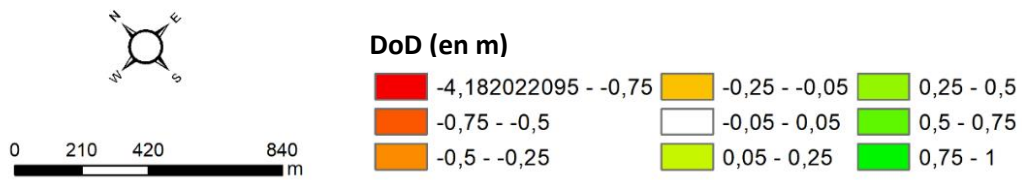
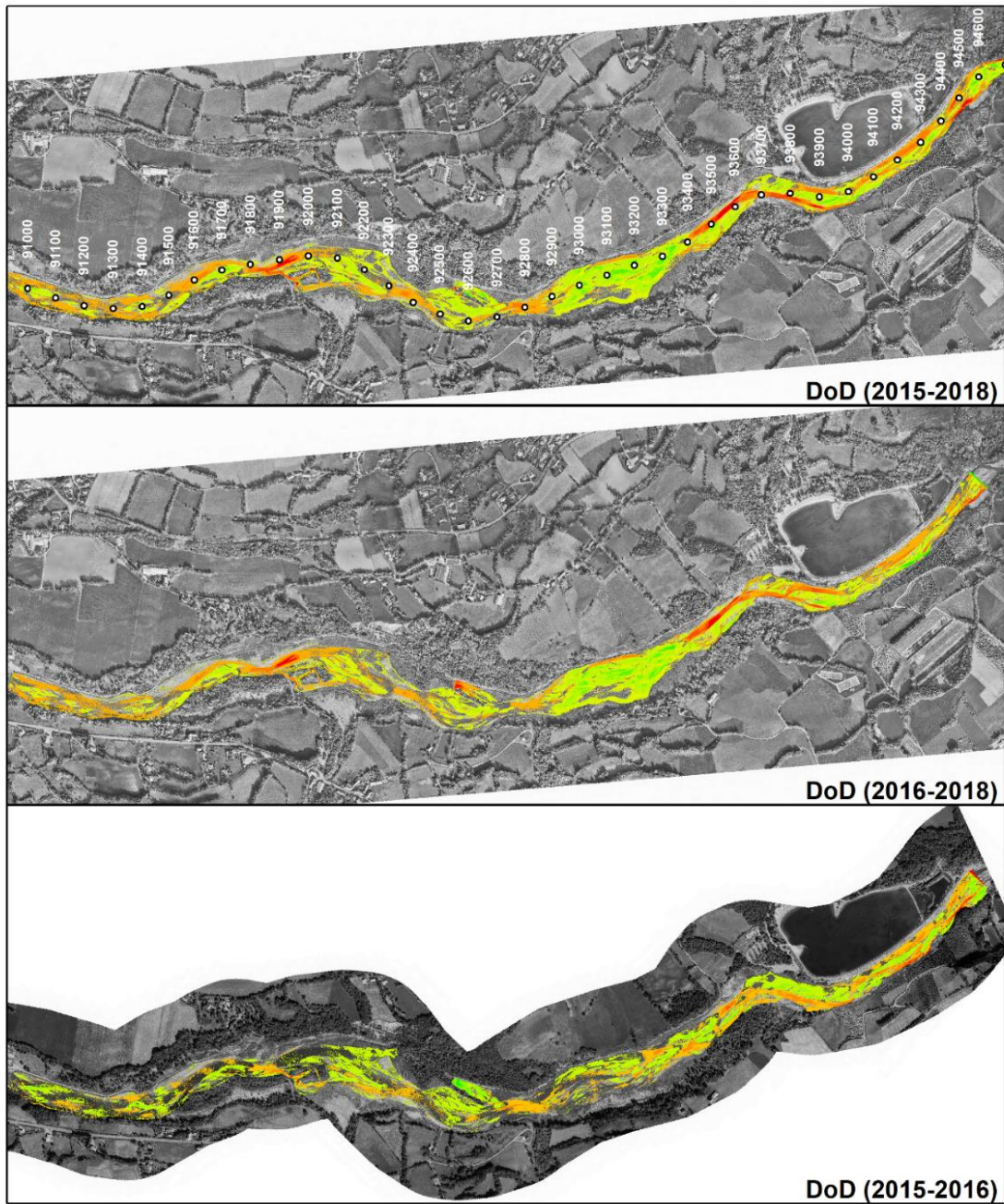


Figure 171 : DoD séquentiel de la zone restaurée du Drac

Tableau 59 : Bilan sédimentaire du Drac dans la zone restaurée

<i>DoD</i>	σ_{sys} (en m)	σ_{sc} (en m)	Bilan sédimentaire (en m ³) de la bande active	Bilan sédimentaire (en m ³) des surfaces exondées	Bilan sédimentaire (en m ³) des surfaces en eau
09/2015 – 09/2016	-0,0045	0,0355	1 200 ±1486	4 100 ±774	-2 900 ±712
09/2016 – 10/2018	0,0016	0,052	11 500 ±518	18 800 ±372	-7 300 ±155
09/2015 – 10/2018	-0,0003	0,045	11 800 ±93	20 800 ±67	-9 000 ±27

Les bilans sédimentaires cumulés mettent en avant les points d'inflexion entre les secteurs en déficit et les secteurs en excédent sédimentaire (Figure 172). Ainsi, sur la période 2015-2016, le déficit atteint 2100 m³. Ce dernier n'est résorbé qu'à partir du PK 92,55. Sur la période 2016-2018, l'excédent sédimentaire en amont de la zone restaurée permet à R5-1 de rester à l'équilibre malgré les érosions observées le long du plan d'eau. Le cumul devient significativement excédentaire à partir du PK 93,35. Un point d'inflexion majeur dans les bilans sédimentaires cumulés correspond à l'élargissement de la zone restaurée (PK 93,4), qui constitue une zone de régulation grâce à une diminution des puissances spécifiques.

Le cône de déjection du Torrent du Brutinel s'est engraisé sur l'ensemble de la période (4700 m³ ; Figure 171). La régénération de ce cône alluvial a été moins importante sur la période 2015-2016 (1400 m³) que sur la période 2016-2018 (3100 m³). La fourniture sédimentaire de ce torrent correspond bien aux estimations effectuées par la méthode ECSTREM (1300 m³/an). La végétalisation de la partie basale de ce cône limite pour le moment la recharge sédimentaire du Drac. Ceci pourrait poser problème car entre 2016 et 2018, une zone d'érosion majeure est apparue entre le PK 92 et le PK 91,7, soit à environ 200 m en aval du cône de déjection du Brutinel. Ce secteur est concerné par une incision du chenal principal sur environ 220 m de long et 20 m de large. Cette incision a pu mettre à jour les argiles dans ce secteur. En effet, le profil en long montre que l'altitude des argiles (971,5 m NGF d'après les données BURGEAP) est au-dessus du fond du lit dans la situation de 2018. Si, le toit des argiles est plus profond en aval et en amont et permet de conserver une épaisseur d'alluvions importante (>1 m), une érosion régressive n'est pas exclue. On constate exactement le même schéma sur chaque griffe d'érosion en amont au PK 92,8 (au droit de la STEP) ainsi que sur les deux griffes d'érosion au niveau du plan d'eau. Néanmoins, ces zones devraient bénéficier d'un apport naturel de sédiments à court terme, ce qui n'est pas le cas au PK 92 du fait de la déconnection entre le cône du Brutinel et la bande active du Drac et de la régulation du transport solide dans le secteur immédiatement en amont. Le *DoD* permet d'estimer le volume d'érosion à environ 2300 m³ entre 2016 et 2018 sur cette zone (sans prendre en compte les surfaces sous l'eau). Sur la même période, le cône de déjection du Brutinel s'est engraisé de 3100 m³. Cet engraissement est maximal sur ses marges et minimal au centre. En termes de gestion, il n'est pas certain qu'une scarification de la partie distale du cône suffise à faciliter les apports sédimentaires car ce dernier s'engraisse et s'écoule de manière préférentielle vers l'île boisée, freinant ainsi la connexion entre le cône et la zone déficitaire. Cette solution pourra être couplée à un by-pass.

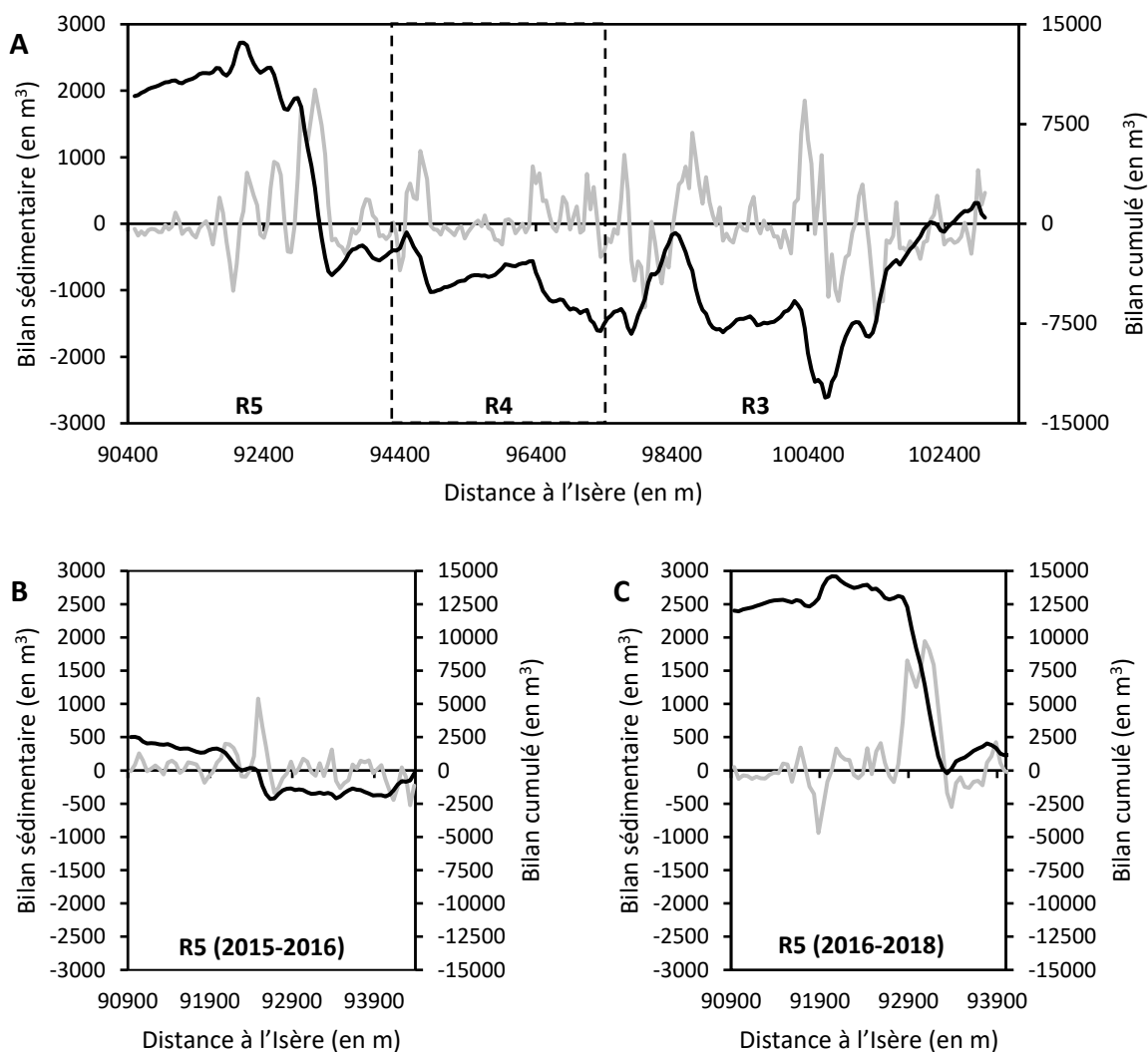


Figure 172 : Profil longitudinal du bilan sédimentaire du Drac entre 2015 et 2018

Les courbes noires représentent le bilan sédimentaire cumulé tandis que les courbes grises illustrent le bilan sédimentaire longitudinal. A : Bilan sédimentaire entre 2015 et 2018 ; B : Bilan sédimentaire entre 2015 et 2016 ; C : Bilan sédimentaire entre 2016 et 2018.

La part des surfaces en eau dans ce secteur (8,9 ha d'eau contre 22,2 ha d'alluvions) peut biaiser le bilan sédimentaire mais n'est vraisemblablement pas susceptible de l'inverser. En effet, l'essentiel de l'engraissement s'est effectué dans R5-3, dans lequel l'évolution du profil en long de la ligne d'eau d'étiage est bien moins importante que dans R4 et bien plus faible que partout ailleurs dans R5 (Figure 173). Par conséquent, si des processus d'incision ont pu avoir lieu sous les surfaces en eau, ces derniers ont dû rester limité. On peut donc accorder une meilleure confiance au bilan sédimentaire de R5 que de R4 sur la période étudiée.

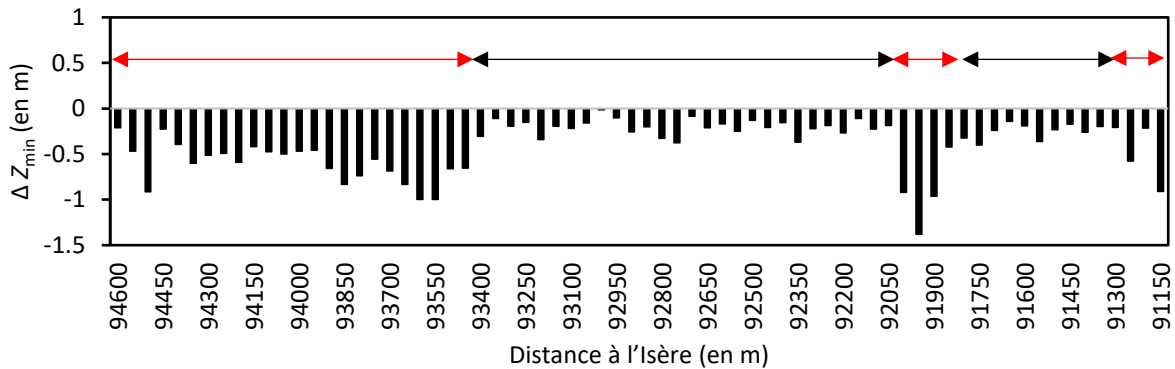


Figure 173 : Évolution de l'altitude de la ligne d'eau du Drac entre 2015 et 2018

Les doubles flèches rouges représentent les zones de faible fiabilité des calculs volumétriques et les doubles flèches noires celles de bonne fiabilité des calculs volumétriques. Cette caractérisation est basée sur l'ampleur des évolutions de la ligne d'eau d'étiage et sur la part des surfaces en eau dans la bande active.

En dépit des incertitudes inhérentes à chaque terme de l'équation de la conservation du bilan de masse (Reid et Dunne, 2003), le bilan sédimentaire apparaît équilibré. La plus grande incertitude provient de l'estimation des flux sédimentaires. Ces flux ont été évalués entre 17 000 et 20 000 m³, grâce au calcul des capacités de transport, entre septembre 2015 et septembre 2018. Sur cette même période, l'extrapolation des flux obtenus grâce à l'approche *virtual velocity* fournit un flux d'environ 31 000 m³. Ces deux méthodes comportent des biais mais, en considérant la granulométrie médiane du Drac dans la plaine de Chabottes ($\bar{D}_{50} = 58$ mm) plutôt que la granulométrie mesurée sur le profil en travers de référence ($D_{50} = 65$ mm), la capacité de transport s'ajuste sur l'approche *virtual velocity* (Figure 174). Le flux réel ne pouvant être évalué en dépit de mesures spécifiques, nous faisons le choix de nous fier à nos observations de terrain plutôt qu'aux calculs de transport solide, qui présentent néanmoins des valeurs très proches après ajustement.

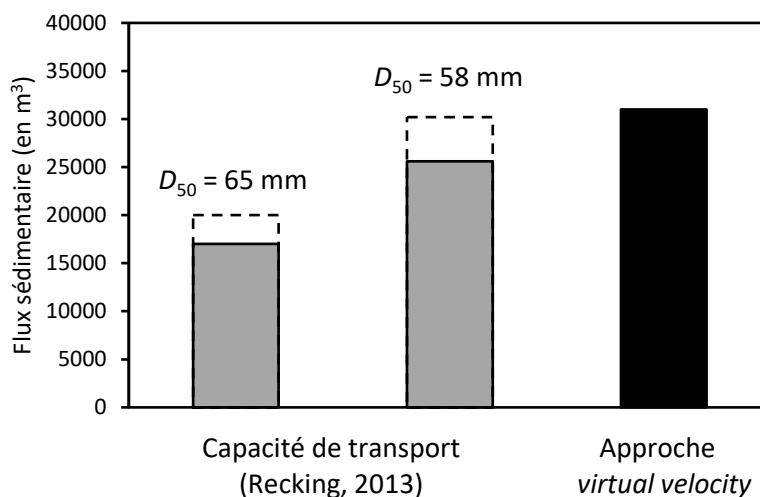


Figure 174 : Choix des volumes entrant dans le bilan sédimentaire du Drac

Les pointillés représentent les capacités de transport maximales calculées avec $\rho_s = 2,2$ tandis que les barres grises représentent les capacités de transport minimales calculées avec $\rho_s = 2,6$.

Les incertitudes sont également importantes dans l'estimation de l'évolution du stock de R4, du fait de la méconnaissance des volumes liés aux évolutions morphologiques sous les surfaces en

eau. Afin de jouer de prudence avec la valeur des apports sédimentaires, nous considérons que l'évolution du stock sédimentaire de R4 est comprise entre 0 et 5400 m³. En accordant une bonne confiance à l'évolution du stock sédimentaire de R5 (11 800 m³) et en considérant que les apports sédimentaires résultent à la fois de l'évolution du stock sédimentaire de R4 et des flux qui entrent dans le système, les sorties sédimentaires en aval de la zone restaurée sont estimées entre 13 800 m³ et 19 200 m³ (Figure 175).

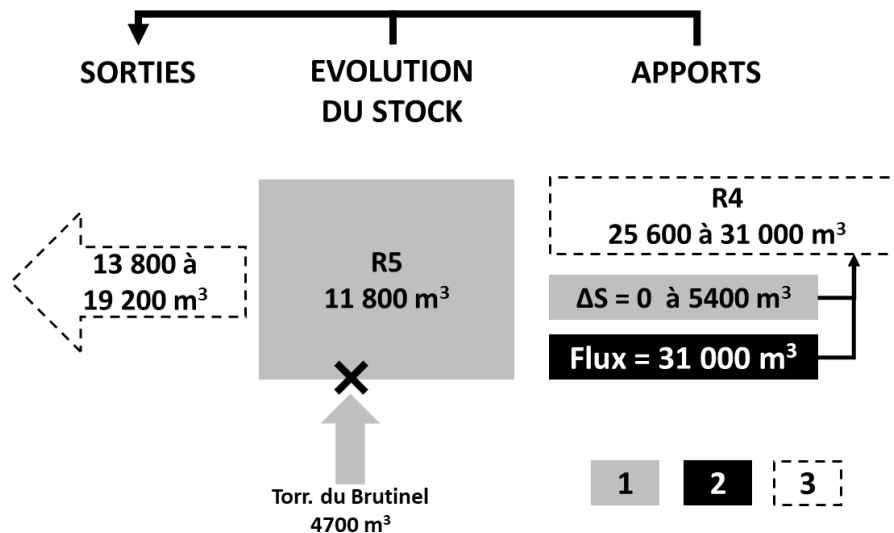


Figure 175 : Bilan sédimentaire du Drac au droit de la zone restaurée entre septembre 2015 et octobre 2018

1 : Volume calculé à partir du DoD sur la bande active ; 2 : Capacité de transport ; 3 : Volumes déduits à partir de l'équation de conservation du bilan de masse (d'après Reid et Dunne, 2003).

L'estimation des sorties sédimentaires est bien plus faible que la capacité de transport annuelle moyenne annoncée par ETRM (2010 ; 80 000 m³/an) mais plausible face à l'hydrologie et à la forte régulation du transport solide imposée par la zone restaurée.

Quels que soient les chiffres, il apparaît certain que l'engraissement de la zone restaurée a été faible sur la période étudiée. Cet engraissement aurait pu être plus important si le cône de déjection du Brutinel avait été mieux connecté au Drac. En effet, la régénération rapide de ce cône n'a pour l'instant que peu d'incidence sur le bilan du Drac.

XI.4.2 Évolution des habitats à l'échelle du tronçon

XI.4.2.1 Un ajustement conforme à la référence de la plaine de Chabottes

L'évolution des habitats entre 2015 et 2018 dans la zone restaurée montre une croissance rapide et continue des surfaces végétalisées passant de 6 % en 2015 à 29 % en 2018, au détriment des surfaces en eau qui diminuent de 39 % à 22 % (Figure 176). Les surfaces d'alluvions sont stables et demeurent l'habitat majoritaire sur la période. L'organisation spatiale des habitats tend à se complexifier avec une colonisation végétale des marges de la bande active, qui sont restées peu inondées pendant la période 2015-2018 et des bancs alluviaux dans les zones les plus larges (Figure 177). L'imbrication des différents habitats est de plus en plus importante permettant ainsi une augmentation de la diversité, à la fois sur plan latéral que longitudinal. On assiste à un morcellement de la bande active sous l'effet combiné de la complexification du réseau de chenaux et de la végétalisation des bancs. Cette mosaïque d'habitats tend à devenir conforme à celle de la plaine de Chabottes. Cependant, en comparant la part respective des différents habitats en 2018 avec la zone de référence (R3-2), on constate que seule la part des surfaces en eau est conforme à la référence tandis que les surfaces végétalisées sont plus importantes et que les surfaces d'alluvions n'atteignent pas encore la valeur de référence. Ceci s'explique par l'ampleur de l'île boisée en aval de R5 (3 ha, PK 92,1), qui constitue 22 % des surfaces végétalisées de R5 en 2018. Ce type de zone boisée en position médiane ne se retrouve pas dans la plaine de Chabottes mais plutôt sur les marges de la bande active, au niveau de la forêt rivulaire. Cette île constitue donc un habitat atypique à l'échelle de la vallée.

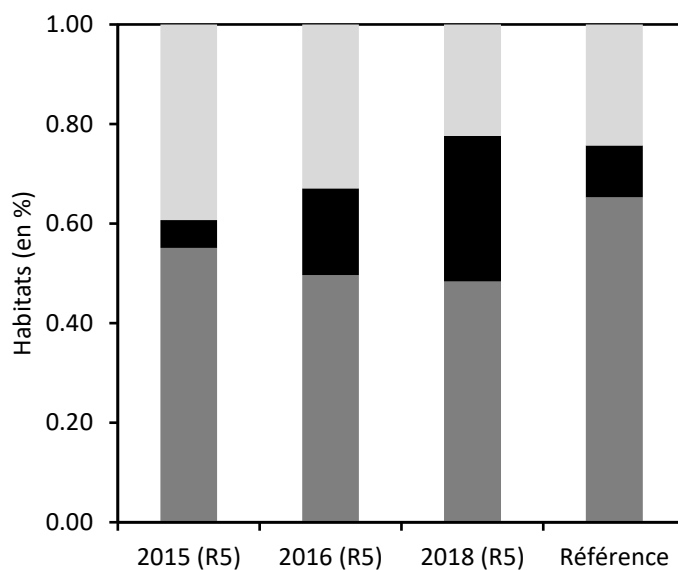


Figure 176 : Évolution temporelle de la part respective des différents habitats dans la zone restaurée et comparaison avec la référence de la plaine de Chabottes (Drac)

Le gris clair représente les surfaces en eau, le gris foncé les surfaces d'alluvions et le noir les surfaces végétalisées.

L'habitat aquatique (surfaces en eau) est donc celui qui, par sa surface relative, montre le meilleur ajustement avec la référence. Cet ajustement témoigne d'une certaine chenalisation du Drac passant de chenaux mal dessinés à un véritable réseau de tresses, associant un chenal principal et plusieurs chenaux secondaires. Cependant, l'ajustement en plan des formes de l'habitat aquatique ne permet pas de conclure à une récupération complète du tressage. Ceci nécessite d'investiguer la morphométrie des chenaux ainsi que l'intensité du tressage. En effet, les ajustements en plan cachent la morphométrie complète des chenaux, qui ne peut être obtenue qu'avec des données topo-bathymétriques.

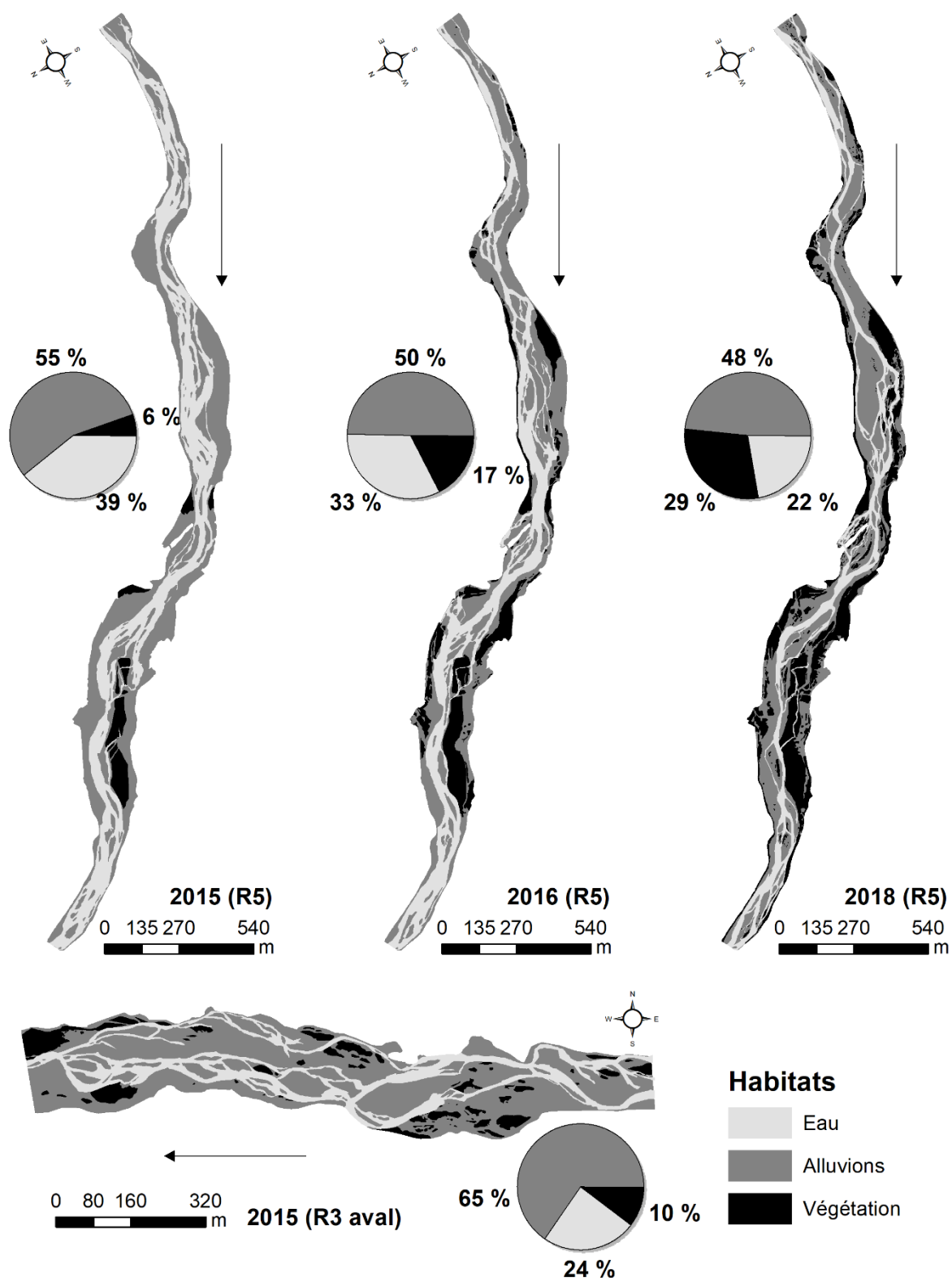


Figure 177 : Évolution des habitats du Drac entre 2015 et 2018

XI.4.2.2 Évolution du tressage : morphométrie des chenaux et indices de tressage

L'évolution du paysage entre 2014 et 2018 rend compte de l'intensification du tressage du Drac dans la zone restaurée (Figure 178). Cependant, la question du degré d'ajustement de ces formes de tressage avec le tressage observé dans la plaine de Chabottes (Figure 179) se pose. Ce degré d'ajustement est caractérisé au moyen de plusieurs paramètres : 1) l'évolution de la largeur des chenaux en eau à l'étiage, 2) l'évolution de la profondeur maximale et 3) l'évolution de différents indices de tressages.

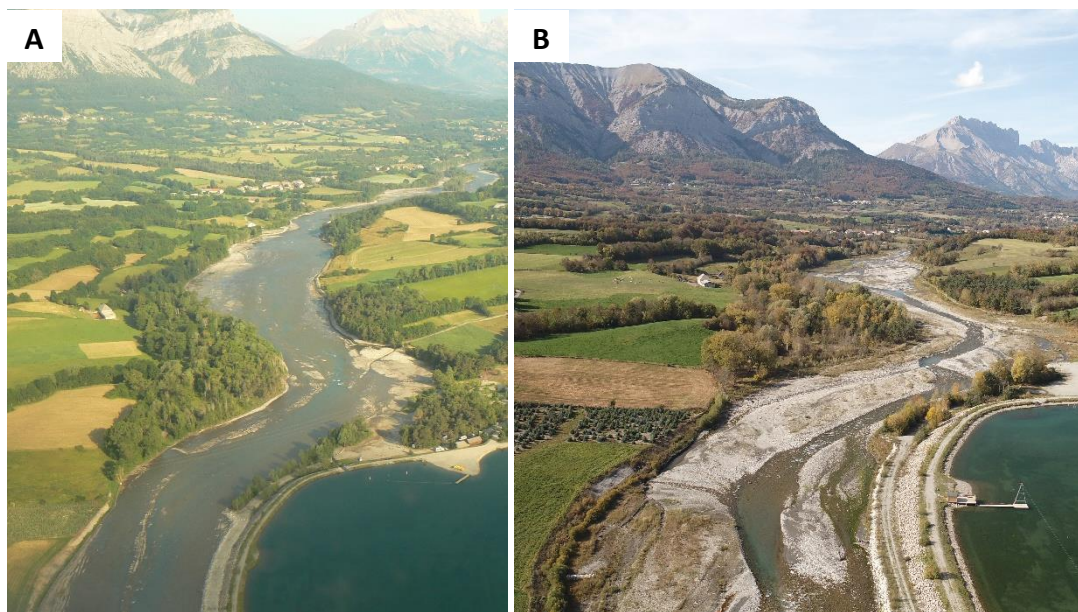


Figure 178 : Évolution de la plaine alluviale du Drac entre juin 2014 et octobre 2018

A : Prise de vue depuis un ULM le 26/04/2014 (photo : CLEDA) ; B : Prise de vue par drone en octobre 2018 (photo : SIGOSPHERE).



Figure 179 : Les tresses de la plaine de Chabottes (Drac) en juin 2014 (photo : BURGEAP)

Premièrement, l'ajustement en plan observé au travers de l'évolution des surfaces en eau est confirmé par l'évolution de la largeur des chenaux en eau (Figure 180A). En effet, en 2015, la largeur médiane des chenaux en eau de R5 (14,5 m) était 2,7 fois plus importante que dans R3

(5,5 m) alors qu'en 2018 ce ratio n'est plus que de 1,4. Cet ajustement des largeurs de chenaux est renforcé par une diminution de l'écart-type et de l'étendue des largeurs des chenaux au cours du temps. De plus, la diminution de la largeur des chenaux s'accompagne d'une augmentation de la profondeur maximale (Figure 180B). Cependant, ce paramètre n'est pas encore en ligne avec les profondeurs maximales observées dans R3. La croissance continue de l'écart-type et de l'étendue des profondeurs maximales souligne que les ajustements ont tendance à se renforcer.

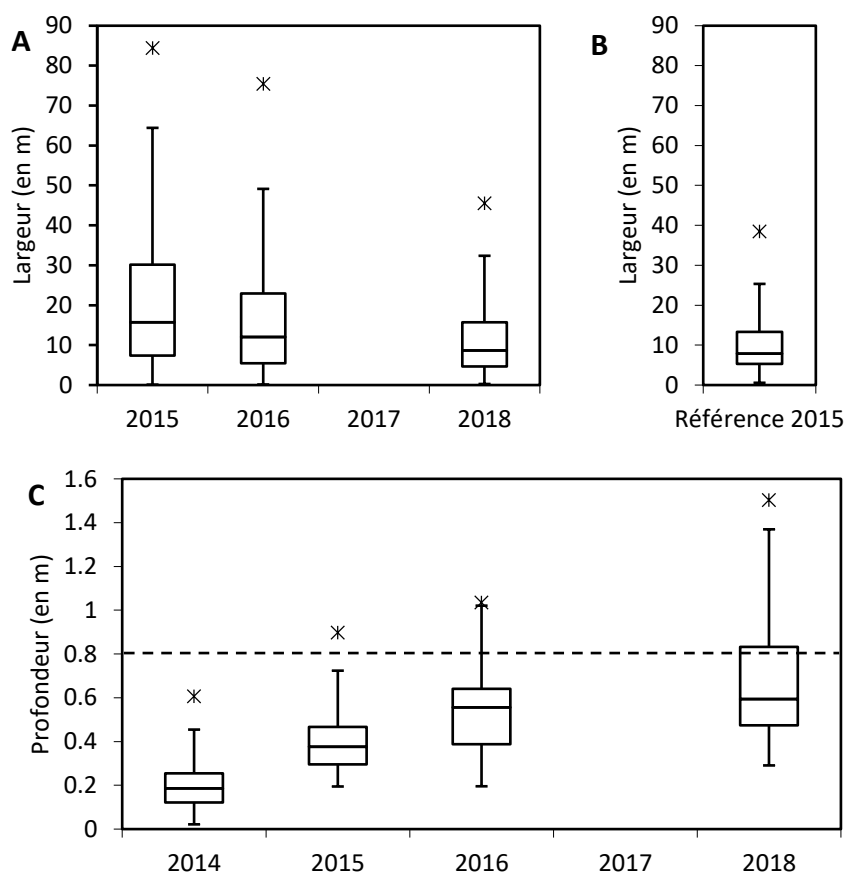


Figure 180 : Évolution temporelle de la largeur et de la profondeur maximale des chenaux en eau du Drac à l'étiage

A : Largeur des chenaux en eau ; B : Largeur des chenaux en eau sur le tronçon de référence. C : Profondeur maximale. La ligne en pointillés représente la valeur de référence moyenne sur trois profils en travers dans R3.

Deuxièmement, tous les indices de tressage montrent que le degré d'ajustement n'est pas encore optimal. Ainsi, les indices de banc (I_b et I_b^* ; Figure 181A) indiquent que le nombre de bancs et leur longueur cumulée sont encore trop réduits par rapport à R3. De plus, le nombre de chenaux par section en travers reste plus faible dans R5 que dans R3 (Figure 181B). Enfin, si l'indice BRI^* indique une constante progression depuis la fin des travaux (Figure 181C), avec dans certaines sections des valeurs proches de la référence (0,0045 ; Lallias-Tacon, 2015), la majorité des sections de R5 est caractérisée par une rugosité plus faible que dans R3. Cette rugosité, en moyenne plus faible, s'explique par la profondeur restreinte des néo-chenaux, notamment dans les chenaux secondaires. Ces derniers n'ont pour le moment pas eu l'occasion d'être soumis à des flux tractifs sur une période de temps suffisamment longue pour occasionner un remodelage. L'évolution spatio-temporelle de l'indice BRI^* montre que l'ajustement à la valeur de référence est plus rapide en amont de R5 qu'en aval (Figure 182). Ainsi, quelle que soit la période considérée, la régression linéaire de l'indice BRI^* en fonction de la distance à l'Isère est caractérisée par une pente négative. Il est intéressant de constater que cette décroissance de l'indice BRI^* vers l'aval

était déjà observée avant les travaux. Hormis pour la configuration avant travaux, R^2 reste faible voire marginal, ce qui laisse envisager que la distance à l'Isère n'est pas le seul facteur de contrôle de l'évolution longitudinale du BRI^* . Ainsi, une analyse des corrélations entre l'indice BRI^* , la largeur de la bande active, la distance à l'Isère et la pente met en avant le rôle prépondérant de la largeur de la bande active sur les variations du BRI^* (Tableau 60). Ceci implique que dès lors que l'écoulement est concentré dans une section réduite, l'indice BRI^* s'ajuste plus rapidement.

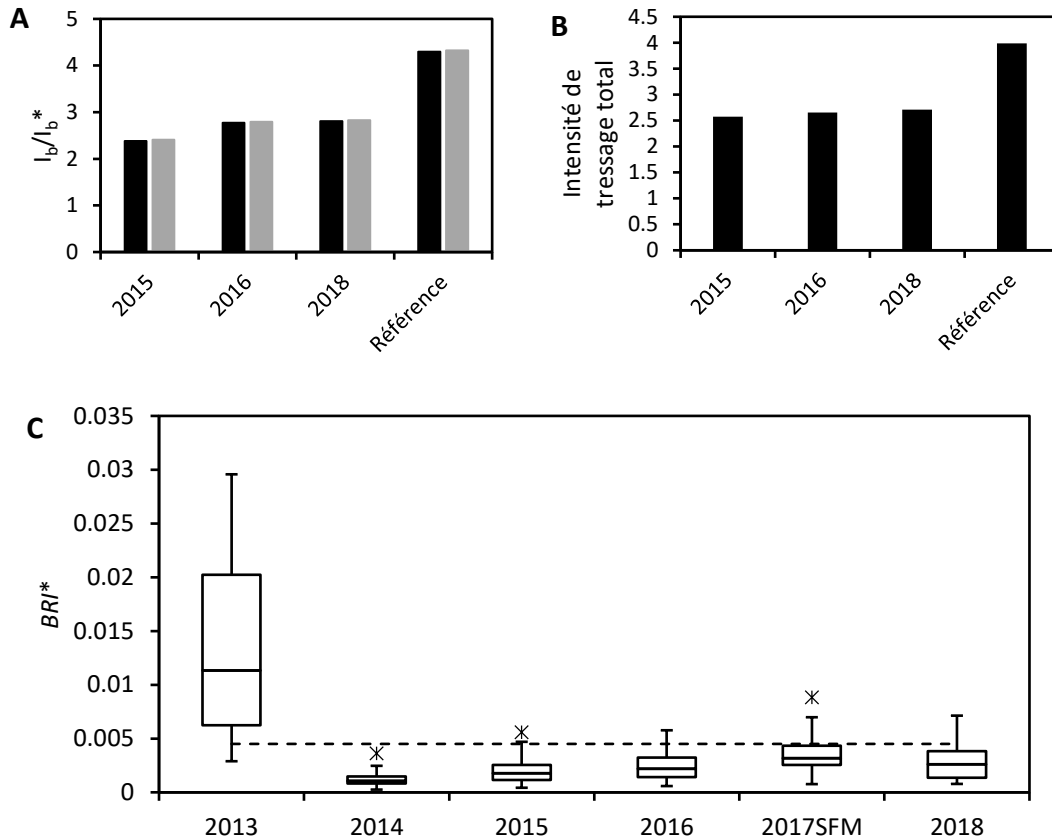


Figure 181 : Évolution temporelle des indices de tressage du Drac dans la zone restaurée

A : Indice de banc avec en noir l'indice de banc (I_b ; Brice, 1964) et en gris l'indice de banc adimensionnel (I_b^* ; Germanoski et Schumm, 1993) ; B : Intensité de tressage total (Egozi et Ashmore, 2008 et 2009) ; C : Indice BRI^* . La ligne en pointillés représente la valeur de référence. En 2017, l'indice BRI^* a été calculé sur les données SfM du fait de l'absence de données topo-bathymétriques.

L'analyse des corrélations montre aussi une évolution du principal facteur de contrôle du BRI^* au cours du temps. Ainsi avant travaux, c'est en majorité la distance à l'Isère qui contrôle le BRI^* tandis qu'après les travaux, le facteur principal devient la pente en 2014 puis la largeur sur le reste de la période. Ainsi, dans la situation avant travaux, le profil en *step pool* favorisait une forte variabilité de la pente alors que l'incision généralisée offrait une faible variabilité longitudinale de la largeur. Cette configuration s'est complètement inversée après travaux où la largeur est devenue plus hétérogène et la pente plus homogène. L'augmentation de la corrélation entre la largeur et le BRI^* témoigne du différentiel d'ajustement du tressage qui existe entre les secteurs larges, encore très peu soumis aux processus d'érosion et les secteurs étroits davantage soumis à l'érosion.

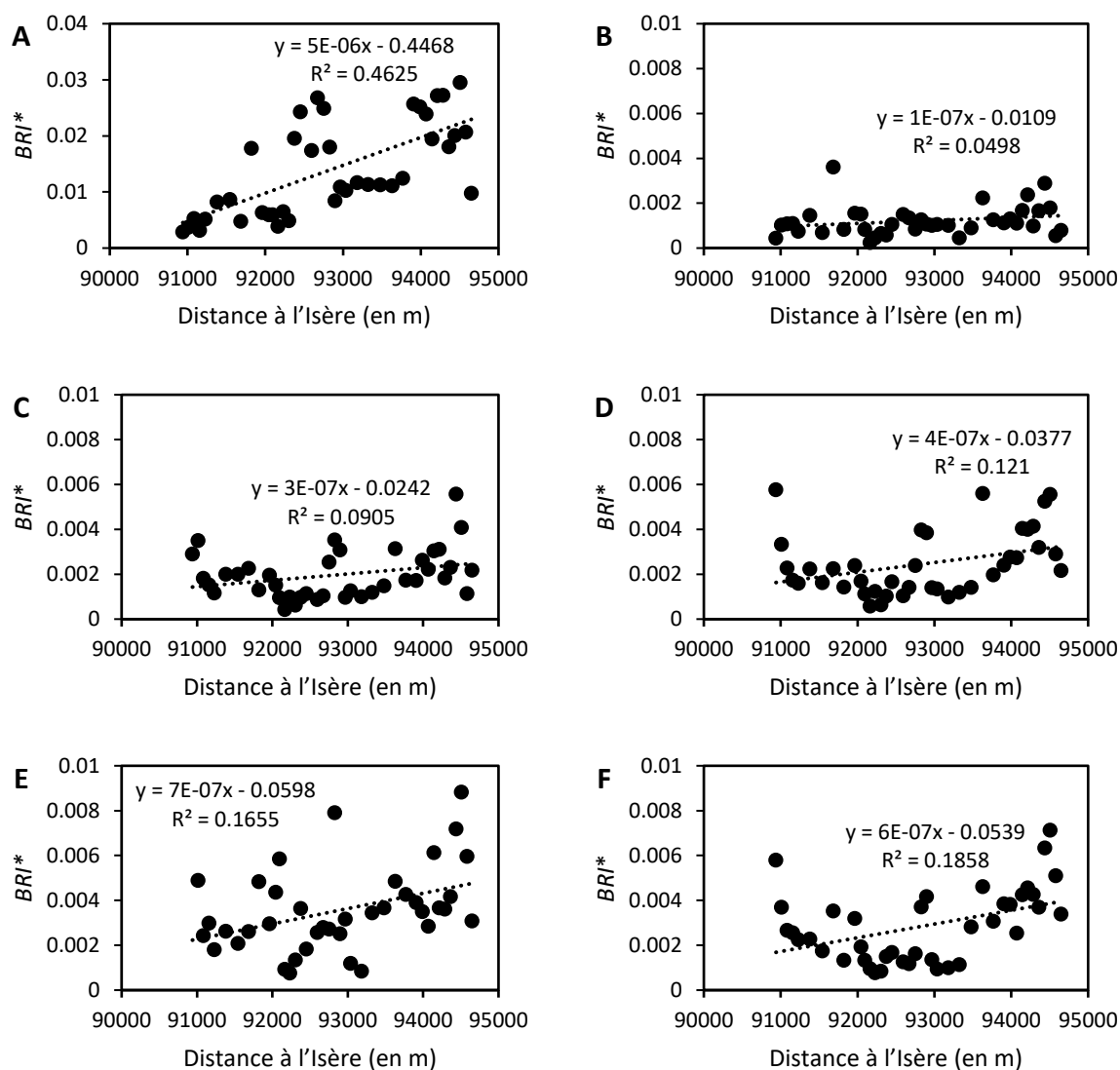


Figure 182 : Variabilité spatio-temporelle du BRI* du Drac dans la zone restaurée

A : BRI* en 2013 avant les travaux ; B : BRI* en 2014 avant les travaux ; C : BRI* en 2015 après les travaux ; D : BRI* en 2016 ; E : BRI* en 2017 ; F : BRI* en 2018.

Tableau 60 : Matrice de corrélation entre l'indice BRI*, la distance à l'Isère, la largeur de la bande active et la pente du Drac

Date	Coefficient de corrélation			p value		
	Distance à l'Isère	Largeur	Pente	Distance à l'Isère	Largeur	Pente
2013	0,6801	-0,1949	0,1564	0,000001	0,2282	0,3418
2014	0,2232	-0,2337	0,3371	0,1663	0,1467	0,0358
2015	0,3009	-0,648	0,4074	0,0592	0,000006	0,01
2016	0,3478	-0,6919	0,3095	0,0279	0,000001	0,0552
2017	0,4068	-0,4263	0,4019	0,0092	0,0061	0,0112
2018	0,3916	-0,7127	0,3844	0,0125	0,0000002	0,0143

Les valeurs en gras mettent en avant les meilleurs coefficients de corrélation.

La morphométrie (surface, largeur et profondeur) des chenaux du Drac dans la zone restaurée est toujours en cours d'ajustement. Ces ajustements ont favorisé dans un premier temps l'installation d'un style en tresses puis dans un second temps son intensification. Quel que soit le paramètre utilisé pour caractériser cette intensification, sa comparaison avec les valeurs de référence souligne une trajectoire d'évolution positive mais des ajustements inachevés.

XI.4.3 Suivi à l'échelle de la station

Le suivi des habitats à l'échelle de la station est séparé en deux types de stations : 1) les stations CARHYCE ; 2) les stations *time lapse*. Les premières permettent une caractérisation de l'évolution hydromorphologique à une échelle fine dans un cadre temporel discontinu (tous les deux ans) et rendent possible les comparaisons entre trois types de stations (non altérées, restaurées et altérées). Les secondes stations rendent compte de l'évolution spatio-temporelle des habitats dans un cadre temporel quasi continu mais dans un cadre spatial restreint à la zone restaurée.

XI.4.3.1 Bilan du suivi CARHYCE

Les trois stations CARHYCE du Drac amont ont bénéficié d'un suivi avant travaux et de trois suivis post travaux. L'Indicateur Morphologique Global (IMG) de la station altérée est systématiquement plus faible que celui de la station de référence tandis que l'IMG de la station restaurée est systématiquement plus élevé. Ces observations soulignent que le modèle statistique « HER Alpes Interne » est davantage conforme à la station altérée qu'aux deux autres stations et que l'IMG ne peut être utilisé directement comme indicateur de suivi dans le cas du Drac. Théoriquement, un IMG faible témoigne d'une bonne conformité au modèle tandis qu'un IMG élevé souligne une divergence avec le modèle. En l'absence de modèle en « tresses », nous faisons l'hypothèse qu'il convient de considérer qu'un IMG fort n'est pas forcément témoin d'une altération et qu'au contraire il peut être témoin de la restauration du tressage.

Quoi qu'il en soit, l'évolution temporelle de l'IMG renseigne sur les ajustements morphologiques. Un ajustement de l'IMG des stations restaurée et altérée sur la station référence est observé (Figure 183A). Cet ajustement est plus rapide sur la station restaurée mais l'IMG de cette dernière demeure bien plus élevée. Sur la station restaurée, les principaux paramètres qui divergent avec le modèle statistique « HER Alpes internes » sont la largeur, le rapport largeur/profondeur et la surface mouillée. Ainsi, ces trois paramètres présentent une évolution similaire, témoignant de l'effet des travaux et des ajustements morphologiques post travaux (Figure 183B, C et D). Parallèlement, sur les deux autres stations, ces paramètres montrent une relative stabilité.

La pente de la ligne d'eau était le paramètre le plus divergent avant travaux (Figure 183E) ce qui est plutôt original étant donné la structure globale des pentes (1 %), mais pas impossible selon la forme du profil en long très étagé avant travaux. Depuis les travaux, ce paramètre est similaire et stable sur chaque station.

La granulométrie des différentes stations montre une évolution parallèle avec une tendance à la diminution du D_{50} sur la période étudiée (Figure 183F). La granulométrie des stations altérée et de référence est très similaire tandis que la granulométrie de la station restaurée demeure plus élevée en 2013 et en 2014, avec une à deux classes granulométriques d'écart. En revanche, depuis 2016, la granulométrie des différentes stations est quasi identique. Ceci souligne 1) l'ampleur de l'altération avant travaux, 2) l'effet des travaux avec des apports légèrement plus grossiers que sur les autres stations en 2014 et 3) un ajustement de la granulométrie post travaux.

L'observation des faciès d'écoulement montre que, quelle que soit la station considérée, les faciès peu profonds et rapides sont majoritaires sur l'ensemble de la période au détriment des faciès profonds et lents (Tableau 61). Parmi les faciès peu profonds et rapides, ce sont les faciès radiers/rapides qui demeurent les plus fréquents au cours du temps à l'exception de la station restaurée qui connaît, en 2018, une diminution de ce type de faciès au profit des faciès de type plat courant. La station de référence est caractérisée par une distribution bimodale (radier/rapide et plat courant), une absence totale de faciès plat lentique et la présence sporadique de faciès de type mouille, ce qui lui confère un indice de Shannon (H') en moyenne plus élevé que sur les autres stations ($\overline{H'} = 2,4$).

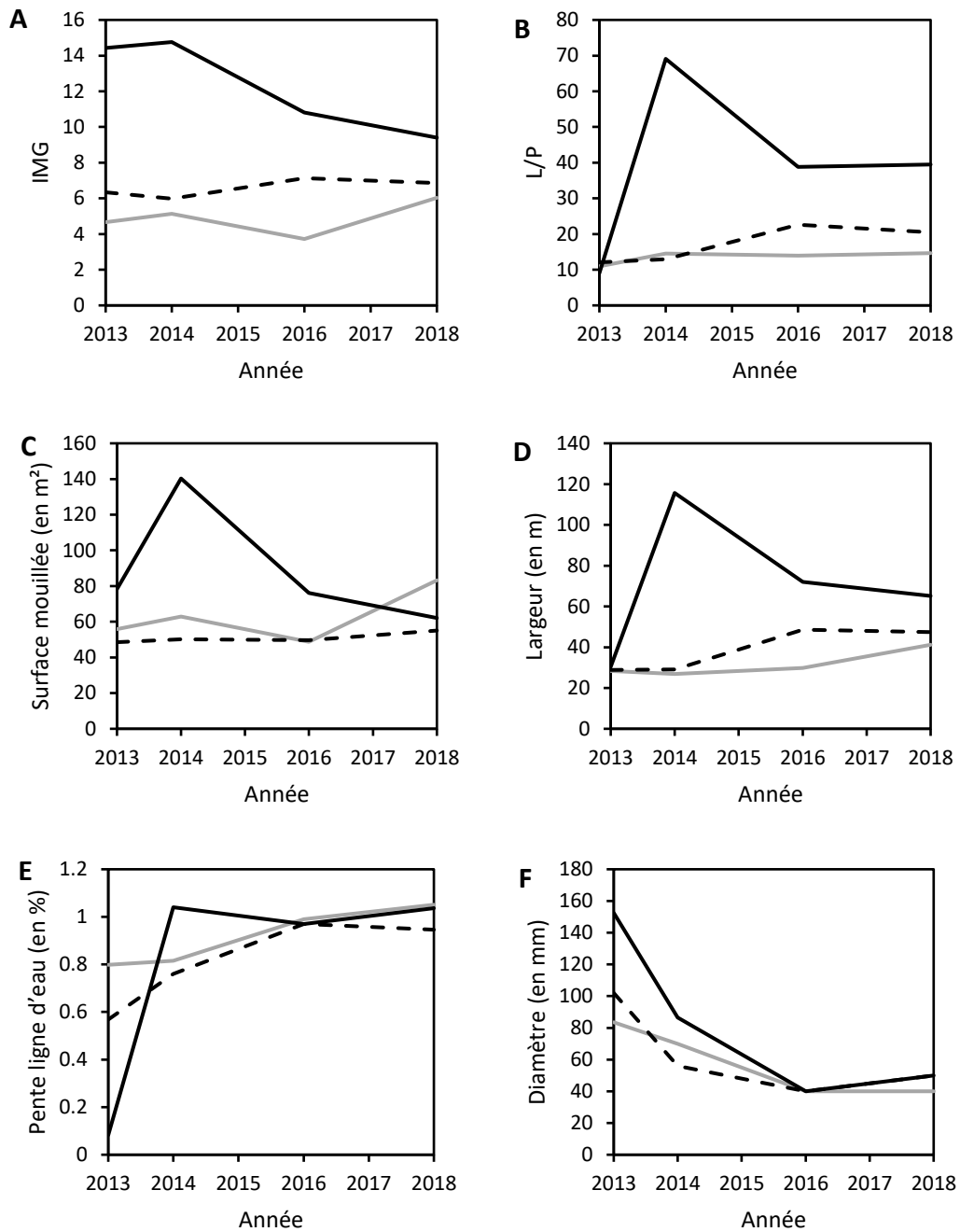


Figure 183 : Évolution temporelle des principaux indicateurs CARHYCE dans le Drac

A : Indicateur Morphologique Global ; B : Rapport largeur/profondeur à pleins bords ; C : Surface mouillée à pleins bords ; D : Largeur à pleins bords ; E : Pente de la ligne d'eau ; F : Diamètre médian (D_{50}). La courbe noire représente la station restaurée, la courbe grise la station altérée et la courbe en pointillés la station de référence.

Ce type d'organisation en deux classes n'est observé qu'une seule fois sur la station altérée en 2016 contre deux fois sur la station restaurée ($\overline{H'} = 2$). Par conséquent, la diversité des faciès d'écoulement de la station restaurée tend à s'ajuster sur les valeurs de référence. Notons qu'en 2018, c'est la station restaurée qui présente la plus forte diversité de faciès d'écoulement ($\overline{H'} = 2,8$).

Tableau 61 : Diversité des faciès d'écoulement sur les stations CARHYCE du Drac entre 2013 et 2018

Type de station	Faciès	Quantité de transect				
		2013	2014	2016	2018	Moyenne
Station altérée	Radier/Rapide	13	11	7	15	11,5
	Plat courant	1	4	7	0	3
	Plat lentique	1	0	0	0	0,3
	Mouille	0	0	1	0	0,3
	Indice de Shannon	1,6	1,8	2,4	1,0	1,7
Station restaurée	Radier/Rapide	14	9	12	4	9,8
	Plat courant	1	6	1	9	4,3
	Plat lentique	0	0	0	1	0,3
	Mouille	0	0	2,0	1,0	0,8
	Indice de Shannon	1,3	2	1,9	2,8	2,0
Station référence	Radier/Rapide	7	9	6	9	7,8
	Plat courant	6	6	6	6	6,0
	Plat lentique	0	0	0	0	0,0
	Mouille	2	0	3	0	1,3
	Indice de Shannon	2,7	2	2,9	2	2,4

Le suivi opéré sur les stations CARHYCE montre, dans la zone restaurée, un ajustement des paramètres de géométrie du lit à pleins bords en adéquation avec les ajustements observés à l'échelle du tronçon. Ces ajustements ont des conséquences directes sur les habitats aquatiques avec un affinement de la granulométrie et une diversification des faciès d'écoulement.

XI.4.3.2 Bilan du suivi photographique

Parmi les stations *time lapse*, seules deux présentent des conditions d'acquisition d'images adéquates et un cadre temporel suffisamment long pour initier une démarche quantitative (CAM3 et CAM5, Figure 184). Pour les autres stations, soit les caractéristiques des scènes ne permettent pas une démarche quantitative (CAM1 et CAM4), soit le capteur a été défectueux (CAM2), ce qui limite le cadre temporel d'analyse.

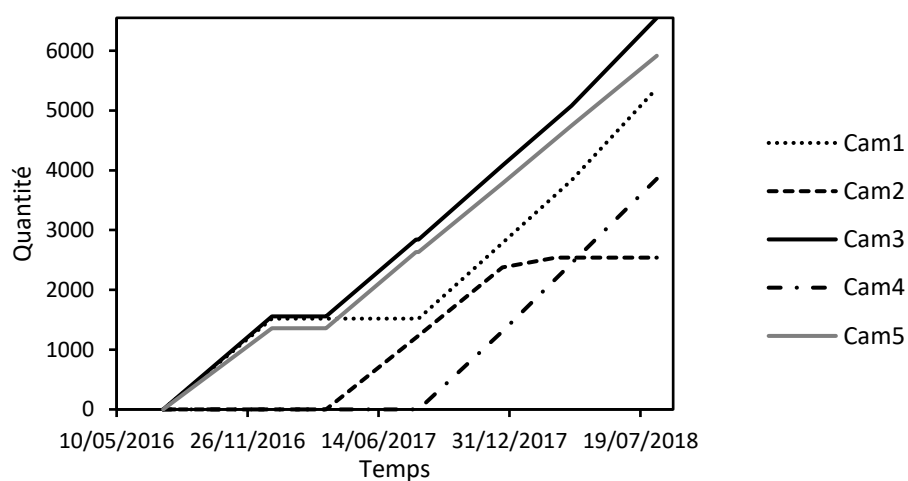


Figure 184 : Nombre de clichés acquis sur le Drac entre juillet 2016 et août 2018

Les courbes en pointillés représentent les stations *time lapse* bénéficiant d'une base de données inadéquate pour initier une démarche quantitative.

Les CAM3 et CAM5 rendent compte de l'évolution des surfaces en eau, des alluvions, de la végétation et de la neige, de juillet 2016 à janvier 2019. La CAM3, située au PK 93,44, permet un suivi dans le secteur de transition entre R5-2 et R5-3. La CAM5, localisée au PK 92,20, est représentative du secteur R5-3. Cette caméra permet de dissocier l'évolution spatio-temporelle du cône de déjection du Brutinel de celle de la bande active du Drac. Sachant que ce cône de déjection représente à lui seul plus de 12 % du bilan sédimentaire du Drac, il est intéressant de cerner le fonctionnement hydromorphologique de cette source sédimentaire.

La variabilité inter-journalière de la surface des différents objets est faible sur la CAM5, ce qui permet de limiter le bruit de la série temporelle. En revanche sur la CAM3, si cette variabilité inter-journalière reste faible jusqu'en juin 2018, elle augmente considérablement sur le reste de la période, ce qui suggère des perturbations au sein de la région d'intérêt (ROI, *Region of Interest*). En effet, les pins présents au premier plan de la scène ont poussé rapidement et entravent la ROI. La fluctuation de l'emprise spatiale de ces pins sous l'action du vent n'a pas permis de les exclure de la ROI.

En dépit de ces constats, l'évolution temporelle de la surface des différents types d'objets respecte la saisonnalité. Ainsi, en période de hautes eaux (printemps), les surfaces d'alluvions diminuent au profit des surfaces en eau. Inversement, en période d'étiage (été et hiver), les surfaces d'alluvions augmentent au détriment des surfaces en eau. À cela s'ajoutent l'augmentation des surfaces neigeuses en hiver et une évolution des surfaces végétalisées conforme au cycle végétal. Le changement des surfaces en eau dans la CAM3 montre un cycle dans l'évolution de la bande active (Figure 185). En effet, la comparaison des étiages de 2016 et de 2017 montre que la surface en eau a diminué au profit des surfaces d'alluvions et que les surfaces végétalisées sont restées stables. Cette évolution témoigne d'une phase de chenalisation dans un nombre restreint de chenaux. Cet état se maintient pendant l'automne 2017 avec toutefois une lente diminution des surfaces végétalisées au profit des surfaces d'alluvions. À l'été 2018, le signal de la CAM3 montre que la situation s'est inversée avec une part prépondérante des surfaces en eau sur le reste. Cependant, le bruit du signal est fort durant l'été 2018 ce qui limite l'interprétation. Celui-ci s'atténue à l'automne 2018 et confirme l'inversion en relativisant toutefois son importance.

La forte migration latérale du chenal principal serait à l'origine de cette évolution cyclique. En effet, ce dernier initialement présent en rive droite passe en rive gauche en 2017 puis se rapproche de nouveau de la rive droite en 2018. Etant donné que les pixels en arrière-plan subissent une plus forte déformation lors du géoréférencement ainsi qu'un phénomène de masquage par les objets du premier plan (effet de l'angle de vue), il est tout à fait possible que le calcul des surfaces soit moins performant lorsque le chenal principal passe en rive gauche. De plus, si la méthode de classification automatique favorise les objet « eau » dès lors qu'ils intersectent la ROI, il est probable que la maille de la ROI ne soit pas adaptée à des objets « étroits », comme peut l'être le chenal principal quand il passe en rive gauche (effet de l'angle de vue). Ceci étant dit, l'évolution temporelle des différents objets est en ligne avec les observations effectuées à l'échelle du tronçon. Ainsi, la CAM3 témoigne de la transition entre une phase d'incision ou de chenalisation jusqu'en 2017 et une phase de remblaiement en 2018, qui a permis un élargissement du chenal principal. Le suivi *time lapse* permet de mettre en évidence que le point d'inflexion entre ces deux tendances est postérieur au printemps 2018.

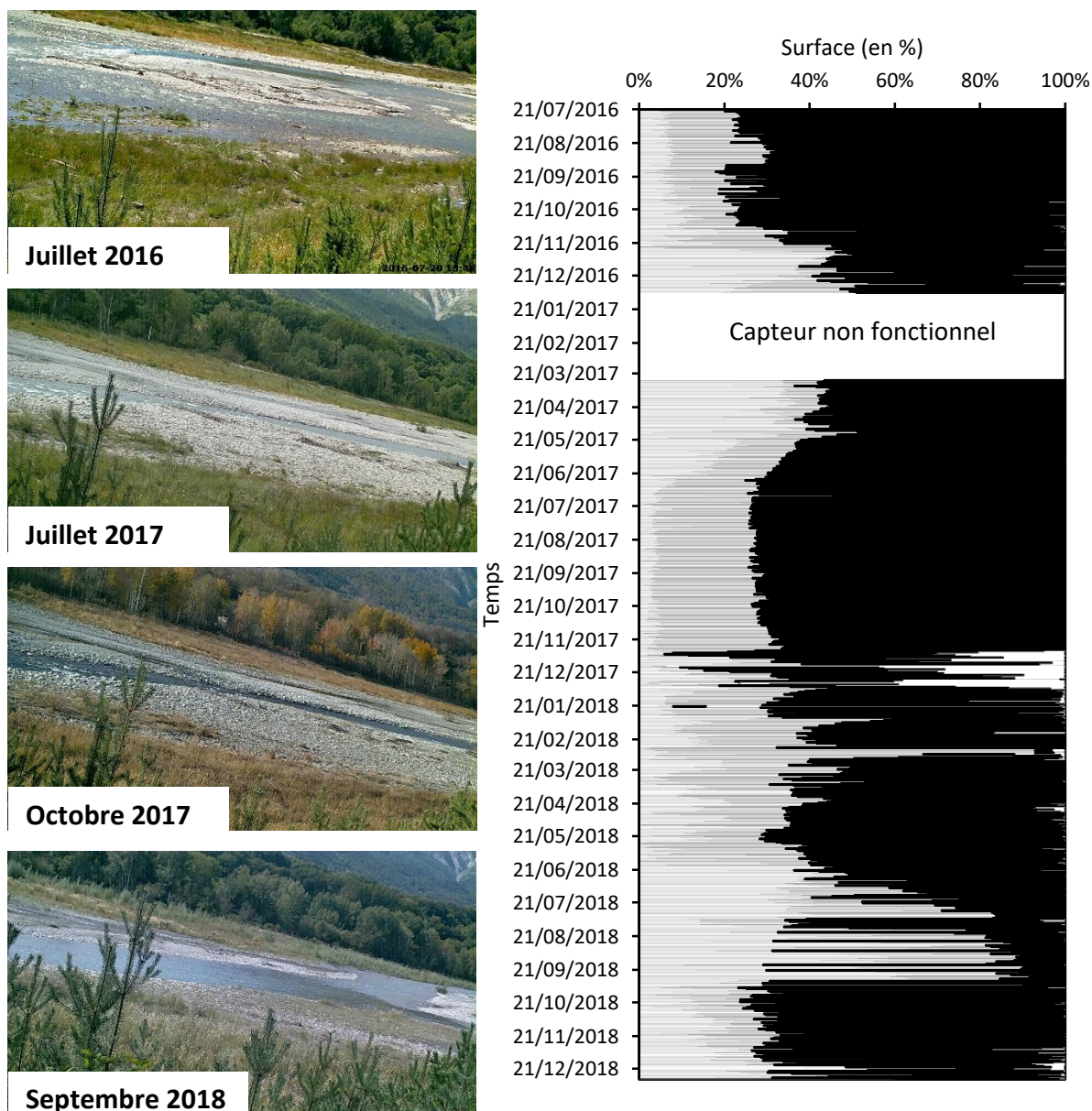


Figure 185 : Variabilité spatio-temporelle des habitats du Drac au droit de la CAM3

Les surfaces en eau sont représentées en gris clair, les surfaces d'alluvions en gris foncé, les surfaces végétalisées en noir et la neige en blanc.

À l'instar de la CAM3, dans l'emprise de la bande active, la CAM5 (Figure 186A) ne montre pas d'inversion ni de rupture dans l'organisation spatiale des différents objets si l'on s'attache à comparer les situations à l'étiage, bien que la tendance générale soit à la diminution des surfaces d'alluvions au profit des surfaces végétalisées et au maintien des surfaces en eau. Par conséquent, sur ce secteur, le suivi photographique atteste d'une chenalisation limitée. La migration des chenaux est faible et aucune avulsion n'est observée. L'engraissement du secteur observé entre 2016 et 2018 par le suivi topo-bathymétrique n'a pas empêché la végétation de s'installer et de progresser. La végétation alors en place a pu favoriser le piégeage des sédiments sur les bancs alluviaux. Ce sont d'ailleurs eux qui enregistrent la plus forte végétalisation, notamment au niveau des bancs médians de la queue de l'île boisée et du banc latéral en rive gauche. Si cette végétalisation de la bande active a été identifiée à l'échelle du tronçon entre 2016 et 2018, le suivi *time lapse* montre que ce phénomène se concentre sur l'été 2018.

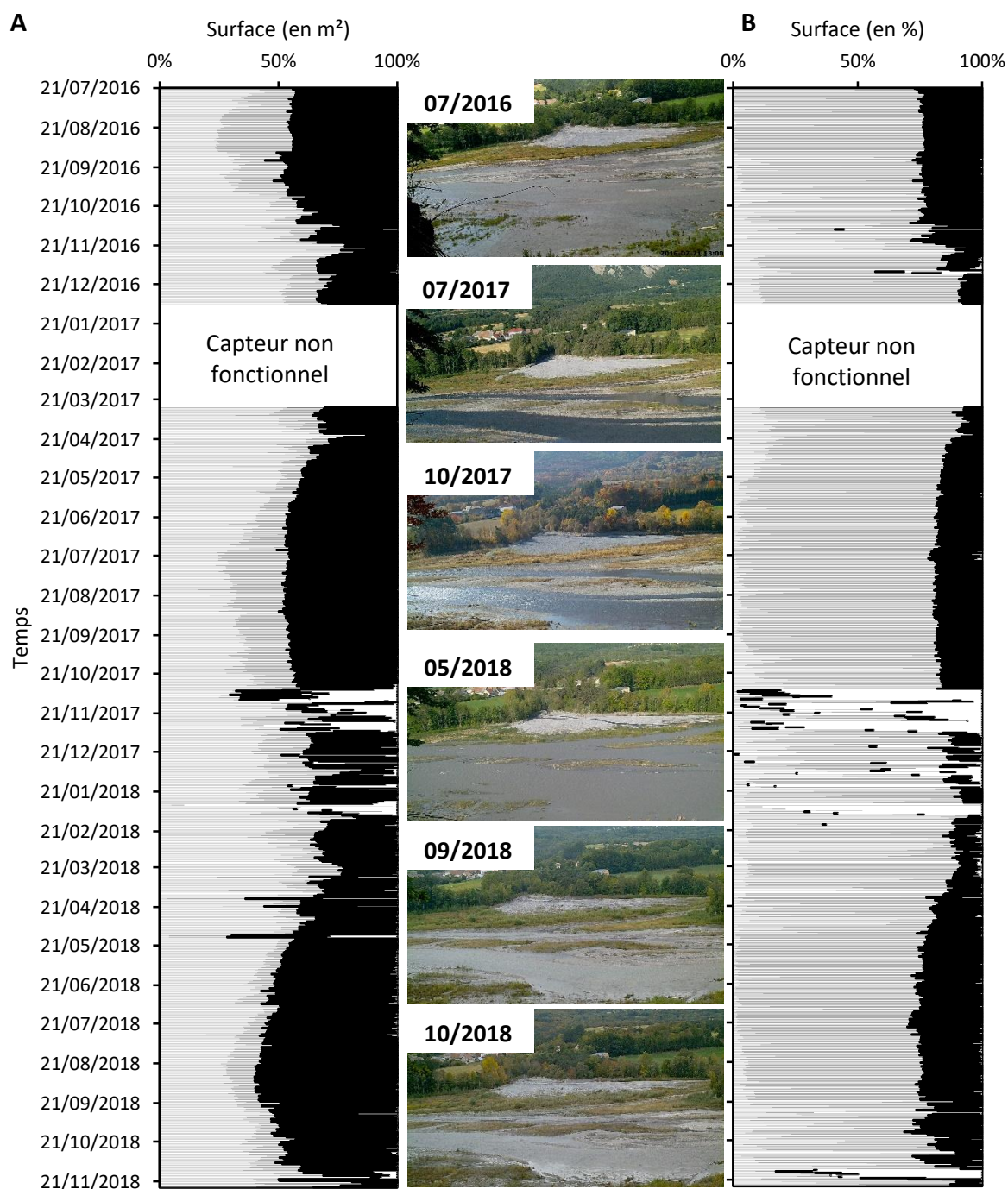


Figure 186 : Variabilité spatio-temporelle des habitats du Drac au droit de la CAM5

A : Évolution des habitats au sein de la bande active du Drac ; B : Évolution des habitats sur le cône de déjection du Brutinel. Les surfaces en eau sont représentées en gris clair, les surfaces d'alluvions en gris foncé, les surfaces végétalisées en noir et la neige en blanc.

Au niveau du cône de déjection (Figure 186B), les surfaces en eau sont caractérisées par une forte variabilité inter-journalière, qui est renforcée à l'automne et au printemps. Cette variabilité est interprétée comme étant naturelle du fait de l'absence de perturbations dans la ROI. Ceci souligne que la relation pluie/débit est beaucoup plus sensible et rapide sur le Torrent du Brutinel que dans le Drac. Cette forte variabilité atteste aussi d'une activité morphogénique bien plus importante sur le cône que sur la bande active du Drac. Ainsi, les surfaces en eau ont atteint 70 %

de la surface de la ROI du cône du Brutinel pendant 7 % du temps (54 j) tandis que cette emprise n'a été atteinte que 2 % du temps sur la ROI du Drac (18 j). Cette activité morphogène a permis un élargissement de la bande active du cône (surfaces en eau et surfaces d'alluvions), clairement visible entre 2016 et 2017, passant d'une surface moyenne de 17 000 m² à 18 500 m² sur la période estivale. Cet élargissement n'a pas progressé entre 2017 et 2018. Au contraire, la bande active du cône a perdu 1500 m² qui ont été remplacés par de la végétation. Par conséquent, le suivi *time lapse* permet d'établir que l'essentiel de l'engraissement du cône, évalué à 3100 m³ entre 2016 et 2018, a pu se faire dès la fin de l'année 2016, probablement pendant la crue de novembre 2016. Ainsi, les événements orageux tels que celui de novembre 2016 fourniraient plus de sédiments que la fusion nivale. Ce stock de sédiments risque d'être piégé par la végétalisation de la rive gauche du Drac et du front du cône, ce qui limite sa diffusion dans le Drac.

Ces données à l'échelle de la station permettent d'affiner la fenêtre temporelle des ajustements morphologiques entre 2016 et 2018, période qui bénéficie de peu de données topobathymétriques. Ainsi, en amont de R5-3, la phase d'excédent sédimentaire serait postérieure au printemps 2018, caractérisé par une importante fusion nivale. Plus en aval de R5-3, l'accélération de la végétalisation des bancs alluviaux en 2018 a pu favoriser l'engraissement du secteur par piégeage des fines. Enfin, le cône de déjection du Brutinel, qui constitue la source de sédiments la plus proche, a connu un important engraissement avant 2017.

XI.4.4 Réponses hydrobiologiques

L'eau du Drac est caractérisée par un pH qui présente une stabilité à la fois spatiale et temporelle (pH moyen de 8,2 ; écart-type = 0,29 ; Figure 187A). Les stations en amont et en aval de R5 observent toutefois une diminution du pH au cours du temps. La conductivité moyenne du Drac est de 300,1 µS/cm. Ce paramètre présente une nette augmentation entre R1 et R5 puis une diminution en aval de la zone restaurée (Figure 187B), ce qui souligne la hausse de la concentration en sels minéraux dans l'eau vers l'aval. Toutefois, ce gradient tend à se réduire au cours du temps.

L'évolution longitudinale du DBO5 montre un gradient positif vers l'aval qui traduit l'augmentation des rejets organiques domestiques dans le milieu aquatique (Figure 187C), du fait de la concentration accrue de STEP entre R3 et R5. Ainsi, le DBO5 augmente de 0,6 mg/l en moyenne, dans la plaine de Chabottes à 1,4 mg/l en moyenne, en aval de Saint-Bonnet-en-Champsaur. La zone restaurée a un impact peu significatif sur le DBO5 et ce n'est qu'à partir de Chauffayer que la situation s'inverse avec une diminution du DBO5. Notons que la diminution globale du DBO5 au cours du temps et sur chaque station souligne l'amélioration du système d'assainissement (augmentation de la capacité des STEP).

L'évolution spatio-temporelle des concentrations en MES montre un gradient positif vers l'aval sans inflexion (Figure 187D), ce qui d'une part confirme l'augmentation de rejets de matières organiques (DBO5) et montre d'autre part un phénomène naturel pouvant être lié à l'incision du Drac dans les argiles fluvio-lacustres en aval de Saint-Bonnet-en-Champsaur ou lié aux apports de fines par les affluents, notamment ceux qui drainent le Dévoluy.

Les autres indicateurs de pollutions anthropiques (Nitrates, Nitrites et Ammonium ; Figure 187E, F et G) présentent tous un gradient positif vers l'aval jusqu'à Saint-Bonnet-en-Champsaur puis une nette diminution à Chauffayer, traduisant ainsi une baisse des pollutions et une auto-épuration du milieu aquatique, renforcée par un phénomène de dilution.

L'oxygène dissous est en moyenne plus faible dans R5 (8,7 mg/l) que dans le reste de la vallée (10 mg/l ; Figure 187H). C'est d'ailleurs dans R5 que la valeur minimale d'oxygène dissous est observée (7 mg/l). Le taux de saturation en oxygène (Figure 187I) montre une nette augmentation au cours du temps dans R5 mais aussi immédiatement en amont et en aval de la zone restaurée, passant d'un état moyen de déficit de saturation (< 100 %) à un état proche de l'équilibre (100 %). Parallèlement, les stations les plus en amont conservent un état de déficit de saturation au cours du temps tandis que la station la plus en aval maintient un taux de saturation proche de l'équilibre. L'évolution antinomique de l'oxygène dissous et du taux de saturation en oxygène dans R5 peut s'expliquer par l'augmentation drastique de la surface des chenaux en eau, ayant pu favoriser les apports en oxygène atmosphérique par échanges gazeux. Ceci est flagrant entre les situations

avant travaux ($TxO_2 = 82,5 \%$) et après travaux ($98 \% < TxO_2 < 103,5 \%$). Cependant d'autres facteurs ont pu intervenir comme l'augmentation de la production d'oxygène par photosynthèse. L'évolution des paramètres physico-chimiques témoignent d'un gradient positif de pollution amont-aval, commandé par les rejets domestiques et/ou agricoles dans le milieu aquatique. Néanmoins, ces pollutions restent modérées et récemment les systèmes d'épuration ont été améliorés, ce qui tend à atténuer ce gradient. Les paramètres étudiés ne permettent pas pour le moment de mettre en évidence le rôle épuratoire de la zone restaurée, à l'exception du taux de saturation en oxygène qui, sous l'effet des ajustements morphologiques récents, a fortement augmenté.

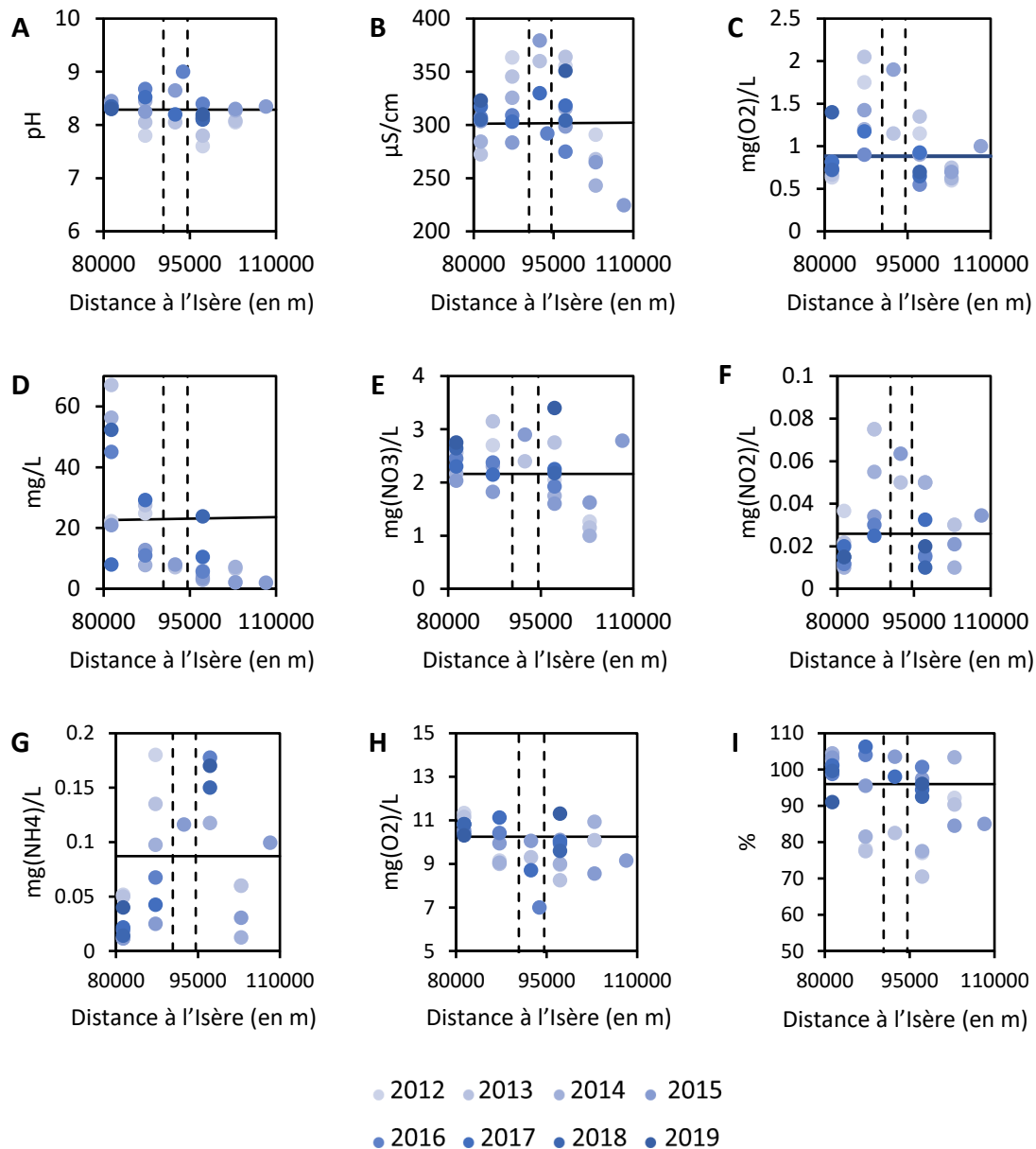


Figure 187 : Évolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques du Drac

A : Potentiel Hydrogène ; B : Conductivité ; C : DBO5 ; D : MES ; E : Nitrates ; F : Nitrites ; G : Ammonium ; H : Oxygène dissous ; I : Taux de saturation en oxygène. La ligne noire représente la moyenne globale et les pointillés délimitent la zone restaurée.

Dans ce contexte physico-chimique, l'évolution spatio-temporelle des indicateurs hydrobiologiques met en évidence une trajectoire d'évolution positive au sein de R5 (Figure 188) avec :

- une amélioration de l'IBGN dépassant les valeurs de référence ;
- une augmentation de la densité de macro-invertébrés ;
- une amélioration des peuplements piscicoles.

Le progrès de la qualité biologique observé dans R5 peut s'expliquer par une meilleure capacité d'accueil de l'écosystème aquatique (amélioration de la qualité du substrat, diminution de la concentration en MES, liée à la réduction d'affleurements d'argiles fluvio-lacustres dans les chenaux actifs ; HyMoCARES, 2019).

Du côté de la qualité des peuplements piscicoles, l'IPR obtient la meilleure note de la vallée après les travaux en 2017 (9,3), soulignant un ajustement des effectifs piscicoles avec les données théoriques. En effet, sur la station restaurée, les inventaires piscicoles montrent que les effectifs ont explosé, passant de 536 poissons en 2013 à 2 523 en 2017. D'après l'AFB (2018), cette croissance des effectifs s'est accompagnée d'une augmentation de la richesse spécifique (apparition du Blageon et du Vairon) et d'une évolution de la structure du peuplement (augmentation de la classe d'abondance de 80 mm à 100 mm). Malgré cette amélioration de la classe d'abondance, l'effectif de la Truite Fario demeure juvénile ce qui souligne le fort taux de reproduction post travaux. S'il est indéniable que le retour à des conditions hydromorphologiques proches de l'état de référence a favorisé l'amélioration des peuplements piscicoles, le rapport HyMoCARES (Liébault *et al.*, 2019) souligne que l'installation des deux passes à poissons en aval de R5 est aussi étroitement liée à l'efficacité globale de l'opération sur le compartiment piscicole.

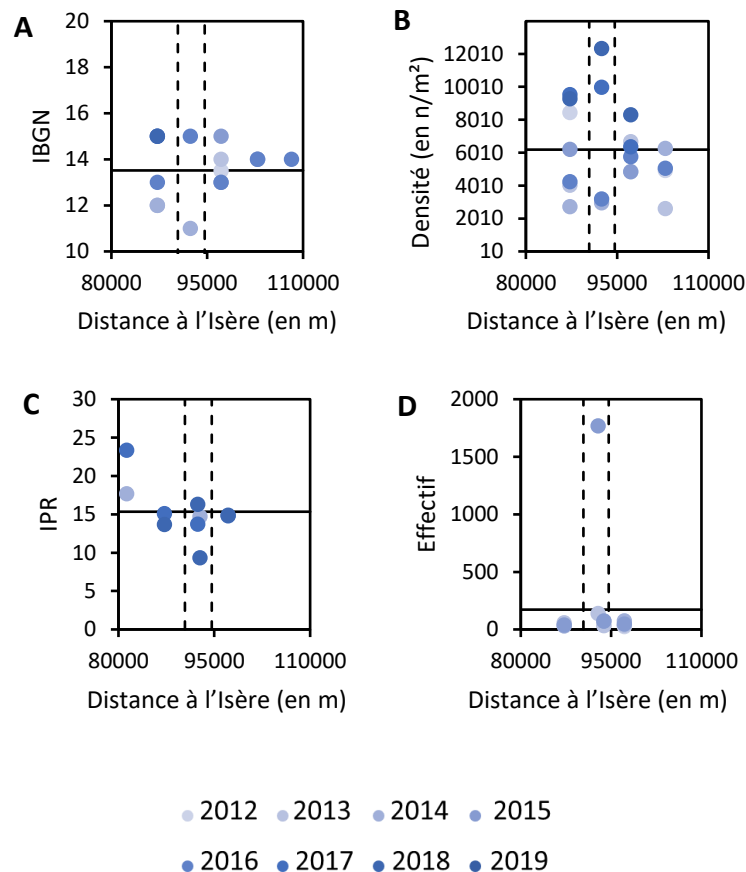


Figure 188 : Évolution spatio-temporelle des paramètres hydrobiologiques du Drac

A : Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) ; B : Densité d'invertébrés ; C : Indice Poisson Rivière (IPR) ; D : Effectif de l'espèce Truite Fario.

Conclusions partielles

La trajectoire d'évolution (engraissement des bancs et creusement des chenaux) du site restauré sur le Drac est positive et s'ajuste avec les caractéristiques de référence (intensité du tressage, largeur et profondeur des chenaux) de la plaine de Chabottes. Toutefois, la morphométrie des chenaux ainsi que la part relative des différents habitats au sein de la bande active du Drac ne sont pas encore tout à fait en ligne avec la référence. La résilience n'est donc pas optimale mais, dans un contexte morphodynamique défavorable à la recharge sédimentaire (absence de crue notable et remobilisation du stock interne limité), la restauration apparaît efficace face à l'ampleur et à la rapidité des évolutions morphologiques et hydrobiologiques.

Conclusions

Quatre ans après les travaux, les suivis effectués sur le Drac apportent un premier retour d'expérience sur l'efficacité de la restauration du tressage par réinjection massive de sédiments et par remodelage de la bande active. Nos résultats montrent une trajectoire de restauration positive (Figure 189) dans un contexte très peu morphogène, ce qui nous permet de conclure à un projet efficace.

Concernant l'hypothèse H1, nos résultats confirment que le contexte morphodynamique du Drac est favorable au maintien du tressage dans le temps :

- en dépit de la raréfaction de la production sédimentaire post PAG et des pressions sur le régime sédimentaire, le tressage demeure actif dans le bassin-versant depuis le XVIII^e siècle ;
- la production sédimentaire permet des conditions de recharge efficaces à long terme. Cependant, l'éloignement de la zone restaurée par rapport aux principaux torrents actifs est un facteur limitant pour la restauration du tressage à court terme ;
- l'important potentiel de recharge sédimentaire qu'offre la plaine de Chabottes permet de pallier l'éloignement des sources sédimentaires externes et d'envisager la résilience du tressage à Saint-Bonnet-en-Champsaur.

Concernant l'hypothèse H2, nos suivis attestent que la connectivité sédimentaire entre la zone restaurée et les sources sédimentaires est efficace :

- dans un contexte hydrologique défavorable, nos résultats montrent que la connectivité entre la plaine de Chabottes et la zone restaurée est assurée mais qu'en termes de volumes sédimentaires, les flux solides grossiers ont été restreints entre 2015 et 2018 ;
- la connectivité est freinée par la zone de régulation en amont immédiat du secteur restauré, qui piège pour le moment une grande partie des apports sédimentaires ;
- la caractérisation du charriage permet, par extrapolation, de considérer un transfert de sédiments depuis les principales zones productrices jusqu'à la zone restaurée en une quinzaine d'années.

Concernant l'hypothèse H3, nous mettons en évidence que le Drac a une forte capacité d'ajustement lui permettant de recréer des formes fluviales en tresses et de former une mosaïque d'habitats complexe :

- dans un contexte peu morphogène, la trajectoire d'évolution du Drac dans la zone restaurée se rapproche de l'état de référence de la plaine de Chabottes :
 - le bilan sédimentaire excédentaire a permis un engraissement des bancs alluviaux au détriment des chenaux qui se sont creusés ;
 - la morphométrie des chenaux s'est ajustée par diminution de la largeur et par augmentation de la profondeur ;
 - les indices de tressage n'ont cessé de s'intensifier.
- on constate une diversification des habitats grâce à :
 - la colonisation végétale sur les bancs alluviaux ou les marges de la bande active, rarement inondées sur la période étudiée ;
 - à l'ajustement des chenaux qui ont permis de réduire drastiquement les surfaces en eau.

- la zone restaurée ne possède pas (à ce stade) une fonction épuratrice mais des gains biologiques considérables sont tout de même observés, tant sur le plan des macro-invertébrés que sur le plan piscicole.

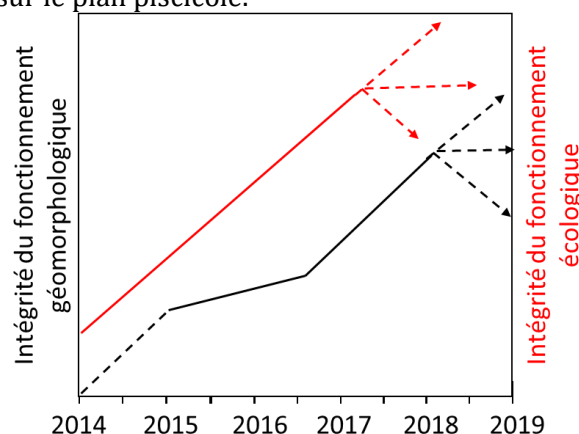


Figure 189 : Trajectoire de restauration du Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur

Malgré l'efficacité de cette restauration, plusieurs points de vigilance sont à noter. Premièrement, deux points d'érosion sont observés localement (le long du plan d'eau et en aval du torrent du Brutinel), ce qui pourrait bien initier un retour à la chenalisation et par conséquent une réduction du tressage. À ce sujet, il serait intéressant de vérifier l'effet de l'apport artificiel de sédiments, qui n'ont pour le moment pas pu être érodés par le Drac (environ 10 000 m³). De plus, la connectivité sédimentaire entre le cône du Brutinel et le Drac apparaît comme un enjeu fort pour résorber les déficits car l'essentiel des dépôts a lieu en amont de ce secteur. Deuxièmement, la concentration des milieux rivulaires sur une grande île boisée est atypique à l'échelle du Drac, qui présente plutôt des petits îlots végétalisés éparses et des marges bien végétalisées. De plus, le taux de végétalisation de l'emprise de la bande active (29 %) a dépassé la référence de la plaine de Chabotettes (10 %). En l'absence de crues de forte intensité, cette dynamique semble normale mais la végétalisation du site est à surveiller car elle pourrait entraîner à terme une diminution du tressage. Troisièmement, si la morphométrie des chenaux et l'intensité du tressage montrent un ajustement rapide (le *BRI* médian observe une croissance de 160 % passant de 0,001 à 0,0026), la référence (0,0045) n'est pas encore atteinte, ce qui nécessite des suivis complémentaires (levés topo-bathymétrique et LiDAR).

Finalement, ce retour d'expérience est riche d'enseignements et conclut à une opération efficace. Néanmoins, le fonctionnement de la zone restaurée en crue demeure inconnu. Le tressage va-t-il continuer à s'intensifier ? Existe-t-il un risque de retour à la chenalisation ? À ce titre, l'analyse de l'effet de la crue de novembre 2019 permettra de répondre à ces interrogations.

Discussion

Sur la base des trois retours d'expérience (Clamoux, Buëch, Drac) compilés dans cette thèse, la résilience des rivières torrentielles est discutée et des recommandations sont formulées pour le suivi de la restauration de ces rivières torrentielles. Nous proposons également des indicateurs de contexte morphodynamique afin de permettre l'intercomparaison entre différentes trajectoires de restauration et des indicateurs d'efficacité selon les types de restauration étudiés afin d'offrir aux gestionnaires les moyens d'évaluer leurs actions.

XII. Les rivières torrentielles sont-elles résilientes ?

La résilience écologique est définie par l'ampleur des perturbations qu'un système peut absorber avant d'être restructuré en un nouveau régime avec des variables de contrôle et des processus différents (Thoms *et al.*, 2018). D'un point de vue géomorphologique, nous associons les perturbations aux pressions qui s'exercent dans le bassin-versant et le régime aux styles fluviaux qui résultent du bilan hydro-sédimentaire (Lane, 1955). Le « système résilience » ainsi défini permet de discuter de la résilience générale (capacité à absorber des perturbations sans changement d'état ou de régime). D'un point de vue géomorphologique, la résilience générale se réfère à la trajectoire géomorphologique globale du bassin-versant et à la résistance des formes fluviales dans le temps malgré les pressions qui pèsent sur les variables de contrôle, notamment la fourniture sédimentaire. Thoms *et al.* (2018) établissent que la résilience générale dépend de la diversité, la modularité (lien ou connectivité entre les composantes du système) et l'étanchéité des boucles de rétroaction (vitesse de propagation d'un changement dans le système). À la lumière de nos suivis, peut-on affirmer que les rivières torrentielles sont résilientes ?

Concernant la Clamoux, nous ne disposons pas d'assez d'indices pour déterminer le régime avant perturbation. Les pressions datent du XVIII^e siècle si bien que la morphologie du cours d'eau non altéré est difficile à cerner. Nous ne connaissons que le régime perturbé (reboisement des versants, correction torrentielle et endiguement) qui s'exprime par une morphologie en *step pool* dans la Montagne Noire et une morphologie en *plane bed* dans le piedmont du Minervois. Cependant, dans un contexte de très faible couvert forestier et de quasi absence d'endiguement, la Clamoux pouvait adopter un style divaguant voire un style en tresses dans les zones les plus larges avant perturbations (Arnaud-Fassetta *et al.*, 2002). Dans le système perturbé, l'endiguement maintient une forme d'équilibre particulière : le *plane bed*. Les perturbations sont sûrement trop fortes (diminution drastique de la fourniture sédimentaire et rectification extrême) et le système n'a pas pu résister à un changement de régime (Figure 190). Il est d'ailleurs peu probable que la production sédimentaire actuelle dans la Montagne Noire soit suffisante pour produire des bandes actives larges et un style divaguant sur l'ensemble du piedmont. Néanmoins, l'expérience acquise sur la Clamoux montre que cette rivière a été capable de détruire les digues lors de la crue de 1999 et de retrouver un style divaguant à la sortie des gorges de la Montagne Noire. De plus, en aval du pont des Aygadons, depuis la suppression des contraintes latérales en 2006, la Clamoux affiche un cycle de contraction et d'élargissement, tout en conservant un style divaguant. Ce cas d'étude permet de mettre en avant la résilience de la rivière dans un régime commandé par l'adaptabilité et la transformabilité de la société. Auparavant, la société avait un besoin profond de contrôler la rivière et de gagner des terres cultivables tandis qu'aujourd'hui, on assiste à un changement de paradigme dans lequel la société exprime le besoin de se protéger contre les inondations tout en conciliant la restauration écologique. Dans ce système socio-écologique, la Clamoux apparaît donc résiliente. Ceci suggère que l'on peut élargir la suppression des contraintes à d'autres secteurs, tout en garantissant l'efficacité de restauration.

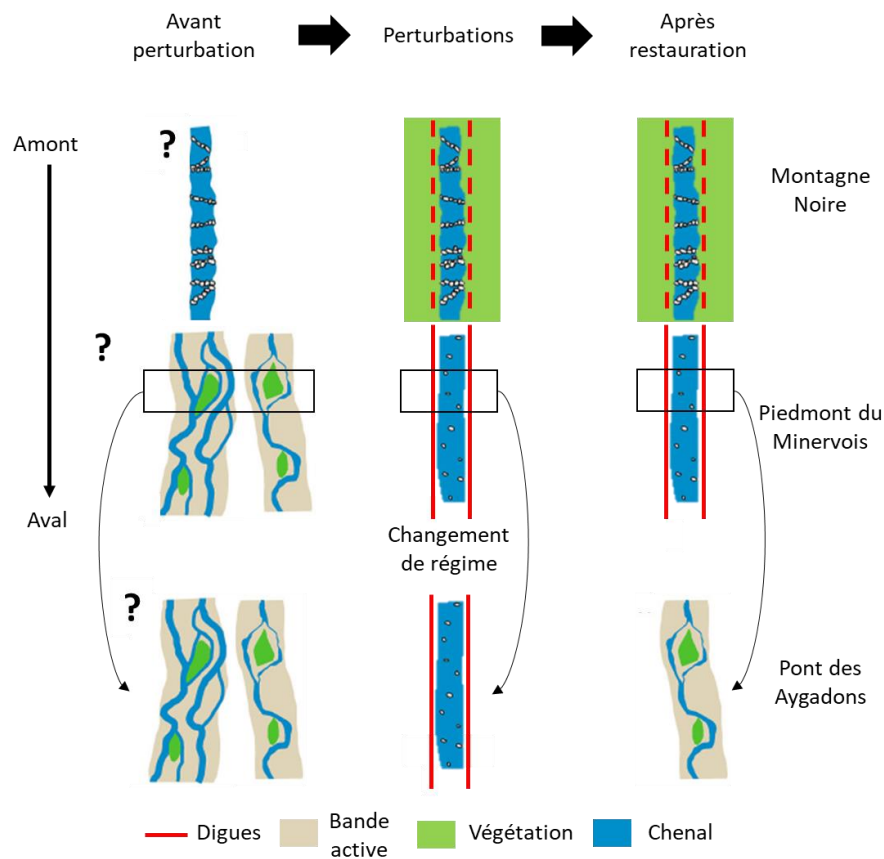


Figure 190 : Trajectoire géomorphologique de la Clamoux basée sur la classification de Rinaldi et al. (2016)

Concernant le Buëch, le régime avant les extractions et la création du barrage de Saint-Sauveur était caractérisé, entre Serres et Eyguians, par une succession de tronçons en *pool-riffle* dans les secteurs déjà endigués et de tronçons en tresses plus ou moins actifs (présence de tresses à bancs nus et de tresses à îles végétalisées) en dehors des endiguements (Figure 191). Au milieu des années 1990, au paroxysme des extractions et après la construction du barrage de Saint-Sauveur, le Buëch incise son lit, se contracte et le tressage disparaît en amont du Torrent de Channe. Cependant, si la bande active se contracte en aval de Montrond, le tressage y demeure actif (transition de tresses à bancs nus à de tresses à îles végétalisées). Après restauration, les extractions ont cessé et la continuité sédimentaire au droit du barrage a été améliorée. Le tronçon altéré en aval du barrage est excédentaire et le tressage en aval de Montrond conserve une forte activité. Cette trajectoire illustre qu'en dépit d'une importante sensibilité en aval immédiat du barrage, le Buëch dispose d'une forte résilience générale. Elle démontre aussi qu'il est illusoire de vouloir restaurer le tressage en amont du Torrent de Channe. Ce secteur est voué à observer des cycles d'incision et d'engraissement au gré des mises en transparence du barrage et de la répétition des opérations de réinjection.

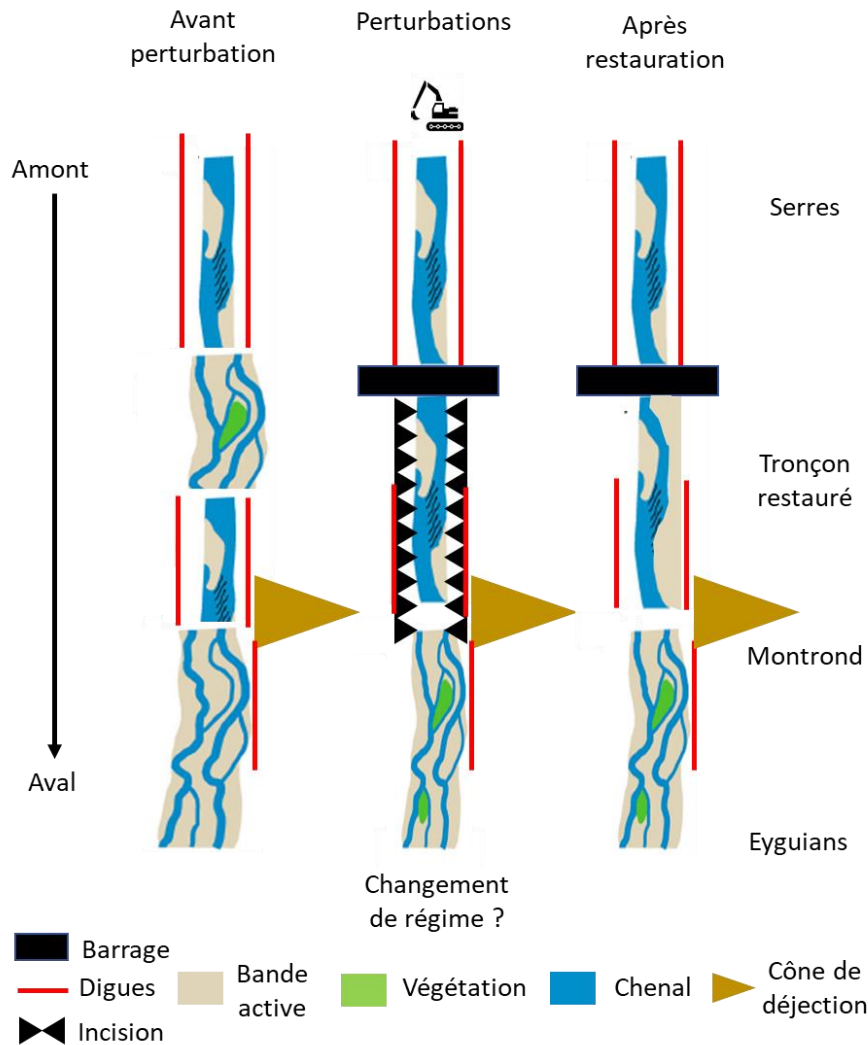


Figure 191 : Trajectoire géomorphologique du Buëch basée sur la classification de Rinaldi et al. (2016)

Concernant le Drac, avant les perturbations (première moitié du XX^e siècle), le régime était caractérisé par un tressage omniprésent dans la vallée du Champsaur (Figure 192). Il était toutefois moins étendu en aval des Torrents d'Ancelle et du Buissard et jusqu'à Saint-Bonnet-en-Champsaur. Au plus fort des perturbations, entre les années 1960 et les années 2000 (endiguements et extractions), on observe une trajectoire complexe dans laquelle seule la plaine de Chabottes a conservé un tressage actif (avec une bande active en contraction). Les perturbations sont telles et le matelas alluvial si peu épais dans le secteur de Saint-Bonnet-en-Champsaur qu'un changement de régime (métamorphose) s'est opéré en une vingtaine d'années. Après restauration, les extractions ont été stoppées, la continuité sédimentaire optimisée en amont de la plaine de Chabottes et la réinjection sédimentaire a permis le retour à un style en tresses à Saint-Bonnet-en-Champsaur. Cette trajectoire montre que le Drac dans la plaine de Chabottes a une très forte résilience générale, permettant de tamponner les perturbations en amont grâce à un stock alluvial très important. En revanche, en aval où le stock sédimentaire est faible, la résilience générale est marginale et les rétro-actions sont très rapides. Etant donné que la connectivité entre la plaine de Chabottes et la zone restaurée est forte et que, par le passé, les rétro-actions ont été rapides, il paraît probable qu'à moyen terme la résilience générale de la plaine de Chabottes puisse également bénéficier au tronçon restauré.

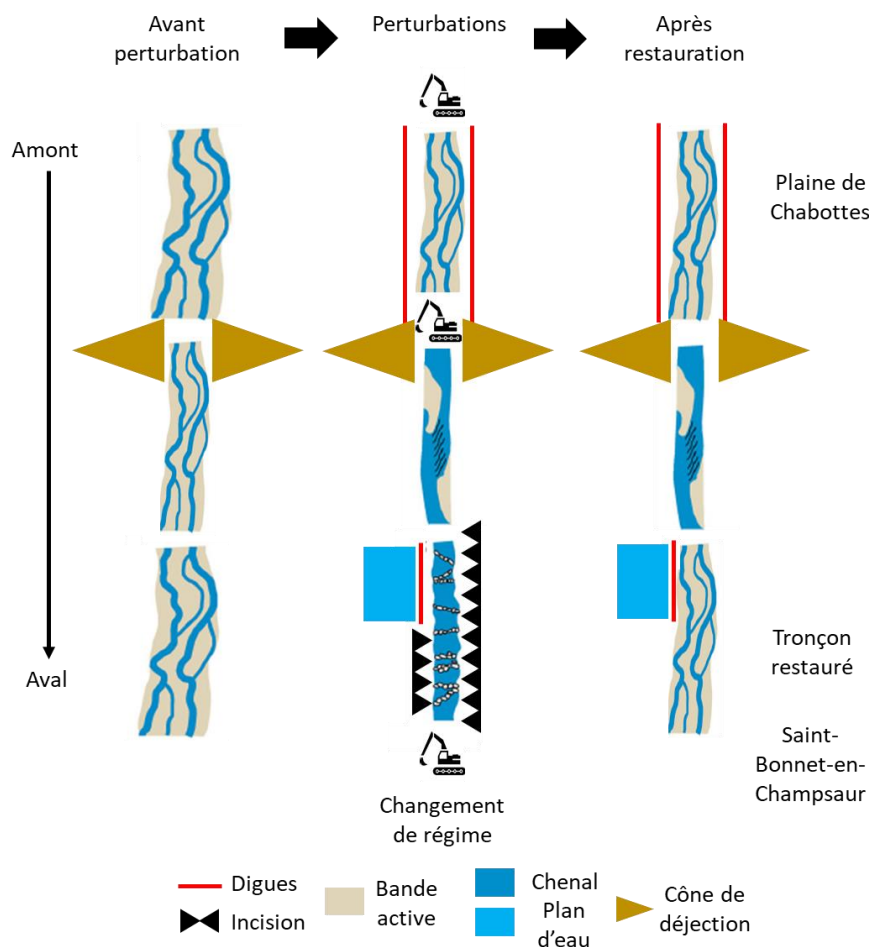


Figure 192 : Trajectoire géomorphologique du Drac basée sur la classification de Rinaldi et al. (2016)

Chacun de ces cas d'étude démontre qu'au-delà d'un certain degré de pression, le changement de régime hydrosédimentaire est inéluctable. Sur la base de nos analyses, les rivières torrentielles apparaissent toutefois comme des hydrosystèmes résilients. Cependant, la résilience fluviale semble commandée par l'ampleur des sources sédimentaires et par le positionnement des pressions dans le bassin-versant. Plus les sources sédimentaires sont importantes, plus les cours d'eau ont un potentiel de résilience fort (au sens où ils conservent un style *ante* perturbation). La résilience est d'autant plus faible que les pressions ont un pouvoir de déconnexion sur les sources sédimentaires. Dans cette configuration (éloignement aux sources sédimentaires et déconnexion par les pressions), les rivières torrentielles observent des ajustements morphologiques très rapides ce qui illustre aussi leur forte sensibilité aux perturbations et donc une faible résilience écologique. Ceci souligne combien il est important de poser un diagnostic hydromorphologique robuste (identification des pressions et des sources sédimentaires à l'échelle du bassin-versant) avant d'orienter une stratégie de restauration.

L'efficacité des travaux de restauration que nous avons quantifié met en avant l'effet des politiques de gestion sur l'augmentation de la résilience ce qui confirme que la composante sociale du socio-écosystème fait partie intégrante du concept de résilience écologique. Ce concept est un élément qui permet de justifier et d'orienter les stratégies de restauration mais ce n'est pas le seul. En effet, pour les rivières torrentielles d'autres facteurs sont à considérer comme le maintien des fonctionnalités morphosédimentaires du milieu en lien avec la dynamique de création/destruction d'habitats.

XIII. Recommandations pour le suivi minimum scientifique sur les rivières torrentielles

Le guide du « Suivi Minimal Scientifique » (AFB, 2019) a permis de cadrer de façon standardisée le suivi des opérations de restauration. Au-delà de ce cadrage nécessaire, les suivis entrepris dans le cadre de cette thèse apportent des compléments incontournables dès lors que l'on s'attache à évaluer la restauration des rivières à forte énergie.

XIII.1 Cadre spatio-temporel du suivi : station, tronçon, fréquence et durée

Sur le compartiment morphologique, nos résultats montrent que les suivis à l'échelle du tronçon convergent avec les suivis à l'échelle de la station sur le Drac. Néanmoins, plusieurs arguments plaident en faveur d'un suivi à l'échelle du tronçon dès lors que l'on s'attache à évaluer l'efficacité des travaux sur des linéaires de plusieurs kilomètres. En effet, sur de grands linéaires restaurés, l'approche « tronçon » offre la garantie de capter l'intégralité des ajustements morphologiques, ce que ne permet pas une approche « station ». Ainsi, nos cas d'étude montrent que :

- sur le Drac, la station CARHYCE enregistre bien la reprise du tressage mais ne met pas en évidence l'incision constatée en amont ni l'engraissement de la partie médiane ;
- dans une démarche exploratoire comme celle de la réinjection du Buëch, l'approche « tronçon » s'est avérée incontournable pour capter l'aire d'influence de la réinjection en aval du barrage de Saint-Sauveur, ce que n'aurait pas permis l'approche stationnelle.

Ceci dit, une approche stationnelle aurait été suffisante sur la Clamoux pour capter la majorité des ajustements, ce qui souligne la différence de stratégies de suivi à adopter en fonction de la morphologie du cours d'eau étudié.

Dans l'idéal, il est préférable de conserver une approche stationnelle qui permet de faire le lien avec les résultats des suivis physico-chimiques et hydrobiologiques (ce qui implique de placer les différents types de stations au même endroit) et de compléter le suivi par une approche tronçon pour cerner l'intégralité de la trajectoire de restauration.

Si une fréquence de suivis élevée permet d'affiner les trajectoires de restauration, elle représente un coût et une logistique importants. Concernant le LiDAR, outil d'analyse principal des suivis engagés dans cette thèse, nous disposons d'une fréquence de 2,4 levés LiDAR/an sur le Buëch et de 0,5 LiDAR/an sur le Drac. Ces fréquences de suivis sont en adéquation avec les recommandations de l'AFB (2019) et ont permis de cerner les trajectoires de restauration. Cependant, ces fréquences n'ont pas été suffisantes pour identifier de façon précise les fenêtres temporelles des ajustements morphologiques des rivières.

Premièrement, sur le Buëch, si la fréquence a été idéale pour capter les ajustements liés à la crue de novembre 2016, elle ne l'a pas été pour dissocier les ajustements morphologiques consécutifs aux différentes crues ultérieures, avec ou sans transparence hydraulique. Il paraît compliqué de faire mieux car ces prestations étaient rattachées à un accord-cadre qui permet de déclencher rapidement une mission. Cependant, le temps nécessaire pour lancer une mission LiDAR (calibration, attente des conditions idéales), pour sa réalisation et pour la livraison des données est difficilement compréhensible, ce qui empêche le suivi de plusieurs crues consécutives. Deuxièmement, sur le Drac, la fréquence biennale des suivis, n'a pas permis de cerner les ajustements en 2017. Or, les ajustements morphologiques entre 2016 et 2018 ont été significatifs, ce qui implique une certaine méconnaissance sur la fenêtre temporelle des ajustements morphologiques et l'impossibilité de faire la part des crues d'automne ou de la fusion nivale dans les processus d'ajustements morphologiques.

La fréquence des suivis peut se dimensionner en fonction des objectifs. Sur une opération telle que celle du Buëch, la fréquence des suivis a besoin d'être très flexible afin de réagir aux divers scénarios hydrologiques (type de crue et type d'exploitation du barrage). Sur une opération similaire à celle du Drac, une fréquence annuelle aurait permis un suivi optimal. En aucun cas, l'attente d'une crue morphogène pour déclencher un suivi n'aurait permis de capter la trajectoire de restauration puisque l'activité torrentielle est restée très modeste depuis les travaux.

Nos résultats démontrent qu'après deux ans de suivi sur le Buëch et quatre ans sur le Drac, les ajustements morphologiques ne sont pas encore achevés. Sur la Clamoux, il a fallu attendre l'occurrence de deux crues cinquantennales et une période de plus de dix ans pour obtenir une réponse morphologique claire. Par conséquent, la durée de sept ans aujourd'hui admise pour cadrer la durée de suivis (AFB, 2019) paraît cohérente. On peut toutefois se questionner sur la nécessaire flexibilité à adopter pour les suivis. En effet, l'atteinte des objectifs peut être vue comme la fin des suivis mais au contraire, ils doivent se poursuivre (peut-être à une fréquence plus faible et sur un nombre d'indicateurs restreint) afin de contrôler la non dégradation du milieu. Ainsi, le recul temporel acquis sur la restauration de la Clamoux justifie la nécessité d'allonger cette durée de suivi. Ceci est d'autant plus important dans le cas où le bassin-versant est soumis à des crues de très forte magnitude pouvant fortement impacter la zone restaurée.

XIII.2 Des outils incontournables

XIII.2.1 Le LiDAR : outil d'analyse topographique à l'échelle du tronçon

Dans un objectif de suivi à l'échelle du tronçon, le LiDAR s'est avéré être un outil incontournable. Le capteur LiDAR utilisé dans notre étude ne permettait pas de pénétrer dans la colonne d'eau, ce qui a empêché l'acquisition de données bathymétriques. Cette limite a été contournée sur le Buëch grâce à la régulation des débits sortants du barrage ainsi que sur le Drac, grâce à des levés en période d'étiage, qui garantissent un volume d'eau similaire dans tous les chenaux, d'un MNT à l'autre. En revanche, il est impossible d'affirmer avec certitude que les évolutions morphologiques subaquatiques n'ont pas d'incidence sur les bilans sédimentaires.

De nouveaux capteurs (Saylam *et al.*, 2018) permettent aujourd'hui de rendre compte de la bathymétrie. Cependant, si le LiDAR classique se démocratise et devient abordable pour les collectivités, l'utilisation d'un LiDAR bathymétrique coûte cher et son post-traitement demeure du domaine de la recherche, ce qui limite son utilisation.

Un important travail de minimisation des erreurs systématiques nous a permis d'optimiser la qualité des *DoD* grâce au réaligement des nuages de points LiDAR. Cette étape est chronophage et retarde fortement l'utilisation de la donnée. De plus, ce post-traitement nécessite un savoir-faire et des moyens informatiques spécifiques, ce qui complique son usage. Le réaligement des nuages de points est incontournable pour la quantification des bilans sédimentaires, notamment dans des contextes de faibles ajustements morphologiques où les marges d'erreurs peuvent dépasser l'amplitude des dépôts ou des érosions. En revanche, pour la comparaison de profils en long ou de profils en travers (indicateurs très répandus), la qualité initiale des données LiDAR est jugée suffisante. Les erreurs systématiques avant réaligement sont $< 0,045$ m sur le Buëch et $< 0,015$ m sur le Drac. Ces erreurs sont plus élevées que la précision des outils topographiques classiques ($< 0,01$ m) mais elles restent dans la gamme de précision d'un GPS RTK. Enfin, on retiendra aussi que sur ces sites, les erreurs systématiques ne sont pas très éloignées de la granulométrie de surface ($D_{50} = 0,021$ m sur le Buëch et $D_{50} = 0,065$ m sur le Drac), ce qui permet de relativiser son importance à l'échelle du profil en travers.

L'opération de réaligement a été réalisée sur des nuages de points filtrés par le prestataire. Cette opération permet de dissocier les différents types de surface, notamment la végétation. La qualité de ce filtrage est compliquée à mesurer car cela implique de posséder une densité importante de points de contrôle au sol, ce qui maximise évidemment les coûts. Nos analyses ont permis d'observer que la filtration de la végétation induit des biais dans la quantification des bilans sédimentaires, notamment au niveau de la végétation pionnière. Dans ce cas, il est préférable d'exclure les surfaces végétalisées de l'emprise du bilan sédimentaire.

XIII.2.2 Le traçage sédimentaire : outil privilégié pour évaluer la continuité et la connectivité sédimentaire

Le traçage sédimentaire s'est avéré incontournable dans nos suivis et a fourni des informations de première importance pour évaluer l'efficacité des travaux et/ou la résilience des sites restaurés. Cela permet non seulement d'appréhender les flux mais aussi la dimension spatiale de la dynamique de la charge de fond. La stratégie de traçage est à orienter selon la morphologie des cours d'eau. Ainsi, si le RFID passif demeure un outil intéressant sur les petits cours d'eau, il apparaît inadapté aux grandes rivières torrentielles. Dans ces contextes particuliers, l'utilisation du RFID actif s'est avérée être une solution efficace mais coûteuse.

Dans le cadre de nos suivis, la technologie RFID active a été utilisée pour trois objectifs différents : 1) évaluer la continuité sédimentaire du barrage de Saint-Sauveur ; 2) évaluer l'aire d'influence de la réinjection sédimentaire du Buëch ; 3) évaluer la connectivité sédimentaire entre les sources sédimentaires et le site restauré du Drac.

Sur le Buëch, les données relatives à la continuité sédimentaire nous ont permis de reconstruire le gradient longitudinal des dépôts, lié à l'érosion des remblais artificiels, et de déterminer l'aire d'influence de la réinjection lors de la crue de novembre 2016. De plus, en l'absence de données topographiques, la mobilité des traceurs injectés dans les remblais artificiels a été la seule source de données capable de révéler l'aire d'influence de la réjection postérieure à la crue de novembre 2016.

Sur le Drac, le programme de traçage a permis de faire le lien entre le contexte morphodynamique et la trajectoire de restauration du site. Les données obtenues mettent en relation la remobilisation du stock de sédiments interne (plaine de Chabottes) et le bilan sédimentaire de la zone restaurée.

Quel que soit l'objectif du traçage, l'expérience acquise montre que la quantification de la variabilité spatio-temporelle de la charge de fond est nécessaire pour appréhender les bilans sédimentaires. Ce type de dispositif est fortement recommandé dès lors que la connectivité avec les sources sédimentaires devient un enjeu fort pour le site restauré.

D'un point de vue technique, la technologie RFID active réduit fortement les efforts de prospection. Avec notre méthode de prospection rapide, à cheval sur plusieurs méthodes standardisées, nous obtenons des scores *SnS* tout à fait en ligne avec les jalons proposés par Cassel *et al.* (2019 soumis ; Tableau 62). Toutefois, nous sommes conscients que cette efficacité s'explique par l'absence de crues sur le Drac, ce qui nous a permis de nous focaliser sur les chenaux. En cas de crue, comme sur le Buëch, notre méthode n'aurait sûrement pas permis d'atteindre les mêmes taux de retour et le *SnS* aurait été bien plus faible. Ainsi, un même score *SnS* peut cacher d'importantes différences dans la significativité des jeux de données. Ceci est mis en avant par la comparaison du taux de mobilité bien plus élevé sur le Buëch (67 %) que sur le Drac (< 17 %).

Si l'on s'attache à comparer les méthodes de prospection entre différents cas d'étude, il paraît nécessaire d'intégrer le taux de mobilité dans le calcul du *SnS*. Nous proposons de multiplier le *SnS* par le taux de mobilité, qui montre une forte réduction du score sur le Drac (< 0,32) et un score stable et élevé sur le Buëch (1,34).

Une prospection en rafting a été tentée en juin 2019, dans un contexte où l'hydrologie ne permettait pas une investigation pédestre. Cette tentative a échoué avec les moyens mis en place (*SnS* = 0,36) mais cette méthode mérite d'être renouvelée avec plusieurs antennes de détection déployées autour de l'embarcation. Le développement de moyens matériels permettant la prospection en dehors des débits d'étiage pourrait optimiser la fréquence des suivis en fonction des événements morphogènes. Cassel *et al.* (soumis) ont montré que l'utilisation d'un drone s'avère efficace pour la détection des traceurs. En revanche, avec le temps et la dispersion des traceurs, ce vecteur ne paraît pas adéquat. L'utilisation d'un vecteur autoporté (quad électrique par exemple) offrirait un gain de temps ainsi qu'une pénibilité encore moins importante pour l'opérateur.

Tableau 62 : Efficacité des méthodes de prospection des galets équipés

Cours d'eau	Buëch (Géopeka)	Drac					
Campagne de détection	Janvier 2017	Août 2017	Décembre 2017	Avril 2018	Septembre 2018	Juin 2019	
Nombre d'opérateurs	2	2	2	2	2	3	
Temps de prospection (en h)	5	3	3	3	4	1,25	
Surface (en ha)	21	17,8	17,8	17,8	26,3	6	
Taux retour	0,71	0,96	0,97	0,95	0,79	0,68	
Taux de mobilité	0,67	0,17	0,04	0,03	0,15	0,06	
Prospection		Pédestre					Pédestre / Rafting
Méthode (sur la base de la typologie proposée par Cassel <i>et al.</i> , 2019)	QM (Quick Method)	RM (Reference Method) à proximité du transect d'injection					
		QM (Quick Method) : un profil en long dans le chenal principal de berge en berge + Un profil en long dans les chenaux secondaires + Affinement de la prospection à chaque détection pour obtenir le meilleur rssi					QM (Quick Method) : un seul profil en long dans le chenal principal
Précision minimum (en m)	7,5	15					30
<i>SnS</i> (Cassel <i>et al.</i> , soumis)*	2	1,90	1,92	1,88	1,73	0,36	
<i>SnS</i> avec prise en compte du taux de mobilité**	1,34	0,32	0,08	0,06	0,26	0,02	

* *Survey normalized Score* calculé sur la précision la plus faible et sur le taux de retour global

** *Survey normalized Score* calculé sur la précision la plus faible multipliée par le taux de mobilité.

XIII.2.3 Le suivi time lapse : du support pédagogique à la quantification

Le suivi en continu des sites restaurés via des pièges photographiques s'est avéré précieux. Sur le Buëch, il a permis de reconstruire la cinétique de la crue de novembre 2016 et d'apprécier les hauteurs d'eau lors du pic de crue. Le dispositif a également permis de discerner l'impact des crues sur les remblais artificiels entre deux levés LiDAR. Sur le Drac, la qualité du suivi photographique a permis d'aller plus loin et de quantifier la variabilité temporelle des macro-habitats au sein des différentes stations. Cette opération s'est avérée très utile pour préciser la fenêtre temporelle de la dynamique végétale et des ajustements morphologiques sur une période qui ne disposait pas de données topographiques.

Toutefois, l'utilisation de ce matériel, et surtout sa maintenance, se sont avérées parfois délicates. Malgré les recommandations de Benacchio (2017), nous n'avons pas pu empêcher certaines ruptures temporelles dans l'acquisition des images (problème de matériel, problème de maintenance ou défauts de stockage de clichés). On ne peut que recommander une attention toute particulière à la fixation du piège photographique. La pose de pièges sur le tablier de ponts, sujet aux phénomènes de vibrations, n'est pas une bonne solution.

L'utilisation d'un matériel connecté, permettant de collecter en temps réel les photos et un entretien de la végétation dans le champ de vision des pièges photographiques nous auraient permis un suivi optimal. L'autonomie des pièges photographiques s'est avérée être conforme aux données du constructeur et le changement des piles a été facilité par l'utilisation d'une échelle télescopique.

Il est important de signaler qu'aucune détérioration du matériel n'a été constatée alors que le matériel était visible. Au contraire, les pièges photographiques se sont avérés être des sujets d'interrogations pour les riverains, offrant ainsi l'opportunité d'expliquer l'importance des travaux de restauration et le but de notre suivi.

XIII.3 Habitat et réponse hydrobiologique

La stratégie d'évaluation de l'évolution des habitats a été volontairement simplifiée dans le protocole de suivi. Notre approche a été suffisante pour capter les paramètres essentiels à l'évaluation de la résilience de l'habitat aquatique (surface, largeur et profondeur des chenaux) et de l'habitat terrestre (surfaces d'alluvions et surfaces végétalisées). En revanche, elle a été insuffisante pour cerner l'évolution de la diversité potentielle des habitats. À ce titre, les méthodes d'identification des habitats, proposées par Belletti *et al.* (2013), auraient pu être appliquées en complément. Cependant, ces méthodes ne sont réellement efficaces que lorsqu'elles sont couplées avec l'acquisition de données thermiques à haute résolution (Marteau et Piégay, 2018). Malheureusement, ce type de suivi n'a pas bénéficié de la même fréquence d'acquisition que les autres types de suivis. De même, la diversité des habitats terrestres (Datry *et al.*, 2014) n'a pas été abordée, ce qui n'a pas permis d'apprécier la variabilité spatio-temporelle des unités physiologiques des surfaces végétalisées. Pourtant, des techniques de photointerprétation existent (Dufour, 2005) et l'exploitation des données LiDAR peuvent les automatiser (Lallias-Tacon *et al.*, 2017). La diversité des habitats, qu'ils soient aquatiques ou terrestres, est un aspect qui reste à traiter afin d'avoir une analyse complète des trajectoires de restauration.

Capderrey *et al.* (2013) ont montré que les points de forte biodiversité en macro invertébrés sont liés aux zones d'échanges rivière-nappe (*upwellings* d'eau souterraine en aval des bancs de galets). Face à ce constat, la réinjection de sédiments devrait théoriquement favoriser l'épaisseur des bancs et augmenter les échanges verticaux ce qui devrait augmenter la biodiversité de la zone hyporhéique. Ceci met en évidence que les méthodes actuelles classiques, utilisées pour évaluer la qualité du milieu aquatique (norme DCE), ne sont pas des plus pertinentes pour capter la trajectoire d'évolution écologique d'une opération de réinjection (Datry *et al.*, 2008). Pour le Drac comme pour le Buëch, une caractérisation de la faune hyporhéique aurait permis de confirmer ou non les effets positifs de la réinjection sédimentaire sur le compartiment hydrobiologique (Marmonier *et al.*, 2019).

Sur le Drac, l'anomalie du gradient thermique observée, par Marteau et Piégay (2018), pourrait s'expliquer par une certaine déconnexion entre la nappe et la zone hyporhéique liée au compactage des matériaux réinjectés. Selon cette hypothèse, le Drac serait perché au-dessus de la nappe. Une analyse de la faune hyporhéique permettrait de confirmer ou non cette hypothèse et d'établir un suivi de l'effet de la compaction. Ainsi, la qualité hydrobiologique observée actuellement dans la zone restaurée du Drac ne serait pas forcément témoin d'un bon fonctionnement de la tresse. Au contraire, cela peut être le signe d'une faible activité du tressage, propice à l'installation et au développement de la faune benthique.

Sur le Buëch, la réponse hydrobiologique à la réinjection est inexistante alors que l'intégralité de la bande active a subi un exhaussement significatif. À l'instar du Drac, cet engraissement s'est fait de manière naturelle sans phénomène de compactage mécanique, ce qui est théoriquement propice au développement de la faune hyporhéique. Bien que les objectifs initiaux de la réinjection ne soient pas centrés sur l'amélioration des conditions hydrobiologiques, il paraît essentiel d'intégrer un suivi de la faune hyporhéique pour les opérations futures.

XIV. Vers des indicateurs hydromorphologiques pour le suivi de la restauration

XIV.1 Les indicateurs de contexte morphodynamique

Un des grands challenges mis en évidence par le projet REFORM est d'intégrer le contexte morphodynamique dans le suivi des opérations de restauration. Dans le cas du suivi de la reconstitution du matelas alluvial sur le Buëch et sur le Drac, nous avons simplifié cette question aux potentialités de recharge sédimentaire qu'offrent les bassins versants étudiés. Rainato *et al.* (2019) ont récemment montré que le potentiel de recharge sédimentaire pouvait s'appréhender grâce à une analyse couplée de trois paramètres : 1) l'évolution du régime hydrologique, 2) l'évolution des formes fluviales et 3) l'évolution de la production sédimentaire. Les réflexions méthodologiques engagées dans cette thèse pour caractériser le contexte morphodynamique s'intègrent tout à fait dans ce cadre d'analyse. Ceci permet d'envisager la définition d'un Indicateur de Contexte Morphodynamique afin de répondre aux enjeux du projet REFORM.

Nous proposons un Indicateur de Contexte Morphodynamique Global (*ICMG*) qui repose sur la combinaison d'un Indicateur de Connectivité aux sous bassins versants Producteurs de Sédiments (*ICPS*), d'un Indicateur d'Evolution des Stocks Internes (*IESI*) et d'un Indicateur de Contexte Hydrologique Récent (*ICHR*) :

$$ICMG = \frac{ICPS * IESI}{ICHR} \quad (34)$$

L'objectif de cet indicateur est de caractériser de façon simple et standard le contexte morphodynamique afin de permettre l'inter-comparaison entre diverses opérations de restauration. Les différentes composantes de cet indicateur sont détaillées dans les paragraphes suivants.

XIV.1.1 Indicateur de Connectivité aux zones Productrices de Sédiments (*ICPS*)

À l'instar de l'Indice de Connectivité (*IC*) élaboré par Cavalli *et al.* (2013), qui s'intéresse de façon très précise à la connectivité entre les sources externes et le réseau hydrographique à l'échelle des sous bassins versants et qui nécessite des données topographiques très riches (LiDAR sur l'intégralité du bassin-versant), nous proposons un indicateur simplifié qui demande des données d'entrée beaucoup plus raisonnables. Cet indicateur se base sur l'hypothèse que chaque sous-bassin délivre un certain volume de sédiments et que cette fourniture sédimentaire est d'autant moins propice à la recharge sédimentaire qu'elle est éloignée du site de restauration et régulée par des aménagements.

Ainsi, l'*ICPS* (Indicateur de Connectivité aux sous bassins versants Producteurs de Sédiments) renseigne sur la connectivité entre le site restauré et les zones productrices de sédiments. La valeur de l'*ICPS* est d'autant plus forte que les distances aux sources sédimentaires externes sont faibles et que la continuité sédimentaire est optimale. Son calcul se fait grâce à la formule suivante :

$$ICPS = \sum \sqrt{I/K} / T_d \quad (35)$$

avec *I* la production sédimentaire de chaque affluent (en m³/an), *K* la distance entre l'exutoire de la source sédimentaire et les sites restaurés (en m) et *T_d* la somme des classes d'ouvrages transversaux en aval de la source sédimentaire selon la classification EDF (de 1 à 5).

La quantification de la production sédimentaire a été effectuée grâce à la méthode ECSTREM qui s'est avérée être un outil simple et rapide à mettre en place. Notre approche n'intègre pas la variabilité temporelle de la production sédimentaire mais sa transposition à tous les sous bassins versants et son calage statistique permet l'intercomparaison entre différents sites. Notre approche ne bénéficie pas non plus d'une expertise fine des zones en érosion mais d'une simple utilisation de l'occupation du sol. Ce choix résulte d'une stratégie assumée dans laquelle nous avons préféré concentrer nos analyses sur le suivi des sites restaurés. Ce type d'approches

statistiques, qui relie des paramètres élémentaires de la morphométrie des bassins versants à la production sédimentaire, semble incontournable pour travailler à l'échelle de grands bassins versants (> 80 km²). Sur des hydrosystèmes plus modestes, il est tout à fait envisageable d'intégrer des dispositifs de mesures *in situ* qui ont montré leur efficacité (Mathys, 2006). Ces dispositifs peuvent cumuler des techniques de traçage sédimentaire (Liébault *et al.*, 2012) ou des outils autonomes comme les géophones (Navratil *et al.*, 2013 ; Soar et Downs, 2017).

La production sédimentaire est mise en lien avec la distance au site de restauration et avec le degré de continuité sédimentaire qui s'opère dans la vallée. Les autres types d'altérations connus tels que l'endiguement ou les extractions ne sont pas pris en compte car 1) les endiguements ne sont pas défavorables à la continuité sédimentaire et 2) les extractions sont aujourd'hui interdites. Toutefois, il est envisageable de retrancher les volumes d'extraction annuels à la production sédimentaire si, pour une raison ou une autre, des extractions demeurent dans le bassin-versant. Le choix de la typologie des ouvrages (IV.2.3) et de leur impact sur le transport solide est discutable et demeure pour le moment sujet à l'expertise, même si des recherches sont en cours pour la valider (Malavoi et Loire, 2019) grâce notamment aux avancées réalisées sur la métrologie du charriage (Dépret *et al.*, 2019). L'avantage de cette typologie réside dans sa transposabilité à tous les contextes morphodynamiques, quelle que soit la pente, la granulométrie ou la hauteur de chute des ouvrages. Dans notre cas, la base de données ROE a été utilisée et catégorisée selon la typologie EDF. Les ouvrages installés dans les sous bassins versants ne sont pas pris en compte dans le calcul de cet indicateur qui se focalise uniquement sur la vallée principale.

XIV.1.2 Indicateur d'Évolution des Stocks Internes (IESI)

La largeur de la bande est un paramètre intégrateur de l'activité morphodynamique des rivières torrentielles (Terrier *et al.*, 2019). Pour cette raison, la variabilité spatio-temporelle des bandes actives est utilisée pour caractériser l'évolution des stocks de sédiments internes. L'*IESI* (Indicateur d'Évolution des Stocks Internes) correspond au produit des taux d'évolution de la bande active :

$$IESI = \prod_{i=1}^n C \quad (36)$$

avec $C = A_{t+1}/A_{t_0}$ et A la surface de la bande active en amont de la zone restaurée représentative du stock interne de sédiments.

Si $IESI < 1$, cela signifie que la bande active s'est contractée sur la période d'étude et que le stock de sédiments interne est en voie de diminution et de moins en moins disponible. *A contrario*, si $IESI > 1$, cela traduit une tendance à l'élargissement de la bande active, supposant ainsi une augmentation du stock interne mobilisable, ce qui est d'autant plus favorable à la recharge du site restauré.

XIV.1.3 Indicateur du Contexte Hydrologique Récent (ICHR)

La connaissance de la production sédimentaire et de l'évolution des stocks internes doit être confrontée au contexte hydrologique récent. Il s'agit d'évaluer si le contexte hydrologique a été favorable ou non à la remobilisation des stocks sédimentaires. D'après l'expérience acquises sur le Drac et sur le Buëch, on s'aperçoit que la bande active des rivières en tresses n'est vraiment remobilisée que pour des événements $> Q_5$. Des événements moins importants sont certes capables d'ajuster la morphologie des chenaux mais les bancs restent peu érodés lors de ce type d'événements. L'*ICHR* (Indicateur de Contexte Hydrologique Récent) est calculé sur la période post travaux et correspond au produit des périodes de retour du débit maximum journalier annuel :

$$ICHR = \prod_{i=1}^n P_Q \quad (37)$$

avec P_Q la période de retour du débit moyen journalier maximum annuel.

XIV.1.4 Exemples d'applications

L'application des indicateurs de contexte morphodynamique sur le Drac et sur le Buëch (Tableau 63) montre qu'en dépit des caractéristiques structurales plus favorables à la recharge sédimentaire dans le bassin-versant du Drac (production sédimentaire, continuité sédimentaire et stock interne) que dans le bassin du Buëch, l'ICMG est plus important sur le Buëch en raison d'une hydrologie bien plus favorable à la remobilisation des stock sédimentaires depuis la fin des travaux.

Tableau 63 : Application des indicateurs de contexte morphodynamique aux cas d'étude du Buëch et du Drac

Exemple	ICPS	IESI	ICHR	ICMG
Drac	14,7	0,75	0,125	88,5
Buëch	3,5 < ICSE* < 6,9 (4,6)	0,64**	0,025	90,4 < ICMG < 178,4 (118,9)

*En fonction du mode d'exploitation du barrage la classification du barrage de Saint Sauveur varie de 2 à 4.

**Moyenne des taux d'évolution de la bande active du Petit Buëch en aval de Veynes et du Grand Buëch en aval d'Aspremont. Les valeurs entre parenthèse représentent une situation moyenne avec le barrage de Saint-Sauveur classifié en catégorie 3.

En dépit du contexte hydrologique récent, la comparaison des valeurs de l'ICSE et de l'IESI sur les bassins versants du Drac et du Buëch reflète bien les différences de morphologie entre les deux cours d'eau. Ainsi, un contexte plus favorable à la recharge sédimentaire (ICSE et IESI élevés) correspond aussi à un tressage plus actif sur le Drac ($\overline{W}^* = 9,9$ dans la plaine de Chabottes ; tresses à bancs nus) que sur le Buëch ($\overline{W}^* = 4,6$ en amont d'Eyguians ; tresses à îles multiples).

Une telle démarche est toutefois impossible sur les rivières torrentielles de rang inférieur comme la Clamoux et l'Argent Double, où la forte végétalisation des bassins versants ne permet ni de quantifier la production sédimentaire ni l'évolution du stock interne selon les méthodes utilisées sur le Buëch et sur le Drac. Sur ce type de bassin-versant, la caractérisation du contexte morphodynamique demeure compliquée à cerner et nécessiterait de mettre en œuvre des moyens techniques bien plus lourds (mesures *in situ*). Les moyens financiers pour évaluer la restauration de la Clamoux au pont des Aygadons étant déjà limités (voire inexistant), il paraît non raisonnable d'aller plus loin dans la compréhension du contexte morphodynamique. Dans ce cas, il est préférable de se focaliser uniquement sur les données hydrologiques.

Il est toujours difficile de discuter de l'efficacité d'une opération sans prendre en compte le contexte morphodynamique. Evidemment, les ajustements consécutifs à une crue récente maximisent le potentiel de remobilisation des stocks sédimentaires et donc l'efficacité globale de l'opération. *A contrario*, l'efficacité sera d'autant plus forte que le contexte morphodynamique est défavorable à la recharge sédimentaire. L'application de ces indicateurs est une piste pour permettre l'inter-comparaison des suivis de la restauration et surtout pour relativiser la perception de l'efficacité de la restauration.

Enfin, ces indicateurs pourraient aussi être mobilisés dès la phase projet afin de calibrer un objectif ou une référence cible en adéquation avec le contexte morphodynamique.

XIV.2 Les indicateurs d'efficacité hydromorphologique : adapter les indicateurs aux objectifs de restauration

Les suivis entrepris dans le cadre de cette thèse montrent que les bilans sédimentaires sont des indicateurs universels dès lors que l'on s'attache à évaluer une opération de restauration du matelas alluvial. Pour cela, les *DoD* séquentiels se sont avérés performant à condition de minimiser les marges d'erreurs grâce à un réaligement systématique des données LiDAR. L'évolution de l'altitude de la bande active s'est aussi avérée être un indicateur pertinent, quel que soit l'objectif. La trajectoire d'évolution du Buëch en aval du site de réinjection, construite sur ces deux indicateurs (Figure 193), permet d'illustrer l'utilisation de ce type de données.

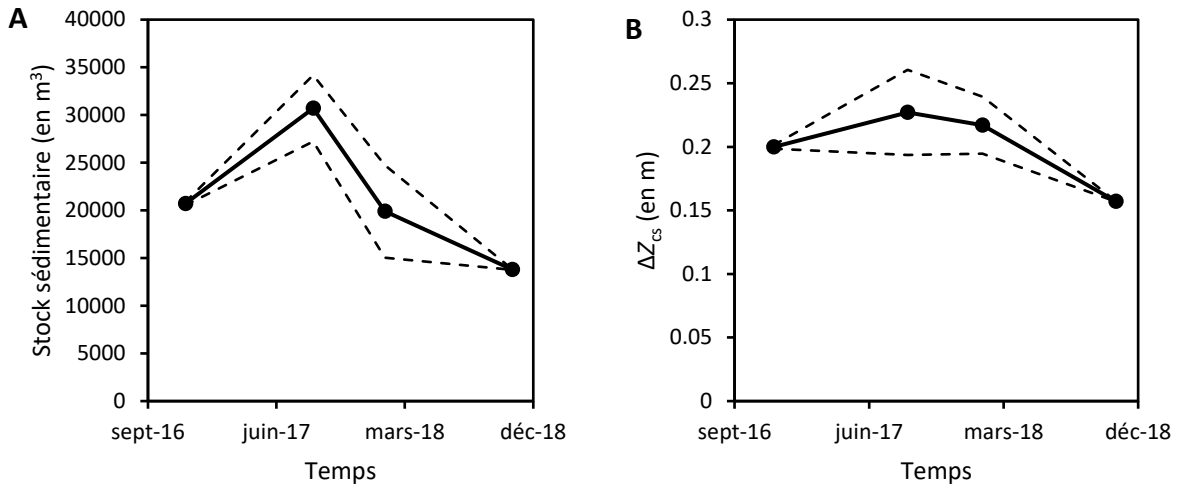


Figure 193 : Indicateurs pertinents pour la caractérisation de la trajectoire de restauration du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur

A : Trajectoire d'évolution du bilan sédimentaire ; B : Trajectoire d'évolution de l'altitude moyenne de la bande active. Les courbes en pointillés représentent les marges d'erreurs des données LiDAR. Dans la zone de diffusion de la réinjection sédimentaire, le Buëch observe une trajectoire négative selon une courbe gaussienne, montrant que les gains initiaux sur la reconstitution du matelas alluvial sont progressivement annihilés.

Dans un contexte d'objectif de restauration ambitieux comme la restauration des formes en tresses du Drac, il est nécessaire de compléter les indicateurs universels (bilan sédimentaire et altitude de la bande active) avec des outils qui permettent de capter les ajustements des formes fluviales. Dans ce cas, il est nécessaire de coupler des données topo-bathymétriques, qui renseignent sur la morphométrie des chenaux et l'intensité du tressage avec l'analyse des photographies aériennes, qui renseigne sur la largeur des chenaux en eau (Figure 194) et sur l'évolution des habitats au sein de la bande fluviale.

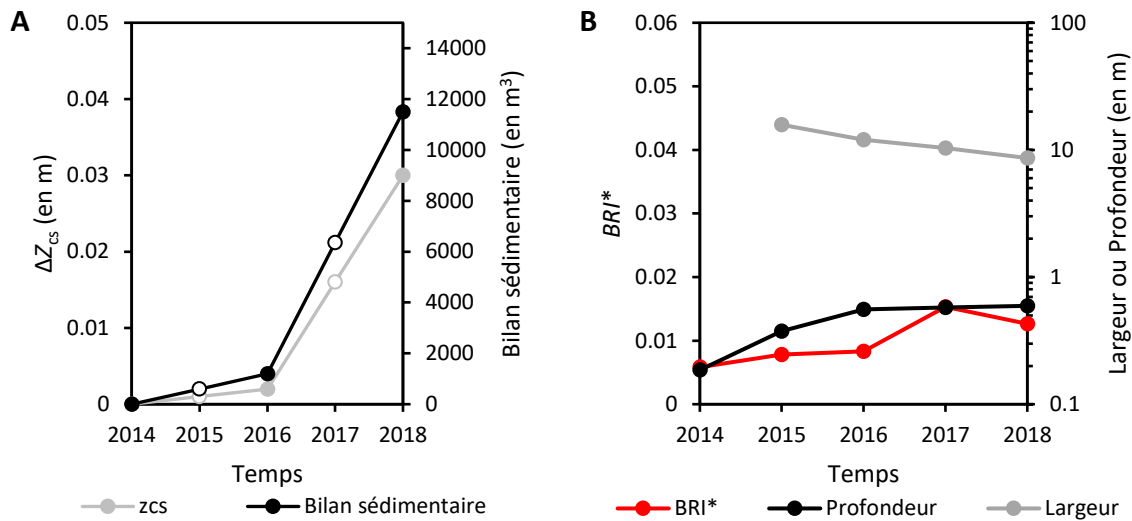


Figure 194 : Indicateurs pertinents pour la caractérisation de la trajectoire de restauration du Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur

A : L'évolution du bilan sédimentaire et de l'altitude de la bande active (en blanc les valeurs interpolées) ; B : L'évolution du style fluvial. Ces indicateurs permettent de faire le lien entre les ajustements morphologiques globaux et l'évolution des formes fluviales. Ainsi, un bilan sédimentaire positif s'accompagne d'une augmentation de la rugosité, du creusement des chenaux et d'une diminution de la largeur des chenaux.

Pour le suivi de la restauration de l'espace de mobilité, dans un contexte pauvre en données topographiques comme sur la Clamoux, il est essentiel de quantifier l'évolution planimétrique de la bande active. Ce paramètre est facilement quantifiable à partir d'une analyse diachronique des photographies aériennes et peut fournir des informations pertinentes sur la trajectoire de restauration.

Sur la base de ce retour d'expérience, nous déclinons les stratégies de déploiement d'outils essentielles en fonction des objectifs de restauration ainsi que les indicateurs hydromorphologiques qui en découlent (Figure 195). Ce retour d'expérience permet d'anticiper, pour les opérations futures, les stratégies les plus judicieuses en fonction des budgets disponibles et des moyens techniques à disposition.

Au-delà du choix des outils à déployer, il convient de prendre en compte leur cadre spatio-temporel. Ainsi, un indicateur très pertinent pour un objectif donné ne sera vraiment utile que si l'on peut le suivre dans le temps et dans l'espace, afin d'initier une approche BACI.

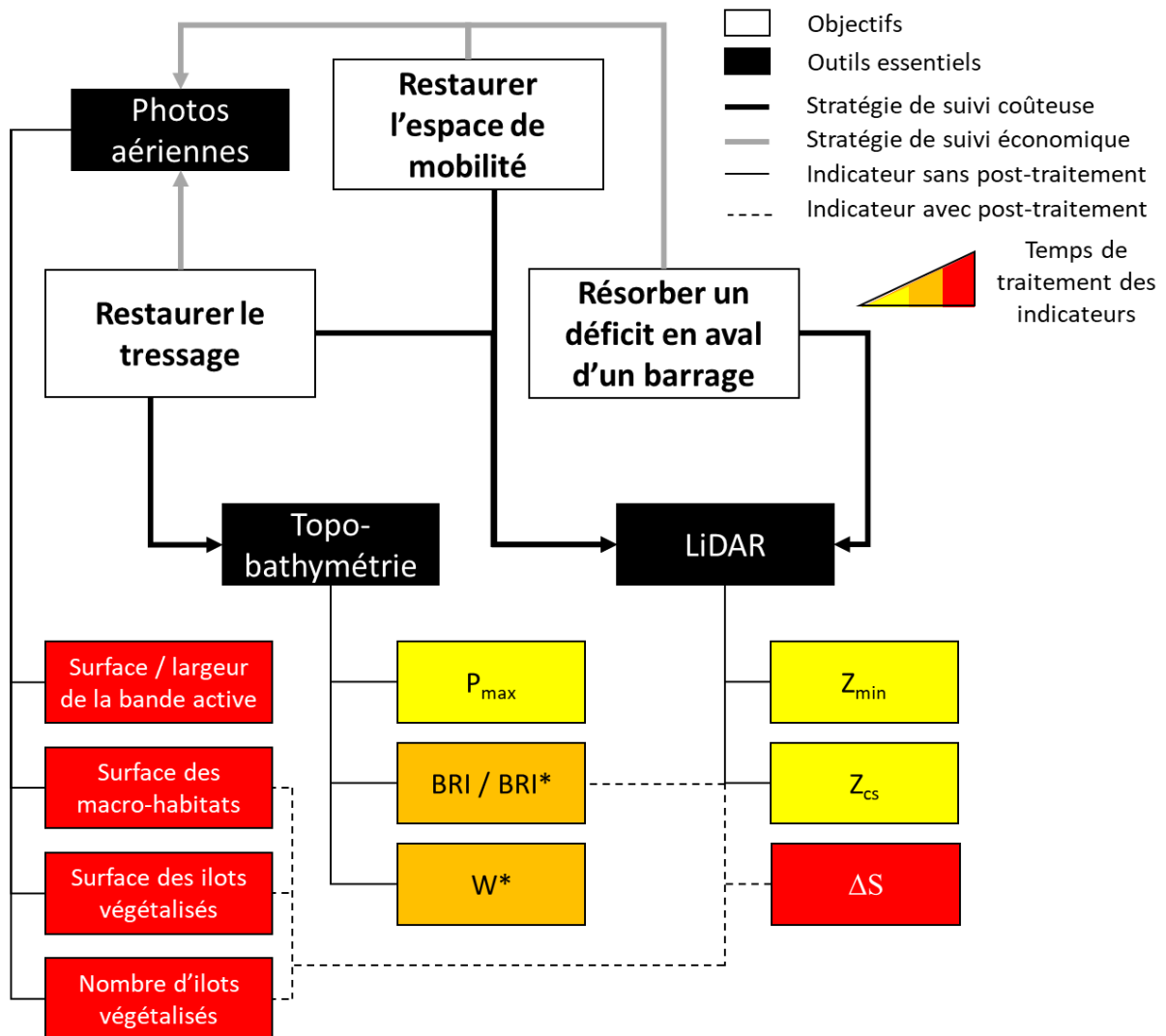


Figure 195 : Stratégie de suivi des rivières en fonction des objectifs de restauration

P_{max} : Profondeur maximale des chenaux ; BRI : Braided Relief Index ; BRI^* : valeur adimensionnelle du BRI ; W^* : largeur de la bande active normalisée ; Z_{min} : Altitude minimale de la bande active (ligne d'eau) ; Z_{cs} : Altitude moyenne de la bande active le long d'un profil en travers ; ΔS : Bilan sédimentaire.

Conclusion générale

Bilan des suivis et retour d'expérience thématique

Ces trois cas d'étude ont permis d'analyser l'efficacité de trois types de restauration sur des rivières de forte énergie. La réponse morphologique postérieure aux travaux est systématiquement plus claire que la réponse hydrobiologique, du fait notamment des disparités d'échelles spatio-temporelles dans les suivis entrepris.

La compréhension des contextes morphodynamiques a permis de cerner la trajectoire géomorphologique de chaque bassin-versant. Les rivières torrentielles n'échappent pas aux changements de régimes et aux métamorphoses induits par l'aménagements des bassins versants au XX^e siècle. Cependant, les trajectoires géomorphologiques ne sont pas linéaires et la résilience est permise lorsque la connectivité aux sources sédimentaires est conservée.

L'efficacité des travaux de restauration n'est pas synonyme de résilience. Si cet aspect ne peut être évalué sur la Clamoux (absence de référence non altérée), il est indéniable que la réinjection sédimentaire du Buëch et du Drac est une opération efficace vis-à-vis des objectifs fixés mais que la résilience n'est pas encore optimale.

1. À propos de la suppression des contraintes latérales et de la restauration des espaces de liberté :

La politique d'acquisition foncière et la suppression des contraintes latérales sur la Clamoux en aval du pont des Aygadons ont permis de rétablir une dynamique latérale et de diversifier les habitats, tout en remplissant un objectif de protection contre les inondations (ralentissement des flux liquides et solides). Pendant une dizaine d'années, ce tronçon a observé un fonctionnement particulier dans lequel la Clamoux a pu déborder dans des zones d'expansions de crues. Dans un contexte de crues de faible ampleur, c'est la zone d'expansion de crue médiane qui a été la plus fonctionnelle. La Clamoux a eu tendance à réemprunter systématiquement son lit historique et la végétation a ainsi pu recoloniser rapidement la bande active.

Le dispositif de suivi RFID passif a mis en évidence un charriage actif dans le Minervois, aussi bien dans la Montagne Noire que sur le piedmont. Les données acquises sur le site restauré pour des débits faibles (< 20 m³/s) et des écoulements cantonnés au chenal principal ne permettent pas d'observer la régulation du transport solide. Néanmoins, dans le bassin-versant de l'Argent Double, la régulation du transport solide est clairement mise en évidence dans les sites larges et peu contraints.

Depuis les crues de février 2017 et d'octobre 2018, le site restauré présente un nouveau fonctionnement. Les chenaux historiques ont été délaissés au profit des néo-chenaux situés dans une bande active large et peu sinueuse (recoupement de méandre). Parmi les trois points de surverse vers les zones d'expansions de crues, seul celui situé le plus en amont demeure opérationnel. Cette zone d'expansion est celle qui a le moins bien fonctionné vis-à-vis de l'objectif de régulation des flux solides depuis 2006.

Le fonctionnement *ante* 2017 était efficace vis-à-vis des objectifs de restauration mais il laissait supposer une aggravation du déficit sédimentaire en aval. Le fonctionnement actuel est beaucoup moins efficace vis-à-vis des objectifs initiaux mais il est davantage propice à la remobilisation du stock sédimentaire constitué depuis la crue de référence de 1999 ainsi qu'à la réduction des déficits sédimentaires en aval.

La stratégie d'acquisition foncière a permis de restaurer un espace de liberté mais l'efficacité du projet réside aussi dans la stratégie d'entretien de la ripisylve qui a, dans un premier temps, permis de conserver une végétation pionnière peu dense plus facilement érodable qu'une végétation dense et plus difficilement érodable. Dans un second temps, le défrichement localisé a permis de créer des zones de dépôts sédimentaires préférentiels, ce qui a maximisé l'efficacité du site pour la régulation du transport solide. Dans le fonctionnement actuel et face à colonisation

végétale, ce type de gestion apparaît comme un outil essentiel si l'on souhaite poursuivre la régulation du transport solide sur ce site.

Un certain nombre de questions scientifiques demeure en suspens comme les distances de transport lors des fortes crues ou le temps de résidence de la charge de fond dans le site restauré. L'expérience acquise a permis de poser les bases méthodologiques d'un programme de recherche qui trouvera une application opérationnelle pour les travaux de restauration à venir dans le périmètre du SMAC.

2. À propos de la reconstitution du matelas alluvial en aval des barrages pour résorber les déficits :

La création de terrasses alluviales artificielles est une solution adaptée pour réduire les déficits sédimentaires en aval des barrages. Premièrement, les rivières torrentielles disposent de l'énergie nécessaire pour éroder et remobiliser des remblais artificiels disposés le long du chenal. Deuxièmement, la remobilisation des terrasses artificielles permet de générer des vagues sédimentaires qui peuvent rééquilibrer le bilan sédimentaire à l'échelle du tronçon.

Les trois années de suivis ont permis d'analyser les modalités d'érosion des remblais artificiels disposés en aval du barrage de Saint-Sauveur. Dans ce laps de temps, nous avons observé l'effet de plusieurs crues selon des modalités de gestion du barrage différentes (mise en transparence ou non).

Si la première crue consécutive aux travaux (Q_5 - Q_{10}) a permis d'éroder environ la moitié des remblais, les petites crues suivantes ont eu un impact marginal sur le stock sédimentaire résiduel, malgré plusieurs mises en transparence. Une certaine diffusion du *pulse* sédimentaire est observée au cours du temps et les prémices d'un retour à la situation avant travaux se font sentir au travers de la trajectoire des différents indicateurs utilisés au sein du tronçon cible. Au final, cette opération est jugée efficace au regard d'autres opérations similaires mais non durable.

L'efficacité globale de cette opération de réinjection dépend aussi de la capacité à appliquer les consignes de crue. Or, depuis les travaux, ces consignes n'ont pas pu être systématiquement déclenchées et le réservoir s'est fortement engraisé. Face à l'engraissement continu du réservoir et à la nécessité de remobiliser fréquemment les remblais pour faciliter leur érosion, une nouvelle réflexion sur la stratégie de gestion sédimentaire doit s'engager.

À propos du design des remblais, nos observations montrent que le « *stockpile method* » est particulièrement efficace dès lors que les remblais sont disposés en unités parallèles proches du chenal principal. Dans cette configuration, la pente du talus ou même sa hauteur ne sont pas un frein à l'érosion latérale.

Si la réponse morphologique est très significative avec un engraisement de 20 700 m³ sur une distance de 2,3 km, la réponse hydrobiologique n'est pas captée par les outils déployés. De fait, la fonction écologique de cette opération n'a pu être vérifiée.

La tendance à court terme au retour à une situation de déficit sédimentaire ne permet pas d'établir des conditions suffisantes à la résilience. D'ailleurs, le retour au tressage en aval du barrage demeure une utopie si l'on conserve le système d'endiguement jusqu'au Torrent de Channe. Il faut accepter la métamorphose du Buëch sur ce tronçon et éviter à tout prix la propagation d'un déficit sédimentaire qui aurait des répercussions sur le tressage plus en aval. Entre Montrond et Eyguians, il apparaît qu'un objectif de conservation du tressage (au moins un tressage faiblement actif) soit en adéquation avec le contexte morphodynamique du bassin-versant. Cet objectif de conservation est d'autant plus raisonnable que l'on connaît encore mal les réajustements du Buëch consécutifs à l'arrêt des extractions, les effets à long terme de l'amélioration des transparences ainsi que les conséquences des vagues sédimentaires induites par des opérations de réinjection, qui pourraient bien contribuer aux apports sédimentaires et favoriser le tressage.

3. À propos de la reconstitution du matelas alluvial pour restaurer le tressage :

Le suivi de la reconstitution du matelas alluvial du Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur montre que la restauration d'une tresse grâce à un apport massif de sédiments et à un remodelage de la bande active est possible. Dans un contexte peu favorable à la recharge sédimentaire (faible fourniture sédimentaire), le tronçon restauré présente un ajustement avec le tronçon de référence

de la plaine de Chabottes, ce qui atteste d'une trajectoire de restauration positive. Les ajustements morphologiques ont permis une diversification des habitats, avec des bancs alluviaux qui s'engraissent et qui se végétalisent ainsi que des chenaux qui se creusent. La stratégie de restauration qui tablait sur une auto récupération du tressage était un bon choix, en adéquation avec le contexte morphodynamique de ce bassin-versant.

Dans un contexte d'amélioration globale de la qualité physico-chimique, la zone restaurée n'apparaît pas à ce stade comme ayant une fonction épuratrice. Cependant, les travaux ont permis des gains biologiques considérables, tant sur le plan des macro-invertébrés que sur le plan piscicole.

Néanmoins, le recul temporel sur cette opération demeure trop restreint pour conclure à la résilience du tressage à Saint-Bonnet-en-Champsaur. Les ajustements morphologiques ne sont pas complets et une inconnue demeure quant à la trajectoire de restauration dans un contexte de crue fortement morphogène. À ce titre, le retour d'expérience de la crue de novembre 2019 permettra d'éluder la question.

L'arrêt des extractions dans ce bassin-versant, qui détient un fort potentiel de production sédimentaire et des stocks internes considérables, permet d'être optimiste sur la résilience du Drac. Dans des cas précis qui bénéficient de caractéristiques structurelles hyper favorables à la résilience, le « paradis perdu » peut être un objectif ou une référence que l'on peut inscrire dans une stratégie de restauration et il est envisageable de restaurer les tresses alpines.

Réponses aux questionnements méthodologiques

L'évaluation de l'efficacité de la restauration passe d'abord par la définition d'objectifs quantifiés et par une référence locale non altérée en adéquation avec le contexte morphodynamique. C'est la condition primordiale qui permet ensuite de mobiliser un certain nombre d'outils et d'indicateurs pour vérifier l'atteinte des objectifs. Les méthodes utilisées dans les différents suivis ont permis de cerner les trajectoires de restauration en dissociant les ajustements morphologiques et les réponses hydrobiologiques.

1. Comment cerner le contexte morphodynamique ?

Le contexte morphodynamique peut s'appréhender grâce à la caractérisation des sources sédimentaires et au régime des crues. La dynamique spatio-temporelle de la bande active s'est avérée essentielle pour évaluer le potentiel de recharge sédimentaire par remobilisation du stock interne tandis que l'évaluation de la production sédimentaire a permis de cerner la capacité de renouvellement des sources sédimentaires.

Sur la base de notre retour d'expérience, un indicateur de contexte morphodynamique est proposé. Ce dernier doit permettre la comparaison entre différentes opérations de restauration.

2. Comment compléter le suivi minimum scientifique ?

Du point de vue du cadre spatio-temporel, la durée de sept ans, admise aujourd'hui pour cadrer le suivi, est adaptée aux rivières torrentielles et permet d'identifier une trajectoire de restauration. Cette durée doit toutefois être prolongée afin de vérifier la non dégradation du milieu. Nos résultats montrent que les ajustements morphologiques peuvent se faire dans des contextes peu morphogènes. Par conséquent, l'attente d'une crue pour déclencher un suivi aurait été contre-productif pour identifier les trajectoires de restauration. Une fréquence de suivi annuelle semble optimale.

Du point de vue des outils, le LiDAR est un outil indispensable pour quantifier les ajustements morphologiques à l'échelle du tronçon. Cependant, il ne permet pas de quantifier l'intégralité des processus géomorphologiques. Le recours aux techniques classiques reste incontournable.

Le traçage sédimentaire n'est pas un outil universel pour le suivi de la restauration mais il permet de répondre à des questions très spécifiques. Dans les cas étudiés, le traçage sédimentaire a été utilisé pour tenter de mesurer la régulation du transport solide dans un espace de liberté restauré, caractériser la continuité sédimentaire d'un barrage à clapet mobile, identifier l'aire d'influence de la réinjection et pour caractériser la connectivité sédimentaire entre un site restauré et sa

principale source de sédiments. La technologie RFID active est particulièrement adaptée aux rivières torrentielles.

Comme pour le traçage sédimentaire, le déploiement des colonnes d'érosion a permis de répondre à des questions spécifiques sur la remobilisation du stock interne de sédiments. Nous conseillons son utilisation dès lors que la connectivité sédimentaire est un enjeu fort pour le site restauré.

La prise de photographies en continu est un outil très intéressant car il permet à la fois de communiquer sur la trajectoire de restauration et de préciser les fenêtres spatio-temporelles d'ajustements hydromorphologiques entre deux campagnes de mesures. Le faible coût des caméras *time lapse* en fait un outil incontournable.

Un suivi en continu du transport solide (MES et charriage) est un luxe qui ne paraît pas essentiel pour identifier une trajectoire de restauration. Cependant, ce type de dispositif aurait pu permettre d'affiner les bilans sédimentaires.

3. Quels sont les indicateurs morphologiques spécifiques aux différents types de de travaux de restauration capables de restaurer les rivières torrentielles ?

Les indicateurs pertinents à mobiliser peuvent être choisis en fonction des objectifs de restauration, des moyens financiers et des ressources humaines et technologiques disponibles.

Pour évaluer l'efficacité de la restauration des espaces de mobilité, il est essentiel de compiler un corpus de photographies aériennes qui permet d'appréhender l'évolution en plan de la bande active et des habitats.

Pour évaluer une opération de réinjection sédimentaire en aval d'un barrage, il est indispensable de mobiliser une série de LiDAR, qui permet de générer des MNT différentiels. Ces outils permettent de quantifier l'évolution de la bande active dans les trois dimensions et de calculer des bilans sédimentaires.

Face à des objectifs de restauration ambitieux comme la restauration d'un style en tresses, il est nécessaire de compléter les indicateurs précédents par des indicateurs spécifiques (indice de tressage, profondeur et largeur des chenaux).

Perspectives de recherche

1. Évaluer la réponse hydrobiologique des opérations de réinjection sédimentaires

Le développement d'indicateurs hydrobiologiques, permettant de capter les effets de la réinjection sédimentaire sur les rivières torrentielles, représente un enjeu fort pour le suivi de ce type d'opération. En effet, le constat de la faible pertinence des indicateurs hydrobiologiques, utilisés actuellement dans les suivis DCE pour capter une réponse de la réinjection sédimentaire, nous invite à initier dès l'état initial une stratégie de caractérisation de la faune hyporhéique à l'échelle des macro-habitats.

Au-delà de cette perspective, il paraît nécessaire d'intégrer une dimension temporelle dans ce type de suivi car la diversité des habitats au sein de la bande active n'est pas stable dans le temps. Ainsi, l'analyse de l'évolution 2D de la bande active est donc à croiser avec l'évolution de la richesse des macro-invertébrés en différenciant les habitats mobiles des habitats stables. Si les analyses des photographies aériennes permettent d'identifier les habitats au sein de la bande active, le suivi de la respiration verticale permettrait en plus d'identifier pour chaque habitat un potentiel de remobilisation. Une telle approche implique de croiser un *DoD* (obtenu par deux LiDAR) ou la mesure de la couche active (obtenue grâce à des colonnes d'érosion) avec les photographies aériennes et/ou les données thermiques à haute résolution (identification des macro-habitats) puis avec des prélèvements d'invertébrés.

2. Utiliser la modélisation numérique pour dimensionner les opérations de réinjection

Le suivi de la réinjection en aval du barrage de Saint-Sauveur a montré que les expériences grandeur nature sont incontournables pour prouver l'efficacité de ce type d'opération, qui reste très peu commune. Cette étape est essentielle pour démystifier un certain nombre de préjugés concernant la forme du remblai artificiel (disposition, hauteur, pente du talus, proximité avec le

chenal). Néanmoins, ce type d'expérience est confronté à des problématiques de coût et de temps, nécessaires pour acquérir un retour d'expérience solide. Si le suivi opéré a permis d'étudier deux types de conceptions différentes, un seul scénario hydrologique a pu être analysé dans le détail. Les outils de modélisation numériques bidimensionnels pourraient être utilisés pour dimensionner les opérations de réinjection sédimentaire. Ce type d'outil permettrait d'identifier par exemple l'hydrogramme requis pour une opération efficace, la quantité et taille de sédiments à mobiliser, le transport et le stockage des sédiments à l'aval. Ce type d'outil permettrait surtout de définir un objectif quantifié que l'on pourrait raisonnablement inscrire dans le cadre d'une réinjection sédimentaire.

Cela nécessite d'évaluer au préalable la capacité des codes numériques à reproduire les processus observés *in situ*, en particulier l'érosion des sédiments injectés et leur propagation vers l'aval. Par ailleurs, ces outils de modélisation hydro-sédimentaires pourraient être couplés avec des modèles d'habitats aquatiques pour quantifier les gains biologiques. La capacité du modèle numérique à reproduire la réalité pourra être évaluée grâce 1) à des expériences en laboratoire en mobilisant des outils de modélisation physiques (représentation à échelle réduite d'un cours d'eau) et 2) aux résultats de la thèse.

Au-delà de la création de cet outil dédié au dimensionnement des réinjections sédimentaires, un regard global sur l'efficacité des réinjections permettrait de constituer un retour d'expérience bien plus large et d'orienter les exploitants de barrages dans leur stratégie de gestion sédimentaire en fonction du contexte morphodynamique. Ceci suppose de rassembler la communauté scientifique sur ce sujet et de constituer un groupe de travail international spécifique à cette question.

Bibliographie

- Adam P., Debiais N., Malavoi J.R. (2007) *Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau*. Agence de l'eau Seine-Normandie, Direction de l'eau, des milieux aquatiques et de l'agriculture (DEMAA), Service eaux de surface, Nanterre, 64 p.
- AFB (2018) Rapport technique : Drac à Laye (Hautes-Alpes) Comparaison des résultats d'échantillonnages piscicoles avant (2013) et après (2017) travaux de restauration hydromorphologique du cours d'eau, 31 p.
- AFB (2019) Guide pour l'élaboration de suivis d'opérations de restauration hydromorphologique en cours d'eau, 194 p.
- Agences de l'eau (2007) Les 9es programmes d'intervention des agences de l'eau 2007-2012, 6 p.
- Agences de l'eau (2012) 10ème programme des agences de l'eau 2013 – 2018, 7 p.
- 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, 2147-2166. doi:10.1002/esp.4161
- Arnaud-Fassetta G., Beltrando G., Fort M., Plet A., André G., Clément D., Dagan M., Méring C., Quisserne D., Rycx Y. (2002) La catastrophe hydrologique de novembre 1999 dans le bassin-versant de l'Argent Double (Aude, France) : de l'aléa pluviométrique à la gestion des risques pluviaux et fluviaux. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 1, 17-34.
- Arnaud-Fassetta G., Fort M. (2004) La part respective des facteurs hydroclimatiques et anthropiques dans l'évolution récente (1956-2000) de la bande active du Haut-Guil, Queyras, Alpes françaises du Sud. *Méditerranée*, 1(2), 143-156.
- Arnaud-Fassetta G. (2007) L'hydrogéomorphologie fluviale, des hauts bassins montagnards aux plaines côtières : entre géographie des risques, géarchéologie et géosciences. Habilitation à diriger des recherches (HDR) en géographie physique, université Paris-Diderot (Paris 7), 3 vol., 35 p., 435 p. et 357 p.
- Arnaud-Fassetta G., Fort M. (2009) The integration of space of good functioning in fluvial geomorphology, as a tool for mitigating flood risk. Application to the left-bank tributaries of the Aude River, Mediterranean France. In Gumiero B., Rinaldi M., Fokkens B. (eds.) *IVth ECRR International Conference on River Restoration 2008*, 313-322. Centro Italiano per la Riquilificazione Fluviale, Venise.
- Arnaud-Fassetta G., Fort M. (2011) Dix ans de recherches hydrogéomorphologiques dans le département de l'Aude et une question : comment parvenir à réduire le risque de crue en domaine méditerranéen ? In Fort M., Ogé F. (eds.) *Actes du colloque international « Risques naturels en Méditerranée occidentale », 16-21 novembre 2009, Carcassonne, France*, 33-52. Reproduction Héliographique Audoise, Carcassonne.
- Arnaud-Fassetta G., Fort M. (2014) Hydro-bio-morphological changes and control factors of an upper Alpine valley bottom since the mid-19th century. Case study of the Guil River, Durance catchment, southern French Alps. *Méditerranée*, 122, 159-182.
- Arscott D.B., Tockner K., Van Der Nat D., Ward J.V. (2002) Aquatic Habitat Dynamics along a Braided Alpine River Ecosystem (Tagliamento River, Northeast Italy). *Ecosystems*, 5 (8), 802-814. doi: 10.1007/s10021-002-0192-7

- Ashmore P., Peirce S., Leduc P. (2018) Expanding the “Active Layer”: Discussion of Church and Haschenburger (2017) What Is the “Active Layer”? *Water Resources Research*, 53, 5–10. doi:10.1002/2016WR019675
- Astrade L., Jacob-Rousseau N., Bravard J.P., Allignol F., Simac L. (2011) Detailed chronology of mid-altitude fluvial system response to changing climate and societies at the end of the Little Ice Age (Southwestern Alps and Cévennes, France). *Geomorphology*, 133, 100-116.
- 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, 8879–8894. doi:10.1002/2016WR019157
- Bayley P.B. (2002) A review of studies on responses of salmon and trout to habitat change, with potential for application in the Pacific Northwest. Report to the Washington State Independent Science Panel, 102 p.
- Belletti B., Dufour S., Piegay H. (2013) Regional variability of aquatic pattern in braided reaches (example of the French Rhône basin). *Hydrobiologia*, 712, 25–41.
- Belletti B., Rinaldi M., Buijse A.D., Gurnell A.M., Mosselman E. (2015) A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Sciences*, 73, 2079-2100. doi:10.1007/s12665-014-3558-1
- Benacchio V. (2017) Etude par imagerie *in situ* des processus biophysiques en milieu fluvial : éléments méthodologiques et applications. Thèse de doctorat, Université Lumière Lyon 2, 310 p.
- Berger C., McArdell B.W., Fritschi B., Schlunegger F. (2010) A novel method for measuring the timing of bed erosion during debris flows and floods. *Water Resources Research*, 46 (2), 1-7. doi:10.1029/2009WR007993
- Bernhardt E.S., Palmer M.A., Allan J.D., Alexander G., Barnas K., Brooks S., Carr J., Dahm C., Follstad-Shah J., Galat D.L., Gloss S., Goodwin P., Hart D.D., Hassett D., Jenkinson R., Katz S., Kondolf G.M., Lake P.S., Lave R., Meyer J.L., O'Donnell T.K., Pagano L., Powell B., Sudduth E. (2005) Restoration of U.S. Rivers: A National Synthesis. *Science*, 308, 636-637.
- Berthelot P., Tourade, F. (2017) Étude comparative de la mobilité de la charge de fond de deux rivières torrentielles méditerranéennes : les cas de la Clamoux et de l'Argent Double, Aude. Approche réflexive sur l'apport des affluents dans la recharge sédimentaire des cours d'eau. Mémoire de master 1, Université Paris-Diderot, 176 p.
- Berthelot P. (2018) Caractérisation du gradient granulométrique longitudinal de deux rivières torrentielles alpines : le Buëch et le Drac. Mémoire de master 2, Université Paris-Diderot, 127 p.
- B.I.G (1979) Etude de la nappe alluviale du Drac entre le confluent des Drac de Champoléon et d'Ocières, et le lac du Sautet, 49 p.
- Boutet-Berry L. (ed.) (2018) Utilisation des données hydromorphologiques issues du protocole Carhyce dans le suivi des opérations de restauration. *1re journée nationale du réseau des sites de démonstration pour la restauration hydromorphologique des cours d'eau*. AFB, Paris.
- Bravard J.P. (1989) La métamorphose des rivières des Alpes françaises à la fin du moyen âge et à l'époque moderne. *Bulletin de la Société géographique de Liège*, 25, 145-157.
- Bravard J.P., Amoros C., Pautou G., Bornette G., Bournaud M., Creuzé Des Châtelliers M., Gibert J., Peiry J.L., Perrin J.F., Tachet H. (1997) River incision in South-East France: morphological phenomena and ecological effects. *Regulated Rivers: Research and Management*, 13, 1-16.
- Bravard J.P., Petit F. (2000) *Les cours d'eau. Dynamique du système fluvial*. Armand Colin, Paris, 116 p.

- Brenna A., Surian N., Mao L. (2019) Virtual velocity approach for estimating bed material transport in gravel-bed rivers: Key factors and significance. *Water Resources Research*, 55, 1651–1674.
- Brice J.C. (1964) *Channel Patterns and Terraces of the Loup Rivers in Nebraska*. U.S. Government Printing Office, Washington, 47 p.
- Brochot S. (1998) Approches globales pour l'estimation de l'érosion torrentielle - Apports des versants et production de sédiments. *Ingénieries – Eau, agriculture, territoires*, 15, 61-78.
- Brookes A. (1988) *Channelized Rivers: Perspectives for Environmental Management*. John Wiley & Sons, Chichester, 342 p.
- Brousse G., Arnaud-Fassetta G. (2011) Caractérisation (2010) et évolution récente (1999-2010) du gradient granulométrique longitudinal dans les deux bras du Rhône deltaïque (France méditerranéenne). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 3, 291-306.
- Brousse G., Arnaud-Fassetta G., Cordier S. (2011) Evolution hydrogéomorphologique de la bande active de l'Ubaye (Alpes françaises du Sud) de 1956 à 2004 : contribution à la gestion des crues. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 3, 307-318.
- Brousse G., Arnaud-Fassetta G., Liébault F., Vasquez-Tarrio D. (2018) Experimental bed active layer survey with active RFID scour chains: Example of two braided rivers in the French Alps (the Drac and the Vénéon). In Paquier A., Rivière N. (eds.) *RiverFlow 2018*, 40. E3S Web of Conferences, Lyon-Villeurbanne.
- Bunte K. (2004) *Gravel Mitigation and Augmentation below Hydroelectric Dams: A Geomorphological Perspective*. Engineering Research Center, Fort Collins, 144 p.
- Capderrey C., Datry T., Foulquier A., Claret C., Malard F. (2013) Invertebrate distribution across nested geomorphic features in braided-river landscapes. *Freshwater Science*, 32 (4), 1188-1204. doi:10.1899/12-188.1
- Carbonneau P.E., Piégay H. (2012) *Fluvial remote sensing for science and management*. Wiley-Blackwell, Oxford, 458 p.
- Carley J.K., Pasternack G.B., Wyrick J.R., Barker J.R., Bratovich P.M., Massa D.A., Reedy G.D., Johnson T.R. (2012) Significant decadal channel change 58-67 years post-dam accounting for uncertainty in topographic change detection between contour maps and point cloud models. *Geomorphology*, 179, 71-88.
- Carling P.A. (1987) Bed stability in gravel streams with reference to stream regulation and ecology. In Richards K. (ed.) *River Channel, Environment and Process*, 272-294. Blackwell, Oxford.
- 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, 1938-1951. doi:10.1002/esp.4152
- Cassel M., Piégay H., Fantino G., Lejot J., Bultingaire L., Michel K., Perret F. (2020) Geopositioning error estimates for a-UHF artificial pebble tracers: comparison of ground-based and UAV surveys on a braided river. *Earth Surface Processes and Landforms*, soumis.
- Chandesris A., Mengin N., Malavoi J.R., Souchon Y., Pella H., Wasson J.G. (2008) Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau. Principes et méthodes (Version V3), 81 p.
- Chapuis M. (2012) Mobilité des sédiments fluviaux grossiers dans les systèmes fortement anthropisés : éléments pour la gestion de la basse vallée de la Durance. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille, 243 p.

- Chapuis M., Dufour S., Provansal M., Couvert B., De Linares M. (2015) Coupling channel evolution monitoring and RFID tracking in a large, wandering, gravel-bed river: Insights into sediment routing on geomorphic continuity through a riffle–pool sequence. *Geomorphology*, 231, 258–269.
- Chardon V., Schmitt L., Piégay H., Arnaud F., Scrouilou J., Houssier J., Clutier A. (2018) Geomorphic effects of gravel augmentation on the Old Rhine River downstream from the Kembs dam (France, Germany). In Paquier A., Rivière N. (eds.) *RiverFlow 2018*, 40. E3S Web of Conferences, Lyon-Villeurbanne.
- Charlton R. (2009) *Fundamentals of fluvial geomorphology*. Routledge, New York, 240 p.
- Chauvet Y. (2015) Interest of studying bedload mobility in mountain gravel-bed rivers using passive integrated transponders (pit) tags. A review from three years of university research and dialogue with watershed stakeholders (Aude, France). Mémoire de master 2, Université Paris-Diderot, 79 p.
- Chauvet Y., Dorval I. (2014) Gestion raisonnée d'une rivière torrentielle : Impacts sur le transport solide et la dynamique fluviale. Mémoire de master 1, Université Paris-Diderot, 190 p.
- Church M., Haschenburger J.K. (2017) What is the “active layer”? *Water Resources Research*, 53, 5–10. doi:10.1002/2016WR019675
- CLEDA (2010) Contrat de Rivière du Drac amont, 74 p.
- Connors R.W., Trivedi M.M., Harlow C.A. (1984) Segmentation of a high-resolution urban scene using texture operators. *Computer vision, graphics, and image processing*, 25, 273-310.
- Cossart E., Bourlès D., Breucher R., Carcaillet J., Fort M., Siame L. (2011) L'englacement du haut bassin durancien (Alpes françaises du sud) du Dernier Maximum Glaciaire à l'Holocène : synthèse chronologique. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 17, 123-142.
- Datry T., Dole-Olivier M.J., Marmonier P., Claret C., Perrin J.F., Lafont M., Breil P. (2008) La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Ingénieries – Eau, agriculture, territoires*, 54, 3-18.
- Datry T., Corti R., Belletti B., Piégay H. (2014) Ground-dwelling arthropod communities across braided river landscape mosaics: a Mediterranean perspective. *Freshwater biology*, 59(6), 1308-1322.
- Debelmas J., Giraud P., Sacchi R. (1980) 26^e congrès géologique international – Excursions – Excursion 25 : géologie structurale des Alpes franco-italiennes. *Géologie Alpines*, 57, 99-117.
- Dépret T., Piégay H., Cassel M., Boutault F., Arnaud F. (2019) Métrologie fine du charriage : objectifs et applications. *La Houille Blanche*, 2, 12-14.
- Dufour S. (2005) Contrôles naturels et anthropiques de la structure et de la dynamique des forêts riveraines, Exemples de différents hydrosystèmes rhodaniens. Thèse de doctorat, Université Jean Moulin Lyon 3, 243 p.
- Dufour S., Piégay H. (2009) From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references to focus on human benefit. *River Research and Applications*, 25, 568-581.
- EDF (2015) Problématique engrèvement queue de retenue St-Sauveur - Avant-Projet Détaillé, 51 p.
- EDF (2017a) Rapport de crue - Barrage de Saint-Sauveur - Crue du 21/11/2016 au 29/11/2016, 26 p.
- EDF (2017b) Retenue de Saint Sauveur sur la Durance : Bathymétrie de décembre 2016, 55 p.
- Egozi R., Ashmore P. (2008) Defining and measuring braiding intensity. *Earth Surface Processes & Landforms*, 33, 2121–2138.

- Egozi R., Ashmore P. (2009) Experimental analysis of braided channel pattern response to increased discharge. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 114(2), 1-15.
- Einstein H.A. (1950) *The bed-load function for sediment transportation in open channel flows*. U.S. Department of Agriculture, Washington DC, 71p.
- Espiaut M.L., Fontanieu N. (2016) Dynamique géomorphologique et sédimentaire des rivières méditerranéennes : le cas de la Clamoux, affluent de rive gauche de l'Orbiel, Aude. Mémoire de master 1, Université Paris-Diderot, 156 p.
- ETRM (2010) Plan de gestion et d'entretien du lit du Drac et de ses principaux affluents. Quantification du transport solide, 70 p.
- Fantino G., Arnaud F., Cassel M., Piégay H. (eds.) (2018) Feedback on the effectiveness of bedload mobility RFID monitoring. *I.S.Rivers 2018*. ZABR/Graie, Lyon.
- Flez C., Lahousse P. (2003) Contribution to assessment of the role of anthropic factors and bioclimatic controls in contemporary torrential activity in the southern Alps (Ubaye valley, France). In Fouache E. (ed.) *The Mediterranean World Environment and History*, 109-121. Elsevier, Paris.
- Flez C., Garitte G. (2006) Contribution à la connaissance des facteurs responsables de la rétraction contemporaine des bandes actives torrentielles. Tentative de régionalisation à travers l'exemple de quatre bassins versants élémentaires (Ubaye et Haute-Durance). In Allée P., Lespez L. (eds.) *L'érosion, entre société, climat et paléoenvironnement*, 291-296. Presses Universitaires Blaise-Pascal, Clermont-Ferrand.
- FNE (2008) La gestion de l'eau en France, 28 p.
- Fort M., Arnaud-Fassetta G., Beltrando G., Plet A., André G., Mering C. (2001) Impacts hydromorphologiques des fortes précipitations des 12-13 novembre 1999 sur la retombée méridionale de la Montagne Noire : l'exemple de l'Argent Double (Aude). In Médi-Terra (ed.) *Au chevet d'une catastrophe. Les inondations des 12 et 13 novembre 1999 dans le Sud de la France. Actes du colloque de Perpignan, 26-28 juin 2000*, 41-52. Presses Universitaires de Perpignan, Perpignan.
- Fort M., Arnaud-Fassetta G., Betard F. (2015) *Géomorphologie dynamique et environnement. Processus et relais dans les bassins versants*. Armand Colin, Paris, 336 p.
- Fourchy P. (1966) Déboisement et reboisement. Les débuts de la lutte contre l'érosion au XIX^e siècle dans les Alpes françaises. *Revue forestière française*, 7, 467-487.
- Frydrych M. (2016) Structural and textural response to dynamics of fluvio-glacial processes of the Rzymisko esker sediments, Central Poland. *Geology, Geophysics and Environment*, 42 (4), 411-428.
- Gardent M. (2014) Inventaire et retrait des glaciers dans les Alpes françaises depuis la fin du Petit Age Glaciaire. Thèse de doctorat, Université de Grenoble, 444 p.
- Gautier E. (1992) Recherches sur la morphologie et la dynamique fluviales dans le bassin du Buëch (Hautes-Alpes). Thèse de doctorat, Université Paris-X, 439 p.
- Gautier E. (1993) Les aménagements de la vallée du Buëch (Hautes-Alpes et Alpes de Haute-Provence) du XVIII^e siècle à nos jours : un exemple de l'intensification et de l'accélération des bouleversements de la morphogénèse fluviale par l'homme. In Collège littéraire universitaire (ed.) *Aménagement et Gestion des Grandes Rivières Méditerranéennes, Actes du colloque 8-10 septembre 1993, Avignon, France*, 43-48. Etudes Vauclusiennes, Avignon.
- Gautier E. (1994) Interférence des facteurs anthropiques et naturels dans le processus d'incision sur une rivière alpine - L'exemple du Buëch (Alpes du sud). *Revue de géographie de Lyon*, 69, 57-62.

- GAY (2019) Suivi environnemental suite au relèvement du débit réservé et à la recharge sédimentaire en aval du barrage de Saint-Sauveur Compte rendu annuel 2018, 199 p.
- Geist J., Hawkins S.J. (2016) Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems*, 26, 942–962.
- Gendaszek A.S., Magirl C.S., Konrad C.P., Czuba C.R., Marineau M.D. (2012) Using Buried Accelerometers to Measure the Timing of Bed Movement, Scour, and Fill in Gravel-Bedded Rivers. In *Proceedings of the Hydraulic Measurements and Experimental Methods Conference*, 1-6. Snowbird.
- GEOPEKA (2017) Analyse de la mobilité de la charge grossière au droit du barrage de Saint Sauveur, 54 p.
- Germanoski D., Schumm S. (1993) Changes in braided river morphology resulting from aggradation and degradation. *The Journal of Geology*, 101, 451–466.
- Gidon M., Monjuvent G. (1969) Essai de coordination des formations quaternaires de la moyenne Durance et du Haut-Drac (Hautes-Alpes). *Bulletin de l'Association française pour l'Etude du Quaternaire*, 6 (2), 145-161.
- Gidon M. (1980) Carte géologique de la France 1 : 50 000, Feuille Saint-Bonnet, carte avec notice explicative, 43 p.
- GINGER BURGEAP (2017) Bassin-versant du Haut Drac : Observatoire et évolution morphologique des cours d'eau, 84 p.
- Gob F., Bilodeau C., Thommeret N., Belliard J., Albert M.B., Tamisier V., Baudoin J.M., Kreutzenberger K. (2014) Un outil de caractérisation hydromorphologique des cours d'eau pour l'application de la DCE en France (CARHYCE). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 20 (1), 57-72.
- González del Tánago M., Gurnell A.M., Belletti B., García de Jalón D. (2016) Indicators of river system hydromorphological character and dynamics: understanding current conditions and guiding sustainable river management. *Aquatic Sciences: Research Across Boundaries*, 78, 35-55. doi:10.1007/s00027-015-0429-0
- Gros J., Vallin T. (2016) Le corsetage d'une rivière torrentielle : Impacts sur le transport de la charge solide, l'exemple de la Clamoux en France. Mémoire de master 1, Université Paris-Diderot, 139 p.
- Guo J. (2002) Logarithmic matching and its applications in computational hydraulics and sediment transport. *Journal of Hydraulic Research*, 40(5), 555–565.
- Gurnell A.M., Rinaldi M., Buijse A.D., Brierley G., Piégay H. (2016a) Hydromorphological frameworks: emerging trajectories. *Aquatic Sciences: Research Across Boundaries*, 78, 135-138. doi:10.1007/s00027-015-0436-1
- Gurnell A.M., Rinaldi M., Belletti B., Bizzi S., Blamauer B., Braca G., Buijse A.D., Bussettini M., Camenen B., Comiti F., Demarchi L., García de Jalón D., González del Tánago M., Grabowski R.C., Gunn I.D.M., Habersack H., Hendriks D., Henshaw A.J., Klösch M., Lastoria B., Latapie A., Marcinkowski P., Martínez-Fernández V., Mosselman E., Mountford J.O., Nardi L., Okruszko T., O'Hare M.T., Palma M., Percopo C., Surian N., Van de Bund W., Weissteiner C., Ziliani L. (2016b) A multi-scale hierarchical framework for developing understanding of river behaviour to support river management. *Aquatic Sciences: Research Across Boundaries*, 78 (1), 1-16. doi:10.1007/s00027-015-0424-5
- Habersack H., Piégay H. (2008) River restoration in the Alps and their surroundings: past experience and future challenges. In Rinaldi M., Habersack H., Piégay H. (eds.) *Gravel-bed Rivers VI: From Process Understanding to River Restoration*, 11, 703-737. Elsevier Science, Amsterdam.

- Haralick R.M., Shanmugam K., Dinstein I. (1973) Textural features for image classification. *IEEE Transactions on Systems, Man, & Cybernetics*, 3 (6), 610-621.
- Haschenburger J., Church M. (1998) Bed material transport estimated from the virtual velocity of sediment. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23, 791-808.
- Haschenburger J.K. (1999) A probability model of scour and fill depths in gravel bed channels. *Water Resources Research*, 35, 2857-2869.
- Hassan M.A. (1990) Scour, fill, and burial depth of coarse material in gravel bed streams. *Earth Surface Processes and Landforms*, 15, 341-356.
- 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, 128-1442.
- Hoey T., Sutherland A. (1991) Channel morphology and bedload pulses in braided rivers: a laboratory study. *Earth Surface Processes & Landforms*, 16(5), 447-462.
- Holling C.S. (1996) Engineering resilience versus ecological resilience. In Schulze P., National Academy of Engineering (eds.) *Engineering Within Ecological Constraints*, 31-43. The National Academies Press, Washington DC.
- HYDRETTUDES (2013) Définition d'un plan de Gestion des alluvions du Buëch et de ses affluents. Rapport transport solide, 183 p.
- IRSTEA (2010) Evaluation des formules de transport solide en rivière avec prise en compte de l'échelle temporelle, 39 p.
- IRSTEA (2011) Rapport d'expertise des données LiDAR aéroportées du Drac, pour le compte du Conseil Général des Hautes-Alpes, 10 p.
- IRSTEA (2016) Le Vénéon au plan du Lac : Suivi morphodynamique d'un lit en tresses. Rapport technique pour le compte d'EDF-CIH, 75 p.
- Jähnig C., Lorenz W., Hering D., Antons C., Sundermann A., Jedicke E., Haase P. (2011) River restoration success: a question of perception. *Ecological Applications*, 21(6), 2007-2015.
- Johnson M.F. (2010) The use of Passive Integrated Transponder (PIT) systems for tracing particles and organisms in rivers. In Cook S., Clarke L., Nield J. (eds.) *Geomorphological Techniques*, 247-252. British Society for Geomorphology, Londres.
- Jorda M. (1985) La torrentialité holocène des Alpes françaises du Sud. Facteurs anthropiques et paramètres naturels de son évolution. *Cahiers ligures de Préhistoire et de Protohistoire*, 2, 49-70.
- Jouanny J., Krouch M. (2017) Analyse de l'impact du mode de gestion du Syndicat Mixte Aude-Centre sur la dynamique fluviale : une expertise post-crue de son fonctionnement. Mémoire de master 1, Université Paris-Diderot, 236 p.
- Juez C., Battisacco E., Schleiss A.J., Franca M.J. (2016) Assessment of the performance of numerical modeling in reproducing a replenishment of sediments in a water-worked channel. *Advances in Water Resources*, 92, 10-22.
- Kantouch S.A., Sumi T., Kubota A., Suzuki T. (2010) Impacts of sediment replenishment below dams on flow and bed morphology of river. *First International Conference on Coastal Zone Management of River Deltas and Low Land Coastlines*, 285-303., Alexandria.
- Klingeman P.C., Bravard J.P., Giuliani Y., Olivier J.M., Pautou G. (1998) Hydropower reach by-passing and dewatering impacts in gravel-bed rivers. In Klingeman P.C., Beschta R.L., Komar P.D., Bradley J.B. (eds.) *Gravel-Bed Rivers in the Environment*, 313-344. Water Resources Publications, Highlands Ranch.

- Knighton A.D. (1980) Longitudinal changes in size and sorting of stream-bed material in four English rivers. *Geological Society of America Bulletin*, 91 (1), 55-62.
- Knighton A.D. (1984) *Fluvial Forms and processes*. Arnold, London, 218 p.
- Kondolf G.M., et Matthews W.V.G. (1993). Management of Coarse Sediment on Regulated Rivers. University of California, Water Resources Center, University of California Report No. 80, 123 p.
- Kondolf G.M., Piégay H. (2003) *Tools in fluvial geomorphology*. John Wiley & Sons, Chichester, 688 p.
- Kondolf G.M., Minear J.T. (2004) Coarse Sediment Augmentation on the Trinity River Below Lewiston Dam: Geomorphic Perspectives and Review of Past Projects. Trinity River Restoration Program. 67 p.
- Kondolf G.M., Anderson S., Lave R., Pagano L., Merenlender A., Bernhardt E.S. (2007) Two decades of river restoration in California: what can we learn? *Restoration Ecology*, 15(3), 516-523.
- 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.
- Lallias-Tacon S., Liébault F., Piégay H. (2014) Step by step error assessment in braided river sediment budget using airborne LiDAR data. *Geomorphology*, 214, 307-323.
- Lallias-Tacon S. (2015) Analyse spatio-temporelle de la morphologie des rivières en tresses par LiDAR aéroporté. Thèse de doctorat, Université Lyon 2, 213 p.
- Lallias-Tacon S., Liébault F., Piégay H. (2017) Use of airborne LiDAR and historical aerial photos for characterising the history of braided river floodplain morphology and vegetation responses. *Catena*, 149, 742-759.
- Lamouroux N., Hauer C., Stewardson M.J., Poff N.L. (2017) Physical habitat modeling and ecohydrological tools. In Horne A.C., Webb J.A., Stewardson M.J., Richter B., Acreman M. (eds.) *Water for the environment: From policy and science to implementation and management*, 13, 265-285. Elsevier, Londres.
- Lamouroux N., Augeard B., Baran P., Capra H., Le Coarer Y., Girard V., Gouroud V., Navarro L., Peost O., Sagnes P., Sauquet E. (2018) Débits écologiques : la place des modèles d'habitat hydraulique dans une démarche intégrée. *Hydroécologie Appliquée*, 20, 1-27.
- Lane E.W. (1955) Design of stable channels. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 120, 1234-1279.
- Laronne J.B., Outhet D.N., Carling P.A., McCabe T.J. (1994) Scour chain employment in gravel bed rivers. *Catena*, 22, 299-306.
- Laval F., Guilmin E. (eds.) (2014) Upper Drac River restoration project: restoration of a braided river bed incised in clay substratum through sediment reloading and bed widening. *SHF conference*. BURGEAP, Nantes.
- Laval F., Vento O., Guilmin E., Koulinski V., Breilh B. (eds.) (2015) Projet de restauration du Drac amont. Restauration d'une rivière en tresses incisée dans les argiles par élargissement et recharge sédimentaire - Premiers retours d'expérience 1 an après travaux. *I.S.Rivers 2015*. ZABR/graie, Lyon.
- Leclair R. (2016) Pressions anthropiques et ajustements hydromorphologiques dans le bassin-versant de l'Isère du XVIII^e siècle à 1950. Mémoire de master 2, Université Paris-Diderot, 188 p.
- Lecomte B., Boyrie J.C., Cabannes B., Lauriac A., Calvet J.L., Barthès J-P., Hamza N., Pignard J., Lorenzini S., Regade M.M., Mirault J., Normand S., Royer J., Priol P., Vedrines C., Lailly L. (1998) La forêt et ses produits, description et enjeux. ORF - ORP tome 1, 156 p.

- Leduc P. (2013) Etude expérimentale de la dynamique sédimentaire des rivières en tresses. Thèse de doctorat, Université Grenoble Alpes, 258 p.
- Leduc P., Ashmore P., Gardner J.T. (2015) Grain sorting in the morphological active layer of a braided river physical model. *Earth Surface Dynamics*, 3 (4), 577–585. doi:10.5194/esurf-3-577-2015
- Lefort P. (ed.) (2007) Une formule semi-empirique pour le transport solide des rivières et des torrents. *SHF Transport solide et gestion des sédiments en milieu naturel et urbain*, 28-29 novembre 2007. Société Hydrotechnique de France, Lyon.
- Lekach J., Schick A.P. (1995) Trajectories of bed load particles within the active layer of an ephemeral stream. In Adar E.M., Leibundgut C. (eds.) *Application of Tracers in Arid Zone Hydrology (Proceedings of the Vienna Symposium, August 1994)*, 232, 443-452. IAHS Publications, Wallingford.
- Lenzi M.A. (2004) Displacement and transport of marked pebbles, cobbles and boulders during floods in a steep mountain stream. *Hydrological processes*, 18 (10), 1899-1914.
- Leopold L.B., Emmett W.W., Myrick R.M. (1966) Channel and hillslope processes in a semiarid area, New Mexico. *United States Geological Survey Professional Paper*, 352-G, 193-238.
- Lévêque C. (2016) *Quelles rivières pour demain ? Réflexions sur l'écologie et la restauration des cours d'eau*. QUAE, Versailles, 287 p.
- Liébault F., Taillefumier F. (2000) L'évolution contemporaine de la bande active des principaux affluents de la Drôme, de l'Eygues et du Roubion (Préalpes du Sud, France). *Géocarrefour*, 75, 327-336.
- Liébault F., Piégay H. (2002) Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of Southeastern France. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27, 425-444.
- Liébault F. (2003) Les rivières torrentielles des montagnes drômoises : évolution contemporaine et fonctionnement géomorphologique actuel (massifs du Diois et des Baronnies). Thèse de doctorat, Université Lumière Lyon II, 358 p.
- Liébault F., Gomez B., Page M., Marden M., Peacock D., Richard D., Trotter C.M (2005) Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. *River Research and Applications*, 21 (7), 739-756.
- Liébault F., Clément P. (2007) La mobilité de la charge de fond des rivières torrentielles méditerranéennes. *Géographie physique et Quaternaire*, 61 (1), 7-20.
- Liébault F., Laronne J.B. (2008) Evaluation of bedload yield in gravel bed rivers using scour chains and painted tracers: the case of the Esconavette Torrent (Southern French Prealps). *Geodinamica Acta*, 21 (1), 23-34.
- Liébault F., Bellot H., Chapuis M., Klotz S., Deschâtres M. (2012) Bedload tracing in a high-sediment-load mountain stream. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37, 385-399.
- Liébault F., Lallias-Tacon S., Cassel M., Talaska N. (2013) Long profile responses of alpine braided rivers in SE France. *River Research and Applications*, 29, 1253-1266.
- Liébault F. (2017) Geomorphology and sediment transport of alpine fluvial systems: from steep-slop torrents to piedmont gravel-bed rivers. Habilitations à Diriger des Recherches, Université Grenoble Alpes.
- Liébault F., Bertrand M., Brousse G., Gaucher R., Chouquet I., Marteau B., Borgniet L. (2019) HyMoCARES Project-WPT3. Effects of Hydromorphological Management and Restoration Measures. D.T3.3.1. Technical note on the evaluation of physical and ecological effects of river restoration works. Case study: Buëch and Upper Drac rivers, France, 17 P.

- Lisle T.E., Eads R.E. (1991) Methods to Measure Sedimentation of Spawning Gravels. Research Note PSW-411 Berkeley, California: Pacific Southwest Research Station, 7 p.
- Liu Y., Métivier F., Lajeunesse E., Lancien P., Narteau C., Ye B., Meunier P. (2008) Measuring bedload in gravel-bed mountain rivers: averaging methods and sampling strategies. *Geodinamica Acta*, 21 (1-2), 81-92.
- Loire R. (2018) Case study: restoring sediment continuity in the Buëch. In *IV Convegno italiano sulla riqualificazione fluviale. Tra cambiamento climatico e consumo di suolo : la riqualificazione fluviale per un nuovo equilibrio del territorio. Bologna, 22-26 octobre 2018*. CIRF, Bologne.
- Malavoi J.R., Bravard J.P., Piégay H., Héroin E., Ramez P. (1998) *Guide Technique n°2, Détermination de l'espace de liberté des cours d'eau*. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Lyon, 40 p.
- Malavoi J.R., Bravard J.P. (2010) *Eléments d'hydromorphologie fluviale*. ONEMA, Vincennes, 228 p.
- Malavoi J.R., Souchon Y. (2010) Construire le retour d'expérience des opérations de restauration hydromorphologique. Eléments pour une harmonisation des concepts et des méthodes de suivi scientifique minimal. Volets hydromorphologie - hydroécologie, 95p.
- Malavoi J.R., Garnier C.C., Landon N., Recking A., Baran P. (2011) *Eléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière*. ONEMA, Vincennes, 216 p.
- Malavoi J.R., Loire R. (2019) Concilier hydroélectricité et continuité sédimentaire. *La Houille Blanche*, 2, 14-20.
- Mao L., Picco L., Lenzi M.A., Surian N. (2016) Bed material transport estimate in large gravel-bed rivers using the virtual velocity approach. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(4), 595–611.
- Marmonier P., Olivier M.J., Creuzé des Châtelliers M., Paron F., Graillot D., Winiarski T., Konecny-Dupé L., Navel S., Cadilhac L. (2019) Does spatial heterogeneity of hyporheic fauna vary similarly with natural and artificial changes in braided river width? *Science of the Total Environment*, 689, 57–69.
- Marteau B., Piégay H. (2018) Relevés thermiques aéroportés sur les rivières Buëch et Drac. Rapport de synthèse pour le département des Hautes-Alpes, 32 p.
- Mathys N. (2006) Analyse et modélisation à différentes échelles des mécanismes d'érosion et de transport de matériaux solides. Cas des petits bassins versants de montagne sur marne (Draix, Alpes-de-Haute-Provence). Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble, 339 p.
- Melun G. (2012) Evaluation des impacts hydromorphologiques du rétablissement de la continuité hydro-sédimentaire et écologique sur l'Yerres Aval. Thèse de doctorat, Université Paris-Diderot, 335 p.
- Merz J.E., Pasternack G.B., Wheaton J.M. (2006) Sediment budget for salmonid spawning habitat rehabilitation in a regulated river. *Geomorphology*, 76 (1), 207–228.
- Meynard M., Taux S., Melun G., Reyjol Y., Vivier A. (eds.) (2018) Le Suivi Scientifique Minimal : guide pour un suivi scientifique de la restauration hydromorphologique en cours d'eau. *I.S.Rivers 2018*. ZABR/Graie, Lyon.
- Michler L. (2013) La mobilité de la charge de fond d'une rivière torrentielle en domaine méditerranéen : le cas de l'Argent Double. Mémoire de master 1, Université Paris-Diderot, 74 p.
- Michler L. (2014) Etude de la mobilité de la charge de fond de l'Argent Double - croisement de la technologie RFID et de la modélisation numérique. Mémoire de master 2, Université Paris-Diderot, 99 p.
- Michler L., Brousse G., Arnaud-Fassetta G., Carozza J.M., Paris-Diderot Team (2016) Dynamique de la charge de fond de l'Argent Double (affluent de rive gauche de l'Aude, France du Sud) :

- approche croisée « technologie RFID / modélisation numérique du transport solide ». *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 67, 59-75.
- Michler L. (2018) Impacts hydromorphologiques et sédimentaires du décloisonnement de l'Yerres Identification, quantification, spatialisation. Thèse de doctorat, Université Paris-Diderot, 489 p.
- Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer (2016) Guide technique Relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau), 106 p.
- Montané A., Arnaud-Fassetta G., Reynard E. (2009) Analyse statistique et modélisation de la variabilité du gradient granulométrique du Rhône Suisse. *Bulletin de la Murithienne*, 127, 19-27.
- Montjuvent G. (1978) Le Drac : morphologie, stratigraphie et chronologie quaternaires d'un bassin alpin. Thèse de doctorat, Université de Grenoble II, 421 p.
- Morandi B., Piégay H. (2011) Les restaurations de rivières sur Internet : premier bilan. *Natures Sciences Sociétés*, 19, 224-235.
- Morandi B. (2014) La restauration des cours d'eau en France et à l'étranger : de la définition du concept à l'évaluation de l'action-Éléments de recherche applicables. Thèse de doctorat, Université de Lyon, 430 p.
- Morandi B., Piégay H., Lamouroux N., Vaudor L. (2014) How is success or failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects. *Journal of Environmental Management*, 137, 178-188.
- Morandi B., Piégay H., Johnstone K., Miralles D. (2016) Les Agences de l'eau et la restauration : 50 ans de tensions entre hydraulique et écologique. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 16, 1-36.
- MRE (2014) Relèvement du débit réservé de l'aménagement de Saint-Sauveur. Suivi environnemental du buëch 2014-2015, 87 p.
- Navratil O., Liébault F., Bellot H., Travaglini E., Theule J., Chambon G., Laigle D. (2013) High-frequency monitoring of debris-flow propagation along the Réal Torrent, Southern French Prealps. *Geomorphology*, 201, 157-171.
- Nawa R.K., Frissell C.A. (1993) Measuring Scour and Fill of Gravel Streambeds. with Scour Chains and Sliding-Bead Monitors. *North American Journal of Fisheries Management*, 13 (3), 634-639.
- Ock G., Sumi T., Takemon Y. (2013) Sediment replenishment to downstream reaches below dams: implementation perspectives. *Hydrological Research Letters*, 7 (3), 54-59.
- Okano M., Kikui M., Ishida H., Sumi T. (2004) Reservoir sedimentation management by coarse sediment replenishment below dams. In Shao X. (ed.) *Proceedings of the Ninth International Symposium on River Sedimentation*, 1070-1078. Tsinghua University Press, Yichang.
- Olinde L., Johnson J.P.L. (2015) Using RFID and accelerometer-embedded tracers to measure probabilities of bed load transport, step lengths, and rest times in a mountain stream. *Water Resources Research*, 51, 1-18.
- Olivry J.C., Hoorekbeck J. (1989) Erodabilité des terres noires de la vallée du Buëch (France, Alpes du Sud). *Cahiers ORSTOM Pédologie*, 25 (1-2), 95-110.
- Owens P., Slaymaker O. (1992) Late Holocene sediment yields in small alpine and subalpine drainage basins, British Columbia. In Walling D.E., Davies T.R., Hasholt B. (eds.) *Erosion, Debris flows and Environment in Mountain Regions (Proceedings of the Chengdu Symposium, July 1992)*, 209, 147-154. IAHS Publications, Wallingford.

- Papanicolaou A.N., Elhakeem M., Tsakiris A. (2010) Autonomous Measurements of Bridge Pier and Abutment Scour using Motion-Sensing Radio Transmitters. Iowa Highway Research Board Final Report, 40 p.
- Papanicolaou A.N., Moustakidis I.V., Tsakiris A.G., Wilson C.G., Abban B. (2014) An Adaptive Field Detection Method For Bridge Scour Monitoring Using Motion-Sensing Radio Transponders (RFIDs). Iowa Highway Research Board Final Report, 40 p.
- Parker G. (1991) Surface-based gravel transport relation for gravel rivers. *Journal of Hydraulic Research*, 28, 417–437.
- Perry, R.W., Jones, E.C., Plumb, J.M., Som, N.A., Hetrick, N.J., Hardy, T.B., Polos, J.C., Martin, A.C., Alvarez, J.S., and De Juilio, K.P. (2018) Application of the Stream Salmonid Simulator (S3) to the restoration reach of the Trinity River, California—Parameterization and calibration: U.S. Geological Survey Open-File Report 2018-1174, 64 p.
- Peteuil C., Liébault F., Marco O. (2012) ECSTReM, une approche pratique pour prédire la production sédimentaire annuelle et événementielle des torrents à partir d'observations originales spécifiques aux Alpes françaises. In Koboltschnig G., Hübl J., Braun J. (eds.) *12th Congress INTERPRAEVENT 2012*, 293-304. IRSTEA, Grenoble.
- Piégay H., Grant G., Nakamura F., Trustrum N. (2006) Braided river management: from assessment of river behavior to improved sustainable development. In Sambrook Smith G.H., Best J.L., Bristow C.S., Petts G.E. (eds.) *Braided Rivers: Process, Deposits, Ecology and Management*, 257-274. Blackwell, Oxford.
- Piégay H., Alber A., Slater L., Bourdin L. (2009) Census and typology of braided rivers in the French Alps. *Aquatic Sciences*, 71, 371-388.
- Piégay H., Arnaud F., Cassel M., Dépret T., Alber A., Michel K., Rollet A.J. (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.
- Piégay H., Chabot A., Le Lay Y.F. (2018) Some comments about resilience: From cyclicity to trajectory, a shift in living and nonliving system theory. *Geomorphology*. doi: 10.1016/j.geomorph.2018.09.018
- Pioch N., Melun G., Baril D. (2017) Caractérisation hydromorphologique du Buëch entre sa confluence avec le Channe et le pont de Ribiers. Rapport d'étude AFB, 67 p.
- Plet A., Arnaud-Fassetta G., Beltrando G., Fort M. (2002) Contraintes hydrologiques et gestion des territoires dans le Minervois. Retour d'expérience après la crue de novembre 1999. *Actes du colloque « Hydrosystèmes, paysages, territoires », 6-8 septembre 2001, Lille, Commission des Hydrosystèmes Continentaux du Comité National Français de Géographie*.
- Powell D.M., Brazier R., Wainwright J., Parsons A., Kaduk J. (2005) Streambed scour and fill in low-order dryland channel. *Water Resources Research*, 41, 1-13.
- Rainato R., Picco L., Cavalli M., Mao L., Neverman A.J., Tarolli P. (2018) Coupling Climate Conditions, Sediment Sources and Sediment Transport in an Alpine Basin. *Land Degradation and Development*, 29 (4), 1154-1166.
- Rapp A. (1960) Recent development of mountain slopes in Kärkevagge and surroundings, Northern Scandinavia. *Geografiska Annaler*, 42, 65–200.
- Recking A., Frey P., Paquier A., Belleudy P., Champagne J.Y. (2008) Bedload transport flume experiments on steep slopes. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134, 1302-1310. doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:9(1302)
- Recking A. (2009) Theoretical development on the effects of changing flow hydraulics on incipient bedload motion. *Water Resources Research*, 45, 1-16. doi:10.1029/2008WR006826

- Recking A. (2010) A comparison between flume and field bedload transport data and consequences for surface based bedload transport prediction. *Water Resources Research*, 46 (3), 1-16.
- Recking A. (2013) A simple method for calculating reach-averaged bedload transport. *Journal of Hydraulic Engineering*, 139, 70-75. doi: 10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000653
- Recking A. (2016) A generalized threshold model for computing bed load grain size distribution. *Water Resources Research*, 52, 9274–9289. doi:10.1002/2016WR018735
- Reid L.M., Dunne T. (2003) Sediment budget as an organizing framework in fluvial geomorphology. In Kondolf G.M., Piégay H. (eds.) *Tools in fluvial geomorphology*, 463-500. John Wiley & Sons, Chichester.
- Rice S.P. (1998) Which tributaries disrupt downstream fining along gravel-bed rivers ? *Geomorphology*, 22, 39-56.
- Rice S.P. (1999) The nature and controls on downstream fining within sedimentary links. *Journal of Sedimentary Research*, 69, 32-39.
- Rickenmann D., Recking A. (2011) Evaluation of flow resistance in gravel-bed rivers through a large field dataset. *Water Resources Research*, 47, 1-22.
- Rinaldi M., Surian N., Comiti F., Bussetini M. (2013) A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: The Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology*, 180, 96-108. doi:10.1016/j.geomorph.2012.09.009
- Rinaldi M., Surian N., Comiti F., Bussetini M. (2015) A methodological framework for hydromorphological assessment, analysis and monitoring (IDRAIM) aimed at promoting integrated river management. *Geomorphology*, 251, 122-136. doi:10.1016/j.geomorph.2015.05.010
- Rinaldi M., Gurnell M., Gonzalez del Tanago M., Bussetini M., Hendriks D. (2016) Classification of river morphology and hydrology to support management and restoration. *Aquatic Sciences*, 78, 17–33. doi:10.1007/s00027-015-0438-z
- Rodrigues S., Bréhéret J.G., Moatar F., Macaire J.J. (2005) Impact des crues sur les bilans sédimentaires de chenaux secondaires de la Loire moyenne (France). *Comptes Rendus Geoscience*, 337, 487–495.
- Rollet A.J. (2007) Étude et gestion de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial à l'aval d'un barrage : le vas de la basse vallée de l'Ain. Thèse de doctorat, Université Jean Moulin (Lyon 3), 305 p.
- Rollet A.J., Macvicar B., Piégay H., Roy A. (2008) L'utilisation de transpondeurs passifs pour l'estimation du transport sédimentaire : premiers retours d'expérience. *La Houille Blanche*, 4, 110-116.
- Rolstad C., Haug T., Denby B. (2009) Spatially integrated geodetic glacier mass balance and its uncertainty based on geostatistical analysis: Application to the western Svartisen ice cap, Norway. *Journal of Glaciology*, 55 (192), 666–680.
- Roni P., Liermann M., Muhar S., Schmutz S. (2013) Monitoring and evaluation of restoration actions. In Roni P., Beechie T. (eds.) *Stream and Watershed Restoration: a Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*, 254-279. John Wiley & Sons, Chichester.
- Rosique T. (1997) Détritisme et morphogenèse à la fin du Würm dans les Alpes françaises méridionales. *Quaternaire*, 8, 39-48.
- Rosique T. (2004) La dernière phase glaciaire de la moyenne Durance (région de Gap à Sisteron) : bilan des recherches, dernières conclusions chronologiques. *Méditerranée*, 1 (2), 25-36.

- Roux C., Alber A., Bertrand M., Vaudor L., Piégay H. (2015) "FluvialCorridor": A new ArcGIS toolbox package for multiscale riverscape exploration. *Geomorphology*, 242, 29-37.
- Saylam K., Hupp J.R., Andrews J.R., Averett A.R., Knudby A. (2018) Quantifying Airborne Lidar Bathymetry Quality-Control Measures: A Case Study in Frio River, Texas. *Sensors*, 18, 1-4153. doi:10.3390/s18124153
- Schneider J., Hegglin R., Meier S., Turowski J.M., Nitsche M., Rickenmann D. (2010) Studying sediment transport in mountain rivers by mobile and stationary RFID antennas. In Dittrich A., Koll K., Aberle J., Geisenhainer P. (eds.) *RiverFlow 2010*, 1723-1730. Bundesanstalt für Wasserbau, Brunswick.
- Siché I., Arnaud-Fassetta G. (2014) Anthropogenic actions since the end of the Little Ice Age: A critical factor controlling the last 'fluvial metamorphosis' of the Isonzo River (Italy, Slovenia). *Méditerranée*, 122, 183-200. doi:10.4000/mediterranee.7253
- Sklar L., Fadde J., Venditti J., Nelson P., Wydzga M., Cui Y. (2009) Translation and dispersion of sediment pulses in flume experiments simulating gravel augmentation below dams. *Water Resources Research*, 45 (8), 1-14. doi:10.1029/2008WR007346
- Slaymaker O. (2003) The sediment budget as conceptual framework and management tool: The Interactions between Sediments and Water (Guest Editor: Brian Kronvang). *Hydrobiologia*, 494 (1-3), 71-82. doi: 10.1023/A:1025437509525
- SMIGIBA (2008) Contrat de rivière Buëch vivant – Buëch à vivre (2014-2018), 121 p.
- Soar P.J., Downs P.W. (2017) Estimating bedload transport rates in a gravel-bed river using seismic impact plates: Model development and application. *Environmental Modelling & Software*, 90, 182-200.
- Souchon Y. (2007) La restauration hydraulique et biologique des cours d'eau : pourquoi s'impose-t-elle et comment la mettre en œuvre ? *Compte-rendu de l'Académie d'Agriculture de France*, 93, 54-61.
- Sternberg H. (1875) Untersuchungen Über Längen-und Querprofil geschiebeführender Flüsse. *Zeitschrift für Bauwesen*, 25, 483-506.
- Sumi T. (2006) Reservoir sediment management measures and necessary instrumentation technologies to support them. *The 6th Japan-Taiwan Joint Seminar on Natural Hazard Mitigation*, Kyoto.
- Sumi T., Kantoush S.A. (2010) Integrated management of reservoir sediment routing by flushing, replenishing, and bypassing sediments in Japanese river basins. *VIIIth International Symposium on EcoHydraulics (ISE 2010)*, 831-838, Seoul.
- Surell A. (1841) Etude sur les torrents des Hautes-Alpes. Carilian-Gœury et Vor Dalmont, Paris, 283 p.
- Surian N. (2002) Downstream variation in grain size along an Alpine river: analysis of controls and processes. *Geomorphology*, 43 (1-2), 137-149.
- Surian N., Rinaldi M. (2003) Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology*, 50, 307-326.
- Tamisier V., Gob F., Bilodeau C., Thommeret N. (2017) Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau français (Carhyce). Valorisation des données Carhyce pour la construction d'un outil d'aide à la gestion des cours d'eau. Rapport scientifique CNRS (LGP-LADYSS)/Université de Paris Panthéon-Sorbonne/ESGT/AFB, 142 p.
- Terrier B., Sureau-Blanchet N., Pressurot A., Stroffek S., Simonnot J.L., Dubuis J., Chambaud F., Martinez P.J., Tiriau E., Raccasi G., Laval F., Lamberet T., Beck T. (2016) Délimiter l'espace de

- bon fonctionnement des cours d'eau. Guide Technique, Bassin Rhône Méditerranée Corse, 182 p.
- Terrier B., Piégay H., Lébault F., Dufour S., Belletti B., Le Lay Y.F., Marmonier P., Comby E., Tacon S., Faton J.M., Gourhand A., Marteau B., Râpplé B., Wawrzyniak V. (2019) Les rivières en tresses - Elements de connaissances. Guide Technique, Bassin Rhône Méditerranéen, 116 p.
- Thoms M.C., Piégay H., Parsons M. (2018) What do you mean, 'resilient geomorphic systems'? *Geomorphology*, 305, 8-19. doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.09.003
- Trimble S.W. (1983) A sediment budget for Coon Creek basin in the Driftless area, Wisconsin, 1883-1977. *American Journal of Science*, 283, 454-474.
- Valette L., Chandesris A., Mengin N., Malavoi J.R., Souchon Y., Wasson J.G. (2008) SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau SYRAH CE. Principes et méthodes de la sectorisation hydromorphologique, 27 p.
- Vasquez-Tarrio D., Borgniet L., Liébault F., Recking A. (2017) Using UAS optical imagery and SfM photogrammetry to characterize the surface grain size of gravel bars in a braided river (Vénéon River, French Alps). *Geomorphology*, 285, 94-105.
- Vivier A., Mangeot P., Rolan-Meynard M., Melun G., Tales E., Reyjol Y., Peress J., Bouchard J., Gautier J.N., Dupont P. (2018) Réseau de sites de démonstration pour la restauration hydromorphologique des cours d'eau : vers une production mutualisée de données de suivi au service de la connaissance et de l'action. *ASTEE. Techniques-Sciences-Méthodes*, 3, 43-54.
- Wallace L., Lucieer A., Watson C., Turner D. (2012) Development of a UAV-LiDAR System with Application to Forest Inventory. *Remote sensing*, 4 (6), 1519-1543.
- Wheaton J.M., Pasternack G.B., Merz J.E. (2004) Spawning habitat rehabilitation - II. Using hypothesis development and testing in design, Mokelumne River, California, U.S.A. *International Journal of River Basin Management*, 2 (1), 21-37.
- Wilcock P.R., Crowe J.C. (2003) Surface-based transport model for mixed-size sediment. *Journal of Hydraulic Engineering*, 129(2), 120-128.
- Wilcock P.R., Pitlick J., Cui Y. (2009) Sediment transport primer: estimating bed-material transport in gravel-bed rivers. General Technical Report, 78 p.
- Woodget AS, Carbonneau PE, Visser F, Maddock IP. (2015). Quantifying submerged fluvial topography using hyperspatial resolution UAS imagery and structure from motion photogrammetry. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40: 47-64. doi: 10.1002/esp.3613
- Wolman G. (1954) A method of sampling coarse river-bed material. *Transactions, American Geophysical Union*, 35 (6), 951-956.
- Zingg T. (1935) Beitrag zur Schotteranalyse. *Schweizerische Mineralogische und Petrographische Mitteilungen*, 15, 39-140.

Liste des figures

Figure 1 : Les différents concepts de la restauration des lits des rivières (d'après Morandi, 2014) ..11	11
Figure 2 : Concept de la résilience écologique des rivières (d'après Piégay et al., 2018)..... 14	14
Figure 3 : Diversité des types de lits fluviaux en fonction du rapport capacité de transport/fourniture sédimentaire (d'après Montgomery et Buffington 1997)..... 16	16
Figure 4 : La cascade sédimentaire dans le bassin-versant (d'après Liébault, 2017)..... 17	17
Figure 5 : L'évolution morphologique contemporaine des rivières en tresses des Alpes françaises (d'après Liébault et al., 2013)..... 18	18
Figure 6 : Localisation des sites d'étude et caractérisation des puissances spécifiques des rivières étudiées..... 22	22
Figure 7 : Localisation de la Clamoux et de l'Argent Double..... 24	24
Figure 8 : Géologie de la Clamoux et de l'Argent Double (données : BRGM)..... 26	26
Figure 9 : Régime hydrologique de la Clamoux et de l'Argent Double (données : Banque Hydro)..... 27	27
Figure 10 : Fréquence et intensité des crues de la Clamoux et de l'Argent Double depuis les années 1970 (données : Banque Hydro)..... 28	28
Figure 11 : Occupation du sol des bassins versants de la Clamoux et de l'Argent Double (données : Corine Land Cover, 2012)..... 29	29
Figure 12 : Organisation de la plaine alluviale sur le piémont du Minervois (photo : G. Arnaud-Fassetta, octobre 2019)..... 30	30
Figure 13 : Les anciennes structures de gestion du Syndicat de Bassin Clamoux Orbiel Trapel et Syndicat Intercommunal d'Aménagement Hydraulique du Bassin de l'Argent Double au sein du Syndicat Mixte Aude Centre..... 31	31
Figure 14 : Aménagements hydrauliques et évolution du couvert forestier des bassins versants de la Clamoux et de l'Argent Double..... 33	33
Figure 15 : Affleurement mollassique dans le lit de la Clamoux (photo : G. Arnaud-Fassetta, octobre 2019)..... 34	34
Figure 16 : Acquisition foncière et restauration de la Clamoux après la crue de 1999..... 36	36
Figure 17 : Suppression des contraintes latérales le long de la Clamoux en aval du pont des Aygadons (photo : Syndicat Mixte Aude Centre, 2005)..... 37	37
Figure 18 : Illustration des travaux de restauration dans le secteur aval de la Clamoux (photos : Syndicat Mixte Aude Centre, 2006)..... 38	38
Figure 19 : Morphologie du Buëch (photo : SMIGIBA, 2013)..... 40	40
Figure 20 : Localisation du Buëch..... 41	41
Figure 21 : Géologie du bassin-versant du Buëch (données : BRGM)..... 42	42
Figure 22 : L'englacement durancien au Pléistocène supérieur (d'après Cossart et al., 2011)..... 43	43
Figure 23 : Régime hydrologique du Buëch (données : Banque Hydro)..... 44	44
Figure 24 : Réurrence des crues du Buëch aux stations hydrologiques de pont de Pierre (1906-1963) et des Chambons (1964-2014)..... 45	45
Figure 25 : Occupation du sol du bassin-versant du Buëch (données : Corine Land Cover, 2012)..... 46	46
Figure 26 : Les pressions sur le régime sédimentaire du Buëch..... 48	48
Figure 27 : Barrage de Saint-Sauveur sur le Buëch en aval de Serres (photo : EDF, 2015)..... 50	50
Figure 28 : Typologie des barrages EDF selon leur impact sur la continuité du transport solide grossier (d'après Loire, 2018)..... 51	51
Figure 29 : Courbe granulométrique cumulée des affleurements de marnes en aval du barrage de Saint-Sauveur (analyse effectuée au granulomètre laser du Centre de Géographie Physique de l'université de Paris)..... 53	53
Figure 30 : Contraction de la bande active du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur..... 53	53
Figure 31 : Inventaire des mesures de gestion sédimentaire liées à l'exploitation des barrages (modifié d'après Sumi et Kantoush, 2010 et adapté aux rivières à charge grossière)..... 54	54
Figure 32 : Emprise des travaux de curage/réinjection sur le Buëch..... 55	55
Figure 33 : Zone de réinjection à la fin des travaux sur le Buëch (photo : EDF, septembre 2016)..... 56	56

Figure 34 : Profil en travers type de la zone de réinjection dans le Buëch.....	56
Figure 35 : Remobilisation du stock sédimentaire lors de la deuxième phase des travaux sur le Buëch (photo : EDF, octobre 2018).....	57
Figure 36 : Localisation du Drac.....	58
Figure 37 : La plaine de Chabottes dans la vallée du Drac (Champsaur) (photo : CLEDA, janvier 2014).....	59
Figure 38 : Géologie du bassin-versant du Drac (données : BRGM).....	60
Figure 39 : Les dépôts lacustres dans le Champsaur.....	61
Figure 40 : Régime hydrologique du Drac dans la vallée du Champsaur (données : Banque Hydro).....	62
Figure 41 : Récurrence des crues supérieures à la crue biennale à la station de la guinguette sur le Drac.....	63
Figure 42 : Occupation du sol dans le bassin-versant du Drac amont (données : Corine Land Cover 2012).....	64
Figure 43 : Territoire de la CLEDA (données : CLEDA, 2010).....	65
Figure 44 : Le piège à graviers situé sur le Drac à la confluence avec le Torrent d'Ancelle.....	66
Figure 45 : Dérasement du seuil de la prise d'eau des Ricous sur le Drac (photo : G. Brousse, juillet 2016).....	67
Figure 46 : Synthèse des pressions sur le régime sédimentaire du Drac amont.....	68
Figure 47 : Illustration de l'enfoncement du lit du Drac.....	69
Figure 48 : La métamorphose du Drac en amont de Saint-Bonnet-en-Champsaur.....	70
Figure 49 : Emprise des déblais et remblais dans le Drac.....	72
Figure 50 : Le Drac avant et après travaux (photos : CLEDA).....	72
Figure 51 : Cadre spatio-temporel des outils utilisés lors des suivis (méthodologie de thèse).....	74
Figure 52 : Abaque utilisable pour estimer la production sédimentaire annuelle d'un torrent en fonction de l'intensité des processus érosifs (d'après Peteuil et al., 2012).....	76
Figure 53 : Classification des types de suivi utilisés pour évaluer les effets des projets de restauration dans les cours d'eau (d'après Liébault et al., 2019, inspiré de Roni et al., 2013).....	80
Figure 54 : Emprise spatiale de l'étude diachronique des bandes actives des trois bassins versants étudiés.....	84
Figure 55 : Exemple des différences entre un profil topo-bathymétrique, un profil extrait de données LiDAR et un profil extrait de données SfM (Drac).....	85
Figure 56 : Exemple de semi-variogramme permettant de calculer les erreurs aléatoires spatialement corrélées sur le Buëch.....	87
Figure 57 : Incertitude altitudinale des images SfM du Drac (d'après Bertrand, 2019).....	88
Figure 58 : Localisation des sites de traçage sédimentaire dans la Clamoux et l'Argent Double.....	91
Figure 59 : Illustration d'un PIT tag (photo : CIPAM).....	92
Figure 60 : Insertion des PIT tags dans les galets de l'Argent Double (photos : L. Michler, 2014).....	92
Figure 61 : Distinction des différents contextes de suivi entre les sites altérés et non altérés de la Clamoux et de l'Argent Double.....	93
Figure 62 : Dispositif de détection des PIT tags passifs dans les cours d'eau (d'après Rollet, 2008).....	94
Figure 63 : Illustration d'un tag UHF et de son programmeur.....	95
Figure 64 : Paramétrage des tags avec le logiciel ERW ELA.....	95
Figure 65 : Moulage d'un galet artificiel équipé d'un tag UHF.....	96
Figure 66 : Comparaison des relations entre la granulométrie et la masse des galets naturels et des galets artificiels du Buëch et du Drac.....	98
Figure 67 : Comparaison des formes de galets naturels et artificiels du Buëch et du Drac selon la classification de Zingg (1935).....	98
Figure 68 : Dispositif de détection utilisé dans le cadre de la thèse (photo : M. Cassel).....	99
Figure 69 : Illustration des différentes méthodes de prospection en fonction de la largeur de la bande active du Drac.....	101
Figure 70 : Comparaison des scores obtenus par les formules de transport solide testées en conditions expérimentales et par les données de terrain (d'après IRSTEA, 2010).....	104
Figure 71 : Ajustement logarithmique des modèles de Recking 2010 (d'après Recking, 2013).....	106
Figure 72 : Modélisation τ_c * en fonction de la pente (d'après Recking, 2009).....	107

<i>Figure 73 : Déploiement d'une colonne d'érosion RFID sur le Drac (photo : F. Laval)</i>	109
<i>Figure 74 : Détermination de la couche active à partir de la colonne d'érosion</i>	110
<i>Figure 75 : Localisation et vue des pièges photographiques sur le Drac</i>	113
<i>Figure 76 : Localisation et vue des pièges photographiques sur le Buëch</i>	114
<i>Figure 77 : Carte des stations de surveillance de la qualité de l'eau de la Clamoux et de l'Argent Double (données : Naïade)</i>	116
<i>Figure 78 : Carte des stations de surveillance de la qualité de l'eau du Buëch (données : Naïade)</i> 118	
<i>Figure 79 : Carte des stations de surveillance de la qualité de l'eau du Drac amont (données : Naïade)</i>	120
<i>Figure 80 : Localisation des sites de suivi utilisés pour évaluer l'efficacité des travaux de restauration de la Clamoux</i>	125
<i>Figure 81 : Contexte hydrologique durant le suivi de la charge de fond de la Clamoux et de l'Argent Double</i>	127
<i>Figure 82 : Variabilité temporelle du taux de retour des galats équipés dans la Clamoux et l'Argent Double</i>	128
<i>Figure 83 : Distribution statistique des distances de transport cumulées dans l'Argent Double entre octobre 2012 et mars 2014</i>	129
<i>Figure 84 : Distribution statistique des distances de transport cumulées la Clamoux entre mars 2014 et février 2016</i>	129
<i>Figure 85 : Distribution statistique des distances de transport lors de la période de suivi commune à la Clamoux et l'Argent Double</i>	130
<i>Figure 86 : Corrélation entre les distances de transport et la taille des galets équipés lors de la période de suivi commune à la Clamoux et l'Argent Double</i>	130
<i>Figure 87 : Localisation des galets équipés dans le site restauré en aval du pont des Aygadons dans la Clamoux (d'après Chauvet, 2015)</i>	132
<i>Figure 88 : Distribution statistique des distances de transport à l'échelle des bassins versants de la Clamoux et l'Argent Double après la crue de février 2017</i>	133
<i>Figure 89 : Engraissement du cône de déjection du Pémol suite à la crue de février 2017 (photos : Google Earth)</i>	133
<i>Figure 90 : Engraissement du chenal du Pémol à l'apex de son cône de déjection suite à la crue de février 2017 (photo : P. Berthelot et F. Tourade, 2017)</i>	134
<i>Figure 91 : Localisation des galets équipés retrouvés après la crue du 14 février 2017 dans le tronçon restauré de la Clamoux</i>	135
<i>Figure 92 : Fonctionnement hydro-sédimentaire différentiel entre le chenal historique et le néo-chenal de la Clamoux en aval du pont des Aygadons</i>	136
<i>Figure 93 : Localisation des secteurs clés pour l'évaluation de l'efficacité des travaux de restauration de la Clamoux</i>	138
<i>Figure 94 : Variabilité spatio-temporelle de l'occupation du sol dans l'espace de mobilité restauré de la Clamoux entre 1999 et 2016</i>	140
<i>Figure 95 : Chenalisation de la Clamoux en aval du pont des Aygadons (photos : G. Arnaud-Fassetta et M. Fort)</i>	141
<i>Figure 96 : Évolution de la brèche de la Clamoux en aval du ruisseau du Baous (photos : G. Arnaud-Fassetta et M. Fort)</i>	142
<i>Figure 97 : Variabilité spatio-temporelle de l'occupation du sol dans l'espace de mobilité restauré de la Clamoux entre 2016 et 2018</i>	143
<i>Figure 98 : Stabilisation en amont du secteur restauré de la Clamoux après les crues de février 2017 et du 14 au 15 octobre 2018 (photos : G. Arnaud-Fassetta)</i>	144
<i>Figure 99 : Ajustement du profil en long de la zone restauré de la Clamoux au niveau de l'ancienne brèche n°4 formant le déversoir (photos : G. Arnaud-Fassetta)</i>	145
<i>Figure 100 : Cartographie hydromorphologique de la Clamoux en aval du pont des Aygadons postérieure aux crues du 14 février 2017 et du 15 octobre 2018 (d'après Walentin, 2019)</i>	146
<i>Figure 101 : Destruction du déversoir D3 en aval de la zone restaurée de la Clamoux (photo : G. Arnaud-Fassetta)</i>	147

<i>Figure 102 : Variabilité spatio-temporelle de l'occupation du sol dans l'espace de mobilité de l'Argent Double à Caunes-Minervois entre 1999 et 2018.....</i>	<i>148</i>
<i>Figure 103 : Comparaison de l'évolution temporelle de la sinuosité entre le site restauré de la Clamoux au pont des Aygadons (en noir) et de l'Argent Double sur le site de la décharge à Caunes-Minervois (en gris).....</i>	<i>149</i>
<i>Figure 104 : Trajectoire d'évolution de l'occupation du sol dans l'espace de mobilité de la Clamoux en aval du pont des Aygadons et de l'Argent Double au droit de l'ancienne décharge à Caunes-Minervois.....</i>	<i>149</i>
<i>Figure 105 : Proposition d'un dispositif minimal de suivi de la restauration sur la Clamoux et l'Argent Double.....</i>	<i>152</i>
<i>Figure 106 : Antenne RFID passif fixe utilisée dans le Cher (photos : T. Dépret, 29/11/2018).....</i>	<i>153</i>
<i>Figure 107 : Trajectoire de restauration de la Clamoux en aval du pont des Aygadons.....</i>	<i>156</i>
<i>Figure 108 : La technique de réinjection sédimentaire utilisée sur le Buëch parmi les différentes techniques de réinjection sédimentaire (d'après Ock et al., 2013).....</i>	<i>158</i>
<i>Figure 109 : La conception des remblais du Buëch parmi la typologie usuelle des « point bar stockpile method ».....</i>	<i>159</i>
<i>Figure 110 : Localisation des différents secteurs d'étude du Buëch.....</i>	<i>161</i>
<i>Figure 111 : Localisation initiale des galets équipés du Buëch.....</i>	<i>166</i>
<i>Figure 112 : Comparaison des distribution granulométriques par classe des galets équipés avec les données granulométriques naturelles du Buëch.....</i>	<i>167</i>
<i>Figure 113 : Profil longitudinal de la production sédimentaire du Buëch en amont de Montrond.....</i>	<i>168</i>
<i>Figure 114 : Cartographie de la production sédimentaire du Buëch en amont de Montrond.....</i>	<i>169</i>
<i>Figure 115 : Variabilité temporelle des bandes actives dans le bassin-versant du Buëch.....</i>	<i>171</i>
<i>Figure 116 : Évolution des bandes actives du Buëch comparée au référentiel des rivières en tresses alpines.....</i>	<i>172</i>
<i>Figure 117 : Variations longitudinales des bandes actives dans le bassin-versant du Buëch.....</i>	<i>173</i>
<i>Figure 118 : Processus de recharge sédimentaire dans la vallée du Petit Buëch.....</i>	<i>174</i>
<i>Figure 119 : Le gradient granulométrique du Buëch (d'après Berthelot, 2018).....</i>	<i>176</i>
<i>Figure 120 : Héritage granulométrique en aval du barrage de Saint-Sauveur (Buëch).....</i>	<i>177</i>
<i>Figure 121 : Hydrologie du Buëch pendant le suivi et mise en transparence du barrage de Saint-Sauveur durant la crue de novembre 2016.....</i>	<i>180</i>
<i>Figure 122 : Caractéristiques de la section du Buëch utilisée pour les calculs de transport solide.....</i>	<i>181</i>
<i>Figure 123 : Mobilité des galets équipés du Buëch par classe granulométrique.....</i>	<i>183</i>
<i>Figure 124 : Mobilité des galets équipés du Buëch en fonction de leur position initiale et celle après la crue de novembre 2016.....</i>	<i>183</i>
<i>Figure 125 : Rôle du positionnement des galets équipés du Buëch au sein des transects d'injection sur les distances de transport.....</i>	<i>184</i>
<i>Figure 126 : Cartographie de l'évolution de la bathymétrie du barrage de Saint-Sauveur (Buëch) entre février 2015 et décembre 2016 (données : EDF).....</i>	<i>185</i>
<i>Figure 127 : Évolution d'un profil en travers de référence au sein de la zone de réinjection dans le Buëch.....</i>	<i>186</i>
<i>Figure 128 : Évolutions morphologiques en aval du barrage de Saint-Sauveur suite à la crue du Buëch de novembre 2016.....</i>	<i>188</i>
<i>Figure 129 : Évolution verticale de la bande active du Buëch après la crue de novembre 2016.....</i>	<i>189</i>
<i>Figure 130 : Dépôts cumulés en aval du site de réinjection dans le Buëch.....</i>	<i>190</i>
<i>Figure 131 : Bilan sédimentaire du Buëch lors de la crue de novembre 2016.....</i>	<i>190</i>
<i>Figure 132 : Hydrogramme du Buëch au barrage de Saint-Sauveur depuis la crue de novembre 2016.....</i>	<i>194</i>
<i>Figure 133 : Bilan sédimentaire longitudinal cumulé du barrage de Saint-Sauveur (Buëch) entre 2015 et 2019.....</i>	<i>196</i>
<i>Figure 134 : Nombre de jours par classe de débits du Buëch entre 2015 et 2019 (données : EDF).....</i>	<i>196</i>
<i>Figure 135 : Évolution séquentielle du profil en long du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur depuis la crue de novembre 2016.....</i>	<i>198</i>
<i>Figure 136 : Évolution verticale globale de la bande active du Buëch sur la période de suivi.....</i>	<i>200</i>

Figure 137 : Profil en travers de la remobilisation des remblais du Buëch en octobre 2018.....	201
Figure 138 : Photographie de l'érosion du remblai du Buëch en juin 2019.....	202
Figure 139 : Utilisation du suivi photographique pour caractériser l'évolution du remblai le long du Buëch.....	203
Figure 140 : Cartographie du suivi spécifique mis en place sur le remblai résiduel du Buëch.....	205
Figure 141 : Évolution spatio-temporelle des habitats du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur entre 2015 et 2018.....	207
Figure 142 : Profil longitudinal de l'évolution spatio-temporelle des habitats du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur.....	208
Figure 143 : Évolution temporelle de la granulométrie du Buëch dans la zone de dépôt distale de la réinjection sédimentaire.....	209
Figure 144 : Évolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques du Buëch.....	210
Figure 145 : Évolution spatio-temporelle des indicateurs de peuplement d'invertébrés benthiques en amont et en aval du barrage de Saint-Sauveur (Buëch).....	211
Figure 146 : Variabilité spatio-temporelle des caractéristiques piscicoles du Buëch.....	212
Figure 147 : Trajectoire de restauration du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur.....	214
Figure 148 : Localisation des différents secteurs d'étude sur le Drac.....	216
Figure 149 : Dispositif de suivi du Drac.....	220
Figure 150 : Comparaison des distributions granulométriques par classe des galets artificiels avec les données granulométriques naturelles du Drac.....	221
Figure 151 : Profil longitudinal de la production sédimentaire dans le bassin du Drac amont.....	222
Figure 152 : Illustration du différentiel de connectivité des sources sédimentaires entre le haut bassin-versant et la plaine de Chabottes (Drac).....	223
Figure 153 : Cartographie de la production sédimentaire du Drac amont.....	224
Figure 154 : Distribution statistique de la largeur de la bande active du Drac de 1754 à 2015.....	225
Figure 155 : Variabilité spatio-temporelle de la bande active du Drac entre 1952 et 2015.....	226
Figure 156 : Évolution de la bande active du Drac comparée au référentiel des rivières en tresses alpines.....	227
Figure 157 : Évolution de la surface de la bande active du Drac depuis 1950.....	228
Figure 158 : Évolution de la surface et du nombre d'îlots végétalisés dans l'emprise de la bande active du Drac de 1950 à 2015.....	228
Figure 159 : Reconstitution de l'épaisseur des alluvions du Drac.....	229
Figure 160 : Le gradient granulométrique du Drac (d'après Berthelot, 2018).....	230
Figure 161 : Augmentation de la granulométrie au droit du cône de déjection du Tourond dans le bassin-versant du Drac.....	231
Figure 162 : Débits horaires du Drac à la station des Ricous entre 2013 et 2018 (données : Banque Hydro).....	233
Figure 163 : Caractérisation des surfaces en eau du Drac lors du principal pic de crue en 2016....	234
Figure 164 : Distribution des distances de transport cumulées des galets équipés du Drac.....	236
Figure 165 : Distance de transport et morphométrie des galets équipés du Drac.....	236
Figure 166 : Cartographie des déplacements des galets équipés du Drac.....	237
Figure 167 : Évolution du profil en travers de référence et suivi des colonnes d'érosion du Drac...	238
Figure 168 : Hydrogramme solide du Drac à l'extrémité aval de la plaine de Chabottes.....	241
Figure 169 : Évolution du profil en long de la ligne d'eau d'étiage du Drac dans le secteur R4 entre 2015 et 2018.....	242
Figure 170 : Évolution de l'altitude la bande active du Drac entre 2015 et 2018.....	245
Figure 171 : DoD séquentiel de la zone restaurée du Drac.....	246
Figure 172 : Profil longitudinal du bilan sédimentaire du Drac entre 2015 et 2018.....	248
Figure 173 : Évolution de l'altitude de la ligne d'eau du Drac entre 2015 et 2018.....	249
Figure 174 : Choix des volumes entrant dans le bilan sédimentaire du Drac.....	249
Figure 175 : Bilan sédimentaire du Drac au droit de la zone restaurée entre septembre 2015 et octobre 2018.....	250
Figure 176 : Évolution temporelle de la part respective des différents habitats dans la zone restaurée et comparaison avec la référence de la plaine de Chabottes (Drac).....	251

<i>Figure 177 : Évolution des habitats du Drac entre 2015 et 2018.....</i>	<i>252</i>
<i>Figure 178 : Évolution de la plaine alluviale du Drac entre juin 2014 et octobre 2018.....</i>	<i>253</i>
<i>Figure 179 : Les tresses de la plaine de Chabottes (Drac) en juin 2014 (photo : BURGEAP).....</i>	<i>253</i>
<i>Figure 180 : Évolution temporelle de la largeur et de la profondeur maximale des chenaux en eau du Drac à l'étiage</i>	<i>254</i>
<i>Figure 181 : Évolution temporelle des indices de tressage du Drac dans la zone restaurée</i>	<i>255</i>
<i>Figure 182 : Variabilité spatio-temporelle du BRI* du Drac dans la zone restaurée.....</i>	<i>256</i>
<i>Figure 183 : Évolution temporelle des principaux indicateurs CARHYCE dans le Drac.....</i>	<i>258</i>
<i>Figure 184 : Nombre de clichés acquis sur le Drac entre juillet 2016 et août 2018.....</i>	<i>259</i>
<i>Figure 185 : Variabilité spatio-temporelle des habitats du Drac au droit de la CAM3.....</i>	<i>261</i>
<i>Figure 186 : Variabilité spatio-temporelle des habitats du Drac au droit de la CAM5.....</i>	<i>262</i>
<i>Figure 187 : Évolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques du Drac</i>	<i>264</i>
<i>Figure 188 : Évolution spatio-temporelle des paramètres hydrobiologiques du Drac.....</i>	<i>265</i>
<i>Figure 189 : Trajectoire de restauration du Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur</i>	<i>267</i>
<i>Figure 190 : Trajectoire géomorphologique de la Clamoux basée sur la classification de Rinaldi et al. (2016).....</i>	<i>269</i>
<i>Figure 191 : Trajectoire géomorphologique du Buëch basée sur la classification de Rinaldi et al. (2016).....</i>	<i>270</i>
<i>Figure 192 : Trajectoire géomorphologique du Drac basée sur la classification de Rinaldi et al. (2016).....</i>	<i>271</i>
<i>Figure 193 : Indicateurs pertinents pour la caractérisation de la trajectoire de restauration du Buëch en aval du barrage de Saint-Sauveur</i>	<i>280</i>
<i>Figure 194 : Indicateurs pertinents pour la caractérisation de la trajectoire de restauration du Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur</i>	<i>281</i>
<i>Figure 195 : Stratégie de suivi des rivières en fonction des objectifs de restauration.....</i>	<i>282</i>

Liste des tableaux

Tableau 1 : Travaux de restauration dans les rivières propices à la diminution des déficits sédimentaires.....	19
Tableau 2 : Caractéristiques morphométriques de la Clamoux et de l'Argent Double (données : SYRAH-CE).....	23
Tableau 3 : Débits des crues de l'Argent Double et de la Clamoux.....	27
Tableau 4 : Les travaux relatifs aux suppressions des contraintes latérales des cours d'eau sur le territoire du Syndicat Mixte des Milieux Aquatiques et des Rivières	35
Tableau 5 : Caractéristiques morphométriques du Buëch (données : SYRAH-CE).....	40
Tableau 6 : Débits des crues du Buëch à la station hydrologique de Serres.....	44
Tableau 7 : Capacité de transport par charriage dans le bassin-versant du Buëch (d'après HYDRETUDES, 2013).....	47
Tableau 8 : Caractéristiques morphométriques de la réinjection sédimentaire dans le Buëch	56
Tableau 9 : Caractéristiques morphométriques du Drac amont (données : SYRAH-CE).....	59
Tableau 10 : Débits de crue du Drac aux stations des Ricous et de la Guinguette.....	62
Tableau 11 : Capacité de transport par charriage dans le bassin-versant du Drac amont (d'après ETRM, 2010).....	65
Tableau 12 : Coefficients utilisés pour la détermination des volumes de production alluviales moyens annuels, décennaux et centennaux (données : méthode ECSTREM)	76
Tableau 13 : Classes d'intensité des processus érosifs (d'après Peteuil et al., 2012)	77
Tableau 14 : Données granulométriques des rivières étudiées.....	78
Tableau 15 : Stratégies de suivi et types de données utilisées à l'échelle du tronçon dans les trois rivières étudiées	81
Tableau 16 : Caractéristiques des documents utilisés pour l'analyse diachronique des bandes actives dans les trois bassins versants étudiés.....	83
Tableau 17 : Caractéristiques du traçage sédimentaire dans les cours d'eau étudiés	90
Tableau 18 : Description de la base de données PIT tags de la Clamoux et de l'Argent Double	91
Tableau 19 : Les galets artificiels du Drac.....	96
Tableau 20 : Les galets artificiels du Buëch (d'après GEOPEKA, 2017).....	97
Tableau 21 : Méthodes de prospection standardisées pour le traçage sédimentaire dans les rivières	100
Tableau 22 : Cadre spatio-temporel des secteurs étudiés pour la caractérisation des habitats dans les rivières étudiées.....	103
Tableau 23 : Paramétrage des pièges photographiques	112
Tableau 24 : Caractéristiques du dispositif des pièges photographiques sur le Drac et le Buëch....	112
Tableau 25 : Cadre temporel du réseau de surveillance de la qualité de l'eau de la Clamoux et de l'Argent Double (données : Naïade).....	117
Tableau 26 : Cadre temporel du réseau de surveillance de la qualité de l'eau du Buëch (données : Naïade).....	119
Tableau 27 : Cadre temporel du réseau de surveillance de la qualité de l'eau du Drac (données : Naïade).....	121
Tableau 28 : Cadre spatio-temporel des données CARHYCE disponibles sur le Drac.....	122
Tableau 29 : Livret des cartes volantes des rivières étudiées	124
Tableau 30 : Fréquence du suivi de la charge de fond de la Clamoux et de l'Argent Double.....	127
Tableau 31 : Évaluation des puissances spécifiques pour les débits maximums connus lors du suivi de la charge de fond de la Clamoux et l'Argent Double.....	131
Tableau 32 : Identifiant des crues morphogènes responsables d'un élargissement de la bande active sur le site restauré (Clamoux) et sur le site de référence (Argent Double)	138
Tableau 33 : Découpage de la plaine alluviale du Buëch en tronçons	160
Tableau 34 : Caractéristiques des données LiDAR sur le Buëch.....	162
Tableau 35 : Effet du réalignement des LiDAR du Buëch sur l'erreur systématique.....	163

Tableau 36 : Caractéristiques des campagnes bathymétriques réalisées dans le réservoir du barrage de Saint-Sauveur (données : EDF).....	163
Tableau 37 : Évolution de l'indice de largeur normalisée de la bande active dans le bassin-versant du Buëch entre 1948 et 2015.....	172
Tableau 38 : Période de retour de la crue du Buëch de novembre 2016 (données : EDF)	179
Tableau 39 : Résultats du suivi de la charge de fond du Buëch par transect d'injection (données : GEOPEKA, 2017).....	182
Tableau 40 : Bilan sédimentaire du barrage de Saint-Sauveur (Buëch) sur la période de février 2015 à décembre 2016.....	186
Tableau 41 : Retour d'expérience sur la réinjection sédimentaire dans les grandes rivières à graviers alpines.....	192
Tableau 42 : Récurrence des crues du Buëch permettant d'appliquer les consignes de crue depuis la fin des travaux de réinjection sédimentaire.....	194
Tableau 43 : Bilan sédimentaire du barrage de Saint-Sauveur (Buëch) entre février 2015 et juin 2019.....	195
Tableau 44 : Évolution temporelle du bilan sédimentaire des remblais du Buëch depuis 2016.....	197
Tableau 45 : Bilan sédimentaire séquentiel en aval du barrage de Saint-Sauveur (Buëch)	199
Tableau 46 : Synthèse des résultats du deuxième programme de traçage sédimentaire sur les remblais du Buëch.....	204
Tableau 47 : Découpage de la plaine alluviale du Drac (Champsaur) en tronçons.....	215
Tableau 48 : Caractéristiques des données LiDAR sur le Drac.....	217
Tableau 49 : Effet du réalignement des LiDAR du Drac sur l'erreur systématique.....	218
Tableau 50 : Campagnes SfM sur le Drac (d'après Bertrand, 2019).....	218
Tableau 51 : Caractéristiques des sites de suivi de la couche active du Drac	221
Tableau 52 : Évolution de l'indice de largeur normalisée de la bande active du Drac entre 1952 et 2015.....	227
Tableau 53 : Débits maximaux instantanés du Drac depuis 2013 (en m ³ /s).....	234
Tableau 54 : Synthèse des résultats du programme de traçage sédimentaire dans le Drac	235
Tableau 55 : Résultats du suivi de la couche active du Drac à l'extrémité aval de la plaine de Chabottes.....	239
Tableau 56 : Estimation des flux sédimentaires grossiers à partir de la couche active et des distances de transport à l'extrémité aval de la plaine de Chabottes (Drac).....	240
Tableau 57 : Estimation des capacités de transport par charriage (en m ³) à l'extrémité aval de la plaine de Chabottes (Drac).....	241
Tableau 58 : Bilan sédimentaire du Drac en amont de la zone restaurée.....	242
Tableau 59 : Bilan sédimentaire du Drac dans la zone restaurée.....	247
Tableau 60 : Matrice de corrélation entre l'indice BRI*, la distance à l'Isère, la largeur de la bande active et la pente du Drac.....	256
Tableau 61 : Diversité des faciès d'écoulement sur les stations CARHYCE du Drac entre 2013 et 2018.....	259
Tableau 62 : Efficacité des méthodes de prospection des galets équipés.....	275
Tableau 63 : Application des indicateurs de contexte morphodynamique aux cas d'étude du Buëch et du Drac.....	279

Annexes

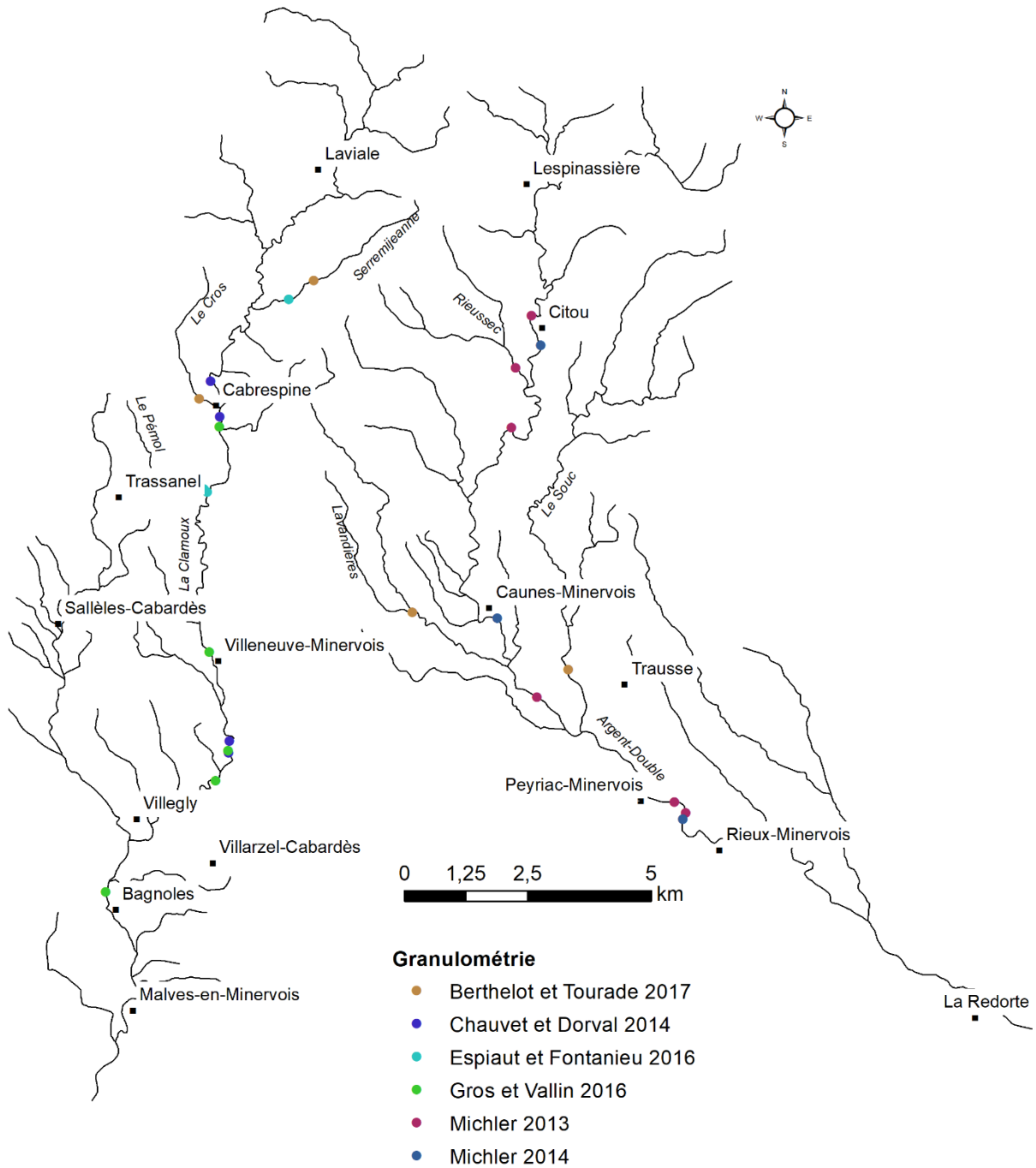
<i>Annexe 1 : Caractéristiques des sites de traçage sédimentaire sur la Clamoux et l'Argent-Double</i>	<i>312</i>
<i>Annexe 2 : Carte des mesures granulométriques réalisées dans la Clamoux et l'Argent-Double</i>	<i>..... 313</i>
<i>Annexe 3 : Carte des mesures granulométriques réalisées dans le Buëch</i>	<i>..... 314</i>
<i>Annexe 4 : Carte des mesures granulométriques réalisées dans le Drac</i>	<i>..... 315</i>
<i>Annexe 5 : Description des scènes du suivi time lapse du Drac</i>	<i>..... 316</i>
<i>Annexe 6 : Description des scènes du suivi time lapse du Buëch</i>	<i>..... 321</i>
<i>Annexe 7 : Protocole utilisé pour la caractérisation semi-automatique</i>	<i>..... 323</i>
<i>Annexe 8 : Liste des communications liées à la thèse</i>	<i>..... 331</i>

Annexe 1 : Caractéristiques des sites de traçage sédimentaire sur la Clamoux et l'Argent-Double

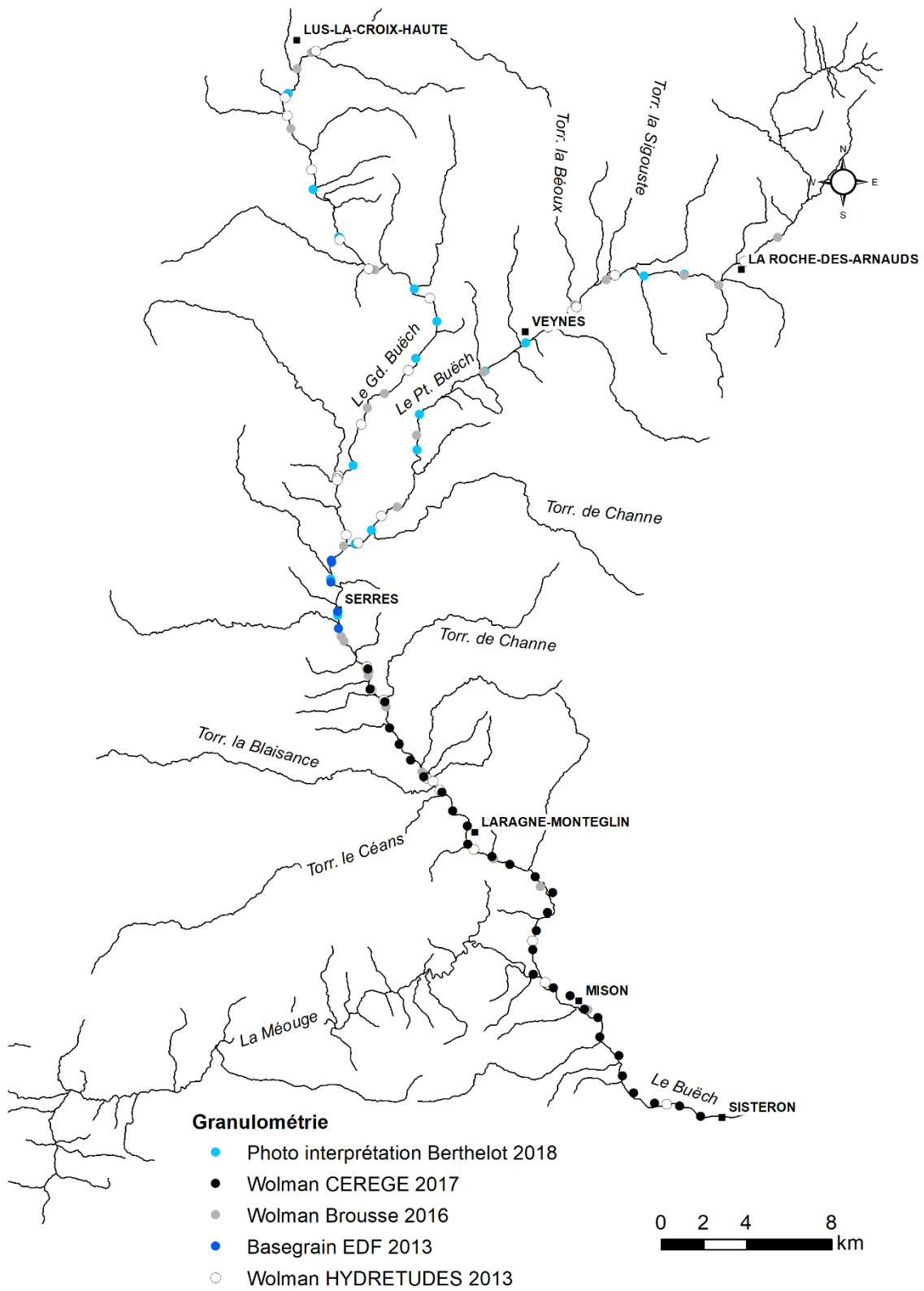
Nom	D_{50} (en mm)	D_{90} (en mm)	Largeur (en m)	Pente (en m/m)	τ_{84}^*	Q pour $\frac{\tau_{84}^*}{\tau_{c84}^*} = 1$	Q pour $\frac{\tau_{84}^*}{\tau_{c84}^*} = 2$
AF1	47	82,1	13,4	0,056	0,0524	2	8
AF2	44,5	96	12,9	0,044	0,0456	3	10
AF3	40,5	74,2	13,5	0,011	0,0272	5	20
AF4	48	90	14,3	0,011	0,0272	8	30
AR1	60	133	15,2	0,027	0,0361	6	27
AR2	66	103	13,1	0,016	0,03	6	24
AR3	86	135	25	0,027	0,0361	10	43
AR4	64	99	14,7	0,018	0,0311	6	22
AR5	56	88	8,5	0,011	0,0272	5	20
AR6	56	82	43,6	0,015	0,0294	13	52
AR7	84	128	22,6	0,013	0,0283	16	66
AR8	55	69	19	0,011	0,0272	7	25
AR9	57	83	17,1	0,012	0,0277	7	28
IS1	95	223*	16,8	0,034	0,04	13	60
IS2	74	171*	15,6	0,018	0,0311	13	60
IS3	65	159*	13,9	0,03	0,0378	7	32
IS4	62,5	154*	23,8	0,023	0,0339	13	58
AF0_1	130	194	5,22	0,053	0,0507	3	18
AF0_2	130	210,8	4,3	0,061	0,0552	3	18
AF0_3	108	163	5,5	0,061	0,0552	3	12

* D_{84} . Les débits correspondant aux différentes phases de transport sont estimés de façon itérative à partir du modèle GTM (Recking, 2016). Ces calculs considèrent une section hydraulique rectangulaire, ce qui biaise l'information au niveau des sites très larges et peu contraints (AR3, AR6 et IS4).

Annexe 2 : Carte des mesures granulométriques réalisées dans la Clamoux et l'Argent-Double



Annexe 3 : Carte des mesures granulométriques réalisées dans le Buëch



Annexe 5 : Description des scènes du suivi time lapse du Drac

La CAM 1, située au PK 97,7, est installée dans un peuplier en rive gauche et est orientée vers l'aval. La scène est composée de six plans bien distincts. Le premier plan présente des remblais issus de l'ancienne carrière. Le second plan illustre la bande active du Drac cernée de part et d'autre en aval par les cônes de déjection du Torrent d'Ancelle (rive gauche) et du Buissard (rive droite). Le troisième plan correspond au piedmont du massif du Chaillol et au village du Buissard. Le massif du Dévoluy et le col de Noyer composent l'arrière-plan de la scène.



1 : Les remblais de l'ancien piège à graviers ; 2 : La bande active du Drac qui a subi jusqu'en 2012 une extraction massive de matériaux ; 3 : Le village du Buissard situé sur le piedmont du massif du Chaillol ; 4 : Le cône de déjection du Torrent du Buissard ; 5 : Le cône de déjection du Torrent d'Ancelle ; 6 : Le col du Noyer et le massif du Dévoluy.

La CAM 2, située au PK 97,2, est installée sur le tablier du pont de Saint Julien dans l'axe de la bande active et est orientée vers l'amont. La scène est composée de quatre plans bien distincts. Au premier plan, on observe une bande active étroite, chenalisée par la digue de la carrière en rive droite (second plan) et par le cône de déjection du Torrent d'Ancelle ainsi qu'un banc médian (troisième plan). Un autre banc médian occupe l'arrière-plan.



1 : La bande active et le banc médian ; 2 : Un second banc médian ; 3 : La digue de la carrière située en rive droite ; 4 : Les berges du Drac inscrites dans le cône de déjection du Torrent d'Ancelle.

La CAM 3, située au PK 93,3, est installée dans une sapinière en rive droite et est orientée perpendiculairement au Drac restauré. Sur cette section de la zone restaurée, située en aval du plan d'eau du Champsaur, le Drac présente une bande active moins élargie par les travaux. Ce site est particulièrement intéressant pour constater les évolutions morphologiques d'une section plus étroite où les conditions d'écoulement sont censées favoriser l'érosion.

La scène est composée de trois plans bien distincts. Une banquette végétalisée exondée lors des basses eaux se trouve au premier plan. C'est une zone en pente douce qui marque la transition entre la bande active et le chemin sur berge situé sur un remblai. Le second plan est caractérisé par la bande active, comprenant un banc médian non végétalisé. La terrasse Holocène décaissée pendant les travaux se situe en arrière-plan.



1 : La banquette végétalisée ; 2 : La bande active du Drac et le banc médian ; 3 : La terrasse holocène.

La CAM 5, située au PK 92,9, est installée dans un arbre en rive droite qui surplombe la bande active du Drac restauré. Ce piège photographique a été installé plus tardivement (08/2017). Sa visée, orientée 125°N, lui permet de capturer la bande active du Drac dans un des secteurs les plus larges de la zone restaurée. L'objectif propre de cette caméra est de capturer la formation et le creusement des chenaux afin de vérifier la reprise du tressage. La CAM est composée de cinq plans bien distincts. Le premier plan correspond au chemin sur berge qui marque la limite de la bande active (deuxième plan). La forêt alluviale du Drac occupe le troisième plan. Au loin, l'arrière-plan est composé du col de Manse et du Puy de Manse.



1 : Le chemin sur berge ; 2 : La bande active du Drac ; 3 : La forêt alluviale ; 4 : Le col de Manse ; 5 : Le Puy de Manse.

Depuis l'escarpement du Tuve en rive droite du Drac, la CAM 4 vise le cône de déjection du Torrent du Brutinel. Sur cette section, la bande active du Drac observe une largeur de 272 m. Ce site offre l'opportunité d'observer les évolutions morphologiques sur un des secteurs les plus larges de la zone restaurée. De plus, la présence du cône de déjection et de l'île permettront de capturer leurs influences respectives sur les phénomènes d'érosion et de sédimentation. Les marges externes de la bande active, déjà soumises à la végétalisation, pourront fournir des informations intéressantes sur la révégétalisation des bancs latéraux.



*1 : Limite externe de la bande active restaurée du Drac et partie basale de l'escarpement du Tuve ;
2 : Bande active restaurée du Drac ; 3 : Front végétalisé du cône de déjection du Torrent du Brutinel ;
4 : Cône de déjection actif du Torrent du Brutinel ; 5 : Village du Brutinel.*

Annexe 6 : Description des scènes du suivi time lapse du Buëch

La CAM 6 est située en rive gauche et est orientée vers l'aval. La scène est composée de quatre plans bien distincts. Le premier plan présente des remblais issus de l'opération de réinjection. Ce plan se décline en plusieurs unités de la gauche vers la droite : le remblai en rive gauche (1) entaillé par le chenal artificiel (2), le chenal principal du Buëch (3) et un banc latéral en rive droite (4). Dans un second plan, on distingue un épi hydraulique (5) qui marque l'extrémité amont du remblai en rive droite (6). Le troisième plan illustre le village de Méreuil (7) qui surplombe le Buëch en rive droite. L'arrière-plan est occupé par la crête de la Garde (8) le col éponyme.



1 : Remblai en rive gauche ; 2 : Chenal secondaire artificiel ; 3 : Chenal principal du Buëch ; 4 : Banc latéral ; 5 : Épi hydraulique ; 6 : Remblai en rive droite ; 7 : Village de Méreuil ; 8 : Crête de la Garde.

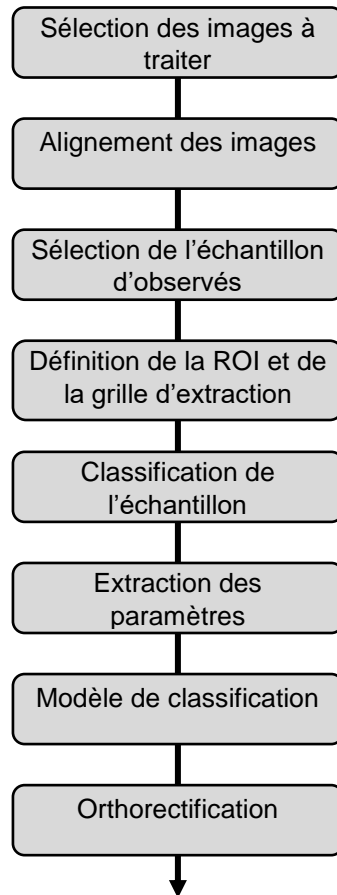
La CAM 7 est située à la confluence du Torrent de Channe et est orientée vers l'aval. Cette scène est composée de quatre plans bien distincts. Le premier plan illustre la bande active du Buëch qui entaille la partie basale du cône déjection du Torrent de Channe. Le second plan offre une vue aval sur la bande active du Buëch et sur sa terrasse récente, située en rive droite. Le troisième plan correspond au village de Montrond et à la terminaison Ouest de la montagne de l'Aup ou de Saint-Genis. L'arrière plan est occupé par la crête de la montagne de Chabre.



1 : Bande active du Buëch et confluence du Torrent de Channe ; 2 : Terrasse alluviale récente ; 3 : Village de Montrond ; 4 : Montagne de Chabre.

Annexe 7 : Protocole utilisé pour la caractérisation semi-automatique de la variabilité spatio-temporelle des habitats

La méthodologie adoptée est issue de la thèse de Benacchio (2017) avec qui une collaboration a été mise en place. À l'issue de l'acquisition des photographies, cette méthodologie, basée sur le principe de l'apprentissage supervisé, est décomposée en huit étapes qui sont synthétisées sur la figure suivante.



Les paragraphes suivants s'attachent à détailler chaque étape de la démarche méthodologique. Pour des raisons techniques liées à des problèmes de maintenance ou à l'impossibilité d'aligner les photos, l'approche quantitative n'a pu porter que sur trois pièges photographiques du Drac (CAM 3, CAM 4 et CAM 5).

La CAM 1 a fonctionné sur la quasi intégralité de la période de suivi (rupture pendant quelques jours à la suite de l'intervention d'un riverain) mais le support de cette dernière (tronc de peuplier) s'est avéré sensible au vent. L'angle de visée a été sensible au phénomène de lacet et roulis ne permettant pas d'aligner les photos, rendant impossible le traitement automatique.

La CAM 2, d'abord fixée sur la pile du pont de Saint-Julien, a subi trop de vibrations, notamment au niveau du joint de dilatation, ce qui a entraîné un décalage de la visée. Elle a été repositionnée sur le tablier du pont mais l'étanchéité du boîtier n'a pas été suffisante, à priori au moment de la fusion nivale. Aucune série de photos n'est exploitable sur cette caméra.

Les CAM 6 et 7 ont été installées plus tardivement et ont subi des problèmes de maintenance, réduisant fortement la fenêtre temporelle d'acquisition. La CAM 6 a dû être repositionnée pour un problème de visée dû au poids de l'opérateur contre l'arbre qui modifiait l'angle de vue lors de l'installation. La maintenance d'août 2018 a également montré que l'appareil était en défaut et ne conservait pas le paramétrage initial. Ce problème peut être expliqué par une mauvaise manipulation lors de la maintenance ou par un défaut de l'appareil. La CAM 7 a subi le même problème lors des deux dernières maintenances.

Les caméras qui présentent des problèmes de visée ou de maintenance sont exclues de l'approche quantitative.

Sélection des images à traiter

En observant le jeu de données, il a fallu définir les images à traiter en fonction de leur qualité visuelle : les différentes catégories d'objets doivent être facilement identifiables à l'œil afin d'optimiser une discrimination automatique des classes.

Les différents objets sur lesquels la qualité doit être maximisée sont :

- l'eau ;
- les sédiments ;
- la végétation ;
- la neige.

Sur ces derniers, on cherchera à améliorer les différences de teintes entre les classes (bleu pour l'eau, vert pour la végétation, blanc ou gris pour les galets par exemple), mais également les textures qui les caractérisent (plutôt homogènes pour l'eau et texturés pour les galets par exemple).

Ce tri peut s'effectuer en fonction des horaires pour lesquels des reflets se forment sur l'eau à cause de l'angle d'incidence du soleil, ou ceux pour lesquels des ombres impactent une partie significative de la scène, car les deux peuvent modifier l'aspect "normal" des objets. En règle générale (Benacchio, 2017), il vaut mieux exclure les images dont l'aspect est susceptible d'évoluer fortement au cours de l'année et notamment celles prises à des horaires où la luminosité est très réduite en hiver : tôt le matin ou tard le soir. Pour chaque CAM, une sélection du meilleur horaire tout au long de l'année a été effectuée et est synthétisée dans le tableau suivant :

Sélection des meilleurs horaires de prise de vue

Piège photographique	Sélection du meilleure horaire
CAM 3	12h00
CAM 4	12h00
CAM 5	15h00

Alignement des images

Les capteurs utilisés étant installés sur des supports prenant le vent, de légers décalages de visée, mêmes minimes, engendrent une imprécision pour l'estimation des surfaces prédites dans les images par classification automatique. Ce phénomène est d'autant plus important que la profondeur de champ est élevée (répercussion de l'angle de décalage sur de grandes distances et accroissement des décalages entre les objets). De même, lors des opérations de déchargement des données, il est possible que le capteur ne soit pas réinstallé rigoureusement de la même manière, le champ de visée de la caméra apparaît ainsi légèrement dévié.

Afin de limiter les décalages entre images, un alignement est effectué grâce au logiciel FIJI (menu Plugins > Registration > Register Virtual Stack Slices). Les transformations réalisées sont de type « RIGID », c'est-à-dire que les images subissent une translation et une rotation afin d'aligner les objets entre eux. C'est un processus itératif dans lequel les paramètres de transformation sont ajustés pour minimiser la différence entre deux images. L'alignement peut se faire par séquences et, *in fine*, toutes les images se retrouvent avec un système de coordonnées propre à chaque piège photographique. La figure suivante illustre le réalignement de deux images.



Exemple d'un alignement de deux images réalisé avec le logiciel FIJI

A : Image de la CAM3 à 12h le 14/08/2016 ; B : Image de la CAM3 à 12h le 15/08/2016. L'alignement forme une fenêtre commune entre les deux images (système de coordonnées).

Échantillon d'observés

Parmi l'ensemble des images constituant le jeu de données à traiter (sélection des meilleures photos), un certain nombre est classé manuellement afin de constituer l'échantillon d'observés. Celui-ci permet 1) d'élaborer le modèle prédictif des classes et 2) de qualifier sa qualité. Le principe consiste à sélectionner aléatoirement un certain nombre d'images. Ce nombre peut être défini en fonction du nombre total d'images disponibles et du temps disponible pour les classer manuellement (sachant qu'il s'agit de l'étape la plus chronophage de cette méthode). Dans la mesure où le nombre d'images ne dépasse pas 500, l'échantillon d'observés est compris entre 5 % et 10 %. Au-delà de 500 images, l'échantillon d'observés est limité à 50 images. Le retour d'expérience de Benacchio (2017) montre qu'un opérateur aguerri à la méthode peut raisonnablement catégoriser une vingtaine d'images par jour. Après avoir défini une quantité optimale d'images par échantillon d'observés, la sélection peut se faire soit par :

- une sélection manuelle des images « intéressantes visuellement » qui représenteront, à priori, tous les « grands types d'aspects » que l'on trouve dans la séquence d'images. Cela permet d'être sûr de considérer dans l'apprentissage tous les cas particuliers comme le brouillard, la neige, la pluie etc., même s'ils sont relativement rares. Lors de la classification automatique, l'algorithme pourra « gérer » ces cas particuliers ;
- une sélection aléatoire des images, ce qui donnera normalement l'échantillon le plus représentatif du jeu de données, quitte à passer à côté d'un certain nombre de cas « rares » ;
- une sélection aléatoire combinée à une sélection manuelle permettra de rendre compte des cas « rares ».

La méthode de sélection aléatoire a été choisie en s'assurant que cette sélection prenne en compte les différentes conditions hydro-météorologiques. Le tableau suivant résume les caractéristiques de cette étape.

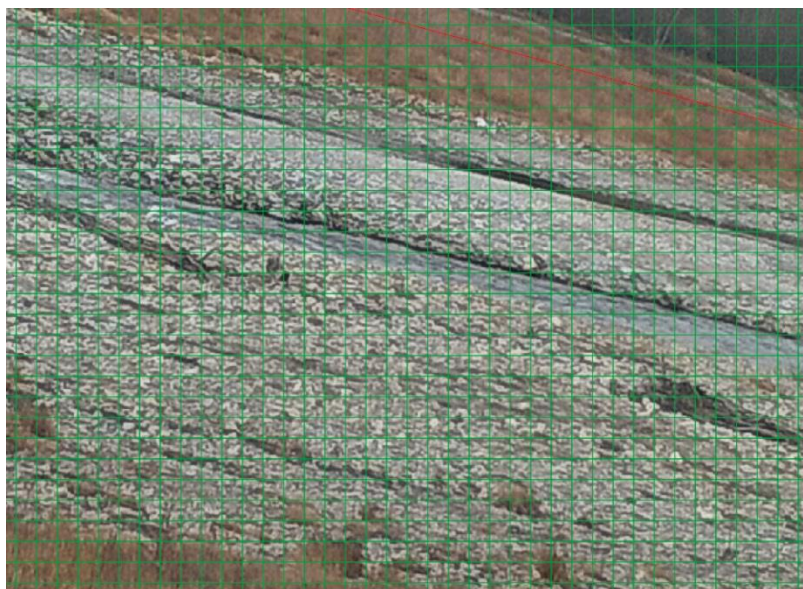
Caractéristiques des échantillons d'observés

Piège photographique	Échantillon d'observés	Proportion (en %)	Mode de sélection
CAM 3	43	9,8	Aléatoire
CAM 4	40 + 10	9,7	Aléatoire
CAM 5	32	25	Aléatoire

Définir la zone d'intérêt et la grille d'extraction

Il est peu probable que l'intégralité des images ait un intérêt « hydromorphologique ». De plus, certains artefacts comme de la végétation ou les objets sur berge ne sont pas intéressants pour le traitement automatique. Afin de se focaliser sur les objets les plus intéressants (la bande active), il est nécessaire de définir une Région d'Intérêt (*Region of Interest, ROI*) pour chaque jeu de données. Le ROI a pour but d'extraire une scène intéressante et d'exclure les objets non intéressants aux alentours.

Dans un premier temps, grâce à un logiciel SIG, une grille est apposée sur l'image. Le choix de la maille de la grille dépend avant tout de la résolution spatiale des images et de la taille des objets observés (donc de la distance du capteur à la cible). La taille des cellules doit notamment permettre d'appréhender la texture des objets, c'est à dire qu'elle doit être assez grande pour caractériser l'agencement des niveaux de gris entre les pixels voisins. Elles ne doivent pas être trop grandes afin d'effectuer une discrimination de l'image la plus précise possible, mais elles ne doivent pas non plus être trop petites sous peine de complexifier la classification manuelle des images. Par ailleurs, plus les cellules sont nombreuses, plus le temps d'extraction des différents paramètres est important. La taille des cellules a été fixée à 32 pixels ce qui permet un degré de précision raisonnable (figure suivante).



Définition de la taille des cellules de la ROI

Cet exemple montre une taille de cellule fixée à 32 pixels sur la CAM 3. On constate que les objets occupants de grandes surfaces (bancs de galets) sont bien représentés par la taille des cellules. En revanche, pour les objets de plus petites surfaces (chenal en eau) la représentativité est plus faible. Ce problème sera détaillé à l'étape suivante.

Dans un second temps, un polygone rectangulaire délimite la ROI et permet de sélectionner les cellules qui la composent. Il est possible que certains objets indésirables résident encore dans cette grille. Un masque est alors créé sur les cellules indésirables.



Définition de Région d'Intérêt (ROI)

En rouge : Région d'Intérêt du jeu de données (ROI) ; En rose : la grille d'extraction ; En rose plein : le masque.

Classification de l'échantillon

Les images et les ROI sont importées dans un SIG. Chaque cellule est ensuite catégorisée en fonction des classes exposées dans le tableau suivant.

Classification des objets dans la ROI et représentativité initiale des classes par caméra

Catégorie	Classe	Cam3 (en %)	Cam5 (en %)	Cam4 (en %)
Eau	1	15	64	57
Galet	2	52	28	23
Végétation	3	29	5	16
Neige	4	4	3	4
Autre	8	-	-	0
Masque	9	-	-	-

Le mode de décision de la catégorie, dans laquelle sera considérée une cellule, doit être toujours le même : il faut notamment établir des règles de décision concernant les cellules mixtes (représentant par exemple à la fois des galets et de l'eau). Les règles choisies sont les suivantes :

- la cellule est classée en fonction de l'objet représenté majoritairement (sauf dans le cas de l'eau) ;
- en cas d'égalité apparente (car il est souvent difficile de trancher avec précision sur les surfaces occupées respectivement par les différentes classes), la priorité est donnée à la végétation sur le galet ou sur la neige et au galet sur la neige ;

- dans le cas de l'eau, la priorité est systématiquement donnée à cette classe à partir du moment où elle occupe un quart seulement de la surface de la cellule (cette classe est donc considérée comme étant plus importante que toutes les autres).

Ces règles sont bien évidemment discutables mais l'important est de toujours appliquer les mêmes règles pour un jeu de données.

Extraction des paramètres

L'étape d'extraction des paramètres dans les images consiste à calculer un certain nombre de descripteurs qui résument l'information contenue dans les images. Ces paramètres sont calculés dans chaque cellule de la grille d'extraction ayant servi à la classification des images de l'échantillon d'observés.

Les paramètres utilisés sont issus de la thèse de Benacchio (2017) qui propose un script R permettant d'extraire un certain nombre de paramètres au sein des cellules. Une liste restreinte a été sélectionnée parmi l'ensemble des paramètres utilisés par Benacchio (2017), eux-mêmes dérivés de Haralick *et al.* (1973) et de Connors *et al.* (1984). On distingue les paramètres radiométriques et les paramètres texturux.

L'extraction des paramètres est chronophage et nécessite une puissance de calcul importante (150 images par nuit maximum). Le tableau ci-dessous liste les paramètres utilisés. Ils sont calculés sur les différents canaux spectraux, disponibles à la base dans les images (rouge, vert, bleu) et sur l'espace colorimétrique « HSI » (teinte, saturation, intensité). L'inertie a été évaluée dans un voisinage de 1 pixel.

Paramètres sélectionnés parmi ceux utilisés par Benacchio (2017)

Canal spectral	Rouge (R)	Vert (G)	Bleu (B)	Teinte (H)	Saturation (S)	Intensité (I)
Moyenne	X	X	X	X	X	X
Médiane	X	X	X	X	X	X
Variance	X	X	X	X	X	X
Ecart type	X	X	X	X	X	X
Mode	X	X	X	X	X	X
Etendue	X	X	X	X	X	X
Intervalle interquartile	X	X	X	X	X	X
Inertie moyenne	X	X			X	
Inertie médiane	X	X			X	
Inertie variance	X	X			X	
Energie	X	X			X	
Entropie	X	X			X	
Contraste	X	X			X	
Homogénéité	X	X			X	
Différence entre les canaux R et B						
Différence entre les canaux H et R						
Différence entre les canaux H et B						
Différence entre les canaux S et R						
Différence entre les canaux S et B						
Différence entre les canaux H et S						
Mois de prise de vue						

Élaboration du modèle de classification automatique des images et prédiction des classes dans le jeu de données

L'élaboration du modèle prédictif consiste à caractériser les différentes catégories utilisées en fonction de l'ensemble des paramètres extraits des images. Sur l'échantillon d'observés, on

applique un algorithme de classification des images qui attribue, de manière automatique, une étiquette à chaque cellule qui les subdivise. C'est la phase d'apprentissage. Pour réaliser cette étape d'apprentissage, l'échantillon d'observés est divisé en deux groupes :

- l'échantillon d'apprentissage, sur lequel le modèle est élaboré ;
- l'échantillon de validation, sur lequel ce modèle est testé afin d'en valider l'efficacité prédictive.

L'apprentissage est réalisé grâce à l'algorithme des *Random Forests*. Pour l'élaboration de ce modèle, on utilise entre 50 000 et 60 000 individus (cellules). On ne tient pas compte des cellules du masque et on extrait toutes les valeurs nulles de la table. Seules les colonnes correspondant à des paramètres calculés dans les cellules sont conservées en tant que « descripteurs » et la colonne « Classe » permet d'identifier les différentes catégories à discriminer. La qualité du modèle issu de l'apprentissage est testée sur l'échantillon de validation. La comparaison entre la classe observée (étiquetée manuellement) et prédite (attribuée automatiquement) permet de calculer des taux de bons classements dans le but de valider la qualité du modèle (tableau suivant).

Taux de bons classements par piège photographique

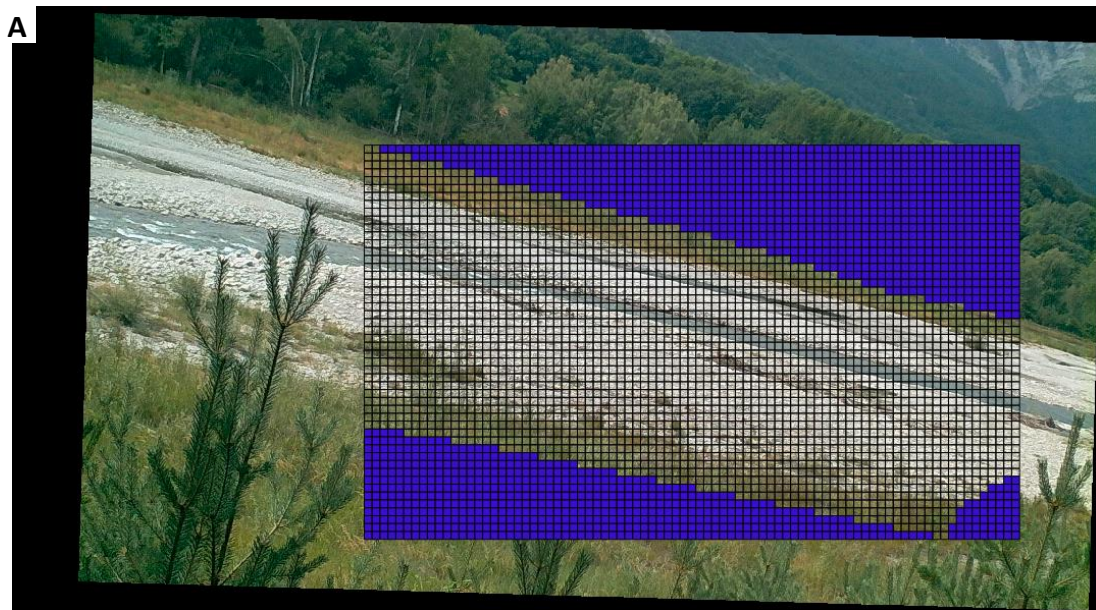
Taux de bons classements (en %)	CAM3	CAM5	CAM4	Moyenne
Global	0,93	0,89	0,91	0,91
Eau	0,83	0,95	0,95	0,91
Galet	0,96	0,81	0,82	0,86
Végétation	0,94	0,78	0,92	0,88
Neige	0,88	0,87	0,94	0,89

Les taux de bons classements sont systématiquement élevés (entre 90 % et 93 %). Le taux le plus faible est observé sur la CAM5 qui n'a pas pu bénéficier d'un alignement avant le traitement automatique. Dans le détail des classes, les taux varient de 78 % à 96 %. Les taux moyens d'efficacité par classe sont très proches les uns des autres. C'est davantage la localisation qui semble contrôler les variations de taux d'efficacité d'une CAM à l'autre. Le modèle établi est jugé satisfaisant, il est alors possible de l'appliquer à l'ensemble des images du jeu de données.

Orthorectification des images et calculs des surfaces

La dernière étape consiste à orthorectifier chaque image dans le but de calculer des surfaces par classe. La méthode d'orthorectification des images est réalisée en trois temps :

- dans un premier temps, chaque image est réduite (production d'imagettes). La réduction est fixée à la taille de la grille (32 pixels), c'est-à-dire que chaque imagette sera 32 fois plus petite que l'image d'origine ;
- dans un deuxième temps, chaque imagette est décomposée en quatre clones. Chaque clone correspond à une classe. Les imagettes sont en noir (cellules hors classe) et blanc (cellules dans la classe) ;
- dans un troisième temps, les imagettes sont orthorectifiées grâce au logiciel Fudaa-LSPIV.



Réduction et décomposition des images pour l'orthorectification

A : Image d'origine et ROI ; B : Imagerie de la classe « eau » ; C : Imagerie de la classe « galet » ; D : Imagerie de la classe « végétation » ; E : Imagerie de la classe « neige ».

Le géoréférencement des images est réalisée par la technique des points d'amers. Ce travail se base par la connaissance de cibles acquises sur le terrain en utilisant un GPS RTK (0,05 m de précision) ou par la reconnaissance de points remarquables sur l'image dans le champ de vision de la CAM et par rattachement à la BD ORTHO.

Finalement, les surfaces des différentes classes sont calculées sur chaque image du jeu de données, grâce aux imagerie transformées. Le principe de cette étape consiste à additionner les surfaces de chaque pixel des imagerie, au prorata de leurs niveaux de gris, tout en connaissant la surface de chaque pixel (fournie par le logiciel Fudaa-LSPIV dans les paramètres de transformation automatique).

Caractéristiques du géoréférencement des images

	CAM 3	CAM 5	CAM 4
Surface de la ROI (en m ²)	17 041	30 259	42 658
Resolution des images transformées (en m/pix)	0,5698	0,4892	0,5286
Ecart max entre valeurs rentrées et recalculées (en m)	22,307	79,635	47,614

La projection de prises de vue obliques sur un plan induit de très fortes transformations. Ceci explique les écarts maximums importants observés. Une fois de plus, la CAM 5 qui n'a pas subi d'alignements présente le moins bon géoréférencement. En cas d'alignement, plus la surface de la ROI est importante et plus le géoréférencement est mauvais. À ceci s'ajoute le problème de la profondeur de champ déjà mis en avant par Benacchio (2017). Plus la profondeur de champ est faible, meilleur est l'alignement ainsi que le géoréférencement. Ceci étant dit, il est bien plus intéressant de déformer les pixels afin d'améliorer la caractérisation de la variabilité spatio-temporelle des différentes classes.

Annexe 8 : Liste des publications liées à la thèse

Articles

- Brousse G., Arnaud-Fassetta G., Liébault F., Vasquez-Tarrio D. (2018) Experimental bed active layer survey with active RFID scour chains: Example of two braided rivers in the French Alps (the Drac and the Vénéon). In Paquier A., Rivière N. (eds.) *RiverFlow 2018*, 40. E3S Web of Conferences, Lyon-Villeurbanne.
- Brousse G., Arnaud-Fassetta G., Liébault F., Bertrand M., Melun G., Loire R., Malavoi J.-R., Fantino G., Borgniet L. (2019) 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*, 1, 14. doi.org/10.1002/rra.3527
- Michler L., Brousse G., Arnaud-Fassetta G., Carozza J.M., Paris-Diderot Team (2016) Dynamique de la charge de fond de l'Argent Double (affluent de rive gauche de l'Aude, France du Sud) : approche croisée « technologie RFID / modélisation numérique du transport solide ». *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 67, 59-75.

Communications

- Bertrand M., Brousse G., Borgniet L., Liébault F., Arnaud-Fassetta G. (2018). Hydromorphological restoration of the Upper Drac River (Hautes-Alpes, France). *I.S.Rivers 2018*, Lyon.
- Brousse G. (2017) Un an de suivi hydro-morphologique sur l'opération de réinjection sédimentaire en aval du barrage de Saint-Sauveur. GIS Draix-Bléone de 22 et 23 juin 2017, Draix, France.
- Brousse G., Arnaud-Fassetta G., Liébault F. (2017) Hydromorphological Monitoring of a Sediment Replenishment Operation: the Case of the Saint-Sauveur dam in the Buëch River (Southern Alps, France). *9th International Conference on Geomorphology*, New Delhi, Inde.
- Brousse G., Liébault F., Arnaud-Fassetta G., Laval F. (2017) Combined Contribution of Active RFID Technology, Time Lapse Camera and DTM for the Monitoring of the Haut-Drac River Restoration (Southern Alps, France). *9th International Conference on Geomorphology*, New Delhi, Inde.
- Brousse G. (2018) Trois ans après la restauration du Haut-Drac : Quelle trajectoire d'évolution ? *Journées des Jeunes Géomorphologies 2018*, Lyon.
- Brousse G., Bertrand M., Arnaud-Fassetta G., Liébault F., Borgniet L., Melun G. (2018) Hydromorphological assessments of a sediment replenishment operation: the Case of the Saint-Sauveur dam in the Buëch River (Southern Alps, France). *I.S.Rivers 2018*, Lyon.
- Brousse G. (2019) Suivi de la restauration hydromorphologique des rivières torrentielles en déficit sédimentaire. *Réunion du GTN Hydromorphologie du 12/02/2019*. Ministère de la transition écologique et solidaire, La Défense.
- Brousse G. (2019) Retour d'expérience sur la gestion sédimentaire du barrage de Saint Sauveur. *Journée connaissance du 12/03/2019*. OFB/EDF/DREAL, Lyon.
- Brousse G. et Liébault F. (2019) Le suivi des opérations de recharge sédimentaire. Rencontres Inter-réseaux Cours d'eau. *Les rivières en tresses, des hydrosystèmes d'exception. Comment évaluer leur état de santé. Jusqu'où aller dans leur gestion ?* GRAIE, Eyguians-Garde-Colombre.
- Brousse G. (2019) Efficience des travaux de restauration et résilience des rivières torrentielles altérées. *Rencontre avec le LNHE/LHSV - 14/06/2019*, Chatou.
- Brousse G. (2020) Réinjection sédimentaire : De l'expérience de terrain à la modélisation hydro-sédimentaire. *Journées des Jeunes Géomorphologies 2020*, Aubervilliers.
- Laval F., Gaucher R., Breilh B., Brousse G. (2017) Restauration du Drac dans le Champsaur. Retour d'expérience 2 ans après travaux grâce à l'exploitation de données LIDAR. *TSMR 2017 : Transport Solide et Morphodynamique des Rivières*, Villeurbanne, France.

Table des matières

Sommaire	6
Remerciements	7
Introduction générale	9
I. Cadre thématique	9
I.1 Contexte institutionnel	9
I.2 Qu'est-ce que la restauration ?	10
I.3 Les hydrosystèmes torrentiels : des hétérogénéités morphologiques dans un contexte global de déficit sédimentaire	15
II. Problématiques et objectifs de recherche	20
Partie I : Trois chantiers vitrines	22
III. Le Minervois : 15 ans de retour d'expérience sur la reconquête des espaces de bon fonctionnement	23
III.1 Contexte géographique : deux rivières de piedmont	23
III.2 Les pressions sur le régime hydro-sédimentaire	32
III.3 Projet de restauration : suppression des contraintes latérales au pont des Aygadons pour tamponner les crues et stocker les alluvions	34
Conclusions partielles	39
IV. Réinjecter des sédiments en aval du barrage de Saint-Sauveur pour limiter les déficits sédimentaires	40
IV.1 Contexte géographique : La vallée du Buëch entre Dévoluy, Bochaine et Diois	40
IV.2 Les pressions sur le régime sédimentaire	47
IV.3 Projet de restauration : reconstitution passive du matelas alluvial pour stopper l'incision du Buëch	54
Conclusions partielles	57
V. Le Drac à Saint-Bonnet-en-Champsaur : stopper l'incision et restaurer le tressage	58
V.1 Contexte géographique : Le Drac amont	58
V.2 Les pressions sur le régime sédimentaire	65
V.3 Projet de restauration : reconstitution active du matelas alluvial du Drac pour retrouver un cours d'eau en tresses	71
Conclusions partielles	72
Conclusions	73
Partie II : Principes méthodologiques et outils déployés	74
VI. L'approche « bassin-versant » ou comment définir la capacité de résilience	75
VI.1 Stocks internes de sédiments et production sédimentaire	75
VI.2 Variabilité spatiale de la granularité de la charge de fond	77
VII. Les approches à l'échelle du tronçon et de la zone restaurée	80

VII.1	La variabilité spatio-temporelle des bandes actives	81
VII.2	Les données topo-bathymétriques	84
VII.3	Traçage sédimentaire : RFID passif et actif	89
VII.4	Les bilans sédimentaires.....	101
VII.5	Caractériser l'évolution des habitats	102
VIII.	Les approches stationnelles	104
VIII.1	Les calculs de transport solide	104
VIII.2	La couche active et les colonnes d'érosion RFID UHF.....	107
VIII.3	Suivi en continu des habitats à l'échelle de la station	111
VIII.4	Les réseaux de suivi de la qualité des eaux de surface	114
	Conclusions.....	123
Partie III : Trajectoires de restauration		124
IX.	La réouverture de la Clamoux au pont des Aygadons : de la réussite locale à la transposition à l'échelle du territoire.....	124
IX.1	Dynamique spatio-temporelle de la charge de fond : peut-on capter l'effet de la restauration sur le transport solide ?	126
	Conclusions partielles.....	136
IX.2	Trajectoire d'évolution des bandes actives depuis 1999	138
	Conclusions partielles.....	150
IX.3	Nécessité de réorienter les méthodes de suivi	151
	Conclusions partielles.....	155
	Conclusions.....	155
X.	La gestion du barrage de Saint-Sauveur : clé de réussite pour garantir la continuité sédimentaire sur le Buëch	158
X.1	Compléments méthodologiques pour le suivi du Buëch	161
X.2	Le contexte morphodynamique de la vallée du Buëch.....	168
	Conclusions partielles.....	178
X.3	La crue de novembre 2016 : premier REX sur l'application de la nouvelle consigne de crue et sur la recharge sédimentaire.....	179
	Conclusions partielles.....	193
X.4	Trajectoire d'évolution, durabilité des effets de la réinjection et réponse hydrobiologique.....	194
	Conclusions.....	213
XI.	La réinjection sédimentaire dans le Haut-Drac : une restauration du tressage efficace mais jusqu'à quand ?.....	215
XI.1	Compléments méthodologiques pour le suivi du Drac	217
XI.2	Le contexte morphodynamique de la vallée du Drac.....	222

Conclusions partielles.....	232
XI.3 Quel degré de connectivité entre la plaine de Chabottes et la zone restaurée ?.....	233
Conclusions partielles.....	242
XI.4 Trajectoire d'évolution du site restauré.....	244
Conclusions partielles.....	266
Conclusions.....	266
Discussion	268
XII. Les rivières torrentielles sont-elles résilientes ?.....	268
XIII. Recommandations pour le suivi minimum scientifique sur les rivières torrentielles.	272
XIII.1 Cadre spatio-temporel du suivi : station, tronçon, fréquence et durée	272
XIII.2 Des outils incontournables.....	273
XIII.3 Habitat et réponse hydrobiologique	276
XIV. Vers des indicateurs hydromorphologiques pour le suivi de la restauration	277
XIV.1 Les indicateurs de contexte morphodynamique.....	277
XIV.2 Les indicateurs d'efficacité hydromorphologique : adapter les indicateurs aux objectifs de restauration.....	280
Conclusion générale.....	283
Bibliographie.....	288
Liste des figures	303
Liste des tableaux.....	309
Annexes.....	311
Table des matières.....	332