THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ GRENOBLE ALPES

École doctorale : ISCE - Ingénierie pour la Santé la Cognition et l'Environnement
Spécialité : MBS - Modèles, méthodes et algorithmes en biologie, santé et environnement
Unité de recherche : LESSEM - Laboratoire EcoSystèmes et Sociétés En Montagne

Développement des techniques de génie végétal pour la stabilisation des berges de cours d'eau de montagne

Developing soil and water bioengineering techniques for the stabilization of mountain riverbanks

Présentée par :

Juliette ROUSSET

Direction de thèse :

André EVETTE INGENIEUR HDR, INRAE LYON-GRENOBLE AUVERGNE-RHONE-ALPES	Directeur de thèse
Guillaume PITON CHARGE DE RECHERCHE, INRAE LYON-GRENOBLE AUVERGNE-RHONE-ALPES	Co-encadrant de thèse

Rapporteurs :

MONIQUE POULIN
FULL PROFESSOR, UNIVERSITE LAVAL
SIMON DUFOUR
MAITRE DE CONFERENCES HDR, UNIVERSITE RENNES 2

Thèse soutenue publiquement le **27 novembre 2025**, devant le jury composé de :

SARA PUIJALON, DIRECTRICE DE RECHERCHE, CNRS DELEGATION RHONE AUVERGNE	Présidente
ANDRE EVETTE, INGENIEUR HDR, INRAE LYON- GRENOBLE AUVER- RHONE-ALPES	Directeur de thèse
MONIQUE POULIN, FULL PROFESSOR, UNIVERSITE LAVAL	Rapporteure
SIMON DUFOUR, MAITRE DE CONFERENCES HDR, UNIVERSITE RENNES 2	Rapporteur
GIAN BATTISTA BISCHETTI, FULL PROFESSOR, UNIVERSITA DEGLI STUDI DI MILANO	Examinateur

Invités :

GUILLAUME PITON
CHARGE DE RECHERCHE, INRAE LYON-GRENOBLE AUVERGNE-RHONE-ALPES

Le ruisseau

creuse loin dans la terre
dénoue la montagne qui pèse
de tout l'automne
le rideau s'effrite
dans un souffle lourd
le ruisseau balaie le passé
vers demain
entraîne dans son courant
le froid qui rongeait les heures

commme un petit bruit
au fond de l'âme
ce que l'on tait
les pierrrres le portent

Hélène Dorion, Mes Forêts

Remerciements

Cette histoire pourrait commencer à l'ombre des coulées basaltiques du Lignon ou sur le rythme effréné du Guil. Elle dévalerait les pentes du Travo, glisserait le long du Llech pour plonger dans le Tarn. Elle pourrait se lire à la fraîcheur de la Vis ou au détour d'un méandre de l'Allier. Quels que soient les courants, elle repose sur des reliefs solides, des aspérités rassurantes, des rapides rocambolesques et un attrait certain pour l'eau qui court. L'histoire de cette thèse s'est construite à la confluence d'une multitude de sourires, de doutes et de mains qui l'ont façonnée. Il s'agit ici de trouver, le mieux que je pourrai dans ces dernières heures, les mots justes pour exprimer toute ma gratitude à celles et ceux qui ont contribué à cette aventure.

Tout d'abord, merci à André et Guillaume pour leur encadrement, leur présence et soutien pendant ces trois années et demie. Vos visions complémentaires de la recherche, des rivières et de leurs berges sous toutes leurs formes m'ont été très précieuses, et j'ai beaucoup appris à vos côtés. Merci d'avoir eu confiance en moi et de m'avoir guidée sur le chemin tortueux de la thèse, de m'avoir montré comment ajouter sa pierre à l'édifice et s'en sentir légitime (au moins un petit peu). **André**, merci d'avoir répondu à ce mail anodin il y a quatre ans et de m'avoir toujours soutenue depuis, merci pour toutes les aventures que nous avons partagées de l'observation minutieuse des berges de torrents jusqu'à Vienne, en passant par de bonnes fondues suisses. Merci pour ton enthousiasme permanent pour ce que j'ai entrepris ces dernières années et pour toutes les opportunités que tu m'as offertes. **Guillaume**, merci d'avoir toujours répondu présent pour m'écouter et me conseiller, et pour m'avoir appris la diplomatie de l'exercice des réponses aux reviewers. Je te suis très reconnaissante d'avoir pris le temps pour ces moments d'écritures "à quatre mains", qui ont été un véritable appui pour l'écriture de ce manuscrit.

Pour compléter cette équipe d'encadrement, je me dois de remercier **Adeline**. Merci d'avoir pris ce train avec moi, sans vraiment l'avoir anticipé, d'avoir mis la main à la pâte dès qu'il le fallait quelles que soient les conditions (désolée pour ça…), pour m'avoir accompagnée parfois bousculée dans mes réflexions, toujours pour les améliorer. Tu m'as appris la rigueur, la persévérance et surtout l'organisation. Merci d'avoir accepté de planter des boutures de manières non conventionnelles, d'avoir bravé le froid, donné des

coups de massue, regretté la gastronomie italienne dans le Tyrol et surtout d'avoir été autant à l'écoute pour calmer mes tempêtes d'émotions. Si parfois tu doutes, saches qu'à mes côtés tu as été à ta place et tu as fait un excellent travail.

Merci à vous trois pour tout ce que vous m'avez transmis, scientifiquement et humainement (la liste est longue !) et pour avoir été présent au quotidien.

Ça n'a pas toujours été facile d'être une ″ingénieure″ dans ce long parcours et si le chemin vers la réflexion scientifique qui laisse plus de place aux doutes et à la curiosité, tout en exigeant une grande rigueur, a été long et parfois chaotique, ma progression sur ce chemin n'aura pas été faite sans compter sur toi **Mao**. Merci d'avoir pris le temps de discuter avec moi et d'avoir ouvert mes horizons méthodologiques. De notre collaboration je ne retiendrai pas que les racines écartelées ou les lignes de codes mais ton enthousiasme face à l'inconnu et ta justesse scientifique. Dans les moments de doutes que j'ai traversés, ta contribution a été importante, précieuse et nécessaire pour moi, et j'espère avoir à nouveau l'occasion de discuter du monde avec toi en regardant des feuilles de thé danser.

Enfin, il ne me reste plus qu'à citer les deux derniers rôles principaux de cette équipe, et pas des moindres, Sarah et Marie Lou. Merci de m'avoir fait confiance d'abord pour réaliser vos stages de M2. Vous m'avez tellement apporté, et sûrement sans le vouloir confirmé mon goût pour l'encadrement, technique et humain ! Je ressors grandie de nos aventures partagées. **Sarah**, merci pour ta bonne humeur et ta gentillesse, je ne pouvais pas rêver mieux pour vivre cette première expérience d'encadrement. Merci d'avoir accepté mes hésitations, d'avoir pris soin de nos petites boutures pour les arroser et les surveiller, d'avoir exploré la biblio et de t'être aventurée dans les eaux troubles des statistiques. Sans aucun doute je suis plus musclée aujourd'hui après nos séances de déterrage et je ne rentrerai plus jamais dans un Casto sans penser à toi. **Marie Lou**, merci pour tous ces kilomètres parcourus, pour nous avoir malencontreusement fait découvrir l'univers des hôtels de motards (j'en ris encore), pour ta persévérance tenace sur le terrain et toutes tes lignes de codes qui m'ont tellement aidée. Si ce n'était pas un prérequis, je penserais désormais à recruter des stagiaires avec des compétences en mécanique pour pallier à d'éventuelles crevaisons italiennes ou savoyardes… Merci pour ta rigueur, qui j'en suis certaine te servira beaucoup pendant ta thèse.

Je souhaite remercier chaleureusement les membres de mon CSI, nos entretiens ont été un sacré moteur à chaque fois et je vous en suis très reconnaissante. **Stéphanie**, merci pour ton regard et tes commentaires pertinents. **Dov**, merci pour ta bienveillance, ta rigueur scientifique et ton approche biogéomorphologique qui m'a beaucoup inspirée. **Etienne**, merci pour tes retours positifs et ton enthousiasme contagieux.

Enfin, la concrétisation de cette thèse touche à sa fin grâce aux membres du jury, merci **Monique** Poulin, **Simon** Dufour, **Sara** Puijalon et **Gian Battista** Bischetti, d'avoir accepté d'évaluer mon travail. En pensant à la tâche qui vous attend et la plus-value qu'apportera votre regard sur ce travail, j'ai une pensée pour les différents reviewers qui ont grandement participé à la concrétisation de cette thèse. Merci à vous chers anonymes, pour vos commentaires pertinents et pour m'avoir enseigné à vos dépens une meilleure gestion des ascenseurs émotionnels.

Au-delà de la science, des méthodes et des questions, il y a le terrain, étape cruciale pour la production de matière première. Et si j'ai pu réaliser ce travail, c'est bien grâce à tous ceux qui m'ont accompagnée. Un merci infini à celles et ceux qui ont répondu présents pour aller se balader dans les cours d'eau, pour ramasser, planter et mesurer des saules, pour se geler ou prendre des insolations, souvent bien manger et beaucoup rigoler. **Marie**, je te suis très reconnaissante pour ton soutien, pour avoir mis ta résilience au froid à toute épreuve, dans les eaux glacées des torrents, sous la pluie ou sous la neige, de t'être fait une quasi tendinite avec les sécateurs et des engelures en plantant les boutures, merci enfin d'être passée me donner des coups de mains au labo. **Clément**, merci pour ta bonne humeur et ta force de travail en extérieur, cette fascine est bien solide en partie grâce à toi, merci pour les M&M's. Merci aussi à **Hugo** (pour les jolies photos), **Solange** (pour mes premiers diots aux vins rouges), **Laurent**, **Adèle** et **Anaïs**, qui ont profité des chauds soleils d'automne ou de la neige, en fonction de la chance, pour couper des boutures ou les planter. Pour avoir mesuré les saules sous toutes leurs coutures, merci à **Provence** (je me sens responsable de ton addiction aux nouilles après toutes ces observations de racines au microscope…), **Mathias** (j'espère que tu auras envie de retourner au Lautaret...), **Arthur** (pour ton rire et ton efficacité, petite abeille du Lautaret ou papillon ?), **Apolline** (je penserai à écouter des affaires sensibles, ou pas…) et **Lucie**. Merci à celles et ceux qui sont passés, une heure ou deux, au laboratoire pour préparer les boutures ou les mesurer, vous avez été si nombreux, merci de tout cœur

d'avoir répondu présent quand le temps pressait… Merci à ceux qui m'ont accompagnée dans les rivières, **Paul** (mon premier véritable petit-grand stagiaire, je suis si contente de t'avoir transmis un petit peu de ma passion pour l'eau), **Delphine** (merci pour ta bonne humeur et ton optimisme à toute épreuve, tu es une sacrée compagnonne de terrain, merci pour ton efficacité et surtout de t'assurer que n'importe où que l'on soit on mange toujours bien !), **Marie Anne**, **Clément**, **Jeanne** et **Salomé**. Merci à **toute l'équipe du jardin du Lautaret**, et en particulier à **Jérôme**, merci de m'avoir proposé *in extremis* de nous accueillir avec nos innombrables boutures dans votre petit coin de paradis, beaucoup de choses reposent sur la décision que tu as prise sans hésiter en nous voyant perdues ce jour-là…, et merci à **Pascal** pour m'avoir enseigné les secrets du sécateur et des plantations à la gouge (certain.e.s diront que tu n'as pas réussi à me convaincre de son utilité), merci pour ta bonne humeur et l'ambiance malgré le froid.

Ça a été un réel plaisir de passer autant de temps au grand air et les pieds dans l'eau, mais les longues journées de bureau ont également eu leur lot de soutien ! Merci à ceux qui m'ont aiguillé pour les stats, **Yoan**, d'avoir toujours accepté d'écouter mes questions bêtes, **Renaud** de me faire comprendre que je ne suis pas la seule à me sentir perdue dans cet océan et que c'est normal (au passage merci pour tes compétences graphiques qui m'ont bien inspirée), **Maxime**, pour ta patience et ton aide précieuse pour me lancer sur R et ggplot, **Taïna** pour ta pédagogie, ta gentillesse et ton rire communicatif, tu es arrivée au bon moment et tu m'as apporté un regard neuf qui m'a beaucoup éclairée. Merci à tous ceux que j'oublie qui ont pris le temps de m'écouter et me conseiller pour les analyses. **Fred**, merci d'avoir relevé le challenge de mes visions cartographiques farfelues, et pour ta bonne humeur communicative dans les moments de mous, j'ai hâte de voir ton accoutrement de bogue ardéchoise et je me languis de l'aligot de tout à l'heure !

Merci aux doctorant.e.s qui ont partagé avec moi cette aventure *génie végétal*, **Solange**, merci pour ton soutien, surtout ces derniers mois, et pour m'avoir appris le terme de lactofermentation, **Natacha**, merci pour nos discussions et ton empathie, plein de forces pour cette dernière année, **Benjamin**, merci pour les coups de gueule et la rigolade et **Emanuele**, pour la fraîcheur italienne que tu nous as apportée. On aura fait du sacré boulot, j'ai hâte de venir à vos soutenances, force à vous pour les dernières marches qui vous reste à monter.

Un dernier merci, à tous les membres du LESSEM qui participent à créer une ambiance professionnelle riche, dynamique et scientifique, à toute l'équipe des non-permanents pour toutes les aventures et à l'équipe du toutouyoutou pour toutes les courbatures… ! C'était un plaisir de partager mon quotidien avec vous.

A mi-chemin entre le labo et la maison, il y a celles et ceux que l'on rencontre et qui deviennent des ami.e.s, véritables compagnons de vie. **Provence**, **Arthur**, **Coline** et **Nathéo**, merci pour les rires, les coups de gueule, les longues discussions et les jeux et fous rires en tout genre. Merci d'avoir été mon quotidien pour vivre cet imbroglio d'émotions de la vie, j'ai hâte de partager de nouvelles aventures avec vous. Prov et coco je suis de tout cœur avec vous pour cette ligne finale. Provence, merci d'avoir encouragé mes prouesses VTTesteques, pour les supers vacances et pour la justesse de tes mots. **Louise**, de notre bureau de stagiaire à l'observation de *Salix eleagnos* sur les berges de la Soča, merci pour tout ce que tu m'as apporté, pour tes idées folles, ta passion des mots et ton rire contagieux, tu es inconditionnellement dans le top 2 de mon meilleur public, de Bordeaux aux Pays Basques, merci de m'avoir fait prendre l'air !

Merci à tous ceux qui ont peuplé mon quotidien en dehors des murs du labo. Bien évidemment à ma coloc de toujours, de Strasbourg à la rue Abbé Grégoire, **Manue**, merci pour tes rires et d'être toujours là pour moi ! A tous ceux qui ont partagé avec moi toutes ces heures d'improvisations théâtrales, vous êtes de magnifiques rencontres, merci de m'avoir fait tant rire et merci pour votre sincérité. Particulièrement à vous **Léo**, **Jeanne**, **Julia** et **Yoan**, merci d'avoir libéré mes ailes et à **Sophie** pour tes lubies orthographiques. Pour les week-ends, les vacances, les fous rires et les aventures rocambolesques aux quatre coins de l'hexagone, merci à ma team de choc, **Chlo**, **Riz**, **Nenette**, **Lolotte**, **Manue**, **Yaya** et **Loulou** et à **Emilie** et **Alice**. Avec vous, j'ai des souvenirs plein la tête avant et pendant cette thèse, j'ai hâte de nos prochaines aventures ! Merci de briller si fort.

Enfin, j'adresse ces derniers mercis à ma famille, ardéchoise, nîmoise, grenobloise et montpelliéraine. Merci de me soutenir et de m'accompagner depuis tout ce temps. **Michel** et **Delphine**, merci de m'avoir transmis le goût de l'aventure et du rire, l'amour de l'eau et des rivières. Merci d'avoir construit cette maison, dans laquelle on se sent si bien et qui m'a permis d'arriver au bout de cette aventure sereinement ! **Lucie**, ma partenaire de toujours, c'est bien toi le top 1 depuis tout ce temps, à nos séances

d'escalade/traction qui auront marqué ces derniers mois. Merci mam et lu pour les tips de dessin !

C'est un exercice frustrant de se rendre compte de la pauvreté de mes mots face aux sentiments et aux émotions qui m'ont habitée ces quatre dernières années. Je suis pleine de gratitude pour toutes ces personnes qui m'ont épaulée et me font grandir, et ces quelques pages ne sont qu'une petite manifestation de la reconnaissance que je vous porte à toutes et à tous. MERCI ! Et bonne lecture !



***Genèse**, Delphine Guy*

Résumé

Les territoires de montagnes sont particulièrement propices et vulnérables aux aléas naturels. En effet, le relief et l'anthropisation accroissent l'importance de ces aléas et des risques associés, principalement crues, laves torrentielles, glissements de terrain, chutes de blocs, et avalanches. Certains de ces aléas pourraient se renforcer en intensité et/ou fréquence avec les changements climatiques. Ils sont pour certains à l'origine d'érosion en berge de cours d'eau qui menacent la pérennité d'infrastructures (routes, bâtiments, réseaux…). Pour s'en protéger, les gestionnaires ont largement fait appel au génie civil, nombre de cours d'eau se trouvent ainsi aujourd'hui corsetés dans des enrochements et du béton. Or, les ripisylves des torrents et rivières de montagne constituent des milieux fragiles qui accueillent une forte biodiversité et assurent des services écologiques majeurs (ressource en eau, dépollution, usage récréatif, ombrage, corridor écologique…). Les techniques de génie végétal emploient des végétaux vivants dans des ouvrages d'ingénierie construits pour traiter des problèmes liés à l'érosion et aux glissements de terrain. Appliquées aux berges de cours d'eau, ces techniques permettent de contrôler l'érosion tout en accueillant une flore et une faune variées et les services écologiques associés, services habituellement assurés par les ripisylves naturelles. Elles apparaissent alors comme un maillon essentiel à l'adaptation face au changement global et se définissent comme des solutions fondées sur la nature. Conscients des limites environnementales des approches en génie civil, les gestionnaires et les services publics sont en demande de solutions alternatives à même de restaurer ces milieux. Une réelle demande sociale apparaît pour un aménagement plus intégré et respectueux de l'environnement de ces milieux d'altitude. Le projet Géni'Alp en France, où des travaux autrichiens ont permis par le passé de mettre en place les premiers outils pour développer les techniques de génie végétal en moyenne altitude. Toutefois quasiment aucun retour d'expérience ou élément technique n'existe pour les hautes altitudes où les contraintes d'implantations sont encore plus fortes (contraintes hydrauliques avec des vitesses fortes et un transport solide important, contraintes climatiques avec un enneigement prolongé et des températures basses).

Ce travail propose de repousser les limites d'utilisation des techniques de génie végétal en rivière de montagne. Dans une première partie, et sur des berges naturelles qui ne

présentent pas de signes d'érosion, les caractéristiques hydrauliques, granulométriques et végétales des berges sont croisées. L'objectif est de caractériser la stabilité de ces structures afin de proposer des types d'ouvrages et espèces adaptés au contexte torrentiel et alpin. La deuxième partie de travail se concentre sur le recensement et l'évaluation des ouvrages déjà mis en place sur ces milieux. L'objectif est d'identifier les facteurs biogéomorphologiques de succès et d'échecs des techniques existantes afin d'identifier les pratiques les plus adaptées. Les ouvrages recensés sont analysés avec leur végétation et contraintes hydrauliques spécifiques. Enfin, la dernière partie vise à caractériser les capacités biotechniques des saules subalpins, inconnues pour leur utilisation en génie végétal. Pour cela, des expérimentations *in situ* en altitude et *ex situ* en laboratoire sous différentes conditions climatiques sont menées sur des boutures de six espèces de l'étage subalpin. L'objectif est de caractériser leurs taux de reprise et leur croissance aérienne et racinaire qui répondent à la fonction de stabilisation des berges. Cette étude permettra de déterminer les espèces les plus efficaces pour des ouvrages à l'étage subalpin. Nos résultats soulignent avant tout que le génie végétal en montagne se situe sur un gradient entre génie civil et végétal et repose sur la technique et l'expérience des aménageurs.

Résumé vulgarisé

Les processus d'érosion de berge sont naturels et participent au bon fonctionnement des rivières. Cependant, les activités humaines s'étant fortement développées le long des rivières, ces processus d'érosion menacent parfois les infrastructures établies. Afin de s'en protéger tout en assurant la continuité écologique des milieux rivulaires, les berges érodées peuvent être aménagées avec des techniques de génie végétal qui utilisent des végétaux vivants dans des structures d'ingénierie pour la stabilisation des berges. En montagne, de nombreuses contraintes (débit, températures) représentent des freins à l'utilisation de ces techniques, incitant les gestionnaires à recouvrir au génie civil. Ce travail cherche à identifier les espèces et les techniques les plus adaptées aux spécificités de la montagne et à promouvoir le génie végétal dans ces milieux contraints. Pour cela, des expérimentations de bouturage, des observations de terrain et un retour d'expérience ont été réalisés.

Abstract

Mountain areas are particularly prone and vulnerable to natural hazards. The landscape and human activity in these areas increase the significance of these hazards, which mainly include flooding, mudslides, landslides, rockfalls and avalanches. Some of these hazards could become more intense and/or frequent as a result of climate change. These hazards can cause erosion of riverbanks, which threatens the sustainability of infrastructure such as roads, buildings and networks. In order to protect these structures, river managers have largely relied on civil engineering techniques, many streams are now being enclosed in riprap and concrete. However, riparian forests alongside mountain streams are fragile ecosystems that harbor high levels of biodiversity and provide significant ecological services, such as water resources, pollution control, recreational opportunities, shade and ecological corridors. Soil and water bioengineering (SWBE) techniques use living plants in engineering structures built to deal with problems linked to erosion and landslides. Applied to streambanks, these techniques control erosion while welcoming a variety of flora and fauna and the associated ecological services usually provided by natural riparian vegetation. They therefore constitute an essential component in the process of adapting to global change and are defined as nature-based solutions. Aware of the environmental limits of civil engineering approaches, managers and public authorities are looking for alternative solutions to restore these environments. The Géni'Alp project in France and Austrian works have allowed to set up the first tools for developing these techniques at montane belt, but there is almost no feedback or technical elements for high altitudes, i.e. subalpine belt. However, these environments face significant constraints, such as high-speed hydraulic flows with substantial solid transport and climatic challenges like prolonged snow cover and low temperatures.

This work aims to remove barriers for the use of bioengineering techniques in mountain rivers. The first part puts into perspectives the hydraulic, granulometric, and vegetative characteristics of natural banks showing no signs of erosion. The aim is to characterize the stability of these banks in order to propose types of structures and species adapted to torrential and alpine contexts. The second part of the work focuses on SWBE projects already implemented. The aim is to identify the biogeomorphological factors of success and failure of this existing techniques in order to identify the most

appropriate practices. The structures surveyed are analyzed along with their specific vegetation and hydraulic constraints. Finally, the last part aims to characterize the biotechnical capabilities of subalpine willows, which are unknown for their use in bioengineering. To this end, *in situ* experiments at high-elevation and *ex situ* experiments in the laboratory under different climatic conditions were conducted on cuttings from six species from the subalpine zone. The objective is to characterize the recovery rates and the aerial and root growth of these species, which contribute to bank stabilization. This study aims to identify the most effective species for use in structures within the subalpine zone. Notably, our results indicate that mountain SWBE exists along a continuum between civil engineering and pure bioengineering and depends on the technical skills and experience of managers.

Lay abstract

Bank erosion is a natural process that supports the ecological functioning of river systems. However, with the increased human activity along riverbanks they pose risks to existing infrastructure. To protect infrastructure while ensuring the ecological continuity of riparian environments, eroded banks can be stabilized using bioengineering techniques. These techniques incorporate living plants into structural designs to stabilize riverbanks. In mountainous regions, environmental constraints such as high flow and low temperatures often limit the application of these techniques, leading to a preference for traditional civil engineering techniques. This study aims to identify the species and techniques best suited to the specific characteristics of mountainous regions, with the ultimate goal of promoting bioengineering in these constrained environments. To this end, we conduced cuttings experiments, field observations and technical feedback.

Avant propos

Cette thèse est composée d'une introduction générale, de quatre chapitres dont trois sous la forme d'articles scientifiques rédigés en anglais, et d'une discussion générale. A l'exception des articles, l'ensemble du manuscrit est rédigé en français. Toutes les parties de cette thèse ont été écrites par la doctorante, avec l'appui méthodologique, scientifique et rédactionnel des encadrants de thèse : André Evette et Guillaume Piton. Les quatre chapitres ont également bénéficié de l'appui des différents co-auteurs ainsi que du soutien technique d'un grand nombre de personnes au sein du laboratoire.

L'introduction présente le fonctionnement morphologique et écologique des cours d'eau et milieux riverains montagnards, l'impact des activités humaines sur leur bon fonctionnement, les techniques de génie végétal comme moyen de protection des enjeux anthropiques contre les processus d'érosions tout en garantissant les fonctions écologiques rivulaires, et enfin les objectifs scientifiques et techniques de cette thèse dont l'objectif est de repousser les limites d'utilisation des techniques de génie végétal en rivière de montagne, en identifiant les facteurs biophysiques de la stabilisation de ces berges.

Le premier chapitre, soit le premier article de recherche de la thèse, s'attache à l'observation et à la description des berges de cours d'eau de montagne dans l'objectif d'inspirer des structures de génie végétal qui répondent aux différentes contraintes de cet environnement. Ce chapitre intitulé « Biogeomorphic assessment of natural streambank structures in the Alps: a step to improve soil and water bioengineering techniques » a été publié dans la revue *Earth Surface Process and Landforms* en juillet 2025. Adeline François et Marie Didier ont participé à la campagne de terrain, à la validation des résultats et à la correction du document final. La campagne de terrain a été financée par la Zone Atelier Alpes.

Le deuxième chapitre présente un retour d'expérience sur les ouvrages de génie végétal recensés en montagne dans les Alpes européennes. Ce chapitre intitulé « Soil and water bioengineering on mountain streambanks: lessons learnt from extensive feedback on projects in the Alps » a été soumis dans la revue *Ecological Engineering*, pour le numéro spécial *The Use of Vegetation to Improve Slope Stability*, le 26 septembre 2025. Marie Lou Hirschy et Delphine Jaymond ont participé à l'élaboration du protocole, la campagne

de terrain et la correction du document final. Marie Lou Hirschy a également participé à l'analyse des données, son stage de master ainsi que la campagne de terrain ont été financés par l'Office Français de la Biodiversité.

Le troisième chapitre rend compte des résultats d'une expérimentation *ex situ* menée en chambre de culture à INRAE Grenoble dans l'objectif d'étudier le potentiel d'utilisation au bouturage de trois espèces de saule subalpines. Ce chapitre intitulé « Developing nature-based solutions in the Alps: an ex-situ experiment to select willows for subalpine soil and water bioengineering structures » a été publié dans la revue *Environmental Management* en juillet 2025. Sarah Menoli et Adeline François ont participé à la conception et la mise en place de l'expérimentation, à la validation des résultats et à la correction du document final. Sarah Menoli a également participé à l'analyse des données, son stage de master a été financé par le Parc National de la Vanoise. Stéphanie Gaucherand a participé à la validation des résultats et à la relecture.

Le quatrième chapitre propose d'approfondir les résultats du chapitre précédent à travers différentes expérimentations *in situ* et *in natura*. Une première expérimentation a été mise en place dans la zone expérimentale du Jardin Botanique Alpin du Lautaret et une deuxième sur la commune des Belleville avec l'appui de la SETAM (service des pistes de Val Thorens). Ces derniers nous ont également permis de mettre en place une fascine expérimentale sur le torrent de Thorens. Adeline François a participé à l'élaboration des protocoles, la mise en place des différentes expérimentations, les mesures, la validation des résultats et la relecture du document final. Dans le cadre de l'expérimentation au Jardin Botanique du Lautaret, nous avons travaillé en partenariat avec l'UMR AMAP à Montpellier. Mao Zhun a participé à l'élaboration du protocole pour la caractérisation des traits mécaniques des racines, à l'analyse des résultats et à leur interprétation, il a également relu le document final. L'ensemble des expérimentations et des périodes de terrain associés a été financé par le groupe GEG, Gaz électricité de Grenoble.

Finalement, la dernière partie de ce manuscrit comprend une synthèse vulgarisée des résultats à destination des gestionnaires qui sera soumise à la revue *Sciences Eaux et Territoires* en décembre 2025, et propose différentes perspectives de recherche qui font suite à ces travaux.

Preamble

This thesis comprises a general introduction, four chapters – three of which are scientific articles written in English – and a general discussion. With the exception of the articles, the entire manuscript is written in French. The doctoral student wrote all parts of this thesis, with methodological, scientific and editorial support from her thesis supervisors, André Evette and Guillaume Piton. The four chapters also benefited from the contributions by various co-authors, as well as technical support from many members of the laboratory.

Table des matières

Remerciements....2

Résumé....8

Abstract....10

Avant propos....12

Introduction....17

1 Les rivières de montagne : fonctionnements écologique et hydrogéomorphologique singuliers 19

2 L'anthropocène et la dégradation des hydrosystèmes, la montagne n'y échappe pas !....41

3 Assurer la stabilité des berges et la résilience des hydrosystèmes : le génie végétal comme solution fondée sur la nature....47

4 Questions de recherche et méthodes de travail....66

Chapitre 1. Biogeomorphic assessment of natural streambank structures in the Alps: a step to improve soil and water bioengineering techniques....69

1 Introduction....72

2 Study sites and methods....76

3 Results....83

4 Discussion....89

5 Conclusion....100

Chapitre 2. Soil and water bioengineering on mountain streambanks: lessons learnt from extensive feedback on projects in the Alps....102

1 Introduction....105

2 Materials and methods....108

3 Results....115

4 Discussion....125

5 Conclusion....132

Chapitre 3. Developing Nature-based Solutions in the Alps: an *ex-situ* experiment to select willows for subalpine soil and water bioengineering structures 133

1 Introduction 136

2 Materials and methods 139

3 Results 143

4 Discussion 148

5 Conclusion 154

Chapitre 4. Les saules de montagne : quels usages dans les ouvrages de génie végétal ? Etudes *in situ* des traits biotechniques de six espèces subalpines 155

1 Introduction 158

2 Des expérimentations de bouturage en altitude 161

3 Une fascine expérimentale en pied de berge pour confronter les résultats 185

Discussion générale : synthèse et perspectives 191

I – Synthèse des résultats et acquis pour le génie végétal 1920

II – Perspectives de recherche complémentaires 1997

Références 2186

Annexes 26068

Table des matières détaillée 295

Introduction



Le fleuve Tagliamento, "le roi des Alpes"

Sources : https://destination-rivieres.org

Le contexte général et scientifique pour le développement d'ouvrages de génie végétal sur les berges des cours d'eau de montagne est présenté au fil des quatre parties de cette introduction. Dans un premier temps, les éléments clés et concepts fondamentaux caractérisant le fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau de montagne et des milieux rivulaires qui leur sont associés sont esquissés. L'objectif de cette première partie est d'apporter des regards interdisciplinaires croisés entre géomorphologie, écologie et biogémorphologie pour appréhender ces milieux dans une démarche d'aménagement respectueuse de leur fonctionnement. À la fin de chaque sous-partie, vous trouverez un encadré reprenant la définition de la discipline concernée. La deuxième partie vise à faire un bilan synthétique des pressions anthropiques actuelles et futures qui pèsent sur le bon fonctionnement de ces milieux et qui sont à l'origine de la demande en aménagement. Enfin, dans la troisième partie, le génie végétal est présenté comme une approche alternative au génie civil pour intégrer les facteurs sociaux et écologiques dans les démarches d'aménagement visant à protéger les enjeux anthropiques des érosions de berge. Pour finir, et afin de répondre aux problématiques soulevées, la méthodologie de recherche utilisée est exposée.

« Les rivières façonnent de nombreux paysages dans le monde. En transportant l'eau, les sédiments et les éléments chimiques dissous depuis les hauteurs, les rivières redistribuent la masse à la surface de la Terre. Les cours d'eau déterminent le rythme auquel l'altération et l'érosion abaissent les paysages et contrôlent la pente des versants adjacents. Fondamentalement, les rivières organisent les paysages terrestres en bassins versants. Lorsque les rivières s'incisent ou s'agradent, elles créent des vallées qui influencent le climat local, fournissent des couloirs de déplacement pour les animaux et les humains et soutiennent les écosystèmes aquatiques et riverains qui contiennent certains des plus hauts niveaux de biodiversité de la planète. »

Traduction personnelle de *Wohl, 2010. Mountain rivers, revisite*

1 Les rivières de montagne : fonctionnements écologique et hydrogéomorphologique singuliers

1.1 Dynamiques hydromorphologiques des cours d'eau de montagne

Comme souligné par Ellen Wohl dans le passage de la page précédente, les rivières sont des acteurs majeurs de la forme des paysages. Dans les vallées alluviales, les rivières se caractérisent, notamment, par l'équilibre entre le débit liquide et le débit solide qu'elles transportent, l'équilibre hydromorphologique (Lane, 1955). À l'échelle des bassins versants, le cycle sédimentaire de production, érosion, transport, dépôt et remobilisation façonne les paysages fluviaux (Church, 2006) (Figure I.1). Ce cycle est soumis aux processus hydrologiques qui régissent les continuités longitudinale, verticale et latérale dont l'emprise spatiale définit l'espace de bon fonctionnement d'un cours d'eau (Biron et al., 2014; Fryirs, 2013). Les paysages fluviaux ou hydrosystèmes comprennent le ou les chenaux humide.s actif.s, la zone hyporhéique, la zone riveraine et la plaine d'inondation (Fausch et al., 2002; Ward, 1989). L'apport de sédiments est une condition limite fondamentale qui contrôle la dynamique des cours d'eau. La configuration et les propriétés des chenaux évoluent en aval par une série de transitions morphologiques, décrites comme des réponses aux variations de la fourniture en eau et en sédiments à l'échelle du bassin (Church, 2006; Montgomery and Buffington, 1997; Mueller and Pitlick, 2013).

1.1.1 Processus hydromorphologiques caractéristiques des cours d'eau de montagne

À large échelle, Schumm (1979) distingue trois zones fonctionnelles du réseau hydrographique : des zones de production dans les versants de montagne, de transfert dans les plaines et de dépôt aux deltas, offrant ainsi une perspective basée sur les processus du mouvement des sédiments à travers le réseau hydrographique, au cours des temps géologiques (Figure I.1). Au sein de la grande zone fonctionnelle d'érosion, qui se situe en tête des grands bassins versants comme le Rhône, on retrouve les cours d'eau de montagne qui se définissent par leur localisation dans des régions montagneuses (Wohl, 2010). Ces cours d'eau délimitent des sous-bassins qui sont eux-mêmes structurés par ces trois zones fonctionnelles selon la topographie et la géologie. Contrairement aux chenaux de plaine auto-formés par les inondations dans du matériel alluvial (Nanson and Croke,

1992), la pente et la morphologie des chenaux de montagne sont extrêmement variables et susceptibles d'être influencées par des facteurs externes. Leurs morphologies, parfois très actives, sont principalement pilotées par la pente et la concentration en sédiments (Montgomery and Buffington, 1997). Les sédiments exogènes aux chenaux sont constitués de blocs, graviers, sables ou limons, produits principalement par l'altération des versants. Ils s'accumulent dans les lits de torrents, talus, cônes de déjection ou vallées glaciaires (Mueller et al., 2016; Riebe et al., 2015). Le transport des sédiments est principalement régi par les forces du flux d'eau et la disponibilité des sédiments transportables (Liébault et al., 2012). La charge annuelle de sédiments étant proportionnelle à l'aire de drainage du bassin versant (Pitlick et al., 2021). Cela conduit à une distribution complexe et hétérogène du mouvement des sédiments dans le temps et dans l'espace.

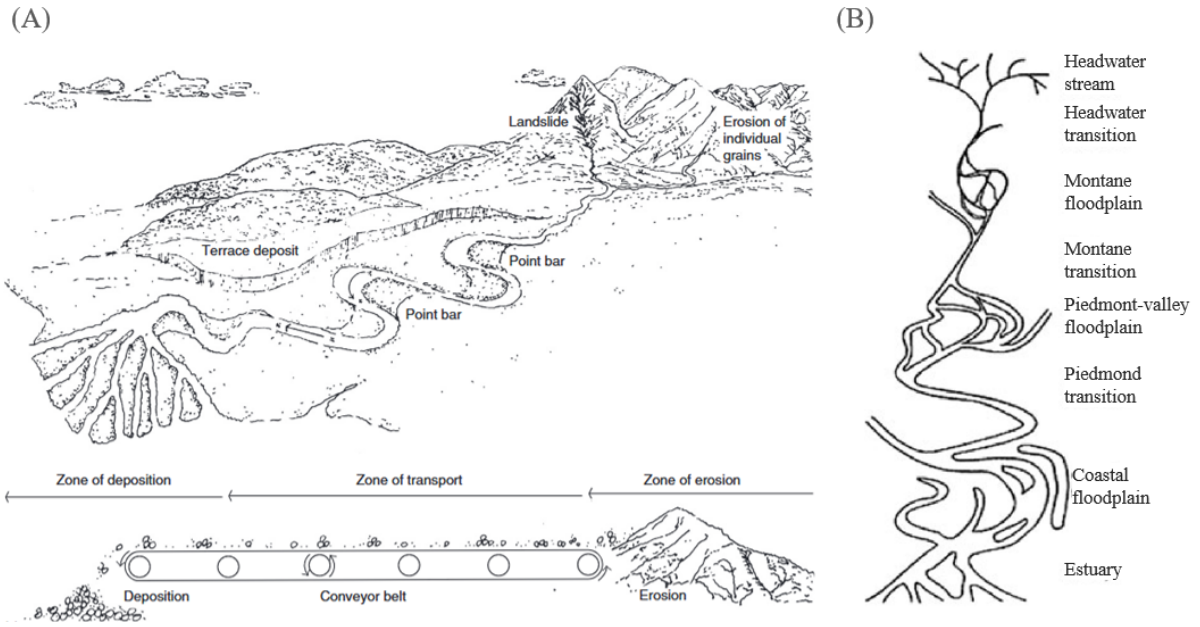


Figure I.1 *Les trois grands domaines des processus géomorphologiques décrits par Schumm (1979), extrait de Buffington & Montgomery (2013) (A). Représentation du continuum biophysique des principaux tronçons alluviaux, extrait de Stanford et al. (1996). La figure n'est pas à l'échelle, les tronçons de transition sont souvent plus longs que les tronçons inférieurs (B).*

De par leur capacité à mobiliser les sédiments, les écoulements sont un élément indispensable de la morphologie des cours d'eau de montagne. Ils sont alimentés par la pluie mais aussi par la fonte des neiges et/ou des glaces, leur conférant des régimes hydrauliques singuliers (Wohl, 2010). Les épisodes de crues sont printaniers et/ou automnaux, avec des variations de débit journalier potentiellement importantes pendant les périodes de fonte (régimes pluviaux-nivaux et nivo-glaciaires). Ces cours d'eau

présentent également une variabilité spatiale dans leurs débits résultant de la variabilité spatiale des précipitations, du ruissellement et de fonte causée par des différences d'altitude, d'orientation du bassin et d'occupation des sols (Wohl, 2010).

La proximité de ces cours d'eau avec les sources sédimentaires primaires peut entraîner un apport significatif en sédiments. La capacité de transport est modulée par la pente et le débit. La contrainte de cisaillement, qui représente la force exercée par l'écoulement sur le lit favorisant la mise en mouvement des particules, en est un bon prédicteur. Le transport sédimentaire en charge de fond, aussi appelé charriage, peut être important et entraîner des incisions ou des aggradations verticales du lit et des berges (Church and Jakob, 2020; Ruiz-Villanueva et al., 2023). Sur des pas de temps court à l'échelle d'une crue ou d'une saison, les fluctuations verticales du lit sont entraînées par un déséquilibre provisoire du transport solide. Le lit passe par des phases courtes de stockage et déstockage qui se compensent, et qui traduisent l'irrégularité de l'apport en sédiments par les versants ou des décalages entre les transferts hydrologiques (ondes de crue) et sédimentaires (ondes sédimentaires, au transfert plus lent sauf dans le cas des laves torrentielles où les phases liquides et solides ne se distinguent plus (Church and Jakob, 2020). Sur des pas de temps plus longs, ces fluctuations verticales traduisent les modifications du régime sédimentaire du bassin versant (différentiel entre les entrées et les sorties). Lorsque le régime est excédentaire (entrées > sorties), le lit s'agrade. Lorsque le régime est déficitaire (entrées < sorties), le lit s'incise (Surian et Rinaldi, 2003). À l'occasion de crues extrêmes, comme celle générée par la tempête Alex, la remobilisation de stocks sédimentaires anciens (*e.g.*, périglaciaires) ou de versants (*e.g.*, réactivation d'un glissement de terrain) peut changer le régime de fonctionnement sédimentaire d'un cours d'eau et influencer profondément sa morphologie ; la pente des bassins versants de montagne contribuant à propager ces apports exceptionnels à travers le système (Liébault et al., 2024).

Les rivières de montagne présentent une grande variabilité de régime hydrologique, de forme des chenaux, de pente, de taille de sédiments, de dynamique sédimentaire, à la fois au sein des massifs montagneux et entre les diverses régions montagneuses (Wohl, 2010). L'une des caractéristiques que l'on attribue le plus souvent aux rivières de montagne est celle des pentes généralement fortes, pentes fortes qui sont corrélées à d'autres caractéristiques, notamment :

- par rapport aux rivières de plaine, des limites de chenal (berges et fond du lit) plus résistantes à l'érosion et hydrauliquement rugueuses associées à de la roche mère et à des sédiments grossiers ;
- un écoulement très turbulent et torrentiel ;
- un approvisionnement limité en sédiments fins, dépendant toutefois du contexte géologique ;
- des mouvements de charriage très variables dans l'espace et dans le temps, avec des seuils d'initiation du mouvement plus élevés que pour les rivières de plaine ;
- de grandes variations longitudinales de la géométrie du chenal associées à des variations dans l'histoire tectonique, la lithologie, l'histoire glaciaire, la géologie et l'apport de sédiments (Wohl, 2010).

1.1.2 Une grande diversité morphologique, reflet de ces fonctionnements pluriels

En fonction de votre imaginaire et de vos rapports à ces milieux, les cours d'eau de montagne vous apparaîtront tantôt sous la forme de ruisseaux, tantôt de torrents, tantôt de rivières et pourront être ″le symbole d'une nature indomptable et dangereuse″ (Muhar et al., 2019). La distinction entre ces régimes hydrauliques (ruisseaux, torrents, rivières) demeure floue, sans pour autant relever de la subjectivité. Ces limites sont amovibles et fortement dépendantes des sources sédimentaires et de la pente (Besson, 1996). Le réseau hydrographique se définit avant tout par un continuum influencé par le contexte géologique, climatique et anthropique. La diversité morphologique des rivières alpines ne peut être appréhendée par un simple profil typique de rivière. Cependant, pour en étudier le fonctionnement morphologique, il est nécessaire de nommer et de caractériser ces différentes entités (Montgomery and Buffington, 1997), afin d'évaluer les effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les paysages, de comprendre les réponses passées, de déterminer les conditions actuelles et de prédire les réponses probables aux perturbations futures, dont les activités de gestion et de restauration (par exemple Dawson & Ashmore, 2025; Kondolf & Piégay, 2003; Rinaldi et al., 2016). En ce sens, la classification géomorphologique des types de chenaux apparaît comme un outil clé et est largement utilisée (Buffington and Montgomery, 2013).

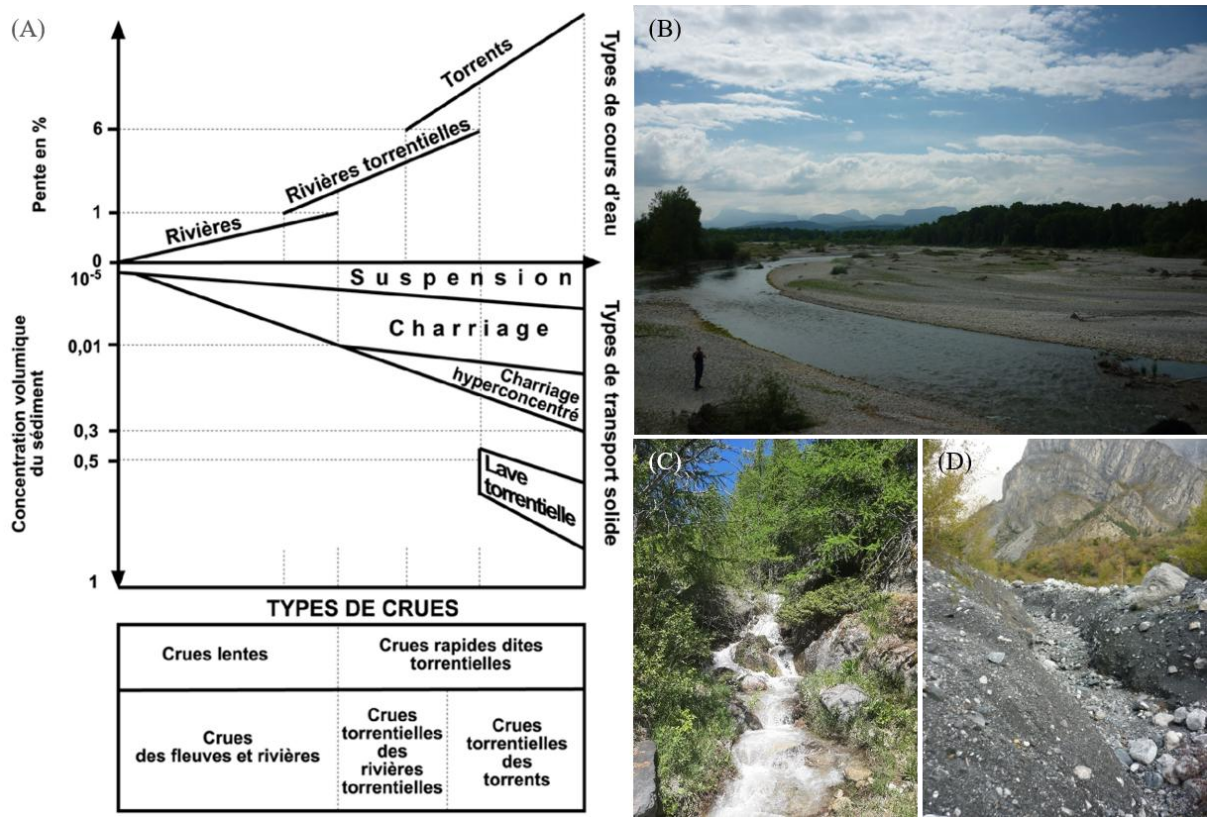


Figure I.2 *(A) Critères de classification hydrauliques et sédimentaires pour caractériser les torrents et rivières torrentielles, d'après Besson (1996). Illustration d'une rivière torrentielle, la Drôme (B), d'un torrent, le Rif des Garcins, largeur de lit d'environ 1,5 m (C), et d'un torrent à lave torrentielle, le Rieu Sec, largeur de lit d'environ 4 m (D).*

En premier lieu, il en va de distinguer les torrents des rivières. Besson (1996) les classe en torrents, rivières torrentielles et rivières (Figure I.2). Un torrent est un cours d'eau avec un seuil de pente supérieur à 6 %, qui se situe proche des sources sédimentaires (Recking et al., 2013) et qui présente une occurrence importante de laves torrentielles, définies comme des écoulements monophasiques à très forte concentration solide (seuil bas d'occurrence autour de 5 % d'après Recking et al., 2013) (Figure I.2C,D). Dans les Alpes françaises, ils représentent 6 196 kilomètre de cours d'eau, soit 67 % du linéaire de cours d'eau au-dessus de 600 mètres d'altitude (extrait de la base de données SYRAH-CE, Chandesris et al., 2008). Ces torrents alimentent les rivières torrentielles qui présentent une pente comprise entre 1 et 6 % avec un transport solide à concentration sédimentaire moindre (Figure I.2B). Dans les Alpes françaises, elles représentent 28 % du linéaire des cours d'eau au-dessus de 600 mètres d'altitude. Au-delà de ces critères de pente, l'adjectif torrentiel sous-tend différents aspects, il peut faire appel à la particularité des faciès géomorphologiques plus ou moins actifs ou encore à la capacité à générer

d'importants dégâts à travers son activité géomorphologique. En ce sens, il est difficile de caractériser de manière unique de telles rivières. Les rivières, plus stables géomorphologiquement, présentent des pentes en dessous de 0.2 - 1 % (Piton et al., 2018; Ruiz-Villanueva et al., 2014; Scorpio et al., 2018), et représentent 400 km de cours d'eau au-dessus de 600 mètres d'altitude soit 6% du linéaire. Ces limites de pente se superposent et dépendent du contexte géomorphologique des bassins versants. On gardera ainsi à l'esprit dans notre étude que les cours d'eau de montagne, pouvant être qualifiés de rivières torrentielles, sont ceux présentant des migrations importantes de chenaux à l'échelle d'une crue, associés à de forts processus érosifs (Piton et al., 2018). Toutefois, cette distinction entre torrents et rivières torrentielles reflète des différences à l'échelle des cours d'eau et ne fait pas état de la diversité des formes géomorphologiques que l'on peut retrouver à l'échelle des tronçons (Frissell et al., 1986).

Selon Montgomery & Buffington (1997) la morphologie des chenaux reflète l'ampleur relative de la capacité de transport solide par rapport à l'apport de sédiments tandis que pente et contrainte de cisaillement modulent la capacité de transport. En partant de l'approche de Schumm (1979), les deux géomorphologues ont classé les cours d'eau de montagne en tronçons de source, de transport et de réaction (*source, transport and responses*). Cette classification, basée sur les processus, a pour objectif de simplifier le continuum complexe des structures et des processus le long des cours d'eau en identifiant les formes géomorphologiques qui fonctionnent de manière similaire afin de réduire le temps et les efforts nécessaires pour caractériser un chenal : chaque type de chenal se caractérise par une morphologie spécifique de son lit, facilitant ainsi une classification visuelle rapide. Une telle classification fournit un cadre conceptuel permettant d'étudier les processus des chenaux, d'évaluer leur état et d'examiner les réponses morphologiques aux perturbations du bassin versant. Elle se base sur des données issues de bassins versants en Oregon et dans l'état de Washington (États-Unis) et a été largement reprise par de nombreuses études sur les dynamiques morphologiques et sédimentaires (Chin and Wohl, 2005; Church and Zimmermann, 2007; MacKenzie et al., 2018) notamment dans les Alpes (Recking et al., 2011).

Les présents travaux de thèse s'appuient sur cette classification. Montgomery & Buffington (1997) définissent également trois grands types basés sur la forme des vallées et le substratum primaire : alluvial, rocheux et colluvial (Figure I.3).

- Les chenaux rocheux (***bedrock***) n'ont pas de lit alluvial contigu et reflètent des capacités de transport élevées par rapport à l'apport de sédiments ; ils sont généralement confinés par les versants des vallées et présentent des pentes abruptes.
- Les chenaux alluviaux (***alluvial***) présentent une grande variété de morphologies et de configurations de rugosité qui varient en fonction de la pente et de la position dans le réseau hydrographique. Ils peuvent être soit confinés, avec peu ou pas de plaine d'inondation associée, soit non confinés, avec une plaine d'inondation bien établie. Cinq sous-morphologies de tronçons alluviaux se distinguent :
    - les *cascades* : amoncellement chaotique de gros blocs contre et sur lesquels l'énergie se dissipe par ″culbutage″ continu (Figure I.3B,a),
    - les *step-pool* : alternance de marches formées de sédiments grossiers et de bassins/mouilles où s'accumulent les sédiments fins, ces faciès sont relativement stables en fonction de la connexion aux sources sédimentaires (Recking et al., 2011) (Figure I.3B,b),
    - les *plane-bed* : ces lits plats présentent de forts rapports largeur/profondeur, avec des valeurs élevées de rugosité relative et des morphologies de *glide*, *riffle* and *rapid*, à dominante de graviers et de galets (Figure I.3B,c),
    - les *riffle-pool* : définit par des séquences de barres, de mouilles et de radiers (Figure I.3B,d),
    - les *dune-ripple* : chenaux à lit de sable de faible pente (Figure I.3B,e).
- Les chenaux colluviaux (***colluvial***) sont généralement de petits cours d'eau de tête qui s'écoulent sur un fond de vallée colluviale (*i.e.*, dépôt, au pied du versant d'une montagne, de matériaux désagrégés apportés par le ruissellement pluvial, définition du dictionnaire de l'académie française) et présentent un transport fluvial faible ou éphémère.

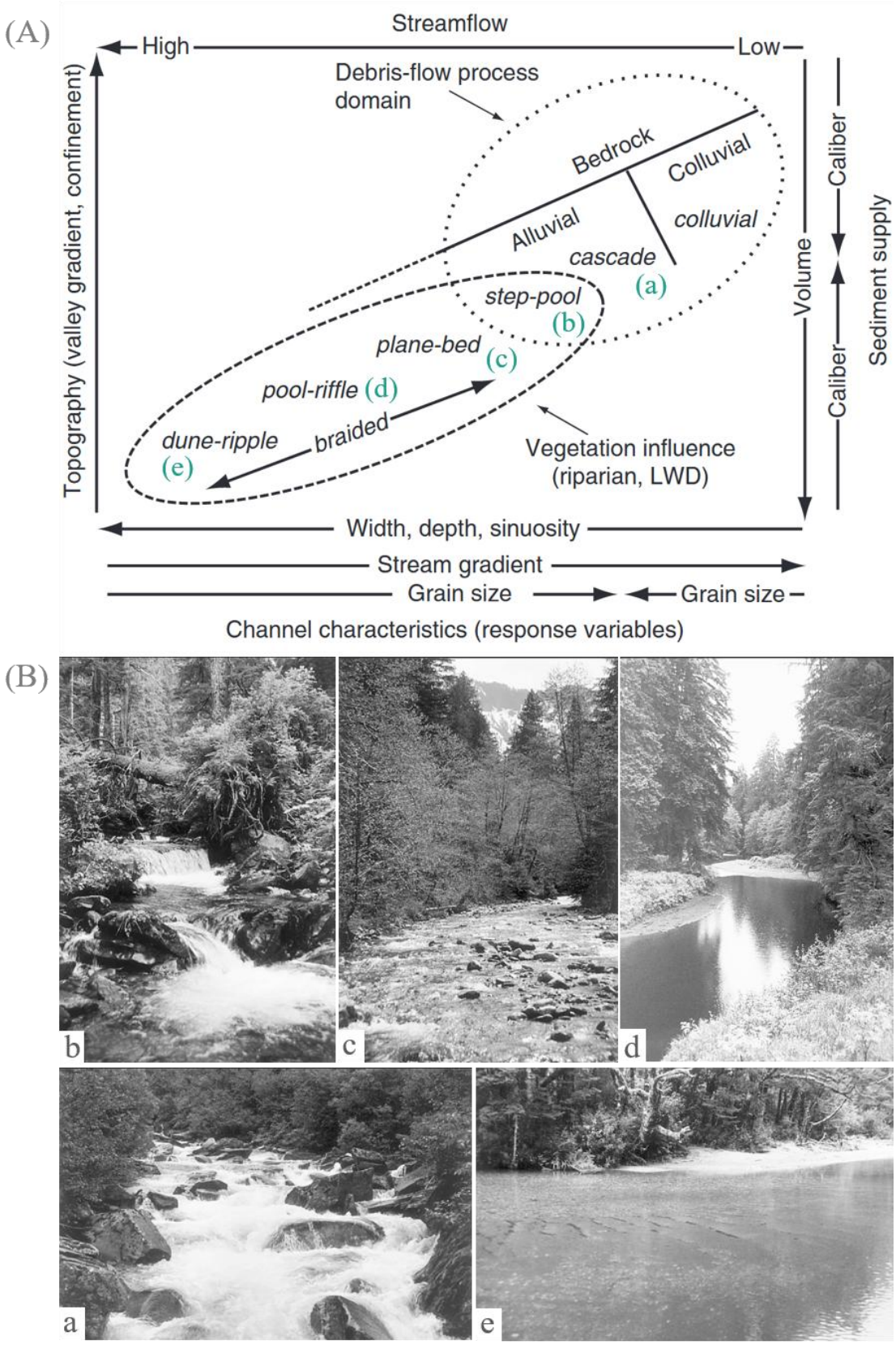


Figure I.3 *Les types de chenaux (texte en italique) et leurs caractéristiques (largeur, profondeur, sinuosité, pente du cours d'eau, granulométrie) en fonction des conditions imposées au bassin (topographie (pente de la vallée, confinement), débit du cours d'eau et apport de sédiments (calibre, volume)), d'après Buffington & Montgomery (2013) (A). Photos des différents types morphologiques alluviaux de Montgomery & Buffington (1997)(B).*

Encadré 1

L'**hydrogéomorphologie** tente de fournir des outils pour caractériser et étudier les réponses des systèmes hydrographiques en s'intéressant conjointement aux régimes d'écoulement et à l'évolution dynamique de la morphologie fluviale. Une compréhension basée sur les processus permet ainsi de développer des modèles conceptuels pour interpréter et évaluer les conditions actuelles et pour développer des hypothèses concernant les réponses passées et futures aux perturbations. Notre étude s'intéresse à l'aménagement des cours d'eau de montagne pour répondre à des problématiques d'érosion de berge. Dans ce contexte, il est essentiel de comprendre les dynamiques physiques qui opèrent, en adoptant un regard d'hydromorphologue.

1.2 Des ripisylves sous l'influence du gradient altitudinal

1.2.1 Définition, fonctionnement et services

Les milieux rivulaires ou zones riveraines constituent une interface, où interagissent les dynamiques fluviales et terrestres (Naiman and Décamps, 1997). Ils sont composés d'une multitude d'habitats qui prennent naissance entre les niveaux de basses et hautes eaux d'un cours d'eau, intégrant le lit mineur et les habitats terrestres qui dépendent des variations du niveau de la nappe et sont régulièrement influencés par les crues et les variations saisonnières du niveau d'eau (Dufour and Rodríguez-González, 2019; Naiman et al., 2010). Les milieux riverains constituent ainsi des écotones dont les propriétés écologiques sont régies par des gradients tri-dimensionnels mettant en interaction les milieux terrestres et aquatiques (Naiman et al., 2010).

Au sein de ces milieux, on définit la végétation rivulaire comme étant la végétation qui s'établit dans ces plaines inondables (Naiman et al., 1993). Ses formations ligneuses sont également appelées « ripisylves ». Elles contiennent des communautés végétales différentes de celles des milieux adjacents (versants, plateaux, etc.) avec une richesse spécifique particulièrement élevée par rapport à la surface qu'elles occupent (Strayer and Dudgeon, 2010), ce qui accroît la richesse spécifique régionale (Sabo et al., 2005). L'établissement, la croissance et la survie de ces espèces dépendent fortement des processus fluviaux (physiques dont crues, érosions, transports et dépôts de sédiments,

biologiques et chimiques) (Dufour et al., 2019; Naiman et al., 2010). Les espèces végétales qui y sont inféodées se sont adaptées aux nombreux régimes de perturbation (Lyon and Gross, 2005; Malanson, 1995). L'ampleur, la fréquence et le moment des perturbations fluviales sont cruciaux pour leur dispersion, leur établissement et leur survie, ainsi que pour la succession des communautés (Greet et al., 2011; Mahoney and Rood, 1998). Les crues, caractérisées par leurs intensités, fréquences et durées, modifient ponctuellement les paramètres physicochimiques du milieu et apportent de nouvelles espèces sous forme de graines ou plantules, affectant directement la succession végétale et la trajectoire écologique des habitats (Junk et al., 1989; Resh et al., 1988). Leur caractère cyclique en fait un facteur de perturbation principal, moteur de la dynamique écologique naturelle de la végétation riveraine et du maintien d'une mosaïque spatio-temporelle des différents stades de succession de la végétation (Stanford et al., 2005).

L'établissement des successions végétales commence par la colonisation des milieux vierges par des espèces herbacées et de jeunes individus d'espèces de bois tendre (famille *Salicaceae*, *Salix spp.* et *Populus spp.*, famille *Alnus*), relativement tolérantes à l'instabilité du milieu et qui se développent rapidement (*stade pionnier*). Les espèces de bois tendre plus âgées deviennent dominantes (*stade arborescent*) et forment un couvert assez dense, exerçant une pression de compétition. La stabilisation des conditions permet l'installation et le développement des espèces de bois dur (en plaine : *Fraxinus excelsior*, *Quercus spp.*, *Fagus sylvatica*) (Garófano-Gómez et al., 2017). On retrouve ces étapes de succession sur un gradient latéral, de l'eau au haut de berge. Au sein de la zone riveraine, différentes zones se distinguent en fonction de la fréquence d'inondation, de l'érosion et du dépôt des sédiments. Gurnell et al. (2016) distinguent quatre zones, pour divers contextes bioclimatiques en Europe (Figure I.4). En partant du chenal, on retrouve les zones dominées par les perturbations fluviales, dans un premier temps par les érosions et dépôts de sédiments grossiers, puis les dépôts de sédiments fins (zones jaunes et oranges), la zone dominée par les inondations (zone vert clair) et enfin, la zone dominée par le régime hydrique du sol (zone vert foncé). Chacune de ces zones abritant une diversité floristique adaptée aux contraintes et aux conditions locales. La zone de pied de berge, dominée par les processus d'érosion et de dépôt de sédiments grossiers, est la plus exposée au régime de perturbation. Elle est soumise à d'importantes contraintes verticales et latérales à l'origine d'une succession cyclique d'évènements de colonisation et de destruction de la végétation riveraine par l'activité morphogène de la rivière, permettant le maintien des stades pionniers (Stanford et al., 2005).

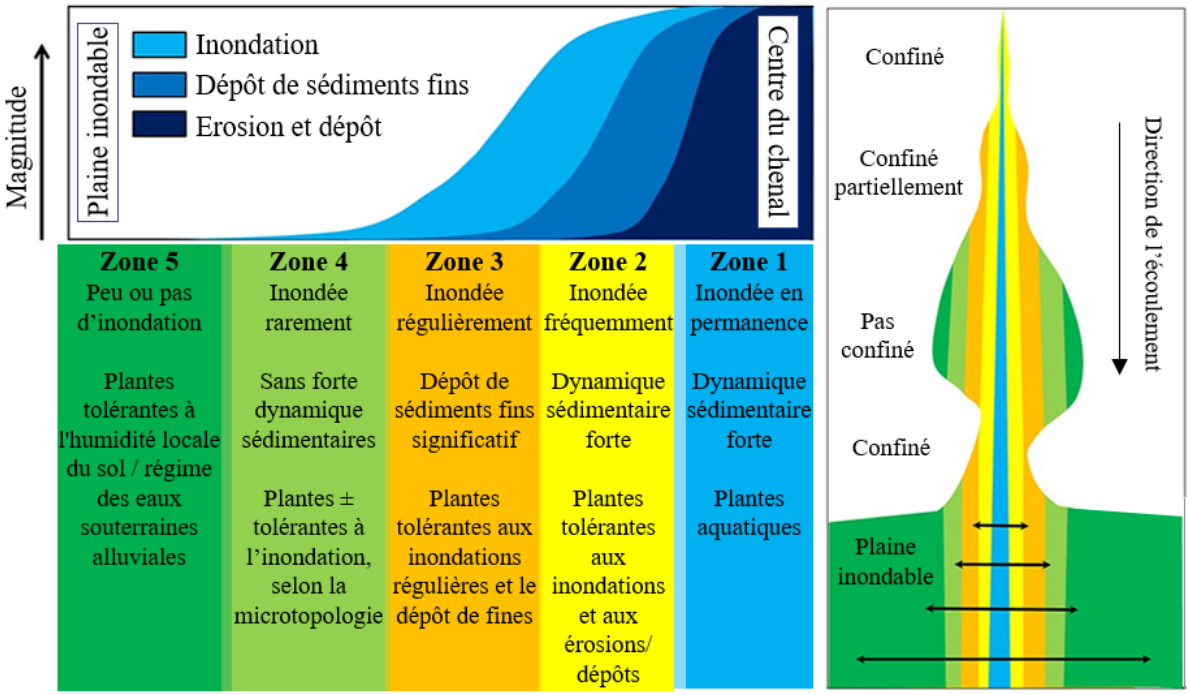


Figure I.4 *Caractéristiques hydrogéomorphologiques des cinq zones d'un corridor fluvial en fonction de l'ampleur de l'inondation, du dépôt de sédiments fins ou de l'érosion (A). Variations longitudinales et latérales schématiques des processus hydrologiques et fluviaux dominants qui influencent la composition, la croissance et le renouvellement de la végétation le long d'une rivière située dans une vallée de confinement variable (B). D'après Gurnell et al. (2016).*

De ce fait, les espèces pionnières, qui s'installent dans ces zones actives, ont développé des caractéristiques qui leur permettent de s'établir, de se maintenir et de se reproduire dans un habitat instable. Leur plasticité morphologique leur offre une forte capacité de résilience telle que leur capacité à modifier l'activité des méristèmes, leur développement et leur différenciation, en fonction des paramètres de l'habitat (García and Jáuregui, 2021). L'immersion prolongée entraîne une croissance plus importante des tiges permettant de capter de nouveau l'oxygène et l'énergie lumineuse nécessaires à la survie à la surface (Garssen et al., 2015). Ces espèces pionnières présentent également la capacité à résister aux sécheresses ponctuelles, à l'ensevelissement, aux conditions anoxiques du milieu, ainsi que la capacité à se développer rapidement lorsque les conditions du milieu deviennent favorables (Naiman and Décamps, 1997; Vesipa et al., 2017). En réponse au processus d'érosion et d'arrachement, certaines espèces, de Salicacées notamment, ont développé la capacité de bouturer rapidement par la différenciation des méristèmes foliaires en méristèmes racinaires (Kuzovkina and Volk, 2009).

Leur nature d'interface et leur richesse spécifique confèrent aux milieux rivulaires de nombreuses fonctions écologiques (Tabacchi et al., 1998). Le long du chenal, ils forment des corridors écologiques majeurs qui structurent la biodiversité à l'échelle des paysages en permettant le déplacement des organismes vivants (Naiman and Décamps, 1997). Ils sont des points chauds de biodiversité à l'échelle régionale, pour les espèces animales et végétales (Dudgeon et al., 2006). Ces milieux sont le support de nombreuses fonctions écologiques : filtration des sédiments et des nutriments, régulation de la température de l'eau, recharge des nappes phréatiques, apport de matières organiques, régulation du microclimat, atténuation des pollutions, stabilisation du substrat… (Riis et al., 2020).

Ces fonctions écologiques peuvent être associées à une quantité de services écosystémiques fournie par ces milieux (Riis et al., 2020) et disproportionnée par rapport à leur étendue dans le paysage (Sweeney and Newbold, 2014). Parmi eux, on peut citer l'épuration de l'eau, la régulation des régimes hydriques ou la lutte contre l'érosion. Ces fonctions et services écologiques témoignent de l'importance des milieux riverains tant sur les plans écologique que socio-économique et culturel (Dufour et al., 2019) montrant ainsi, la nécessité de leur préservation. En effet, la nature des milieux riverains est étroitement liée aux activités humaines qui façonnent les paysages. Ces milieux sont co-construits entre les processus biophysiques et sociaux (usage du sol, gestion hydraulique) (Brown et al., 2018; Kondolf et al., 2007). La définition de la zone riveraine est donc étroitement liée aux usages et aux valorisations faites par les activités humaines (Dufour and Rodríguez-González, 2019). Dans un contexte de changement climatique, l'importance d'un grand nombre de fonctions, de biens et de services augmente. Par conséquent, les écosystèmes riverains sont susceptibles de devenir des "points chauds" de l'adaptation au cours du siècle (Capon et al., 2013).

1.2.2 Particularité des ripisylves alpines

Les rivières alpines peuvent prendre de multiples formes : ruisseaux glaciaires troubles, cascades tumultueuses, gorges, ruisseaux de prairie serpentant à travers les pelouses, rivières en tresses dans les basses vallées (Muhar et al., 2019). Elles se caractérisent notamment par leurs pics de crue fréquents et par la redistribution sédimentaire qui en résulte. Les rivières alpines présentent donc généralement une grande diversité d'habitats qui connaissent des crues périodiques.

Les milieux riverains sont fortement liés aux dynamiques des nappes d'accompagnement quand elles existent. Le long des cours d'eau à gravier aux larges plaines inondables, la zone hyporhéique peut s'étendre jusqu'à 2 km latéralement à partir du chenal actif. Pour ceux plus étroitement limités par la roche mère, la zone hyporhéique peut s'étendre sur moins de 30 mètres dans la plaine d'inondation ou même sur moins d'1 mètre (Wohl, 2010). Ainsi, les milieux riverains en contexte montagneux présentent une configuration spatiale différente, avec des zones d'expansion parfois fortement réduites, voire absentes, selon les conditions topographiques (confinement et pentes des versants) (Figure I.4) et peuvent se réduire à des cordons de végétation plus ou moins homogènes le long des cours d'eau (Figure I.5). La dynamique des apports (matière, énergie, espèces) varie significativement d'amont en aval. Dans la zone supérieure, définie comme étant la zone d'érosion de Schumm (1979), les apports du bassin vers le cours d'eau dominent, avec des pics d'apports très nets et courts, influencés principalement par les versants (Tabacchi et al., 1998).

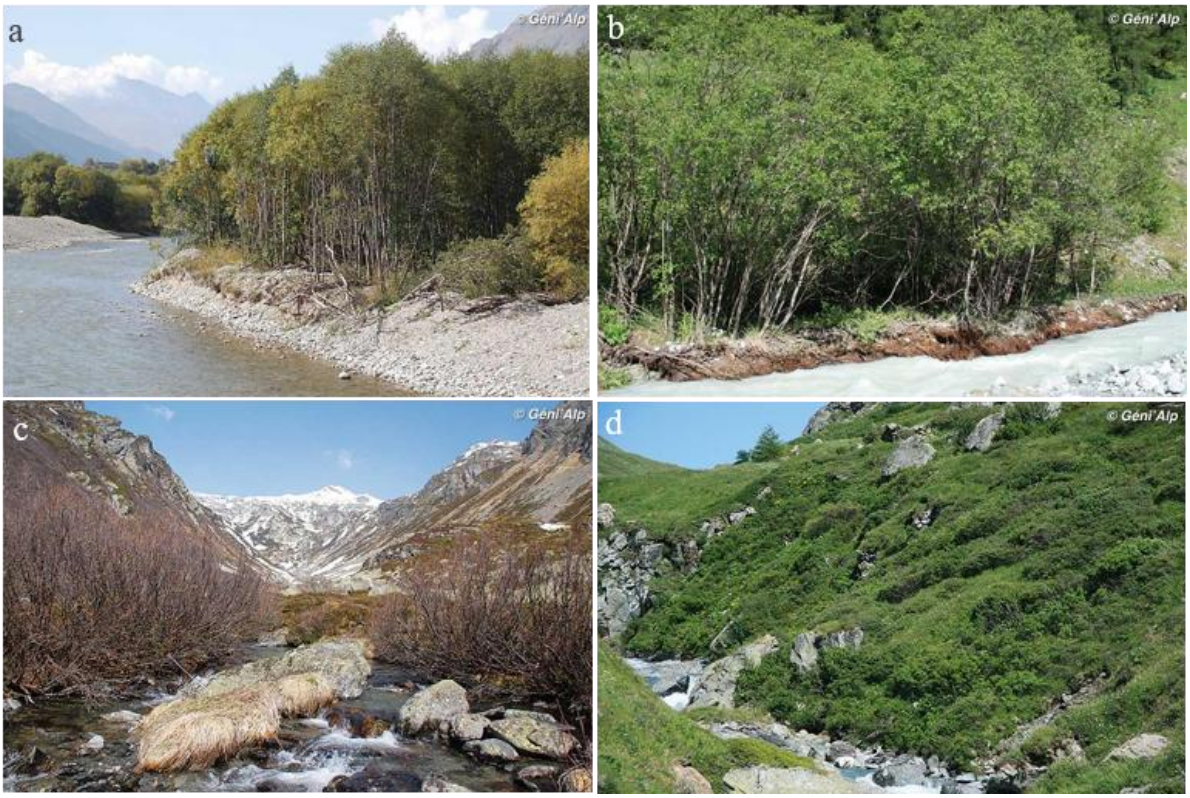


Figure I.5 *Exemples de formations végétales rivulaires, d'après Bonin et al. (2013). Les différents types sont explicités dans le texte à la page suivante.*

La croissance des espèces est notamment contrôlée par différents facteurs abiotiques comme la température de l'air ou la disponibilité de l'humidité du sol, qui sont déterminées par les propriétés du paysage, les caractéristiques climatiques, hydrologiques et géologiques. En effet, le long du gradient altitudinal, les fortes différences climatiques déterminent l'étagement de la végétation. Avec l'altitude, la température diminue (≈ un degré tous les 100/150 mètres en fonction de la saison et de la localisation) et les précipitations augmentent (≈ 100 millimètres tous les 100 mètres, entre 500 et 2 500 mètres). Ainsi, la durée de la période de végétation (température moyenne quotidienne $> 6°C$) diminue avec l'altitude. Ces durées sont également réduites en fonction de la topographie et de l'orientation, avec des couverts neigeux plus ou moins persistants. Le long de ce gradient, les communautés végétales se modifient progressivement et se structurent selon l'étagement de la végétation (Körner, 2003a). En fonction de l'orientation et de la localisation des versants, ces limites varient. Cinq principaux étages se distinguent : collinéen, montagnard, subalpin, alpin et nival (Figure I.6).

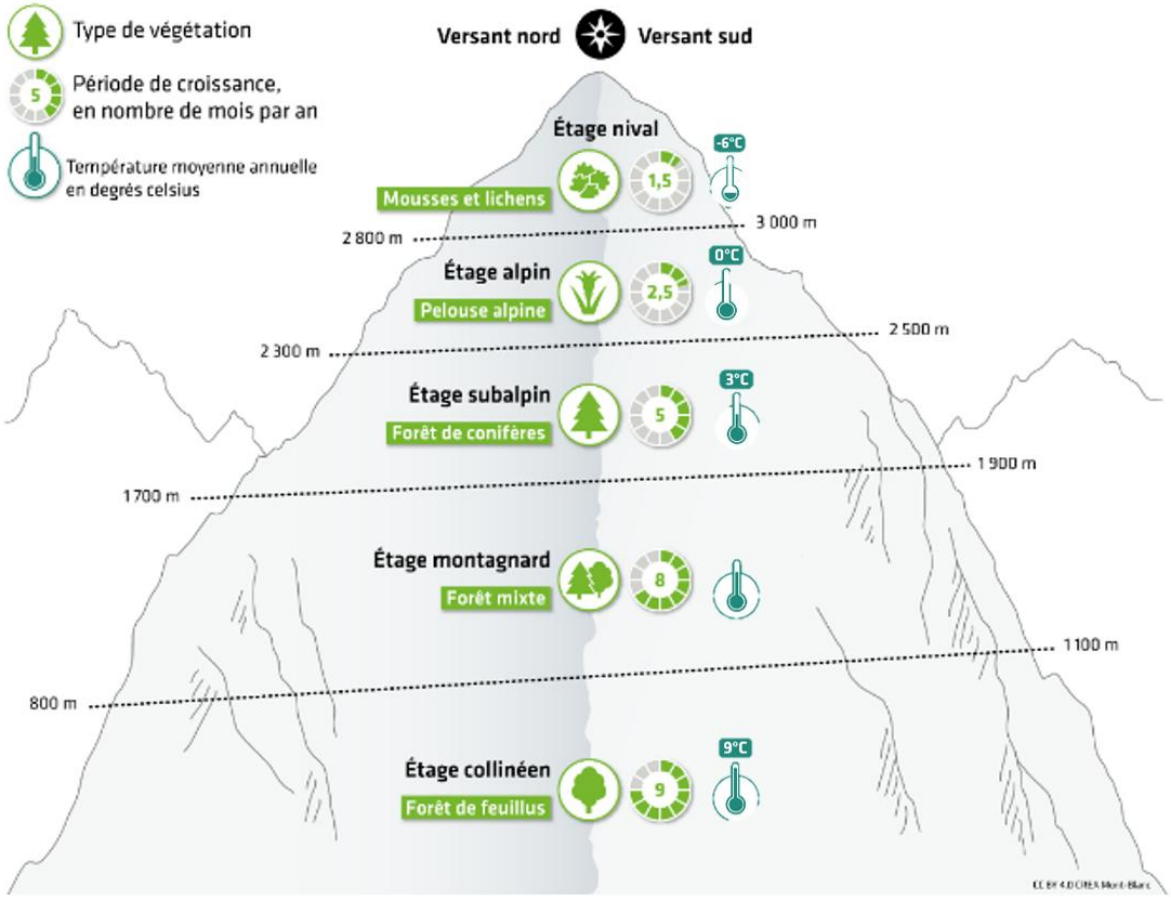


Figure I.6 *Étagement de la végétation selon le gradient altitudinal (A), source : CREA, Mont-Blanc.*

En fonction de l'étage altitudinal et des conditions de substrat, les habitats riverains diffèrent. Ces habitats sont décrits et classés par les phytosociologues selon des types de végétation sur la base de peuplements concrets floristiquement similaires (Dengler, 2017). La typologie Eunis (*European Nature Information System*) est une classification des habitats naturels, semi-naturels et anthropiques des secteurs terrestres et marins d'Europe, couramment utilisée (Office français de la biodiversité, 2025). Elle identifie cinq types d'habitats qui correspondent à des habitats riverains de montagne, classés dans deux grands types :

- F9.1 Fourrés ripicoles : fourrés ripicoles orogénique, fourrés ripicoles planitiaires et collinéennes à *Salix*, fourrés bas des graviers des cours d'eau montagnards et fourrés et boisements des graviers des berges.
- G1.12 Forêts galeries riveraines boréo-alpines (montagnardes, alpiennes et submontagnarde).

Une classification plus fine des habitats alpins proposées par Villaret (2019) présente quatre types pour décrire les habitats riverains alpins :

- saulaies arbustives riveraines des torrents de montagne à saules divers (*Salix elaeagnos*, *Salix daphnoides*, *Salix purpurea*),
- saulaies arbustives riveraines des rivières de basse altitude à saules divers (*Salix purpurea*, *Salix triandra*, *Salix viminalis*),
- fourrés torrentiels et riverains des levées élevées de galets filtrants à argousier (*Hippohaë rhamnoides*),
- aulnaies-frênaies riveraines des sources, ruisseaux, torrents et rivières.

Quelques phytosociologues alpins ont décrit plus finement ces habitats riverains particuliers (par exemple Zoller 1974, Moor 1958, ou Roulier 1998). (2013a) en font une synthèse et une classification (Tableau I.1). On y retrouve la même famille dominante de ligneux qu'en plaine, les *Salicaceae*.

Tableau I.1 *Groupements végétaux des berges de cours d'eau Alpins présentés dans Bonin et al. (2013).*

Etage montagnard	Fourrés et perchis de saules *Salicetalia purpureae*	Saulaies à saule à trois étamines *Salicetum triandrae* (Figure I.7A)
		Saulaies à saule drapé *Salicion elaeagni*
		Saulaies à saule faux daphné (Figure I.5a)
	Aulnaies blanches *Alnion incanae*	Aulnaie à prêle d'hiver *Equiseto-Alnetum incanae*
		Aulnaie à calamagrostide bigarée *Calamagrostio-Alnetum incanae*
		Aulnaie à violette à deux fleurs *Violo-Alnetum incanae*
		Aulnaie à saule laurier (Figure I.5b) *Alno-Salicetum pentandrae*
		Aulnaie à érables *Aceri-Alnetum incanae*
Etage subalpin	Aulnaies-saulaies arbustives des versants frais et bords de ruisseaux *Alnion viridis*	Saulaies à saule appendiculé *Alicetum appendiculatae*
		Aulnaies vertes (Figure I.5c, 0.6B) *Alnetum viridis*
	Saulaies basses alluviales neutrocalcicoles *Salicion waldsteinianae*	Saulaies à saule bleuâtre et saule fétide *Salicetum caesio-foetidae* (Figure I.5d)
		Saulaies à saule hasté et saule fétide
	Saulaies acidophiles à saule helvétique (Figure I.7C) *Salicetum helveticae*	

Les figures Figure I.5 et Figure I.7 présentent quelques exemples de formations végétales que l'on peut retrouver le long du gradient altitudinal en fonctions des conditions édaphiques :

- à l'étage montagnard : saulaies à saule faux daphné se développant sur matériaux sablo-graveleux (Figure I.5a) et aulnaie blanche à saule laurier (Figure I.5b).
- à l'étage subalpin : aulnaie verte en versant frais (Figure I.5c) et saulaie basse alluviale neutro-calcicole à saule hasté et saules fétides (Figure I.5d).

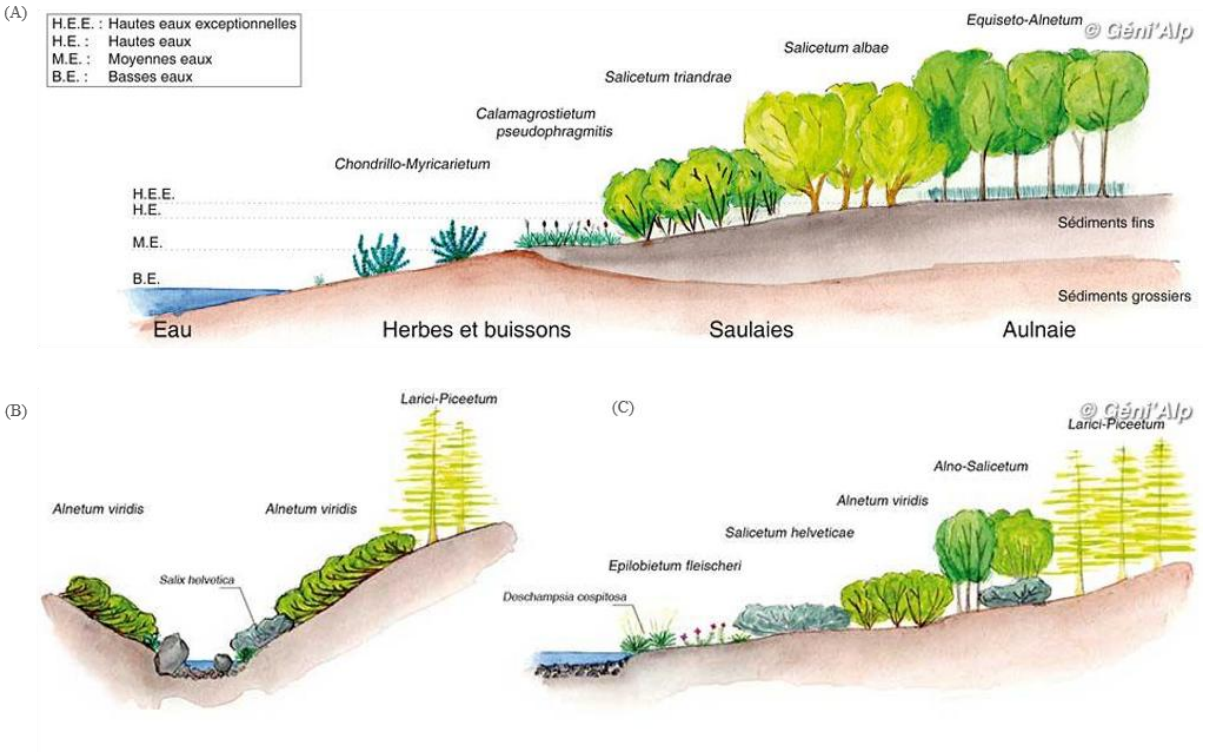


Figure I.7 *Illustration de différentes zonations transversales de la végétation sur les cours d'eau alpins d'après Bonin et al. (2013): selon les différentes lignes d'eau et la granulométrie à l'étage montagnard, exemple de l'Arve à Contamine-sur-Arve (France - Haute-Savoie) (A) ; sur substratum silicaté grossier à l'étage subalpin supérieur des Alpes pennines suisses (Suisse - Valais) : sur un cours d'eau encaissé (B) ; sur un cours d'eau à chenal unique non encaissé (C).*

Encadré 2

Les ripisylves jouent un rôle clé dans la régulation écologique, la biodiversité, et la résilience des cours d'eau. L'**écologie rivulaire** étudie les fonctions et les interactions entre les **cours d'eau** et les milieux riverains, en mettant l'accent sur leur rôle **tampon**, indispensable à la santé et à la résilience des milieux aquatiques (Diehl et al., 2017a). Réaliser des actions d'aménagements en cours d'eau respectueux des hydrosystèmes et de leur fonctionnement suppose d'adopter une approche basée sur l'écologie rivulaire afin d'intégrer les processus et les fonctions de ces milieux.

1.3 La végétation et les processus hydromorphologiques : un co-ajustement permanent

1.3.1 Émergence d'une discipline : la biogéomorphologie

La nature, la structure et les trajectoires des milieux rivulaires sont fortement dépendantes de la dynamique des hydrosystèmes (processus d'érosion, submersion et ensevelissement). En retour, les fonctions écologiques portées par ces milieux interagissent et influent sur les dynamiques hydromorphologiques (Figure I.8A). La végétation constitue ainsi une composante clé de la dynamique fluviale, augmentant son influence tout au long de sa croissance et de son développement (Figure I.8B). Ces boucles de rétroaction mettent en lumière un co-ajustement et une coévolution des processus géomorphologiques et écologiques pour sculpter le paysage fluvial (Corenblit et al., 2007). Ces interactions ont été fortement documentées et théorisées (par exemple Corenblit et al., 2015; Francis et al., 2009; González del Tánago et al., 2021; O'Briain et al., 2024; Osterkamp et al., 2012; Tabacchi et al., 2019). Les nombreuses études menées sur les liens entre la dynamique fluviale et la végétation ont fait apparaître le concept de biogéomorphologie fluviale, comme sous-discipline de la géomorphologie fluviale (Gurnell & Bertoldi, 2024). La biogéomorphologie se définit plus largement par l'étude des relations entre le biote et les formes et processus géomorphologiques (Viles, 2020). L'objectif étant d'améliorer la compréhension des interactions des processus physiques et biologiques en lien avec la structure et le fonctionnement des écosystèmes (Osterkamp et al., 2012). La définition et la reconnaissance de cette discipline ont permis de reconnaître la végétation comme un élément majeur influençant la morphodynamique des cours d'eau

(*e.g.*, Corenblit et al., 2007; Gurnell, 2014). Les effets de la végétation ont été étudiés à travers différentes approches : observations empiriques, analyses spatiales avec images de télédétection, expériences *ex situ* en canal, modélisation numérique de la morphodynamique des rivières, parfois couplée à des modèles écologiques (végétation) avec différents degrés de complexité (Corenblit et al., 2024) (exemple Figure I.8C).

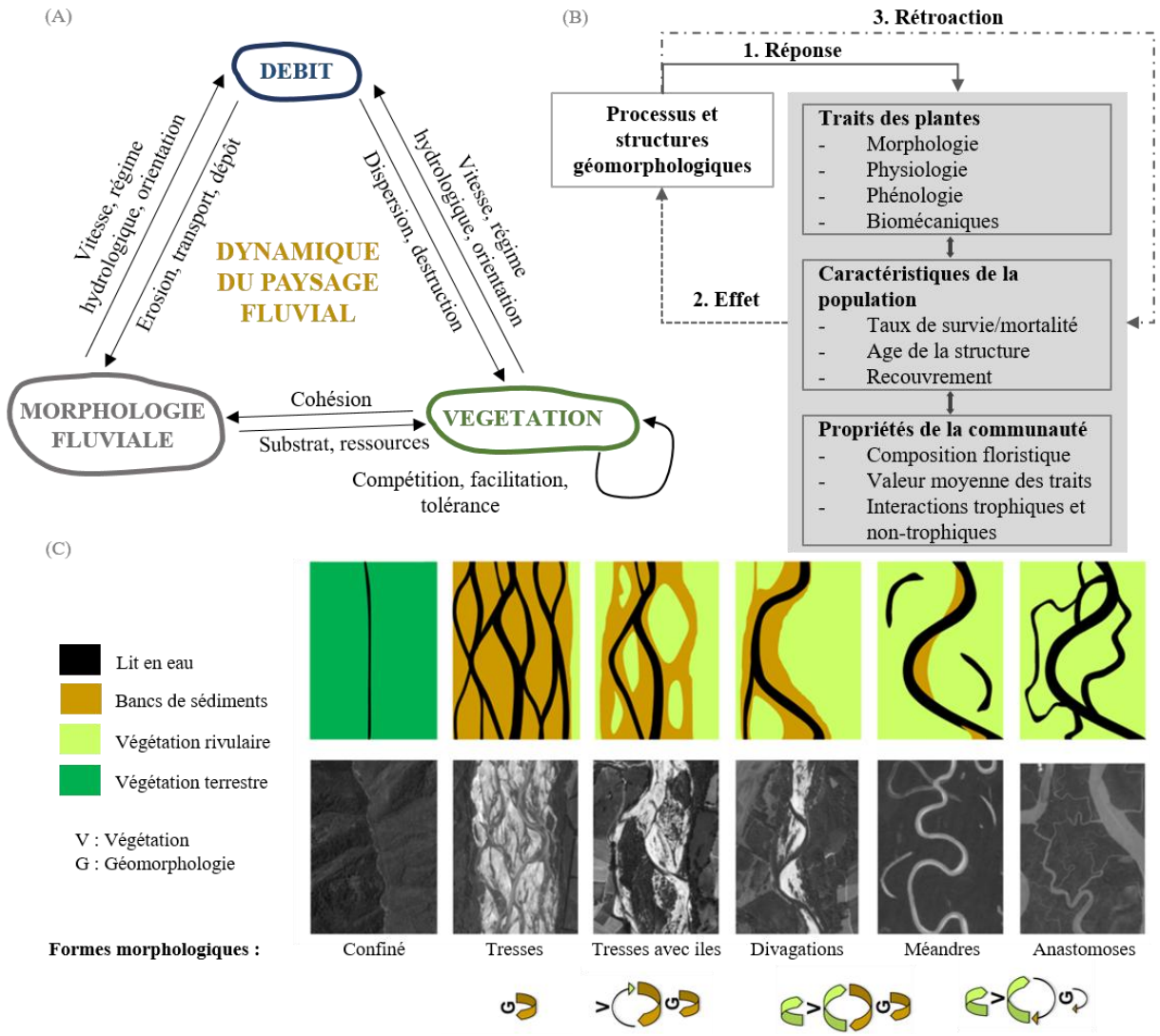


Figure I.8 *Schéma conceptuel des interactions fondamentales entre les processus hydrogéomorphologiques et la dynamique de la végétation qui structurent le paysage fluvial, d'après Corenblit et al. (2007) (A). Critères liés à l'environnement géomorphologique et à la nature de sa relation avec les caractéristiques des plantes qui définissent un écosystème biogéomorphique. Critère 1 : les plantes pionnières ont développé des réponses spécifiques à l'environnement géomorphologique (traits de réponse). Critère 2 : l'environnement géomorphologique et physico-chimique est modulé par les plantes ingénieurs (traits d'effet). Critère 3 : les changements géomorphologiques contrôlés par les plantes se répercutent sur les organismes (traits de rétroaction). D'après Corenblit et al. (2015) (B). Modèle conceptuel des effets de la végétation entre les différents styles fluviaux dans les biomes tempérés et tropicaux humides, d'après Corenblit et al. (2024) (C).*

En affectant la morphologie des chenaux et les écoulements, les plantes riveraines agissent comme des espèces ingénieures (Corenblit et al., 2015; Gurnell, 2014; Jones et al., 1994). Ces espèces affectent la dynamique de la succession écologique en créant et en modifiant des habitats ainsi qu'en facilitant la colonisation par d'autres espèces de plantes (et de biotes) dans les tronçons fluviaux où il existe un apport suffisant de sédiments pour la construction de reliefs et la création d'habitats physiques (O'Briain et al., 2024). Ces espèces ingénieures, capables de résister à une gamme d'écoulements, contribuent également à la cohésion et à la stabilisation des berges (Gurnell, 2014).

1.3.2 Les plantes : architectes du paysage fluvial

La hauteur de la plante, la surface foliaire et l'architecture ou la profondeur des racines sont des caractères de réponse écologique aux contraintes du milieu avec des effets morphologiques (Diehl et al., 2017a). L'architecture aérienne, c'est-à-dire l'organisation tridimensionnelle des feuilles, des tiges et des branches, contrôle les propriétés hydrauliques et de transport des sédiments autour des individus (Lightbody and Nepf, 2006). Une plante arbustive à multiples tiges partant du sol réduit les vitesses d'écoulements et oppose une plus grande résistance qu'une plante arborée à tige unique (Diehl et al., 2017b; Manners et al., 2015). Une architecture multi-tiges permet également la protection de la surface du sol, le piégeage et le dépôt des sédiments fins (Florineth, 2012; Signorile et al., 2024, Jalonen et al., 2013).

L'architecture des racines, y compris la profondeur maximale d'enracinement, influence la cohésion des sédiments et augmente la stabilité du relief (Dawson and Lewin, 2024; Pollen and Simon, 2005; Pollen-Bankhead and Simon, 2010). Un système racinaire développé est particulièrement important pour les individus qui subissent des inondations avant la saison de croissance, où la biomasse aérienne peut être absente ou insuffisante pour modifier l'hydraulique, l'érosion et le dépôt (Gurnell, 2014). Les racines de petit diamètre offrent une plus grande résistance à la traction (par unité de masse ; Abernethy & Rutherfurd, 2001), et par conséquent, les racines fines réduisent les taux d'érosion dans une plus grande mesure que les grandes racines (De Baets et al., 2007). Les racines plus profondes apportent cependant un soutien mécanique sur de plus grandes profondeurs (Docker and Hubble, 2009).

1.3.3 Connaissances sur les interactions biogémorphologiques en montagne

De par leur singularité hydromorphologique et la nature typique de leurs formations rivulaires, on peut supposer que certains cours d'eau de montagne présentent des boucles de rétroaction biogéomorphologiques différentes de celles bien connues des plaines. En effet, ces cours d'eau débordent peu du fait des pentes plus raides et de lit majeur parfois inexistant, les interactions des processus géomorphologiques avec la végétation se font en érosion de berge et divagation latérale du lit plus qu'en inondation. Le rôle clé des plantes dans la mobilité des sédiments et les connexions géomorphologiques qui en résultent, mis en évidence dans les systèmes à faible pente, suggère qu'un rôle tout aussi important pourrait être joué en montagne, où les dynamiques sédimentaires sont particulièrement marquées et structurelles.

La fraction minérale plus grossière prend pour certains tronçons, une place centrale dans la structuration et la morphologie des lits, pour les step-pool par exemple (Church and Zimmermann, 2007). Les gros blocs structurants forment également la berge, on peut alors soupçonner que les interactions biogéomorphologiques au niveau de ces berges sont influencées par cette fraction minérale. Ces boucles de rétroactions dynamiques entre les processus hydromorphologiques locaux et les plantes sont encore peu étudiées en montagne (Cienciala, 2021). De plus, l'effet stabilisateur de la végétation pour les hydrosystèmes alpins a été mis en lumière principalement sur des cours d'eau à lits mobiles de type tresse (Andreoli et al., 2020; Bischetti et al., 2005). Par exemple, l'effet ingénieur des plantes a été étudié sur la rivière Tagliamento en Italie, une rivière en tresse emblématique des rivières torrentielles alpines (Corenblit et al., 2024a). Gurnell & Petts (2006) ont établi un lien entre le développement et la distribution des îles végétalisées et le rôle d'ingénierie passive de quelques espèces pionnières riveraines (en particulier *Populus nigra L.* et plusieurs espèces de *Salix*) capables de germer et de se développer sur des bois flottants, supports pour le développement des îles, îles dans un équilibre dynamique entre la puissance du cours d'eau (érosion) et le piégeage des sédiments par la végétation (dépôt). Jerin (2019) a également montré que les cours d'eau rocheux (*bedrock*) présentaient des processus biogéomorphologiques similaires aux cours d'eau alluviaux (piégeage des sédiments et du bois et développement des bancs et des îles) et aux pentes rocheuses (berges formées uniquement par les racines qui retiennent les gros blocs).

Encadré 3

La recherche en **biogéomorphologie fluviale** vise principalement à promouvoir notre compréhension des interactions entre la végétation riveraine et la morphodynamique fluviale au sein des écosystèmes fluviaux. La résistance et la résilience des rivières aux perturbations naturelles et anthropiques peuvent largement dépendre des boucles de rétroaction entre ces composants du paysage fluvial (Corenblit and Steiger, 2024). Les actions de restauration et d'aménagement des cours d'eau, si elles se veulent respectueuses des processus et dynamiques des hydrosystèmes, se doivent de prendre en compte les apports de cette discipline.

On qualifiera dans la suite du manuscrit, les berges de cours d'eau (*streambank*) comme étant la zone de transition entre le lit principal et le milieu terrestre, à la limite des premières espèces ligneuses. Cette zone constitue la limite physique du lit mineur du cours d'eau, jouant un rôle clé dans la stabilité du chenal, dans la prévention de l'érosion ainsi que dans la connectivité écologique du paysage. Les berges peuvent, quant à elles, être composées de différents sédiments (sable, gravier, limon, argile) et leur stabilité dépend de la structure, des propriétés du sol, de l'hydraulique du cours d'eau, des conditions climatiques et des communautés végétales en présence. Souvent considérée comme la délimitation spatiale des rivières, en plus de sa dimension écologique, la berge possède également une dimension sociale et paysagère.

2 L'anthropocène et la dégradation des hydrosystèmes, la montagne n'y échappe pas !

2.1 Les hydrosystèmes : des espaces prisés pour le développement économique … des processus naturels d'érosion qui aujourd'hui menacent les enjeux

Le fort développement des populations et des activités économiques s'est souvent fait aux dépens de la libre évolution des cours d'eau. Les vallées sont apparues comme des lieux stratégiques pour l'implantation des axes de communication, des infrastructures ou des espaces agricoles, empiétant souvent sur l'espace de bon fonctionnement des cours d'eau (Comiti, 2012). À l'échelle mondiale, il est estimé que seulement 37 % des grandes rivières (*i.e.*, de plus de 1000 km) s'écoulent « librement » de nos jours et possèdent encore une bonne connectivité longitudinale, latérale, verticale et temporelle (Grill et al., 2019). L'expansion urbaine et agricole (90 % des plaines inondables sont cultivées en Europe (Tockner & Stanford, 2002)), le drainage de la plaine alluviale, l'endiguement, la chenalisation et l'exploitation des rivières (sédimentaire et électrique) sont les principales causes de destruction des habitats riverains (European Commission. Directorate General for the Environment., 2016). À cela s'ajoutent la pollution par différentes substances (dont de nombreux polluants émergents) et les introductions artificielles d'espèces. La chenalisation réduit les services de régulation des crues, d'épuration des eaux et d'approvisionnement en eau potable, en plus d'engendrer une perte importante de biodiversité et entraîne de lourdes conséquences économiques et sociales (Riis et al., 2020). En effet, après les travaux de chenalisation, la largeur et la sinuosité du chenal diminuent, entraînant par réajustement une augmentation de la pente. En conséquence, la capacité de transport des sédiments augmente dans un chenal moins large, ce qui favorise l'incision du lit et l'instabilité potentielle des berges (Peiry et al., 1994).

Les enjeux installés à proximité des cours d'eau peuvent être menacés par les processus d'érosion et les réajustements du lit, naturels ou induits par des dégradations de la dynamique morphologique dus aux perturbations. Pour contrer cette instabilité, les berges sont souvent protégées par des ouvrages en génie civil, ce qui réduit les apports de sédiments provenant des processus d'érosion des berges, exacerbant ainsi l'incision du lit et répercutant les instabilités de berge en d'autres points du chenal (Arnaud et al., 2015; Brookes, 1987). En Europe, on estime que 80 % des habitats riverains naturels ont disparu au cours des 200 dernières années (Naiman et al., 1993). Les mesures de

protection en génie civil ont un impact négatif sur les habitats riverains et leur biodiversité, et fragmentent les paysages (Martin et al., 2021; Naiman and Dudgeon, 2011). La perte de connectivité entre le lit mineur et les milieux riverains a été identifiée comme l'une des causes majeures de la diminution du nombre d'espèces aquatiques, terrestres et amphibies (Amoros and Petts, 1993; Hauer et al., 2016). La dynamique latérale et verticale des cours d'eau étant fortement limitée, cela conduit aussi à un vieillissement des habitats des milieux riverains, avec une homogénéisation des peuplements végétaux (exemples du Danube : Hohensinner et al., 2011 ; du Rhône : Janssen et al., 2021; Thorel et al., 2018 ; du Rhin : Trémolières et al., 1998). Par conséquent, les écosystèmes fluviaux en Europe manquent aujourd'hui d'une dynamique hydromorphologique vitale et ont une capacité limitée de résilience écologique (Buijse et al., 2003; Stoffers et al., 2021).

Malgré la grande naturalité et l'aspect sauvage que l'on peut se représenter de ces milieux (Muhar et al., 2019), les rivières de montagnes ne font pas exception à ce constat (Figure I.9). Dans les Alpes françaises, la grande majorité des rivières présentent des régimes sédimentaires déficitaires dus aux extractions de graviers massives des années 1970 et 1980 et de la reconquête forestière planifiée (travaux RTM : restauration des terrains en montagne, etc.) et spontanée des versants (Bravard et al., 1989; Liébault et al., 2005). Ceci se traduit par une incision accélérée, qui peut atteindre près de 10 mètres à l'échelle du siècle en valeur maximum (Peiry et al., 1994), ce qui induit des déstabilisations locales des berges. Afin de protéger les enjeux humains et matériels avec le développement de l'urbanisation et des sports d'hiver, le génie civil s'est largement développé et intensifié au 20^{è} siècle pour protéger les berges des rivières de montagne (Bravard et al., 1989; Wohl, 2006). Aujourd'hui, un nombre important de cours d'eau est corseté entre des berges fixées par des enrochements et du béton. À l'échelle des Alpes européennes, les tronçons à chenaux multiples ne représentent actuellement que 15 % de leur longueur historique, et 45 % des grandes rivières alpines sont intensivement canalisées ou ont été transformées en réservoirs (Hohensinner et al., 2021). Dans les Alpes françaises, sur plus de mille kilomètres de rivières en tresses, 53 % ont perdu cette caractéristique géomorphologique en 200 ans et sont canalisées, remblayées ou obstruées par des barrages (Piégay et al., 2009). En 1996, seulement 18 % des rivières des Alpes françaises pouvaient être considérées comme des hydrosystèmes sauvages (Pautou et al., 1996).

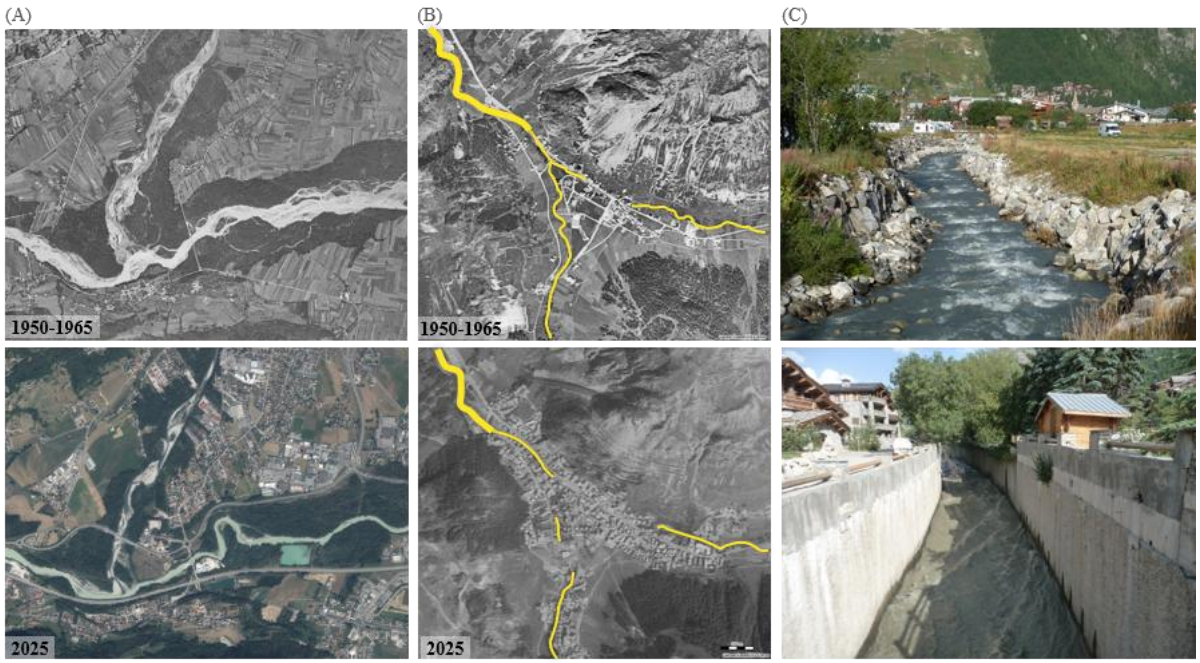


Figure I.9 *Vues aériennes de l'emprise spatiale du cours d'eau entre différentes périodes historiques de l'Arve à Cluses, 470 m d'altitude (A) et de l'Isère à Val d'Isère, 1830 m, le tracé du cours d'eau est surligné en jaune (B). Photos des aménagements en génie civil effectués sur des cours d'eau de montagne à Val d'Isère (C), Crédits : André Evette.*

L'extraction de sédiments a pu localement représenter la pression anthropique majeure sur ces cours d'eau (Campana et al., 2014; Ziliani and Surian, 2012). Dans la deuxième moitié du 20ème siècle, s'est rajoutée à cela, la multiplication des ouvrages transversaux pour la production d'électricité via l'exploitation de l'énergie hydraulique. L'ensemble de ces travaux a entraîné des changements importants dans les hydroécosystèmes. Les barrages et aménagements auxiliaires ont des impacts sur les bassins hydrographiques, impliquant des changements dans l'hydrologie et la morphologie des cours d'eau associés à des conséquences biologiques avec une dégradation des milieux et de la biodiversité (Qicai, 2011).

De plus, la plupart des Alpes européennes accueillent de nombreuses stations de ski résultant en un niveau élevé d'activité humaine à haute altitude (1 500 à 3 800 mètres). Les infrastructures associées (routes, pistes de ski, bâtiments et remontées mécaniques) modifient les habitats naturels des montagnes et les processus géomorphologiques des rivières de tête de bassin (David et al., 2009; Derkacheva et al., 2023). Les infrastructures sont directement liées à la déforestation, la dégradation et à l'élimination de la couverture végétale et des couches superficielles du sol par le nivellement (Geneletti, 2008; Roux-Fouillet et al., 2011), provoquant ainsi des changements dans les écoulements de surface (Fidelus-Orzechowska et al., 2018). Les importants apports d'eau provenant de

l'enneigement artificiel provoquent une intensification saisonnière des processus hydromorphologiques et, par conséquent, des changements dans la hauteur d'écoulement dans les cours d'eau (Wohl, 2018). Ces changements peuvent complètement modifier les processus affectant le profil longitudinal du bassin versant et peuvent se répercuter à des altitudes plus basses (Wrońska-Wałach et al., 2019).

2.2 Changements globaux : quid en montagne ?

En raison de sa forte vulnérabilité aux risques climatiques, de la dépendance de la production énergétique aux ressources en eau, ainsi que de l'importance du tourisme hivernal et estival, l'estimation rigoureuse et fiable des effets du changement climatique futur sur le massif alpin représente un enjeu majeur pour une large part de la société européenne. À l'échelle des réseaux hydrographiques, plusieurs aspects sont directement impactés par ces changements avec des conséquences directes sur nos sociétés et modes de vie actuels. Dumont et al. (2025) proposent une revue bibliographique complète de la nature et des conséquences des changements globaux et de l'augmentation des températures pour l'hydrologie des Alpes. Le tableau dépeint n'échappe pas aux constats qui s'accumulent pour grand nombre des écosystèmes (Díaz et al., 2019). Afin de saisir l'importance d'un changement de paradigme pour la gestion et l'aménagement pour la résilience des hydrosystèmes alpins, voici quelques informations que l'on peut retenir de ce document.

Dans les Alpes européennes, la température de l'air a augmenté d'environ 2 °C par rapport à la période préindustrielle (fin du XIXe siècle), accompagnée d'un léger changement dans la saisonnalité des précipitations. Les régimes de précipitations autrefois dominés par la pluie et la neige évoluent vers des précipitations dominées par la pluie (Laghari et al., 2012). Depuis 1950, la durée de la couverture neigeuse dans les Alpes européennes s'est raccourcie d'environ un mois en dessous de 2 000 mètres d'altitude (Matiu et al., 2021). Ces changements entraînent une augmentation du débit hivernal et une diminution durant l'été, le printemps et l'automne, favorisant des étiages estivaux plutôt que hivernaux. Malgré ces variations saisonnières, les événements de précipitations extrêmes devraient s'intensifier en toutes saisons (Gobiet and Kotlarski, 2020; Rajczak and Schär, 2017).

Les glaciers, symboles forts des massifs alpins, sont souvent considérés comme des sentinelles du changement climatique. Ils couvrent 2 092 km^2 en Europe centrale en 2024, la plupart d'entre eux se trouvant dans les Alpes européennes (Hock et al., 2019). Leur

recul remonte à la fin du petit âge glaciaire (1850) en réponse aux changements de température et de précipitations. Au cours des cinquante dernières années, les glaciers alpins ont perdu en moyenne 40 % de leur surface (Sommer et al., 2020). Quel que soit le scénario d'émission, pour les glaciers des Alpes européennes situés en dessous de 3500 mètres d'altitude, leur disparition se fera très probablement avant la fin du siècle (Compagno et al., 2021) entraînant d'importants changements dans le cycle de l'eau et effets géomorphologiques forts sur les vallées. Parmi eux, l'augmentation de l'instabilité des pentes raides (McColl, 2012) et des laves torrentielles lors de la fonte des neiges ou de pluies intenses (Ballantyne and Benn, 1994), la diminution des débits estivaux et les impacts sur la ressource en eau (Huss and Hock, 2018; Ravazzani et al., 2015).

Concernant l'activité torrentielle, la réponse est plus contrastée et est dépendante du stock de matériaux mobilisables. L'évolution de l'activité torrentielle se fera dans le sens des aléas climatiques (*i.e.*, tendance à l'augmentation) pour les bassins versants sans limitation du stock de matériaux mobilisables (Blanc et al., 2025). Pour les autres, l'évolution est plus contrastée et dépendante des conditions locales (Savi et al., 2024).

Ces changements entraînent une cascade de bouleversements pour le cycle de l'eau, les écosystèmes de montagne, l'activité économique et touristique des sociétés montagnardes. Ils induisent également des changements dans les risques naturels associés à la cryosphère tels que les avalanches, les risques d'origine glaciaire et périglaciaire ainsi que les inondations et les sécheresses.

- Pour le cycle de l'eau, le passage d'un régime hydrologique dominé par la neige à un régime dominé par la pluie dans les bassins versants alpins perturbera de plus en plus notre capacité à prévoir la disponibilité des ressources en eau pour diverses utilisations, notamment la production d'énergie hydroélectrique, l'irrigation et la navigation fluviale. Ce qui aura de profondes répercussions sur la gestion opérationnelle des réservoirs (Hock et al., 2019).
- Pour le tourisme hivernal, qui représente une composante économique et sociétale importante (chiffre d'affaires total annuel dépassant 30 milliards d'euros en 2019 dans les Alpes européennes), 53 % des stations de ski européennes rencontreraient des conditions de manque de neige au moins une fois tous les deux ans en moyenne (François et al., 2023), si le changement de température globale atteint +2 °C par rapport à l'ère préindustrielle.
- Pour les écosystèmes, les changements majeurs observables sont le "verdissement", la redistribution des espèces, l'altération de la structure des communautés et la

modification des services écosystémiques (ex. Brambilla et al., 2024). Le verdissement se traduit par une augmentation de la croissance de la végétation en raison de la hausse des températures et de l'allongement des saisons de végétation. La composition des espèces se déplaçant en altitude, on observe des changements dans la dynamique des communautés, et on prédit une perte potentielle d'espèces spécialisées et/ou incapables de migrer (Hufnagel and Garamvölgyi, 2014). Le verdissement et la redistribution des espèces induisent toutes deux de fortes modifications structurelles au sein des communautés, les changements dans la composition des espèces entraînant de nouvelles dynamiques des communautés (Bektaş et al., 2021). Ces changements, au sein des communautés, ne modifient pas seulement la biodiversité, mais aussi les fonctions écosystémiques que ces communautés assurent et les services écosystémiques associés (Reed et al., 2013).

La forte anthropisation des vallées alpines a engendré divers dysfonctionnements, notamment sur les processus d'érosion des berges de cours d'eau. Les enjeux menacés sont souvent protégés avec du génie civil au détriment de la biodiversité. À cela s'ajoutent les effets croissants des changements climatiques sur le fonctionnement des cours d'eau : sécheresses plus fréquentes, crues intenses, et décalage saisonnier des régimes hydrologiques. Dans ce contexte de pression croissante, la demande en aménagements plus respectueux de l'environnement devient essentielle. Il est désormais nécessaire de repenser la gestion des cours d'eau à travers de nouvelles pratiques, visant à renforcer la résilience des hydrosystèmes et à préserver les services qu'ils rendent. Bien que les processus d'érosion de berge soient naturels et indispensables au bon fonctionnement des rivières, ils posent un défi majeur aux gestionnaires pour la protection des infrastructures sensibles.

3 Assurer la stabilité des berges et la résilience des hydrosystèmes : le génie végétal comme solution fondée sur la nature

3.1 De la restauration écologique aux solutions fondées sur la nature : définitions et concepts pour les démarches d'aménagement

3.1.1 La restauration écologique pour rétablir l'espace de bon fonctionnement des hydrosystèmes

En réponse aux dégradations majeures des hydrosystèmes, le rétablissement de la continuité écologique, défini dans la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (2000) comme « le libre flux des sédiments et des organismes vivants », est au cœur des préoccupations des scientifiques et des gestionnaires (Alp et al., 2024; García et al., 2021). Récemment, le règlement européen pour la restauration de la nature renforce cette ambition en demandant de "restaurer les écosystèmes d'eau douce et les fonctions naturelles des cours d'eau", en améliorant "la connectivité naturelle des cours d'eau, de leurs zones riveraines et de leurs plaines d'inondation" (EU Nature Restoration Law, 2024). Ce règlement impose de restaurer « la structure, les fonctions et les espèces ou composition d'espèces typiques ». Un objectif concret est de faire en sorte qu'au moins 25 000 kilomètres de rivières dans l'UE redeviennent des "rivières à courant libre" d'ici 2030, c'est-à-dire des tronçons de rivières "dont la connectivité longitudinale, latérale et verticale n'est pas entravée par des structures artificielles formant une barrière et dont les fonctions naturelles ne sont pas affectées dans une large mesure" (EU Nature Restoration Law, 2024).

Ces objectifs s'inscrivent dans une dynamique amorcée de longue date par les hydromorphologues et écologues, qui alertent depuis plusieurs décennies sur les impacts de la perte de connectivité et de fonctionnalités des hydrosystèmes (Dudgeon, 2010; Kondolf et al., 2007). Beaucoup de travaux se concentrent sur la terminologie des approches (Morandi and Piégay, 2017), les échelles d'actions les plus pertinentes (Palmer et al., 2014), la part des différentes disciplines en jeux (hydromorphologie, écologie, sociologie) (García et al., 2021; Piégay et al., 2023), les objectifs visés de la restauration (Dufour and Piégay, 2009) ou encore le lien avec les populations (Fox et al., 2017; Piégay et al., 2020).

Dans un contexte plus global de perte de fonctionnalité des écosystèmes, la Society for Ecological Restoration (SER, 2004) définissait la restauration écologique comme « le processus d'assister l'auto-régénération des écosystèmes dégradés, endommagés ou détruits ». La connaissance des trajectoires évolutives des hydrosystèmes est donc centrale pour la définition d'états futurs envisageables et d'objectifs de restauration réalistes (Dutoit, 2014). Il apparaît essentiel de placer au cœur des actions de restauration, le retour des fonctionnalités et des processus de ces milieux (aquatiques, terrestres et semi-aquatiques). Toutefois, ces trajectoires ne peuvent être envisagées indépendamment des enjeux humains – culturels, économiques, sécuritaires – en raison de la forte coévolution entre les cours d'eau et les sociétés humaines (Dufour and Piégay, 2009). Un même processus, tel que l'érosion latérale, peut être bénéfique à l'échelle d'un système fluvial dynamique (Florsheim et al., 2008), et souvent considéré comme un indicateur de reprise de l'activité morphologique dans des projets de restauration (Citterio and Piégay, 2000). Mais il peut également être problématique ailleurs en raison des usages ou des infrastructures en place. L'espace accordé à l'expression de chaque processus dépend donc du contexte biophysique, socio-économique et territorial. Comprendre cette complexité régionale est essentiel pour concevoir des interventions pertinentes et durables (Figure I.10). De plus, les rivières sont des systèmes qui s'adaptent et évoluent. De ce fait, les conditions futures peuvent ne pas ressembler aux conditions passées (Dufour and Piégay, 2009). L'état antérieur avant réparation ne peut parfois être atteint, et il peut sembler dérisoire de vouloir y arriver, en raison de l'incapacité à définir et à reconstruire la "référence naturelle". En ce sens, les projets de restauration de cours d'eau s'attachent plus à être de la réhabilitation au sens entendu par Aronson et al. (1993) car ils visent le rétablissement des fonctions et des processus de l'écosystème dans un habitat dégradé.

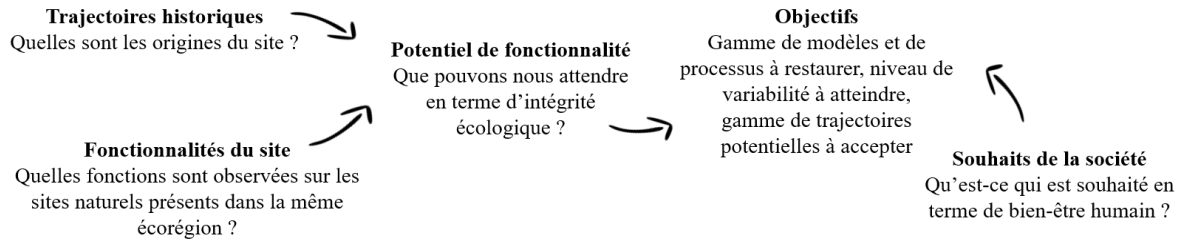


Figure I.10 *Cadre pour définir les objectifs d'un projet de restauration en rivière en prenant en compte les enjeux humains, d'après Dufour & Piégay, 2009.*

La restauration écologique vise ainsi à "réparer les processus, la productivité et les services des écosystèmes" (SER, 2004) de manière durable pour le bénéfice de la société (Aronson et al., 2006b, 2006a). Elle s'inscrit dans un continuum d'actions allant de la simple atténuation des impacts jusqu'au rétablissement complet des écosystèmes indigènes (Gann et al., 2019) (Figure I.11). La restauration des hydrosystèmes implique donc un rétablissement de la continuité dans ses différentes composantes et à différents degrés selon l'équilibre souhaité entre tous les enjeux (Thorel et al., 2018). Cela se traduit par un ensemble de mesures telles que la suppression d'obstacles pour améliorer la continuité écologique et sédimentaire, la restauration du régime d'écoulement, ou encore le réaménagement des formes de lit et des habitats physiques (Carolli et al., 2021; Roni et al., 2002). Le degré de restauration atteint varie donc selon les contextes. Il est désormais pleinement reconnu que la restauration écologique est aussi une question sociale : elle ne peut réussir sans intégrer pleinement les attentes sociétales et les contraintes territoriales (Tedesco et al., 2023). Il s'agit alors d'aménager les rivières vers des bénéfices partagés, conciliant dynamique naturelle et usages humains.

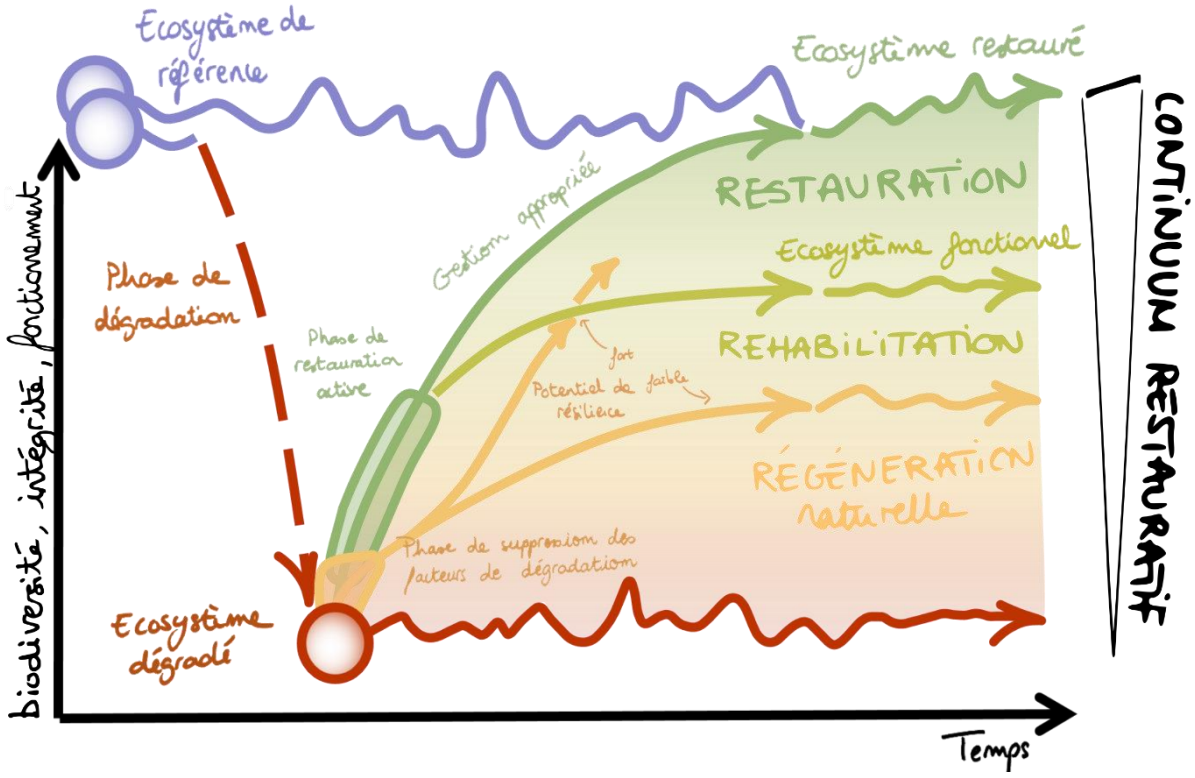


Figure I.11 *Illustration du continuum restauratif d'après Gann et al., 2019, tiré de la présentation du réseau REVER (2024).*

3.1.2 L'ingénierie écologique : utilisation du "vivant pour le vivant"

L'ingénierie écologique englobe la restauration écologique mais lui apporte une dimension nouvelle en considérant le vivant comme un moyen et/ou un objectif d'action (Pagneux et al., 2011). Introduit par Odum (1989), l'ingénierie écologique se définit comme la conception délibérée d'écosystèmes durables qui intègrent la société humaine à l'environnement naturel, avec pour résultat des bénéfices mutuels (Mitsch and Jørgensen, 2003). Sont qualifiés d'ingénierie écologique tout aménagement, toute réalisation ou toute évaluation d'ingénieur dans lesquels les flux d'énergie dépensés par l'homme sont beaucoup plus faibles que les flux d'énergie mis en œuvre « naturellement » (Mitsch, 1996). Plus philosophiquement, on peut la résumer à un partenariat ou une alliance de l'humanité avec la nature (Mitsch, 1996). L'ingénierie écologique rentre dans le cadre de la restauration écologique, basée sur les processus, en mettant l'accent sur l'application de principes d'ingénierie aux systèmes naturels, dans le but de récupérer ou de remplacer les processus biophysiques perdus (Palmer et al., 2014). Parmi les termes rattachés à l'ingénierie écologique dans les publications scientifiques on retrouve *Vegetation*, *Species*, *Plant*, *Ecosystem* ou *Ecology*, ce qui montre l'importance de l'utilisation du végétal et de la compréhension du fonctionnement des écosystèmes dans les procédés d'ingénierie écologique (Béhé et al., 2020; De Oliveira Demarco et al., 2024). Les principaux objectifs sont la restauration des écosystèmes qui ont subi des perturbations importantes causées par les activités humaines, et la création de nouveaux écosystèmes durables qui ont une valeur à la fois humaine et écologique (Mitsch and Jørgensen, 2003). Au fil du temps, elle s'est imposée comme un domaine d'étude de premier plan présentant un intérêt mondial, en particulier dans les régions où les ressources sont fortement limitées (Mitsch, 2012; Tien et al., 2021). En outre, ce concept s'impose désormais en tant que discipline universitaire internationale (Dale et al., 2021; Xu and Li, 2012) ainsi que dans le discours scientifique (Mihai et al., 2021; Ounanian et al., 2018). La présence accrue de ce concept dans le monde scientifique repose sur la rencontre entre les attentes de la société, la recherche d'utilité sociale par l'écologie, et des concepts ou disciplines de l'écologie en faveur de l'application (Barbault and Pavé, 2003). Par sa formation approfondie en écologie et dans d'autres disciplines du vivant ou des sciences de la terre (Dunglas and Blandin, 1991), et par son inscription dans la politique de développement durable, l'ingénieur écologue essaiera le plus souvent de se positionner dans l'approche d'Odum en laissant le plus de place possible aux processus «

naturels », c'est-à-dire fondés sur le fonctionnement propre des écosystèmes (Gosselin, 2004).

3.1.3 Les solutions fondées sur la nature : réduire les impacts des changements globaux pour les écosystèmes et les sociétés

Les concepts tels que la restauration écologique et l'ingénierie écologique ont contribué à l'émergence de l'idée que l'adaptation aux changements globaux et la réduction des risques pouvaient s'appuyer sur les propriétés des écosystèmes eux-mêmes (Chong, 2014). Ces idées ont inspiré le concept général des solutions fondées sur la nature (SFN, *nature based solutions – NBS*) qui depuis ses origines au début des années 2000, reflète une évolution dans les approches globales du changement climatique, du développement durable et de la crise de la biodiversité (Cohen-Shacham et al., 2016a). Le concept de SFN est issu d'un modèle "écosystémique" de conservation de la biodiversité et de gestion de l'environnement (Cohen-Shacham et al., 2019) qui a été progressivement étendu aux facteurs sociaux et économiques situant les êtres humains au sein des écosystèmes (Vasseur, 2021). On les définit comme des "actions visant à protéger, gérer durablement et restaurer les écosystèmes naturels et modifiés qui répondent aux défis sociétaux de manière efficace et adaptative, au bénéfice simultané de l'homme et de la nature" (Cohen-Shacham et al., 2016a). Les SFN représentent donc un ensemble d'approches novatrices et un changement majeur dans le paradigme de la gestion environnementale (Hoegh-Guldberg et al., 2024). Appliquées aux risques liés à l'eau (inondation, sécheresse, érosion, glissement de terrain), elles prennent différentes formes :

- actions de préservation, restauration et création de zones humides fonctionnelles et restauration hydromorphologique des cours d'eau pour réguler les inondations et protéger les ressources en eau lors de sécheresses ;
- végétalisation des bassins versants (plantations de haies, végétalisation des versants) pour stabiliser le sol, ralentir le ruissellement et réduire les risques de glissement de terrain et de coulées de boue ;
- végétalisation des berges de cours d'eau et zones humides et désimperméabilisation des villes qui participent à la réduction des risques d'inondations en favorisant l'infiltration de l'eau pluviale dans les sols et en limitant le ruissellement (UICN Comité français, 2019).

En France, le concept semble encore très lié à la définition de l'UICN et est surtout soutenu par les acteurs du monde de la conservation de la nature, les acteurs de la gestion des inondations se l'étant encore peu approprié (Guerrin et al., 2023).

3.1.4 Une pluralité de cadres qui impose des approches interdisciplinaires

Ces différents cadres (restauration écologique, ingénierie écologique, SFN) sont souvent confondus, mais on ne peut supposer qu'ils soient identiques. D'après Waylen et al. (2024), comprendre et choisir un cadre affecte nos ambitions en matière de restauration des écosystèmes (au sens large) et les priorités une fois définies, l'éventail des acteurs et des ressources qui peuvent être mobilisés pour y parvenir, ainsi que tous les aspects de la planification, de la mise en œuvre et de l'évaluation des interventions. Les interventions se situent parfois sur un continuum entre les concepts de restauration et de SFN et peuvent évoluer dans le temps. L'utilisation de ces termes nécessite ainsi une attention particulière lors de leur définition, le manque de clarté entraînant parfois une confusion non reconnue et des occasions potentiellement manquées d'améliorer la gestion des bassins versants. Une explicitation claire des objectifs offre aux différents groupes d'acteurs impliqués, des gestionnaires aux politiques, une plus grande possibilité de réfléchir explicitement aux objectifs privilégiés et aux implications sur la manière d'y parvenir (Waylen et al., 2024). Dans la Figure I.12, nous proposons une vision personnelle des interactions et recouvrement de ces différents cadres en fonction d'objectifs d'actions par et pour le vivant (d'après Jaunatre et Dutoit dans (Dutoit, 2014)) en y ajoutant une composante de protection des enjeux anthropiques.

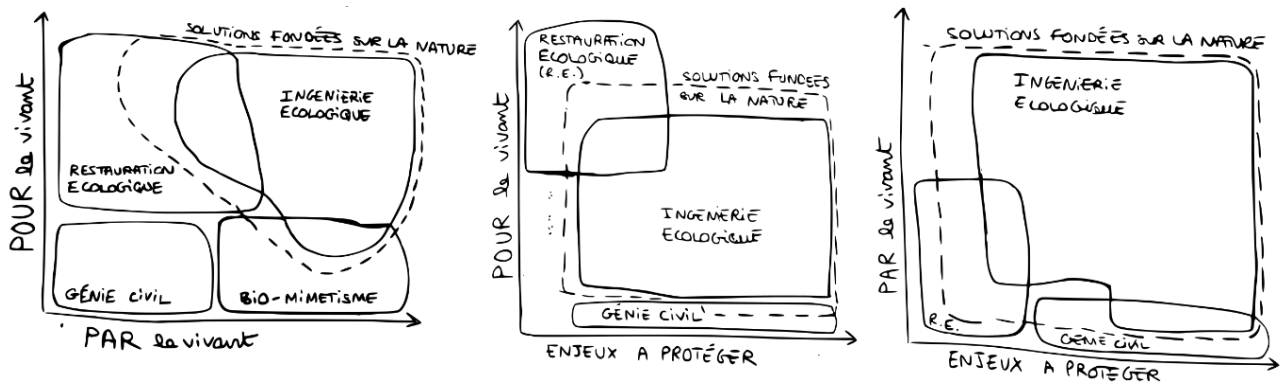


Figure I.12 *Vision personnelle de la disposition des différents concepts selon les gradients d'action par et pour le vivant en fonction du degré de protection nécessaires des enjeux anthropiques inspiré de Jaunatre et Dutoit dans Dutoit, 2014).*

La pluridisciplinarité, que sous-tend ces différentes approches, représente une opportunité mais aussi un challenge pour l'efficience de ces solutions (Nesshöver et al., 2017). L'intégration de différentes disciplines dans lesquelles le langage, la théorie et la pratique méthodologique ont évolué de manière indépendante, pose des défis importants (Naiman, 1999). Les scientifiques des disciplines de l'hydraulique, de la géomorphologie et de l'écologie abordent souvent les problèmes à partir de perspectives variées, avec des manières différentes de définir les questions et de décider des méthodes de recherche appropriées (Benda et al., 2002; Wood et al., 2008). Même si cela tend vers un système intégratif, notamment avec l'émergence de nouvelles disciplines comme la biogéomorphologie, bien souvent des cadres interdisciplinaires appropriés restent à établir (Dollar et al., 2007). Les enjeux visés par les SFN ne peuvent s'envisager sans considérer les nombreux autres domaines : l'économie, l'urbanisme, la sociologie, etc. Y répondre plaide pour des recherches non seulement disciplinaires, mais aussi interdisciplinaires, conjuguant des approches et des savoirs issus de l'écologie, des géosciences et des sciences humaines et sociales pour mieux rendre compte des bénéfices conjoints que contiennent ces solutions (Raška et al., 2022; Rey et al., 2023). Envisager des projets d'aménagement impose donc de passer d'un fonctionnement multidisciplinaire en parallèle, à un fonctionnement intégré, interdisciplinaire pour traiter les questions d'intérêt scientifique mutuel (Rice et al., 2010).

Encadré 4

Pour répondre aux dégradations majeures subies par les hydrosystèmes, la restauration écologique ou l'ingénierie écologique sont des cadres conceptuels intéressants, notamment parce qu'ils questionnent l'utilisation d'énergie extérieure au système et sa propriété d'auto-conception. Cependant, même si l'on donne de plus en plus de place à la connectivité latérale et à l'espace de mobilité des cours d'eau, on ne peut s'affranchir des activités humaines et des besoins locaux de stabilisation des berges. Des cadres comme les SFN, permettent de développer des techniques d'aménagement avec des doubles objectifs pour l'environnement et pour les sociétés.

3.2 Le génie végétal pour la stabilisation des berges de cours d'eau, une solution fondée sur la nature qui mobilise de nombreuses disciplines

3.2.1 Le génie végétal une composante de l'ingénierie écologique : définitions

Les techniques de génie végétal (*soil and water bioengineering techniques, SWBE*) emploient des plantes vivantes dans des structures d'ingénierie construites pour répondre aux problèmes d'érosion et de glissement de terrain (Hugo M. Schiechtl and Stern, 1997) (Figure I.13). Appliquées aux berges des cours d'eau, elles permettent de contrôler l'érosion et d'accueillir une faune et une flore variées qui assurent les fonctions écologiques habituellement assurées par la végétation riveraine naturelle comme la dépollution, l'ombrage ou de corridor écologique (Janssen et al., 2019). Elles s'appuient sur les systèmes racinaires de la végétation pour consolider les sols, sur la croissance des tiges pour offrir une résistance à l'écoulement et réduire les contraintes de cisaillement, et sur leur flexion pour créer une couche protectrice de tapis à la surface de la berge (Gray and Sotir, 1996). Ces techniques, souvent considérées comme des outils pour passer des filtres abiotiques (ici les processus érosifs) et rétablir des trajectoires successionnelles sur les sites (Polster, 2016), peuvent se présenter comme une alternative au génie civil quand l'objectif premier est la stabilisation de berges. Elles ont alors l'avantage de rétablir certaines fonctions rivulaires selon l'ambition du projet. En effet, lorsqu'elles sont correctement mises en œuvre, les techniques de génie végétal peuvent contribuer à l'augmentation de la biodiversité et peuvent avoir des impacts bénéfiques sur les services écologiques associés : augmentation de la biodiversité et de la diversité fonctionnelle, restauration des corridors écologiques, stockage du carbone, capture de polluants, effets d'ombrage, etc. (Boncourt et al., 2024; Cavaille et al., 2013; Symmank et al., 2020; Tisserant et al., 2021). Elles peuvent également être intégrées à des projets de restauration plus ambitieux, menés à grande échelle, afin de reconnecter des zones plus sauvages, ayant retrouvé leur fonctionnalité, à des zones à enjeux sensibles. Cela favorise une meilleure intégration des projets de restauration dans les espaces anthropisés et contribue à la stabilisation de ces derniers (Boncourt et al., 2024; Martin et al., 2021).



Figure I.13 *Illustration d'un ouvrage de génie végétal sur le Borne à Entremont pour stabiliser une anse d'érosion de berge en février 2017 (A) avec une protection en enrochements libres, accompagné d'épis plongeants en blocs, et de lits de plants et plançons, durant la phase travaux (B), à la fin des travaux en mai 2017 (C,D) et un an plus tard en juin 2018 (F,G). Crédit photos : Sébastien de Danieli.*

En fonction de l'objectif d'aménagement, elles peuvent donc être utilisées à des fin de réhabilitation de berge, au sens de la définition de Gann et al. (2019). En utilisant le vivant, sous la forme de plantes, comme moyen pour réinstaurer des structures et fonctions écologiques et répondre à une problématique d'érosion, les ouvrages de génie végétal sont reconnus comme des pratiques relevant de l'ingénierie écologique (Rey et al., 2019). Cependant, les effets négatifs potentiels pendant les phases de construction (tels que l'utilisation de combustibles fossiles, les émissions, la demande d'énergie, la consommation de ressources) peuvent ne pas toujours compenser les effets mentionnés comme positifs (*i.e.*, les services écosystémiques associés). On manque aujourd'hui de

quantification de ces différents processus (négatifs et positifs) pour en estimer les effets (Rauch et al., 2022). Ces approches restent toutefois moins impactantes que des aménagements en génie civil (von der Thannen et al., 2020). En assurant à la fois des fonctions de protection contre l'érosion et des fonctions écologiques telles que la restauration des corridors écologiques et l'accueil de la biodiversité, les techniques de génie végétal constituent des solutions fondées sur la nature (Preti et al., 2022).

3.2.2 Des végétaux vivants comme matériaux de construction

La végétation vivante est utilisée comme matériau de construction, souvent accompagnée de matériaux inertes tels que du bois mort, des pieux, des rondins ou des blocs. Les espèces ligneuses pionnières des milieux rivulaires sont les éléments centraux de la plupart des techniques de génie végétal. Un choix judicieux de végétaux adaptés aux conditions locales et présentant une croissance rapide est capital pour la réussite d'un ouvrage de génie végétal (Bonin et al., 2013a). L'utilisation de la phytosociologie permet de s'inspirer des formations végétales naturellement présentes et de suggérer des objectifs de composition d'espèces (Giupponi et al., 2017). Cependant, l'évolution rapide des écosystèmes avec les effets du changement climatique et l'invasion d'espèces non-indigènes implique une modification des types phytosociologiques existants qui peuvent perdre leur efficacité (Best, 2019). Dans les zones où les seuils biotiques sont dépassés et où les gestionnaires doivent absolument faire face aux espèces envahissantes (Cottet et al., 2020), l'utilisation d'une typologie phytosociologique locale et historique pour définir la référence à atteindre pourrait devenir de plus en plus trompeuse (Rauch et al., 2022). L'efficacité de l'ouvrage dépendra d'une croissance saine et vigoureuse des végétaux choisis, adaptés aux conditions locales de l'implantation de l'ouvrage. La phytosociologie offre un bon cadre mais ne permet pas de s'affranchir de l'observation du milieu et des espèces qui le composent et trouve ses limites avec le changement global et l'apparition de nouveaux écosystèmes (Hobbs et al., 2009).

L'utilisation de végétaux vivants, pour répondre à des enjeux de protection, nécessite la connaissance des caractéristiques des espèces leur permettant d'assurer le maintien des ouvrages et de ses fonctions dans le temps. Les traits fonctionnels sont définis par Violle et al. (2007) comme des caractéristiques morpho-physio-phénologiques qui se mesurent à l'échelle de l'individu, de la cellule à l'organisme entier, sans référence à l'environnement ou à tout autre niveau d'organisation. Les traits (ex. hauteur, surface foliaire, taille des graines) sont des marqueurs fonctionnels étroitement liés à la croissance, à la survie et à

la reproduction de l'organisme. Ils peuvent être morphologiques (forme, taille, etc.), phénologiques (durée de vie, floraison, etc.) ou physiologiques (consommation d'eau, taux de photosynthèse, etc.). Ils permettent à la fois d'étudier la réponse des plantes aux variations environnementales (« traits de réponse ») et l'effet des plantes sur les fonctions et les services d'un écosystème (« traits d'effet ») (Lavorel and Garnier, 2002). Les traits d'effets et de réponses sont directement liés ou covariants. Un individu ligneux avec de nombreuses tiges flexibles peut résister aux contraintes hydrauliques et protéger la berge. La flexibilité des tiges est alors un trait de réponse et d'effet. Un individu avec de grandes feuilles peut capter plus de lumière (trait de réponse) et produire plus de biomasse influençant le cycle du carbone au niveau de l'écosystème (trait d'effet). L'étude des traits fonctionnels relève de l'écologie fonctionnelle - discipline visant à comprendre comment les traits des individus influencent leur performance et leur rôle dans les écosystèmes, dans une perspective comparative et généralisable (Keddy, 1992). Selon Diehl et al. (2017a), l'étude des traits fonctionnels des plantes riveraines permet de comprendre leur adaptation aux conditions fluviales (réponse) et les modifications qu'elles induisent sur ces conditions (effet). Leur double rôle permet d'appréhender les processus écologiques et physiques qui façonnent la forme et le fonctionnement des rivières. L'étude des traits fonctionnels représente un outil intéressant pour caractériser les interactions biogéomorphologiques et l'effet des plantes ingénieures sur les processus des hydrosystèmes.

Dans un cadre d'ingénierie écologique, on cherche à identifier et quantifier les traits requis pour que les espèces assurent une fonction de stabilisation et une fonction de protection du sol tout en étant adaptées aux contraintes spécifiques des cours d'eau – tolérance à l'humidité, à l'immersion, et aux perturbations (crues, érosion, dépôt, etc.). Ces traits sont définis comme des traits biotechniques par Schiechtl and Stern (1997). Parmi ces caractéristiques, on retrouve : stratégie écologique pionnière, capacité de multiplication végétative, capacité de régénération suite à des perturbations, croissance rapide et parties aériennes souples, rapport entre les biomasses aériennes et souterraines faible, système racinaire développé comprenant des racines denses, profondes et résistantes, capacité de régénération suite à des perturbations (Bonin et al., 2013a; Norris et al., 2008; Schiechtl and Stern, 1997).

Les espèces de saules en tant que pionnières des milieux rivulaires sont très présentes et sont de bonnes candidates pour le génie végétal. En effet, leur capacité de multiplication végétative, leur croissance rapide et leur adaptation aux milieux rivulaires

perturbés leur confèrent des qualités particulières pour le génie végétal (Kuzovkina and Volk, 2009). De nombreuses études ont été réalisées sur les traits biotechniques des saules (principalement morphologiques) pour leur utilisation en génie végétal (par exemple Evette et al., 2008; Ficko and Naeth, 2022; Keita et al., 2021; Rey and Labonne, 2015; Yıldırım et al., 2020) et leur potentiel d'adaptation aux changements globaux (par exemple Dommanget et al., 2014; Francis et al., 2005; Lavaine, 2013). Cette bonne connaissance des traits biotechniques des saules permet de les utiliser dans des ouvrages de génie végétal sous des formes variables : boutures, plançons, fagots, branches, plants ou pieux (Zeh, 2007). Les plançons sont de longues boutures de saule capables de rejeter (Lachat, 1994).

Le choix des végétaux se fait selon une succession de critères sélectifs des espèces incluant les traits biotechniques : distribution géographique et altitudinale ; autoécologie, caractères indicateurs et positions sur la berge ; aptitudes physiologiques et adaptations à des contraintes particulières ; développement des plantes (port, hauteur) et enfin adaptation aux techniques prévues (Bonin et al., 2013a).

3.2.3 Cadre méthodologique : entre science et technique

Parce qu'il est un outil développé en premier lieu par et pour les gestionnaires et qu'il nécessite des améliorations, le génie végétal est à l'interface entre le monde de la recherche et les praticiens, c'est-à-dire entre la base de connaissances pour l'améliorer et son application (Mitsch, 2014; Stokes et al., 2013). Le développement de telles techniques se base donc sur un processus itératif entre la science et la pratique, dans une démarche d'interdisciplinarité puisqu'il se trouve au croisement de nombreuses disciplines : botanique, écologie fonctionnelle, hydrologie, hydromorphologie, hydraulique, sciences du sol, sciences de l'ingénierie, droit administratif et sciences sociales (Frossard and Evette, 2009). Le génie végétal impose d'adopter une démarche globale pour agir localement.

Afin de répondre aux objectifs de restauration et/ou de protection, le génie végétal s'attache à reproduire les structures de berges naturelles pour les bénéfices conjoints de la société et des écosystèmes (Fernandes and Guiomar, 2018). Le développement des ouvrages de génie végétal nécessite ainsi une connaissance des processus géomorphologiques et écologiques des zones rivulaires ainsi que de leurs interactions (Lachat, 1994). Ainsi, la première étape est d'observer, comprendre et caractériser les structures de berge naturellement stables, pour les reproduire (Figure I.14, étape 1 : observations). Les espèces, identifiées comme composantes de la stabilité, sont alors

testées pour estimer leur capacité de croissance et de protection afin d'être insérées dans des ouvrages et offrir la meilleure protection possible. Des expérimentations de bouturages en conditions *ex* ou *in situ* permettent d'estimer les traits biotechniques des espèces et d'identifier celles avec les meilleures performances pour atteindre le plus efficacement possible les fonctions souhaitées (Figure I.14, étape 2 : tests espèces). Enfin, la mise en place de projets par les praticiens ou les chercheurs (étape 3 : ouvrages expérimentaux, Figure I.14) permet leur suivi et leur évaluation pour quantifier leur résistance et mettre en avant des facteurs de réussite ou d'échec à travers des études hydrauliques, géomorphologiques ou écologiques (Figure I.14, étape 4 : retour d'expériences). Cette méthodologie scientifique résumée dans la Figure I.14, a été déployée sur différents milieux dans des projets de recherche, par exemple : Protéger (https://genie-vegetal-caraibe.org/le-projet-proteger/) (Mira et al., 2022), Vegetali (https://vegetali.re/) ou un projet au Portugal (Bifulco et al., 2016).

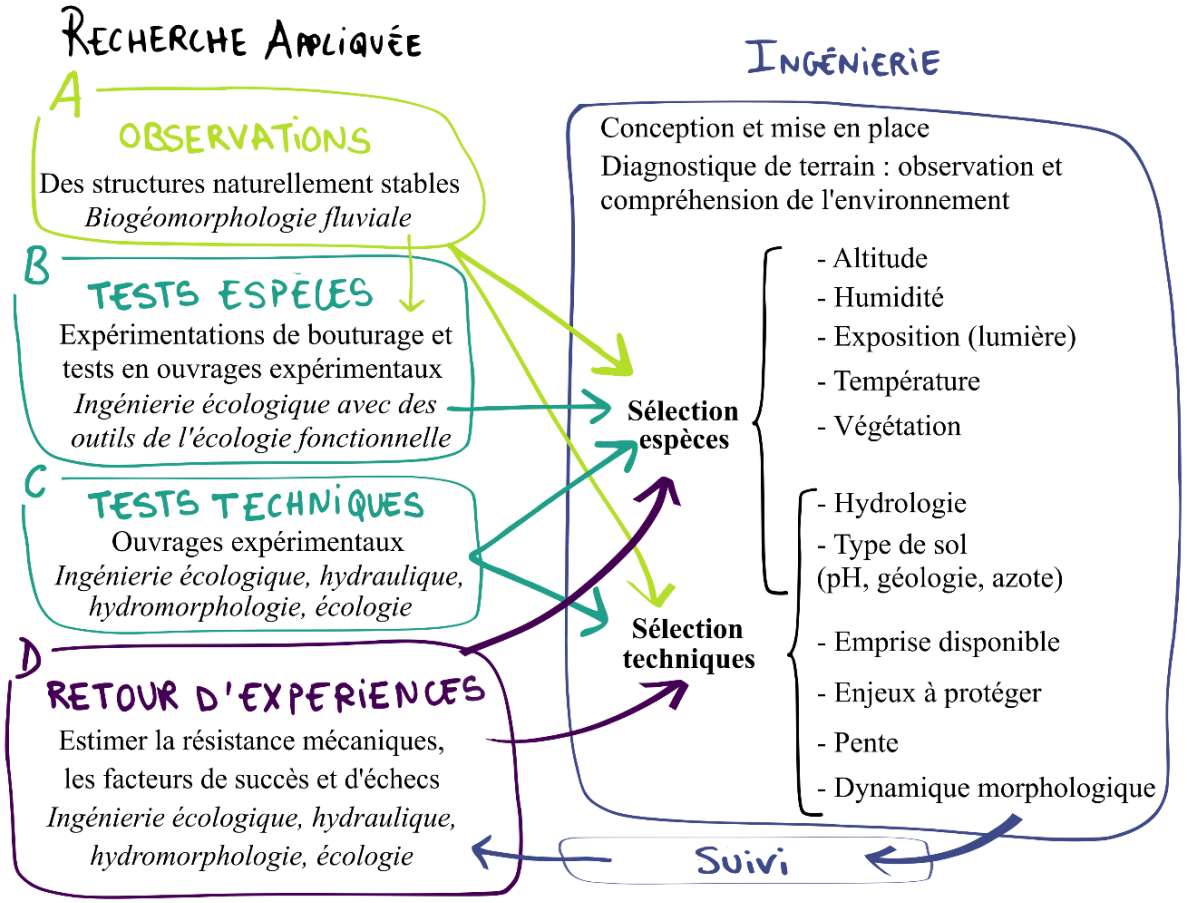


Figure I.14 *Cadre conceptuel pour le développement d'ouvrages de génie végétal dans un milieu donné, entre scientifiques et praticiens.*

Au fil de ces différentes étapes, plusieurs disciplines sont mobilisées. Cependant, afin d'améliorer les choix de conception et d'aménagement, en prenant en compte la dynamique des paysages fluviaux, il apparaît important d'adopter une approche biogéomorphologique tout au long de ces étapes, en opérant un diagnostic à plusieurs échelles (du tronçon au bassin versant) le long des corridors fluviaux. Prugne et al. (2024) ont identifié trois aspects du génie végétal pour lesquels une approche biogéomorphologique peut fournir des informations utiles : (1) le diagnostic du comportement et de la trajectoire d'une rivière ; (2) la conception et le design des ouvrages dans un cadre fonctionnel ; et (3) les stratégies de surveillance et d'entretien. Un diagnostic à plusieurs échelles le long d'un corridor fluvial permettrait d'améliorer les choix de conception et d'aménagement et d'identifier les structures stables naturellement face à l'érosion, tandis que le suivi et l'évaluation des fonctions biogéomorphologiques permettraient d'identifier les causes de défaillance, d'aider à gérer les stratégies d'entretien et de prévoir l'évolution future.

Ce cadre scientifique et technique se positionne dans une démarche de recherche appliquée. À l'instar des sciences fondamentales qui ont pour objectif d'accroître les connaissances disponibles sur un sujet donné, les sciences appliquées se concentrent sur la résolution de problèmes concrets et la mise en œuvre de changements dans la société. Cette approche naît de l'idée que les savoirs scientifiques se forment dans des réseaux hybrides *(laboratoires, instruments, contextes sociaux)* (Latour, 1987) et que le rôle de l'erreur, de la technique et de l'expérience est central dans l'évolution des hypothèses scientifiques qu'elle soutient, la science se construisant par ruptures et reformulations à partir du concret (Bachelard, 1934). En écologie, la recherche appliquée se concentre sur l'utilisation des connaissances pour relever les défis environnementaux, tels que la perte de biodiversité, le changement climatique et la gestion durable des ressources dans le but d'informer les politiques, d'améliorer les stratégies de gestion et de restaurer les écosystèmes (Staples et al., 2019). Dans le cadre de la restauration et de l'aménagement en rivière, la science appliquée relève les défis concrets de la gestion, de la restauration et de l'environnement des cours d'eau (Rice et al., 2010). Cependant, les besoins techniques ou les manipulations pratiques que les recherches appliquées mobilisent peuvent faire émerger des connaissances fondamentales, plaçant ainsi les projets de recherche sur un continuum entre théorique et appliqué (Joliot, 2011). En fonction de ce que la recherche a l'intention de réaliser, la distinction entre théorique et appliquée reste importante pour la conception des projets et leur évaluation (de Gooyert and Größler,

2018). La science appliquée reconnaît de plus en plus l'importance d'intégrer les communautés humaines, les perspectives culturelles et la justice environnementale dans la recherche et la gestion puisqu'elle est "délibérément destinée à provoquer un changement social" (Babbie, 2013). Ces perspectives justifient pleinement une approche fondée sur l'observation de terrain et l'expérimentation comme sources de conceptualisation scientifique (Joliot, 2011).

Ainsi, le génie végétal comme outil de réponse à des problématiques de stabilisation et de continuité écologique des berges de cours d'eau fait appel à une science appliquée pour son développement. Dans le cadre de la démarche que nous proposons (Figure I.14), l'objectif est de mobiliser les connaissances théoriques et d'en formuler de nouvelles en se basant sur l'observation et l'expérimentation, tout en mobilisant un panel de disciplines dans l'objectif d'aménager les berges de cours d'eau en tant que socio-écosystèmes.

3.3 De nombreux obstacles pour le développement de cette solution prometteuse sur les cours d'eau de montagne

Même si les techniques de génie végétal apparaissent comme une solution durable et pérenne pour répondre aux enjeux de perte de biodiversité et de protection des biens et des personnes, elles restent encore peu mises en place par les gestionnaires de cours d'eau alpins.

3.3.1 Les principaux freins universels au développement du génie végétal

Que ce soit en plaine ou en montagne, l'échec des structures de génie végétal constitue un des freins majeurs à leur développement. Ces échecs sont principalement dus à (1) une mauvaise reprise végétale, qui limite l'effet stabilisateur sur la berge ; (2) une mauvaise conception de la structure, qui favorise la rupture mécanique ; et (3) une prise en compte insuffisante des interactions entre dynamique fluviale et végétation (Leblois et al., 2022; Peeters et al., 2018). Ces échecs sont principalement conditionnés par les lacunes de connaissances et les limites de la recherche sur certains aspects fondamentaux, tels que l'écologie des espèces, la sélection des structures, la conception des structures ou la prise en compte des processus à l'échelle du bassin versant (Prugne et al., 2024; Rey et al., 2019).

Le suivi des ouvrages est le premier outil de contrôle de la réussite de leur mise en place et de l'atteinte des différents objectifs fixés. Il fournit des données précieuses pour évaluer l'efficacité des choix techniques de construction et de gestion prises dans le passé, tout en fournissant les informations nécessaires pour prendre des décisions pour l'avenir (Kondolf et al., 2007). Ces deux dernières décennies ont mis en avant des lacunes du suivi des ouvrages de génie végétal et une perte d'information pour l'amélioration du dimensionnement de ces techniques (Stokes et al., 2014 ; Pinto et al., 2016 ; Zaimes et al., 2019). En effet, leur amélioration repose sur l'accumulation de documentation et de retour d'expérience dans le temps afin d'évaluer l'intégration des structures dans leur environnement, le développement de leur végétation et leur résistance aux contraintes hydrauliques. L'évaluation de la résistance des ouvrages peut se faire empiriquement avec un recueil d'informations, ou s'appuyer sur des travaux de modélisation en laboratoire, notamment avec des approches mécanistes en précisant les mécanismes physiques donnant lieu à la destruction de l'ouvrage (Frossard and Evette, 2009). Dans le premier cas, il est important de noter que les résultats restent dépendants d'un grand nombre de variables et sont fortement liés au contexte de l'étude (Evette et al., 2018). Dans le deuxième cas, peu de travaux ont encore été réalisés, on compte ceux de Oplatka en 1998 et les travaux menés à INRAE Grenoble (Leblois et al., 2022 ; Recking et al., 2019).

Au-delà des aspects techniques, un autre frein majeur au développement de ces techniques est la perception sociale et l'appréhension du risque. Des chercheurs en sciences sociales ont mis en évidence trois leviers pour une utilisation plus large de ces techniques en interrogeant des gestionnaires de cours d'eau : (i) une évaluation systématique de leurs avantages écologiques, économiques et sociaux ; (ii) une amélioration de l'acceptation et du partage des risques ; (iii) la promotion de l'apprentissage social parmi les praticiens par le biais d'un retour d'information collectif ou technique (Moreau et al., 2022). Cette étude souligne également que le manque d'informations et de partage de connaissance techniques entre les gestionnaires est un frein majeur au développement du génie végétal en rivière. En milieu urbain, une étude sur les perceptions sociales des SFN a montré que l'obstacle le plus tangible à une mise en place plus systématique du génie végétal en milieu urbain est lié à la perception du risque, les usagers éprouvant un sentiment de vulnérabilité plus élevé qu'avec les solutions traditionnelles en génie civil (Cottet et al., 2024).

3.3.2 Le contexte environnemental montagnard : freins supplémentaires à leur développement

Ces freins techniques et sociaux sont d'autant plus importants pour le développement des ouvrages de génie végétal en altitude. En effet, actuellement les travaux scientifiques et techniques sur le génie végétal en montagne sont épars et peu documentés. Un ingénieur autrichien de la seconde moitié du 20è siècle, Hugo Schiechtl est considéré pionnier dans le domaine. Son travail fournit des informations intéressantes bien qu'empiriques, notamment sur les saules d'altitudes et leur usage dans des ouvrages de génie végétal (Schiechtl, 1992), et plus largement sur la conception des ouvrages de protection de berge (Schiechtl and Horstmann, 1980; Schiechtl and Stern, 1996). Ces travaux ont permis le retour en force du génie végétal en France, notamment grâce au guide de Bernard Lachat en 1994. Dans les territoires montagnards franco-suisses, ces travaux seront redynamisés en 2013, dans le cadre du projet Interreg Géni'Alp qui avait pour objectif la promotion et le développement du génie végétal dans ces milieux (Bonin et al., 2013a). Les auteurs décrivent dans un guide technique le fonctionnement des hydrosystèmes de montagne et des habitats riverains, listent les espèces utilisables pour les techniques de génie végétal et présentent des retours d'expérience pour répondre aux besoins des gestionnaires. Cependant, le guide technique a un domaine d'application limité, les ouvrages décrits se limitent à des altitudes inférieures à 1 300 mètres. Au cours des deux dernières décennies, d'autres ouvrages ont été construits sur des cours d'eau de moyenne montagne dans les Alpes en Suisse, en France, en Italie… l'un des sites les plus élevés ayant fait l'objet d'un retour d'expérience se trouve à 700 mètres d'altitude, les résultats de ce suivi ont été publiés par l'Association suisse de génie végétal, dans la revue Ingenieurbiologie (Bettler and Herzog, 2014). Toutefois, aucun des documents réalisés sur ces ouvrages n'a fait l'objet d'un examen par les pairs, et aucun n'est situé au-dessus de 1 300 mètres d'altitude.

En plus d'un manque de documentation et de partage de connaissance, les contraintes environnementales présentes sur ces cours d'eau d'altitude ne favorisent pas le développement des techniques de génie végétal. En effet, le climat est caractérisé par des températures basses et des précipitations élevées principalement sous forme de neige en hiver et d'orages en été, avec un enneigement prolongé. Ainsi, durant l'hiver la couverture neigeuse peut être importante sur les berges et le dégel, tardif. Par conséquent, les saisons

plus courtes et les températures basses induisent le ralentissement des processus biologiques et chimiques, et donc de la croissance (Körner, 2003) (Figure I.15A). Les régimes hydrologiques sont particuliers avec des débits fortement contrastés entre l'hiver et l'été, des pics de crues au printemps pour le régime nival, des débits soutenus en été avec un étiage hivernal pour le régime glaciaire et des pics de crues en hiver et au printemps pour le régime pluvio-nival. Ces conditions hydrologiques et climatiques influencent la répartition et le taux de croissance de la végétation (Figure I.15B,C). L'accumulation d'un grand volume d'eau provenant de la fonte des neiges combinée à des pentes élevées confère une grande puissance hydraulique aux cours d'eau de montagne. Lors des crues, les flots se chargent en matériaux solides grossiers. Les processus d'érosion et de dépôt sont donc très actifs et les contraintes mécaniques très élevées. Ainsi, les conditions hydrauliques (fortes puissances spécifiques) et morphologiques (fortes pentes, transport solide important) impliquent des structures de berge spécifiques (Figure I.15C,D). L'intensité de ces processus physiques et hydrauliques conduit souvent à une gestion du risque en surdimensionnant les ouvrages, et pousse les gestionnaires à aménager les berges avec des techniques de génie civil (Comiti, 2012).

Le développement d'ouvrage de génie végétal demande de s'appuyer sur le fonctionnement biogéomorphologique des berges de cours d'eau (Prugne et al., 2024). Or en montagne, les études biogéomorphologiques sont encore balbutiantes (Cienciala, 2021). De plus, si les modalités d'utilisation et les traits biotechniques des saules de plaine sont relativement bien connus (Evette et al., 2008), il n'en est pas de même pour les saules de montagne. Ainsi, on connaît très mal leurs taux de reprise, leur vitesse de croissance ou leur résistance aux contraintes. Ces éléments sont pourtant centraux dans la conception des ouvrages de génie végétal.



Figure I.15 *Illustration des différentes contraintes pour le développement du génie végétal en montagne. Contraintes climatiques : berges enneigées à 2 200 m d'altitude en mai 2022 (A). Contrainte hydrologique : hautes eaux liées à la crue de juin 2024 sur le Doron de Bozel (B) et au débit glaciaire sur le Doron des Allues (C). Contrainte hydraulique : pentes fortes (C). Contrainte morphologique : blocs structurant le lit et les berges (D).*

La mise en place de protections contre l'érosion respectueuses de l'environnement en altitude nécessite un travail d'amélioration des connaissances scientifiques et d'optimisation des techniques existantes. Ce travail s'inscrit dans un changement de paradigme vis-à-vis de l'aménagement des cours d'eau en montagne avec une prise de conscience progressive des aménageurs et une demande accrue des gestionnaires pour s'aligner sur un niveau des exigences environnementales plus élevées.

4 Questions de recherche et méthodes de travail

Ce manque de connaissances techniques et de documentation couplé à des contraintes environnementales fortes, questionnent les gestionnaires de cours d'eau et praticiens du génie végétal sur la faisabilité technique, le choix des espèces végétales et la durabilité des aménagements. Ce travail de thèse, dans une démarche itérative entre la pratique et la recherche vise à améliorer les connaissances sur les facteurs biophysiques permettant une mise en œuvre durable d'ouvrages de génie végétal sur les berges de cours d'eau d'altitude.

Pour cela, il se positionne dans le cadre scientifique établi dans la partie précédente en adoptant une approche interdisciplinaire (Figure I.14). Ce travail se base en premier temps sur une approche empirique en cherchant à décrire les structures naturelles qui pourraient être copiées et en observant et évaluant les ouvrages existants. Puis dans un deuxième temps, une approche expérimentale afin d'identifier les potentielles espèces à sélectionner.

Trois questions scientifiques structurent ce travail de thèse :

* *Quelle est la structure biogéomorphologique d'une berge de montagne stable et résistante à l'érosion ?*

Avec une approche en biogéomorphologie, ce chapitre décrit les formations de berges considérées stables par une action conjointe de la végétation et des formations géomorphologiques. L'objectif est ici de décrire les différentes formations selon des gradients de pente et d'altitude pour inspirer des structures de génie végétal. Ce travail permet également de définir les contours de ce que l'on peut qualifier d'ouvrages de génie végétal dans un contexte ou la fraction minérale joue un rôle important dans la stabilité. Ce premier chapitre a fait l'objet d'un article scientifique publié dans le journal Earth Surface Processes and Landforms (Rousset et al., 2025b).

* *Quels sont les facteurs biogéomorphologiques de succès et d'échec de ces techniques ? Quelles sont les techniques les mieux adaptées pour assurer durablement la stabilité des berges ?*

À travers un retour d'expériences techniques mené sur l'ensemble des ouvrages recensés dans les Alpes françaises et quelques ouvrages italiens et suisses, cette partie vise dans un premier temps à faire un état des lieux des formes et du degré d'utilisation du génie végétal en montagne selon les conditions géographiques et physiques, puis à caractériser la résistance et les défaillances des différents ouvrages étudiés. Il offre une vue d'ensemble des ouvrages qui ont pu être réalisés en altitude en France, enrichi par les connaissances et les pratiques d'autres pays Alpins. Ce travail adopte une approche en ingénierie écologique en mobilisant des connaissances d'hydromorphologie et d'hydraulique. Il est rédigé lui aussi sous la forme d'un article scientifique qui a été soumis dans Ecological Engineering (Rousset et al., 2025c).

Ces deux premiers chapitres adoptent une démarche empirique, entre description et caractérisation morphologique, hydraulique et écologique des berges naturelles et aménagées.

* *Quels sont les traits biotechniques des espèces de saules retrouvées en altitude ?*

Des expérimentations ex et in situ ont été réalisées et sont présentées à travers deux chapitres. Les traits fonctionnels qui répondent à la fonction de stabilisation des berges (traits biotechniques) ont été étudiés pour des espèces de saules de montagne identifiées dans le premier chapitre. L'expérimentation ex situ est présentée dans un article scientifique publié dans Environmental Management (Rousset et al., 2025a) et les expérimentations in situ sont présentées sous la forme du dernier chapitre de la thèse.

La Figure I.16 suivante synthétise les différents axes de travail de la thèse avec les différents chapitres, le long des différentes formes que peut prendre une berge de rivière de montage naturelle à anthropisées.

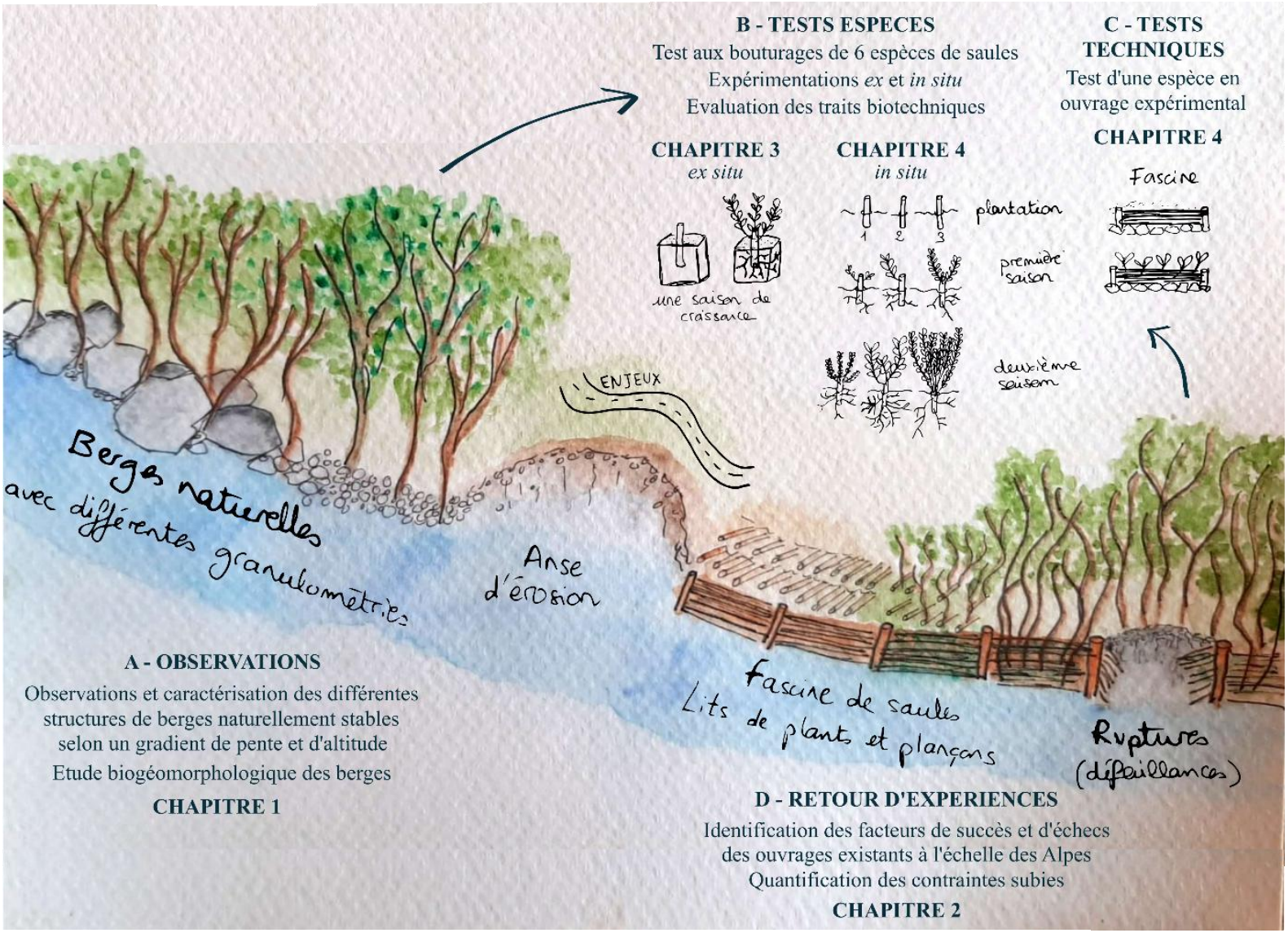


Figure I.16 *Structure de la thèse selon les étapes définies dans le cadre conceptuel de développement du génie végétal.*

Chapitre 1

Biogeomorphic assessment of natural streambank structures in the Alps: a step to improve soil and water bioengineering techniques

Juliette Rousset [a], Guillaume Piton [b], Adeline François [a], Marie Didier [a], André Evette [a]

a. Univ. Grenoble Alpes, INRAE, UR LESSEM, 2 rue de la papeterie BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères, France

b. Univ. Grenoble Alpes, INRAE, CNRS, IRD, Grenoble INP, IGE, 38000 Grenoble, France

This chapter is an edited version of the published article:

Rousset J, Piton G, François A, Didier M, Evette A. 2025. Biogeomorphic assessment of natural streambank structures in the Alps: A step to improve soil and water bioengineering techniques. Earth Surface Processes and Landforms 50: e70126.
DOI: 10.1002/esp.70126



Cours d'eau alpin, Italie. Photo : Adeline François.

Abstract

On mountain streambanks, the feedback loops between vegetation and geomorphic processes remain largely unknown, though the mineral and vegetation components of steep mountain streams play a key joint role in bank stability. This lack of knowledge concerning the structure and functioning of high-elevation streambanks is a major obstacle to the development of soil and water bioengineering techniques. Thus many of these banks have already been protected with civil engineering structures. Our study attempts to overcome this challenge by observing natural streambanks and mimicking their processes through nature-based solutions.

We provide herein a first analysis of intermingled geomorphological and ecological units along natural banks in mountain streams aiming to identify the bio-geomorphological structures that remain stable under erosion. The study focused on streambank reaches located in the Vanoise mountain range (northern French Alps) that had characteristic natural riparian vegetation and stable bank toes. The sites were representative of the altitudinal range (1.480-2.150 m a.s.l.) and of various bed slopes (0.8-28%). Geomorphic surveys (slope, particle size, shear stress) and ecological surveys (vegetation cover and biological features) were conducted on the bank toes.

Our results highlight two bio-geomorphologic types of streambanks: 1) those along steep-sloped streams, where mixed mineral and plant units, dominated by green alder and a few willow species, jointly contribute to bank stability; and 2) low-gradient streambanks, where bank stability is entirely ensured by the vegetation, composed of willow species, which vary according to elevation. This study provides additional knowledge on bank structure and stability in mature high-elevation streams.

Keywords

Mountain streambank, biogeomorphology, erosion, soil and water bioengineering (SWBE) techniques, nature-based solutions, subalpine belt, *Salix sp.*, *Alnus viridis*.

1 Introduction

In recent decades, the field of *biogeomorphology* has expanded due to the recognition that vegetation has a significant impact on landscape processes (Viles, 2020). Channel and floodplain forms, complexity and dynamics are shaped by hydrogeomorphologic processes driven by water flow and sediment mobilization–transport–deposition, combined with vegetation dynamics (Corenblit et al., 2007; Corenblit and Steiger, 2009; Corenblit et al., 2011; Gurnell, 2014). Vegetation plays a crucial role in regulating bank stability and erosion rates by increasing soil roughness and cohesion, especially through root action. This, in turn, significantly influences lateral geomorphic connectivity (Andreoli et al., 2020; Valyrakis et al., 2021; Ielpi et al., 2022; Dawson & Lewin, 2024). To better understand fluvial systems and their responses to environmental changes or restoration actions, it is necessary to consider the feedback loops between vegetation and geomorphic processes (Prugne et al., 2024). Cienciala (2021) highlights the lack of knowledge regarding these interactions in mountain hydrosystems, where distinct geomorphic processes and vegetation types occur due to the harsh climate, steep slopes and high seasonal flows induced by snowmelt.

Mountain streams are generally defined by a mean elevation > 1000 m above sea level (m.a.s.l) (Viviroli et al., 2003). They typically exhibit a gradient > 0.002 m m^{-1} along most of their channel length (Wohl, 2010), with even steeper gradients in many places. Low temperatures and steep topography lead to variable hydrological regimes throughout the year, with spring flooding when snow and ice melt, and with low-water conditions in autumn and winter. In addition to varied hydrologic regimes, there is great variability in channel form (channel gradient, particle size, bedforms), sediment dynamics and aquatic and riparian biota (Wohl, 2010). These streams are characterised by hydraulically rough channel boundaries associated with coarse sediments or bedrock. During floods, mountain streams with steep slopes can exert significant erosive pressure on their banks and even so debris floods during which the entire bed, even meter-scale clasts, becomes mobile (Church and Jakob, 2020). Mountain streams have large particles, sometimes up to one metre in diameter, that can affect bank and bed stability through the formation of clusters or armour (Montgomery and Buffington, 1997). This stable mineral component plays a key role in limiting the intensity of bank erosion during high-magnitude floods in this steep environment (Church and Zimmermann, 2007; Recking et al., 2011).

Bank vegetation may also limit bank erosion by protecting sediments from scouring and by influencing sediment cohesion (Gurnell et al., 2016). In the European Alps, streambanks mostly host pioneer tree and shrub species from two main *Salicaceae* genera: *Populus spp.* (*i.e.*, cottonwoods) and *Salix spp.* (*i.e.*, willows) (Malanson, 1995). These riparian communities have a high tolerance to flooding, high water tables and disturbance (Kuzovkina and Volk, 2009). On the higher northern slopes, *Alnus viridis* (*i.e.*, green alder) is also very present on streambanks (Villaret, 2019). Species typical of alluvial forests may never be found along some of these upland river corridors, either because the surrounding hillslope forest grows right down to the river, or because herbaceous plants dominate the landscape, *e.g.* at high elevations. Bonin et al. (2013) summarised the zonation and succession of high-elevation riparian plant communities, in the light of work carried out in the Alpine Arc by phytosociologists. These communities include collinean and montane alluvial willows with different groups of species depending on elevation and substrate type, and subalpine shrubs with willows or green alders depending on environmental conditions such as substrate and orientation. In addition, in colder mountain climates, plant growth rates are reduced due to the short vegetation period (Körner, 2003).

Most of the European Alps host numerous road networks and ski resorts, and are locally subjected to a high level of human activity. For instance, in 1996, only 18% of the streams in the French Alps were still wild hydrosystems (Pautou et al., 1996). Resort-associated infrastructure (*e.g.*, roads, ski slopes, buildings and ski lifts) alters natural mountain habitats and geomorphological processes. Infrastructure are directly linked to the degradation and removal of plant cover and surface soil layers through grading (Geneletti, 2008; Roux-Fouillet et al., 2011), thus provoking changes in surface runoff patterns (Fidelus-Orzechowska et al., 2018) and limits spontaneous revegetation. Large water inflows from artificial snowmaking cause a seasonal intensification of hydromorphological processes and hence, changes in channel heads (Wohl, 2018). These changes may completely alter the processes affecting the longitudinal profile of the catchment area and may even induce strong changes in the downstream reaches (Wrońska-Wałach et al., 2019). This infrastructure is often located near streams, requiring protective measures to mitigate flood hazards. Many of these are civil engineering projects that negatively affect riparian habitats and their biodiversity, and fragment landscape continuity (Martin et al., 2021; Naiman and Dudgeon, 2011).

In the spirit of nature-based solutions, coarse particles coupled with local vegetation can stabilize streambanks and protect assets from erosion. As early as the 1840s, Surell advocated for the use of vegetation to defend against torrents by taking advantage of biotic forces (Surell, 1841). Soil and water bioengineering (SWBE) structures combine local living plant materials and structural engineering components into an integrated system that provides bank protection (Lachat, 1994; Gray and Sotir, 1996; Schiechtl and Stern, 1996; Rauch et al., 2022). Unfortunately, there is insufficient monitoring of SWBE structures (Stokes et al., 2014; Wohl et al., 2005). Improving these techniques requires documentation and feedback over time so that the structure's integration into its environment, and its resistance to mechanical stress during morphogenic floods, can be evaluated (Frossard and Evette, 2009; Pinto et al., 2016; Leblois et al., 2022). A few SWBE structures on mountain streams, like fascines or log crib walls with interwoven branch layers, have been identified and documented. SWBE was common at the end of the eighteenth and beginning of the nineteenth centuries (Bischetti et al., 2014; Evette et al., 2009) but in the last century, with the development of civil engineering, these techniques were more or less relegated to the past. Hugo Schiechtl, working in Austria in the late twentieth century, is considered a pioneer in renewing mountain SWBE; his work provided valuable information about high-elevation willows and their potential use in SWBE (Schiechtl, 1992). Then, building SWBE structures and planting species like willows along mountain streams became more popular thanks to a French technical guide focusing on mid-mountain streams (Bonin et al., 2013). The authors describe how mountain hydrosystems and riparian habitats behave, list the local species that can be used for SWBE techniques, and present experimental structures with feedback to address managers' needs. However, the technical guide is limited in scope and the structures described therein are confined to elevations <1,300 m.a.s.l.. Over the last two decades, other structures have been built on mid-mountain streams, for instance in Switzerland, with one of the highest sites at 700 m.a.s.l., and monitoring results have been published by the Swiss Bioengineering Association (Ingenieurbiologie) (Bettler and Herzog, 2014). However, none of the existing documents reporting on relevant information, such as it is, were peer-reviewed. The lack of knowledge concerning morpho-ecological interactions, the civil engineering culture of recent decades, and the particularities of mountain streams, have prompted managers to prefer hard measures (rip-rap, concrete linings) to stabilise banks against erosion processes (Comiti, 2012).

Given the particular biotic and abiotic conditions of mountain streams, interaction and processes differs and the existing lowland SWBE techniques need to be adapted to withstand the local constraints specific to upland environments. As Cienciala (2021) and Prugne et al. (2024) points out, to successfully develop structures on mountain stream banks, it seems important not only to provide information on the structure and composition of the vegetation present, but also to study the interactions between this vegetation and bank morphology. The plant communities described by phytosociologists are always associated with broadly defined substrate types (*e.g.*, Villaret, 2019). However, the presence of these communities on the bank toe has never been described in relation with the bank morphology and/or substrate size. To effectively develop and adapt SWBE projects, we must observe and mimic local features and ecosystem conditions (Rauch et al., 2022). To date, to the best of our knowledge, no study has provided a cross-sectional view of the hydromorphological conditions associated with the vegetation component on mountain streambanks. While the importance of vegetation in the stability of lowland streambanks has been quite thoroughly studied, the contribution of vegetation to the stability of mountain streambanks, where sediments are larger, has never been assessed.

Based on an interdisciplinary and prospective approach, our study aimed to understand the bio-geomorphological processes that give rise to stable streambanks in high-elevation contexts through empirical observations and descriptions. We use this specific term when referring to the coupling between geomorphological and biological processes. Our second aim was to develop perspectives for sizing SWBE structures. We characterised the study reaches according to a gradient of slope and elevation. Our main objectives were: *(i)* to identify the geomorphological structure of the stable banks, the structure of the associated bed and the stream hydromorphological dynamics; and *(ii)* to identify the riparian species present at the stable bank toe and their structure.

2 Study sites and methods

2.1 Study sites

Herein we define mountain streams according to the altitudinal zonation of their ecosystems, which depends on environmental factors (Rameau et al., 1989). We set the lower altitudinal limit as the upper montane belt (northern exposure: 700 – 1,500 m.a.s.l., southern exposure: 1,000 – 1,700 m.a.s.l.) and the upper limit as the subalpine belt (northern exposure: 1,500 – 2,000 m.a.s.l., southern exposure: 1,700 – 2,400 m.a.s.l.). Above this limit, only a few sparse woody species grow. Below, riparian vegetation and hydromorphology differ considerably, with wider channels and higher discharge. In addition, there is already some existing knowledge on SWBE techniques for lower elevation zones.

The present study focuses on streams located in the Vanoise range of the northern French Alps, which encompasses a National Park (Parc Naturel de la Vanoise, hereafter PNV), as well as several of the largest European ski resorts and their corresponding infrastructure. With a mean annual precipitation of approximately 934 mm and an elevation between 1,280 and 3,855 m.a.s.l., the area hosts streams with nival or glacial hydrological regimes. Very active catchments that experience debris flows and debris floods have not been included in this study because the constraints do not allow vegetation to establish and it appears that heavy protection or asset removal is required (Church and Jakob, 2020). We focus on streams where there is potential to implement vegetation to stabilise banks in the face of events with reasonable return periods. Using 2021 IGN ortho-imagery, we initially identified 43 potential sites, which included a range of stream slopes and elevations, with a focus on reaches that had characteristic riparian vegetation, were most probably natural and were easy to access on foot. Each site comprised the banks along a 25-metre reach and its associated streambed. Following a field visit, the sites that did not have mature vegetation or a stable bank toe (absence of erosion) were eliminated, resulting in a final total of 21 sites. The sites were chosen to ensure a representative sampling of the altitudinal range and of channel slope (Figure 1.1). They were distributed from 1,331 to 2,137 m.a.s.l., with five sites in the montane belt (1,330 – 1,600 m.a.s.l.), nine in the lower subalpine belt (1,600 – 1,900 m.a.s.l.) and seven in the upper subalpine belt (1,900 – 2,300 m.a.s.l.). Regarding bed slope i, seven sites had $i < 3\%$, five had $3\% < i < 6.5\%$, and nine had $i > 6.5\%$. Drainage areas ranged from 5 to 170 square meters (Table 1.1).

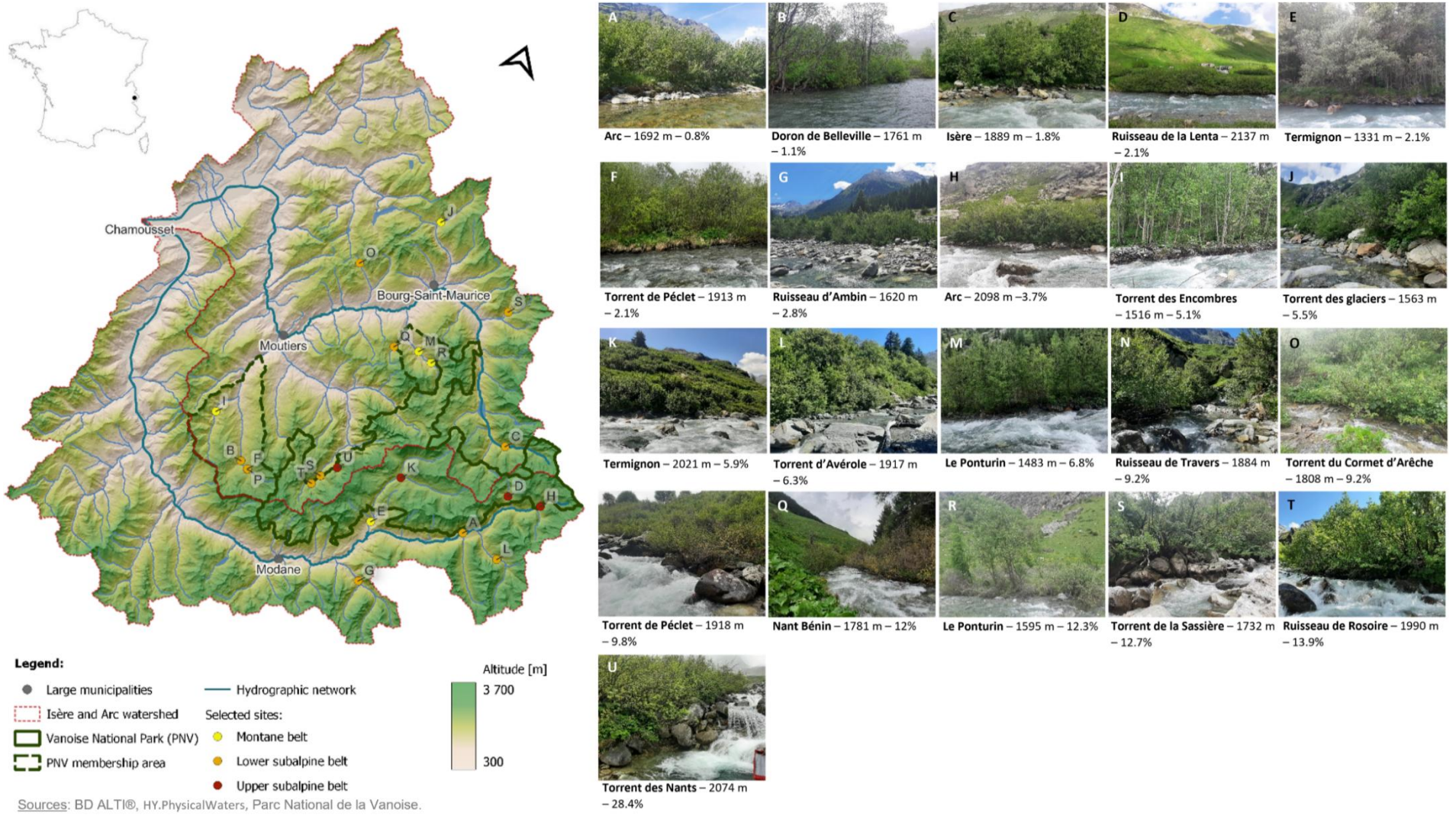


Figure 1.1 *Location of the 21 study sites and overview of the characterized streambanks (Name of the stream – elevation of the site – channel slope), letters A to U refer to each study site.*

2.2 Geomorphic survey

We determined the geomorphological channel type for each reach according to the Montgomery and Buffington (1997) classification by observing the streambed and the morphological facies and assigning them to one of three classes distributed on a slope gradient (step-pool, plane-bed or riffle-bar). This classification makes it possible to develop valuable standardised descriptions of headwater-stream bed morphology in order to assess how each reach functions.

Bed slope was computed with a linear fit of six points measured with a laser telemeter (TruPulse 300X©) at the channel axis. Topographical points were positioned at relevant locations along a distance ten times longer than the channel width to take into account possible slope breaks. Additionally, two to three cross-sections perpendicular to the flow that best reflected channel morphology were also measured, with topographical points taken at each slope break. To characterize bed sediment, we measured the b-axis (the limiting dimension when the particle passes through a measuring mesh) of 100 particles randomly selected from the whole bed, following the Wolman (1954) surface counting method. Grain size distributions were characterised by the quantiles of distribution, *i.e.*, X% of the particles have a diameter smaller than D_X.

We localised the bank toe at the slope break between the channel bed and the banks, indicated as well by the first vegetation and mostly immobile particles (anchored particles, presence of lichen or moss, and signs of surface oxidation on the rocks). At the bank toe, we used the line point intercept method (Coulloudon et al., 1999) to estimate the size of the particles structuring the bank toe. Briefly, the protocol consists of establishing measurement points every 0.5 m along a 25-meter transect of a stable bank structure. At each point, we estimated the b-axis of the sediment presenting signs of stability *e.g.*, presence of moss, lichens or oxidized colour. A particle that was obviously mobile was dismissed in favour of an anchored particle either below or beside it.

2.3 Hydraulic computations

This work focusing on SWBE, *i.e.* restoration works mimicking naturally stable banks to protect assets, the protection efficacy is sought for design events stronger than the mere bankfull discharge of alluvial channels, which is often assumed to be close to event with return period of 1 – 2 years. Computations are consequently done for decennial (Q10) and centennial (Q100) peak discharges (Table 1.1). As stressed before, the

investigated streams are not debris-flow or debris flood-prone torrents where vegetation play a negligible role in stabilising the banks. They are rather weakly active streams in term of sediment transport that are moderately to strongly supply-limited regarding their sediment transport regime. Shear stresses related to peak water discharges are thus a relevant proxy of the processes that erratically threaten banks and structures. Peak discharge values were extracted from the SHYREG database (Arnaud et al., 2016). It gathers flood discharge quantiles estimated based on a lump hydrological models calibrated on the closest downstream gauging station, coupled with a stochastic rainfall generator running over 100 000 simulated years. It provides estimates for the entire French river network each few kilometres or at each stream confluences.

The hydraulic radius $R\,(m)$, defined as the wetted area divided by the wetted perimeter, was computed for varying flow levels at each channel cross-section. Water velocity $U\,(m\,s^{-1})$ was determined with Eq. (1) which is Ferguson's variable power equation (Ferguson, 2007), with parameter values proposed by Rickenmann and Recking (2011). Eq. (1) is especially well-suited for gravel bed streams with coarse sediments including step-pool reaches (D'Agostino and Michelini, 2015). Discharge was defined as the wetted area multiplied by water velocity. The hydraulic radii associated to the Q10 and Q100 were used to compute reference shear and Shields stresses (Eqs. 2 and 3, respectively) (Table 1.1). The vegetation effect on the hydraulics is neglected because a very minor part of the wetted section is vegetated (see cross section with land cover and flow levels in Figure S.1.1). The wetted width was also extracted for a two-year return period event as a proxy of the channel width (which is not always straightforward to determine in confined channels).

Shear stress $\tau\,(N\,m^{-2})$ relates the energy developed by a stream to the resistance offered by the bed (Leighly, 1932), and is a notion commonly used to design stable channels. The use of these indicators in step-pool channels could be questioned because well-formed steps tend to change the hydraulics, to dissipate energy in the pools and to be much more stable than a more randomly distributed alluvial material (Church and Zimmermann, 2007). Here it is worth stressing that, as presented in the Result Section, the step pool reaches of our sample are weakly jammed (diameter of step boulders << channel width) and we believe that friction on the channel dominate over skimming flows and series of chutes and hydraulic jump in most of the studied reaches (Table 1.1).

The Shields stress $\theta\,(-)$ is dimensionless, and captures the ratio of the stabilising force (submerged weight of the particle) to the destabilising force (shear stress) for a

particle of diameter D and density ρ_s $(2650\ kg\ m^{-3})$. The critical Shields number θ_{cr} $(-)$, which represents the value of the Shields parameter of incipient sediment motion, was computed with a slope dependent function suggest by Recking (2009) for the coarse grains of poorly sorted sediment mixtures (Eq. 4). As morphological stability is commonly controlled by the coarse fraction in the particle size distribution, we choose D_{84} (m) as the representative particle diameter (MacKenzie et al., 2018). The transport stage, *i.e.* the ratio between θ and θ_{cr}, was used as a proxy for potential sediment mobility. With a transport stage $\theta/\theta_{cr} > 1$, the stream channel can be considered mobile (MacKenzie et al., 2018). A range of values for each site was obtained by calculating the three cross sections independently.

$$\frac{U}{\sqrt{g \cdot i \cdot R}} = \frac{16 \cdot R/D_{84}}{\sqrt{42 + 6 \cdot (R/D_{84})^{5/3}}} \quad \text{(Equation 1)}$$

$$\tau = \rho \cdot g \cdot R \cdot i \quad \text{(Equation 2)}$$

$$\theta = \frac{\tau}{(\rho_s - \rho) \cdot g \cdot D_{84}} \quad \text{(Equation 3)}$$

$$\theta_{cr} = 0.56 \cdot i + 0.021 \quad \text{(Equation 4)}$$

with g, gravitational acceleration $(9.81\ m\ s^{-2})$; i, bed slope $(m\ m)$, is assumed to be equal to the energy slope due to the uniform flow hypothesis; τ, shear stress $(N\ m^{-2})$; ρ, water density $(1000\ kg\ m^{-3})$; θ, Shields stress (-); ρ_s, particle density $(2650\ kg\ m^{-3})$, and θ_{cr}, critical Shields number (-).

In order to compare the particle size that structures natural stable banks with civil engineering sizing, we applied the Isbash (1936) equation, which is commonly used to determine the particle size required to protect streambanks with riprap. It estimates the diameter (D_{isbash}) at which boulders are set in motion for a given flow velocity (U) by considering boulders on a slope (square root term). For example, for Q10:

$$D_{isbash} = 0.7 \cdot \frac{\rho}{\rho_s - \rho} \cdot \frac{U_{100}^2}{2g} \cdot \sqrt{1 - \frac{sin^2\beta}{sin^2\varphi}} \quad \text{(Equation 5)}$$

with β, the angle with the horizontal line of the bank (°); φ, the friction angle of the riprap (°); and U_{100}, the water velocity for Q100 $(m\ s^{-1})$. Note that U should theoretically be the velocity in the vicinity of the riprap. In practice, the depth-averaged velocity computed with standard equations is commonly used to estimate U (dont and Laborie, 2007). For a bank slope of $2/3$ with $\rho_s/\rho = 2.6$ and $\varphi = 40°$ (Degoutte, 2012), this equation can be simplified as follows: $D_{isbash} = 0.044 \cdot U_{100}^2$ (Equation 6).

2.4 Vegetation survey

A vegetation survey was conducted on the bank toe at each particle-size measurement point on the same transect in order to identify the dominant woody species located at each point (in such energetic streams, herbaceous vegetation was assumed to have only marginal effects on bank stability). Following a line-point intercept method, at each measurement point, a bamboo rod 0.5 m in diameter and 1.5 m long was laid perpendicular to the bank, and the woody species in contact with the rod were identified. Since the focus was on the main woody species and not on plant diversity, 50 measurement points were sufficient (Godínez-Alvarez et al., 2009). The identification of the woody species was based on two floras (Tison et al., 2014; Rameau et al., 1989). The results from this line-point intercept survey were then used to estimate vegetation cover and quantify the frequency of the dominant species (Halbritter et al., 2020). We assessed woody species diversity along the transects through two indicators: species richness (S), defined as the number of species at the site, and the Simpson Index (Simpson, 1949), which assesses diversity by taking into account both the number of species present and the relative abundance of each species. Simpson values range between 0 and 1; the closer the value is to 1, the more homogeneous the stand. As we were focusing on abundant species in our study, the latter index was chosen to represent presence/absence relations, as this gave greater weight to more abundant species. We used the *diversity* function from the Vegan package in R (Oksanen, 2013) to estimate the Simpson index values.

To assess stand structure, the stem diameter of the community was estimated at each site. The diameter of ten mature individuals of the three most dominant woody species were measured 0.5 m above the stem base. The mean diameter of the entire woody community was assessed by computing the Community Weighted Mean for diameter(D_{cwm}) (Lavorel et al., 2008) (Eq. 7). Our aim was to uncover whether certain geomorphological structures were associated with small or large stems.

$$D_{cwm} = \sum_{i=1}^{n} p_i \cdot D_i \qquad \text{(Equation 7)}$$

with p_i , the relative contribution of species i to the community (here the cover of the species, that reflects its abundance), and D_i, the diameter values of species i.

2.5 Statistical analyses

The analyses were performed on a sample of 21 sites. The variables associated with this sample do not follow a normal distribution so the statistical tests performed are non-parametric. To determine if there was a relationship between spatial, geomorphological and ecological quantitative variables, a Kendall coefficient test was carried out. Geomorphological and ecological variables were tested as a function of stream elevation and slope to characterise streambank structures along these two gradients. The effect of morphological type, which is a non-qualitative variable, was tested with a non-parametric Mann Whitney U test on median values. The standard significance level of 0.05 was used to evaluate the significance of the tests. Statistical analyses were performed with the R software, version 4.1.0 (R core team, 2022).

3 Results

3.1 Stream and streambank hydrogeomorphic characteristics

The 21 sites were divided into plane-bed (8) and step-pool (13) morphological types. There was a significant difference in slope between the two groups (*U-Mann Whitney test, W=15, p=0.008*) with steeper slopes for step-pool reaches.

We used the D_{50} and D_{84} values to describe the intermediate and coarse particle fractions (Table 1.1, Figure 1.2). For bed particles, D_{50} was 15 – 45 mm for plane-bed sites, and 19 – 71 mm for step-pool sites (Figure 1.2A), and D_{84} was respectively 41 – 232 mm and 111 – 305 mm (Figure 1.2B). For bank particles, D_{50} was 2 – 500 mm for plane-bed sites and 130 – 750 mm for step-pool sites, and D_{84} was 2 – 760 mm and 350 – 1450 mm, respectively. Bank particle size significantly differed between the two morphological types, with coarser particles for step-pool than for plane-bed channels (D_{50}: *W=86.5, p=0.014*; D_{84}: *W=88, p=0.01*) (Figure 1.2). As we are more interested in coarse particle sizes, for which D_{84} is a proxy, the term "particle size" is hereafter used to refer to D_{84}.

Particle size was correlated to bed slope (*tau=0.35, p=0.029*). For the plane-bed reaches, bed and bank particle size were not significantly different (*W=48, p=0.1*). However, for step-pool reaches, particle size on the banks was significantly coarser than in the stream bed (*W=6, p<0.001*). These data reflect classical stream morphology where steep, coarse step-pool reaches have larger boulders on the banks than do alluvial plane-bed reaches with milder slopes. The step-pools reaches are however not well-formed, very stable structures. Their jamming ratios are all <0.1 (Table 1.1), *i.e.* channels are systematically at least 10 time wider than the coarse particles. This make the steps less strong and stable than in narrower channels jammed by only a couple of large boulders (Church & Zimmermann, 2007).

Shear stress is commonly used to help to design stabilisation structures along banks. On the streambanks in our study, there was considerable variability ranging from 42 to 378 N m^{-2} for a decennial flood and from 61 to 495 N m^{-2} for a centennial flood on plane-bed sites, and, respectively, from 88 to 832 N m^{-2} and from 121 to 1,084 N m^{-2} on step-pool sites.

We used the transport stage θ/θ_{cr} to study the potential mobility of bed and bank particles (Table 1.1, Figure 1.2C). For Q10, five out of the eight plane-bed sites and 11 out of the 13 step-pool sites had a *bed* θ/θ_{cr} >1, reflecting high particle mobility in the channel for such high discharge in these channels showing coarse grain not as big as in very stable, fully armoured step pool channels. For a less intense bankfull discharge, a lower number of channel would be assumed competent. The five sites with a *bed* θ/θ_c < 1 had mostly paved beds. In the case of Q100, 19 out the 21 sites had a *bank* θ/θ_{cr} <1, reflecting very weak particle mobility on the banks. The Doron de Belleville and Ruisseau de la Lenta were exceptions: these two sites had *bank* θ/θ_{cr} >30, which corresponds to high particle mobility on the banks.

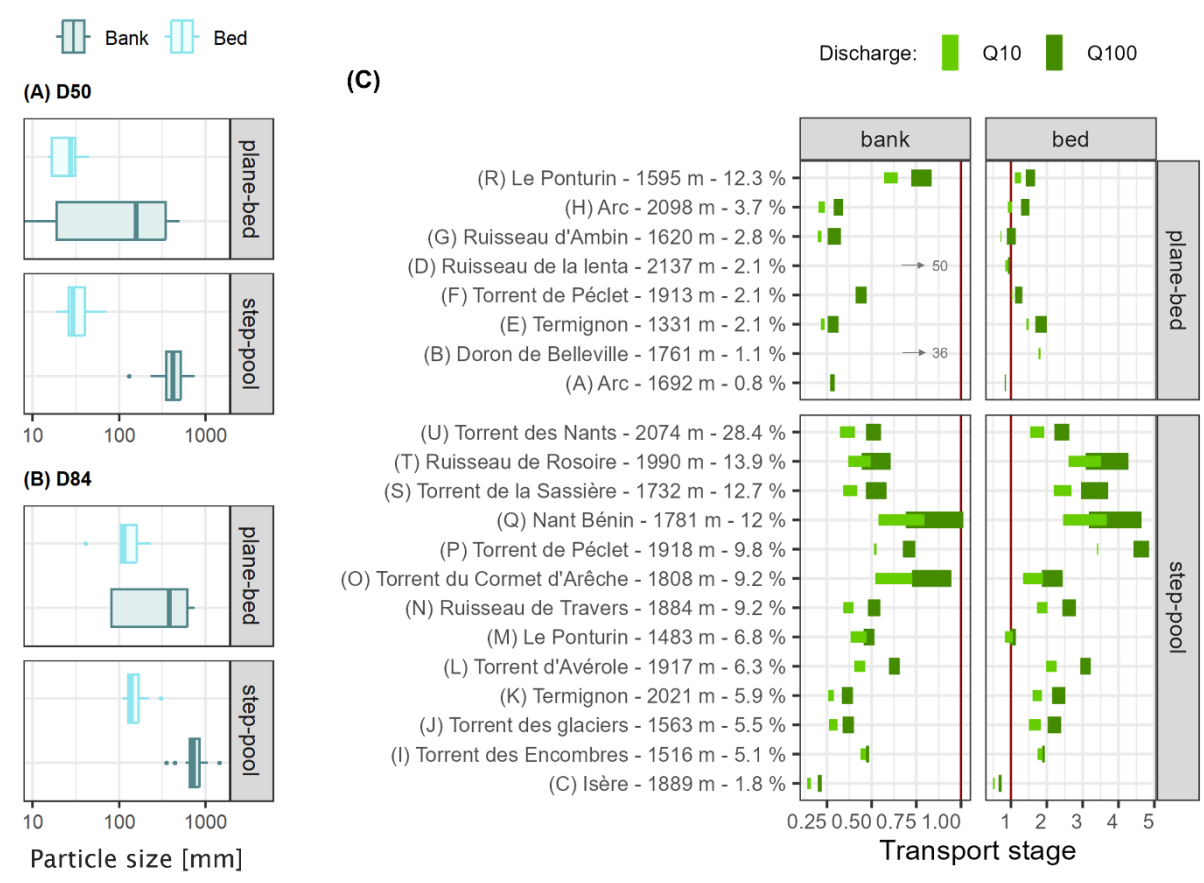


Figure 1.2 *Stream and streambank hydrogeomorphic characteristics with bed- and bank-particle sizes distributed across sites according to morphological type (A: D_84 and B: D_50) and transport stage ranges for the banks and beds of both plane-bed and step-pool reaches (C).*

These results reflect our intuitive observations of channel patterns: some channel beds were quite mobile during flood events of intermediate magnitude (exemplified here by the 10-year return period for peak discharge in Figure 1.2C), while for other channels, coarse particles tended to accumulate and pave the banks of the mountain streams, since they were much less mobile, even during relatively high magnitude events (Q100, Figure 1.2C).

In terms of the erosion threat to human assets, being in steep slopes, most of the study reaches, if necessary, could be stabilised with riprap to protect human infrastructure. Riprap are usually designed with the Isbash equation for Q100. There was no significant difference between naturally occurring D_{84} on the banks and the Isbash-computed diameter of the riprap for Q100 for either of the two morphological types (*plane-bed: W=45, p=0.189; step-pool: W=39, p=0.365)* (Table 1.1). For 10 out of the 12 step-pool reaches, riprap sizing was slightly lower than bank D_{84} (Table 1.1). This is evidence of the emergence of naturally self-stabilising channel and bank landforms.

3.2 Streambank vegetation characteristics

Overall, we identified 25 woody species, including 13 *Salix spp.*. The species richness index varied among sites from 3 to 10 (Table 1.1). This variability was not correlated to elevation (*tau=-0.17, p=0.308*). The Simpson Co-occurrence Index varied from 0.07 to 0.7 and was also uncorrelated to elevation (*tau*=-0.09, *p*=0.612). The 17 dominant woody species are presented in Figure 1.3. Six other species with fewer than 25 contacts per site were found at only one site: *Hippophae rhamnoides L.* (n =25, for elevation $z > 1{,}595$ m.a.s.l.); *Prunus padus L.* (n = 21, $z > 1{,}917$ m.a.s.l.); *Pinus sp.* (n = 20, $z > 1{,}483$ m.a.s.l.); *Lonicera caerulea L.* (n = 6, $z > 1{,}331$ m.a.s.l.); *Salix cinerea L.* (n = 5, $z > 1{,}913$ m.a.s.l.); and *Sorbus aucuparia L.* (n = 2, $z > 1{,}516$ m.a.s.l.). *Rhododendron ferrugineum L.* was found at three sites between 1,990 – 2,098 m.a.s.l. for a total of less than five contacts.

Our vegetation survey revealed shrubby riparian vegetation typical of mountain streams. The most common species was *Alnus viridis* (green alder), with a cover ranging from 20% to 100% at 12 of the 21 sites (Table 1.1, Figure 1.3). *Salix spp.* were found at the bank toe at all of the study sites and species varied with elevation. Some had a wide altitudinal distribution (*e.g. Salix daphnoides*, *S. myrsinifolia*, *S. appendiculata*, *S. purpurea*), while others were restricted to the subalpine belt (*e.g.*, *Salix hastata*, *S.*

foetida, *S. caesia*) (Figure 1.3). At 13 of the 21 sites, *Salix spp.* covered more than 50 % of the transects (Table 1.1).

The average stem diameter in the plant communities (D_{cwm}) varied from 15 to 81 mm (Table 1.1). This variability was not correlated to elevation (*tau=-0.11, p=0.492*).

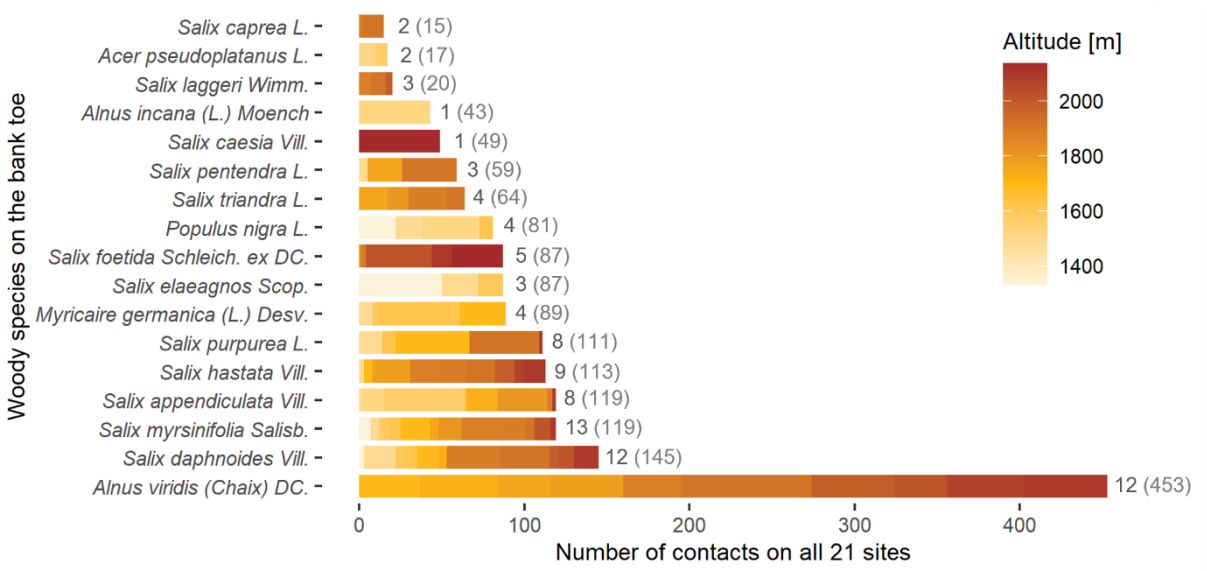


Figure 1.3 *Number of contacts for the 17 most abundant woody species present at the bank toe according to elevation. The first number indicates the number of sites where the species was present, and the number in brackets indicates the total number of contacts observed at all 21 sites.*

3.3 Link between streambank geomorphological structure and vegetation

Total *Salix spp.* cover was uncorrelated with elevation (*tau=-0.05, p=0.739*). *Salix spp.* cover was negatively correlated with bed slope (*tau=-0.46, p=0.003*) (Figure 1.4) but the effect of bed slope observed here was not linked to elevation, as these two variables were not correlated (*tau=0.11, p=0.505*). The negative correlation between *Salix spp.* cover and bed slope remained significant, though slightly lower, when we excluded the outlier point with a gradient of more than 20% (*tau=-0.40, p=0.014*). For *Alnus viridis*, there was no significant correlation between cover and bed slope (*tau=0.27, p=0.099*). However, a trend was observed in the field for steeper step-pool reaches where *Alnus viridis* cover was dominant (Figure 1.4), though we were unable to capture it in our sample. Finally, *Alnus viridis* cover was positively correlated with elevation

(*tau=0.42, p=0.013*). In essence, the step-pool reaches with steep slopes and coarse particles on the banks at higher elevations tended to host *Alnus viridis* and some *Salix spp.*, whereas alluvial plane-bed reaches more often hosted a variety of *Salix spp.*, dependant on elevation.

Species diversity was significantly different between channel morphological types, with greater diversity occurring on plane-bed banks (*W=87, p=0.009*). Moreover, this diversity decreased with decreasing bank particle size (*tau=-0.75, p<0.001*). The species diversity estimated by Simpson's index was lower on steeper slopes and on banks with coarser grain sizes.

Variability in the community weighted mean for diameter (D_{cwm}) was not significantly different between plane-bed and step-pool reaches (*W=31, p=0.14*) and was not correlated to bed slope (*tau=0.07, p=0.628*). D_{cwm} was homogeneous between the different morphological types and consistently remained rather small (15-50 mm).

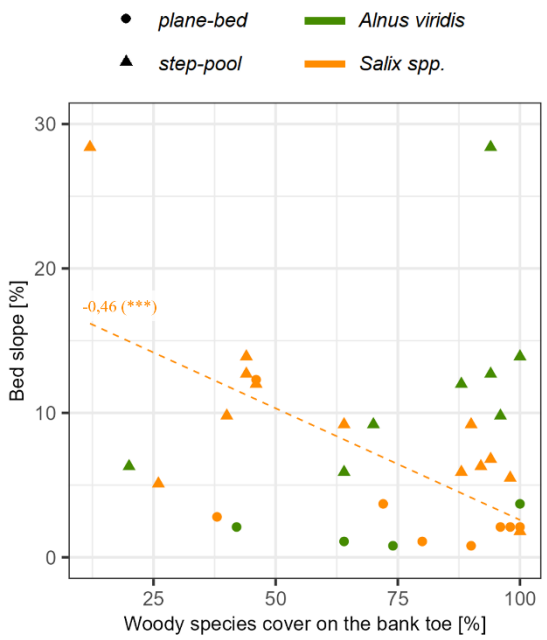


Figure 1.4 *Woody species cover at the bank toe related to bed slope*

Table 1.1 *General, morphological and ecological characteristics of each study site.*

		General features			Morphological features									Vegetation features				
		Elevation [m]	**Drainage area** [km²]	**Q10, Q100-year flood flow** [m³.s⁻¹]	**Hydro-morphological type**	**Slope** [%]		**Grain size D50, D84** [mm]		**Isbach diameter** [mm]	**Transport stage Q10, Q100**		**Channel width Q2** [m]	**Jamming ratio**	**Vegetation cover** [%] Salixspp., Alnus viridis	with **dominant species**	**Dcwm** [mm]	**Species richness**	**Simpson index**
	Streams					Bed	Bank	Bed	Bank		Bed	Bank							
A	Arc	1692	110	25.7, 66.2	plane-bed	0.8	20	15, 106	190, 320	1242	0.6, 0.8	0.2, 0.3	12.8		90, 74	*S. purpurea*	15	6	0.51
B	Doron de Belleville	1761	52	19, 42.4	plane-bed	1.1	123	16, 41	2, 2	582	1.8, 2	36, 41	12.1		80,64	*S. pentandra*	49	4	0.70
C	Isère	1889	39	16.9, 37.8	step-pool *	1.8	33	24, 219	410, 760	1252	0.5, 0.7	0.2, 0.2	9.9	0.05	100,0	*S. daphnoides*	42	6	0.21
D	Ruisseau de la Lenta	2137	22	8.5, 15.8	plane-bed	2.1	200	34, 114	2, 2	328	0.9, 1	50, 55	6.4		98,0	*S. caesia*	19	2	0.50
E	Termignon	1331	166	34.2, 72	plane-bed	2.1	65	17, 114	500, 750	1898	1.5, 1.9	0.2, 0.3	9.7		100, 0	*S. elaeagnos*	78	5	0.19
F	Torrent de Péclet	1913	25	12.2, 29.8	plane-bed	2.1	34	28, 102	130, 280	473	1, 1.2	0.4, 0.5	10.3		96, 42	*S. pentandra*	30	6	0.40
G	Ruisseau d'Ambin	1620	40	15.8, 47.8	plane-bed	2.8	21	30, 171	390, 590	773	0.7, 1.1	0.2, 0.3	13.4		38, 0	*Myricaria germanica*	25	6	0.21
H	Arc	2098	34	10.4, 28	plane-bed	3.7	117	27, 158	330, 690	546	0.9, 1.3	0.2, 0.3	8		72, 100	*A.viridis*	29	8	0.23
I	Torrent des Encombres	1516	35	12.6, 26.8	step-pool	5.1	219	38, 111	230, 440	335	1.8, 1.9	0.4, 0.5	6	0.05	26, 0	*A. incana*	73	5	0.33
J	Torrent des glaciers	1563	44	23.9, 53	step-pool	5.5	327	26, 164	520, 970	1342	1.8, 2.4	0.3, 0.4	10.6	0.06	98, 0	*S. appendiculata*	32	3	0.11
K	Termignon	2021	57	14.3, 32.9	step-pool	5.9	57	27, 133	530, 850	618	1.7, 2.3	0.3, 0.4	13.3	0.1	88, 64	*S. foetida*	22	4	0.18
L	Torrent d'Avérole	1917	46	21.7, 63.5	step-pool	6.3	30	23, 139	350, 690	1279	2, 3.1	0.4, 0.6	8.2	0.06	92, 20	*S. purpurea*	69	5	0.24
M	Le Ponturin	1483	57	17.72, 34.8	step-pool	6.8	19	71, 302	500, 660	631	1, 1.1	0.5, 0.5	11.4	0.04	94, 0	*S. elaeagnos*	24	10	0.27
N	Ruisseau de Travers	1884	7	4, 9.7	step-pool	9.2	14	40, 141	420, 720	348	1.7, 2.4	0.3, 0.5	4.3	0.03	64, 70	*A. viridis*	30	5	0.19
O	Torrent Cormet d'Arèche	1808	5	3.6, 8	step-pool	9.2	23	29, 135	130, 350	311	1.8, 2.4	0.7, 0.9	9.9	0.07	90, 0	*S. appendiculata*	59	4	0.26
P	Torrent de Péclet	1918	25	12.2, 29.8	step-pool	9.8	26	19, 110	390, 720	951	3.4, 4.9	0.5, 0.7	7.5	0.07	40, 96	*A. viridis*	67	3	0.17
Q	Nant Bénin	1781	14	4.6, 9.6	step-pool	12	86	51, 128	270, 590	352	2.5, 3.3	0.5, 0.7	6.6	0.05	46, 88	*A. viridis*	16	2	0.19
R	Le Ponturin	1595	36	11.9, 23.6	plane-bed *	12.3	12	45, 232	40, 460	174	1.1, 1.4	0.6, 0.7	20.3		46, 0	*Hippophae rhamnoides*	17	5	0.21
S	Torrent de la Sassière	1732	18	8.6, 20.4	step-pool	12.7	47	32, 168	750, 1070	866	2.7, 3.7	0.4, 0.6	7.1	0.04	44, 94	*A. viridis*	81	3	0.12
T	Ruisseau de Rosoire	1990	6	3, 7.1	step-pool	13.9	82	28, 112	480, 790	291	3.5, 3.9	0.5, 0.6	4	0.04	44, 100	*A. viridis*	45	5	0.16
U	Torrent des Nants	2074	6	3.2, 8.1	step-pool	28.4	427	69, 305	750, 1450	218	1.5, 2.2	0.3, 0.5	1.6	0.01	12, 94	*A. viridis*	32	3	0.07

4 Discussion

This study provides a geomorphological and ecological description of stable high-elevation streambanks in the Vanoise range of the European Alps. Our results are in line with various studies already carried out on these environments at different scales. We highlight the relationships between the geomorphological structure of the streambanks and the vegetation present. Our results depict two types of banks: (i) those structured by large boulders on steeper step-pool reaches with a low-diversity woody cover dominated by Alnus viridis, and (ii) structures formed of an alluvial mixture of sand, pebbles and cobblestones on milder slopes along plane-bed reaches, with higher woody diversity dominated by Salix spp. These results allow us to step back and look at ways to adapt existing erosion-control techniques and to provide guidelines for SWBE at high elevations.

4.1 Bank stability ensured by bio-geomorphological interactions

4.1.1 Stream bed dynamics

For decennial floods, about a quarter of the sites, mostly plane-beds but including a couple of rather stable step-pools, have a θ/θ_{cr} ratio <1, characteristic of a paved bed (Figure 1.2C). Conversely, three quarters of the sites, have a θ/θ_{cr} ratio > 1, indicating quite dynamic reaches with strong particle mobility (this is especially true since we computed particle mobility with the coarse particle diameter, *i.e.* D_{84}). We observed that some of the step-pools seemed disorganized (Figure 1.1 C, I-N). These signs of mobility often indicate a relatively efficient connectivity to an active sediment source resulting in frequent and intense sediment transport during high flows, in contrast to more stable reaches that might be disconnected from their sediment source, thus becoming sediment starved and more strongly armoured (Recking et al., 2011). The investigated sites were however clearly not subject to frequent debris floods with associated dramatic erosion of the bed and banks and riparian vegetation destruction (Church and Jakob, 2020).

4.1.2 Step-pool streambank stability

For nine out of the 13 step-pool reaches, optimum estimated riprap size was slightly lower than natural bank D_{84} (Table 1.1 - reaches I, K, M, N, O, Q, S, T, U). The natural banks we studied showed stable states, with even coarser boulder diameters than an Isbash design would suggest. Indeed, despite their steep slopes, step-pool morphologies

are known for their very coarse, and generally stable, banks, characterised by self-organising boulder clusters in the bed, arched with bank keystones, whose size is equivalent to the sediments structuring the banks (Recking et al., 2011; Wohl and Wilcox, 2005; Zimmerman and Church, 2001). Moreover, applying the Isbash equation on steep and very steep slopes may be inappropriate (Recking and Pitlick, 2013), notably due to the autogenic armouring dynamics of emerging step-pools, which self-stabilise the system. The above-mentioned authors underline that riprap stability in mountain streams is more related to the ability of the structure to protect against scouring effects, than to the size of the stones themselves.

At these nine step-pool sites, the organisation of the boulder clusters was closely linked to vegetation. Bare roots and low-lying stems intertwine with boulders, thus creating a positive feedback loop that retains the stable coarse particles, where, consequently, finer particles can accumulate, thus curtailing scouring and improving habitat quality for vegetation (Figure 1.5A). The woody species involved were mostly *A. viridis*, *S. appendiculata, S. elaeagnos*, *S. purpurea* and *S. foetida* (Table 1.1).

On the contrary, in the remaining four step-pool reaches, the diameter of the boulders forming the banks were too small to be stable, according to the Isbash design criterion (reaches C, J, L, P, Figure 1.1 and Figure 1.5). Although these banks were stable, the grain size naturally present should theoretically have been insufficient to ensure stability. Here, the positive effect of vegetation on bank stability and its role in maintaining coarse and fine particles was clear (Figure 1.5B).

The shrubby vegetation present at the bank toe has positive mechanical effects on particle stability. Roots increase soil cohesion and stabilize soil horizons, thereby reducing hydraulic erosion (Pollen-Bankhead & Simon, 2010; Stokes et al., 2009). The shrub's above-ground system increases hydraulic roughness and flexible stems creeping among the boulders act as a blanket and reduce the shear stress and its associated scouring on the bank (Gray and Sotir, 1996; Lavaine et al., 2015; Signorile et al., 2024) (mainly green alder and the willow species quoted above) (Table 1.1, Figure 1.1).

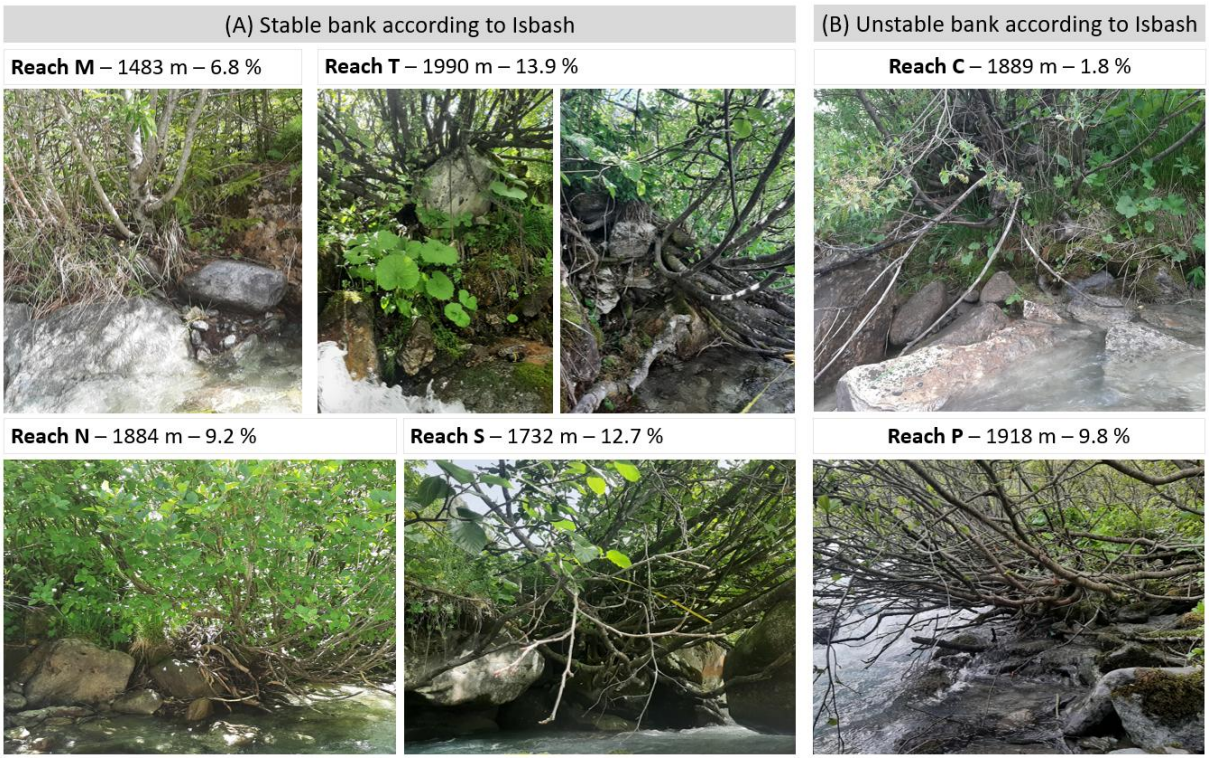


Figure 1.5 *Bio-geomorphological interactions ensure bank stability in step-pool reaches: vegetation and boulders form a self-organising complex*

For all of the step-pool reaches, and some of the plane bed sites (reaches H, R), the large boulders inserted into the bank were the main, if not the only, contributors to maintaining the bank. During small morphogenic floods, smaller particles become part of the bank structure and self-organise, which allows fine sediments to be trapped and vegetation to grow. The growth of this shrubby vegetation then further anchors coarse particles and helps to maintain their stability, reinforcing the stability of the banks and their resistance to major erosion events. A positive feedback loop between vegetation and step-pool reaches appears.

4.1.3 Plane-bed streambank stability

For six of our eight plane-bed reaches, the Isbash equation would have classified the bank particles, ranging from sand to pebbles, as unstable. Particle size was deemed too fine by a factor 2.5 to be stable for four reaches (Table 1.1 – reaches A, E, F, G) and by a factor > 100 for two reaches (Table 1.1 – reaches B,D). In these channels where the bed was estimated to be quite active, we hypothesised that the banks remain stable, despite their relatively fine particle size, because the vegetation contribute significantly to their stability (Simon & Collison, 2002; Pollen-Bankhead and Simon, 2010).

However, we selected the reaches in our study for their stability and lack of evidence of bank erosion. None of our reaches may have experienced any strong floods for a relatively long time. During our field study, at some sites, we observed nearby eroded reaches with similar geomorphological features (flow, particle size, morphology), but where bank vegetation was in a poor state. This empirically shows that the well-established vegetation reduced the erosion on these banks.

From a morphological point of view, the two plane-bed reaches with banks formed of very fine particles (<2mm) and a transport stage >> 1 (50 for Doron de Belleville (B) and 30 for Ruisseau de la Lenta (D)) should not be stable at all. However, existing vegetation showed that they had been stable for years, indicating that this stability was directly related to the vegetation itself. Indeed, the banks were structured by the roots and stems of willow trees (Figure 1. 6C, D). At these two reaches, similar to the well-known processes driving lowland stream bank stability, fine sediments had been transported and deposited by runoff and another positive feedback loop between vegetation and geomorphological processes occurred: deposits of fine sediments form a support for the vegetation to develop, and the established vegetation traps even more fine sediment (Corenblit et al., 2009). In addition, these reaches have finer sediment beds, resulting from flows carrying fewer coarse particles than on steeper reaches, and these flows impose less physical stress on the vegetation. At these reaches, this has allowed herbaceous vegetation to establish, which further contributes to bank stability (Figure 1. 6A, B). Herbaceous vegetation facilitates the stability of the bank by supporting the development of woody species: *e.g.* by trapping seeds, maintaining wetter conditions, and enriching the substrate (Corenblit et al., 2015). Here, the fine sediments on the bank play a role in bank stability, not through mechanical action, but by supporting vegetation. These two examples demonstrate the positive bio-geomorphological feedback loop that can be established on plane-bed sites with fine sediments to ensure bank stability through vegetation. This kind of lowland process and structure can therefore also be found at some high-elevation sites, *e.g.* former glacial lakes now filled with sediment.

Along these two plane-bed reaches, it appears that vegetation, supported by beneficial biogeomorphic processes, plays a major role in stability. It would therefore seem possible in some cases to create SBWE structures with high-elevation willow species (without riprap or logs) in the subalpine belt, though such structures should probably be limited

to mildly sloped reaches where alluvial terraces form a floodplain that can spread flows during flooding, thus limiting shear stress.

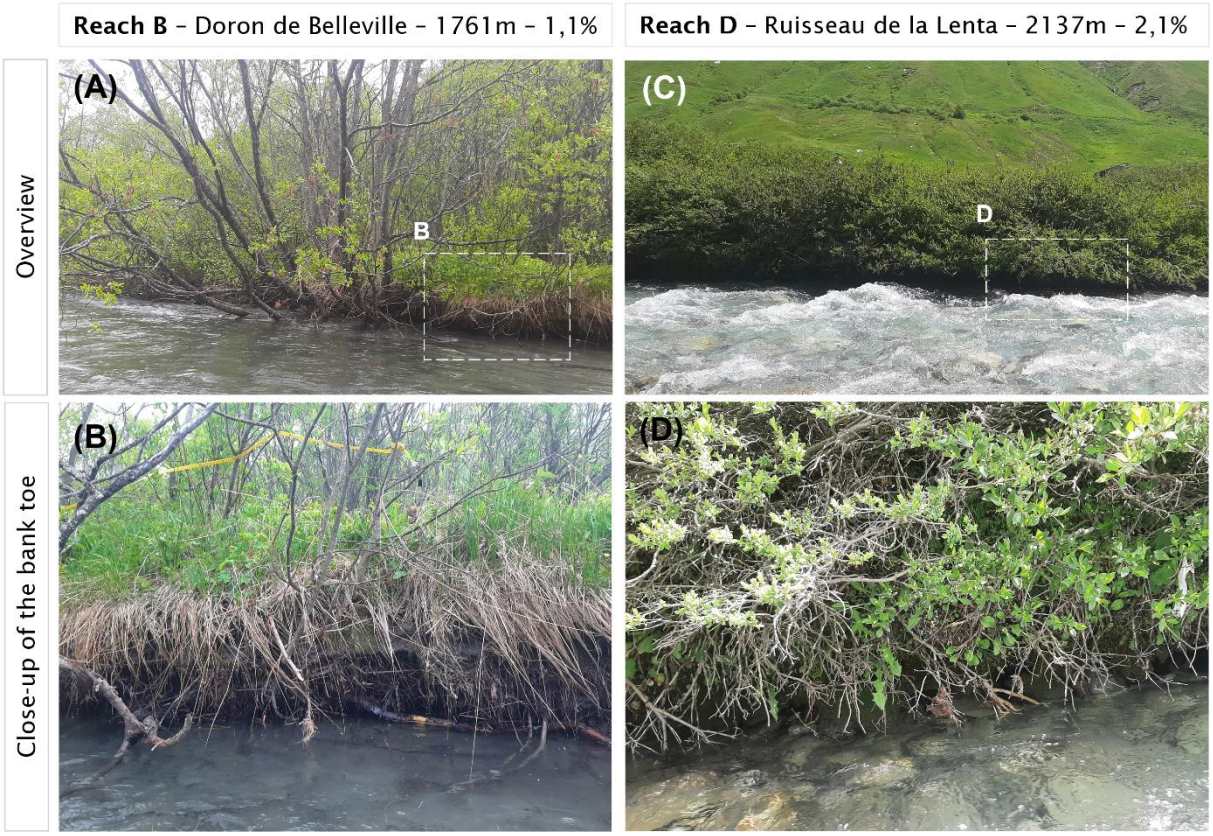


Figure 1. 6 *Bank structure with fine particles stabilised by vegetation; site elevation and bed slope also given*

4.2 Bio-geomorphological perspectives for designing SWBE structures

4.2.1 Bio-geomorphological stability versus SWBE standards

In view of the dynamic nature of these high-mountain streams, it is reasonable to question whether SWBE techniques, as they are commonly used in lowland areas, can withstand the mechanical constraints of these environments. Various authors listed in Evette et al. (2018) have empirically estimated the mechanical resistance of some SWBE techniques. Resistance thresholds are usually determined by assessing the mechanical constraints (typically, shear stress) generated by the maximum past flooding to which the structure resisted. Figure 1.7 presents the range of shear stress values generated by a centennial flow for all the studied reaches (horizontal bars) compared to the maximal shear stress resistance thresholds of various SWBE techniques (grey vertical dashed

lines). The shear stress values computed for Q100 on our site were mostly within the resistance range of most SWBE structures. For the plane-bed reaches, the shear stress range was mostly lower than the thresholds for SWBE structures, and structures that rely only on living plant material could be considered for seven out of the eight reaches (bed slope < 4 %). This coincides with our observations that vegetation plays a role in the stability on these sites as discussed before. For steeper sites, shear stress values exceeded the shear stress thresholds of vegetated riprap (5th vertical dashed line in Figure 1.7). Even though tempting, heavier management techniques may not always be necessary to control erosion. Indeed, the natural streambank structures we observed indicate that vegetated riprap may be sufficient (as mentioned in the first part of the discussion, we found natural diameters similar to values in an Isbash design, see Figure 1.5). Choosing the recommended diameter distribution for the riprap and vegetating the structure would result in something close to what we observed on our natural streambanks.

For Q100, the various SWBE techniques could theoretically resist on the banks of 18 out of our 21 reaches. On milder slopes, structures could be even lighter and still resist under centennial flood conditions according to this criterion. However, the stress-resistance thresholds shown in Figure 1.7 are merely indicative; a structure's resistance capacity is likely to depend on multiple factors such as design specificities, local geomorphological conditions and vegetation recovery success (Anstead et al., 2012; Peeters et al., 2018; Leblois et al., 2022). It is also worth stressing that this shear stress resistance criterion is insufficient to fully capture the many reason why vegetation is destroyed along steep streams. Sediment transport in mountain can be very intense and also damage root systems by abrasion, but, more importantly, trigger channel lateral and vertical eventually undermining the riparian vegetation. Paying more attention to channel shifting and widening and understanding what drive vegetation undermining seems a promising avenue of research to better understand erosion of vegetated banks.

In addition, we do not know whether the sites in the present study have recently experienced high-magnitude floods. Therefore, further investigation of the relationships between vegetation and particle size is needed to propose structures adapted to the morphology of the studied streambanks. SWBE success will be partly driven by dynamic interactions between streambank vegetation, the bed and the banks. For instance, scouring and bank undermining due to incision are also key factors to consider for the success of SWBE structures (Leblois et al., 2024; Recking et al., 2019).



Figure 1.7 *Shear stress range for Q100 at each site (the horizontal bars showing the range within the three cross sections of each site) compared with the known resistance thresholds of some SWBE structures (vertical grey dashed lines, a horizontal solid line connects each to the SWBE technique name, values from Evette et al., 2018). Reaches are sorted by increasing level of bed slope.*

4.2.2 Initiate SWBE structures by taking advantage of bio-geomorphological processes

SWBE aims to create an initial structure that persists through abiotic thresholds such as strong erosion, thus immediately mimicking a more stable state, and then allowing the self-stabilising natural successional processes to operate (Polster, 2016). We have shown that at high elevations, the combined role of vegetation and large particles reinforces streambank erosion resistance. Based on this knowledge, the next step is to design structures through a functional approach that take into account the bio-geomorphological self-organising capacity of banks.

Morphogenic floods naturally occur in the reaches, during which the particles (boulders or pebbles in step-pool reaches, and pebbles and finer sediments in plane-bed reaches) will self-organise, thus allowing smaller particles to be trapped and vegetation to grow. The growth of this shrubby vegetation will then aid in trapping smaller particles and maintaining global bank stability. These bio-geomorphological processes reinforce bank stability and resistance to major erosion processes. We therefore hypothesised that stability would be at its maximum once the particles of different diameters have been organised and clustered and woody vegetation has developed. SWBE designers should therefore focus on this stable state when installing SWBE structures in order to directly reach this stability point.

A first perspective is to develop entirely vegetated structures on the banks: for example, on plane-bed reaches, toe fascines with cuttings on the upper bank; and on reaches with greater shear stress, in particular step-pools, more resistant structures using mixed techniques with riprap and a living brush layer, live staking, planting or vegetated log crib walls (Figure 1.7). The ratio between biotic (living plants) and abiotic (logs, riprap, steel) materials will depend mainly on the type of bed morphology, the frequency of high intensity sediment transport events, the degree of bank erosion in the system, and the assets to be protected. For the most constrained sites, vegetated riprap with brush layers combined with plantings and/or cuttings would be appropriate. The structure would be stable from the first year and the development of the vegetation would provide additional stability over time. To effectively stabilise these structures while providing better habitat benefits, some practitioners recommend sealing vegetated riprap with a granular mixture to form a void-filled riprap (VFR) (Wulliman and Johns, 2011). This technique provides mechanical protection while encouraging the development of vegetation and animal migrations. Planting the vegetation between the boulders as the riprap is being installed aids stability and integration.

Secondly, it is possible to let nature taking its course after mimicking the arrangement of boulders and pebbles, planting vegetation and waiting for small morphogenic floods to allow the structure to gain strength and self-organise. In this scenario, the resilience in the early years would be weaker, but the structure would tend to become more effective as times passes and as it self-organises to respond to the specific stresses of the reach.

In both cases, the diameter of the boulders will depend on the reach morphology where the structure will be installed. The D_{84} of the surrounding stable natural banks, or at least of the bed sediments, will have to be estimated. In the case of step-pools, the

size of the sediment particles in the steps is a good proxy for D_{84}, while in the case of plane-beds, it may be advisable to use particles that are slightly coarser than the D_{84} of the bed.

4.3 Using local plants for SWBE structures

By interacting with fluvial processes, pioneer woody species at the bank toe retain sediments, reinforce bank stability and create habitats that are subsequently colonised by other plant species; these species therefore act as 'ecosystem engineers' (Jerin, 2019). On the high-elevation banks in our study, the engineer species observed were all woody, and were comprised of species in the *Salix* genus, plus *Alnus Viridis* (Figure 1.3).

Salix spp. often cover, and in some cases, entirely occupy the bank toe, playing an 'engineering' role in bank stability when the slope is mild and the substrate is relatively fine (Figure 1.4). These species are known for their easy vegetative propagation, fast growth and adaptation to disturbed riparian areas, thus making them interesting candidates for SWBE structures (Kuzovkina and Volk, 2009). They have been used in various forms: cuttings, plants, twigs, fascines, branches or stakes (Zeh, 2007). Better results are generally achieved when it is possible to use indigenous plants and plant material in SWBE structures (Schiechtl and Stern, 1996). These authors recommend using only plants and trees from an area as close as possible to the construction site. Furthermore, they observed that this rule is even more vital at high elevations. However, the biotechnical characteristics of the specific subalpine shrub willows (*e.g., S.caesia, S.foetida, S.hastata)* are almost totally unknown. The only information available comes from rather imprecise empirical results showing a low resprouting rate for cuttings (Schiechtl, 1992). However, our results show that these subalpine species can play a full role in stabilising the banks of high-elevation streams with a 2% bed slope (Figure 1.5 and Figure 1.1D). It would therefore be interesting to determine their biotechnical capacities more accurately in order to refine their use in different SWBE structures. Finally, while *Salix spp.* are used the most for SWBE in the montane belt in temperate zones, other species may also be of interest. Among the species we observed on our banks (Figure 1.3), *Myricaria germanica (L.) Desv.* is also used in SWBE structures in the montane belt, and this species' biotechnical capabilities are quite well known (Bonin et al., 2013; Lavaine et al., 2015).

Alnus viridis can completely cover the bank toe on steeper reaches (Figure 1.1T; Figure 1.4), thus contributing to bank stability along with large-diameter boulders. This

species acts on the stability of step-pool reaches and can therefore be considered an 'engineer species' in this context. Its abundance, combined with its colonisation capacity, rapid growth rate (Bühlmann et al., 2014) and adaptation to steep, north-facing subalpine slopes (Richard, 1990) make it an interesting species for SWBE structures. Thanks to its multi-stemming morphology and the low dynamic elastic modulus of its stem, the species can survive in avalanche-prone terrain (Stokes et al., 2012). *A. viridis* reproduces both sexually and, once mature, vegetatively through layering (Anthelme et al., 2002). This reproductive strategy and the lack of information on the species in the literature makes *A. viridis* cuttings difficult to use in SWBE. Plantings are more efficient on step-pool sections with associated boulders. However, a large number of studies show that green alder is spreading to recently abandoned subalpine pastures outside its historically defined habitat (Anthelme et al., 2003; Caviezel et al., 2017). It can create dense cover that can have a negative impact on biodiversity, for example, on arthropod taxonomic diversity (Anthelme et al., 2001), and may limit grazing due to its unpalatability. In the central part of the western Alps, the expansion of *A. viridis* on subalpine grasslands is causing considerable environmental change, with mostly negative effects on vascular plant diversity (Anthelme et al., 2003). Even though *A. viridis* is a pioneer species in the Alps, alder stands are often stable and may persist for centuries (Hiltbrunner et al., 2014). It therefore seems important to take a step back from the use of this species in SWBE: its physiological characteristics and its contribution to bank stability appear to make it a suitable plant for SWBE techniques, but its invasive nature can pose problems, depending on the use of the lands close to the bank. If nearby grazing could be affected, for example, green alder does not seem appropriate for SWBE since the stream manager would be required to carry out regular maintenance operations to keep the species in check. Introducing a species for SWBE is not a trivial matter and requires a broad assessment of the overall context as well as an analysis of the specific characteristics of the site where the bank is to be protected; this analysis must take into account not only the species' biotechnical capabilities and the local biotic and abiotic conditions, but also possible ecological and social impacts. Regular maintenance appears to be crucial for all types of work, as it prevents alien species from expanding onto the newly restored site (Fogliata et al., 2021).

Our results showed that woody species diversity was higher for sites with finer substrates on gentle slopes. Woody species diversity must therefore also be taken into account when designing SWBE structures. The initial diversity should be the basis from

which to increase habitat diversity and, therefore, to enhance the number of species (Cavaille et al., 2013). In addition, a diversity of species implies a diversity of root forms and increases soil occupancy and, therefore, soil fixation (Stokes et al., 2009). Pohl et al. (2009) suggest that high plant diversity is one of the most relevant factors for better soil stability on disturbed sites at high elevations. Woody species diversity can increase the effect of root systems on soil cohesion and enhance bank stability. Finally, according to the insurance hypothesis, increasing biodiversity contributes to maintaining or enhancing ecosystem functions impacted by environmental fluctuations (Yachi and Loreau, 1999). A greater number of species means a greater number of functional traits and strategies at the community level, and ensures greater ecosystem resilience. It is therefore important to select a variety of species when designing SWBE structures, chosen for their biotechnical capabilities and according to both site elevation and environmental context. This species variety can be selected on the basis of the works of phytosociologists presented in the introduction section. Depending on the type of riparian habitat present in the vicinity of the site, it is possible to select a group of species associated with this habitat and effective for the installation of SWBE structures. For example, *Alnus viridis* characterises the habitat *Alnetum viridis*, where it is associated with *Salix appendiculata*, *Salix hastata*, *Sambucus racemosa* or *Sorbus aucuparia*. Based on our vegetation surveys, the types of habitat that could be found are: *Salicetum caesio-foetida* (*Salix caesia* and *Salix foetida*), *Salicetum appendiculatae* (*Sorbus chamaemespilus*, *Acer pseudoplatanus*, etc.), *Alnion incanae* (*Sorbus aucuparia*, *Salix pentandrae*, *Fraxinus excelsior*, etc.) and *Salicion elaeagni* (*Salix daphnoides*, *Salix myrsinifolia*, *Myricaire germanica*, etc.) (Bonin et al., 2013).

5 Conclusion

Our study aimed to improve SWBE techniques applied to high-elevation streams, with their unique characteristics. Our approach involved a meticulous description of bank structures as they are found in nature so as to better mimic them in new SWBE techniques, used as an alternative to conventional civil engineering techniques. The final applied aim was to establish guidelines for designing SWBE projects in Alpine areas.

This first analysis on 21 sites seems consistent with the hypothesis that vegetation also stabilise banks of steep, weakly active streams. The role of vegetation in bank stability and its interaction with bank particles can be significant and differs in nature and intensity between the step-pool and plane-bed morphological reaches, highlighting the importance of bio-geomorphological interactions. Steep streams with a step-pool morphology, are supposed to self-stabilise without any vegetation. In our study, mature shrubby vegetation systematically enhanced bank stability, mainly *Alnus viridis* (Figure 1.8U, H), and some *Salix spp.* (Figure 1.8M) intermingled with large boulders. Along streams with a gentler slope and a more alluvial structure, vegetation is the main contributor to bank stability with *Salix spp.* dominating. *Salix spp.* varied with elevation: tree species occurred up to 1,800 m.a.s.l. (Figure 1.8B, F) and shrub species from 1,200 m.a.s.l. (Figure 1.8D).

As SWBE techniques aim to mimic natural bank structures, and take advantage of the better landscape and ecological restoration they support, we suggest using these natural bio-geomorphological structures as a basis for designing SWBE for step-pool and plane-bed banks. As we have shown that SWBE structures with well-developed vegetation can resist the shear stress of these mountain reaches, the question arises as to how to accurately design the initial bio-geomorphological state of the streambank SWBE structures. We suggest developing fully vegetated bank structures on the less constrained sites and vegetated riprap where constraints are high, or letting nature take its course after mimicking the arrangement of boulders and pebbles, planting *Salix spp.* or *Alnus viridis* and waiting for small morphogenic floods to stabilise the system.

These results are based on empirical observations of 21 stable streambanks from the northern French Alps. It would be useful to extend the study to other mountain ranges with different climatic and geologic conditions. Additionally, to understand the morphogenic effects of regular floods on these streams, it is important to take a step back from their morphological dynamics. The morphology and vegetation of banks that have

recently experienced medium- and large-magnitude floods should be studied to complete our analysis. This approach would make it possible to study different hydrological conditions with known sediment dynamics in order to 1) define vegetation stage and determine its role in maintaining the bank after erosive events, and 2) to describe bank vegetation recovery and establishment.

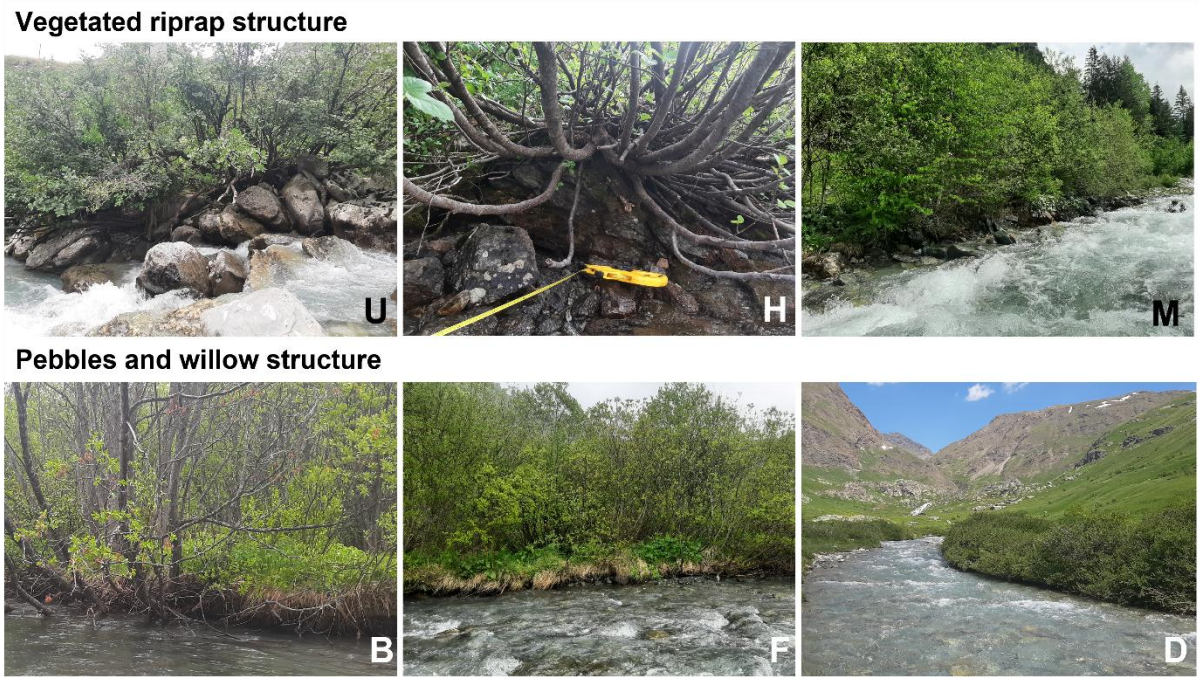


Figure 1.8 *Two typical high-elevation bank structures; letters refer to the sites presented in Figure* ***1.1****.*

Data availability

Rousset, Juliette; Piton, Guillaume; Francois, Adeline; Didier, Marie; Evette, André, 2024, "DATASET - Biogeomorphic assessment of stable natural streambank structures in the Alps", https://doi.org/10.57745/HZGCC1, Recherche Data Gouv.

Acknowledgments

The authors express their gratitude to Dov Corenblit for his invaluable advice and encouragement, to the Vanoise National Park for sharing their knowledge of the streams and the territory, and to Paul Maumet for his assistance in the field during his bachelor internship. This research was notably conducted thanks to the funding of the Long- Term Socio-Ecological Research (LTSER) Zone Atelier Alpes, a member of the eLTER-Europe network.

Chapitre 2

Soil and water bioengineering on mountain streambanks: lessons learnt from extensive feedback on projects in the Alps

Juliette Rousset [a], Guillaume Piton [b], Marie Lou Hirschy [a], Delphine Jaymond [a], André Evette [a]

a. Univ. Grenoble Alpes, INRAE, UR LESSEM, 2 rue de la papeterie BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères, France

b. Univ. Grenoble Alpes, INRAE, CNRS, IRD, Grenoble INP, IGE, 38000 Grenoble, France

This chapter is an edited version of the submitted article:

Rousset J, Piton G, Hirschy ML, Jaymond D, Evette A. 2025. Soil and water bioengineering on mountain streambanks: lessons learnt from extensive feedback on projects in the Alps. Ecological Engineering (submitted)



Sur la route des Alpes du génie végétal

Abstract

Although mobility is essential to maintaining a river's healthy biogeomorphic and ecological functions, locally, erosion processes can sometimes require stabilization to protect infrastructure. Soil and water bioengineering (SWBE) techniques use vegetation as living construction materials to provide effective erosion control while preserving riparian ecological functions. Designing these structures depends significantly on expert knowledge and technical documentation that shares best practices and experiences, and provides specific hydraulic stress resistance thresholds. There is currently only limited documentation regarding the use and mechanical resistance of SWBE on mountain streambanks where the harsh climate and steep slopes put a strain on vegetation growth and recovering, which in turn makes it challenging to design effective SWBE structures. This study aims to fill this gap by providing information on SWBE structures located throughout the French Alps, and in selected areas of Italy and Switzerland (above 600 m.a.s.l.). In all, 48 structures were measured for hydraulic factors, vegetation growth and causes of failure during the fieldwork.

Our survey revealed that the structures could be classified along a "naturalness" gradient, with vegetation playing different structural roles. Riprap was commonly used at the bank toe and technical choices depended mostly on the cultural context of the watershed and the local knowledge of SWBE rather than on the hydromorphological context or the assets to be protected. Ultimately, this study enhanced our understanding of the hydraulic stresses experienced by these structures and the most prevalent causes of failure.

Keywords

Soil and water bioengineering – alpine streambank – shear stress – failure analysis – erosion control – restoration.

1 Introduction

Bank erosion is a natural process essential for supplying sediment materials to rivers (Fox et al., 2016) and for maintaining the river's healthy biogeomorphic functions (Florsheim et al., 2008; Newson and Large, 2006), which must be preserved (European Commission, 2000). Where buildings or infrastructure are threatened by bank destabilization and cannot be relocated, bank protection can be implemented through conventional engineering techniques (*e.g.*, riprap or gabions) or soil and water bioengineering techniques (SWBE). The latter preserve the natural biotic and abiotic structure of the streambanks by stabilizing them with living and dead plant material integrated into structures inspired by functional, *i.e.*, self-stabilizing, natural streambanks (Bonin et al., 2013; Preti et al., 2022; Schiechtl, 1997). Vegetation stabilizes bank substrates through root development (Simon et al., 2013) and protects the surface soil with a flexible aerial system that increases rugosity and creates a carpet effect (Gray and Sotir, 1996). In addition to protecting streambanks from erosion, SWBE techniques offer numerous co-benefits to the ecosystem (Janssen et al., 2019; Symmank et al., 2020; Tisserant et al., 2021), thus justifying their classification among the so-called nature-based solutions (Cohen-Shacham et al., 2016; Preti et al., 2022). The ability of SWBE structures to resist disturbances improves over time (Leblois et al., 2016; Peeters et al., 2018), and they become fully effective two to four years after completion, once the vegetation re-establishes itself (Li and Eddleman, 2002). Historically, these techniques have mostly been developed empirically, based on technical experience, expert feedback and observations of naturally stable banks. Numerous technical guides provide qualitative recommendations for implementing SWBE (Adam, 2008; AMEC, 2012; Baird, D. et al., 2015; Bonin et al., 2013; Gray and Sotir, 1996; Peeters et al., 2020; Schiechtl, 1997; Zeh, 2007), supplemented by a number of scientific publications on quantitative criteria such as flow velocity, shear stress or stream power computed for an average stream cross-section, and maximal known discharge undergone by the works (Leblois et al., 2022, 2024; Recking et al., 2019). The latter two studies provide ranges of stress resistance for different types of SWBE techniques at different lifetimes. Depending on stream power and other site features, they provide indicative values to help managers to select suitable techniques. However, most of the existing literature focuses on lowland rivers.

European mountain rivers have been submitted to extensive anthropogenic pressure in recent decades (Comiti, 2012). As a result of economic development, buildings, roads and infrastructure has spread, often encroaching on rivers. Structures at risk due to bank erosion have been protected through traditional measures, for example, with riprap and concrete used to stabilize streambanks and prevent erosion (Petts, G. E., 1989). Managers face many technical challenges when implementing SWBE on mountain streams. Alpine mountain rivers have nivo-glacial hydrologic regimes. Spring snowmelt raises water levels, hindering vegetation recovery, while lower temperatures (Körner and Paulsen, 2004) and shorter growing seasons (Körner et al., 2023) at higher elevations further slow plant growth. High seasonal flows combined with steep channel gradients, frequently between 1 and 10 %, give these rivers significant sediment transport capacity and high shear stress (Wohl, 2010). Mountain rivers exhibit a wide diversity of channel morphology, mainly driven by slope, channel confinement, flow, sediment supply and vegetation (Montgomery and Buffington, 1997). These rivers have coarse sediment beds and loads and their flows experience changing regimes – super-critical and subcritical with many hydraulic jumps – thus differing them from lowland rivers and implying high stress along the banks. On the steeper alpine streams, the natural banks are generally stabilized by boulders intermingled with vegetation (Rousset et al., 2025b). Therefore, as a nature-inspired concept, one possible SWBE approach would be to use vegetated riprap along the banks or at the bank toe, with riprap of a diameter consistent with the natural forms observed on the surrounding banks.

Due to the empirical design inherent to SWBE techniques, it is essential to refer to specific documentation that considers the unique characteristics of mountain streams. However, the sources, in both gray and scientific literature, that report on SWBE works in specific mountainous areas are quite limited. In the previous century, the Austrian engineer, H. M. Schiechtl, published several books and guides in English and German, describing techniques and species to use in this context (Schiechtl, 1992; Schiechtl and Horstmann, 1980). In 2013, a European Union InterReg project in France and Switzerland produced a technical guide in French that summarized the hydromorphological functions in mountain streams, introduced species, and presented four pilot projects and feedback on two structures located between 400 and 1,300 m a.s.l. (Bonin et al., 2013). Finally, in 2014, the Swiss Bioengineering Association magazine (Ingenieurbiologie) published an issue containing three papers on SWBE structures located at around 700 m a.s.l on Swiss Alpine rivers (Bettler and Herzog, 2014). However,

this literature is too limited to present an exhaustive view of SWBE practices and does not include information on the mechanical stresses that these structures can undergo along mountain streambanks, even though the torrential regime of certain mountain streams can lead to particularly high stresses.

The lack of guidelines and feedback from the field is a serious obstacle to the development and democratization of SWBE techniques. In spite of this, some river managers have already implemented SWBE projects based on documentation for lowland rivers and their own knowledge of how alpine rivers function. Feedback from these few existing structures on their successes and failures could provide valuable information to improve and refine high-mountain SWBE techniques.

The objective of this paper is to assess the success of mountain SWBE projects and to learn how they fulfill their stability functions in response to the specific biotic and abiotic environmental stresses of mountain streams. An interdisciplinary approach was implemented in order to understand how biogeomorphological factors influenced their design, implementation and success, or possible failure. The present study provides large-scale technical feedback on SWBE structures on riverbanks in the European Alps, specifically in France, Italy and Switzerland. It aims to identify key lessons to guide managers in designing suitable SWBE structures. To achieve this, we analyzed 48 projects for structural integrity, vegetation development and the hydraulic stress the structures were able to withstand.

2 Materials and methods

2.1 Site selection

Sites were selected throughout the European Alps, though mainly in France, with additional sites in Italy and Switzerland. A minimum elevation threshold was defined based on the lower limit of the montane belt, varying according to exposure from 600 m a.s.l. for north-facing slopes to 900 m a.s.l. for south-facing slopes. Above this threshold, streams have a hydrological regime influenced by snow and glacial melt, with a channel slope typically steeper than 1% (Wohl, 2010) accompanied by characteristic vegetation (Körner, 2003). Below this elevation threshold, SWBE techniques are already well-documented, but the riparian vegetation and hydromorphology differ significantly, with generally milder slopes and a less harsh climate.

We contacted the sixteen river basin agencies in the French Alps to ensure a comprehensive inventory of the SWBE techniques implemented there. In Switzerland, the selected sites were those included in the Géni'Alp interreg project (Bonin et al., 2013). In Italy, we established contact with the managers in the Bolzano and Piemonte regions so our study reflects SWBE practices only within these two areas. Each selected site was surveyed between June and July 2024.

We selected sites with SWBE structures where vegetation played a structural role by contributing, either partially or entirely, to streambank stabilization (H.M. Schiechtl and Stern, 1997). The different techniques were classified into four types along a decreasing gradient of naturalness, *i.e.*, the structural importance of the vegetation decreases progressively and mineral matter takes on a more central role (analogous to Cavaillé et al., 2013) (Figure 2.1):

- Type 1: **Pure bioengineering** structures encompass SWBE techniques in which stability is fully ensured by vegetation. These techniques involve the use of living plant material, such as cuttings, stakes or plants, organized in fascines, brush layers or wattle fences (Gray & Sotir, 1996; Schiechtl & Stern, 1997). Fascines are made of live cuttings tied together in linear cylindrical bundles and installed in shallow trenches. Brush layers are long live cuttings embedded into the streambank between layers of soil. Brush mattresses are long live cuttings laid with branches parallel to the slope and covered with a shallow layer of soil to form a mattress (Li and Eddleman, 2002). Brush matting is a tangled mass of large branches, twigs and trunks

solidly attached together. Finally, wattle fences are live cuttings interwoven around stakes driven vertically into the bank (Lachat, 1994).

- Type 2: **Cribwalls** are structures made of logs and filled with live brush layers, boulders and sediment (Krymer and Robert, 2014).
- Type 3: **Mixed bioengineering** techniques include methods that combine riprap bank toe protection with pure bioengineering techniques on the banks (Cavaillé et al., 2013).
- Type 4: **Riprap with vegetation** is a technique where vegetation plays a secondary role in stability. The top of the riprap extends higher than the biennial flood level (Q2). We chose to include this type of structure in our sample to illustrate the diversity of the techniques implemented in the study area and to discuss the use and sizing of the riprap toe protection used in the mixed techniques. This category is at the extreme end of our naturalness gradient, where mineral materials, as opposed to vegetation, are mostly used.

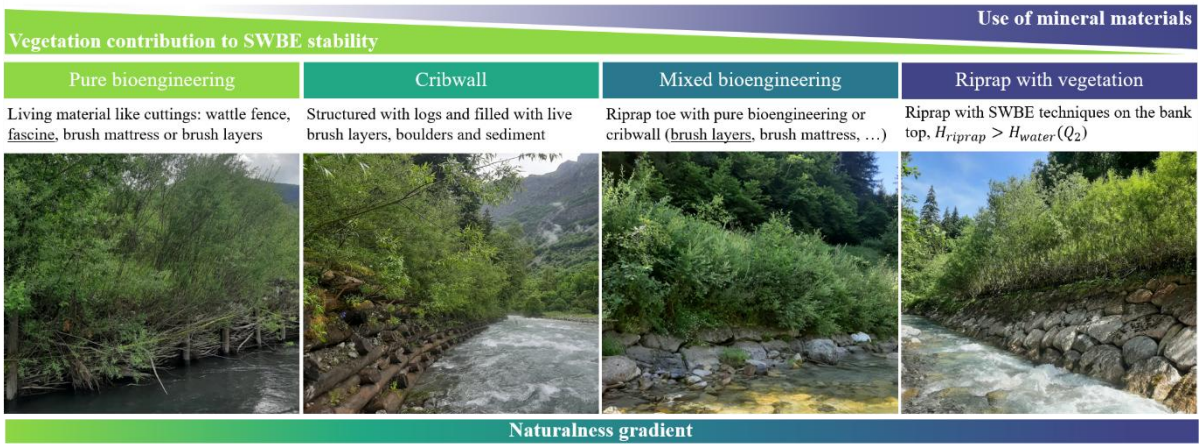


Figure 2.1 *Distribution of SWBE techniques along the naturalness gradient and definitions of each structure type. Underlined words correspond to the technique illustrated in the photo. The same color code will hereafter be used in all figures.*

2.2 Structural descriptions

2.2.1 Structure type, objectives and status

To describe the bioengineering techniques precisely, we examined the structural components of each project, interviewed the practitioners to identify protection assets, which we classified into five categories based on anthropic importance (Building > Road > Forest road > Agricultural land and parks > No asset, see Table S.2.1), and traced the history of the structures, including their construction phase and notable past events

such as droughts or floods. We then classified the structures along the naturalness gradient according to the type of technique used (Figure 2.1).

The stability of the structures was assessed based on observed failures, divided into two categories: 1) mechanical failures such as bank toe scouring, and 2) failures related to poor vegetation establishment according to the criteria defined by Leblois et al. (2022), including, for instance, an unsuitable choice of species. In addition, a mechanical status index was established based on the type and severity of the failures: "good" (absence of failure), "degraded" and "failed" (no longer fulfilling bank protection). The degraded category included structures that still fulfilled their stabilization function but exhibited signs of degradation that could lead to long-term failure (*e.g.*, local scouring, small upstream or downstream erosion). These initial failures might worsen, particularly in the event of a major flood or insufficient vegetation regrowth, *e.g.*, due to drought. It has been demonstrated that SWBE structural failures are often initiated by local erosion expanding from inside the structure according to non-linear patterns (Recking et al., 2019).

We also defined a complementary index based on the contribution of the vegetation to bank stability for the "good" and "degraded" mechanical status classes. Three levels were distinguished: "key" when stability was entirely ensured by vegetation, "partial" when stability was partially ensured by a supporting structure (*e.g.*, cribwall), and "marginal" when stability was almost exclusively dependent on a supporting structure: for riprap, or cribwalls that were intact at the time of our assessment but where the vegetation had not regrown.

2.2.2 Vegetation surveys

Vegetation surveys were carried out following Rousset et al. (2025b), with a point-intercept method along a 25 m transect positioned along the bank. Every 50 cm, the woody species in contact with the transect were counted and identified. The position of the transect was chosen to be representative of the vegetation observed on the SWBE structure. At least one transect was always set up at the bank toe, and additional transects were included at some sites where the vegetation composition at the top of the bank was very different, in order to cover the full range of the existing woody species diversity. For sites less than 25 m long, the transect survey was carried out along the entire length of the structure.

The results from this line-point intercept survey were then used to estimate vegetation cover and to quantify the frequency of the dominant species (Halbritter et al., 2020). Woody species diversity along the transects was assessed through two metrics: species richness (S), defined as the total number of species present at the site; and the Simpson Index (Simpson, 1949), which accounts for both species richness and relative abundance. The Simpson Index ranges from 0 to 1, with values closer to 1 indicating greater homogeneity within the stand. Given our focus on abundant species, this index was used to represent presence/absence relationships, as it assigns greater weight to more dominant species. We used the ***diversity*** function from the Vegan package in R to estimate the Simpson index values (Oksanen, 2013).

2.3 Stream hydro-geomorphological characteristics

We also characterized the geomorphic and vegetation features of the stream channels following Rousset et al.'s (2025b) approach tailored to natural mountain-stream banks. The methodology is described below.

2.3.1 Geomorphological measurements

Bed slope (*i)* was determined at the channel axis with a TruPulse® 300X laser telemeter, accurate to within a few centimeters, according to a linear fit of six points. The topographical points were measured at key locations along a distance ten times the width of the channel to account for possible slope breaks. Where the stream flow was too great to stand in the stream, the slope was estimated from LiDAR data and GeoPortail information (Institut national de l'information géographique et forestière, 2024) (Sites: 20, 28, 30, 33, 45 and 48). Two to three cross-sections perpendicular to the SWBE project were measured with the above-mentioned laser method at each site. To best reflect the channel morphology and the SWBE structure, the first point was taken at the top of the bank, followed by points at each significant change in slope and/or structural unit until the top of the opposite bank was reached. Where the flow was too great to cross the stream, the streambed section was approximated assuming a rectangular profile (Sites: 8, 11, 17, 28, 33, 39 and 40). We estimated bank slope with a linear fit on the horizontal and vertical total distances measured on the bank. To characterize bed sediments, we measured the b-axis (the limiting dimension when a particle passes through a measuring mesh) of 100 particles randomly selected from the whole bed, following the Wolman

(1954) surface counting method. Grain size distribution was characterised by quantiles, *i.e.*, X% of the particles with a diameter smaller than D_X.

2.3.2 Discharge data

Three different reference discharges were used to compute hydraulic variables: the 2-year return period Q_2 and the 100-year return period Q_{100} peak discharges, which provide the hydrological context of the stream, and the maximum discharge experienced by the structure Q_{max}. For the French sites, the 2-year and 100-year peak discharges, as well as the catchment area at the site location (A_{work}), were extracted from the SHYREG database (Arnaud et al., 2016). The SHYREG method estimates flood discharge quantiles based on a regionalized hydrological model calibrated on the closest downstream gauging station, coupled with a stochastic rainfall generator running over 100,000 simulated years. It provides estimates for the entire French river network, every few kilometers or at each stream confluence. For each French site, we obtained historical discharge data and the catchment area ($A_{station}$) at a nearby gauging station from Hydroportail (https://www.hydro.eaufrance.fr). We then extracted the maximum discharge experienced at the gauging station since the year the SWBE structure was built ($Q_{max_{station}}$). The maximum discharge experienced by the structure was estimated with the basin transfer method (Eq. 1) (Oudin et al., 2008).

$$Q_{max} = Q_{max_{station}} * \left(\frac{A_{work}}{A_{station}}\right)^{0.8} \quad \text{(Equation 1)}$$

For the Swiss sites (7, 19, 29), the three discharges were computed following Eq. (1) from data from a hydraulic station located on the Rhone River (https://www.hydrodaten.admin.ch). For the Italian sites, Q_{100} and Q_{max} were computed following Eq. (1) applied to a time series of instantaneous discharges obtained from the hydraulic stations listed on the provincial websites (https://www.arpa.piemonte.it, https://home.province.bz.it).

2.3.3 Hydraulic computations

For each stream cross-section, hydraulic radius (R,m) and channel width (w, m) were computed for varying flow levels. Water velocity ($U, m.s^{-1}$) was determined with Ferguson's variable power equation (Ferguson, 2007) (Eq. 3) based on parameter values proposed by Rickenmann and Recking (2011). Eq. (2) is especially well-suited for gravel-bed streams with coarse sediments (D'Agostino and Michelini, 2015). As morphological

stability is commonly controlled by the coarse particle fraction, we used D_{84} as the representative particle diameter for our computations (MacKenzie et al., 2018). Discharge was defined as the flooded area multiplied by water velocity. The hydraulic radii associated to Q_2, Q_{100} and Q_{max} were used to compute specific stream power, reference shear stress and dimensionless Shields stress (Eqs. 3, 4 and 5, respectively) (Table 1).

Shear stress ($\tau, N.m^{-2}$) relates the energy developed by a stream to the resistance offered by the bed (Leighly, 1932), and specific stream power (ω) reflects the flow power which drives sediment transport capacity. Both notions are commonly taken into account when designing stable channels. The Shields stress (θ) is a dimensionless shear stress that captures the ratio of the stabilising force (submerged weight of the particle) to the destabilising force (shear stress) for a particle of diameter D and density ρ_s. The critical Shields numberθ_{cr}, which represents the value of the Shields parameter of incipient sediment motion, was computed with a slope-dependent function suggested by Recking (2009) for the coarse grains in poorly sorted sediment mixtures (Eq. 6). The transport stage, *i.e.* the ratio between θ and θ_{cr}, was used as a proxy for potential sediment mobility. With a transport stage of $\theta/\theta_{cr} > 1$, the stream channel can be considered mobile (MacKenzie et al., 2018). The specific stream power is evaluated for the Q2 (Eq. 8). For each reference discharge, we averaged the values of the three cross-sections.

$$\frac{U}{\sqrt{g \cdot i \cdot R}} = \frac{16 \cdot R/D_{84}}{\sqrt{42+6 \cdot (R/D_{84})^{5/3}}} \quad \text{(Equation 2)}$$

$$\omega = \frac{\rho \cdot g \cdot i \cdot Q_2}{w(Q_2)} \quad \text{(Equation 3)}$$

$$\tau = \rho \cdot g \cdot R \cdot i \quad \text{(Equation 4)}$$

$$\theta = \frac{\tau}{(\rho_s - \rho) \cdot g \cdot D_{84}} \quad \text{(Equation 5)}$$

$$\theta_{cr} = 0.56 \cdot i + 0.021 \quad \text{(Equation 6)}$$

with D_{84}, the particle size of the bed such that 84% of the particles are smaller in diameter (m); g, gravitational acceleration $(9.81 m.s^{-2})$; i, bed slope (m/m), is assumed to be equal to the energy slope following the uniform flow hypothesis; ρ, water density $(1000 kg.m^{-3})$; ρ_s, particle density $(2650 kg.m^{-3})$.

2.4 Statistical analyses

To assess the relationships between context, and geomorphological and ecological quantitative variables, non-parametric Spearman correlation tests were performed. We used Kruskal-Wallis tests with a degree of freedom of three to assess the significant influence of certain variables on site distribution along the naturalness gradient. If the test indicated a significant difference, we performed a Dunn's post hoc test to identify the specific groups that differed. Statistical analyses were performed with the R software, version 4.1.0 (R core team, 2022).

3 Results

The results for each project are presented in Table S.2.1, and two photos of each structure are provided in Figure S.2.1.

3.1 Overview of mountain SWBE structures

3.1.1 Structure type, location and age

A total of 48 SWBE projects were appraised. One-quarter of the structures were pure bioengineering, while half were mixed bioengineering. Eight cribwalls and three civil engineering works were identified (Table 2.1, Figure 2.2). These structures were located between 600 and 1,763 m a.s.l., predominantly within the montane belt (*i.e.*, 600 – 1,600 m a.s.l.), with three structures located in the subalpine belt (*i.e.*, 1,600 – 2,200 m a.s.l.) (Figure 2.4A). Elevation did not appear to be a determining factor in explaining the naturalness gradient ($H = 0.5$, $p = 0.92$). The length of the structures varied from 10 to 200 m (Table 2.1). Specific construction materials were observed in some locations: riprap reinforced with metal cables in Italy (sites 33, 37 and 38) and plastic geotextiles in some cribwall structures (sites 18, 43 and 48).

The structures were built between 1993 and 2024, of which half were constructed between 2011 and 2020. In France, among the nine pure bioengineering projects identified, seven were located in the Southern Alps (Figure 2.2). The three riprap with vegetation projects were all found in the Northern French Alps. Branch mattress and vegetated riprap techniques were only present in Italy (Table S.2.1). Some sites in South Tyrol (the Bozen area) had riprap toes with tilted and disordered blocks where fine sediments had been deposited and colonized by herbaceous vegetation. These structures were more than ten years old.

Table 2.1 *SWBE projects distributed according to technique and their naturalness gradient*

Naturalness gradient	Technique	Number of sites	Sites number
Pure bioengineering	Wattle fence	1	1
	Fascine	5	2 – 7
	Brush matting	2	8, 9
	Brush mattress	3	10 – 12
Crib wall		8	13 – 20
Mixed bioengineering	Riprap + Brush layers	10	21 – 30
	Riprap + Brush mattress	8	31 – 38
	Riprap + Fascine	1	39
	Vegetated rirap	2	40, 41
	Riprap + cribwall	4	42 – 45
Riprap with vegetation	Riprap + Brush layers	2	46, 48
	Riprap + cribwall	1	47

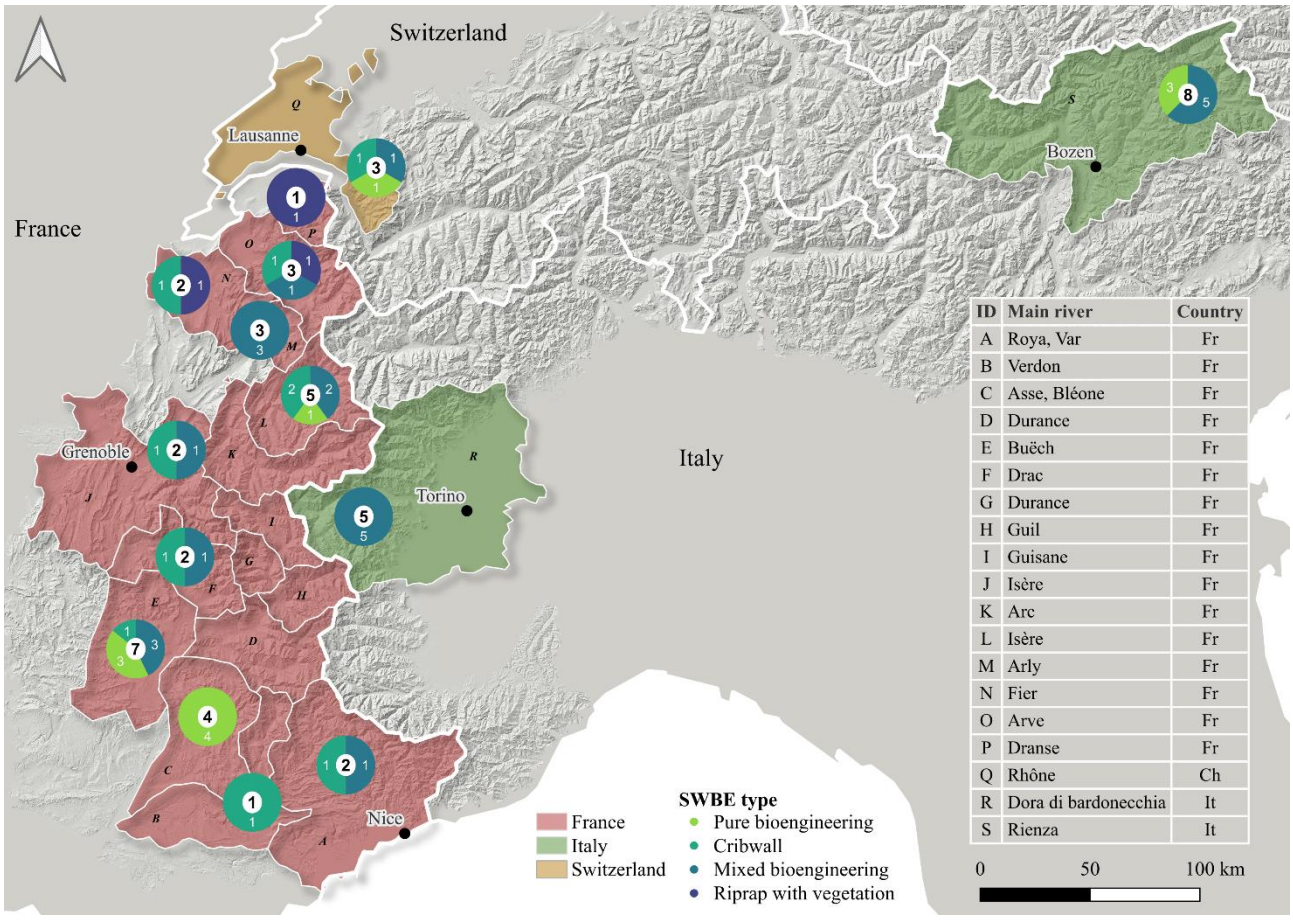


Figure 2.2 *SWBE project locations based on data from river basin agencies. The number of structures is shown at the center of the pie charts, while the colors indicate the number of structures according to the naturalness gradient. For each administrative entity, the name of the main river is provided in the table.*

3.1.2 Geomorphological context and associated techniques

Most of the projects were located in alluvial valley bottoms, with a channel width of 13 ± 6.8 m (mean ± standard deviation), while a few were confined between valley slopes (Sites: 1, 7, 17, 30, 43, 45, 46) (Table 2.1). Bed slopes ranged from 0.3 % to 11 %, and particle size varied between 25 and 91 mm for D_{50} and between 59 and 320 mm for D_{84} (Figure 2.4B, E). Neither bed slope nor particle size explained the choice of the technique used in the structure (*H = 5.9, p = 0.11* and *H = 1.5, p = 0.68*), although for slopes > 6%, only mixed techniques and cribwalls were found, though only four structures existed on such steep streams. To a certain degree, drainage area determined the type of technique used, with cribwalls found on smaller streams (< 60 km²) and mixed bioengineering used on larger areas (20–300 km²). For a 2-year flood event, 45 out of the 48 sites had a transport stage >1, indicating high particle mobility in most channels (Table 2.1). Pure bioengineering techniques were used with transport stages ranging from 0.4 to 3.3. However, mineral-based techniques (mixed bioengineering and riprap with vegetation) were more commonly applied to streams with higher transport stages. Sites with a transport stage above 1.5 were predominantly mineralized (Figure 2.4C). The same trend was observed for specific stream power (Figure 2.4D). Neither of these trends, however, was statistically significant (*H = 3.3, p = 0.35* and *H = 5.8, p = 0.12*); they primarly indicate the effects of both slope and drainage area. In essence, mineralized techniques were implemented in very different contexts on active mountain rivers, the distribution of technique types along the naturalness gradient was independent of grain size and bed slope, and only slightly dependent of specific stream power or transport stage. Generally speaking, vegetative and mixed techniques were observed on gentler bank slopes, whereas cribwalls and riprap with vegetation were found on steeper slopes (H = 17.1, p < 0.001) (Figure 2.3F).

3.1.3 Elements at risk protected by the SWBE structures

The projects we studied were intended to stabilize slopes to protect elements at varying degrees of risk (Figure 2.4). Pure bioengineering structures, cribwalls and mixed techniques were all used regardless of the assets needing protection (Figure 2.4). The type of asset did not clearly determine the type of technique, although mixed techniques tended to be more frequent with higher-value assets and were more commonly used for road protection, the most frequent asset type (15 out of 48 sites). All three vegetated riprap structures were employed to protect high-value assets, either roads or buildings.

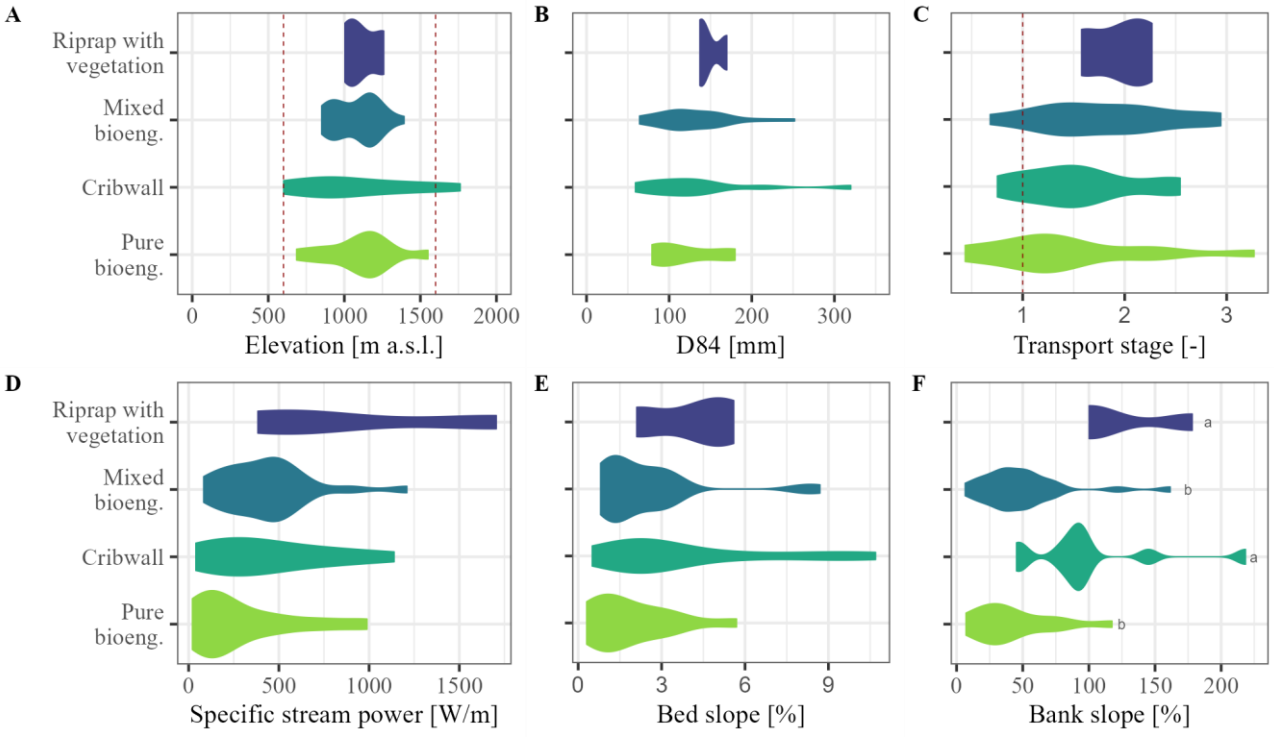


Figure 2.3 *Distribution of structures according to naturalness gradient (i.e. from riprap with vegetation to pure bioengineering) in relation to context variables: elevation, where dashed lines indicate the delimitation of the montane and subalpine belts (A); grain size (B); transport stage, where dashed lines correspond to the threshold of motion, (C); specific stream power (D); bed slope (E); and bank slope, where the two statistically significantly different groups are identified by "a" and "b", (F).*

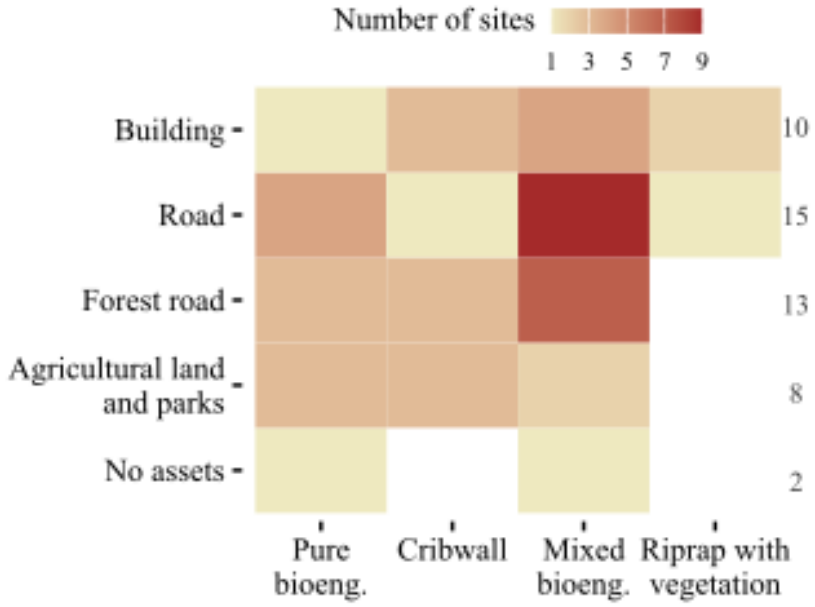


Figure 2.4 *Frequency of occurrence of elements at risk along the SWBE naturalness gradient for all 48 structures.*

3.1.4 Vegetation

Across all the surveyed sites, we identified 46 woody species, with species richness per site ranging from 1 to 16. Vegetation recovery was observed on 47 of the 48 appraised sites, with bank toe vegetation cover ranging from 12 % to 100 %. Only one site (site 44) showed no vegetation recovery: the cuttings dried out during the first year. Willows (*Salix spp.*) were present at all of the sites, with total willow cover ranging from 12 % to 100 %. The most frequently recorded species was *Salix purpurea L.* (43 sites), followed by *S. eleagnos Scop.* (35 sites), *S. daphnoides Vill.* (22 sites), *S. myrsinifolia Salisb.* (19 sites), *S. triandra L.* (18 sites) and *S. cinerea L.* (12 sites). The most common accompanying species were *Alnus incana L.* (12 sites) and *Cornus sp.* (10 sites).

Statistical analysis did not reveal any significant relationship between species richness or the Simpson diversity index and the naturalness gradient ($H = 4.3$, $p = 0.23$ and $H = 2.7$, $p = 0.44$). A high variability in species number was observed within the cribwalls: –from one to 17, with seven species present on average. Pure bioengineering and mixed bioengineering structures included between one and ten species, with an average of five and seven, respectively. Riprap with vegetation had between two and four species.

Invasive alien species were recorded. *Reynoutria spp.* was present at four sites. *Artemisia verlotiorum Lamotte*, *Buddleja davidii Franch*, *Impatiens glandulifera Royle*, *Robinia pseudoacacia L.* and *Solidago gigantea Aiton* were all found at least once at varying types of sites.

3.2 Structural stability and observed failures

Figure 2.5 shows the different failure modes observed in the field for each type of technique ranked according to the naturalness gradient (from less to greater naturalness from top to bottom). On the right, the bars indicate the proportion of the structures in each type according to mechanical status and vegetation contribution to stability. For example, for the six fascines (number of structures indicated on the far right), six failure modes were observed (shades of gray), including upstream end erosion on four of the six fascines. One fascine was destroyed (failed mechanical status, in hatched gray on the right), but the other five had a good mechanical status, with a key contribution of vegetation to stability (in green).

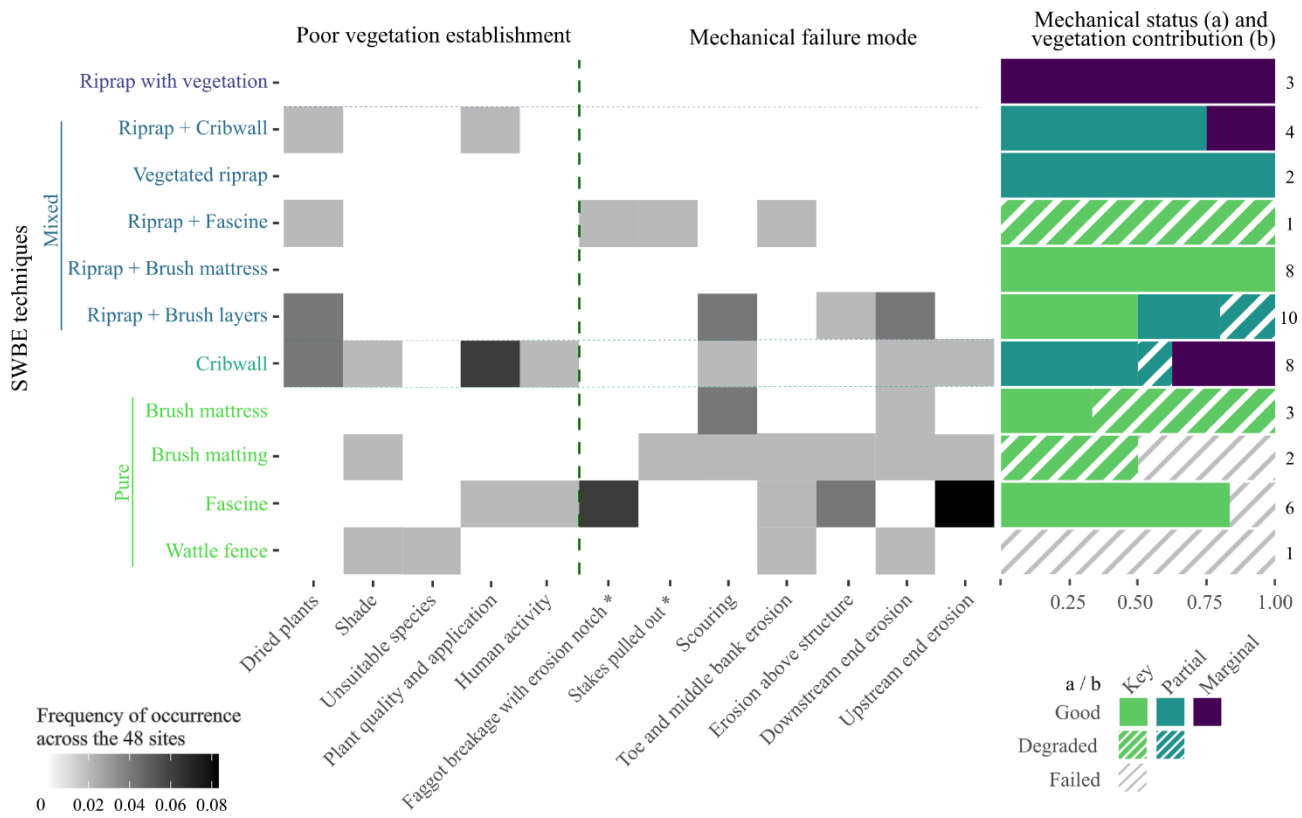


Figure 2.5 *The frequency of occurrence of each failure process across the 48 sites (number of techniques with a failure/total number of techniques, 48) according to the SWBE techniques, is shown in the middle section in shades from gray to black. Failures occurred with all the techniques except two, which are unique to fascines (asterisks). The right-hand column shows the mechanical status of the structures (hatched segments) based on the vegetation contribution index (colors represent Key, Partial or Marginal importance). The number of sites corresponding to each technique is indicated on the far right.*

At first sight, it can be seen that the techniques with higher naturalness (bottom rows) tend to experience more mechanical failures (more grey cells) but fewer problems with vegetation recovery. Obviously, vegetation contribution to the structure's ability to stabilize is stronger for techniques with higher naturalness.

Out of the 12 pure bioengineering sites, 50% demonstrated good mechanical status, while 25% were degraded and another 25% had failed. Notably, the three failed projects were pure bioengineering structures. Eighty-seven-point-five percent of the eight cribwall sites exhibited good mechanical status, and mixed bioengineering showed an 88% success rate across the 25 sites. Additionally, riprap with vegetation achieved 100% success at the three sites where the technique was used.

The three failed structures all exhibited bank toe erosion associated with torn-out stakes, as well as erosion upstream, downstream and on the upper streambank. One of

the fascines failed mechanically due to inadequate vegetation management, as the willows were damaged in the spring by roadside maintenance equipment (Site 5) (Figure 2.6).

The seven structures with a degraded mechanical status showed various types of failure depending on the techniques used: brush matting and brush mattresses lacked toe protection, thus leading to scouring (Sites 8, 10 and 12) (Figure 2.6B3, B4); early damage due to significant sediment transport during floods caused damage to cuttings, with deposits of coarse sediment observed (Sites 21 and 22); there was significant erosion at the fascine toe within the first years after installation (Site 39); willow trees destabilized a cribwall structure due to their excessive lean (Site 16).

We also observed some minor failures on the 38 sites with a good mechanical status (*i.e.*, on sites where the bank was still protected). The most often observed minor failures included: desiccation of vegetation at the top of the bank (Sites 13, 18, 23, 25, 39 and 44) (Figure 2.6B1) and the absence of an appropriate technique for the upper bank, leading to erosion above the structure (Sites 3 and 6) (Figure 2.6B2). Additionally, the vegetation substrate linking the rock toe protection and the bioengineering structure used for the upper bank can disappear because of internal erosion or the riprap moving due to scouring. This sometimes caused the vegetation to dry out or the geotextiles to settle unevenly, which in turn hindered vegetation development (Sites 21, 23, 24, 25 and 39) (Figure 2.6B4). Then, the lack of surface protection exacerbated the erosion at the connection and at the upper part of the riprap. Finally, poor anchoring of the ends of the structure into the bank promoted upstream and downstream erosion, which could outflank the structure (Sites 1, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 13, 17, 24 and 26).

All of the successful sites had a willow cover ranging from 92% to 100%. Sites presenting failures but with a good mechanical status (*i.e.*, ensuring bank stability) had a willow cover $> 55\%$. Whereas sites with failures and a degraded mechanical status had a willow cover ranging from 30% to 100%. Failed structures had a cover $<30\%$. In essence, poor vegetation establishment was often associated with ongoing degradation (sometimes driving it, sometimes following it).

Failed or degraded structures were identified on streams with a transport stage between 1 and 2.5. In contrast, structures with a good status were observed on streams with a transport stage ranging from 0.8 to 3.4. Although all failed sites experienced flow events with strong scouring capacity, some sites with well-established vegetation endured even stronger events and remained intact.



Figure 2.6 *Failed and degraded sites showing the main failure modes. The rectangles in the photographs give the site number, age at maximum discharge and year the structure was implemented for each site.*

3.3 Mechanical resistance of existing structures

Figure 2.7 shows the shear stress experienced by the structures at all 48 sites and compares them with the shear stress associated with a 2-year (Q2) and 100-year (Q100) return period flood. The time between construction and the maximum flood (*i.e.*, maximum shear stress event) is indicated after the site ID. A wide range of situations can be seen. Four sites with a good mechanical status had already experienced stresses similar to those of Q100 (Sites 14, 23, 26 and 42). The degraded or failed structures were not the ones subjected to the highest levels of τ (*i.e.*, maximal shear stress withstood by the structure).

The 11 pure bioengineering structures experienced τ ranging from 16 to 224 N/m^2. In the case of the wattle fence and two fascines, the τ experienced exceeded those induced by Q2. Among the 11 pure bioengineering sites, all five with a good mechanical status were more than four years old at the time of the flood, whereas, out of the seven sites that were degraded or failed, five were less than two years old. Cribwalls were subjected to a wider range of τ, from 25 to 504 N/m^2, with five out of eight structures enduring floods > Q2. Among the ten riprap structures combined with branch layers, τ ranged from 65 to 354 N/m^2, thus only oneremained unexposed to a τ value exceeding Q2. The computed τ for brush mattresses were lower, ranging from 31 to 200 N/m^2, and only one site experienced a τ value above Q2. Vegetated riprap and riprap combined with fascines experienced τ between 83 and 148 N/m^2, remaining below the Q2 value. Riprap combined with cribwalls were not subjected to τ higher than that endured by cribwalls alone - only two structures experienced τ exceeding Q2 values. In contrast, riprap with vegetation was subjected to τ exceeding those of Q2 values, ranging from 140 to 409 N/m^2.

The range of τ for a Q2 theoretically experienced by the structures did not differ among the types arranged along the naturalness gradient ($H = 7.04$, $p = 0.07$). For Q100, there was a slight though significant difference between pure bioengineering and riprap with vegetation structures ($H = 2.53$, $p = 0.034$), which may be intuitively preferred at sites experiencing higher τ.

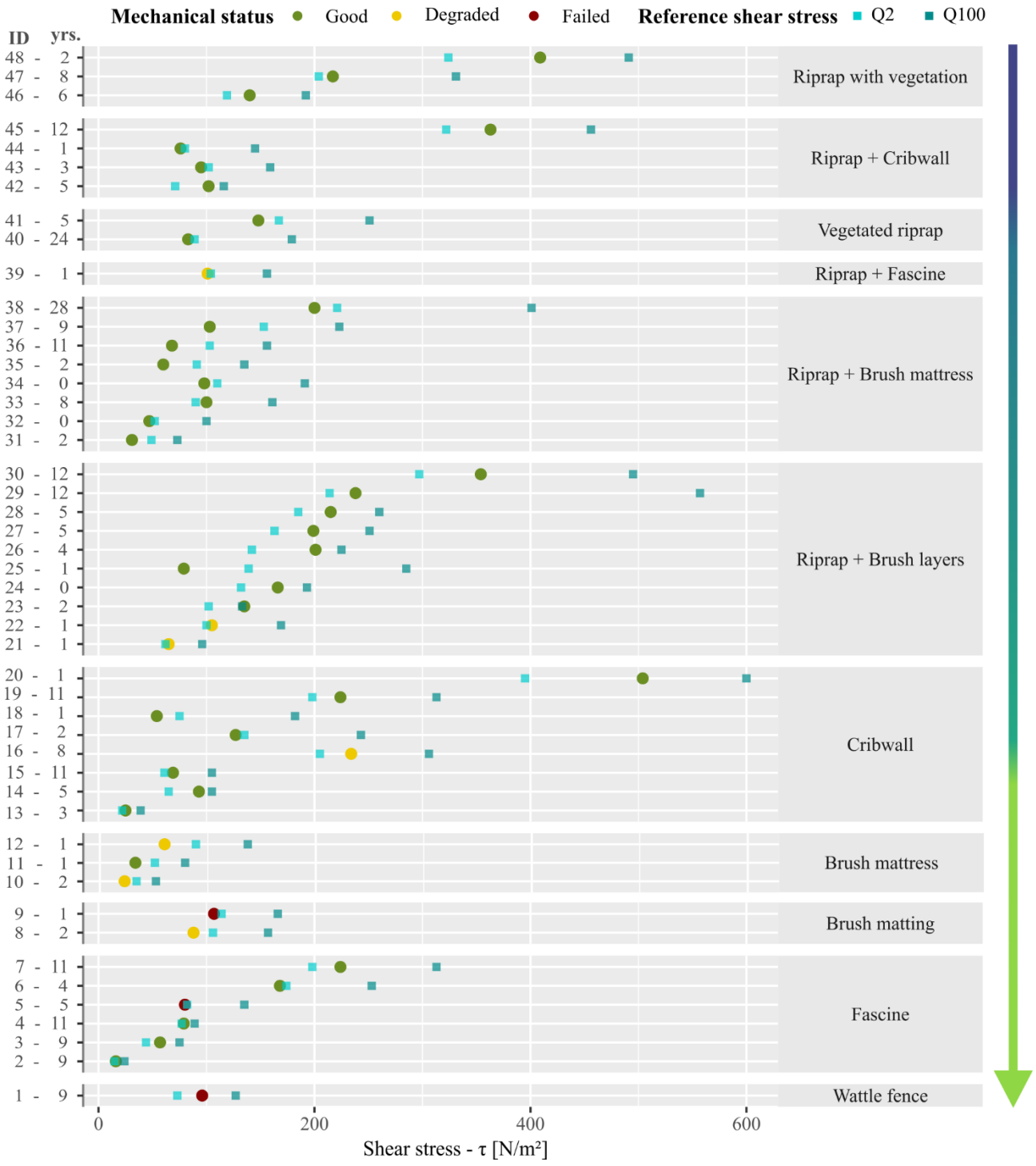


Figure 2.7 *Maximal shear stress probably experienced at each site (dots) and reference shear stress for Q2 and Q100 (squares). Each site is identified by an ID number and the age of the structure when it experienced the maximal shear stress (far left). The sites are arranged by technique, ranked from least natural (top) to most natural (bottom). Within each technique, the sites are ranked according to bed slope.*

4 Discussion

The technical feedback in our study provides a clear overview of SWBE practices implemented along mountain streambanks in the French Alps, complemented by case studies from Switzerland and Italy. The 48 study sites cover a wide range of stream hydraulics and particle dynamics and provide examples of various techniques, which we classified along a naturalness gradient. Our hydraulic analyses provide new mechanical resistance values for a wide range of techniques, and our observations highlight different failure modes for structures in these specific environments.

4.1 How are SWBE used in the European Alps? Practices and biogeomorphological contexts

A lack of guidelines has limited the use of SWBE on Alpine streams. However, we found a wide range of techniques that stabilize the banks of streams with steep gradients > 2 % and high sediment mobility (Fig. 8). Overall, the naturalness gradient did not correspond to the biogeomorphological variables; an increase in sediment transport or stream power did not lead to the use of increasingly mineralized techniques. Riprap at the bank toe is common, but this choice of technique was not explained by the biogeomorphological context, as reflected by particle size or bed slope, of the streambank requiring protection. Mixed techniques were generally preferred to protect high-value infrastructure, but in some cases, steep banks and high-risk areas were protected with pure bioengineering. Conversely, on gentle slopes with minimal risks, mixed techniques were sometimes also employed. Prior to our fieldwork, we assumed that the presence and significance of riprap at the bank toe would increase with increasing site vulnerability; however, this tendency was not observed (Figure 2.4).

Seven of the eight pure bioengineering sites in France were located in the southern Alps, within two administrative areas (Figure 2.1). This distribution reflects practices associated to specific managers: the choice of a more or less natural technique depended on the technical culture and SWBE skills of the managers or contractors executing the work. This trend was also confirmed for Italy, where vegetated riprap was only found in the province of Torino, while all the sites in the province of Bolzano were brush mattresses. The managers justified their choices based on local expertise, and in some areas, the influence of research (the works by Prof. Florineth in South Tyrol (Florineth, 1982)). Furthermore, the Brunico area is unique within the Bolzano province, as it has

the only river basin agency with a dedicated SWBE team (personal communication). Implementing SWBE techniques in mountain streams seems to depend, in part, on cultural history (Evette et al., 2009) and locally invested personalities with international influence (such as Prof. Florineth and H. Schiechtl). These observations were confirmed during informal discussions we had around the structures with some managers. Two of them mentioned a personal lack of knowledge as one of the main obstacles to implementing pure bioengineering techniques (Figure 1, areas A, B, L). Some justified their use of mixed techniques as a response to hydraulic and morphological stresses they deemed too severe for pure bioengineering (Figure 1, areas A, P, O). Others justified mixed techniques as a way to take fewer risks and achieve better social and political acceptance (Figure 1, areas A, L). Those who tend to use pure bioengineering techniques mainly emphasized economic and landscape considerations as the basis for their choices (Figure 1, areas C, E, M). However, we did not systematically collect informal comments throughout the study area, so it is difficult to generalize. However, they highlight that the choice of more natural techniques is strongly influenced by cultural, political and local knowledge and expertise. Our findings align with the sociological results found for lowland rivers, and reinforce the evidence of sociocultural obstacles to developing bioengineering techniques, demonstrating that mainstreaming these techniques requires that practitioners adopt a new posture and develop new soft skills (Moreau et al., 2024).

Differences in practices were also evident in the design of riprap toes. In some areas, the riprap is unstructured, allowing for the deposition of fine particles and vegetation to colonize the structure, which leads to better integration with the bank over time (Figure 2.8A). To mimic streambanks naturally stabilized by boulders, the void-filled riprap technique fractures the riprap and fills the voids between the riprap with river-washed natural material (cobbles, gravels, sands and silts) to create stable structures at the bank toe that are easy to revegetate (Wulliman and Johns, 2011). In contrast, other geographical areas in our study favor smooth riprap with no roughness. Some managers justified this choice by claiming that construction sub-contractors are better trained to produce “smooth, clean” structures than ones that look natural, which are considered more “chaotic”.

Riprap with vegetation, a technique close to civil engineering, was found on nearly vertical banks, where it was impossible to soften the slope (Figure 2.8E). In this case, stability was mostly ensured by the riprap structure, and vegetation was mainly seen as a vector for biodiversity. However, in this type of structural configuration, vegetation does not restore transversal ecological connectivity due to the steep banks and mineral materials (Boncourt et al., 2024). Cribwalls were also chosen as an alternative on steeper banks, allowing plant communities to develop, but they still remained too vertical to totally restore riparian habitat and connectivity (Figure 2.8C).

4.2 Lessons learned about SWBE structures

Thirty-eight of the 48 sites had a good mechanical status. The SWBE structures implemented on Alpine rivers had mainly achieved their goal of bank stabilization. Tracing the sites' past hydrology allowed us to estimate the stresses experienced by the different structures and how the vegetation contributed to stability. This adds valuable information to the known resistance stresses used in SWBE design, which have been partially documented in the literature (Baird, D. et al., 2015; Evette et al., 2018; Leblois et al., 2016), though data for structures more than three years old is limited. The structures in our study that withstood the highest stresses were cribwalls and brush mattresses. The highest stress was 500 N/m² experienced by a cribwall, similar to previous observations (Evette et al., 2018). The brush mattresses with a riprap toe experienced lower stresses than those recorded in the literature: a maximum of 200 N/m² compared to 450 N/m². This latter result does not call into question the mechanical resistance of the techniques, but simply states that they were not exposed to major floods during our study period. To our knowledge, no previous studies have published resistance values for brush mattresses alone. The brush layers with a riprap toe experienced stresses equivalent to known values, around 200 N/m². The wattle fence failed at a stress of 100 N/m². The literature estimates a maximal resistance for wattle fences around this value, so we assumed the stress threshold to be similar.

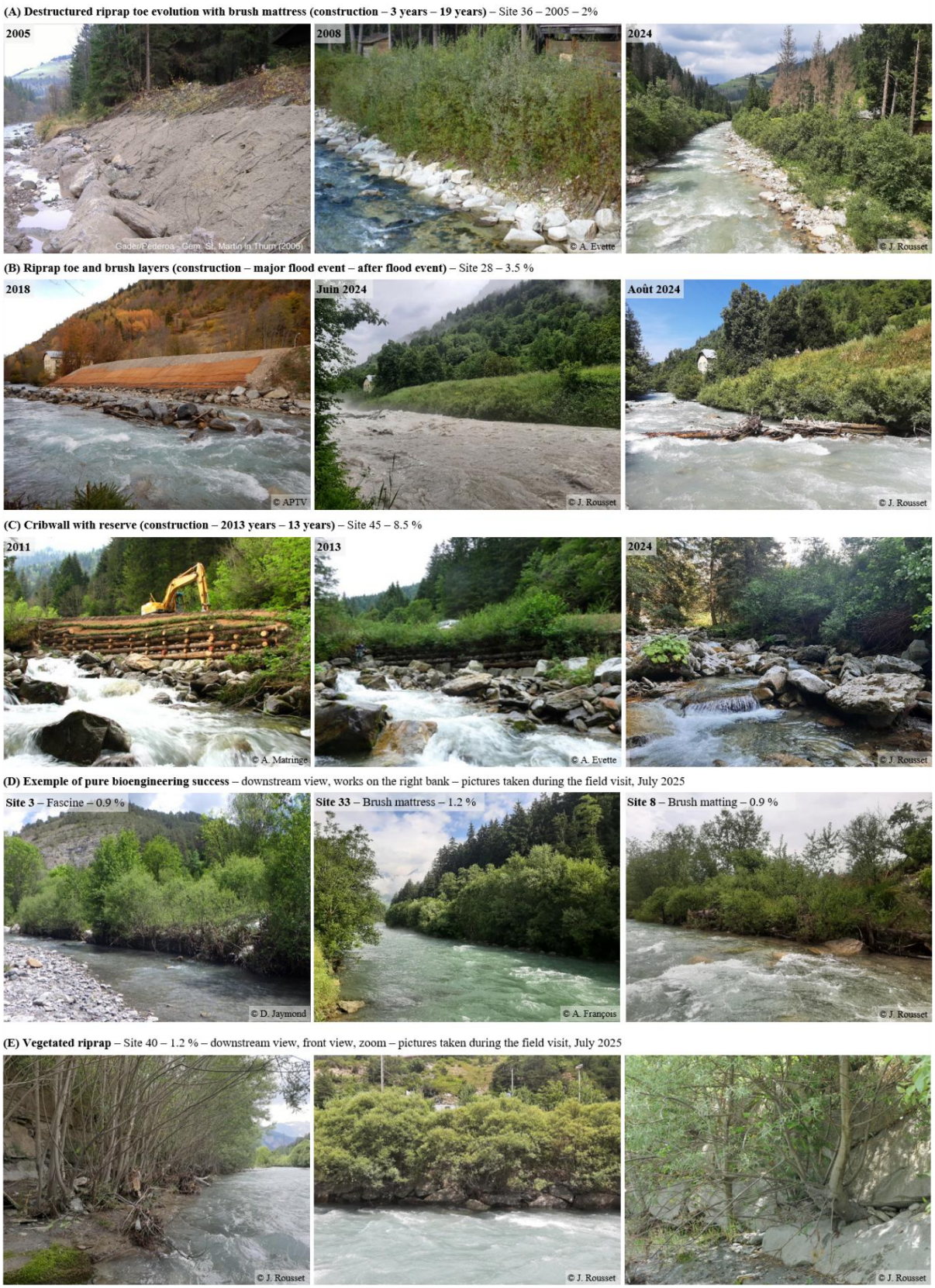


Figure 2.8 *Illustrations of some technical success stories*

The failed structures were not always those that had undergone the greatest stress, indicating the influence of other mechanisms. Although stress values are useful for structure design, they do not guarantee success. The average stress calculated is representative of a section, but does not accurately reflect the stresses applied locally to the structure. Furthermore, stress values do not take into account essential processes such as progressive erosion or undermining, nor can they account for poorly planned work or limited vegetation development, which are often causes of failure (Leblois et al., 2024; Oplatka, 1998). Shear stress should therefore not be the only design criterion. The observation of mechanical failures revealed a lower frequency of failure for mixed techniques, which were clearly less prone to scouring. Alpine rivers in valley bottoms are highly mobile, implying channel bed changes (Ruiz-Villanueva et al., 2023; Scorpio et al., 2024), while significant bed level changes occur in the steep headwaters (Theule et al., 2015). This hydromorphology justifies the use of riprap toe reserve, embedded below the channel bed and/or riprap at the bank toe. Alternatively to riprap toe reserve - or to complement it - some guidelines recommend implementing bed sills, *i.e.*, structures perpendicular to the channel aiming to prevent bed incision (Bonin et al., 2013; Piton et al., 2017). Surprisingly, only four of the sites we visited during our study were equipped with such structures (Sites 9, 26, 27 and 53), which were probably not be necessary on the mixed-bioengineering and riprap with vegetation sites because they were already equipped with a riprap toe reserve. However, some pure bioengineering structures were damaged by scouring at the bank toe and could have benefitted from reinforcement. Depending on the context, alternatives to riprap, such as large logs or stumps, can be used to fill the scour hole (Baird et al., 2015; Didier et al., 2023; Yochum & Reynolds, 2020). High sediment waves sometimes lead to scouring and bank undermining but can also cause transient bed aggradation and its associated erosion at the top of structures if they are not properly anchored at the top of the bank. It appears crucial to adopt a robust top-of-bank technique and to pay special attention to the interface between the toe and the bank top (Figure 2.6B2). Connections with the bank within the structure may become weak points and deserve special attention (Adam, 2008).

Finally, great care must be taken with the structure itself to enable strong vegetation development to increase roughness and reduce shear stress. We found that some structures remained in good condition even if they were subjected to floods close to or even above Q2 values in the first year of installation, while others failed or were severely damaged in the first year. It is crucial to ensure that the initial structure is well-designed

for Alpine environments, where vegetation grows more slowly and takes longer to fulfill its stabilizing role.

4.3 Lessons learned about SWBE vegetation development

Successful resprouting and vegetation development are essential to the longevity of the structure (Rauch et al., 2022). Incomplete woody cover reduces soil cohesion, which can promote local erosion. In our study, the sites with less vegetation cover had more mechanical failures. Even though the structure itself has an important stabilizing role, for example, the logs in a cribwall (Figure 2.6B1), vegetation cover plays a key role in stabilizing banks (Simon and Collison, 2002). The failures we observed due to lack of vegetation development were caused by inadequate implementation and monitorin. Drought failure presents challenges for managers, and the high likelihood of drought conditions emphasizes the critical importance of proper watering operations (Leblois et al., 2022). The impact of drought on vegetation survival could be reduced by carrying out construction work during the autumn, and monitoring the first few years to ensure adequate watering and to repair small erosion events affecting plant contact with the soil substrate. Erosion at the bank toe can expose cuttings and significantly hinder vegetation recovery. Beginning with the design phase, it is essential to consider and monitor maintenance strategies to ensure effective recovery. For instance, road maintenance and frequent mowing can hinder vegetation regrowth (Fig. 6A, Site 5). Maintenance is beneficial for the proper evolution of the structure over time and ensures greater resistance. For example, maintain smaller and flexible stems by regular cutting can enhance the carpet effect when a flood occurs, while large-diameter stems or trunks may create turbulence likely to generate erosion (Weitzer et al., 1998). A paradigm shift is necessary to better recognize the role of vegetation as a building material, and to include adaptive monitoring rather than a one-shot intervention (Moreau et al., 2024).

Vegetation development in SWBE structures can control invasive exotic species and limit their spread (Dommanget et al., 2019; Martin et al., 2021). However, at site 26, in close proximity to a Japanese knotweed grove, a single layer of branches had been installed and the flat bank behind it simply seeded; we observed that knotweed is beginning to invade the top of the structure. In cases of potential invasion and to control the invasive's spread, it is important to plant more densely and in multiple layers (Dommanget et al., 2019).

Plant diversity is not systematically high in sites where vegetation has been used; sometimes only one or two woody species are planted. Our study did not assess biodiversity in the restored riparian habitats since SWBE's objective is to stabilize banks and initiate an ecological rehabilitation process stimulated by pioneer engineering species (Polster, 2016). Nevertheless, it is important to emphasize that plant diversity plays a crucial role not only in initiating this process (Tisserant et al., 2021) but also in ensuring greater resilience of the structure (Yachi and Loreau, 1999) and increasing bank stability (Pohl et al., 2009; Stokes et al., 2009).

The use of native species adapted to the local ecological conditions can be an important success factor for SWBE structures (Bischoff et al., 2010). In alpine environments, this requirement is even more crucial due to particularly harsh environmental conditions (Körner, 2003). However, a lack of knowledge concerning certain local species, notably high-elevation willows, may hinder the development of these techniques in high mountain areas (Rousset et al., 2025b). We hypothesize that this lack of information could partly explain why no SWBE techniques were implemented above 1,300 m a.s.l..

5 Conclusion

In this study, we examined 48 sites to enhance our understanding of SWBE practices in the Alps and to offer insights for their more effective use in these challenging environments. It is crucial to evaluate the effectiveness of the stabilization techniques used in order to identify the most successful approaches and anticipate failures that may occur. The key takeaways from this study are:

- The SWBE projects studied were implemented in different biogeomorphic contexts including rivers with high morphological diversity, mostly small tributaries, mobile valley bottoms, steep bed and bank slopes and pronounced sediment dynamics.
- Technical choices were strongly influenced by managers' knowledge; for example, use of riprap at the bank toe was not always proportionate to the size of the surrounding natural embankments.
- A good initial design and monitoring over time are crucial to ensuring the resilience and durability of the SWBE structures under the specific constraints of these alpine environments.

Sharing experience is a key lever for developing these techniques and encouraging more integrated, long-term, sustainable approaches.

Data availability

Rousset, Juliette; Piton, Guillaume; Hirschy, Marie Lou; Jaymond, Delphine; Evette, André, 2025, "Extensive feedback on soil and water bioengineering projects in the Alps", https://doi.org/10.57745/BQSZPO, Recherche Data Gouv.

Acknowledgments

The authors would like to thank the French Biodiversity Agency for its financial support and all the river managers for sharing their experience and enthusiasm. We also thank all those who accompanied us in the field: Marie Didier, Sarah Menoli, Adeline François, Marie-Anne Dusz, Taïna Lemoine, Jeanne Desgranges, Clément Lallemand and Salomé Joulin. Many thanks to Fédéric Bray for his help in designing such a clear map. We would also like to thank Vicki Moore for her help with spelling corrections and improving reading fluency.

Chapitre 3

Developing Nature-based Solutions in the Alps: an *ex-situ* experiment to select willows for subalpine soil and water bioengineering structures

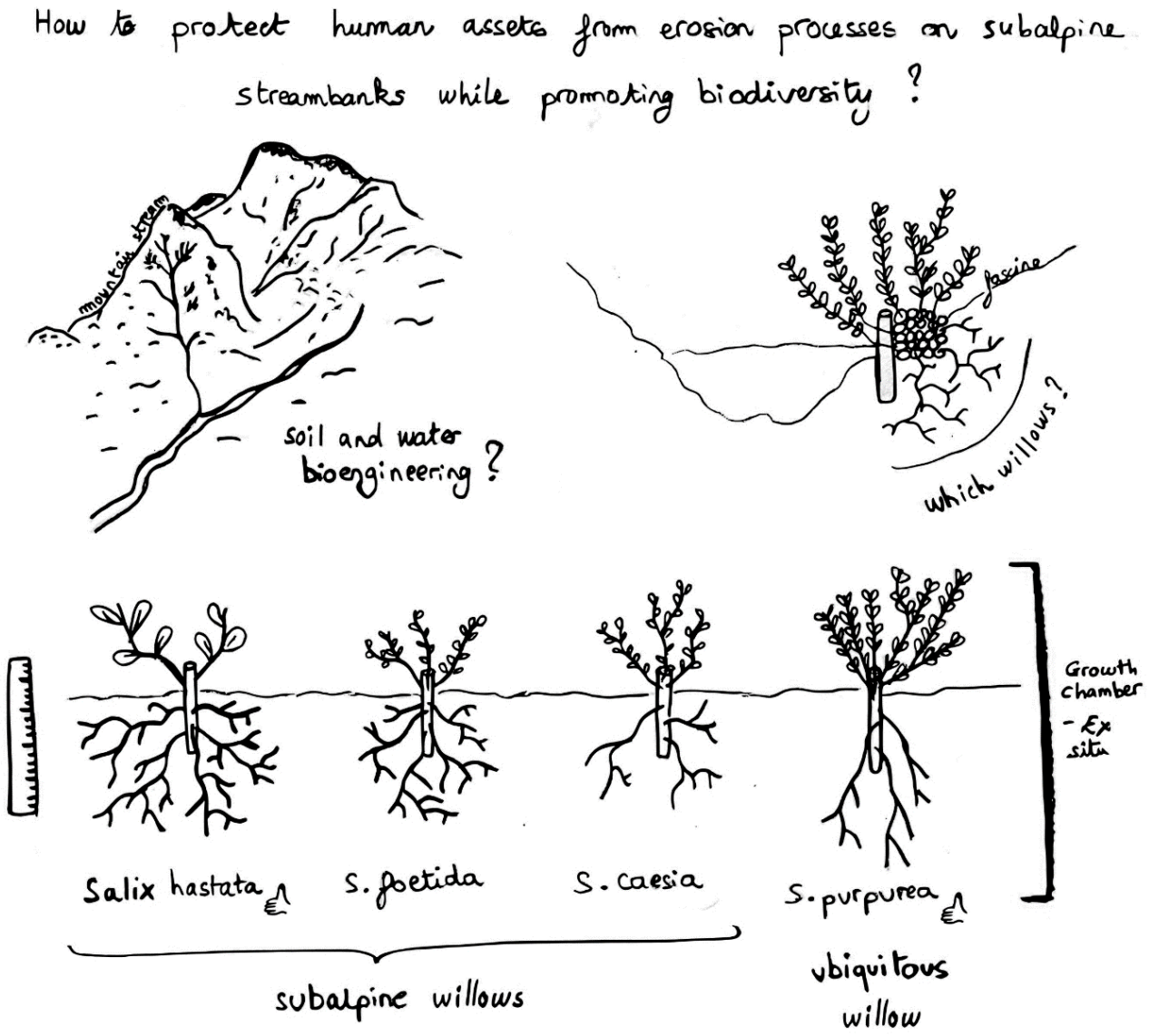
Juliette Rousset [a], Sarah Menoli [a], Adeline François [a], Stéphanie Gaucherand [a], André Evette [a]

a. Univ. Grenoble Alpes, INRAE, UR LESSEM, 2 rue de la papeterie BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères, France

This chapter is an edited version of the published article:

Rousset J, Menoli S, François A, Gaucherand S, Evette A. 2025. Developing Nature-based Solutions in the Alps: an Ex-situ Experiment to Select Willows for Subalpine Soil and Water Bioengineering Structures. Environmental Management.
DOI: 10.1007/s00267-025-02211-4

Graphical Abstract



Abstract

Streambank erosion control and management are experiencing a significant paradigm shift, particularly in mountainous regions. There is an increasing demand for Nature-based Solutions such as soil and water bioengineering techniques (SWBE) with living plant material to protect both human assets and biodiversity from streambank erosion. The success of these techniques is highly dependent on vegetation growth and requires solid knowledge of the local species used. However, our knowledge of appropriate subalpine species is still limited, thus hindering the advancement of effective SWBE in these environments.

To address this gap, we established an ex-situ experiment to study the biotechnical traits of subalpine species that contribute to streambank protection. Four species were cultivated in a growth chamber for four months: Salix caesia Vill., Salix foetida Schleich. ex DC. and Salix hastata Vill., restricted to the subalpine belt, and Salix purpurea L., a ubiquitous species. We then assessed both aerial and root traits (number, length and biomass) to evaluate the species' potential for use in erosion control.

The survival rate was excellent - up to 96%. S. hastata had high belowground biomass, promising for substrate stabilization, while S. purpurea produced numerous long shoots appropriate for surface protection. The two other willow species provided intermediate benefits, but their presence could promote biodiversity in SWBE structures. Our study reveals promising potential for the use of these species in high-elevation SWBE. Their morphological differences suggest that the four species should be used in accordance with specific streambank contexts.

Keywords

Soil and water bioengineering, Nature-based Solutions, ecological traits, Salix cuttings, Ex-situ Experiment, subalpine willows

1 Introduction

Economic development in the Alpine mountain regions is mainly based on agriculture and marked by mass winter tourism. It has transformed landscapes and had a major impact on ecosystem functionality (Carrer et al., 2020; Theobald et al., 2024; Tasser et al., 2024). In these areas, water resources are considered a valuable economic asset: above all, for drinking water, but also for hydroelectricity and the production of artificial snow (François et al., 2023; de Jong, 2015). However, mountains streams pose a potential threat due to their high erosive flows (Wohl, 2010). This is mostly due to the uniquely steep topography and harsh climate (Wohl, 2010). In response, traditional protective measures, such as riprap and concrete, have been widely employed to protect channel streambanks from erosion (Comiti, 2012; Hajdukiewicz et al., 2024). These solutions are frequently detrimental to the rich riparian biodiversity in these streamside habitats and to the ecosystem services they provide (Dudgeon et al., 2006; Reid et al., 2019). Over the last decade, there has been a notable shift towards adopting increasingly environmentally-friendly techniques, bolstered by the development of the concept of Nature-based Solutions (Cohen-Shacham et al., 2016). This shift in perspective towards landscape and biodiversity among river managers has occurred progressively with the rehabilitation of biological stabilization techniques (Bischetti et al., 2014; Moreau et al., 2022), the so-called Soil and Water Bioengineering (SWBE) techniques (Rauch et al., 2022). SWBE techniques are a Nature-based Solution offering an eco-friendly, cost-effective and sustainable alternative for erosion control on streambanks (Cottet et al., 2024; Preti et al., 2022). By using living plant materials to recreate natural erosion-control conditions (Gray and Sotir, 1996; Schiechtl and Stern, 1997; Zeh, 2007), these methods support biodiversity and improve habitat quality (Cavaillé et al., 2015; Janssen et al., 2019). The strength of the SWBE approach relies on imitating natural structures by incorporating both living and dead plant material along with structural elements such as stones or logs. Living plant material predominantly consists of cuttings, which are the fundamental component in numerous techniques such as fascines or brush layers (Schiechtl and Horstmann, 1980; Florineth et al., 2002). As a pioneer riparian species, the *Salix* genus is commonly used for cuttings (Evette et al., 2009) as its characteristics make it highly adaptable to the severe constraints of mountain environments (Kuzovkina and Volk, 2009). In lowland areas, numerous studies, scientific analyses and bank protection showcases have solidly established the value of using SWBE to protect riverbanks (Anstead et al., 2012; Gray and Sotir, 1996; Zaimes et al., 2019). However, in

mountainous regions, knowledge and examples of bank restoration are still lacking, which minimises their use. For high-elevation regions in the Alps, most existing knowledge comes from grey literature, notably the work of an Austrian engineer, Hugo Schiechtl (Schiechtl et al. 1980, 1992, 1997), and a French technical guidebook focused on SWBE development for mountain streams (Bonin et al. 2013).

To date, it remains difficult to implement SWBE techniques in mountainous areas, especially in the sub-alpine belt (characterised in the French Alps by northern exposure: 1,500 – 2,000 m.a.s.l. and southern exposure: 1,700 – 2,400 m.a.s.l.). Indeed, several hydromorphological constraints hinder the development of SWBE. Steep slopes generate significant shear stress on the banks (Wohl, 2010). High sediment transport and scouring often make it necessary to use mixed techniques that combine vegetation and stones to ensure stability (Rousset et al., 2025b). High water levels from spring snowmelt can hinder vegetation recovery. Furthermore, at these elevations, vegetation growth is slowed by lower temperatures (Körner and Paulsen, 2004) and shorter growing seasons (Körner et al., 2023). To develop SWBE on mountain streambanks, the main challenge is to adapt existing techniques to these constraints. The genus *Salix* is highly diverse in the European Alps, comprising 33 species. Seventeen of these species are found in the subalpine and alpine zones, while the remaining species are more widely distributed along the altitudinal gradient (Wagner et al., 2021; Díaz-Alba et al., 2023). Alpine willows take many forms, from shrubs to tall trees (Wagner et al., 2021). Selecting suitable willow species for SWBE is crucial, as their ecological characteristics are key to the success of the project (Leblois et al., 2022; De Baets et al., 2009; Ghestem et al., 2014; Stokes, 2006).

Plant functional traits are defined as morphological, physiological or phenological features measurable at the individual level (Violle et al., 2007). SWBE focuses on the use of species with functional traits that promote bank stability and prevent erosion. These traits were defined by Schiechtl and Stern (1996) as biotechnical traits. The biotechnical traits specifically related to disturbance resistance and resilience are: a good capacity for vegetative propagation; rapid and dense root growth; flexible shoots; and tolerance to flooding, deposition, drought and heat. These traits favor soil cohesion, soil surface protection and sediment deposition, and reduce water-flow velocity (Clark and Hellin, 1996; Diehl et al., 2017b; Stokes et al., 2009; Signorile et al., 2024). They are particularly prominent in the *Salix* genus (Kuzovkina and Volk, 2009). However, there is still a lack of knowledge on the performance and biotechnical traits of mountain willow species, and

even less is known about their use in SWBE structures. The ubiquitous willows, which are found along most of the altitudinal gradient, have well-known biotechnical traits for SWBE but there is no assessment of their performance at high elevations. Common and interesting species include for example: *Salix purpurea* L., *Salix myrsinifolia* Salisb., *Salix daphnoides* Vill. and *Salix pentandra* L. (Schiechtl, 1992; Bonin et al., 2013). For exclusively sub-alpine species growing from 1,500 to 2,500 m.a.s.l. (*e.g.*, *Salix caesia* Vill., *Salix foetida* Schleich. ex DC., *Salix glaucosericea* Flod., *Salix hastata* Vill.) (Schiechtl, 1992), there is only empirical knowledge of their survival rates, which range between 50 and 70%. Furthermore, there is no information on the conditions under which these rates were obtained. These willows are frequently found in association with each other in high-elevation riparian and wetland areas (Villaret, 2019), making them promising candidates for use in SWBE structures (Rousset et al., 2025b). Moreover, it is recognized that effective management strategies prioritize native, site-specific plants adapted to local ecological conditions, as this enhances planting success and reduces long-term maintenance requirements (Schiechtl and Horstmann, 1980; Rauch et al., 2022). In temperate areas, a variety of native willow species is almost always available near the rehabilitation site to provide site-specific native plant materials that have broad public recognition and acceptance (Kuzovkina and Quigley, 2005).

To develop SWBE at high elevations, we believe it is essential to remove the knowledge barriers on local high-elevation willows. This study focused on the measurement of the biotechnical traits of three widely distributed subalpine willow species (Bonin et al., 2013) with no special protection status in the French Alps: *S. caesia*, *S. foetida* and *S. hastata*, in order to assess their potential to be used in SWBE. Since the available knowledge indicated a weak cutting survival rate for these three subalpine willows (Schiechtl, 1992), we decided to test the effect of a growth hormone designed to enhance cutting survival and promote root system development during the first four months of the growing season. Not only did we study the effects of hormonal treatments on cutting survival and root growth in our experiments in a controlled growing chamber, but also studied the biotechnical traits of the three subalpine willow species during their first vegetative season. To assess the success of the experiment, we chose *S. purpurea* (purple willow) as an experimental control, which is the willow species most frequently used in SWBE projects in central Europe (Hörandl, 2002). Considerable knowledge exists on its survival and growth (Schiechtl, 1992; Weissteiner et al., 2019).

We assumed that survival rates would differ among species : moderate for *S. foetida* and *S. caesia*, good for *S. hastata* and excellent for *S. purpurea* (Schiechtl, 1992) (*hypothesis i).* Based on field observations and species descriptions (Bonin et al., 2013; Schiechtl, 1992), we expected *S. hastata* and *S. purpurea* to grow faster than *S. caesia* and *S. foetida* due to their greater size *(hypothesis ii).* Finally, we expected the growth hormone to have a significant positive effect on growth, in particular on root system growth, for all four species (*hypothesis iii*).

2 Materials and methods

2.1 Selecting cuttings

We sampled the four species in three alpine valleys (six sites in the Arc watershed, four in the Doron de Bozel and three in the Romanche, Figure S.3.1) over a total of 13 sites to account for the genetic variability along the different valleys and the elevation gradient (1.380 to 2.157 m.a.s.l.). At each site, multiple individuals of each species were selected away from the bank toe and with a minimum distance of 20 m between plants of the same species to reduce the risk of sampling individuals from the same clone. A total of 26 individuals per species were selected. Two cuttings from each individual were taken from 1–2-year-old branches with buds, yielding a total of 208 cuttings. Young wood was preferred over larger but older branches. Harvesting took place in autumn, 2022, during the first two weeks of October, which coincides with the autumn implementation period for SWBE projects (Tilley and Hoag, 2009) when the vegetation is in the state.

2.2 Preparing and storing the cuttings

The cuttings were placed in airtight bags to prevent mold and stored in a cold room at -1°C for four months (AMEC, 2012; Hoag, 1994). The cuttings were then cut to a length of 30 cm. Their basal and apical diameters were measured with a caliper, one centimeter from each end, as a proxy for cutting's morphology (Table 3.1). They were then soaked in basins of water for 36 hours to rehydrate the stem, swell the dormant buds and start the rooting process (Tilley and Hoag, 2009; Schaff et al., 2002). For each individual sampled, two cuttings were potted, one with and one without the hormone treatment. We used an endogenous auxin, indole-3-butyric acid (IBA), which efficiently promotes adventitious root development and is commonly used in horticultural practices

(Saini et al., 2013; Hunt, 2011). The bottom 10 cm of the treated cuttings were soaked for 10 s in a 1 $g.L^{-1}$ solution of indole-3-butyric acid (IBA) (Mira et al., 2022; Johnson et al., 2020). This application method was chosen for its ease of use, and can be used in the field when necessary. Finally, the cuttings were inserted 20 cm deep into individual pots previously filled with washed, rolled and inert alluvial sand with a grain size of 0-4 mm. The substrate reflected the edaphic conditions of mountain streambanks, which are often composed of coarse materials with sand and cobbles (Rousset et al., 2025b), furthermore this soil texture enabled easier and more effective root system extraction. The species are adapted to environments characterized by low nutrient availability (González et al., 2018; Karrenberg et al., 2002).

Table 3.1 *Mean basal and apical diameters of the cuttings (with standard deviation)*

	Mean basal diameter ± SD (mm)	Mean apical diameter ± SD (mm)
Salix caesia	12.12 ± 5.23	10.00 ± 5.09
Salix foetida	10.83 ± 1.95	7.45 ± 2.02
Salix hastata	13.77 ± 5.37	11.41 ± 5.09
Salix purpurea	11.38 ± 1.86	10.11 ± 1.83

2.3 Experimental design

The experiment was carried out in two identical growth chambers at the Grenoble INRAE laboratory (®PlantMaster, CLF Plant Climatics). The cuttings were randomly placed on the 12 trays in the two chambers. Temperature, humidity and light intensity were controlled on an hourly basis to mimic abiotic conditions from May to August, corresponding to the growing season at an elevation of 2.080 m a.s.l. Temperature and relative humidity were determined based on data from the Lautaret climatic station (daily average for 2020, 2021, 2022) (6.400928 E, 45.036096 N) (ROMMA, 2023). The experiment lasted four months, from March to June, 2023. Luminosity varied during the day, with a maximum of 812 PPDF (photosynthetic photon flux density) at midday. The programming is shown in Figure S.3.2. The cuttings were watered twice a week with drip irrigation.

2.4 Harvesting and measuring traits

At the end of the four-month period, the cuttings were carefully uprooted and gently scrubbed under running water to remove any residual substrate.

Survival rate was measured for all the cuttings. A cutting was considered dead if it had not produced any shoots and had no living axillary buds (Jean et al., 2020). Two S. hastata cuttings with aphids were removed from the experiment to prevent propagation. They were excluded from the growth analyses.

Nine biotechnical traits relevant for SWBE projects were selected: three aerial morphology traits, three root morphology traits and three resource allocation traits (Table 3.2). The number of shoots and roots that had emerged from the cutting were counted. Cumulative shoot length was determined by adding the total length of all the shoots produced. To estimate root diameter, the diameter of the five largest roots was measured at their point of emergence on the cutting and the values were averaged. In a second step, the shoots (leaves and stems) and roots were removed from the cuttings (stick). The three parts were dried at 80°C until a constant weight was obtained (around 72 hours) and weighed to measure newly produced aboveground (leaves + stems) and belowground (root) biomass, and the cutting biomass. Biomass allocation was calculated as the ratio of aboveground biomass to belowground biomass, or shoot to root ratio. The resulting cutting (stick) biomass was used as a proxy for the cutting morphology.

Table 3.2 *Traits for the four species measured on all individuals, both treated and untreated*

	Traits		References
Cutting morphology	Cutting biomass	g	McIvor and Desrochers, 2019; Weissteiner et al., 2019
	Apical and basal diameter	cm	
Aerial morphology	Cumulative shoot length	cm	Breton et al., 2014; Jean et al., 2020; Mira et al., 2022; Radtke et al., 2012; Schaff et al., 2002; Solgi and Sahraei, 2022
	Maximum shoot length	cm	
	Number of shoots		
Root morphology	Maximum root length	cm	Ficko and Naeth, 2022; Mira et al., 2022; Pezeshki et al., 2005; Quiñones Martorello et al., 2020; Solgi and Sahraei, 2022; Yıldırım et al., 2020
	Number of roots		
	Root mean diameter	mm	
Resource allocation	Aboveground biomass	g	Jean et al., 2020; Keita et al., 2021; Mira et al., 2022; Pezeshki et al., 2005; Quiñones Martorello et al., 2020; Schaff et al., 2002; Tilley and Hoag, 2009; Weissteiner et al., 2019
	Belowground biomass	g	
	Shoot:root ratio		
Survival rate	Jean et al., 2020; Keita et al., 2021; Mira et al., 2022; Radtke et al., 2012; Schaff et al., 2000		

2.5 Statistical analyses

Analyses were performed with the R version 4.3.2 software (R core team, 2022). Principal component analysis (PCA) was performed on the data to position species in relation to each other according to the nine biotechnical traits (r-package FactoMineR; Lê et al., 2008). We used General Linear Models (GLMs) to determine whether species and hormonal treatment influenced cutting growth. We included growing chamber as a contextual variable, since we had noticed a slight difference in growth between the two chambers. The effect of cutting size on growth was corrected for, by including the dry biomass of the cutting (cutting biomass). Chamber, cutting origin (Arc, Doron de Bozel or Romanche) and cutting biomass were then used as fixed effect. These two qualitative variables, which did not have enough classes, weren't considered as random effects. For the seven strictly positive traits with increasing values, total and maximum shoot length, maximum root length, mean root diameter, above and below ground biomass production and shoot to root ratio, which were the explanatory variables, we fitted the models with a Gamma distribution with a logarithmic transformation. The models were fitted with a Poisson distribution with a logit transformation for the two counting traits: shoot and root number. Each trait was fitted as a response to species (S. caesia, S. foetida, S. hastata or S. purpurea), hormonal treatment (with vs. without) and their interaction. The models were adjusted with the glm function in the R stats package, and assumptions of residual normality and homogeneity were evaluated with a variety of residual plots. To determine significant differences between species and treatments, post-hoc comparisons were conducted with the least-square means method (r-package lsmeans; Lenth, 2016). Statistical significance was set at 0.05.

3 Results

3.1 Cutting survival

All the cuttings of *S. caesia*, *S. hastata* and *S. purpurea* successfully resprouted, giving them a 100% survival rate. Conversely, two *S. foetida* cuttings did not resprout. These two cuttings had not undergone the hormone treatment, they both came from the Arc watershed, and they were placed in two different growing chambers. The survival rate for *S. foetida* was therefore 96%.

3.2 Multivariate analysis

We ran a Principal Component Analysis (PCA) to summarize the nine traits selected to characterize the four species. The first two axes capture 57.7% of the total inertia, *i.e.*, 35.3% for the first axis and 22.4% for the second (Figure 3.1). On the positive side, maximum root length, cumulative shoot length, and belowground and aboveground biomass best explain the first axis. Shoot number on the positive side and mean root diameter on the negative side contributed most to the second axis. This results in two main directions, (1) the upper right-hand quarter concentrates variables that describe cutting morphology with a high number and length of shoots and roots; and (2) the lower right-hand quarter concentrates variables that describe high mean root diameter and biomass allocation. A significant number of individuals were located at the center of the PCA, although two species stand out. S. hastata was stretched predominantly in the area with high mean root diameter and biomass allocation, while S. purpurea was stretched in the area with a high number and length of roots and stems. S. foetida and S. caesia were distributed similarly, with their centroids were more balanced between the two trends. Cutting biomass had a significant impact on the biomass variables. In the models, this variable exerted a positive influence on the majority of the growth variables (Table S.3.1). From one species to another, we observed significant morphological differences reflected by cutting diameter. S. purpurea and S. hastata had higher basal and apical diameters than did S. caesia and S. foetida (Table S.3.2).

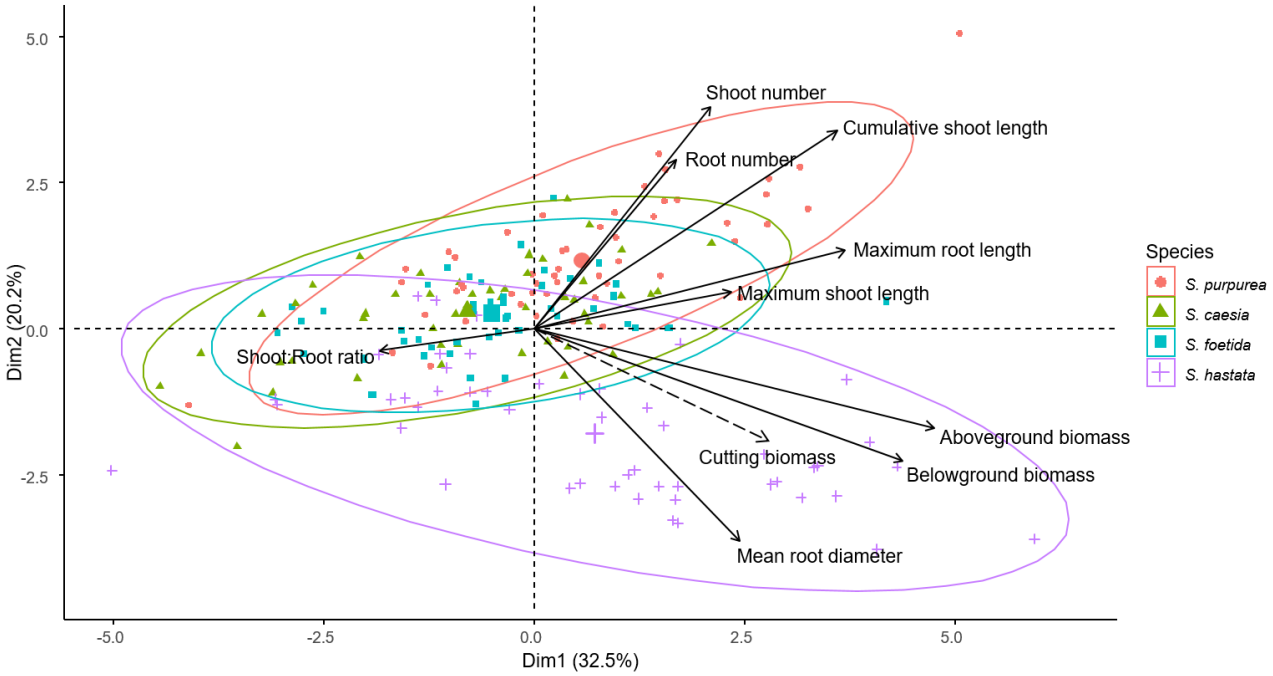


Figure 3.1 *Principal component analysis (PCA) of the nine biotechnical traits of interest for soil and water bioengineering, for 202 cuttings of four subalpine willow species. Species centroids are represented by a larger symbol. The dotted arrows represent a proxy of the initial cutting with the final cutting biomass*

3.3 Species performance and hormonal treatment effects

The results in Figure 3.2 show the estimated means (corrected by fixed effects) per trait for the treated and untreated cuttings of each species. The results are illustrated by photographs of the cuttings (Figure 3.3). For each species, Table 3.**2** shows the mean value and its standard error with and without treatment for each trait.

3.3.1 Aerial morphology traits

Maximum shoot length varied greatly within the species, ranging from 5 to 8 cm, but there was no significant difference among species (Figure 3.2B). *Salix purpurea* had a significantly higher cumulative shoot length, reaching 69 cm, whereas all other species remained below 45 cm (Figure 3.2A, C). Additionally, *S. purpurea* developed approximately eight shoots per cutting—about twice as many as the other species. In comparison, *S. caesia* and *S. foetida* produced between four and six shoots, while *S. hastata* had around three shoots per cutting (Figure 3.2C).

Hormonal treatment had no significant effect on aerial morphology traits (Figure 3.2A,B,C).

3.3.2 Root morphology traits

The maximum root length for *S. purpurea* was the highest among the species, with an estimated mean of 41 cm (Figure 3 – D). *S. foetida* was not significantly lower with an estimated mean of 35 cm. In contrast, *S. caesia* and *S. hastata* were significantly lower, with estimated means below 35 cm (Figure 2 – D). *S. hastata* had a significantly lower number of roots (estimated mean 24 cm) than the other species (estimated mean respectively 32, 34 and 32 cm for *S. caesia*, *S. foetida* and *S. hastata*) (Figure 3.2E). Additionally, *S. hastata* had a significantly (approximately 1.7 times) higher mean root diameter (Figure 3.2F, Figure 3.3C).

The hormone effect on root number was slightly negative for *S. hastata* and *S. purpurea*: about three fewer roots than the estimated mean (Figure 3.2E). The effect on mean root diameter was positive only for *S. caesia*, though magnitude was low at 9% (Figure 3.2F).

3.3.3 Resource allocation

There were no significant differences among species, but trends were observed (*p-value<0.1*). Mean aboveground biomass for *S. hastata* was 1.4 times higher than the other three species (Figure 3.2G, Figure 3.3C). *S. hastata* also had the highest belowground biomass, more than twice that of *S. caesia* and *S. purpurea* (Figure 3.2H, Figure 3.3A,C,D). However, there was a great deal of variability among *S. hastata* cuttings, and therefore *S. hastata* and *S. foetida* were not significantly different. *S. caesia* had the lowest biomass, both aboveground and belowground (Figure 3.2G, H, Figure 3.3A). *S. foetida* and *S. hastata* had the lowest shoot to root ratios (respectively 3.5 and 4.7), but there was no significant difference among species since variability among individuals of the same species was important (Figure 3.2I).

Hormonal treatment had no significant effect on aboveground or belowground biomass (Figure 3.2G,H).

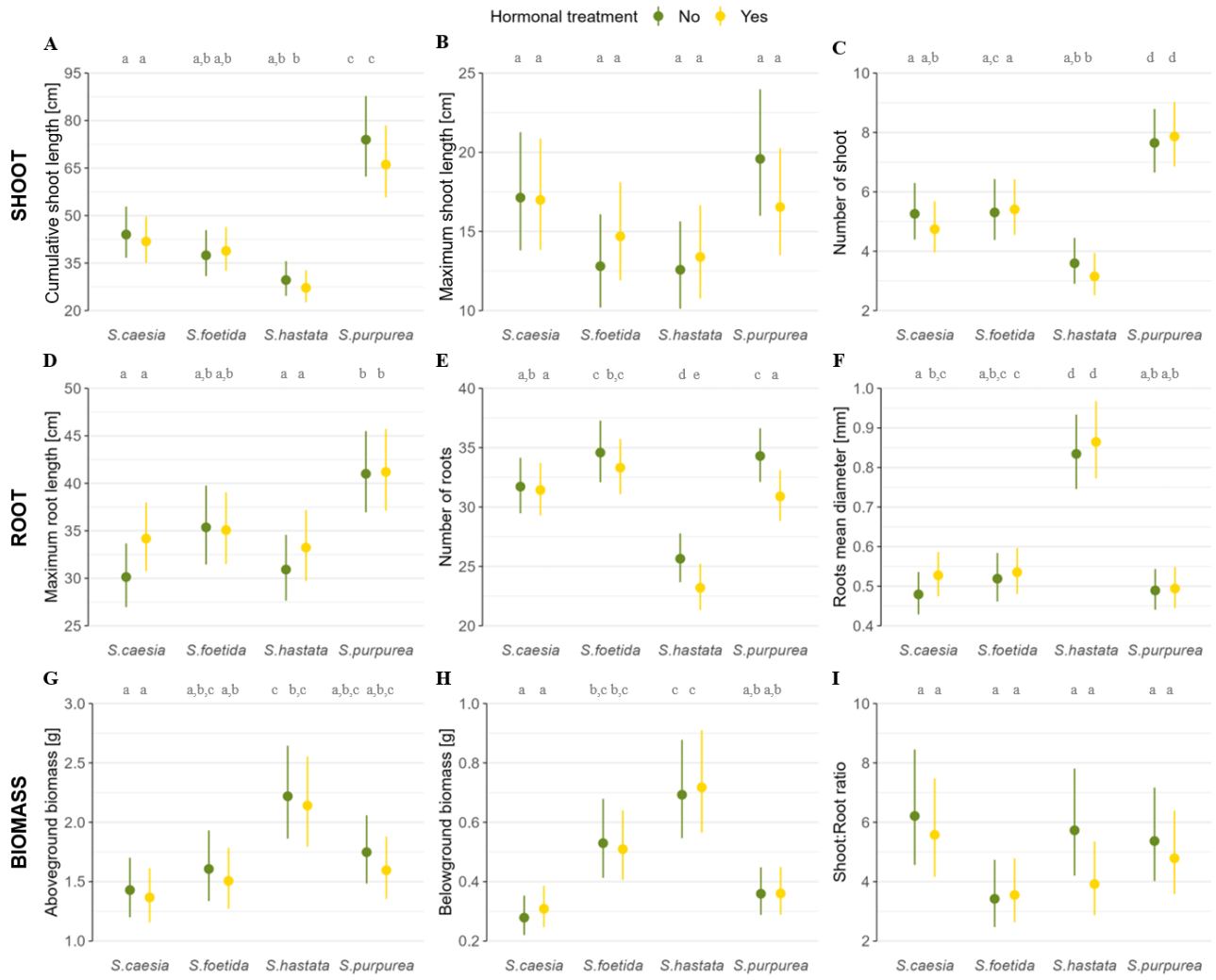


Figure 3.2 *Means (dot) and standard error (bars) per species for treated and untreated cuttings estimated by the models for each trait, taking into account the variance due to chamber, origin and biomass of the cutting: cumulative shoot length (A), maximum shoot length (B), shoot number (C), maximum root length (D), root number (E), root mean diameter (F), aboveground biomass (G), belowground biomass (H) and shoot to root ratio (I). Significant differences between species and treatment interactions at the 95% confidence level are indicated by the letters (a, b, c, d and e).*

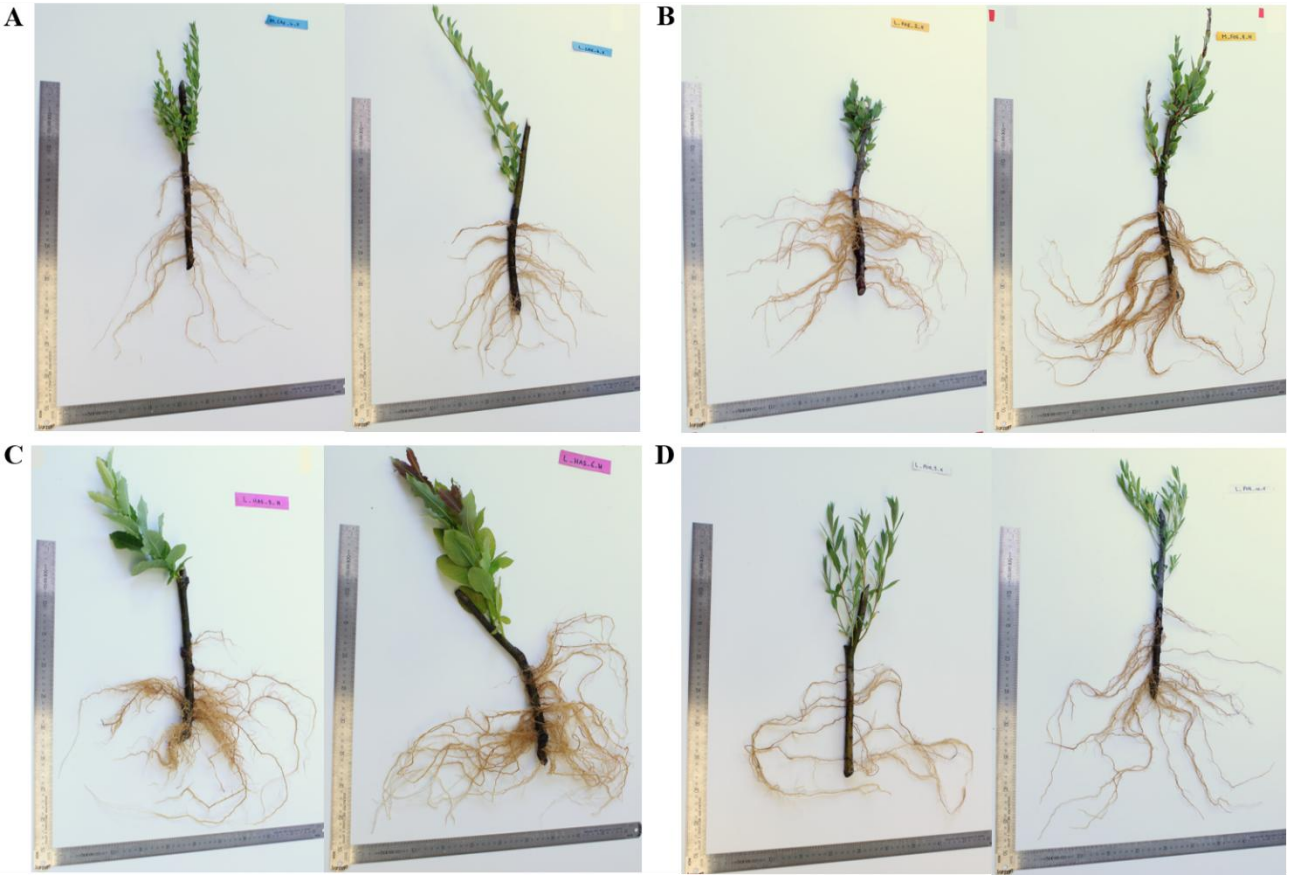


Figure 3.3 *Two non-treated four-month-old cuttings of each of the four willow species. (A) S. caesia, (B) S. foetida, (C) S. hastata, (D) S. purpurea*

Table 3.2 *Means and standard deviations for each species according to treatment (X without and H with hormonal treatment)*

		S. caesia		*S. foetida*		*S. hastata*		*S. purpurea*	
		X	H	X	H	X	H	X	H
Cumulative shoot length	cm	43.79 *± 29.39*	39.96 *± 18.2*	35.61 *± 16.82*	38.64 *± 17.42*	33.23 *± 13.7*	32.58 *± 14.56*	76.21 *± 33.01*	69.25 *± 30.31*
Maximum shoot length	cm	17.69 *± 10.38*	16.93 *± 8.65*	12.09 *± 4.97*	14.95 *± 11.65*	13.75 *± 4.71*	15.28 *± 5.33*	19.87 *± 6.67*	16.83 *± 7.02*
Number of shoots		5.21 *± 3.41*	4.69 *± 3.1*	5.05 *± 2.57*	5.36 *± 2.56*	3.75 *± 1.8*	3.40 *± 1.83*	7.77 *± 4.39*	8.00 *± 3.75*
Maximum root length	cm	29.93 *± 8.86*	34.06 *± 11.64*	33.84 *± 6.52*	34.68 *± 8.53*	30.58 *± 8.66*	33.82 *± 10.3*	40.75 *± 7.98*	40.63 *± 12.07*
Number of roots		31.46 *± 12*	31.12 *± 12.13*	33.82 *± 12.3*	32.88 *± 10.08*	26.96 *± 12.04*	24.76 *± 9.73*	34.69 *± 16.05*	31.54 *± 11.13*
Root mean diameter	mm	0.50 *± 0.17*	0.55 *± 0.21*	0.46 *± 0.13*	0.56 *± 0.2*	0.87 *± 0.4*	0.97 *± 0.33*	0.51 *± 0.17*	0.50 *± 0.18*
Aboveground biomass	g	1.38 *± 0.74*	1.28 *± 0.53*	1.43 *± 0.55*	1.44 *± 0.82*	2.62 *± 1.15*	2.84 *± 1.55*	1.76 *± 0.74*	1.66 *± 0.73*
Belowground biomass	g	0.28 *± 0.22*	0.29 *± 0.18*	0.46 *± 0.23*	0.47 *± 0.27*	0.77 *± 0.45*	0.88 *± 0.61*	0.35 *± 0.19*	0.36 *± 0.2*
Shoot :root ratio		6.14 *± 2.91*	5.45 *± 3.26*	3.43 *± 1.07*	3.45 *± 1.78*	7.15 *± 13.96*	4.35 *± 3.72*	5.41 *± 1.77*	5.04 *± 1.87*

4 Discussion

The survival rates for the four high-elevation willow species were excellent and the application of a growth hormone had very little effect on the growth of these species. A difference in development was observed among the four species. *S. hastata* had a dense root system and high aboveground biomass. In contrast, *S. purpurea* had numerous long shoots. Meanwhile, *S. caesia* and *S. foetida* exhibited an intermediate growth performance, between the two other species.

4.1 Cutting performance and growth: can subalpine willow species be used for SWBE?

4.1.1 Survival rate: the first step toward SWBE

The three subalpine shrub willows had excellent survival rates (between 96 and 100%), well above those reported in the literature. Schiechtl (1992) estimated a 50 % survival rate for *S. foetida* and *S. caesia*, and 70 % rate for *S. hastata*. *S. purpurea* also had an excellent survival rate under high elevation conditions (100 %), similar to results found in lowlands (Lavaine et al., 2015; Weissteiner et al., 2019; Solgi and Sahraei, 2022). These survival rates were significantly better than we expected (hypothesis *i*) and are promising results for the use of these species in SWBE since cuttings survival is a key factor in successful SWBE structures. However, though we mimicked subalpine conditions with cold temperatures, our approach remains experimental. The cuttings were not subjected to hydraulic stress, browsing or unexpected episodes of drought, flooding or frost that SWBE structures may experience during their first year (Leblois et al., 2022). Survival could be lower under natural conditions due to environmental stochasticity and variability in individual resistance to stress and disturbance.

4.1.2 Different growth strategies to fulfill SWBE functions

Cutting growth was assessed for their role in streambank protection across nine biotechnical traits. As we expected in our hypothesis (*ii)*, *S. caesia* and *S. foetida* had comparable growth rates, which were lower than for *S. purpurea*. However, we expected that the tree *S. purpurea* would grow faster than the shrub *S. hastata*, and this was not the case; *S. hastata* developed more biomass.

S. purpurea exhibited distinctive morphological traits, including numerous long shoots, long roots and low belowground biomass (Figure 3.2). Numerous long shoots may better protect the slope surface by acting as a covering layer, slowing down water velocity and erosion processes, and promoting sedimentation (Clark and Hellin, 1996; Florineth, 2012; Signorile et al., 2024). Numerous shoots enhance the plant's resilience to disturbance and facilitate regeneration following flooding events or grazing. Developing numerous long shoots ensures the plant's resilience to environmental disturbances from the earliest stages of development and offers good protection of the slope surface in SWBE structures. Long roots give the plant quick access to resources at greater depths. However, *S. purpurea*'s low belowground biomass resulted in low root density, thereby limiting the species' ability to anchor itself in the substrate and contribute to substrate cohesion. Furthermore, we observed that the roots broke off constantly as we manipulated them during uprooting, much more than the other three species. Weak roots contribute less to soil cohesion; biomechanical traits such as root tensile strength should be measured to highlight species differences. Finally, although *S. purpurea* growth under subalpine conditions was lower than in lowland conditions (Lavaine, 2013; Weissteiner et al., 2019), it remained sufficient to support SWBE functions.

S. hastata had higher biomass values than *S. purpurea*, both aboveground and belowground (respectively, 1.5 and 2.2 higher), despite its relatively limited length and number of shoots. Fewer shoots could suggest a reduced ability to withstand aerial disturbances. However, the thick dense roots (Figure 3.3) should maximize soil cohesion, protect the soil surface, reduce erosion potential and allow underground storage for plant resilience. This species should provide strong anchorage in the streambank and increase soil cohesion and stability (Stokes et al., 2009).

Together, *S. hastata* and *S. purpurea* have ecological strategies that complement each other, making them interesting candidates to use in combination to meet the different vegetation functions needed for SWBE.

For aerial morphology traits, the other two subalpine species, *S. caesia* and *S. foetida*, exhibited a strategy that was intermediate between the two species previously described. Their aerial systems had an average shoot length and number that fell between those of *S. purpurea* and *S. hastata*. Although to a lesser extent than *S. purpurea*, the two species also have good bank protection functions and demonstrate good resilience. This relatively similar aerial development is consistent with our field observations and with our hypothesis *(ii)*. The lower growth rate we found for *S. caesia* and *S. foetida* may be

attributed to the size of the cuttings, which were smaller, slimmer at the top, with a wide range of sizes and a tortuous shape (Table 3.1 and Table S.3.1). The importance of cutting diameter and length in the first years of growth for willow species has been demonstrated through several experiments (Weissteiner et al., 2019; Greer et al., 2006; Edelfeldt et al., 2018; Edelfeldt et al., 2015). Taken together, cutting biomass and morphology positively influenced growth (Table S.3.1). However, the morphology of individuals with tortuous shoots makes collecting high-quality cuttings challenging, with possible negative consequences on growth during the first season and, consequently, limiting their potential for utilization particularly for *S. caesia*, which exhibit variability in cuttings diameter (Table 3.1). *S. caesia* and *S. foetida* have less adapted biotechnical traits than the other two studied species, but they are still interesting for SWBE, and increase the potential number of species used in structures. Finally, *S. foetida* has a dense root system with the largest number of roots and second-highest belowground biomass (Figure 3.3), thus promising good anchorage.

Our observations were based on the first four months of growth, and differences among species may change in the second year. Root systems can expand significantly after the first year (Lavaine et al., 2015). Growth is also strongly influenced by cutting length (Breton et al., 2014; Solgi and Sahraei, 2022; Pollock et al., 2025). Additionally, though we replicated subalpine temperature and daylight conditions in our experiment, the absence of hydraulic and pedologic constraints *may have modified the root and aerial characteristics otherwise expressed in the field.*

4.2.2 Does hormonal treatment boost growth during the first growing season?

Using growth hormones for species with relatively low survival rates has sometimes been recommended in SWBE (Schiechtl and Horstmann, 1980; Venti et al., 2003). In our experiment, the IBA hormone treatment had no significant effect on aerial traits, maximum root length or aboveground and belowground biomass. A positive, though slight, effect was observed on the mean root diameter of *S. caesia* (an increase of less than 0.05 mm or 10%). As the effect was small and did not occur for other traits, we consider that using hormones on this species is of no interest for SWBE. For *S. hastata* and *S. purpurea*, a small significantly negative effect was observed on the number of roots (8 fewer roots or -9%), contradicting the expected effect of IBA on adventitious root induction (Ludwig-Müller, 2000; Ficko and Naeth, 2022; Quiñones Martorello et al.,

2020). In some other experiments, no significant effect of the hormone on root number was observed (Solgi and Sahraei, 2022; Yıldırım et al., 2020). Finally, since all the studied species with no hormonal treatment had good survival rates and robust root growth, we do not support using exogenous auxins such as IBA to enhance survival and growth. This simplifies implementation, reduces labor and costs, and facilitates large-scale deployment, which are advantageous for SWBE practices (Rauch et al., 2022).

4.2 Which SWBE techniques are appropriate for the four willow species?

SWBE techniques often rely on a range of species that together have all the biotechnical traits needed for protection and stabilization functions: quick rooting, rapid growth and important biomass production, particularly in the root system (Gray and Sotir, 1996; Stokes et al., 2009). Some techniques require specific additional biotechnical traits. This is the case for fascines, brush layering, log crib walls or vegetated riprap. The results were based on 30 cm cuttings of young wood, although longer and thicker cuttings are generally recommended for most SWBE techniques. This section provides recommendations for the use of four species in various types of SWBE as the findings give strong indications of a high potential to ensure different streambank stabilization functions. It should be noted, however, that growth performance may vary when using longer and thicker cuttings, and also in relation with environmental conditions.

Fascines require a large quantity of long, straight branches (1–2 m) that can take root and produce flexible ramifications capable of withstanding frequent floods (Zeh, 2007). The morphology of *S. hastata* cuttings and its extensive root development is perfectly suited for use in fascines and brush layering and the shoots provide significant mechanical support, even though they are a bit tortuous and rarely longer than 1.5 m (Figure 3.4). *S. purpurea* is already widely used in fascines due to its ubiquitous characteristic, high survival rate and the capacity to produce numerous long, straight and thick cuttings (Weissteiner et al., 2019). For *S. caesia* and *S. foetida*, obtaining cuttings or branches of sufficient size can be challenging due to their short, slender, tortuous and highly forked branches, making them less suitable for fascines (Figure 3.4). However, it may be worth incorporating these species in the form of live twigs fixed under the fascines or alongside other species in brush layers where they can also be planted (Didier et al., 2024). If it is difficult to find suitable cuttings for the three subalpine species, fascines can include a proportion of inert material (Zeh, 2007), such as

Alnus viridis (Chaix) DC. branches, which are straight and long. *Alnus viridis* is widely distributed along streambanks at these elevations (Rousset et al., 2025b). The use of inert materials to create bundles creates a structured form that can then include fine, tortuous cuttings of *S. caesia* and *S. foetida* that will ensure recovery.

Brush layering and log cribwalls require long cuttings about 1-1.5m long, high rooting capacity and significant aboveground systems to protect the SWBE structures from surface erosion. All four species are well-suited for these techniques. However, the use of *S. caesia* and *S. foetida* is limited by the length of the cuttings that can be collected in the field.

Most SWBE techniques involve the use of live or dead stakes, often made from willow (Gray and Sotir, 1996). For live poles, species must exhibit the capacity to produce straight, long branches (2-3m) with a significant diameter (8-20 cm). The three subalpine species appear to be unsuitable for use as live stakes due to their shrubby morphology. On the other hand, *S. purpurea* is well suited.

As the stability of certain types of mountain streambanks is naturally ensured by vegetation interwoven with large boulders, some streambanks can be restored with vegetated riprap (Rousset et al., 2025b). The chosen species must have strong rooting abilities since areas with enough soil are small and scattered among the blocks (Fischenich, 2003). Additionally, the species should be small in size, as taller trees are more likely to destabilize the structure if they tilt over. *S. hastata* and *S. foetida*, with their well-developed, extensive root systems and shrubby habit seem perfectly suited.

The mechanical contribution of *S. caesia* appears to have less potential in SWBE, although the species may be interesting in certain SWBE structures. Combining different species on SWBE sites enhances species diversity, which in turn improves worksite resilience to disturbances (*e.g.*, drought (Garssen et al., 2014), herbivory, flooding), and probably resistance to pests and plant diseases. Certain ecosystem functions may be optimized, including habitats for biodiversity and support for soil aggregate stability (Pohl et al., 2009). It has been suggested that combining root systems of different shapes is more effective for reinforcing soil (Stokes et al., 2009). The four species we studied often coexist in the natural environment (Bonin et al., 2013) (Figure 3.4). Combining them in SWBE structures could jump start an evolution towards a stable and functional natural streambank ecosystem.

The four studied species showed very good survival rates, which opens the possibility of using them on a wider scale beyond SWBE. They could be used in mountain land-use planning with a nature-based-solutions approach, for example, to restore catchment headwaters. Planning efforts are essential for preserving biodiversity and ecosystem services while addressing the urgent need to stabilize slopes and restore wetlands in these areas (de Jong, 2015). The three shrubby subalpine species studied herein are not restricted to streambanks and can be found in cool subalpine scrub, avalanche paths, wet and marshy meadows or wetlands. Their good biotechnical characteristics can also help stabilize and/or restore these ecosystems.

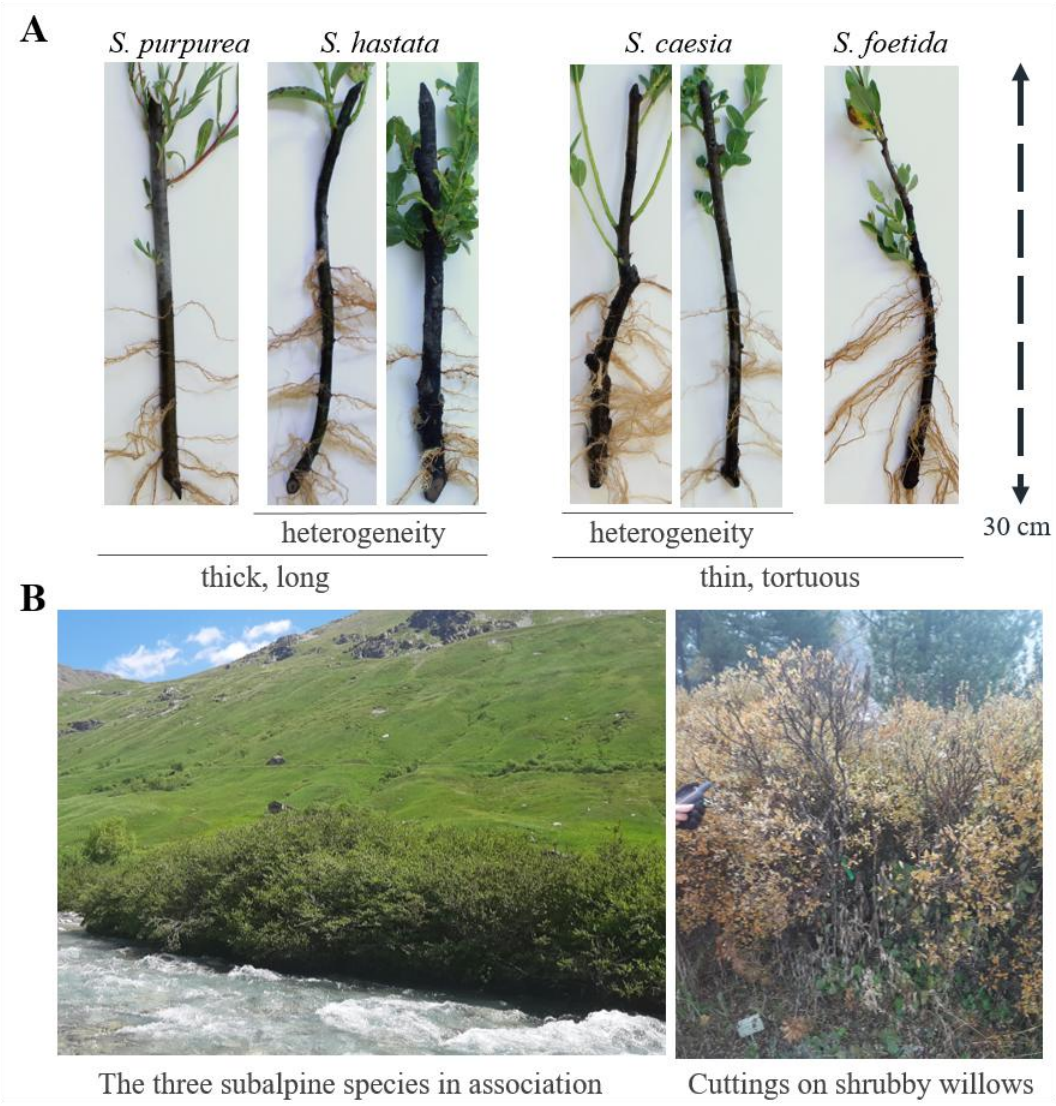


Figure 3.4 *Heterogeneity in the shape of cuttings among species and within certain species. Photos in (B) show an association of species in the natural environment and an example of thin tortuous cuttings taken from a shrub.*

5 Conclusion

The four subalpine species we studied *ex situ* showed interesting potential for use in SWBE at high elevations, with excellent survival rates and interesting aboveground and belowground growth, without use of a growth hormone.

- *S. purpurea*, a ubiquitous species, showed good survival and aerial growth comparable to the other species, even though growth was less than in lowland contexts. Its numerous long shoots are well suited to protect banks from surface erosion. *S. hastata* is an excellent new candidate for SWBE, characterized by a strong root system for anchoring. Used together, these two species fulfil bank protection and stabilization functions against erosion processes.
- Given their characteristics, *S. caesia* and *S. foetida* might be of less direct interest for riverbank protection but they still contribute to increasing biodiversity and the resilience of SWBE structures.

Our experiments were carried out under controlled conditions and lasted only four months. Further testing under *in situ* conditions, or directly in SWBE projects, is required to ensure that the use of these species in bioengineering is a worthwhile gamble.

Data availability

Rousset, Juliette; Menoli, Sarah; François, Adeline; Evette, André, 2025, "Ex-situ experiment to select willows for subalpine soil and water bioengineering structures", https://doi.org/10.57745/PYMXIW, Recherche Data Gouv

Acknowledgments

We sincerely thank Marie Didier for her invaluable assistance in harvesting cuttings in the field and Rachel Barrier for her dedicated support in the laboratory. We are also grateful to the Vanoise National Park for their financial support, which made this experiment possible. Additionally, we extend our appreciation to the staff at the Joseph Fourier Alpine Station (SAJF) for their continuous support and trust in shaping the future phases of this research.

Chapitre 4

Les saules de montagne : quels usages dans les ouvrages de génie végétal ? Etudes *in situ* des traits biotechniques de six espèces subalpines

Juliette Rousset [a], Adeline François [a], Zhun Mao [b], André Evette [a]

a. Univ. Grenoble Alpes, INRAE, UR LESSEM, 2 rue de la papeterie BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères, France

b. Univ. Montpellier, AMAP, INRAE, CIRAD, CNRS, IRD, Montpellier, France

This chapter is written in French.



Rejet de saule. Photo : Adeline François.

Résumé

La pérennité des ouvrages de génie végétal, ainsi que leur efficacité dans les fonctions de stabilisation et de protection des berges contre l'érosion, reposent en grande partie sur la capacité de reprise et la croissance de la végétation. Or, les connaissances sur les caractéristiques des saules à l'étage subalpin restent limitées, qu'il s'agisse des espèces ubiquistes présentes dans cette zone ou de celles qui y sont inféodées. Pourtant, la réussite et la diffusion de ces techniques dépendent en partie d'une bonne connaissance des performances de ces espèces.

Dans l'objectif de renforcer les résultats de l'expérimentation *ex situ* présentée au chapitre précédent, nous avons mis en œuvre des expérimentations de bouturage *in situ* portant sur six espèces de saules (subalpines : *Salix caesia*, *S. foetida*, *S. hastata* et ubiquistes : *S. daphnoides*, *S. myrsinifolia*, *S. purpurea*), à deux altitudes de l'étage subalpin : 1800 et 2100 mètres. Par ailleurs, une fascine expérimentale *in natura* a été installée en utilisant les boutures de *S. hastata*. L'ensemble de ces expérimentations a permis le suivi de différents traits biotechniques liés à la reprise et à la croissance sur deux saisons de végétation.

Les résultats obtenus montrent que l'ensemble des espèces étudiées présente un potentiel d'utilisation prometteur pour la mise en œuvre de divers ouvrages de génie végétal à l'étage subalpin. Selon les espèces, les conditions hydriques et la nature du substrat constituent des facteurs déterminants à prendre en compte : la croissance des boutures semble meilleure dans des substrats gravelo-sableux bénéficiant d'un contact régulier avec l'eau. La bonne reprise et le développement satisfaisant des différentes espèces permettent leur intégration conjointe dans diverses techniques de génie végétal, ce qui apporte des bénéfices structurels, une diversité sur les ouvrages pour assurer l'ensemble des fonctions de stabilisation et leur pérennité, ainsi qu'un accueil de la biodiversité. Par ailleurs, cette diversité végétale enrichit la qualité paysagère des aménagements, participant ainsi à leur acceptabilité sociale et à leur intégration harmonieuse dans le milieu naturel.

1 Introduction

Le succès des ouvrages de génie végétal repose en grande partie sur le maintien et le développement des espèces ligneuses implantées (Leblois et al., 2022). La sélection des espèces qui offre une protection efficace et rapide contre les processus érosifs passe par l'étude de leurs traits biotechniques. Ces traits sont des traits fonctionnels répondant à la fonction de protection et de stabilisation des berges de cours d'eau (Diehl et al., 2017a; Kuzovkina and Volk, 2009; Schiechtl and Stern, 1996). Les espèces identifiées dans les habitats riverains comme ayant des gammes de traits intéressantes pour répondre à cette fonction ont régulièrement fait l'objet d'expérimentations de bouturage (Francis et al., 2005; Keita et al., 2021; Mira et al., 2022) et ont également été installées dans des ouvrages expérimentaux pour évaluer et valider leur utilisation dans les ouvrages de génie végétal.

Le chapitre précédent a permis de mettre en évidence à travers une expérimentation de bouturage *ex situ* en chambre de culture (contrôle des conditions environnementales, simulations de conditions d'altitude) le potentiel d'utilisation de trois espèces arbustives subalpines encore peu utilisées : *Salix hastata, Salix foetida, Salix caesia.* Les traits biotechniques mesurés ont été comparés à ceux d'une espèce ubiquiste très utilisée en génie végétal dont les traits biotechniques ont été largement étudiés : *Salix purpurea* (Hörandl, 2002; Weissteiner et al., 2019). Les quatre espèces ont présenté des taux de reprise supérieurs à 96 %. La biomasse du système racinaire de *S. hastata* était plus importante que celle des autres supposant un meilleur apport de cohésion au sol. En revanche, *S. foetida* et *S. caesia* présentaient un nombre et une longueur plus importants de tiges, offrant une meilleure protection de la surface du sol par effet peigne (réduction de la vitesse du courant) et tapis (protection mécanique par les branches couchées).

L'étude de ces traits dans des conditions *ex situ* présente toutefois plusieurs limites. Le temps des expérimentations est relativement court (*i.e.*, ici restreint à une saison de végétation), or la deuxième année est centrale pour la reprise des boutures dans les ouvrages, car elle permet de s'assurer de l'acclimatation des espèces à leur environnement (Lavaine et al., 2015). Les conditions environnementales imposées dans les chambres de culture tendaient à reproduire des conditions climatiques subalpines, mais restaient idéales en termes d'environnement car les boutures n'ont pas été soumises au stress hydrique ou à des épisodes inattendus de sécheresse, d'inondation ou de gel fréquents dans les conditions naturelles, qui influencent la reprise et la croissance des boutures

(Pasquale et al., 2014). Ainsi, nous pouvons faire l'hypothèse que la survie pourrait être plus faible dans des conditions naturelles en raison de la variabilité climatique et saisonnière et des adaptations individuelles aux stress et perturbations. De plus, les contraintes environnementales influencent grandement la valeur de certains traits biotechniques. Par exemple, pour les espèces de saules, la structure du système racinaire est principalement influencée par les conditions environnementales des individus (accès à l'eau et aux minéraux, contraintes physiques dans le sol), plus que par l'espèce (Perona et al., 2022; Zanetti, 2010). L'étude des traits biotechniques d'individus s'étant développés en conditions naturelles (*in situ*) sur deux saisons de végétation permettrait de consolider les premiers résultats obtenus en condition *ex situ* et d'assurer une meilleure garantie de l'utilisation de ces espèces dans des ouvrages de génie végétal en altitude. Toutefois, il est assez compliqué de mettre en place en berge de cours d'eau des expérimentations de bouturage qui permettent d'étudier les traits biotechniques de plusieurs espèces de manière comparable. Les boutures sont soumises de manières hétérogènes à des aléas comme les processus d'érosion (en fonction de la position de la bouture par rapport au pied de berge et/ou par rapport à l'amont ou l'aval de la berge). De plus, l'étude des traits racinaires impose d'excaver le substrat sur une certaine profondeur ; action qui est rendu plus difficile en berge. Les études des traits biotechniques des boutures de saules directement en berge de cours d'eau imposent donc la mise en place de systèmes expérimentaux complexes et importants (Lavaine, 2013). La mise en place d'expérimentations *in situ* en parcelles permet, elle de s'affranchir de l'hétérogénéité des perturbations présentes sur les berges, d'étudier les systèmes racinaires et de réaliser les mesures sur plusieurs saisons de végétation tout en prenant en compte les contraintes climatiques et environnementales.

Ainsi, dans l'objectif de consolider les résultats des expérimentations *ex situ* réalisées dans le chapitre précédent, nous avons mis en place des expérimentations de bouturage sur deux sites possédant des conditions environnementales différentes (expérimentations *in situ*) ; l'une sur un talus herbacé à Val Thorens, l'autre dans un grand bac à sable expérimental dans le Jardin botanique du Lautaret. Les trois espèces de saules arbustives subalpines, *S. hastata*, *S. foetida* et *S. caesia*, ainsi que trois espèces de saules arbustives ubiquistes, *S. purpurea* toujours, *S. daphnoides Vill.* et *S. myrsinifolia Salisb.* ont été bouturées. Ces deux nouvelles espèces sont déjà utilisées en génie végétal à l'étage montagnard et sont largement distribuées à l'échelle des Alpes (Bonin et al., 2013; Rousset et al., 2025b). L'objectif ici est d'estimer leurs capacités biotechniques dans des

conditions environnementales subalpines. Ces expérimentations visent à estimer les taux de reprise et les croissances aériennes et racinaires, au-delà de 1800 mètres d'altitudes sur deux saisons de végétation.

Afin d'aller au bout de la démarche de transplantation de saules subalpins pour une utilisation en génie végétal, et à la lumière des résultats de l'expérimentation *ex situ* et de la première année de l'expérimentation *in situ*, nous avons confectionné un ouvrage expérimental en pied de berge sur un torrent à Val Thorens en utilisant *S. hastata*. Nous avons fait le choix de tester cette espèce dans une fascine de pied de berge car cette technique offre une bonne résistance mécanique (Leblois et al., 2024) et est la plus utilisée pour protéger les pieds de berge en France (Jaymond et al., 2021). Cette fascine expérimentale a pour objectif de valider l'utilisation de cette espèce dans des ouvrages. Cette fascine a été suivie sur deux saisons de végétation.

L'objectif de ce chapitre est de consolider l'évaluation des valeurs des traits biotechniques des saules ubiquistes et subalpins, en conditions réelles, au-dessus de 1800 mètres d'altitude et d'estimer si ces dernières sont suffisantes pour pouvoir utiliser ces espèces dans des ouvrages de génie végétal en altitude. Il s'agit de compléter les connaissances obtenues en chambre de culture (*ex situ*) grâce aux résultats d'expérimentations menées en conditions naturelles (*in situ*). La première partie présente les expérimentations *in situ*, et discute les résultats obtenus par rapport à ceux de l'expérimentation *ex situ*. La deuxième partie présente l'ouvrage de génie végétal expérimental et discute plus finement de l'utilisation de *S. hastata* dans des ouvrages de protection de berge.

2 Des expérimentations de bouturage en altitude

Ces expérimentations *in situ* visent à estimer les taux de reprise et les croissances aériennes et racinaires de six espèces de saules subalpins, dans des conditions climatiques d'altitude sur deux saisons de végétation. Dans la continuité de l'expérimentation *ex situ*, elles visent à approfondir les questions suivantes :

1. Les taux de reprise au bouturage sont-ils suffisant pour une utilisation de ces six espèces en génie végétal et varient-ils selon les conditions environnementales ?

Hypothèse : au regard des résultats des expérimentations *ex situ*, les taux de reprise des espèces subalpines arbustives sont adaptés pour une utilisation en génie végétal. Pour les espèces ubiquistes leur utilisation déjà importante en génie végétal jusqu'à l'étage montagnard laisse penser que leurs taux de reprise sont également suffisants. On considère que les taux de reprise sont adéquats pour une utilisation en génie végétal quand ils sont supérieurs à 70% (H.M. Schiechtl and Stern, 1997). On s'attend à ce que ces taux de reprise ne varient pas beaucoup en fonction des conditions expérimentales (talus ou sable), car ces espèces sont retrouvées dans des milieux variés.

2. Le développement des six espèces est-il adapté à une utilisation en génie végétal ? Certaines espèces ont-elles un développement plus optimal pour une utilisation en génie végétal ?

Hypothèse : au regard des résultats des expérimentations *ex situ*, nous nous attendons à ce que les espèces subalpines arbustives présentent des différences de croissance, que *S. hastata* ait des biomasses aériennes plus importantes que *S. foetida* et *S. caesia* mais avec moins de longueur de tige et des biomasses racinaires plus importantes que *S. purpurea* et *S. caesia*. On s'attend ainsi à retrouver des différences équivalentes à celles mises en avant lors de l'expérimentation *ex situ*. Sur la base des observations de terrain et des descriptions des espèces (Bonin et al., 2013; Schiechtl, 1992), nous nous attendons à ce que les espèces arborées aient une croissance aérienne plus importante que les espèces arbustives.

Pour l'expérimentation en sable, nous avons quantifié l'ajout de cohésion au sol induit par les systèmes racinaires des six espèces. L'objectif étant de qualifier la quantité et la qualité des racines pour estimer la cohésion et de proposer de nouvelles valeurs de résistance mécaniques des racines de saules. Les traits biotechniques racinaires sont

également mesurés pour estimer la participation des espèces à la fonction de stabilisation de berge.

3. Est-ce que les traits racinaires en terme de qualité et quantité et les cohésions estimées sont différentes entre les espèces et les types fonctionnels (arbustifs/arborés) ?

Hypothèse : nous nous attendons à ce que les biomasses racinaires des espèces ubiquistes arborées soient plus importantes que celles de *S. caesia* et *S. foetida* et que *S. hastata* ait une biomasse intermédiaire. Pour la qualité, pendant les manipulations des individus *ex situ* pour le déterrage et le lavage des racines nous avons remarqué que *S. purpurea* avait des racines qui se cassaient plus facilement et plus régulièrement que les trois autres espèces. On s'attend donc à ce que la qualité de ses racines soit plus faible.

Cette partie est présentée comme suit : mise en place des expérimentations *in situ* sur les sites sable et talus ; méthode et résultats des mesures de reprise et des traits aériens communs aux deux sites ; méthode et résultat des mesures des traits racinaires issus du site sable et enfin discussion de l'ensemble des résultats.

4.1 Choix des sites et mise en œuvre des expérimentations

4.1.1 Sites expérimentaux

Le potentiel d'utilisation des six espèces de saule a été testé sur deux sites expérimentaux avec des conditions environnementales différentes. Le premier site se situe au jardin expérimental de la station alpine Joseph Fourrier au col du Lautaret à 2 100 m d'altitude avec du sable de rivière roulé et lavé sur une profondeur de 30 à 40 cm posé sur une couche imperméable d'argile (Figure 4.1A, B). Cette zone expérimentale a l'avantage de se rapprocher des conditions d'une berge constituée d'un substrat alluvionnaire tout en permettant l'étude des systèmes racinaires. Le deuxième site expérimental se situe sur une pente enherbée dans la commune des Belleville en Savoie (site talus), à 1 800 m d'altitude (Figure 4.1C, D). De nombreuses espèces de saules sont présentes sur les pentes alentours. Le Tableau 4.1 résume les conditions environnementales des deux sites expérimentaux, les données météorologiques moyennes sur la période d'expérimentation sont présentées dans la Figure S.4.1 (températures et précipitations).

Tableau 4.1 *Description des sites expérimentaux*

Expérimentations	**Sable**	**Talus**
Localisation	6.400928 E, 45.036096 N Lautaret	6.543705 E, 45.302301 N Val Thorens
Altitude [m]	2 107	1 832
Exposition	Sud-Est	Nord
Pente [°C]	0	37 %
Composition du substrat	Sand (93.2 %), silt (5.2 %), clay (1.5 %)	Sand (37 %), silt (45.9 %), clay (17.2 %)
pH eau	9,18	5,19
Carbone organique du substrat [g/kg]	12	47,4
Habitat	Milieu vierge	Pelouse piétinée de montagne des replats enneigés
Traits mesurés sur les systèmes	Aérien et racinaire	Aérien



Figure 4.1 *Sites expérimentaux à gauche sable au Lautaret à l'installation (A, B), et à droite talus à Val Thorens en octobre 2022 (C, D).*

4.1.2 Récolte et préparation des boutures

Le protocole de récolte des boutures est détaillé dans la partie 1 du matériel et méthode du chapitre précédent (Chapitre 3, Rousset et al. 2025a). Brièvement, les six espèces ont été échantillonnées dans trois vallées alpines (Figure S.3.1), sur 26 individus par espèce. Quatre boutures de chaque individu ont été prélevées sur des branches de 1 à 2 ans portant des bourgeons, ce qui a donné un total de 624 boutures. La récolte a eu lieu à l'automne 2022, durant les deux premières semaines d'octobre. Les boutures ont été coupées à une longueur de 30 cm avec les extrémités biseautées. Leurs diamètres basal et apical ont été mesurés à l'aide d'un pied à coulisse, à un centimètre de chaque extrémité, comme indicateur de la morphologie de la bouture. Entre la récolte et la plantation, les boutures ont été stockées dans une chambre froide (entre -1 et 1°C) avec l'extrémité basale maintenue humide dans du papier.

4.1.3 Plantation

Pour chaque individu de saule, deux boutures ont été conservées pour le site sable au Lautaret et deux autres pour le site talus à Val Thorens, soit un total de 312 boutures pour chaque site (*6 espèces × 26 individus × 2 réplicats*). Les boutures ont été plantées selon un plan aléatoire (tirage) en rangs espacés de 30 cm, et distants de 30 cm. Un avant-trou de 15-20 cm a été réalisé à l'aide d'une tige métallique d'un centimètre de diamètre. Les boutures ont été insérées à 20 cm de profondeur dans le substrat. Le substrat a été pressé contre les boutures à l'aide d'une gouge afin d'éviter les poches d'air. Un arrosage en fin de plantation a eu lieu pied par pied. Nous avons effectué le suivi et les mesures à la fin des deux premières saisons de croissance en octobre 2023 et 2024.

5.3 Mesure des traits biotechniques et résultats

5.3.1 Etude du taux de reprise

i. Méthode

Les individus ayant repris, c'est-à-dire ceux pour lesquels on observe des organes aériens vivants (Jean et al., 2020) ont été comptabilisés à la fin de chaque saison de végétation soit en septembre 2023 et septembre 2024. Les deux dispositifs expérimentaux ont été analysés séparément. L'effet des covariables (diamètre initial de la bouture et origine) sur le taux de reprise a été testé avec des régressions logistiques mixtes.

ii. Résultats

Pour le site sable, les taux de reprise étaient excellents pour les six espèces, supérieurs à 90 % la première et la deuxième saison de végétation (Tableau 4.2). Pour le site talus, la reprise des espèces arborées (*S. purpurea*, *S. daphnoides*, *S. myrsinifolia*...) était excellente la première saison, supérieure à 90 % (Tableau 4.2). *S. hastata* et *S. foetida* ont montré des reprises un peu plus faibles mais correctes entre 70 et 80 %. En revanche, parmi les boutures ayant passé la première saison, les taux de reprise de la deuxième saison étaient supérieurs à 81 %, sauf pour *S. daphnoides*. L'origine des boutures ou leur diamètre n'expliquaient pas significativement les variations de taux de reprise.

Tableau 4.2 *Taux de reprise (en %) des six espèces de saules pour les expérimentations ex situ et in situ, les nombres d'individus repris sur l'ensemble des individus plantés est présenté en Tableau S.4.1. Le taux de reprise de la deuxième saison de végétation est estimé par rapport aux nombres de boutures reprises à la fin de la première saison de végétation.*

		S. caesia	*S. foetida*	*S. hastata*	*S. daphnoides*	*S. myrsinifolia*	*S. purpurea*
Ex situ		100	96	100			100
Sable	**2023**	98	98.1	90.4	90.4	94.2	100
	2024	100	97.2	90.6	93.9	94.1	97.3
Talus	**2023**	88.5	78.8	74	92.3	90.4	100
	2024	96.8	84.6	90.5	66.7	81.8	100

5.3.2 Etude des traits biotechniques aériens

i. Méthode

Les traits biotechniques aériens (longueur cumulée et biomasse aérienne) ont été mesurés à la fin des deux saisons de végétation. La longueur cumulée des tiges a été obtenue en mesurant avec un réglet la totalité des tiges émergentes de la bouture ainsi que leurs ramifications. La première année cette mesure a été effectuée sur tous les individus ayant repris, la deuxième année sur l'ensemble des individus ayant repris du site talus et sur une sélection aléatoire de 15 à 22 individus par espèces du site sable. Pour la biomasse aérienne parmi un échantillon d'individus, les parties aériennes (tiges + feuilles) ont été récupérées, séchées à 80 °C jusqu'à l'obtention d'un poids constant puis pesées. La première année, 15 individus par espèces ont été sélectionnés aléatoirement, la deuxième année, l'ensemble des individus ayant repris ont été prélevés, ce qui correspond à plus de 30 individus par espèce. Les nombres d'individus mesurés par traits et par année sont présentés en annexe 3 de ce chapitre.

Les deux dispositifs expérimentaux ont été analysés séparément. L'effet des espèces sur les variables de croissance a été estimé avec des modèles linéaires généralisés (General Linear Models – GLMs), en suivant la même méthodologie qu'au chapitre précédent. Les covariables ont été utilisées en effet fixe selon les modèles (diamètre initial des boutures, origine, taux de recouvrement en herbacées hautes) pour corriger leurs effets. Le modèle le plus parcimonieux possible, c'est-à-dire prenant en compte uniquement les covariables qui permettent d'expliquer la variance, a été sélectionné par la méthode de critère AIC. Pour la longueur cumulée et la biomasse les modèles ont été ajustés avec des distributions Gamma et une transformation logarithmique. Le nombre de tige a été ajusté avec une distribution de Poisson et une transformation loggit. Chaque trait a été ajusté comme une réponse à la variable espèce. Les modèles ont été ajustés à l'aide de la fonction *glm* du paquetage R stats, et les hypothèses de normalité et d'homogénéité des résidus ont été évaluées à l'aide d'une variété de diagrammes résiduels. Pour déterminer les différences significatives entre les espèces, des comparaisons post-hoc ont été effectuées avec la méthode des moindres carrés (r-package lsmeans ; Lenth, 2016). Le seuil de signification statistique a été fixé à 0,05.

ii. Résultats

Sur les longueurs cumulées, l'effet espèce a été significatif ($p < 0.001$, Tableau S.4.2, Tableau 4.3), et l'effet du diamètre basal de la bouture n'a été significatif que pour le site talus, et ce pour les deux saisons de végétation ($p < 0.001$).

Les longueurs cumulées observées pour le site talus ont été très faibles pour les six espèces (Tableau 4.3, Figure 4.2). Par exemple, après deux années, la longueur cumulée maximale mesurée pour *S. caesia* n'a atteint que 55 cm. La croissance interannuelle (*croissance 2023/croissance 2024*) a été très faible, le taux étant inférieur à 2. Les ordres de grandeur atteints en deuxième année étaient comparables à ceux observés en conditions *ex situ* après 4 mois de croissance, suggérant un développement limité dans ces conditions environnementales.

En revanche, dans le sable, après deux saisons de végétation, toutes les espèces ont montré une croissance importante (Figure 4.2), à l'exception de *S. hastata*, dont la performance est restée modérée (Tableau 4.3). Parmi les espèces arbustives, *S. caesia* a présenté une croissance comparable à celle de *S. myrsinifolia* et *S. daphnoides*, tandis que *S. purpurea* s'est distingué par une croissance particulièrement importante entre 2.5 et 6 fois plus que les trois autres espèces la deuxième saison. En revanche, *S. daphnoides* a affiché le taux de croissance le plus élevé. Dans l'ensemble, la première saison les espèces arbustives ont présenté des ordres de grandeur de croissance similaires entre les expérimentations *in situ* dans le site sable et *ex situ*, au contraire de *S. purpurea*, dont la croissance a été multipliée par 2.6 en conditions *in situ* dans le site sable.

Tableau 4.3 *Longueur cumulée des tiges des espèces de saules pour les différentes expérimentations réalisées (moyenne estimée par les modèles et écart-type). Pour chaque ligne, les lettres correspondent aux différences significatives entre espèces, les couleurs permettent de visualiser plus rapidement et la valeur la plus élevée est mise en évidence en gras.*

		S. hastata	*S. foetida*	*S. caesia*	*S. myrsinifolia*	*S. daphnoides*	*S. purpurea*
Ex situ		28.5 [a] ± 1.9	38.1 [b] ± 2.6	42.8 [b] ± 2.8			70 [c] ± 4.3
Sable	**2023**	21.6 [a] ± 1.9	35 [b] ± 2.9	50 [c] ± 4.2	49.1 [c] ± 4.1	66.2 [c] ± 5.7	**179.8** [d] ± 14.7
	2024	98.1 [a] ± 26.2	424.3 [b] ± 101.2	758.3 [b, c] ± 193.3	680.4 [b, c] ± 145	1117.6 [c, d] ± 266.7	**2850.3** [d] ± 725.3
	Facteur	4.6	12.1	15.2	13.9	**16.9**	15.9
Talus	**2023**	15.2 [a] ± 1.4	22.1 [b] ± 1.8	30.1 [b] ± 2.4	27.8 [b] ± 2.2	25.5 [b] ± 2	**45.8** [c] ± 3.4
	2024	30.1 [a] ± 3.9	38.1 [a, b] ± 4.5	**54.7** [b] ± 5.6	43.51 [a, b] ± 4.7	32.9 [a] ± 3.9	44.4 [a, b] ± 4
	Facteur	**2**	1.7	1.8	1.6	1.3	1

Les résultats de la biomasse aérienne ont confirmé les tendances de croissance observées sur le site talus : la production est restée très faible, avec même une perte de biomasse pour certaines espèces entre les deux saisons de végétation (Tableau 4.4). L'effet espèce n'a pas été significatif la première année ($p = 0.336$), contrairement à la deuxième année, même si celui est resté faible ($p = 0.003$). La variance était majoritairement expliquée par le diamètre des boutures ($p < 0.001$). Les ordres de grandeur mesurés la deuxième année étaient de 1.5 à 2 fois inférieurs à ceux obtenus en conditions *ex situ*.

En revanche, dans le sable, les espèces arborées ont présenté une biomasse élevée dès la première saison de végétation. L'effet espèce a été fort ($p < 0.001$) et l'effet diamètre n'a pas été significatif (2023, $p = 0.293$ et 2024, $p = 0.606$) (Tableau S.4.2). Pour les espèces arbustives, *S. caesia* s'est distinguée par une production de biomasse équivalente à celle des espèces arborées, alors que *S. hastata* et *S. foetida* ont montré des performances plus faibles (Tableau 4.4). *S. purpurea* a nettement dominé, avec une biomasse 2 à 18 fois plus forte que les autres espèces la première et la deuxième année. *S. daphnoides* a affiché le taux de croissance le plus important entre les deux années (comme pour la longueur cumulée des tiges). En comparaison avec les conditions *ex situ*, *S. caesia* a montré des résultats similaires, tandis que *S. hastata* et *S. foetida* ont été plus performantes en conditions *ex situ*. *S. purpurea* a présenté une différence majeure entre les biomasses *in situ* dans le site sable et *ex situ*, 7.7 fois plus élevée en *in situ* dans le site sable, et une différence de près de 100 fois entre les sites talus et sable.

Tableau 4.4 *Biomasse aérienne des espèces de saules pour les différentes expérimentations réalisées. Pour chaque ligne, les lettres correspondent aux différences significatives entre espèces, les couleurs permettent de visualiser plus rapidement et la valeur la plus élevée est mise en évidence en gras.*

		S. hastata	*S. foetida*	*S. caesia*	*S. myrsinifolia*	*S. daphnoides*	*S. purpurea*
Ex situ		**2.18** [b] *± 0.14*	1.56 [a] *± 0.1*	1.39 [a] *± 0.09*			1.67 [a] *± 0.1*
Sable	**2023**	1.44 [a] *± 0.26*	1.35 [a] *± 0.24*	2.21 [a, b] *± 0.40*	2.97 [b] *± 0.52*	3.54 [b] *± 0.65*	**9.29** [c] *± 1.64*
	2024	4.42 [a] *± 0.8*	9 [b] *± 1.45*	17.16 [c] *± 2.74*	26.48 [c, d] *± 4.47*	46.35 [d, e] *± 7.97*	**80.17** [e] *± 12.53*
	Facteur	3.1	6.7	7.8	9	**13.1**	8.6
Talus	**2023**	0.78 [a] *± 0.11*	0.74 [a] *± 0.11*	0.84 [a] *± 0.12*	0.93 [a] *± 0.13*	1.02 [a] *± 0.14*	1.1 [a] *± 0.16*
	2024	1.05 [a, b] *± 0.15*	0.86 [a, b] *± 0.12*	1.14 [a, b] *± 0.13*	**1.32** [b] *± 0.16*	0.79 [a] *± 0.11*	0.78 [a] *± 0.08*
	Facteur	1.3	1.2	**1.4**	**1.4**	0.8	0.7



Figure 4.2 *Photos des boutures sur les différents sites à la fin des différentes saisons de végétation. Les photos de la colonne de droites illustrent les boutures de s. myrsinifolia, celles de la colonne du milieu de S. daphnoides et celles de droite présentent une vue d'ensemble des expérimentations.*

5.3.3 Étude des traits biotechniques racinaires

Les traits racinaires ont été étudiés uniquement sur le site sable au Lautaret, facilité par le substrat sableux.

i. Méthodes

Estimation de la quantité de racine

La biomasse racinaire a été mesurée la première saison de végétation sur les individus dont le système aérien avait été prélevé (15 individus par espèces) et sur 15 individus sélectionnés aléatoirement la deuxième année. Les boutures ont été sorties délicatement de terre à l'aide d'une bêche avec le volume de substrat autour. Le système racinaire a ensuite été tamisé et rincé à l'eau. Les racines ont été lavées une deuxième fois au laboratoire, puis séchées 48 heures à 80 °C et pesées. Le rapport tige/racine a été obtenu en faisant le rapport des biomasses aériennes et racinaires pour les individus comptant les deux mesures. Les analyses statistiques sont les mêmes que pour les traits aériens.

La première saison de végétation, le rapport racines sur surface (*Root Area Ratio - RAR*) a été estimé, c'est le rapport entre la surface totale de la section transversale des racines divisée par la surface du profil de sol analysé (Bischetti et al., 2005). Pour trois boutures par espèce, une tranchée a été creusée le long de la bouture ligneuse afin d'exposer un profil frais du sol. Une grille de neuf quadrats de 10 × 10 cm a été centrée sur la bouture (Figure 4.3A). Pour chaque quadrat les racines ont été comptées par classe de diamètre à l'aide d'un pied à coulisse (D_r : 0 - 1 : 0,5 ; 1 - 2 : 1,5 ; 2 - 5 : 2,5 mm) (Figure 5). La surface de section transversale des racines par rapport à la surface des quadrats a été estimée pour les neuf quadrats avec la relation suivante (Mao et al., 2012):

$$RAR = 100 \cdot \frac{\pi}{4*A} \cdot \sum_{i=1}^{I} (d_i^2 \cdot N_i) \qquad \text{(Equation 1)}$$

A est la section transversale pour laquelle le RAR est calculé (0,1 x 0,1 m dans notre cas), i est le nombre de classes de diamètre racinaire, et d_i et N_i sont respectivement le diamètre racinaire et le nombre observé de racines dans la classe i. L'ensemble des racines des 3 individus des 6 espèces (18 individus au total) ayant fait l'objet de la mesure de RAR ont été soigneusement récupérées dans le sable à l'aide d'un tamis et lavées à l'eau. La biomasse racinaire des individus a ensuite été mesurée comme précédemment.

Estimation de la qualité des racines

Lors de la première saison de végétation, sept individus par espèce ont été déterrés pour l'estimation de la résistance à la traction (*root tensile strength* - T_r). Les boutures ont été transférées dans des pots avec leur substrat et transportées à Montpellier. Sur place, les racines ont été lavées à l'eau et tamisées. Pour chaque individu, deux types de racines ont été sélectionnés : les racines émergeant directement des boutures ($R1$) et les racines connectées aux racines émergentes ($R2$). Deux échantillons ont été prélevés sur chaque type de racine (*2 types de racines* × *2 échantillons* × *7 individus* soit 28 échantillons par espèce et 168 échantillons au total) (Figure 4.3B). Les méthodes utilisées pour les essais mécaniques sur les racines et l'estimation des grandeurs mécaniques ont suivi le protocole établi par Mao et al. (2018). Pour chaque segment de racine sélectionné, trois images haute résolution ont été prises à trois endroits différents : au milieu et près de chaque extrémité du segment de racine. Pour chaque image, le diamètre a été mesuré trois fois à trois endroits choisis au hasard le long du segment de racine. Neuf mesures de diamètre ont été obtenues pour chaque échantillon racinaire. La moyenne de ces neuf diamètres (d, en mm) a été utilisée pour calculer la résistance (*strength*), la rigidité (*stiffness*) et la dureté (*toughness*).

Les essais mécaniques ont été réalisés avec une machine d'essai de traction appliquant une vitesse de déformation constante de 10 mm/min (appareil de l'UMR AMAP) (Figure 4.3C). Un dispositif de serrage spécialement conçu a été utilisé pour minimiser les dommages aux racines, au niveau des points de serrage, des bandes de papier de verre et de l'adhésif cyanoacrylate pour éviter le glissement (Giadrossich et al., 2017). Pour chaque segment de racine testé, la longueur initiale de la racine (c'est-à-dire la distance entre les deux pinces, L0, en mm) (Figure 5) a été mesurée à l'aide d'un pied à coulisse et est à minima 20 fois supérieure au diamètre de la racine. Après le début de l'essai, une courbe a été enregistrée entre la charge de traction ou la force (F, en N) et le déplacement de la racine (L, en mm, défini comme la déformation absolue de la racine). Les mesures ont été prises automatiquement jusqu'à la rupture de la racine. La contrainte (σ, *root tensile stress*, en MPa) a été obtenue en divisant la charge maximale (F, N) par la surface de la section transversale de la racine (m^2), estimée avec le diamètre moyen (Eq. 2). La déformation a été évaluée comme la déformation relative par rapport à la longueur initiale L0 (ε, *root strain/deformation*, en %) (Eq. 3). La résistance à la traction de la racine (T_r ; en MPa) correspond à la contrainte maximale (Eq. 4).

$$T_r = \frac{4 \cdot F_r}{\pi \cdot d^2} \quad \text{(Equation 2)}$$

$$\varepsilon = \frac{\Delta L}{L0} \quad \text{(Equation 3)}$$

$$T_r = \max(\sigma) \quad \text{(Equation 4)}$$

La relation entre la résistance à la traction des racines (T_r) et le diamètre (D) est généralement exprimée par une fonction de loi de puissance (Vergani et al., 2012) :

$$T_r = A \cdot D^B \quad \text{(Equation 5)}$$

Où A et B sont des constantes empiriques dépendant de l'espèce. Trois modèles ont été ajustés à l'aide de la méthode des moindres carrés non linéaires : un modèle global avec des paramètres A et B communs à toutes les espèces, un modèle spécifique à chaque espèce où les paramètres A et B ont été estimés pour chaque espèce individuelle, et un modèle qui a estimé les coefficients au sein de chaque type fonctionnel. Pour tester l'effet statistique de l'espèce et du type fonctionnel sur les paramètres du modèle, des tests de rapport de vraisemblance ont été effectués à l'aide de la fonction *anova* du logiciel de base R.

Estimation de la cohésion racinaire

Le renforcement des racines, défini comme la contribution mécanique des racines à la stabilité du sol, peut être évalué à l'échelle de chaque espèce. Le modèle le plus répandu pour la cohésion des racines est le modèle de Wu (1976) et Waldron (1977) (Eq. 6).

$$c_r = 1000 \cdot k' \cdot T_r \cdot \frac{A_r}{A} = 1000 \cdot k' \cdot A \cdot \sum_{i=n}^{N} D_i^B \cdot \frac{A_{r_i}}{A} \quad \text{(Equation 6)}$$

Où, 1000 est le convertisseur d'unité pour obtenir c_r en kPa ; A_r, est la section transversale de racine (en m²) ; A, est la surface du sol (en m²) et le terme A_r / A est le rapport surface racine (RAR, sans dimension) ; T_r est la résistance à la traction de la racine (en MPa) ; k', 0,5 (Wu, 1976).

La cohésion a été estimée pour chaque quadrat effectué lors de la mesure du RAR (Figure 4.3A).



Figure 4.3 *Mesures des différents traits racinaires. (A) Rapport surface-racine (RAR), (B) échantillons de racine pour les mesures de traction, (C) mesures de traction racinaire.*

ii. Résultats

Biomasse racinaire

L'effet espèce a été très fort sur la biomasse racinaire pour les deux saisons ($p < 0.001$) et l'effet du diamètre basal a été significatif la deuxième saison ($p < 0.001$). Dès la première saison de végétation, la biomasse racinaire s'est révélée globalement plus importante en condition *in situ* qu'*ex situ*, avec des valeurs relativement équivalentes entre les espèces, à l'exception de *S. purpurea*, qui s'est distingué par une biomasse légèrement supérieure (Tableau 4.5). Au cours de la deuxième saison, les espèces *S. hastata* et *S. foetida* ont présenté des biomasses racinaires faibles, tandis que *S. caesia* et *S. myrsinifolia* ont affiché des valeurs intermédiaires par rapport à *S. daphnoides* et *S. purpurea* qui se sont nettement démarquées par une très forte production racinaire, multipliée par 8 entre les deux années. Ces résultats ont contrasté avec les observations en conditions *ex situ* : *S. caesia*, qui présentait le plus faible développement racinaire, a montré ici une croissance plus marquée, tandis que *S. hastata*, plus performante en *ex situ*, a présenté une biomasse racinaire limitée en expérimentation *in situ*.

Tableau 4.5 *Biomasse souterraine des espèces de saules pour les différentes expérimentations réalisées. Pour chaque ligne, les lettres correspondent aux différences significatives entre espèces, les couleurs permettent de visualiser plus rapidement et la valeur la plus élevée est mise en évidence en gras.*

		S. hastata	*S. foetida*	*S. caesia*	*S. myrsinifolia*	*S. daphnoides*	*S. purpurea*
Ex situ		**0.71** [b] ± 0.06	0.52 [b] ± 0.04	0.29 [a] ± 0.02			0.36 [a] ± 0.03
Sable	**2023**	0.84 [a, b, c] ± 0.13	0.74 [a] ± 0.11	0.80 [a, b] ± 0.13	1.35 [b, c] ± 0.2	1.21 [a, b, c] ± 0.18	**1.50** [c] ± 0.22
	2024	2.09 [a] ± 0.39	2.53 [a, b] ± 0.49	4.33 [a, b] ± 0.81	4.85 [b] ± 0.91	10.26 [c] ± 1.92	**12.64** [c] ± 2.36
	Facteur	2.5	3.4	5.4	3.6	**8.5**	**8.4**

Les rapports des biomasses aériennes sur biomasses racinaires ont été inférieurs à 3 pour toutes les espèces sauf *S. purpurea* la première année (Tableau 4.6). Ces rapports ont été beaucoup plus élevés dans l'expérimentation *ex situ* et sont restés plus faibles ou équivalent la deuxième saison. Pour *S. purpurea* le rapport est resté le même d'une saison à l'autre. Il a quasiment doublé pour *S. myrsinifolia* et *S. daphnoides*.

Tableau 4.6 *Rapport biomasse aérienne sur la biomasse racinaire pour les différentes expérimentations réalisées. Pour chaque ligne, les lettres correspondent aux différences significatives entre espèces, les couleurs permettent de visualiser plus rapidement et la valeur la plus élevée est mise en évidence en gras.*

		S. hastata	*S. foetida*	*S. caesia*	*S. myrsinifolia*	*S. daphnoides*	*S. purpurea*
Ex situ		4.8 [a, b] ± 0.6	3.5 [a] ± 0.4	5.9 [b] ± 0.7			5.1 [a, b] ± 0.6
Sable	**2023**	1.7 [a] ± 0.2	2.1 [a] ± 0.3	2.4 [a] ± 0.4	2.5 [a] ± 0.3	2.8 [a] ± 0.4	5.4 [b] ± 0.7
	2024	2.3 [a] ± 0.2	3.3 [a, b] ± 0.4	4.2 [b, c] ± 0.5	4.2 [b, c] ± 0.5	5.7 [c, d] ± 0.7	7.7 [d] ± 1

Qualité des racines

La relation de puissance entre la résistance à la traction des racines (T_r) et le diamètre des racines (Eq. 5) n'a pas été significativement différente entre les six espèces ($p = 0.551$) ni entre les types fonctionnels (arbustives subalpines ou arborées ubiquistes) ($p = 0.556$). La qualité des racines a ainsi été la même d'une espèce à l'autre la première saison de végétation. Un modèle global a suffi à représenter le comportement des racines des six espèces de saules la première année de végétation. Le modèle ajusté a suivi la relation (5) avec A = 4.466 ± 0.21 ($p < 0.0001$) et B = - 0.058 ± 0.07 ($p = 0.38$). Le modèle n'a pas été significatif sur l'exposant, suggérant une absence de dépendance entre la résistance à la traction et le diamètre. Le diamètre n'a donc eu aucun effet sur ce trait mécanique et les racines ont présenté le même comportement d'une espèce à l'autre.

Cohésion racinaire

Le type fonctionnel a eu un effet significatif fort sur la cohésion racinaire ($p < 0.001$), tandis que les effets espèces et profondeur n'ont pas été significatifs (respectivement, $p = 0.868$ et $p = 0.3185$). L'observation qualitative de la cohésion racinaire a révélé une légère différence entre les espèces (Figure 4.4). Les espèces ubiquistes arborées (*S. daphnoides*, *S. myrsinifolia* et *S. purpurea*) ont présenté des cohésions racinaires plus élevées et ont occupé tout l'espace. *S. purpurea* a montré une cohésion racinaire maximale centrée autour de la bouture proche de la surface du sol tandis que pour les deux autres la cohésion était maximale à la base des boutures. Les espèces arbustives ont présenté des cohésions racinaires moindres, plutôt centrées autour des boutures.

La biomasse racinaire n'a pas expliqué significativement la variation du rapport racine/surface, RAR ($p = 0.05$).

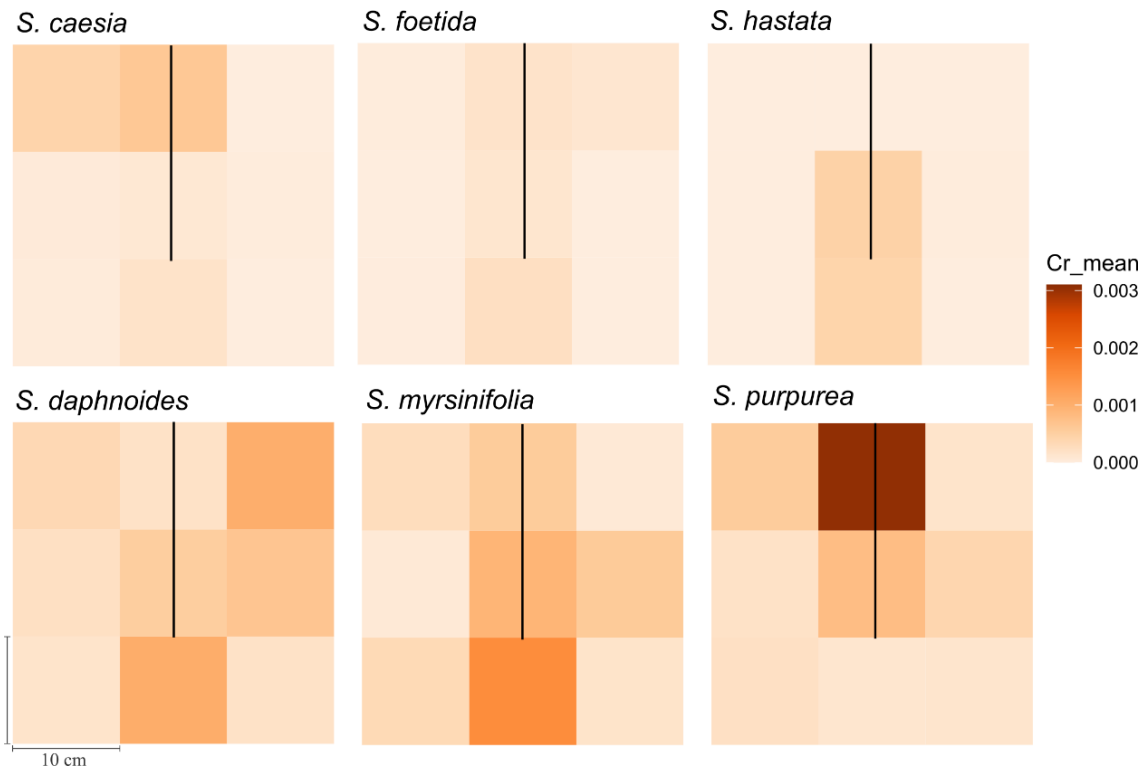


Figure 4.4 *Pour chaque espèce de saule, la cohésion des racines est représentée par le gradient de couleur dans chaque quadrat de ratio de surface racinaire (RAR). La ligne noire au milieu représente l'emplacement des boutures.*

5.4 Discussion

5.4.1 Taux de reprise au bouturage

Les trois saules arbustifs subalpins ont présenté de très bons taux de reprise en conditions *in situ* la première saison (entre 74 et 98 %) et la deuxième saison de végétation (entre 90 et 100 %). Ces taux sont légèrement plus faibles que pour l'expérimentation *ex situ* (entre 96 et 100 %) mais restent bien au-delà de ceux rapportés dans la littérature, soit 50 % pour *S. foetida* et *S. caesia*, et de 70 % pour *S. hastata* (Schiechtl, 1992). Ces taux de reprise dans diverses conditions environnementales viennent confirmer le potentiel d'utilisation intéressant de ces trois espèces subalpines pour leur usage dans des ouvrages de génie végétal.

Les trois espèces arborées ubiquistes ont présenté des taux de reprise excellents la première saison de végétation (entre 90 et 100 %). La deuxième saison, la reprise est restée excellente (supérieure à 90 %) pour les boutures du site sable. *S. purpurea* a obtenu un taux de reprise toujours supérieur à 97 %, similaire à l'expérimentation *ex situ* et aux résultats de bouturages dans des expérimentations à plus basses altitudes (Lavaine et al., 2015; Solgi and Sahraei, 2022; Weissteiner et al., 2019). Les taux de reprise de *S. daphnoides* et *S. myrsinifolia* étaient excellents la deuxième saison (94 %) sur le site sable et légèrement plus faibles pour le site talus (entre 66 et 81 %). La reprise de *S. myrsinifolia* est similaire à celle estimée dans la littérature (75 %, Schiechtl, 1992), ce qui suggère que son utilisation dans des conditions environnementales subalpines est favorable. Pour *S. daphnoides*, les reprises du site sable correspondent à ce que l'on peut retrouver dans la littérature (95 %) (Schiechtl, 1992). La légère baisse du taux de survie pour le site talus peut s'expliquer par les conditions environnementales : compétition avec les herbacées ou manque d'eau.

Les boutures de ces six espèces présentent des taux de reprise prometteurs pour leur utilisation en génie végétal ; la survie des boutures étant un facteur clé de la réussite des ouvrages (Leblois et al., 2022). Ces résultats viennent confirmer nos observations passées (Rousset et al., 2025a) et confirment notre première hypothèse, que les taux de reprise soient supérieurs à 70 %. Toutefois même si les conditions *in situ* permettent de se rapprocher des conditions dans des ouvrages (sécheresse, gel, etc.), les boutures restent protégées des contraintes hydrauliques. La survie pourrait être plus faible dans de vrais ouvrages.

5.4.2 Croissance des boutures en condition in situ : quel est le potentiel d'utilisation en génie végétal des espèces de saules que l'on retrouve à l'étage subalpin ?

i. Dans un substrat sableux : une croissance qui répond à la fonction de stabilisation

S. purpurea se distingue comme l'espèce ayant les croissances aériennes et souterraines les plus importantes. *S. daphnoides* et *S. myrsinifolia* affichent des croissances légèrement inférieures ou équivalentes selon les traits considérés. *S. caesia* présente des performances similaires à celles de *S. myrsinifolia*. Toutes ces espèces montrent une bonne réponse aux fonctions de protection de la surface du sol par effet peigne et effet tapis (Florineth, 2012) et assurent une forte cohésion racinaire (Stokes et al., 2009), ce qui les rend adaptées à une utilisation dans de nombreux types d'ouvrages. Toutefois, le port arbustif de *S. caesia* ne permet pas la récolte de boutures de plus de 1 m et ces dernières sont souvent tortueuses, limitant l'usage de cette espèce dans certaines techniques (fascine, tressage, tunage, …) (Didier et al., 2023). Néanmoins, utilisée en espèce associée, elle permet d'augmenter la richesse végétale de l'ouvrage. Pour l'ensemble de ces espèces, le facteur de croissance entre les deux saisons de végétation est important (entre 14 et 17 pour la longueur cumulée de tige et 5 et 8 pour la biomasse racinaire). Un facteur élevé de croissance entre ces deux saisons de végétation est un point essentiel, car cela permet de réduire la période de fragilité des ouvrages. En effet, on considère que les premières années, le temps que la végétation supporte entièrement le rôle stabilisateur, environ trois ans (Rey and Labonne, 2015), l'ouvrage est fragile. Ainsi, une croissance interannuelle importante assure une résistance mécanique plus rapide de l'ouvrage.

S. foetida présente une croissance aérienne plus faible et offre donc une moins bonne protection de la surface du sol. Cependant, elle participe au maintien du substrat avec des biomasses racinaires similaires à celles des autres espèces. Lors de l'expérimentation *ex situ* en déterrant entièrement les systèmes racinaires (Figure 3.3), nous avons pu observer des différences d'architectures entre les espèces. Les systèmes racinaires de *S. foetida* et *S. hastata* semblaient plus courts et ramifiés avec des racines épaisses par rapport à *S. caesia* et *S. purpurea*, plus fines et fragiles, et plus longues pour *S. purpurea.* Il aurait été intéressant de caractériser plus finement le système racinaire des espèces en calculant, par exemple, la longueur spécifique des racines (SRL) qui quantifie une longueur par unité de masse sèche. L'usage des différentes espèces dans des ouvrages

représente donc un atout important, la combinaison de systèmes racinaires de formes différentes étant plus efficace pour renforcer le sol (Stokes et al., 2009). Une meilleure stabilisation pourrait donc être permise par la complémentarité des formes racinaires des espèces arbustives (courtes, épaisses et ramifiées autour de la bouture) et arborées (longues et plus éloignées de la bouture). *S. foetida* se distingue cependant des autres espèces par un rapport biomasse aérienne/racinaire plus faible que les autres, malgré une biomasse racinaire équivalente. Ce trait pourrait conférer aux boutures de cette espèce une meilleure résistance aux forces d'arrachement, ce qui constitue un atout intéressant pour des ouvrages installés sur des cours d'eau à fortes contraintes notamment pour la mise en place de boutures dans des enrochements végétalisés. Enfin, de même que pour S. *caesia* il est difficile de récolter des boutures longues et rectilignes de *S. foetida*, ce qui limite fortement l'usage de cette espèce pour certaines techniques. Elle apparaît comme une bonne espèce d'accompagnement pour la majeure partie des ouvrages en augmentant la biodiversité et maximisant la cohésion racinaire.

Enfin, la croissance aérienne et racinaire de *S. hastata* est particulièrement faible par rapport aux autres espèces, ce qui contraste fortement avec les résultats de l'expérimentation précédente (Rousset et al., 2025a). En se basant sur les résultats *in situ*, cette espèce ne semble pas être une bonne candidate pour le génie végétal, à l'inverse des résultats *ex situ*. Ces différences de croissance entre conditions environnementales peuvent s'expliquer par un apport en eau différent (arrosage régulier en *ex situ* et uniquement les précipitations en *in situ*, Figure S.4.1) ou une moins bonne résistance de l'espèce aux aléas environnementaux (les périodes de sécheresse ou de gel). Sous forme de bouture l'espèce s'adapte peut-être moins bien aux conditions environnementales. Son usage en génie végétal à l'étage subalpin permet toutefois d'apporter de la biodiversité sur l'ouvrage permettant d'assurer un plus grand nombre de fonction et une meilleure résilience (Yachi and Loreau, 1999). Les autres espèces ont également montré des différences de croissance entre les expérimentations *ex situ* et *in situ* sur le site sable. Les croissances aériennes de *S. foetida* étaient également légèrement plus faibles en condition *in situ,* avec toutefois une biomasse racinaire plus importante qu'en *ex situ. S. caesia* et *S. purpurea* ont quant à elles montré des croissances aériennes et racinaires beaucoup plus importantes en *in situ*, avec un facteur de différence de 2,5 pour la longueur cumulée de tiges de *S. purpurea*. Pour l'ensemble des espèces, la croissance racinaire était bien plus forte en *in situ*. Ces différences de croissance entre les deux expérimentations

soulignent la variabilité du développement des espèces de saules en fonction des contextes environnementaux (Huang et al., 2020; Keita et al., 2021).

La croissance des espèces ubiquistes semble ici avantageuse pour le génie végétal. Cependant, si on regarde dans la littérature d'autres expérimentations de bouturage dans des conditions environnementales différentes, la croissance apparaît plus faible dans les conditions environnementales subalpines. En effet, à diamètre de bouture équivalent, la biomasse aérienne de *S. purpurea* était quatre fois plus élevée et la biomasse racinaire, 26 fois au bout de 6 mois de croissance, dans des conditions de plaine et dans un substrat sableux (Weissteiner et al., 2019).

ii. Apport de l'expérimentation sur la traction racinaire

Les propriétés des racines sont un élément important pour l'estimation de la cohésion des substrats et les modèles d'estimation de la stabilité des berges (Freschet et al., 2021; Mao, 2022). Ici, nous avons étudié les traits mécaniques des racines via la résistance à la traction à des fins biotechniques, dans l'objectif d'identifier les espèces qui participent le mieux à la cohésion du substrat la première année de mise en place des ouvrages. Ces propriétés mécaniques sont généralement très variables et sont souvent caractérisées comme une fonction du diamètre de la racine (De Baets et al., 2008; Ghestem et al., 2014). Les tests réalisés montrent que la qualité des racines, mesurée par la résistance à la traction, est comparable entre les différentes espèces de saules testées, et ne dépend pas du diamètre. Une étude combinant plusieurs bases de données sur des individus adultes a révélé que deux espèces du genre *Salicaceae* (*S. alba* et *Populus nigra*) ne présentaient pas de différences significatives en termes de résistance à la traction (Gurnell et al., 2019). Cette étude pose l'hypothèse que la résistance peut être estimée à l'échelle de la famille et soulève la question du rôle de l'environnement des individus dans la variabilité de la résistance. La collecte de données sur la résistance et le diamètre des racines étant un processus long et complexe, il serait avantageux d'adopter une valeur moyenne pour la famille ou le genre afin de simplifier les mesures. Si nos résultats tendent à confirmer cette hypothèse, des recherches supplémentaires sont nécessaires, notamment pour examiner le rôle de l'âge des individus et des contextes environnementaux variés.

Dans le cadre de notre étude, la qualité racinaire n'est pas un trait biotechnique discriminant pour le choix des espèces de saules dans les ouvrages de génie végétal. En revanche, la répartition spatiale des racines est différente entre les types arborés ubiquistes et arbustifs subalpins pour ces jeunes boutures et influence donc directement

l'apport de l'espèce dans la cohésion du sol. Les profils de densité racinaire et la profondeur d'enracinement sont aussi fortement dépendants des conditions environnementales, dont l'accès à l'eau, la richesse minérale et les contraintes physiques du sol (Bischetti et al., 2009; Perona et al., 2022; Zanetti et al., 2008) ainsi que l'âge des individus (Freschet et al., 2021; Leblois et al., in prep). Ainsi, les différences de cohésion observées dans le cadre de notre étude peuvent aussi être fortement liées au contexte environnemental. Les différences de structures racinaires sont basées sur un petit nombre d'échantillons et prises dans un contexte particulier, comme souligné précédemment, il serait intéressant de mieux étudier la structure des systèmes racinaires des différentes espèces, voire d'âges ou de substrats (plus grand nombre d'individus et différentes mesures) pour étudier leur participation à la cohésion du sol.

En ingénierie, les modèles de renforcement des racines sont utilisés pour déterminer la contribution de la végétation au facteur de sécurité (FOS, *factor of safety*) d'une pente donnée, souvent pour la stabilisation de talus. Le FOS est défini comme le rapport entre la résistance réelle du sol et la résistance minimale au cisaillement nécessaire à l'équilibre (Stokes et al., 2009). Il pourrait être intéressant, dans un objectif de transfert d'informations aux ingénieurs concepteurs, de le calculer pour des pentes données avec les valeurs mesurées. Une étude plus approfondie des données permettrait également d'examiner la variabilité de modèles de cohésion en fonction des traits mécaniques mesurés (Mao, 2022).

Enfin, l'étude biotechnique des racines est un champ disciplinaire encore très ouvert (Mao et al., 2023) et il y a actuellement un manque de connaissances sur les caractéristiques des systèmes racinaires et le renforcement des racines par les espèces rivulaires (Vergani et al., 2017), et celles utilisées dans le génie végétal. Ces données ont soulevé beaucoup de questions théoriques en marge de notre objectif d'ingénierie écologique et pourraient servir de jeux de données pour investiguer des questions méthodologiques (utilisation de proxy entre la biomasse et le RAR pour faciliter les mesures de terrain) et théoriques (effets des différents traits mécaniques sur les modèles de cohésion racinaire) ainsi que des questions plus centrées sur l'ingénierie écologique pour la stabilisation des berges ou des talus.

iii. Sur un talus enherbé : limites d'utilisation des espèces

Pour le site talus, les espèces ne montrent pratiquement aucune différence de croissance entre elles. Les croissances aériennes sont extrêmement faibles en comparaison des expérimentations *ex situ* et *in situ* site sable. En effet, la deuxième saison de végétation les longueurs cumulées de tige sont équivalentes pour *S. hastata* et *S. foetida*, plus faibles pour *S. purpurea* (70 cm en *ex situ* et 45 cm en *in situ*), ou légèrement supérieures pour *S. caesia* (43 cm en *ex situ* et 55 cm en *in situ*). Ces conditions expérimentales ne sont pas favorables au développement de ces espèces par bouturage. Un grand nombre de paramètres environnementaux diffèrent de l'expérimentation sable pourraient expliquer la forte variabilité de reprise et de croissance d'une expérimentation à l'autre, parmi eux la température, la pluviométrie, la nature du substrat, l'exposition (Table 1 et Annexe 1). Certaines études de bouturage ont montré que la texture et l'humidité du sol étaient des facteurs clé de la reprise et du développement des espèces de saules (Li et al., 2004; Pezeshki et al., 1998). Toutefois, les espèces de saules sont des espèces pionnières capables de s'adapter et de se développer dans une large gamme de conditions environnementales pourvu qu'elles soient humides et ensoleillées (Kuzovkina and Volk, 2009). Les espèces pionnières s'établissent dans les milieux perturbés et initient les successions écologiques. Or, le site expérimental talus est une prairie et donc un milieu écologique relativement stable, c'est-à-dire que l'écosystème maintient globalement son fonctionnement, sa structure et sa composition d'espèces d'une année sur l'autre. Nous faisons ainsi l'hypothèse que la compétition pour les ressources dans le sol ou pour la lumière avec les espèces herbacées est importante et représente la cause majeure du faible développement aérien des boutures. De plus, les conditions expérimentales ne nous ont pas permis d'observer et mesurer le système racinaire. Or, dans des conditions de compétition, les espèces herbacées subalpines favorisent le rapport biomasse racinaire/aérienne (Zhang et al., 2022). De plus, plusieurs études ont mis en avant les fortes compétitions pour les ressources souterraines dans les prairies subalpines, notamment par effet d'allélopathie (Viard-Crétat et al., 2012, 2009). Nous pouvons seulement émettre l'hypothèse que les espèces de saules favorisent une allocation accrue de ressources vers les racines au détriment des parties aériennes dans le cadre de conditions de compétition sur un sol herbacé subalpin. Il serait intéressant de le tester, cette faible croissance pourrait également être due à une compétition pour les ressources des systèmes aériens.

5.5 Conclusion

Cinq espèces de saules testées ici présentent un intérêt important pour leur utilisation dans diverses structures de génie végétal, les résultats de cette étude rejoignent les conclusions faites au chapitre précédent pour l'utilisation des espèces dans les différentes techniques, à l'exception de *S. hastata* qui a présenté des performances en dessous de celles observées précédemment. La croissance des espèces semble être optimale dans les milieux perturbés dénués de végétation avec un substrat sableux. Parmi les espèces subalpines, *S. caesia* s'est particulièrement démarquée avec une croissance très proche de celle des espèces arborées ubiquistes. Toutefois, dans des conditions environnementales d'altitude *S. purpurea* est restée l'espèce avec les croissances les plus intéressantes pour le génie végétal en offrant une très bonne protection de la surface du sol et un ancrage racinaire correct. La bonne reprise et la croissance de ces différentes espèces permet une utilisation conjointe dans les différentes techniques, ce qui apporte des bénéfices structurels, une diversité sur les ouvrages pour assurer l'ensemble des fonctions de stabilisation et leur pérennité, ainsi que des bénéfices paysagers. Toutefois, les taux de croissance étant différents entre *S. purpurea* et les autres espèces (jusqu'à 6 fois pour la longueur cumulée de tige que *S. foetida*), les espèces pourraient rentrer en compétition sur les ouvrages, notamment pour les ressources en eau et en lumière.

Les boutures testées mesurent 30 cm, or la croissance est fortement influencée par la taille des boutures (Breton et al., 2014; Pollock et al., 2025; Solgi and Sahraei, 2022). De plus, il est recommandé d'utiliser des longues boutures (plus de 1 m) pour la plupart des techniques (*e.g.*, fascine et lits de plants et plançons) (Didier et al., 2023; Gray and Sotir, 1996; H.M. Schiechtl and Stern, 1997). Nous ne pouvons pas assurer que les différences de croissance entre les espèces seraient les mêmes avec des boutures plus longues. Toutefois, la possibilité de faire des plus longues boutures avec les espèces qui ont les meilleures performances contrairement aux boutures d'espèces exclusivement subalpines, nous laisse penser que les différences mises en avant ici resteront notables entre les espèces (croissance aérienne plus importante des espèces ubiquistes arborées par rapport aux espèces subalpines arbustives).

Ces expérimentations ont soulevé des questions sur les conditions limitantes du bouturage en milieux naturels : effet de la ressource en eau ou encore de la compétition sur la croissance des boutures de saule. En revanche, elles ont permis d'élargir la réflexion en dehors de l'usage de ces espèces dans des techniques de stabilisation en berges de cours

d'eau. En effet, les trois espèces arbustives subalpines étudiées ici ne sont pas limitées aux berges des cours d'eau et ont des habitats diversifiés tels que les landes et prairies subalpines fraîches, les couloirs d'avalanche, les prairies humides et marécageuses ou les zones humides. Leurs taux de reprises après bouturage, et leurs caractéristiques biotechniques intéressantes pour la stabilisation en font de bons candidats pour stabiliser et/ou restaurer les écosystèmes terrestres préalablement cités (Rousset et al., 2025a). Il serait intéressant de compléter ces résultats avec de nouvelles expérimentations prenant en compte les questions soulevées ici dans le dispositif expérimental (prise en compte de la disponibilité en eau, les effets de l'association des espèces de saules sur leur croissance ou encore les effets de la compétition avec les plantes locales) et de tester ces espèces seules ou en mélange dans des ouvrages expérimentaux pour suivre leur développement ainsi que leurs réponses aux conditions du milieu.

3 Une fascine expérimentale en pied de berge pour confronter les résultats

La fascine expérimentale a été réalisée avec des boutures de S. hastata, en raison des performances de croissance en conditions ex situ (Rousset et al., 2025a), et des observations de terrain (longue tige de l'année et tapis dense en pied de berge). De plus, à notre connaissance aucun ouvrage de génie végétal n'a jusque-là utilisé cette espèce. Les résultats de cette expérimentation in natura sont confrontés à ceux des expérimentations *ex* et *in situ*.

3.1 Matériel et méthodes

3.1.1 Chantier expérimental

A l'automne 2023, les boutures d'au moins un mètre de long ont été récoltées sur six sites (quatre au col de Mont Cenis, Savoie et deux entre le Bourg d'Oisans et Villard d'arène, Isère). Les fascines ont été installées sur le torrent de Thorens à 2 319 m d'altitude (45.290646, 6.581592), une première fascine de 6,70 m en rive droite du torrent en pied de berge du lit mineur et une deuxième de 5,50 m en rive gauche en pied de berge d'un bras secondaire en eau uniquement aux hautes eaux (Figure 4.5, Figure 4.6). La pente du cours d'eau est de 4,1 %. Les contraintes hydrauliques sont moindres sur le deuxième ouvrage. Le chantier s'est déroulé sur 3 jours. Les différentes étapes sont résumées dans la Figure S.4.2. Tout au long du chantier, nous avons veillé à maintenir les boutures humides et le moins souvent à l'air libre et à offrir la meilleure cohésion possible avec le substrat lors de leur installation. Le substrat utilisé a principalement été le matériel décaissé au droit de la fascine et complété avec des prélèvements à proximité directe.



Figure 4.5 *Vue de face des deux fascines réalisées juste après travaux en octobre 2023.*

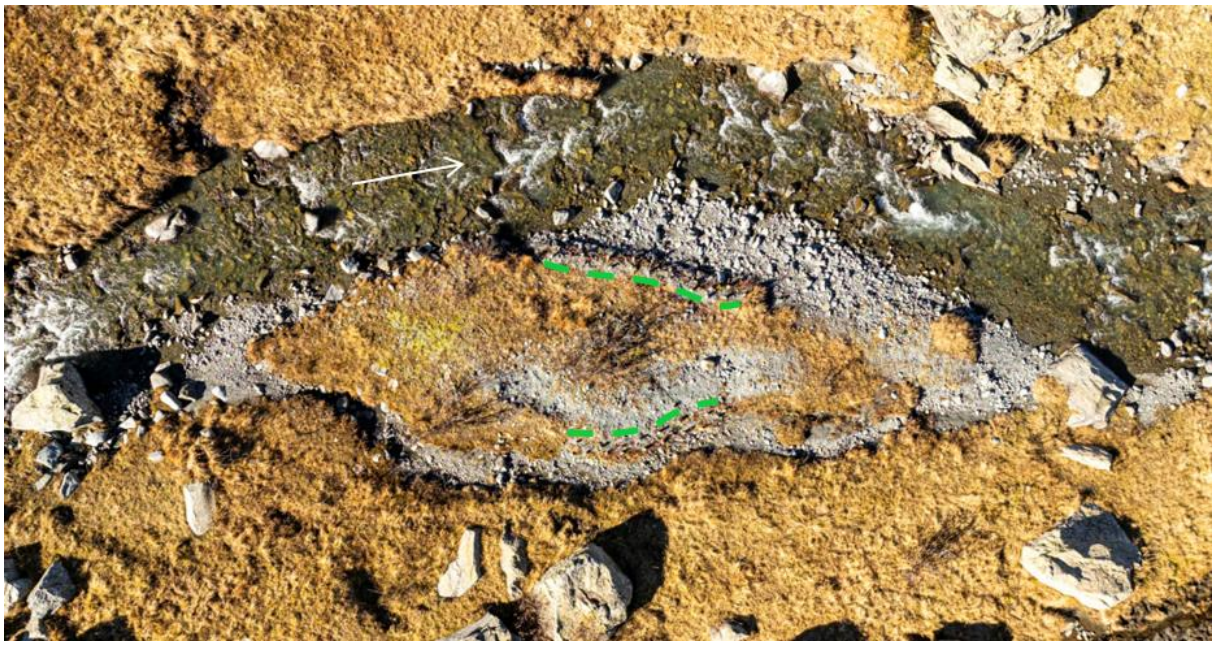


Figure 4.6 *Vue aérienne du torrent de Thorens à l'emplacement des fascines. L'amont du torrent est à gauche de l'image. Le linéaire des deux fascines est marqué par les traits verts pointillés. Crédit photo : Sébastien de Danieli.*

3.1.2 Mesure de la reprise et de la croissance aérienne

Un recouvrement de végétation a été mesuré pour estimer la reprise des saules par la méthode des points contacts ; la présence ou l'absence de tige en contact avec une baguette a été notée tous les 50 cm sur une ligne déposée sur la fascine. Ensuite pour chaque fascine, les tiges émergentes des boutures et leurs ramifications ont été mesurées (longueurs du rejet, longueur et nombre de ses ramifications). Vingt tiges ont été sélectionnées aléatoirement pour chaque fascine. Le suivi a été réalisé en septembre 2024 et septembre 2025, après une et deux années de reprise.

3.2. Résultats

A la fin de la première saison de végétation, les recouvrements ont été de 13 points sur 14 pour la fascine sur le lit mineur (Figure 4.8) et de 11 pour 12 pour la fascine sur le bras secondaire (Figure 4.7), ce qui représente plus de 90 % de reprise du linéaire de la fascine. La longueur moyenne des rejets a été de 14.20 ± 5.4 cm et 23.1 ± 9.6 cm respectivement pour les deux fascines. La moyenne entre les longueurs de tiges des deux fascines a été significativement différente (test de wilcoxon, $W = 72.5$, $p < 0.001$). La première année, aucune tige mesurée n'étaient ramifiées.

La deuxième saison, les recouvrements ont été de 14 points sur 14 pour la fascine sur le lit mineur et de 11 pour 12 pour la fascine sur le bras secondaire. Pour les deux fascines, les tiges de saules recouvraient ainsi de 92 à 100 % de la surface de la fascine. La longueur moyenne cumulée des tiges et de leurs ramifications a été de 67.2 ± 46.6 cm et 84.6 ± 39.4 cm, respectivement pour les deux fascines. La moyenne entre les longueurs de tiges des deux fascines n'a pas été significativement différente (test de wilcoxon, $W = 133$, $p = 0.07$).

Le Tableau 4.7 reprend les différentes valeurs de reprise (taux ou recouvrement) et de croissance aérienne pour l'ensemble des expérimentations faites avec *S. hastata*. Pour la moyenne de longueur de tige des expérimentations *ex* et *in situ*, elles ont été recalculées à partir de l'ensemble des valeurs mesurées correspondant à la longueur entre la bouture et le bourgeon apical des tiges émergentes des boutures.

Tableau 4.7 *Reprise et croissance des boutures de S. hastata pour les différentes expérimentations. Afin que les résultats soient comparables d'une expérimentation à l'autre, la première saison de végétation prend en compte uniquement les tiges émergentes des boutures, cela ne correspond donc pas une longueur cumulée. En revanche la deuxième saison, les longueurs cumulées moyennes pour chaque tige émergente des boutures a été mesurée.*

Expérimentations		*Ex situ* Chambre	*In situ* Talus	*In situ* Sable	*In natura* Fascine
Taux de reprise et recouvrement (%)	Première saison	100	74	90	92
	Deuxième saison		91	91	92
Longueur moyenne de tige	Première saison	16.3 ± 9.5	6.6 ± 4	7.5 ± 4.8	18.6 ± 8.7
	Deuxième saison		14 ± 10	30.4 ± 22.9	75.9 ± 43.5

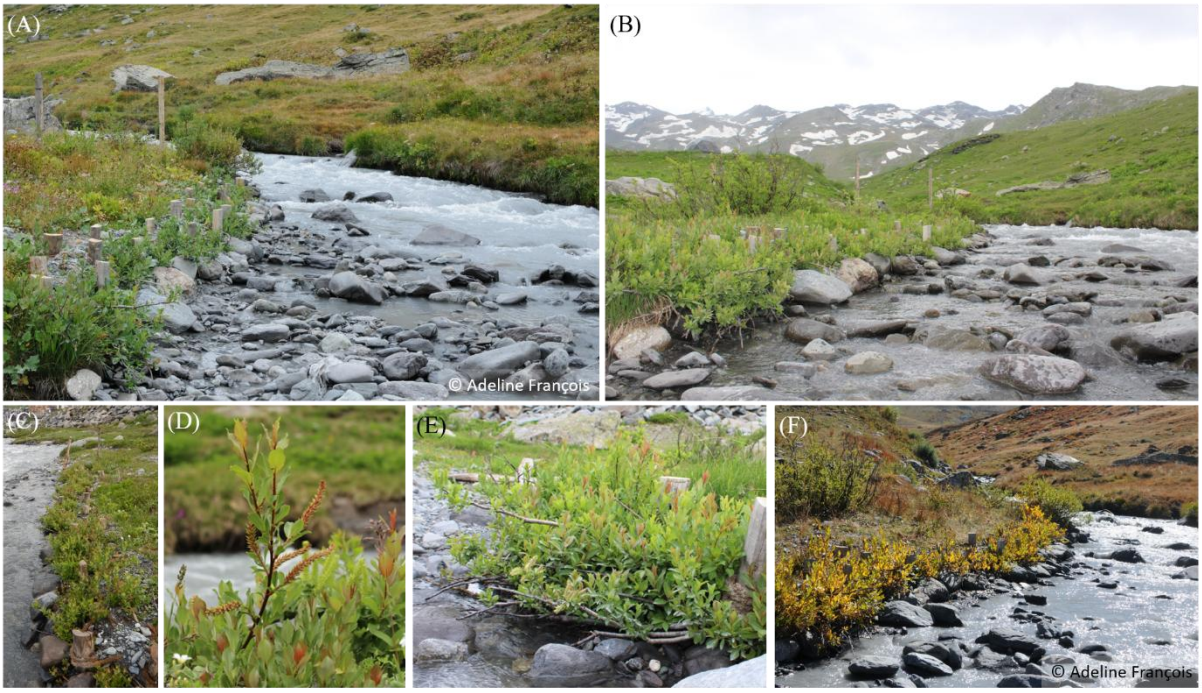


Figure 4.8 *Fascine sur la berge droite du torrent de Thorens à différents stades de développement : en septembre 2024, première saison de végétation (A), en juin 2025 (B, C, D, E) et septembre 2025 (F) pour la deuxième saison de végétation. Crédits photos : Adeline François et Juliette Rousset.*

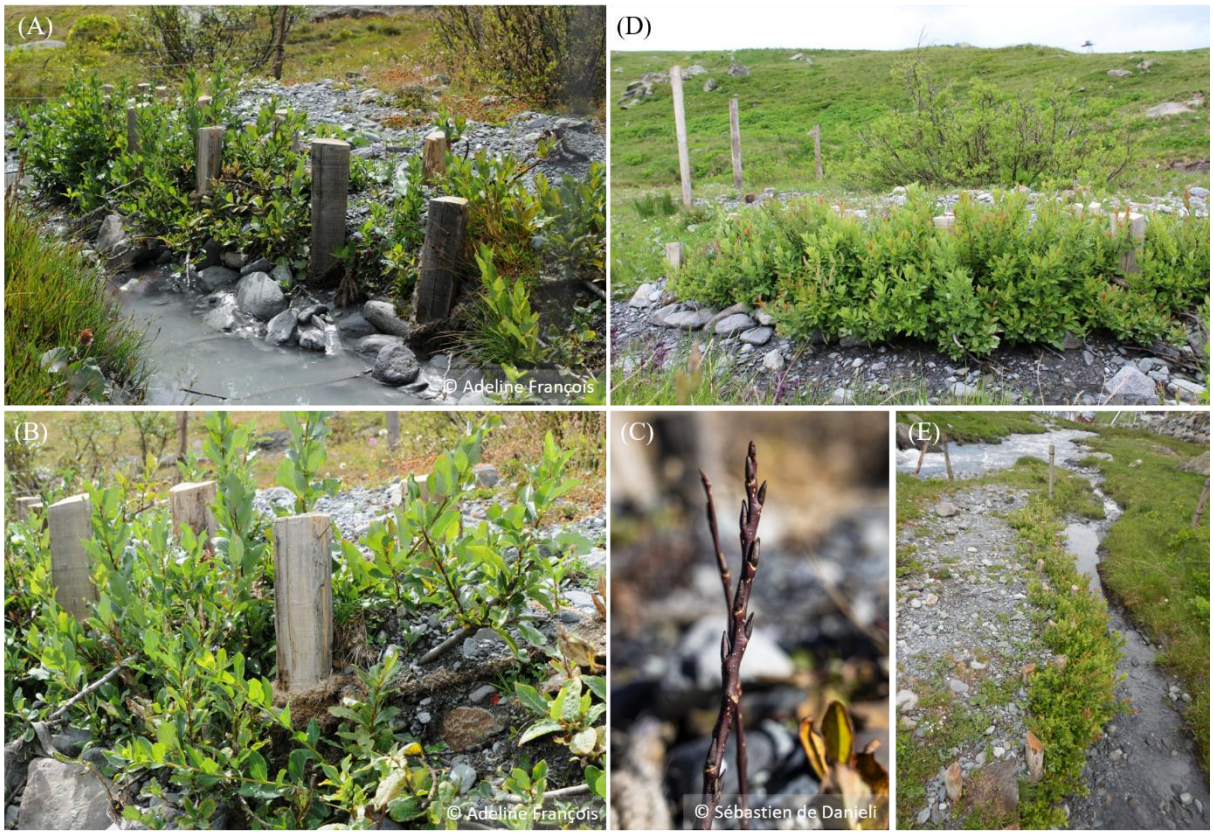


Figure 4.7 *Fascine sur la berge du bras secondaire du torrent de Thorens à différents stades de développement : en septembre 2024 (A, B) et en octobre 2024 (C) première saison de végétation, en juin 2025 (D, E) pour la deuxième saison de végétation (à modifier). Crédits photos : Adeline François, Juliette Rousset et Sébastien de Danieli.*

3.3. Discussion autour de *Salix hastata*

Les résultats de cette fascine expérimentale sont très encourageants. *S. hastata* a présenté une forte reprise et une croissance aérienne importante dès la première saison de végétation. Cet ouvrage permet de démontrer la faisabilité technique d'une fascine avec une espèce de saule arbustive subalpine et permet de confirmer les résultats de l'expérimentation *ex situ*, en soulignant l'importance de tester les espèces dans des ouvrages. Il a été possible de trouver un nombre suffisant de boutures de 1 à 2 cm de diamètre et de 1 m de long, cependant les récoltes ont dû être faites sur plusieurs sites. Enfin, le diamètre n'étant pas constant sur la longueur de boutures, afin de maximiser le contact avec le substrat, les boutures n'ont pas été pré-assemblées en fagots mais directement posées entre les pieux en alternant les couches de branches et les couches de substrat (Figure S.4.2).

Les croissances des parties aériennes sont équivalentes la première année aux croissances mesurées dans l'expérimentation *ex situ* et sont bien supérieures à celles mesurées lors des expérimentations *in situ.* Puisque les différences de croissance ne sont pas très marquées entre les expérimentations sable et talus, on suppose que pour cette espèce l'accès à l'eau est le facteur qui explique ces différences de croissance. En effet, les boutures ont été régulièrement arrosées en conditions *ex situ* et sont au contact quasi constant de l'eau lors de la reprise pour la fascine. L'usage de cette espèce dans des ouvrages de génie végétal est donc très pertinent en pied de berge. Cependant, la connexion avec la nappe semble être un facteur crucial pour garantir une croissance suffisante qui répond aux fonctions de protection et stabilisation de berge. Les érosions peuvent être maîtrisées avec cette espèce lorsque le lit n'est pas trop incisé et que la berge reste connectée à sa nappe d'accompagnement. L'utilisation de *S. hastata* pour la stabilisation de talus avec des techniques de génie végétal semble possible à condition d'un fort ruissellement, notamment lors de la saison de reprise et de croissance. Plusieurs études ont investigué l'effet du stress hydrique sur la croissance des boutures de saules (Caplan et al., 2013; Greer et al., 2006; Keita et al., 2021; Lavaine et al., 2015; Li et al., 2004). Nous n'avons pas mis en place d'expérimentations pour répondre à cette question, mais *S. hastata* semble y être très sensible. Cette espèce est donc parfaitement adaptée à un usage en fascine ou sous forme de bouture en pied de berge. Ces résultats sont encourageants pour la mise en place d'ouvrages de génie végétal à hautes altitudes, notamment dans les secteurs anthropisés où les cours d'eau et leurs berges sont remaniés et où des actions de restauration sont de plus en plus effectuées.

Remerciements

Nous tenons à remercier toute l'équipe du jardin du Lautaret pour l'accueil de l'expérimentation sable, l'aide pour la mise en place et la mise à disposition du matériel ainsi que leur bonne humeur contagieuse quelle que soit la météo. Nous remercions également la SETAM de Val Thorens pour nous avoir laissé utiliser le terrain pour notre expérimentation et pour nous avoir fourni un logement confortable pour les froides périodes de terrain.

Ce travail expérimental a nécessité de la patience pour la récolte des boutures, les nombreuses mesures sur le terrain et en laboratoire, et un peu de force pour la mise en place de la fascine. Pour cela nous tenons à remercier chaleureusement toutes les personnes qui nous ont prêté main forte : Clément Lattelais, Hugo Clément, Marie Didier, Laurent Borgniet, Solange Leblois, Adèle Johannot, Mathias Pires et Anaïs Carrière pour la récolte des nombreuses boutures et la mise en place des différentes expérimentations ; Sarah Menoli, Lucie Michel, Provence Majhoub-Bonnaire, Mathias Pires, Apolline Malbet, Marie Didier et Arthur Sarazin pour les mesures sur le terrain et au laboratoire ; et enfin l'équipe du laboratoire de l'UMR AMAP pour leur accueil.

Discussion générale : Synthèse et perspectives

Dans la lignée des nouveaux paradigmes d'aménagements qui se construisent notamment à travers le concept des solutions fondées sur la nature, ce travail de thèse en ingénierie écologique vise à produire de nouvelles connaissances scientifiques et techniques, mobilisant à la fois des approches empiriques et expérimentales, pour la mise en place d'ouvrages de génie végétal adaptés aux conditions hydromorphologiques et écologiques des cours d'eau de montagne. L'objectif finalisé est de livrer des préconisations pour les acteurs de l'aménagement des cours d'eau, une forte demande des acteurs de montagne (stations, parcs, collectivités...) étant observée sur le terrain.

Cette discussion générale est partagée en deux parties. Une première partie synthétise les résultats qui analysent les facteurs biophysiques clés permettant une mise en œuvre durable d'ouvrages de génie végétal sur les berges de cours d'eau de montagne. La thèse ayant une dimension appliquée affirmée, cette première partie est volontairement rédigée sous la forme d'un article technique à destination des gestionnaires, dans l'objectif de le soumettre dans la revue Sciences Eaux et Territoires. Au sein des différents chapitres, nous avons déjà présenté les limites et perspectives principales des travaux réalisés. Ainsi, nous proposons dans la deuxième partie de ce chapitre, une vision transverse des limites de nos travaux qui nous amènent à de futures perspectives de recherche.



Forêt de saule hasté sur la fascine

I – Synthèse des résultats et acquis pour le génie végétal

1 Introduction

La mobilité latérale des rivières est essentielle au maintien de leur bon fonctionnement géomorphologique et écologique. Toutefois, les processus d'érosion peuvent nécessiter une stabilisation de berge locale pour protéger les enjeux anthropiques (Florsheim et al., 2008). Les techniques de génie végétal, en utilisant la végétation comme matériau de construction vivant, permettent de lutter efficacement contre l'érosion tout en préservant les fonctions écologiques des zones rivulaires (Symmank et al., 2020). La conception de ces techniques dépend en grande partie des connaissances des experts et de documentations techniques qui partagent les meilleures pratiques, les expériences et les seuils spécifiques de résistance aux contraintes hydrauliques. Le succès de ces techniques dépend fortement du choix des espèces végétales utilisées, dont la reprise et la croissance sont des facteurs clés du succès des ouvrages (Leblois et al., 2022). Leur mise en place nécessite ainsi une solide connaissance des espèces locales à utiliser. Leur conception repose principalement sur l'observation des structures naturelles de berge dont elle s'inspire (Rousset et al., 2025b).

Les cours d'eau de montagne, sources de sédiments des hydrosystèmes, sont caractérisés par des pentes généralement fortes associées à des contraintes hydrauliques importantes. Ces particularités morphologiques les distinguent des cours d'eau de plaine, tant dans leur fonctionnement que dans leur morphologie. En effet, les mobilités latérales et verticales peuvent être très marquées et les sédiments structurant le lit viennent parfois directement des pentes avoisinantes. De plus, la fonte des neiges et des glaces confère à ces cours d'eau des débits importants en période estivale (régimes hydrologiques nival ou glaciaire). Ces particularités et ces contraintes fortes nécessitent une adaptation des techniques de génie végétal de plaine. Notamment, dans le choix des techniques implémentées en pied de berge et des espèces qui diffèrent le long du gradient altitudinal.

Il existe actuellement peu de documentation concernant l'utilisation et la résistance mécanique des techniques de génie végétal sur les berges des cours d'eau de montagne ou sur les espèces à utiliser. Au siècle dernier, un ingénieur autrichien a publié des livres et des guides en anglais et en allemand, décrivant les techniques et les espèces à utiliser dans ce contexte (Schiechtl, 1992; Schiechtl and Horstmann, 1980). Toutefois, ce travail est empirique et ne contient pas les protocoles utilisés ni d'informations de suivi des ouvrages. A l'étage montagnard, le guide technique Géni'Alp présente le fonctionnement

hydromorphologique des cours d'eau de montagne, introduit des espèces, et présente quatre ouvrages pilotes et deux retours d'expérience d'ouvrages entre 400 et 1 300 mètres d'altitude (Bonin et al., 2013). Enfin, le magazine de l'Association suisse de bio-ingénierie (Ingenieurbiologie) a publié un numéro contenant trois articles sur des travaux de génie végétal autour de 700 mètres d'altitude menés sur des rivières alpines suisses (Bettler and Herzog, 2014). Cette littérature est trop limitée pour présenter une vision exhaustive des pratiques de génie végétal dans ces milieux et n'inclut pas les contraintes mécaniques que peuvent subir ces ouvrages, alors même que la dynamique torrentielle de certains cours d'eau de montagne peut conduire à des contraintes particulièrement élevées. Les connaissances actuelles sont donc faibles et limitées à l'étage montagnard, ce qui entrave le développement de techniques de génie végétal efficace dans ces environnements (Rousset et al., 2025c).

Le développement des techniques de génie végétal dans de nouveaux milieux passe généralement par trois étapes importantes : observations des structures de berges naturelles, tests des espèces et des techniques dans des ouvrages expérimentaux et retour d'expérience. Dans un premier temps, nous avons donc effectué un état des lieux des pratiques actuelles, en réalisant un retour d'expérience technique des ouvrages existants dans les Alpes françaises, ainsi que dans certaines régions d'Italie et de Suisse (au-dessus de 600 mètres d'altitude). Cette étude ayant mis en évidence une quasi absence du génie végétal à l'étage subalpin malgré la demande des acteurs des territoires, nous avons réalisé des observations écologiques et géomorphologiques des berges naturellement stables à ces altitudes et des expérimentations de bouturage d'espèces de saules subalpines, afin de proposer des recommandations spécifiques à l'étage subalpin.

2 Utilisation du génie végétal dans les Alpes françaises : retour d'expérience technique pour un état des lieux des usages et des techniques

Les ouvrages au-dessus de 600 mètres d'altitude ont été recensés en contactant les gestionnaires des bassins versants des Alpes françaises. Les 48 ouvrages (32 en France, 13 en Italie et 3 en Suisse) recensés ont été visités lors de la campagne de terrain. Le recouvrement des espèces ligneuses a été estimé en pied de berge, les défaillances ont été caractérisées puis des mesures de topographie et de granulométrie ont permis d'estimer à posteriori les contraintes tractrices subies par les ouvrages.

Les 48 ouvrages se situent sur un gradient de naturalité, où la végétation joue un rôle plus ou moins clé dans la stabilité globale de la berge. En effet, on retrouve 12 techniques de génie végétal utilisant principalement des végétaux vivants dans la structure de l'ouvrage (fascine, tressage, peigne, couche de branche à rejet), 10 caissons et 23 techniques mixtes avec un enrochement en pied de berge et une technique de génie végétal en haut de berge (couche de branche à rejet, lit de plants et plançons, caisson, fascine) ou des enrochements végétalisés. L'analyse du contexte morphologique et social des ouvrages a montré que le choix de la technique dépendait principalement du contexte culturel du bassin versant et des connaissances locales sur les techniques de génie végétal (personnes et entreprises de travaux formées au génie végétal), plutôt que du contexte hydromorphologique ou des enjeux socio-économiques à protéger. Par exemple, en France, sur les 11 territoires ayant mis en place des techniques de protection de berge utilisant du génie végétal, seulement trois ont mis en place des ouvrages sans protection de pied de berge avec enrochement. En Italie les ouvrages sont soit des couches de branche à rejet soit des enrochements végétalisés et ces techniques n'ont pas été retrouvées ailleurs.

Dans l'ensemble, les ouvrages répondent bien à leur fonction de stabilisation de la berge ; en effet, seulement trois sur 48 ont été détruits et sept présentent des défaillances pouvant mener à la destruction de l'ouvrage. Les défaillances observées sur les ouvrages sont déjà des points de vigilance bien connus et documentés et ne semblent pas spécifiques au contexte montagnard pour la majorité. On retrouve des érosions en amont, en aval, au-dessus de la structure ou entre les techniques de pied et de haut de berge, témoignant de l'importance de soigner les points de jonction qui représentent des points de faiblesse ; l'assèchement des boutures ou un calage trop haut de la végétation, qui témoigne de l'importance de l'observation des structures naturelles et du suivi et/ou entretien des ouvrages les premières années.

En fin de compte, cette étude a permis de mieux comprendre les contraintes hydrauliques subies par ces techniques ; elle fournit de nouvelles gammes de résistance sur le territoire qui permettent de consolider les pratiques. Le tableau suivant résume les gammes de contraintes subies par les ouvrages en fonction du gradient de naturalité.

Tableau D.1 *Gamme des contraintes tractrices subies par les ouvrages en fonction des techniques. Les techniques sont ordonnées selon un gradient de naturalité : génie végétal pure – caisson – génie mixte, enrochement en pied de berge à l'exception des enrochements végétalisés – enrochement en pied et milieu de berge avec technique de génie végétal en haut. Les limites de la littérature sont issues de Evette et al. (2018)*

	Gamme de contraintes tractrices [N/m²]			**Nombre d'ouvrages**			*Limites de la littérature*
	0 – 2 ans	**3 – 4 ans**	**> 5 ans**	Total	Défaillances	Détruits	
Tressage			96	*1*		1	
Fascine		168	16 – 224	*6*		1	*50 – 240*
Peigne	88 – 107			*2*	1	1	*120*
Couche de branche à rejet	23 – 60			*2*	2		
Caisson	54 – 504	25	69 – 234	*10*	1		*100 – 500*
Lit de plants et plançons	65 – 166	201	199 – 354	*8*	2		*50 – 220*
Couche de branche à rejet	31 – 98		68 – 200	*8*			*50 – 450*
Fascine	101			*1*			
Caisson	76	95	102 – 363	*4*			
Enrochement végétalisé			83 – 148	*2*			*350*
Enr. et GV en haut de berge	409		140 – 217	*3*			

Toutefois, l'ensemble des ouvrages recensés se situent à des altitudes inférieures à 1600 mètres, aucun ouvrage n'a été recensé à l'étage subalpin. Nous identifions plusieurs freins techniques qui pourraient être à l'origine de cette absence. A ces altitudes, les espèces de saules diffèrent et les connaissances sur leur potentiel d'utilisation en génie végétal sont restreintes à des taux de reprise empiriques annoncés plutôt faibles. De plus, les structures de berges diffèrent avec des morphologies de cours d'eau pouvant être structurées par des gros blocs.

3 Des premiers éléments pour développer le génie végétal à l'étage subalpin

3.1 Des berges plus ou moins minérales en fonction de la pente du cours d'eau

Les dynamiques d'interaction entre la végétation et les processus géomorphologiques modèlent et structurent les berges de cours d'eau. En montagne, les différentes structures de berges n'ont jamais été décrites en intégrant la végétation et les formes géomorphologiques. Or, la géomorphologie des lits pentus, souvent structurés par des blocs, laisse à penser que les composantes minérales et végétales jouent un rôle conjoint essentiel dans la stabilité des berges. Ce manque de connaissances sur la structure et le fonctionnement des berges des cours d'eau de haute altitude constitue un obstacle majeur au développement de techniques de génie végétal, la conception de ces dernières s'appuyant grandement sur l'observation et la connaissance des structures de berges considérées stables (ne présentant pas de signe d'érosion).

Suite à ce constat, nous avons ainsi réalisé une première analyse des unités géomorphologiques et écologiques le long des berges naturelles des cours d'eau de montagne. L'étude s'est concentrée sur des tronçons de cours d'eau situés dans le massif de la Vanoise (Alpes françaises du Nord) qui présentaient une végétation riveraine naturelle caractéristique et des pentes de berges stables. Les sites étaient représentatifs de la gamme altitudinale (1 480 – 2 150 mètres d'altitude) et des différentes pentes du lit (0,8 – 28 %). Des études géomorphologiques (pente, taille des particules, contrainte de cisaillement) et écologiques (couverture végétale et caractéristiques biologiques) ont été menées sur les pieds de berge.

Nos résultats mettent en évidence deux types biogéomorphologiques de berges : 1) celles des cours d'eau à forte pente, où les unités mixtes minérales et végétales, dominées par l'aulne vert et quelques espèces de saules, contribuent conjointement à la stabilité des berges ; et 2) les berges des cours d'eau à faible pente, où la stabilité des berges est entièrement assurée par la végétation, composée d'espèces de saules, qui varient en fonction de l'altitude (Rousset et al., 2025b).

3.2 Les espèces de saules du subalpin pour stabiliser les berges

Les espèces de saules des berges de cours d'eau de l'étage subalpin ne sont à ce jour que très peu utilisées en génie végétal, en effet nous ne les avons pas retrouvées lors du retour d'expérience. Or ces espèces apparaissent comme des éléments structurants des berges. Ainsi, à travers diverses expérimentations de bouturages, leurs caractéristiques biotechniques d'intérêt pour le génie végétal, c'est-à-dire qui répondent à la fonction de stabilisation et protection du substrat (capacité de multiplication, multiples tiges flexibles, densité et longueur racinaire, rapport biomasse racine/tige), ont été évaluées.

Trois espèces subalpines ont été sélectionnées : *Salix caesia Vill., Salix foetida Schleich. ex DC.* et *Salix hastata Vill.* Elles sont largement distribuées dans les Alpes françaises et ne font l'objet d'aucun statut réglementaire. Et trois espèces de saules ubiquistes : *Salix daphnoides Vill.*, *Salix myrsinifolia Salisb* et *Salix purpurea Vill.* Elles sont fortement présentes à l'étage subalpin, et très utilisées en génie végétal à des altitudes plus basses. L'étude des espèces ubiquistes permet d'estimer par comparaison les performances des espèces arbustives subalpines et d'estimer leurs croissances dans des environnements plus rudes. Ces espèces ont donc été testées à travers différentes expérimentations de bouturage : *ex situ* en chambre de culture (conditions de température, humidité et luminosité de 2 100 mètres d'altitude) et *in situ* sur deux sites expérimentaux en altitude (1 800 et 2 100 mètres d'altitude).

Pour l'ensemble des espèces, les taux de survie étaient excellents, supérieurs à 90 % dans des substrats alluvionnaires. La survie des boutures étant un facteur clé de la réussite des ouvrages, l'usage des espèces subalpines semble prometteur. Les croissances aérienne et racinaire des espèces ubiquistes étaient plus faibles que celles mesurées à plus basses altitudes, mais tout de même suffisantes pour assurer le maintien du substrat et la protection de la berge (longues tiges flexibles, biomasse souterraine développée). Les croissances des espèces subalpines étaient plus contrastées entre les espèces et selon les expérimentations. *S. caesia* s'est caractérisé par des longues tiges flexibles, avec des croissances similaires à celles des espèces ubiquistes. *S. foetida* s'est caractérisé par un système racinaire important avec des longueurs de tige moindres. Ces deux espèces se complètent pour assurer les fonctions de stabilisation (maintien du substrat et protection de la surface) et contribuent à accroître la biodiversité et la résilience des structures de génie végétal. Toutefois, leur port arbustif ne permet pas une récolte d'un grand nombre de boutures longues, larges et rectilignes, elles doivent donc être associées aux espèces

ubiquistes dans des techniques demandant de nombreuses boutures (fascine ou tunage). Dans des conditions *ex situ*, *S. hastata* s'est caractérisé par une croissance racinaire importante promettant un bon ancrage. L'usage de cette espèce associée à des espèces ubiquistes permettrait de renforcer la fonction de stabilisation des berges contre les processus d'érosion. Toutefois, en condition *in situ*, elle a obtenu une croissance racinaire plus faible que l'ensemble des autres espèces. Sa croissance semble donc être dépendante des conditions du milieu. Son port arbustif plus haut et rectiligne que les deux autres, permet en revanche de prélever des boutures longues et larges. Afin de s'assurer de son potentiel d'utilisation face à ces résultats contrastés, nous avons mis en place une fascine expérimentale utilisant uniquement cette espèce. Les résultats au bout de deux saisons de végétation sont très prometteurs, avec une reprise excellente et une croissance aérienne importante.

Notre étude révèle un potentiel prometteur pour l'utilisation des espèces arbustives subalpines combinées aux espèces ubiquistes dans des ouvrages de génie végétal à l'étage subalpin. Leurs différences morphologiques imposent une utilisation en fonction du contexte environnemental et des techniques choisies, la présence d'un plus grand nombre d'espèces permet de répondre aux différentes fonctions de stabilisation et de promouvoir la biodiversité et la résilience des structures.

4 Conclusion

Ces résultats montrent que l'utilisation du génie végétal sur les rivières torrentielles se démocratise petit à petit mais qu'un frein majeur à leur développement repose sur le manque de partage d'expérience et de formations des gestionnaires. De plus, ils permettent de questionner la place des éléments minéraux dans la structure des berges et ainsi de proposer une définition du génie végétal adaptée au contexte des rivières torrentielles. Le génie végétal pouvant se définir comme des techniques s'inspirant des berges naturellement stables, dans certains contextes montagnards, l'usage de blocs sous la forme d'enrochement peut rentrer dans le cadre d'ouvrages de génie végétal, selon la nature et la disposition des blocs pendant la conception de l'ouvrage. Le génie végétal en montagne se situe donc sur un gradient entre génie civil et végétal et se confronte à la technique et à la confiance des aménageurs.

II – Perspectives de recherche complémentaires

1 Sortir du cadre disciplinaire du génie végétal et de son approche « ingénieur »

Dans l'objectif de développer des ouvrages de génie végétal dans un contexte montagnard, ces travaux de thèses ont été menés dans le cadre scientifique présenté en introduction (Figure I.14). Ce manuscrit et donc principalement les articles qui le composent s'inscrivent dans une démarche d'aménagement et s'adressent à un public transdisciplinaire : géomorphologues, écologues des milieux rivulaires et gestionnaires et ingénieurs de l'aménagement et/ou de la restauration des cours d'eau. Afin que ces trois parties prenantes aient une compréhension claire des méthodes, des résultats et des questions soulevées, certains points abordés peuvent sembler évidents pour les spécialistes concernés. En effet, le développement de telles techniques repose avant tout sur l'harmonisation des connaissances de base en géomorphologie fluviale, en écologie de la végétation rivulaire et en ingénierie de la restauration des cours d'eau, afin de réaliser des études scientifiques ayant comme objectif l'applicabilité pratique des savoirs, dans le but final de mettre en œuvre une approche cohérente d'aménagement des berges. Cela s'aligne avec notre volonté de privilégier une approche en science appliquée.

Une illustration concrète de cette orientation en ingénierie est l'utilisation de débits de référence de 10 à 100 ans dans l'étude biogéomorphologique des berges d'altitude (Chapitre 1). Cette posture a été remise en cause par certains rapporteurs qui défendaient la pertinence des débits de pleins bords pour l'étude de processus géomorphologiques, c'est-à-dire le débit maximal avant débordement dans la plaine d'inondation, considérés comme ayant des effets morphogènes et souvent pris comme référence. Or, sur les petits cours d'eau pentus de montagne ces débits ont une occurrence de 1,5 à 2 ans (Mao et al., 2005; Petit and Pauquet, 1997). Afin que notre travail soit accepté et validé par les ingénieurs, nous n'avons pas cherché à estimer ou à calculer le débit de formation du chenal, mais plutôt à choisir des quantiles assez élevés afin que notre approche soit en accord avec les approches de conception technique qui se réfèrent très généralement à ces débits de référence moins fréquents, par exemple de 10 ou 100 ans.

Ce parti pris ″ingénieurs″ est, il nous semble, une manière efficace de transmettre aux praticiens pour qu'ils se saisissent des travaux réalisés et qu'ils mettent en place les résultats acquis tout en s'inscrivant dans une démarche d'ingénierie écologique (Mitsch, 2012). Ce choix s'aligne également avec les démarches portées par les SFN qui prônent

la production de savoir directement mobilisable par les sphères opérationnelles (Kumar et al., 2020; Raška et al., 2022). Cependant, même si la nature intrinsèque des projets de recherche permet l'acquisition de nouvelles connaissances, cet angle de vue limite la portée de nos différents travaux dans les champs disciplinaires qu'ils mobilisent. Or, au fil de l'introduction de ce manuscrit, la présentation des différentes disciplines montre bien l'importance de savoirs théoriques en écologie et géomorphologie pour produire des avancées techniques dans la conception d'ouvrages de génie végétal. Ainsi, en adoptant volontairement et continuellement ce point de vue de recherche appliquée dans nos travaux, nous avons permis de faire avancer les connaissances dans les différentes disciplines en lien avec le génie végétal, mais nous nous sommes limités dans l'acquisition de connaissances plus larges dans ces disciplines. Pourtant ce travail a soulevé des questions plus théoriques comme la compréhension des processus naturels de destruction ou de végétalisation des berges, qui permettrait de mieux comprendre le fonctionnement des cours d'eau de montagne, mais devrait aussi à terme ouvrir des possibilités d'amélioration du génie végétal. Ainsi se limiter à une science interdisciplinaire appliquée au génie végétal peut aussi, *in fine,* réduire le potentiel de développement du génie végétal sur le long terme.

Ce choix méthodologique a été fait parce que ce travail s'inscrit avant tout dans une démarche d'ingénierie écologique, mais aussi parce qu'il permet de produire des connaissances directement mobilisables par les acteurs opérationnels sur la durée d'une thèse. Nos travaux se sont bornés à des pas de temps fixés et des échelles spatiales et écologiques réduites, or la rivière de montagne est un système physique, chimique et biologique intégré, influencé par des contrôles agissant à différentes échelles de temps et d'espace (Wohl, 2010). Cette limite dans notre travail permet de mettre en évidence de nouvelles perspectives scientifiques, pour améliorer l'aménagement et la restauration des cours d'eau de montagne, dans le cadre de recherches sur le génie végétal mais aussi dans les différentes disciplines mobilisées. Les sections qui suivent discutent, à travers ces échelles (temporelle et spatiale), quelques perspectives de recherche qui pourraient faire suite à ces travaux de thèse.

2 Penser les dynamiques sur le long terme

L'ensemble des chapitres s'attache à étudier des processus sur un pas de temps fixé, au moment des visites de terrain pour les deux premiers chapitres et sur une période de quatre mois à deux ans pour les deux derniers. Or, les processus en jeux, qu'ils soient géomorphologiques, écologiques ou conjoints, opèrent généralement sur des échelles temporelles plus longues. En effet, la dynamique fluviale est caractérisée par des variations dans le temps de débit et de transport sédimentaires qui varient au cours de la journée, des saisons et des événements extrêmes. Les processus écologiques évoluent dans le temps au fil des successions écologiques, de l'âge des individus et des communautés, à un pas de temps de l'ordre de la décennie. Les travaux en biogéomorphologie se concentrent ainsi pour la plupart à étudier ces successions biogéomorphologiques fluviales, c'est-à-dire les changements progressifs de la végétation et des caractéristiques géomorphologiques au fil du temps en réponse à la dynamique fluviale et aux processus écologiques (Corenblit et al., 2007). Ces interactions modèlent le paysage à l'échelle d'une saison ou de temps géologiques (Corenblit et al., 2024a).

Les interactions biogéomorphologiques entre le débit, les formes morphologiques et la végétation peuvent être vues de façon cyclique (débit ↔ morphologie ↔ végétation ↔ débit, Figure I.8A.). Ces interactions dynamiques donnent naissance à un panel de formes biogéomorphologiques dans les systèmes fluviaux. De plus, sur ces cours d'eau, les processus géomorphologiques ont généralement un contrôle plus important ou égal à celui de la végétation (Figure I.8C) (Corenblit et al., 2024a). Or nos observations des structures naturelles de berge ont mis en évidence des formations biogéomorphologiques à un instant donné pour des berges de cours d'eau considérées « stables » (Chapitre 1). Sur une très longue période un événement de grande ampleur, qui déstabilisera ces structures matures, se produira toujours. Ces états de stabilité sont transitoires et rentrent dans la boucle des différentes formes biogéomorphologiques sous l'influence des contraintes érosives. Or, nous n'avons pas caractérisé les successions biogéomorphologiques fluviales qui opèrent dans ces contextes géomorphologiques particuliers. Notre parti pris occulte ainsi les connaissances sur le temps nécessaire à l'acquisition de ces structures, et les différentes étapes des processus hydromorphologiques et écologiques qui y opèrent. Autrement dit, à ce jour, les états intermédiaires qui précèdent cette forme de stabilité apparente n'ont pas été décrits. La plupart du temps, le génie végétal impose un besoin de stabilisation immédiat pour des besoins de protection. Cependant, comme souligné par le relecteur d'un article, se

focaliser uniquement sur l'état final stable restreint la mise en place de conditions initiales pertinentes, nécessaires pour soutenir la trajectoire ultérieure des interactions entre le débit, les sédiments et les plantes, qui permettent justement d'atteindre ce stade de maturité. Il apparaît alors intéressant de mieux caractériser ces états intermédiaires.

Ce constat plaide en faveur d'approches biogéomorphologiques intégrées, qui tiennent compte de la temporalité des processus. Ainsi, la morphologie et la végétation des berges de montagne ayant subi récemment des crues de moyenne et grande ampleur devraient être étudiées pour compléter notre analyse. Cette approche permettrait d'étudier différentes conditions hydrologiques avec une dynamique sédimentaire connue afin de 1) définir les stades de la végétation et déterminer son rôle dans le maintien de la berge après les événements érosifs, et 2) décrire la reprise et/ou l'établissement de la végétation de la berge (les différentes étapes de la succession écologique dans ces milieux particuliers). De telles études nécessiteraient l'analyse écologique et morphologique de tronçons sur des périodes temporelles étendues en réalisant des suivis et/ou en utilisant des données historiques. Ces travaux permettraient de comprendre les processus d'érosion et de consolidation de ces berges. Des travaux menés sur des rivières à forte naturalité, qui conservent un dynamisme important et une intégrité morphologique, comme le Tagliamento en Italie, permettent d'avoir un laboratoire au sein duquel les processus de référence et les interactions processus-formes sont étudiés et caractérisés à des temporalités variées, puis utilisés pour restaurer des tronçons plus impactés (Bertoldi et al., 2009; Gurnell, 2016). Il serait intéressant d'appliquer ces méthodes biogéomorphologiques qui prennent en compte la temporalité sur des berges ayant connu des érosions majeures. Par exemple les berges de la Vésubie et du Vénéon, qui ont connu des crues majeures respectivement en septembre 2020 et juin 2024 (Figure D.1), pourraient être de bons systèmes à observer. L'étude des dynamiques de recolonisation par la végétation et les processus de co-construction avec les processus morphologiques sur ces berges remises entièrement à nue dans un contexte extrême de fonctionnement hydromorphologique de montagne fournirait de précieuses informations sur les temps nécessaires à la mise en place des fonctions stabilisatrices des berges et permettrait de caractériser les états intermédiaires (Figure D.1). Ces suivis temporels pourraient intégrer des suivis de colonisation de la végétation par analyse d'images aériennes (satellites, drones, avion...) pour documenter les changements dans la structure et les trajectoires de l'hydromorphologie et de la végétation. Il s'agirait d'avoir un suivi temporel assez fin pour observer les effets des petites crues morphogènes et obtenir des

données permettant de calculer différents indicateurs : bilan sédimentaire (Langat et al., 2019) et analyse des végétations ligneuse et herbacée (González del Tánago et al., 2021). Afin d'identifier les espèces clés des différentes successions biogéomorphologiques et d'estimer leurs richesses fonctionnelles, ce travail pourrait être accompagné de relevés de végétation *in situ* avec des approches fondées sur les traits fonctionnels et de relevés géomorphologiques de terrain permettant de mieux caractériser les processus à l'œuvre (González del Tánago et al., 2021).

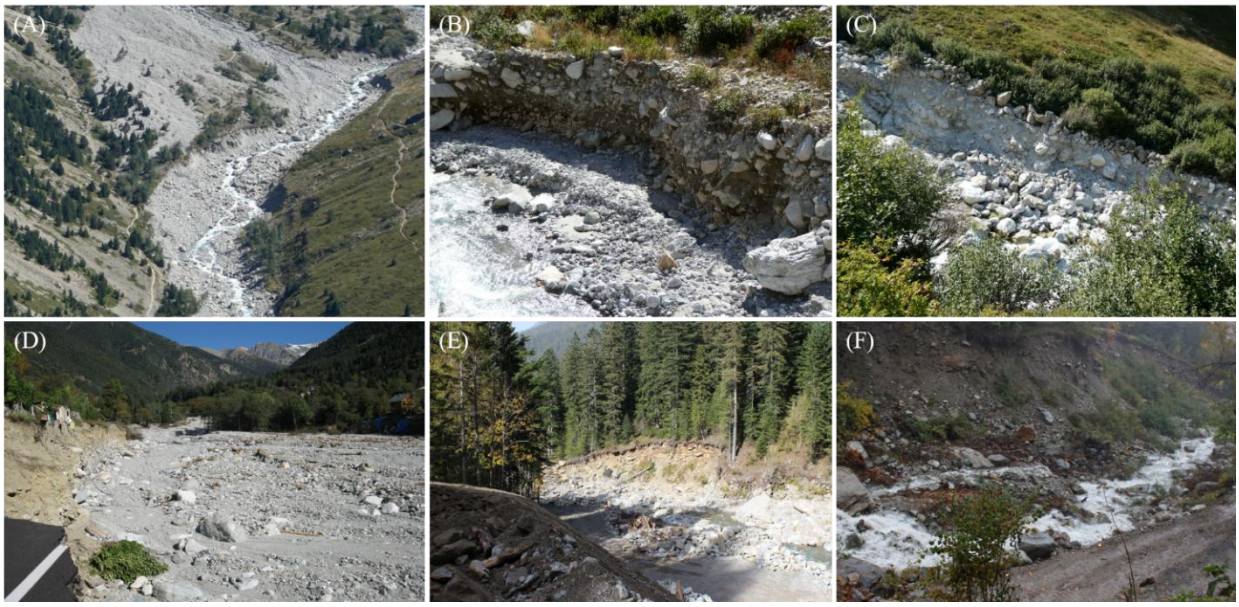


Figure D.1 *Photos des berges de torrents et de rivière alpines remises à nues où la recolonisation par la végétation pourrait être étudiée). Le Vénéon (A) et ses affluents l'Etançon (B) et Bonne Pierre (C). La Vésubie (D) et ses affluents le Boréon (E) et le Villars (F). Sur le torrent de Bonne Pierre on peut observer que la communauté végétale impactée par l'érosion est une saulaie basse alluviale. Crédits photos : Théo Welfringer (A, B, C, E, F) et Guillaume Piton (D).*

Approfondir ces approches biogéomorphologiques permettrait une meilleure compréhension de ces systèmes et ainsi de gagner en robustesse pour la conception, l'entretien et la gestion des lits des cours d'eau et des ouvrages qui les équipent (Prugne et al., 2024). Dans cette même démarche de compréhension de ces processus évolutifs et avec une approche en ingénierie, il serait intéressant de mettre en place des ouvrages de protection de berge en génie végétal expérimentaux qui incluraient ces processus biogéomorphologiques dans leur conception. Comme proposé dans la discussion du premier chapitre (Rousset et al., 2025b), on pourrait ainsi concevoir des structures avec une approche fonctionnelle qui prendrait en compte la capacité d'auto-organisation biogéomorphologique des berges. Des ouvrages imitant la disposition et la distribution granulométrique des blocs accompagnés de végétation plantée, semée ou bouturée pourraient être mis en place sur différents cours d'eau. Leur suivi temporel permettrait

d'estimer les conditions hydromorphologiques (types et fréquences des inondations morphogènes) et écologiques (influence des communautés végétales avoisinantes) qui permettraient à la structure de gagner en force et de s'auto-organiser. Ce type d'approche d'aménagement est défendu par Wulliman and Johns (2011) dans la mise en œuvre d'enrochement de pied de berge (*void filled riprap*, voir la discussion du chapitre 2), mais est encore très peu utilisé et n'intègre pas de végétation. Si l'acceptation de leur utilisation pour la protection d'enjeux risque d'être faible, elle pourrait toujours servir pour des actions de restauration de ces cours d'eau. En effet, pour ce type de travaux, la forme des états initiaux est plus souple que pour la mise en place d'ouvrages de protection contre l'érosion car les enjeux sont moins forts. Le suivi de ces travaux permettrait ainsi d'acquérir des connaissances sur les différents stades de succession qui mèneraient au stade climacique de stabilité. La connaissance de telles techniques ainsi que des états biogéomorphologiques intermédiaires permettraient donc d'imaginer diverses actions de restauration adaptées aux contextes.

Ce recul temporel est tout aussi important pour le retour d'expérience technique sur les ouvrages (Chapitre 2). De la même manière, les ouvrages étudiés n'ont pas tous subis de crues majeures, et sont pour certains parfois très jeunes ce qui limite notre évaluation de leurs résistances mécaniques. Un suivi temporel des ouvrages ayant des défaillances apparentes pourrait permettre d'estimer leurs évolutions (dans le sens ou non d'un regain de la stabilité de la berge) et offrir une meilleure compréhension des processus en jeux. De tels travaux permettraient de quantifier la part relative de la végétation et des processus hydromorphologiques dans l'évolution de l'ouvrage dans le cas d'une défaillance totale ou d'une évolution vers la stabilité, ainsi que la chronologie des processus de défaillance biotiques et abiotiques. Comment la croissance et la dispersion des espèces végétales, le dépôt de sédiments, la fréquence et puissance des crues morphogènes et leurs interactions influencent les défaillances de l'ouvrage ?

L'étude des traits biotechniques des saules de montagne s'est faite à l'échelle des saisons de végétation, une pour l'expérimentation *ex situ* et deux pour les expérimentations *in situ* (Chapitres 3 et 4). Il est d'usage d'utiliser ces pas de temps pour évaluer l'adéquation et les performances des espèces pour leur usage en génie végétal (Francis et al., 2005; Lavaine et al., 2015), les premières années étant les plus délicates pour la mise en œuvre des ouvrages de génie végétal (Leblois et al., 2022). Ces expérimentations ne représentent qu'une première étape qui permet de confirmer un potentiel d'utilisation important, cependant il serait intéressant d'évaluer les traits

biotechniques, notamment racinaires, à des pas de temps plus long et en conditions réelles, c'est-à-dire directement dans des ouvrages.

Élargir l'échelle temporelle permettrait ainsi d'acquérir des connaissances plus larges sur le fonctionnement des hydrosystèmes. Ces connaissances sur des échelles de temps anthropiques (dizaines à centaines d'années), insèreraient les ouvrages dans les dynamiques des processus géomorphologiques et écologiques et devraient ainsi permettre d'améliorer leur pérennité. En effet, la compréhension des processus à moyen et long terme permet de déterminer les éléments qui devraient être analysés pour améliorer les futurs projets de génie végétal (Prugne et al., 2024).

3 Prendre de la hauteur sur les ouvrages : changement d'échelles spatiales

Les processus hydromorphologiques et écologiques modèlent également le paysage sur des échelles spatiales variées. Ils opèrent en effet à différentes échelles du tronçon de rivière à celle du bassin versant, de l'individu à celui de la communauté (Figure D.2).

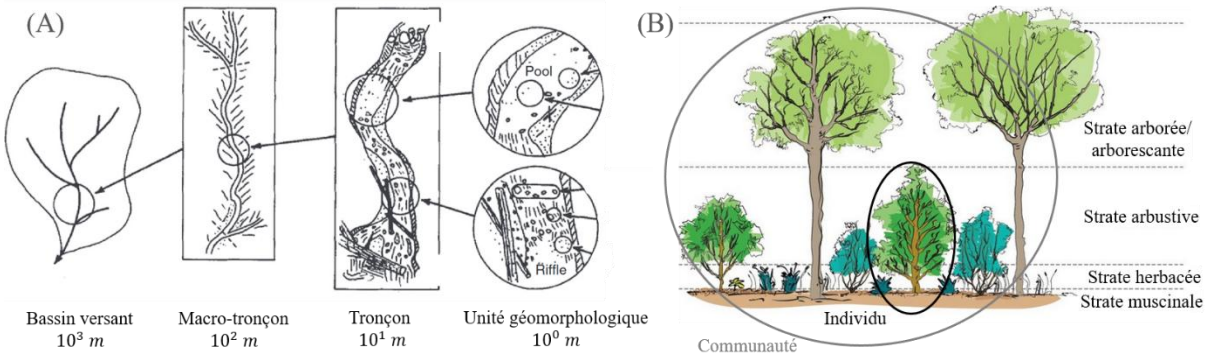


Figure D.2 *Les différentes échelles spatiales : hydromorphologiques (A) d'après (Frissell et al., 1986) et écologiques (B) d'après (Bergoënd et al., 2013).*

3.1 D'un massif à l'autre

A l'échelle des massifs d'abord, on observe des différences de dynamiques hydromorphologiques (sources, transport de sédiments). Dans les Alpes européennes, le rendement annuel en sédiments peut varier de trois ordres de grandeur entre les vallées (Pitlick et al., 2021). Certaines grandes vallées sont très actives (*e.g.,* La Bléone) et d'autres en déficit sédimentaire (*e.g.*, l'Arve) ce qui induit des dynamiques morphologiques différentes, vagues de sédiments fortes dans le premier cas et incision généralisée et/ou pavage du lit dans le deuxième. L'hydrologie diffère également d'une grande vallée à l'autre en fonction de la part de fonte glaciaire, fonte de neige et/ou pluie

dans les volumes d'eau transportés. De plus, les Alpes présentent des différences climatiques marquées avec, au sud, un climat plus sec et chaud sous influence méditerranéenne et, au nord, davantage de précipitations avec un climat plus frais et humide dû aux influences océaniques, ainsi qu'un gradient climatique entre les alpes externes et internes. Les extrêmes de précipitations et de températures sont plus marqués dans les Alpes du Sud, avec des épisodes de sécheresse estivale et des précipitations intenses en automne. Ces changements d'un massif ou d'une grande vallée à l'autre impactent la composition de la végétation et sa croissance (Körner, 2003).

Dans le cadre de notre étude biogéomorphologique, même si on s'est concentré sur des types hydromorphologiques (step-pool et plane-bed) qui se distribuent sur tous les massifs, la fourniture sédimentaire est un facteur clé de contrôle des interactions biogéomorphologiques, de plus la variation de saisonnalité des crues et donc des contraintes et les changements de distribution des espèces pourraient également être à l'origine de structures différentes d'un massif à l'autre. Il faudrait ainsi ouvrir cette étude biogéomorphologique à d'autres massifs alpins pour affiner la typologie.

Nos expérimentations se concentrent surtout sur des espèces présentes dans les Alpes du Nord (Bonin et al., 2013) et les conditions environnementales dans lesquelles elles sont étudiées sont celles des Alpes du Nord. Or la variabilité des conditions environnementales pourrait amener des résultats de reprise et de croissance différents. Il serait ainsi pertinent d'étudier les traits biotechniques de nouvelles espèces et dans des conditions environnementales plus variées à l'échelle des Alpes.

Ces différences dans la saisonnalité peuvent impacter les ouvrages, une période plus sèche impacte la croissance des espèces choisies, tandis que des débits plus importants au printemps provoquent l'immersion et impactent la reprise de la végétation et les périodes de mise en place des ouvrages. Lors du retour d'expérience, on a observé l'assèchement de la végétation sur certains ouvrages en raison de leur exposition et des périodes de mise en place des ouvrages. Au vu du recensement quasi-exhaustif des ouvrages dans les tranches d'altitude considérées, la variabilité inter-massifs est prise en compte dans ce chapitre pour les Alpes françaises.

3.2 Prendre en compte les processus à l'échelle du macro-tronçon

Cependant le retour d'expérience comme l'étude biogéomorphologique des berges stables se concentrent sur l'observation et la quantification des processus hydromorphologiques et écologiques à l'échelle du tronçon, sans prendre en compte les dynamiques plus larges dans lesquelles ils s'insèrent (Figure D.2A). En effet, l'érosion des berges, un mécanisme naturel essentiel au maintien de la complexité et de la richesse géomorphologiques et écologiques (Florsheim et al., 2008), nécessite une attention particulière et une remise en contexte spatial lors de la mise en œuvre de mesures de stabilisation. En ce sens, il serait intéressant d'observer et caractériser les dynamiques hydrauliques et morphologiques à l'échelle des macro-tronçons afin d'évaluer, par exemple, l'espace de divagation de long terme et de large échelle que le cours d'eau pourrait mobiliser (notion d'espace de bon fonctionnement), ou encore l'existence d'un déficit sédimentaire chronique devant vraisemblablement amener à une incision du fond du lit. L'objectif de nos mesures étant de lutter contre l'érosion donc la divagation du lit, et les ouvrages étant particulièrement sensibles aux affouillements (Leblois et al., 2022; Rousset et al., 2025c) les interactions entre les effets des ouvrages et le fonctionnement biogéomorphologique des tronçons pourraient apporter des éclairages intéressants sur les défaillances observées et les potentiels risques de contournement ou de sous-cavage des ouvrages sur des échelles plus larges. Pour l'étude biogéomorphologique des berges naturelles, tout comme nous l'avons souligné avec la dimension temporelle, les dynamiques morphologiques en amont et en aval du bief aménagé peuvent ainsi être des facteurs d'explication de la stabilité ou de l'instabilité des berges étudiées : les zones de divagations et d'avulsions (bifurcation du lit) et les tronçons soumis à des incisions, des exhaussements ou des respirations (cycles de dépôts et de reprise associés à des passages de vagues sédimentaires) doivent faire l'objet d'une attention particulière.

Des méthodes plus intégratives que celles du tronçon et basées sur les processus émergent de plus en plus pour évaluer les dynamiques morphologiques. Parmi elles, celles proposées par Rinaldi et al. (2017) dans le cadre d'un projet européen, ont pour objectif à travers le développement de trois outils, de permettre (i) une évaluation des conditions morphologiques ; (ii) une évaluation des effets morphologiques des projets de restauration et (iii) une évaluation des impacts géomorphologiques des interventions pour l'atténuation des risques d'altération de qualité des milieux. Les trois outils sont : l'indice de qualité morphologique (MQI), l'indice de qualité morphologique pour le suivi (MQIm)

et le système d'étude et de classification des unités géomorphologiques (GUS). Ces outils sont utiles à la phase d'évaluation d'un cadre hydromorphologique global multi-échelle, basé sur les processus. Le MQI vise à évaluer, classer et surveiller l'état morphologique actuel à l'échelle de macro-tronçon de longueur kilométrique ; le MQIm vise à surveiller la tendance des conditions morphologiques (amélioration ou détérioration) à une échelle un peu plus fine et avec une plus grande précision ; le GUS fournit à haute résolution une caractérisation, une classification et une surveillance des unités géomorphologiques. D'autres propositions alternatives existent qui prennent mieux en compte les zones de transition de faciès morphologiques, qui peuvent être parfois difficiles à délimiter sur ces cours d'eau (Wheaton et al., 2015). Les résultats de telles études morphologiques utilisant ces indices sur des cours d'eau alpins représentent des informations précieuses pour la mise en place et le suivi de l'implémentation d'ouvrages de génie végétal.

L'étude à l'échelle du macro-tronçon est d'autant plus pertinente pour les morphologies très dynamiques comme les cours d'eau en tresse. Pour ce type de cours d'eau, il serait intéressant de tester des ouvrages spécifiquement adaptés à ces milieux très dynamiques, où les processus d'érosion et de divagation du lit seraient directement intégrés dans les phases de conception : par exemple via la protection du pied de berge avec l'utilisation de bois mort de manière plus importante (Leblois et al., 2025, 2025a) ou via la sélection d'espèces adaptées pour pallier aux périodes sèches et/ou à l'éloignement du lit mineur. De tels travaux serviraient de vitrine aux gestionnaires plus frileux d'utiliser du génie végétal sur ces cours d'eau.

3.3 Les saules ne structurent pas seuls les habitats qu'ils composent

Nos travaux se sont concentrés sur l'étude des traits biotechniques et du potentiel d'utilisation des espèces de saule. Or, les résultats du chapitre 1 révèlent une présence importante en pied de berge de l'aulne vert (*Alnus viridis*). En effet, cette espèce semble structurante sur certaines berges où la végétation et les blocs participent conjointement à la stabilité (*enrochement végétalisé naturel*) (Figure 1.8). Cette espèce présente de nombreux traits biotechniques pour répondre à la fonction de stabilisation : port multi-tiges, tiges souples, système racinaire développé en surface et en profondeur qui lui offrent une bonne résistance à la traction et qui permet la dissipation de l'énergie du courant (Stokes et al., 2012). L'aulne vert est souvent utilisée pour fixer les éboulis instables et assurer une protection contre les avalanches. Cependant, son taux de reprise au bouturage est extrêmement faible, ces espèces se reproduisant végétativement par

marcottage. Bonin et al. (2013) affichent un taux de reprise inférieur à 10 %, tandis que nous avons obtenu un taux de reprise de 0 pour les 100 boutures plantées sur le site sable (Lautaret) et le site prairie (Val Thorens) des expérimentations *in situ*. Ces derniers auteurs conseillent son utilisation sous forme de plant, sa présence en pépinière étant relativement importante. Malgré son potentiel élevé, sa distribution géographique large et les conseils d'utilisation effectués aux praticiens, il ne semble pas encore beaucoup utilisé car nous ne l'avons retrouvé sur aucun site du retour d'expérience. Ainsi, il serait intéressant d'investiguer son utilisation sous forme de plant dans différents types d'ouvrages expérimentaux pour promouvoir son utilisation et observer son évolution, en restant toutefois vigilant sur le caractère envahissant comme souligné dans la discussion du premier chapitre.

Si les espèces structurantes permettant la stabilité des berges ne se réduisent pas aux espèces de saules, elles ne se réduisent pas non plus à la strate arbustive ou arborescente (Figure D.2B). En effet, les strates herbacées ou muscinales jouent également un rôle dans l'établissement des successions biogéomorphologiques le long des berges (Corenblit et al., 2024b). Les espèces herbacées exercent une protection contre le ruissellement par effet de couverture, participent au maintien mécanique du sol (Kervroëdan et al., 2019) et favorisent l'implantation d'autres espèces. Elles participent donc activement à la fonction de stabilisation, cependant cette participation reste fortement dépendante du type de port. Les espèces cespiteuses, en formant des touffes plus ou moins denses permettent de dissiper l'énergie du courant et favorisent le dépôt de sédiments fins. Les espèces rhizomateuses, forment généralement des tapis et favorisent la stabilisation et la protection des couches superficielles du sol. La combinaison de ces deux types de port apporte une complémentarité pour la protection et la stabilisation des premières épaisseurs du sol. Bonin et al. (2013) retiennent 25 espèces herbacées pour une utilisation en génie végétal sur des cours d'eau de montagne. Les espèces ont été sélectionnées sur la densité de la couverture du sol (protection de surface) ainsi que le volume et le type de développement du système racinaire (effet d'ancrage). Les herbacées sont souvent considérées en génie végétal comme les premiers agents stabilisateurs des berges de cours d'eau les premières années. L'analyse des communautés herbacées complèterait avantageusement notre travail sur la typologie des berges : quelles espèces sont présentes et avec quel recouvrement dans les structures de berge des cours d'eau en step-pool et plane-bed ? Quel rôle jouent les herbacées dans l'installation et la pérennisation de ces structures stables ? Il serait intéressant d'intégrer les strates herbacées dans les travaux

complémentaires des formes biogéomorphologiques de berge présentées dans la proposition d'étude temporelle ci-dessus. Dans le retour d'expérience, il aurait également été intéressant de regarder la composition et le recouvrement des espèces herbacées et de comparer les espèces présentes aux espèces semées dans l'optique d'affiner encore les listes d'espèces pour les semences.

Les strates muscinales, herbacées, arbustives et arborées forment des communautés le long des berges ; elles sont amenées à évoluer avec les changements globaux. En effet, la part des espèces exotiques envahissantes dans la végétation rivulaire est de plus en plus importante (Beisel et al., 2017) (Figure D.3) et les espèces remontent petit à petit en altitude (Lenoir et al., 2008). Le fonctionnement, la dynamique spatiale et temporelle des communautés sont donc amenés à évoluer en réponse à ces pressions environnementales. Pour faire des travaux de restauration en rivière et imaginer des ouvrages résilients aux impacts des activités humaines sur les communautés végétales rivulaires, il est important d'apporter aux travaux de génie végétal un regard sur les communautés, leur fonctionnement et leur évolution temporelle et spatiale en fonction des pressions anthropiques. Des travaux scientifiques récents cherchent à comprendre comment les communautés écologiques rivulaires répondent à de multiples facteurs de stress cooccurrents d'origine humaine (Janssen et al., 2024, 2023). Il nous semble important que ces travaux soient valorisés et intégrés dans la conception des projets de restauration écologique et d'ouvrages de génie végétal afin de s'adapter aux changements progressifs des communautés rivulaires et de proposer des ouvrages qui s'insèrent parfaitement dans leur environnement.

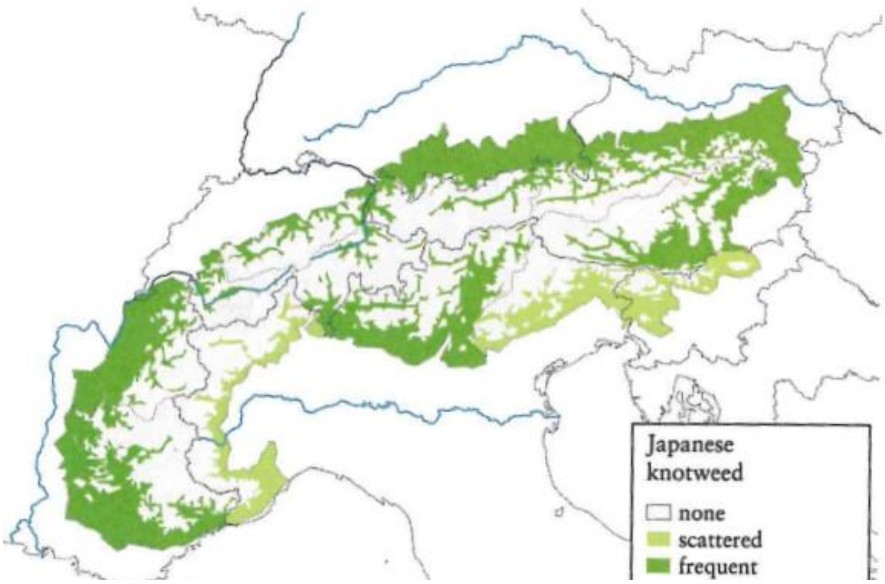


Figure D.3 Distribution de la Renouée du japon sur l'arc Alpin (Muhar et al., 2019)

3.4 Prendre un peu plus de hauteur dans les montagnes

Dans le premier chapitre, l'analyse s'est centrée sur la description des structures de berge naturelles principalement à l'étage subalpin, en partant du constat qu'il n'y avait que peu de connaissance sur les berges naturelles à ces altitudes, alors qu'elles étaient meilleures à des altitudes plus basses (Bonin et al., 2013). Dans la continuité, les chapitres 3 et 4 se sont attachés à étudier les caractéristiques biotechniques dans un contexte environnemental subalpin d'espèces ligneuses des ripisylves, qu'elles soient exclusivement subalpines ou ubiquistes. Or, lors du recensement des ouvrages auprès des gestionnaires fait dans le retour d'expérience (Chapitre 2), on observe qu'il y a très peu d'ouvrages existants dans ces gammes d'altitude (un seul au-dessus de 1 500 m, Figure 2.2). Cependant, dans le cadre de nos travaux et de l'activité du laboratoire, nous avons observé une demande croissante de la part des gestionnaires (Stations de ski, Parc de la Vanoise, collectivités...) et des services de l'État, notamment lors de discussion avec le Service Eau de la Direction Départementale des Territoires de Savoie. Des premiers chantiers ont été réalisés par la communauté de commune cœur de Tarentaise, avec l'appui technique et scientifique d'Inrae (Figure D.4). Comme ce qui a été fait dans le cadre du guide technique Géni'Alp, il serait intéressant de mettre en place plus de tels chantiers expérimentaux à ces altitudes, en testant par exemple, les espèces de saules subalpines dans différentes techniques (lits de plants, caisson, etc.). Ces ouvrages pourraient servir de support de formation et d'exemple pour les gestionnaires de ces cours d'eau.



Figure D.4 *Photos des ouvrages aux Ménuires, 1 760 mètres d'altitude juste après leur mise en œuvre à l'automne 2024. Crédit photo : Sébastien de Danieli*

Ainsi, la mise en œuvre des techniques de génie végétal sur les cours d'eau d'altitude pourrait être améliorée en réalisant des analyses biogéomorphologiques et écologiques multi-échelles, spatiale et temporelle. Prugne et al. (2024) proposent un cadre conceptuel illustrant les dynamiques biogéomorphologiques à prendre en compte aux différentes échelles de temps et d'espace pour la mise en œuvre du génie végétal (Figure D.5). Ils mettent en évidence, d'une part, qu'un diagnostic à plusieurs échelles est essentiel pour évaluer le comportement biogéomorphologique d'un hydrosystème fluvial. Et d'autre part, que les connaissances acquises grâce au suivi des ouvrages peuvent aider à déterminer les fonctions biogéomorphologiques de ces structures et à identifier les facteurs expliquant leurs défaillances.

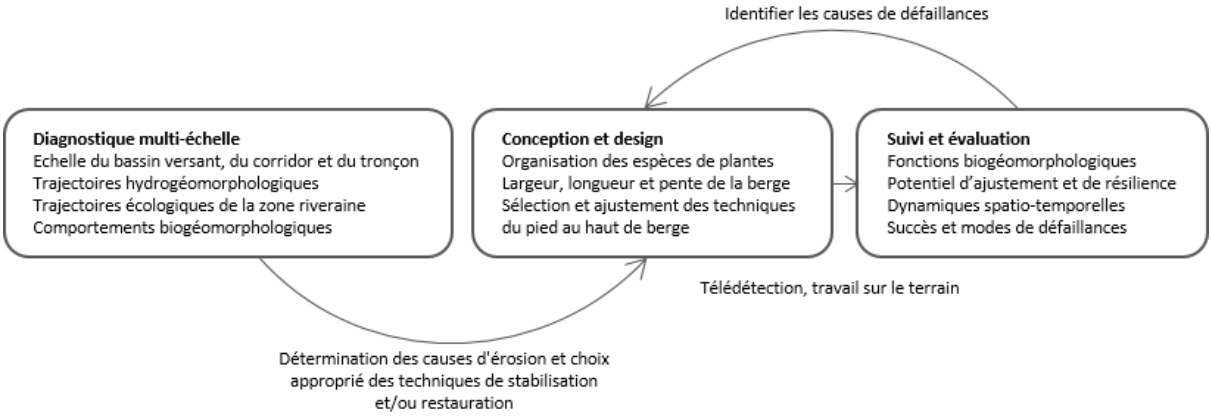


Figure D.5 *Cadre conceptuel illustrant les dynamiques biogéomorphologiques à prendre en compte aux différentes échelles de temps et d'espace pour la mise en œuvre du génie végétal. Traduit d'après Prugne et al. (2024).*

Les différentes actions proposées pour parfaire les connaissances scientifiques et techniques pour le génie végétal en milieu alpin devraient s'inspirer de ce cadre méthodologique. Nous proposons une synthèse graphique de ces différentes actions (Figure 5-7).

Toutefois, l'acquisition de ces nouveaux savoirs ne s'affranchira jamais de l'observation des processus locaux par les gestionnaires et de leurs connaissances du territoire et des techniques.

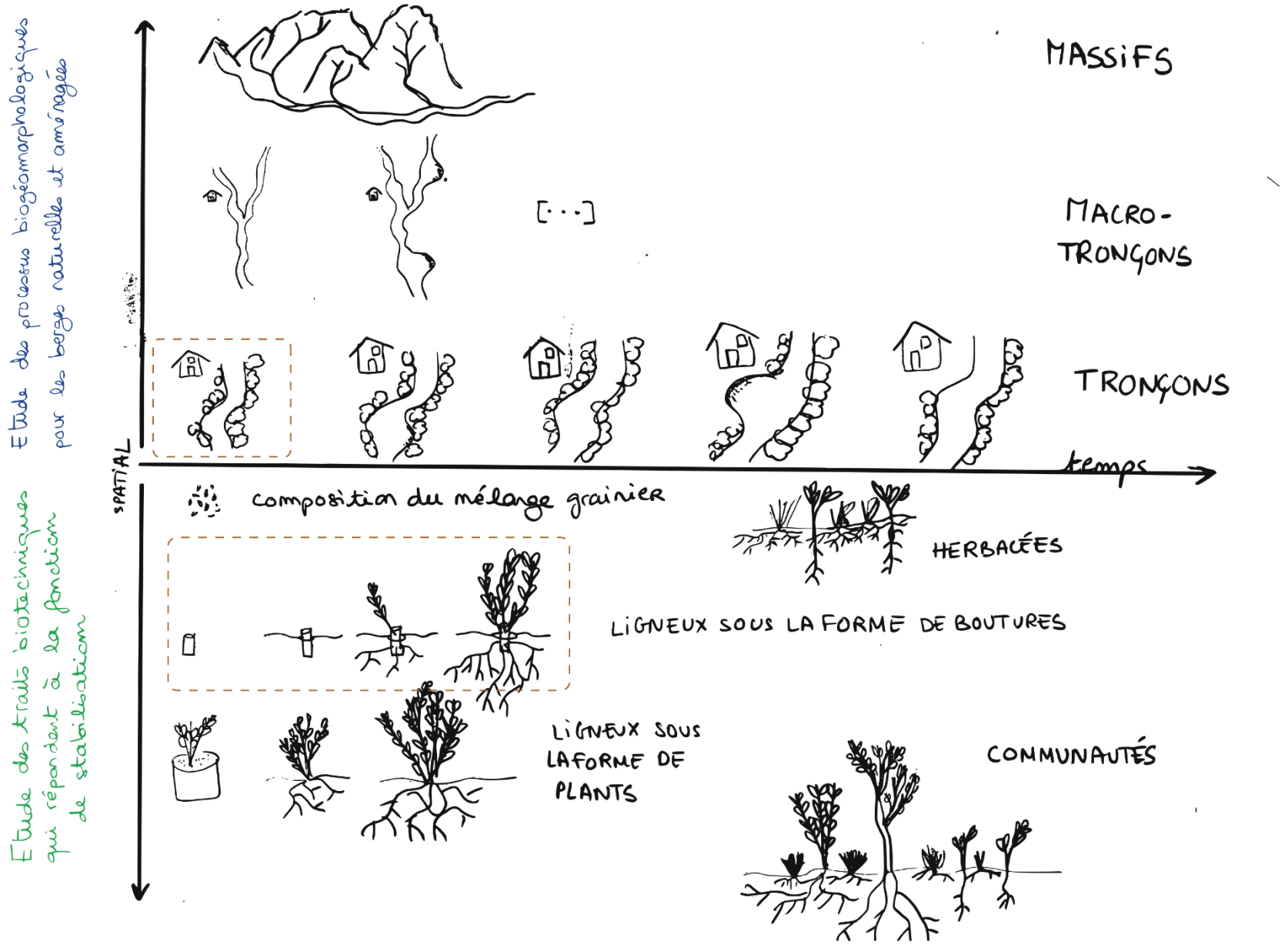


Figure D.6 *Schéma bilan des différentes actions à mener sur des échelles spatiales et temporelles variées pour compléter les connaissances apportées par cette thèse.*

4 Des freins techniques levés qui n'amoindrissent pas les freins sociaux

Dans l'introduction du manuscrit, nous avons présenté deux freins majeurs au développement de techniques de génie végétal en montagne : les freins techniques et les freins sociaux. Ce travail et les différentes perspectives qu'il implique facilitent la mise en œuvre technique des ouvrages. Il est également enrichi par les nombreux travaux menés actuellement au LESSEM et ailleurs et qui peuvent permettre des développements intéressants pour le génie végétal en milieu de montagne : les travaux de Solange Leblois sur la résistance mécanique et les modes de défaillance des ouvrages (Leblois et al., 2024, 2022), les travaux en cours de Natacha Fructus sur les effets des incisions en pied de berge au droit des ouvrages (Fructus et al., 2025) ou les travaux menés sur la résistance mécanique des racines (Cecconi et al., 2025). Cependant, la mise en œuvre de solutions fondées sur la nature, et a fortiori des ouvrages de génie végétal, suppose des changements culturels, organisationnels, administratifs et de gouvernance, paradigmatiques et pratiques (Fernandes and Guiomar, 2018). L'amenuisement des freins techniques impose désormais au monde de la recherche de se tourner vers des approches en sciences sociales pour lever les verrous qui entravent le déploiement de ces techniques à plus larges échelles et de soutenir la réflexion sur l'acceptation des risques (Cottet et al., 2024). En effet, l'obstacle le plus tangible à la diffusion des ouvrages de génie végétal est lié à la perception des risques par les riverains, qui éprouvent un sentiment de vulnérabilité plus élevé qu'avec les solutions en génie civil traditionnelles (Cottet et al., 2024; Evette et al., 2023). Ces résultats préliminaires montrent que le passage du génie civil au génie végétal n'est pas seulement un changement technique, mais qu'il nécessite également de passer d'un paradigme "prédire et contrôler" à un paradigme de "gestion adaptative" (Moreau et al., 2022). Ainsi, il apparaît crucial de développer des projets de recherche appliqués, en lien avec les sciences sociales, pour aller plus loin sur notre compréhension des freins et leviers (Evette et al., 2023). Il serait en ce sens intéressant d'ajouter une dimension sciences sociales au cadre conceptuel que nous avons présenté pour le développement d'ouvrages de génie végétal (Figure I.14).

La particularité du contexte montagnard et donc des cours d'eau dits torrentiels ne participent sûrement pas à amoindrir ces freins de perception du risque. Lors de nos différents échanges avec les gestionnaires au cours de la thèse, nous avons pu nous apercevoir que la plupart d'entre eux cherchaient à prendre le moins de risque possible pour permettre une meilleure acceptation des ouvrages par les élus et les riverains. De

plus, le contexte socio-économique de ces milieux, où les tensions entre modèle économique dominant (autour de l'industrie des sports d'hiver) et d'autres alternatives possibles sont localement très vives (Bourdeau, 2021), n'apparaît pas au premier abord favorable à ces changements de paradigme.

Toutefois, en levant des freins techniques et en publiant et travaillant au côté des gestionnaires, les projets de recherche appliquée pour le développement du génie végétal ou des SFN dans ces milieux permettent de lancer des dynamiques auprès des différents acteurs. Les discussions et partenariat financier (Chapitre 3) avec le Parc National de la Vanoise ont par exemple permis de mettre en place des projets de génie végétal pour la restauration de talus de montagne et la gestion de l'érosion (Figure D.7). Ces projets servent de vitrine et de support de discussion pour les autres acteurs du territoire et les territoires voisins. Il appartient ainsi aux gestionnaires de se saisir de ces connaissances nouvelles pour participer au développement et à l'amélioration de ces techniques.



Figure D.7 *Travaux réalisés pour la conception d'une fascine drainante dans le Parc National de la Vanoise (A), montrant une excellente reprise végétale la première saison (B). Les travaux ont été menés par les agents du parc en partenariat pour l'appui scientifique et humain par les agents de INRAE (C). Crédit photo : André Evette.*

En effet, tout au long de ce manuscrit, nous nous sommes attachés à souligner l'importance de la recherche appliquée et interdisciplinaire pour le développement de techniquhhes de génie végétal, les chercheurs s'inspirant des besoins techniques des praticiens pour construire leurs projets de recherche. Or on remarque avec cet exemple qu'une approche transdisciplinaire est également un point central pour le développement et l'acceptation de ces techniques. En effet, il est important de s'appuyer sur une approche participative avec les riverains et les utilisateurs des berges pour identifier les conflits de valeur potentiels qui pourraient affecter l'acceptation des ouvrages localement (Cottet et al., 2024). La réalisation de projets scientifiques pour le développement du génie végétal a beaucoup à gagner à s'appuyer sur la concertation directe avec les gestionnaires, dans des démarches de co-construction. Ces démarches sont également fortement mises en avant dans le cadre de conception de SFN, conçues et mises en œuvre selon des approches participatives où les projets sont co-créés avec le concept de laboratoire vivant (*Living Lab*) (Lupp et al., 2020; Soini et al., 2023). Dans le cadre de cette thèse, nous avons suivi le cadre conceptuel pour le développement du génie végétal, auquel il aurait été intéressant d'impliquer des gestionnaires dès les phases de réflexion concernant les questions de recherche et les expérimentations à mener sans attendre les phases de réalisation de ces axes de travail.

Enfin, il est important de souligner que le succès des ouvrages que nous avons visités dans le cadre du retour d'expérience reposait en grande partie sur la formation et les connaissances locales. Ces conclusions sont partagées par de nombreux praticiens du génie végétal qui considèrent que la part d'expertise liée à l'expérience personnelle est prédominante (Leblois et al., n.d.). Cela montre l'importance de vulgariser nos travaux et de travailler à des formations auprès des gestionnaires. Ce lien étroit avec les gestionnaires est déjà considéré par les penseurs de l'ingénierie écologique comme l'un des principaux leviers pour le développement de ces techniques (Mitsch, 2012).

Il apparaît ainsi crucial d'intégrer des approches transdisciplinaires en travaillant au côté des gestionnaires (montage de projet, formations et publications adaptées) et de développer en parallèle des projets en sciences sociales, afin que les freins techniques levés puissent être les nouveaux moteurs de développement de ces techniques. En ce sens, nous proposons une nouvelle approche de notre cadre conceptuel pour le développement d'ouvrages de génie végétal en recherche appliquée (Figure D.8). Une étape d'enquêtes pour estimer la faisabilité sociale des projets de génie végétal ainsi que la perception du risque par les riverains a été ajoutée dans l'objectif d'affiner la sélection des techniques

(étape E –Figure D.8). L'encadré jaune et sa double flèche permettent d'insister sur la mise en place de démarche de co-construction entre les chercheurs et les praticiens pour définir les contours des projets de recherche.

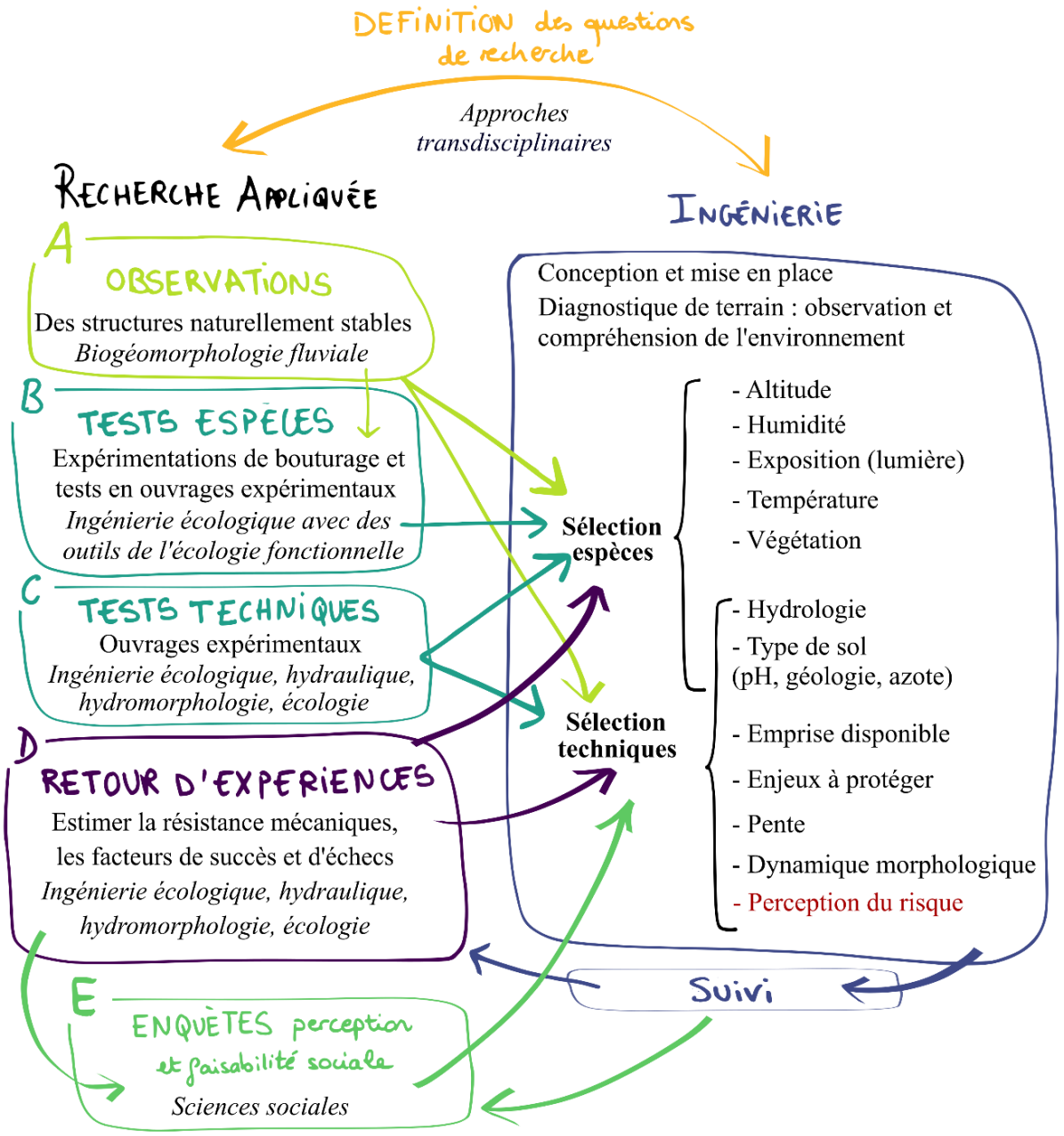


Figure D.8 *Amélioration du cadre conceptuel pour le développement des techniques de génie végétal. Nous avons ajouté le cadre E qui amène une dimension en sciences sociales et qui est lié à la notion de perception du risque ajouté dans les critères à prendre en compte pour le choix de la technique et le cadre jaune qui permet d'illustrer les liens étroits entre scientifiques et gestionnaires qui doivent avoir lieu à chaque étape des projets en recherche appliquée*

Références

A

Adam, P., **2008**. Le génie végétal: un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques. Documentation française, Paris.

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Piemonte, n.d. Rete di monitoraggio idrologico – Mappa interattiva [WWW Document]. ARPA Piemonte. URL https://www.arpa.piemonte.it (accessed 8.20.24).

Alp, M., Arnaud, F., Barthélémy, C., Bernez, I., Clemens, A., Cottet, M., Dufour, S., Germaine, M.-A., Gramaglia, C., Grivel, S., Pichon, C.L., Lespez, L., Lusson, M., Navratil, O., Piégay, H., Prunier, J.G., Rollet, A.-J., Tales, E., Lamouroux, N., **2024**. Restaurer la continuité écologique des cours d'eau : que sait-on et comment passer collectivement à l'action ? VertigO - Rev. Électronique En Sci. Environ. https://doi.org/10.4000/12ppa

AMEC, **2012**. Design Guidelines for Erosion and Flood Control Projects for Streambank and Riparian Stability Restoration (Technical Report), The City of Calgary, Water Resources. The City of Calgary, Water Resources, Calgary, Alberta.

Amoros, C., Petts, G.E., **1993**. Hydrosystèmes fluviaux. Masson, Paris.

Amt für Hydrologie und Stauanlagen, n.d. Pegelstationen – Messdaten in Echtzeit. Wetter Südtirol. URL https://wetter.provinz.bz.it/pegelstationen.asp (accessed 8.20.24).

Andreoli, A., Chiaradia, E.A., Cislaghi, A., Bischetti, G.B., Comiti, F., **2020**. Roots reinforcement by riparian trees in restored rivers. Geomorphology 370, 107389. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107389

Anstead, L., Boar, R.R., Tovey, N.K., **2012**. The effectiveness of a soil bioengineering solution for river bank stabilisation during flood and drought conditions: two case studies from East Anglia. Area 44, 479–488. https://doi.org/10.1111/j.1475-4762.2012.01132.x

Anthelme, F., Cornillon, L., Brun, J.-J., **2002**. Secondary succession of Alnus viridis (Chaix) DC. in Vanoise National Park, France: coexistence of sexual and vegetative strategies. Ann. For. Sci. 59, 419–428. https://doi.org/10.1051/forest:2002016

Anthelme, F., Grossi, J.-L., Brun, J.-J., Didier, L., **2001**. Consequences of green alder expansion on vegetation changes and arthropod communities removal in the northern French Alps. For. Ecol. Manag., Structure of Mountain Forests-

Assessment, Impacts, Managements, Modelling 145, 57–65. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00574-0

Anthelme, F., Michalet, R., Barbaro, L., Brun, J.-J., **2003**. Environmental and Spatial Influences of Shrub Cover (Alnus viridis DC.) on Vegetation Diversity at the Upper Treeline in the Inner Western Alps. Arct. Antarct. Alp. Res. 35, 48–55. https://doi.org/10.1657/1523-0430(2003)035[0048:EASIOS]2.0.CO;2

Arnaud, F., Piégay, H., Schmitt, L., Rollet, A.J., Ferrier, V., Béal, D., **2015**. Historical geomorphic analysis (1932–2011) of a by-passed river reach in process-based restoration perspectives: The Old Rhine downstream of the Kembs diversion dam (France, Germany). Geomorphology 236, 163–177. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.02.009

Arnaud, P., Cantet, P., Odry, J., **2016**. SHYREG, a national database of flood frequency estimation. Presented at the E3S Web of Conferences. https://doi.org/10.1051/e3sconf/20160701004

Aronson, J., Clewell, A.F., Blignaut, J.N., Milton, S.J., **2006a**. Ecological restoration: A new frontier for nature conservation and economics. J. Nat. Conserv. 14, 135–139. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.005

Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovalle, C., Pontanier, R., **1993**. Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. I. A View from the South. Restor. Ecol. 1, 8–17. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1993.tb00004.x

Aronson, J., Milton, S.J., Blignaut, J.N., Clewell, A.F., **2006b**. Nature conservation as if people mattered. J. Nat. Conserv. 14, 260–263. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.006

B

Babbie, E.R., **2013**. The Practice of Social Research. Wadsworth Cengage Learning.

Bachelard, G., **1934**. Le nouvel esprit scientifique, Nouvelle éd. ed, Quadrige. PUF, Paris.

Baird, D., Fotherby, L., Klumpp, C., Sculock, M., **2015**. Bank Stabilization Design Guidelines (Technical Report No. SRH-2015-25). Bureau of Reclamation.

Ballantyne, C.K., Benn, D.I., **1994**. Paraglacial Slope Adjustment and Resedlmenfation following Recent Glacier Retreat, Fåbergstølsdalen, Norway. Arct. Alp. Res. 26, 255–269. https://doi.org/10.1080/00040851.1994.12003065

Banque Hydro. Banque de données hydrométriques. Eaufrance. URL https://www.hydro.eaufrance.fr (accessed 8.20.24).

Barbault, R., Pavé, A., **2003**. Territoire de l'écologie et écologie des territoires, in: Caseau, P. Études Sur l'environnement : De l'échelle Du Territoire à Celle Du Continent. Tec et Doc Lavoisier, Paris, pp. 1–49.

Béhé, M., Orm, E.B., Hahn, L., Palenstijn, A., **2020**. Le Génie Écologique, une science par et pour le vivant. Biol. Aujourd'hui 214, 97–103. https://doi.org/10.1051/jbio/2020010

Beisel, J.-N., Peltre, M.-C., Kaldonski, N., Hermann, A., Muller, S., **2017**. Spatiotemporal trends for exotic species in French freshwater ecosystems: where are we now? Hydrobiologia 785, 293. https://doi.org/10.1007/s10750-016-2933-1

Bektaş, B., Thuiller, W., Saillard, A., Choler, P., Renaud, J., Colace, M.-P., Della Vedova, R., Münkemüller, T., **2021**. Lags in phenological acclimation of mountain grasslands after recent warming. J. Ecol. 109, 3396–3410. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13727

Benda, L.E., Poff, L.N., Tague, C., Palmer, M.A., Pizzuto, J., Cooper, S., Stanley, E., Moglen, G., **2002**. How to Avoid Train Wrecks When Using Science in Environmental Problem Solving. BioScience 52, 1127–1136. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[1127:HTATWW]2.0.CO;2

Bertoldi, W., Gurnell, A., Surian, N., Tockner, K., Zanoni, L., Ziliani, L., Zolezzi, G., **2009**. Understanding reference processes: linkages between river flows, sediment dynamics and vegetated landforms along the Tagliamento River, Italy. River Res. Appl. 25, 501–516. https://doi.org/10.1002/rra.1233

Besson, L., **1996**. Risques naturels en montagne : Traitement, prévention, surveillance. ARTES-PUBLIALP. GRENOBLE.

Best, J., **2019**. Anthropogenic stresses on the world's big rivers. Nat. Geosci. 12, 7–21. https://doi.org/10.1038/s41561-018-0262-x

Bettler, M., Herzog, B., **2014**. Cours d'eau en région alpine : possibilité et limite du génie biologique 35.

Bifulco C., Pereira A., Ferreira V.C., Mota A.P., Martins L., Sousa M.J.N., Rego F., **2016**. Results of a two-years monitoring program for the vegetated bench "the portuguese" a new soil bioengineering technique. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.33572.71044

Biron, P.M., Buffin-Bélanger, T., Larocque, M., Choné, G., Cloutier, C.-A., Ouellet, M.-A., Demers, S., Olsen, T., Desjarlais, C., Eyquem, J., **2014**. Freedom Space for Rivers: A Sustainable Management Approach to Enhance River Resilience. Environ. Manage. 54, 1056–1073. https://doi.org/10.1007/s00267-014-0366-z

Bischetti, G.B., Chiaradia, E.A., Epis, T., Morlotti, E., **2009**. Root cohesion of forest species in the Italian Alps. Plant Soil 324, 71–89. https://doi.org/10.1007/s11104-009-9941-0

Bischetti, G.B., Chiaradia, E.A., Simonato, T., Speziali, B., Vitali, B., Vullo, P., Zocco, A., **2005**. Root Strength and Root Area Ratio of Forest Species in Lombardy (Northern Italy). Plant Soil 278, 11–22. https://doi.org/10.1007/s11104-005-0605-4

Bischetti, G.B., Di Fi Dio, M., Florineth, F., **2014**. On the Origin of Soil Bioengineering. Landsc. Res. 39, 583–595. https://doi.org/10.1080/01426397.2012.730139

Bischoff, A., Steinger, T., Müller-Schärer, H., **2010**. The Importance of Plant Provenance and Genotypic Diversity of Seed Material Used for Ecological Restoration. Restor. Ecol. 18, 338–348. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00454.x

Blanc, A., Misset, C., Piton, G., Eckert, N., Mainieri, R., **2025**. Changement climatique et crues torrentielles : Note de synthèse sur l'état des connaissances. ONF-RTM ; INRAE ; Ministère de la transition écologique, de la biodiversité, de la forêt, de la mer et de la pêche.

Boncourt, E., Bergès, L., Alp, M., Dupont, B., Herviault, T., Evette, A., **2024**. Riparian habitat connectivity restoration in an anthropized landscape: A multi-species approach based on landscape graph and soil bioengineering structures. Environ. Manage. https://doi.org/10.1007/s00267-024-01959-5

Bonin, L., Evette, A., Frossard, P.A., Prunier, P., Roman, D., Valé, N., **2013**. Génie végétal en rivière de montagne - Connaissances et retours d'expériences sur l'utilisation d'espèces et de techniques végétales : végétalisation de berges et ouvrages bois. Grenoble.

Bourdeau, P., **2021**. Dilemmes de transition. Les destinations françaises de sports d'hiver entre agir créatif, inerties et maladaptation. Géocarrefour 95. https://doi.org/10.4000/geocarrefour.18943

Brambilla, A., Von Hardenberg, A., Bassano, B., Ranghetti, L., Keller, L., Festa-Bianchet, M., **2024**. Climate drives body mass changes in a mountain ungulate: shorter winters lead to heavier Alpine ibex. Oikos 2024, e10643. https://doi.org/10.1111/oik.10643

Bravard, J.-P., Burnouf, J., Vérot-Bourrély, A., **1989**. Géomorphologie et archéologie dans la région lyonnaise : questions et réponses d'un dialogue interdisciplinaire. Bull. Société Préhistorique Fr. 86, 429–440. https://doi.org/10.3406/bspf.1989.9905

Breton, V., Forestier, O., Guindon, O., Evette, A., **2014**. Ecological restoration under pressure from invasive animal species: use of salicaceae cuttings in a river bank

overrun by coypu: ecological restoration under coypu pressure. River Res. Appl. 30, 1002–1012. https://doi.org/10.1002/rra.2688

Brookes, A., **1987**. River channel adjustments downstream from channelization works in England and Wales. Earth Surf. Process. Landf. 12, 337–351. https://doi.org/10.1002/esp.3290120402

Buffington, J.M., Montgomery, D.R., **2013**. 9.36 Geomorphic Classification of Rivers, in: Treatise on Geomorphology. Elsevier, pp. 730–767. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374739-6.00263-3

Bühlmann, T., Hiltbrunner, E., Körner, C., **2014**. Alnus viridis expansion contributes to excess reactive nitrogen release, reduces biodiversity and constrains forest succession in the Alps. Alp. Bot. 124, 187–191. https://doi.org/10.1007/s00035-014-0134-y

Buijse, A.D., Klijn, F., Leuven, R.S.E.W., Middelkoop, H., Schiemer, F., Thorp, J.H., Wolfert, H.P., **2003**. Rehabilitation of large rivers: references, achievements and integration into river management. Large Rivers 15, 715–738. https://doi.org/10.1127/lr/15/2003/715

Bundesamt für Umwelt (BAFU). Station de mesure 2009 – Niveau annuel du lac. Hydrodaten.admin.ch. URL https://www.hydrodaten.admin.ch/fr/seen-und-fluesse/stationen-und-daten/2009#waterlevel-annual (accessed 8.20.24).

C

Campana, D., Marchese, E., Theule, J.I., Comiti, F., **2014**. Channel degradation and restoration of an Alpine river and related morphological changes. Geomorphology 221, 230–241. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.06.016

Caplan, T.R., Cothern, K., Landers, C., Hummel, O.C., **2013**. Growth Response of Coyote Willow (Salix exigua) Cuttings in Relation to Alluvial Soil Texture and Water Availability. Restor. Ecol. 21, 627–638. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00928.x

Capon, S.J., Chambers, L.E., Mac Nally, R., Naiman, R.J., Davies, P., Marshall, N., Pittock, J., Reid, M., Capon, T., Douglas, M., Catford, J., Baldwin, D.S., Stewardson, M., Roberts, J., Parsons, M., Williams, S.E., **2013**. Riparian Ecosystems in the 21st Century: Hotspots for Climate Change Adaptation? Ecosystems 16, 359–381. https://doi.org/10.1007/s10021-013-9656-1

Carolli, M., Gelmini, F., Pellegrini, S., Deriu, M., Zolezzi, G., **2021**. Prioritizing reaches for restoration in a regulated Alpine river: Locally driven versus hydromorphologically based actions. River Res. Appl. 37, 17–32. https://doi.org/10.1002/rra.3737

Carrer, F., Walsh, K., Mocci, F., **2020**. Ecology, Economy, and Upland Landscapes: Socio-Ecological Dynamics in the Alps during the Transition to Modernity. Hum. Ecol. 48, 69–84. https://doi.org/10.1007/s10745-020-00130-y

Cavaille, P., Dommanget, F., Daumergue, N., Loucougaray, G., Spiegelberger, T., Tabacchi, E., Evette, A., **2013**. Biodiversity assessment following a naturality gradient of riverbank protection structures in French prealps rivers. Ecol. Eng. 53, 23–30. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.105

Cavaillé, P., Ducasse, L., Breton, V., Dommanget, F., Tabacchi, E., Evette, A., **2015**. Functional and taxonomic plant diversity for riverbank protection works: Bioengineering techniques close to natural banks and beyond hard engineering. J. Environ. Manage. 151, 65–75. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.028

Caviezel, C., Hunziker, M., Kuhn, N.J., **2017**. Green alder encroachment in the European Alps: The need for analyzing the spread of a native-invasive species across spatial data. CATENA 159, 149–158. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.08.006

Cecconi, M., Tagarelli, V., Cotecchia, F., Pane, V., Anselmucci, F., Bertolini, I., Biondi, G., Boldrin, D., Capobianco, V., Cardile, G., Cuomo, S., De Vita, P., Fraccica, A., Meijer, G., Pagano, L., Pirone, M., Schwarz, M., Tarantino, A., Vaunat, J., Yildiz, A., **2025**. Soil-vegetation-atmosphere interaction for engineering applications: Recent multi-scale and multi-disciplinary insights. Geomech. Energy Environ. 43, 100723. https://doi.org/10.1016/j.gete.2025.100723

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.

Chin, A., Wohl, E., **2005**. Toward a theory for step pools in stream channels. Prog. Phys. Geogr. Earth Environ. 29, 275–296. https://doi.org/10.1191/0309133305pp449ra

Chong, J., **2014**. Ecosystem-based approaches to climate change adaptation: progress and challenges. Int. Environ. Agreem. Polit. Law Econ. 14, 391–405. https://doi.org/10.1007/s10784-014-9242-9

Church, M., **2006**. Bed material transport and the morphology of alluvial river channels. Annu. Rev. Earth Planet. Sci. 34, 325–354. https://doi.org/10.1146/annurev.earth.33.092203.122721

Church, M., Jakob, M., **2020**. What Is a Debris Flood? Water Resour. Res. 56, e2020WR027144. https://doi.org/10.1029/2020WR027144

Church, M., Zimmermann, A., **2007**. Form and stability of step-pool channels: Research progress. Water Resour. Res. 43. https://doi.org/10.1029/2006WR005037

Cienciala, P., **2021**. Vegetation and Geomorphic Connectivity in Mountain Fluvial Systems. Water 13, 593. https://doi.org/10.3390/w13050593

Citterio, A., Piégay, H., **2000**. L'atterrissement des bras morts de la basse vallée de l'Ain : dynamique récente et facteurs de contrôle / Infilling of former channels of the lower Ain river (South-eastern France): contemporary dynamics and controlling factors. Géomorphologie Relief Process. Environ. 6, 87–104. https://doi.org/10.3406/morfo.2000.1050

Clark, J., Hellin, J., **1996**. Bio-engineering for effective road maintenance in the Caribbean. Natural Resources Institute, Chatham.

Cohen-Shacham, E., Andrade, A., Dalton, J., Dudley, N., Jones, M., Kumar, C., Maginnis, S., Maynard, S., Nelson, C.R., Renaud, F.G., Welling, R., Walters, G., **2019**. Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions. Environ. Sci. Policy 98, 20–29. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.04.014

Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., Maginnis, S., **2016**. Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN International Union for Conservation of Nature.

Comiti, F., **2012**. How natural are Alpine mountain rivers? Evidence from the Italian Alps. Earth Surf. Process. Landf. 37, 693–707. https://doi.org/10.1002/esp.2267

Compagno, L., Eggs, S., Huss, M., Zekollari, H., Farinotti, D., **2021**. Brief communication: Do 1.0, 1.5, or 2.0 °C matter for the future evolution of Alpine glaciers? The Cryosphere 15, 2593–2599. https://doi.org/10.5194/tc-15-2593-2021

Corenblit, D., Baas, A., Balke, T., Bouma, T., Fromard, F., Garófano-Gómez, V., González, E., Gurnell, A.M., Hortobágyi, B., Julien, F., Kim, D., Lambs, L., Stallins, J.A., Steiger, J., Tabacchi, E., Walcker, R., **2015**. Engineer pioneer plants respond to and affect geomorphic constraints similarly along water–terrestrial interfaces world-wide. Glob. Ecol. Biogeogr. 24, 1363–1376. https://doi.org/10.1111/geb.12373

Corenblit, D., Baas, A.C.W., Bornette, G., Darrozes, J., Delmotte, S., Francis, R.A., Gurnell, A.M., Julien, F., Naiman, R.J., Steiger, J., **2011**. Feedbacks between geomorphology and biota controlling Earth surface processes and landforms: A review of foundation concepts and current understandings. Earth-Sci. Rev. 106, 307–331. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.03.002

Corenblit, D., Piégay, H., Arrignon, F., González-Sargas, E., Bonis, A., Davies, N., Ebengo, D., Garófano Gómez, V., Gurnell, A., Henry, A., Hortobágyi, B., Martinez-Capel, F., Steiger, J., Tabacchi, E., Tooth, S., Vautier, F., Walcker, R., **2024a**. Interactions between vegetation and river morphodynamics. Part I: Research clarifications and challenges. Earth-Sci. Rev. 253, 104769. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2024.104769

Corenblit, D., Piégay, H., Arrignon, F., González-Sargas, E., Bonis, A., Ebengo, D.M., Garófano-Gómez, V., Gurnell, A.M., Henry, A.L., Hortobágyi, B., Martínez-Capel, F., Mazal, L., Steiger, J., Tabacchi, E., Tooth, S., Vautier, F., Walcker, R., **2024b**. Interactions between vegetation and river morphodynamics. Part II: Why is a functional trait framework important? Earth-Sci. Rev. 104709. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2024.104709

Corenblit, D., Steiger, J., **2024**. Fluvial biogeomorphological feedbacks from plant traits to the landscape: Lessons from selected French rivers in line with A.M. Gurnell's influential contribution. River Res. Appl. 40, 1012–1030. https://doi.org/10.1002/rra.4307

Corenblit, D., Steiger, J., **2009**. Vegetation as a major conductor of geomorphic changes on the Earth surface: toward evolutionary geomorphology. Earth Surf. Process. Landf. 34, 891–896. https://doi.org/10.1002/esp.1788

Corenblit, D., Steiger, J., Gurnell, A.M., Tabacchi, E., Roques, L., **2009**. Control of sediment dynamics by vegetation as a key function driving biogeomorphic succession within fluvial corridors. Earth Surf. Process. Landf. 34, 1790–1810. https://doi.org/10.1002/esp.1876

Corenblit, D., Tabacchi, E., Steiger, J., Gurnell, A.M., **2007**. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. Earth-Sci. Rev. 84, 56–86. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2007.05.004

Cottet, M., François, A., Moreau, C., Lecaude, C., Vukelic, S., Rivière-Honegger, A., Evette, A., **2024**. Knowledge influences perceptions and values of nature-based solutions: The example of soil and water bioengineering techniques applied to urban rivers. Anthropocene 45, 100424. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2024.100424

Cottet, M., Rivière-Honegger, A., Vaudor, L., Colombain, L., Dommanget, F., Evette, A., **2020**. The end of a myth: Solving the knotweeds invasion "problem." Anthropocene 30, 100240. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2020.100240

Coulloudon, Bill., Coulloudon, B., Eshelman, K., Gianola, J., Habich, N., Hughes, L., Johnson, C., Pellant, M.L., Podborny, P., Rasmussen, A., Robles, B., Shaver, P.L., Spehar, J., Willoughby, J.W., System (U.S.), C.E., States, U., States, U., States, U., Center (U.S.), N.A.R.S., **1999**. Sampling vegetation attributes : interagency technical reference, Revised. ed. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, National Business Center, Denver, Colo.

D

D'Agostino, V., Michelini, T., **2015**. On kinematics and flow velocity prediction in step-pool channels. Water Resour. Res. 51, 4650–4667. https://doi.org/10.1002/2014WR016631.

Dale, G., Dotro, G., Srivastava, P., Austin, D., Hutchinson, S., Head, P., Goonetilleke, A., Stefanakis, A., Junge, R., Fernández L., J.A., Weyer, V., Truter, W., Bühler, D., Bennett, J., Liu, H., Li, Z., Du, J., Schneider, P., Hack, J., Schönborn, A., **2021**. Education in Ecological Engineering—a Need Whose Time Has Come. Circ. Econ. Sustain. 1, 333–373. https://doi.org/10.1007/s43615-021-00067-4

David, G.C.L., Bledsoe, B.P., Merritt, D.M., Wohl, E., **2009**. The impacts of ski slope development on stream channel morphology in the White River National Forest, Colorado, USA. Geomorphology 103, 375–388. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.07.003

Dawson, C., Ashmore, P., **2025**. Quantifying geomorphic form variation for assessing habitat complexity of river restoration designs. Ecol. Eng. 210, 107437. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107437

Dawson, M., Lewin, J., **2024**. The heterogeneous geomorphological impact of an exceptional flood event and the role of floodplain vegetation. Earth Surf. Process. Landf. 49, 354–373. https://doi.org/10.1002/esp.5707

De Baets, S., Poesen, J., Knapen, A., Barberá, G.G., Navarro, J.A., **2007**. Root characteristics of representative Mediterranean plant species and their erosion-reducing potential during concentrated runoff. Plant Soil 294, 169–183. https://doi.org/10.1007/s11104-007-9244-2

De Baets, S., Poesen, J., Reubens, B., Wemans, K., De Baerdemaeker, J., Muys, B., **2008**. Root tensile strength and root distribution of typical Mediterranean plant species and their contribution to soil shear strength. Plant Soil 305, 207–226. https://doi.org/10.1007/s11104-008-9553-0

de Gooyert, V., Größler, A., **2018**. On the differences between theoretical and applied system dynamics modeling. Syst. Dyn. Rev. 34, 575–583. https://doi.org/10.1002/sdr.1617

de Jong, C., **2015**. Challenges for mountain hydrology in the third millennium. Front. Environ. Sci. 3. https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00038

De Oliveira Demarco, J., Hutchinson, S.L., Moore, T., **2024**. Ecological engineering or nature-based solutions: does the term matter? Environ. Dev. Sustain. 27, 15173–15198. https://doi.org/10.1007/s10668-024-04581-x

Degoutte, G., **2012**. Diagnostic, aménagement et gestion des rivières: hydraulique et morphologie fluviales appliquées, 2e éd. ed. Éd. Tec & doc, Paris.

Dengler, J., **2017**. Phytosociology, in: Richardson, D., Castree, N., Goodchild, M.F., Kobayashi, A., Liu, W., Marston, R.A. (Eds.), International Encyclopedia of Geography. Wiley, pp. 1–6. https://doi.org/10.1002/9781118786352.wbieg0136

Derkacheva, A., Golosov, V., Shvarev, S., **2023**. Hazardous exogenous geological processes in the mountains under the pressure of human activity: 15-year observations from a natural landscape to a large ski resort. Nat. Hazards 120, 2847–2868. https://doi.org/10.1007/s11069-023-06309-y

Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E.S., Ngo, H.T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Butchart, S.H.M., Brauman, K.A., Chan, K.M.A., Subramanian, S.M., Liu, J., Ichii, K., Garibaldi, L.A., Subramanian, S.M., Midgley, G.F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razzaque, J., Reyers, B., Roy Chowdhury, R., Shin, Y.J., Visseren-Hamakers, I.J., Willis, K.J., Zayas, C.N., eds., **2019**. IPBES : Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn Germany.

Díaz-Alba, D., Henry, A.L., García de Jalón, D., González del Tánago, M., Martínez-Fernández, V., **2023**. Salix regeneration in fluvial landscapes: Empirical findings based on a systematic review. Ecol. Eng. 193, 107010. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107010

Didier, M., Evette, A., Pires, M., Rousset, J., Prunier, P., Frossard, P.-A., Martin, L., Vivier, A., **2024**. Le Bouturage pour le génie végétal en berges de cours d'eau. https://doi.org/10.57745/AUWFDZ

Didier, M., Evette, A., Schmitt, E., Leblois, S., Jaymond, D., Evette, J.-B., Mira, E., Raymond, P., Frossard, P.-A., Vivier, A., **2023**. Les fascines de ligneux en génie végétal. Guide technique.

Diehl, R.M., Merritt, D.M., Wilcox, A.C., Scott, M.L., **2017a**. Applying Functional Traits to Ecogeomorphic Processes in Riparian Ecosystems. BioScience 67, 729–743. https://doi.org/10.1093/biosci/bix080

Diehl, R.M., Wilcox, A.C., Stella, J.C., Kui, L., Sklar, L.S., Lightbody, A., **2017b**. Fluvial sediment supply and pioneer woody seedlings as a control on bar-surface topography. Earth Surf. Process. Landf. 42, 724–734. https://doi.org/10.1002/esp.4017

Docker, B.B., Hubble, T.C.T., **2009**. Modelling the distribution of enhanced soil shear strength beneath riparian trees of south-eastern Australia. Ecol. Eng. 35, 921–934. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.018

Dollar, E.S.J., James, C.S., Rogers, K.H., Thoms, M.C., **2007**. A framework for interdisciplinary understanding of rivers as ecosystems. Geomorphology, 36th Binghamton Geomorphology Symposium 89, 147–162. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.07.022

Dommanget, F., Evette, A., Breton, V., Daumergue, N., Forestier, O., Poupart, P., Martin, F.-M., Navas, M.-L., **2019**. Fast-growing willows significantly reduce invasive knotweed spread. J. Environ. Manage. 231, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.004

Dommanget, F., Evette, A., Spiegelberger, T., Gallet, C., Pacé, M., Imbert, M., Navas, M.-L., **2014**. Differential allelopathic effects of Japanese knotweed on willow and cottonwood cuttings used in riverbank restoration techniques. J. Environ. Manage. 132, 71–78. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.024

dont, C., Laborie, V., 2007. CIRIA, CUR, CETMEF, (2007), The Rock Manual. The use of rock in hydraulic engineering (2nd edition). C683, CIRIA, London, ISBN 978-0-86017-683-1.

Dudgeon, D., **2010**. Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21st century: linking ecosystem structure and function. Curr. Opin. Environ. Sustain. 2, 422–430. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.001

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., **2006**. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biol. Rev. 81, 163–182. https://doi.org/10.1017/S1464793105006950

Dufour, S., Piégay, H., **2009**. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. River Res. Appl. 25, 568–581. https://doi.org/10.1002/rra.1239

Dufour, S., Rodríguez-González, P.M., **2019**. Riparian zone / riparian vegetation definition: principles and recommendations. (COST Action CA16208 CONVERGES).

Dufour, S., Rodríguez-González, P.M., Laslier, M., **2019**. Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. Sci. Total Environ. 653, 1168–1185. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.383

Dumont, M., Monteiro, D., Filhol, S., Gascoin, S., Marty, C., Hagenmuller, P., Morin, S., Choler, P., Thuiller, W., **2025**. The European Alps in a changing climate: physical trends and impacts. Comptes Rendus Géoscience 357, 25–42. https://doi.org/10.5802/crgeos.288

Dunglas, J., Blandin, P., **1991**. Le génie écologique. Rapport d'étape. Cemagref.

Dutoit, T., **2014**. Restauration écologique : quelles recherches mener pour agir non seulement pour, mais aussi par le vivant ?, in: F. Rey, F. Gosselin et A. Doré (Dir.), Ingénierie Écologique. Action Par et/Ou Pour Le Vivant. Paris, pp. 83–98.

E

Edelfeldt, S., Lundkvist, A., Forkman, J., Verwijst, T., **2018**. Effects of cutting traits and competition on performance and size hierarchy development over two cutting cycles in willow. Biomass Bioenergy 108, 66–73. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.11.002

Edelfeldt, S., Lundkvist, A., Forkman, J., Verwijst, T., **2015**. Effects of Cutting Length, Orientation and Planting Depth on Early Willow Shoot Establishment. BioEnergy Res. 8, 796–806. https://doi.org/10.1007/s12155-014-9560-3

European Commission, **2000**. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy (Legal document).

European Commission. Directorate General for the Environment., **2016**. European red list of habitats. Part 2, Terrestrial and freshwater habitats. Publications Office, LU.

Evette, A., Balique, C., Lavaine, C., Rey, F., Prunier, P., **2012**. Using Ecological and Biogeographical Features to Produce a Typology of the Plant Species Used in Bioengineering for Riverbank Protection in Europe. River Res. Appl. 28, 1830–1842. https://doi.org/10.1002/rra.1560

Evette, A., Breton, V., Forestier, O., Lavaine, C., Lemoine, G., **2008**. Les saules utilisés en génie végétal.

Evette, A., Labonne, S., Rey, F., Liebault, F., Jancke, O., Girel, J., **2009**. History of Bioengineering Techniques for Erosion Control in Rivers in Western Europe. Environ. Manage. 43, 972–984. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9275-y

Evette, A., Poulin, M., Cottet, M., Moreau, C., **2023**. Promouvoir le génie végétal au Québec. Sci. Eaux Territ. 79–86. https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2023.43.7813

Evette, A., Recking, A., Piton, G., Rauch, H.P., Frossard, P.-A., Jaymond, D., **2018**. The limits of mechanical resistance in bioengineering for riverbank protection. Presented at the 6th International Symposium on Life-Cycle Civil Engineering (IALCCE), Ghent, Belgium., p. 6.

F

Fausch, K.D., Torgersen, C.E., Baxter, C.V., Li, H.W., **2002**. Landscapes to Riverscapes: Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes. BioScience 52, 483. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0483:LTRBTG]2.0.CO;2

Ferguson, R.I., **2007**. Flow resistance equations for gravel-and boulder-bed streams. Water Resour. Res. 43, W05427. https://doi.org/10.1029/2006WR005422

Fernandes, J.P., Guiomar, N., **2018**. Nature-based solutions: The need to increase the knowledge on their potentialities and limits. Land Degrad. Dev. 29, 1925–1939. https://doi.org/10.1002/ldr.2935

Ficko, S.A., Naeth, M.A., **2022**. Influence of treatment on rooting of arctic *Salix* species cuttings for revegetation. Arct. Antarct. Alp. Res. 54, 62–77. https://doi.org/10.1080/15230430.2022.2042946

Fidelus-Orzechowska, J., Wrońska-Wałach, D., Cebulski, J., Żelazny, M., **2018**. Effect of the construction of ski runs on changes in relief in a mountain catchment (Inner Carpathians, Southern Poland). Sci. Total Environ. 630, 1298–1308. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.305

Fischenich, J.C., **2003**. Effects of riprap on riverine and riparian ecosystems, Wetlands Regulatory Assistance Program. U.S. Army Corps of Engineers Washington, DC 20314-1000, Engineer Research and Development Center Vicksburg ms Environmental Lab.

Florineth, F., **2012**. Pflanzen statt Beton: sichern und gestalten mit Pflanzen, 2. Aufl. ed. Patzer, Berlin Hannover.

Florineth, F., **1982**. Experience gained with bio-engineering measures performed on running waters in mountains.

Florineth, F., Rauch, H.P., Staffler, H.P., **2002**. Stabilization of landslides with bio-engineering measures in South Tyrol/Italy and Thankot/Nepal. Interpraevent 2002 Pac. Rim 2, 827–837.

Florsheim, J.L., Mount, J.F., Chin, A., **2008**. Bank Erosion as a Desirable Attribute of Rivers. BioScience 58, 519–529. https://doi.org/10.1641/B580608

Fogliata, P., Cislaghi, A., Sala, P., Giupponi, L., **2021**. An ecological analysis of the riparian vegetation for improving the riverine ecosystem management: the case of Lombardy region (North Italy). Landsc. Ecol. Eng. 17, 375–386. https://doi.org/10.1007/s11355-021-00451-0

Fox, C.A., Reo, N.J., Turner, D.A., Cook, J., Dituri, F., Fessell, B., Jenkins, J., Johnson, A., Rakena, T.M., Riley, C., Turner, A., Williams, J., Wilson, M., **2017**. "The river is us; the river is in our veins": re-defining river restoration in three Indigenous communities. Sustain. Sci. 12, 521–533. https://doi.org/10.1007/s11625-016-0421-1

Fox, G.A., Purvis, R.A., Penn, C.J., **2016**. Streambanks: A net source of sediment and phosphorus to streams and rivers. J. Environ. Manage. 181, 602–614. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.071

Francis, R.A., Corenblit, D., Edwards, P.J., **2009**. Perspectives on biogeomorphology, ecosystem engineering and self-organisation in island-braided fluvial ecosystems. Aquat. Sci. 71, 290.

Francis, R.A., Gurnell, A.M., Petts, G.E., Edwards, P.J., **2005**. Survival and growth responses of Populus nigra, Salix elaeagnos and Alnus incana cuttings to varying levels of hydric stress. For. Ecol. Manag. 210, 291–301. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.045

François, H., Samacoïts, R., Bird, D.N., Köberl, J., Prettenthaler, F., Morin, S., **2023**. Climate change exacerbates snow-water-energy challenges for European ski tourism. Nat. Clim. Change 13, 935–942. https://doi.org/10.1038/s41558-023-01759-5

Freschet, G.T., Pagès, L., Iversen, C.M., Comas, L.H., Rewald, B., Roumet, C., Klimešová, J., Zadworny, M., Poorter, H., Postma, J.A., Adams, T.S., Bagniewska-Zadworna, A., Bengough, A.G., Blancaflor, E.B., Brunner, I., Cornelissen, J.H.C., Garnier, E., Gessler, A., Hobbie, S.E., Meier, I.C., Mommer, L., Picon-Cochard, C., Rose, L., Ryser, P., Scherer-Lorenzen, M., Soudzilovskaia, N.A., Stokes, A., Sun, T., Valverde-Barrantes, O.J., Weemstra, M., Weigelt, A., Wurzburger, N., York, L.M., Batterman, S.A., Gomes de Moraes, M., Janeček, Š., Lambers, H., Salmon, V., Tharayil, N., McCormack, M.L., **2021**. A starting guide to root ecology: strengthening ecological concepts and standardising root classification, sampling, processing and trait measurements. New Phytol. 232, 973–1122. https://doi.org/10.1111/nph.17572

Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E., Hurley, M.D., **1986**. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. Environ. Manage. 10, 199–214. https://doi.org/10.1007/BF01867358

Frossard, P.A., Evette, A., **2009**. Le génie végétal pour la lutte contre l'érosion en rivière : une tradition millénaire en constante évolution. Ingénieries Eau-Agric.-Territ. 99.

Fructus, N., Leblois, S., Piton, G., Recking, A., Evette, A., Pezet, F., **2025**. Estimation de l'affouillement en méandre : quelles formules dans quel contexte ? Application

à la stabilisation des berges de rivières par le génie végétal. Sci. Eaux Territ. 9384–9384. https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.48.9384

Fryirs, K., **2013**. (Dis)Connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at the sediment delivery problem. Earth Surf. Process. Landf. 38, 30–46. https://doi.org/10.1002/esp.3242

G

Gann, G., McDonald, T., Walder, B., Aronon, J., Nelson, C., Jonson, J., Hallett, J., Eisenberg, C., Guariguata, M., Liu, J., Hua, F., Echeverria, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decleer, Dixon, K., **2019**. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. Restoration Ecology.

García, J.H., Ollero, A., Ibisate, A., Fuller, I.C., Death, R.G., Piégay, H., **2021**. Promoting fluvial geomorphology to "live with rivers" in the Anthropocene Era. Geomorphology 380, 107649. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.107649

García, M., Jáuregui, D., **2021**. Morphoanatomical Characteristics in Riparian Vegetation and Its Adaptative Value, in: Simão Antunes Do Carmo, J. (Ed.), River Basin Management - Sustainability Issues and Planning Strategies. IntechOpen. https://doi.org/10.5772/intechopen.94933

Garófano-Gómez, V., Metz, M., Egger, G., Díaz-Redondo, M., Hortobágyi, B., Geerling, G., Corenblit, D., Steiger, J., **2017**. Vegetation succession processes and fluvial dynamics of a mobile temperate riparian ecosystem: the lower Allier River (France). Géomorphologie Relief Process. Environ. 23, 187–202. https://doi.org/10.4000/geomorphologie.11805

Garssen, A.G., Baattrup-Pedersen, A., Voesenek, L.A.C.J., Verhoeven, J.T.A., Soons, M.B., **2015**. Riparian plant community responses to increased flooding: a meta-analysis. Glob. Change Biol. 21, 2881–2890. https://doi.org/10.1111/gcb.12921

Garssen, A.G., Verhoeven, J.T.A., Soons, M.B., **2014**. Effects of climate-induced increases in summer drought on riparian plant species: a meta-analysis. Freshw. Biol. 59, 1052–1063. https://doi.org/10.1111/fwb.12328

Geneletti, D., **2008**. Impact assessment of proposed ski areas: A GIS approach integrating biological, physical and landscape indicators. Environ. Impact Assess. Rev. 28, 116–130. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.05.011

Ghestem, M., Cao, K., Ma, W., Rowe, N., Leclerc, R., Gadenne, C., Stokes, A., **2014**. A Framework for Identifying Plant Species to Be Used as 'Ecological Engineers' for Fixing Soil on Unstable Slopes. PLOS ONE 9, e95876. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0095876

Giadrossich, F., Schwarz, M., Cohen, D., Cislaghi, A., Vergani, C., Hubble, T., Phillips, C., Stokes, A., **2017**. Methods to measure the mechanical behaviour of tree roots: A review. Ecol. Eng., Soil Bio- and Eco-Engineering: The Use of Vegetation to Improve Slope Stability - Proceedings of the Fourth International Conference 109, 256–271. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.032

Giupponi, L., Bischetti, G.B., Giorgi, A., **2017**. A proposal for assessing the success of soil bioengineering work by analysing vegetation: results of two case studies in the Italian Alps. Landsc. Ecol. Eng. 13, 305–318. https://doi.org/10.1007/s11355-016-0323-5

Gobiet, A., Kotlarski, S., **2020**. Future Climate Change in the European Alps, in: Oxford Research Encyclopedia of Climate Science. Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/acrefore/9780190228620.013.767

Godínez-Alvarez, H., Herrick, J.E., Mattocks, M., Toledo, D., Van Zee, J., **2009**. Comparison of three vegetation monitoring methods: Their relative utility for ecological assessment and monitoring. Ecol. Indic. 9, 1001–1008. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.11.011

González del Tánago, M., Martínez-Fernández, V., Aguiar, F.C., Bertoldi, W., Dufour, S., García de Jalón, D., Garófano-Gómez, V., Mandzukovski, D., Rodríguez-González, P.M., **2021**. Improving river hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation: Scientific evidence and guidelines. J. Environ. Manage. 292, 112730. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112730

González, E., Martínez-Fernández, V., Shafroth, P.B., Sher, A.A., Henry, A.L., Garófano-Gómez, V., Corenblit, D., **2018**. Regeneration of *Salicaceae* riparian forests in the Northern Hemisphere: A new framework and management tool. J. Environ. Manage. 218, 374–387. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.069

Gray, D.H., Sotir, R.B., **1996**. Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization: A Practical Guide for Erosion Control. John Wiley & Sons.

Greer, E., Pezeshki, S.R., Shields, F.D., **2006**. Influences of cutting diameter and soil moisture on growth and survival of black willow, Salix nigra. J. Soil Water Conserv. 61, 311–323.

Greet, J., Angus Webb, J., Cousens, R.D., **2011**. The importance of seasonal flow timing for riparian vegetation dynamics: a systematic review using causal criteria analysis. Freshw. Biol. 56, 1231–1247. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02564.x

Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., Babu, S., Borrelli, P., Cheng, L., Crochetiere, H., Ehalt Macedo, H., Filgueiras, R., Goichot, M., Higgins, J., Hogan, Z., Lip, B., McClain, M.E., Meng, J., Mulligan, M., Nilsson, C., Olden, J.D., Opperman, J.J., Petry, P., Reidy Liermann, C., Sáenz,

L., Salinas-Rodríguez, S., Schelle, P., Schmitt, R.J.P., Snider, J., Tan, F., Tockner, K., Valdujo, P.H., van Soesbergen, A., Zarfl, C., **2019**. Mapping the world's free-flowing rivers. Nature 569, 215–221. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9

Guerrin, J., Serra-Llobet, A., Bonnefond, M., Brochet, A., Drapier, L., Fernandez, S., Fournier, M., Heitz, C., Kondolf, G.M., Pelet, J., Rey, F., **2023**. Que sont les solutions fondées sur la nature pour la gestion du risque inondation ? Appropriations d'un concept international en France et aux États-unis. Tech. Sci. Méthodes 10, 97–119. https://doi.org/10.36904/tsm/202310097

Gurnell, A., **2014**. Plants as river system engineers. Earth Surf. Process. Landf. 39, 4–25. https://doi.org/10.1002/esp.3397

Gurnell, A. m., Holloway, J. v., Liffen, T., Serlet, A. j., Zolezzi, G., **2019**. Plant root and rhizome strength: Are there differences between and within species and rivers? Earth Surf. Process. Landf. 44, 389–392. https://doi.org/10.1002/esp.4499

Gurnell, A., Petts, G., **2006**. Trees as riparian engineers: the Tagliamento river, Italy. Earth Surf. Process. Landf. 31, 1558–1574. https://doi.org/10.1002/esp.1342

Gurnell, A.M., **2016**. Trees, wood and river morphodynamics: results from 15 years research on the Tagliamento River, Italy, in: River Science. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 132–155. https://doi.org/10.1002/9781118643525.ch7

Gurnell, A.M., Bertoldi, W., **2024**. Plants and river morphodynamics: The emergence of fluvial biogeomorphology. River Res. Appl. 40, 887–942. https://doi.org/10.1002/rra.4271

Gurnell, A.M., Corenblit, D., García de Jalón, D., González del Tánago, M., Grabowski, R.C., O'Hare, M.T., Szewczyk, M., **2016**. A Conceptual Model of Vegetation–hydrogeomorphology Interactions Within River Corridors. River Res. Appl. 32, 142–163. https://doi.org/10.1002/rra.2928

H

Hajdukiewicz, H., Hajdukiewicz, M., Ruiz-Villanueva, V., Radecki-Pawlik, A., Zawiejska, J., **2024**. Exploring historical changes in mountain river hydrodynamics induced by human impact. Sci. Total Environ. 948. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174742

Halbritter, A.H., De Boeck, H.J., Eycott, A.E., Reinsch, S., Robinson, D.A., Vicca, S., Berauer, B., Christiansen, C.T., Estiarte, M., Grünzweig, J.M., Gya, R., Hansen, K., Jentsch, A., Lee, H., Linder, S., Marshall, J., Peñuelas, J., Kappel Schmidt, I., Stuart-Haëntjens, E., Wilfahrt, P., Group, the C.W., Vandvik, V., **2020**. The handbook for standardized field and laboratory measurements in terrestrial

climate change experiments and observational studies (ClimEx). Methods Ecol. Evol. 11, 22–37. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13331

Hauer, F.R., Locke, H., Dreitz, V.J., Hebblewhite, M., Lowe, W.H., Muhlfeld, C.C., Nelson, C.R., Proctor, M.F., Rood, S.B., **2016**. Gravel-bed river floodplains are the ecological nexus of glaciated mountain landscapes. Sci. Adv. 2, e1600026. https://doi.org/10.1126/sciadv.1600026

Hiltbrunner, E., Aerts, R., Bühlmann, T., Huss-Danell, K., Magnusson, B., Myrold, D.D., Reed, S.C., Sigurdsson, B.D., Körner, C., **2014**. Ecological consequences of the expansion of N2-fixing plants in cold biomes. Oecologia 176, 11–24. https://doi.org/10.1007/s00442-014-2991-x

Hoag, J.C., **1994**. How to plant willows and cottonwood dormant pole cuttings for riparian rehabilitation. Interagency Riparian/Wetland Plant Development Project, USDA, Natural Resources Conservation Service, Plant Materials Center.

Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A., **2009**. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. Trends Ecol. Evol. 24, 599–605. https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012

Hock, R., Rasul, G., Adler, C., Cáceres, B., Gruber, S., Hirabayashi, Y., Jackson, M., Kääb, A., Kang, S., Kutuzov, S., Milner, Al., Molau, U., Morin, S., Orlove, B., Steltzer, H., **2019**. High Mountain Areas, in: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 181–202. https://doi.org/10.1017/9781009157964

Hoegh-Guldberg, F., Visintin, C., Lentini, P., Selinske, M., Bekessy, S., **2024**. Where is the nature in nature-based flood management? Biodiversity is not considered enough. Sci. Total Environ. 957. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177698

Hohensinner, S., Egger, G., Muhar, S., Vaudor, L., Piégay, H., **2021**. What remains today of pre-industrial Alpine rivers? Census of historical and current channel patterns in the Alps. River Res. Appl. 37, 128–149. https://doi.org/10.1002/rra.3751

Hohensinner, S., Jungwirth, M., Muhar, S., Schmutz, S., **2011**. Spatio-temporal habitat dynamics in a changing Danube River landscape 1812—2006. River Res. Appl. 27, 939–955. https://doi.org/10.1002/rra.1407

Hörandl, E., **2002**. Weiden in Österreich und angrenzenden Gebieten, G. Fischer Verlag. ed. Jena, Allemagne.

Huang, X., Soolanayakanahally, R.Y., Guy, R.D., Shunmugam, A.S.K., Mansfield, S.D., **2020**. Differences in growth and physiological and metabolic responses among

Canadian native and hybrid willows (Salix spp.) under salinity stress. Tree Physiol. 40, 652–666. https://doi.org/10.1093/treephys/tpaa017

Hufnagel, L., Garamvölgyi, Á., **2014**. Impacts of climate change on vegetation distribution no. 2 - climate change induced vegetation shifts in the new world. Appl. Ecol. Environ. Res. 12, 355–422. https://doi.org/10.15666/aeer/1202_355422

Huss, M., Hock, R., **2018**. Global-scale hydrological response to future glacier mass loss. Nat. Clim. Change 8, 135–140. https://doi.org/10.1038/s41558-017-0049-x

I

Ielpi, A., Lapôtre, M.G.A., Gibling, M.R., Boyce, C.K., **2022**. The impact of vegetation on meandering rivers. Nat. Rev. Earth Environ. 3, 165–178. https://doi.org/10.1038/s43017-021-00249-6

Institut national de l'information géographique et forestière, **2024**. Site officiel de l'IGN. IGN. URL https://www.ign.fr

Isbash, S., **1936**. Construction of dams by depositing rock in running water. Presented at the International Congress on Large Dams.

J

Jalonen, J., Järvelä, J., Aberle, J., **2013**. Leaf Area Index as Vegetation Density Measure for Hydraulic Analyses. J. Hydraul. Eng. 139, 461–469. https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000700

Janssen, P., Bisson-Gauthier, L., González-Sargas, E., Loiselle, A., Darveau, M., Bourgeois, B., Poulin, M., **2024**. How does the taxonomic and functional structure of plant communities differ between riverine and palustrine swamps? J. Veg. Sci. 35, e13319. https://doi.org/10.1111/jvs.13319

Janssen, P., Cavaillé, P., Bray, F., Evette, A., **2019**. Soil bioengineering techniques enhance riparian habitat quality and multi-taxonomic diversity in the foothills of the Alps and Jura Mountains. Ecol. Eng. 133, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.017

Janssen, P., Couloigner, C., Piégay, H., Evette, A., **2023**. The accumulation of anthropogenic stressors induces a progressive shift in the ecological preferences and morphological traits shared by riparian plant communities. Freshw. Biol. 68, 1981–1994. https://doi.org/10.1111/fwb.14169

Janssen, P., Stella, J., Räpple, B., Gruel, C.-R., Seignemartin, G., Pont, B., Dufour, S., Piégay, H., **2021**. Long-term river management legacies strongly alter riparian

forest attributes and constrain restoration strategies along a large, multi-use river. J. Environ. Manage. 279, 111630. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111630

Jaymond, D., Evette, A., Bray, F., Leblois, S., Jung, D., Vivier, A., Dorget, C., **2021**. BD GeniVeg : une base de données française sur les ouvrages de protection de berges en génie végétal. Sci. Eaux Territ. Hors Série 78.

Jean, R., Khasa, D.P., Boudreau, S., **2020**. The Effect of Planting Orientation and Iron Ore Mining Substrates on the Survival and Growth of Salix planifolia Cuttings in a Greenhouse Experiment. Ecol. Restor. 38, 153–159. https://doi.org/10.3368/er.38.3.153

Jerin, T., **2019**. Biogeomorphic effects of woody vegetation on bedrock streams. Prog. Phys. Geogr. Earth Environ. 43, 777–800. https://doi.org/10.1177/0309133319851027

Johnson, E.P., Preece, J.E., Aradhya, M., Gradziel, T., **2020**. Rooting response of Prunus wild relative semi-hardwood cuttings to indole-3-butyric acid potassium salt (KIBA). Sci. Hortic. 263, 109144. https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.109144

Joliot, P., **2011**. Recherche fondamentale et recherche appliquée, in: Fussman, G. (Ed.), La mondialisation de la recherche : Compétition, coopérations, restructurations, Conférences. Collège de France, Paris. https://doi.org/10.4000/books.cdf.1526

Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., **1994**. Organisms as Ecosystem Engineers. Oikos 69, 373. https://doi.org/10.2307/3545850

Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., **1989**. The flood-pulse concept in river-floodplain systems, in: Proceedings of the International Large River Symposium (LARS), Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Publication. NRC Research Press, Ottawa, pp. 110–127.

K

Karrenberg, S., Edwards, P.J., Kollmann, J., **2002**. The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. Freshw. Biol. 47, 733–748. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00894.x

Keddy, P.A., **1992**. A pragmatic approach to functional ecology. Funct. Ecol. 6, 621–626.

Keita, N., Bourgeois, B., Evette, A., Tisserant, M., González, E., Breton, V., Goulet, C., Poulin, M., **2021**. Growth Response of Cuttings to Drought and Intermittent Flooding for Three Salix Species and Implications for Riverbank Soil Bioengineering. Environ. Manage. 67, 1137–1144. https://doi.org/10.1007/s00267-021-01444-3

Kervroëdan, L., Armand, R., Saunier, M., Faucon, M.-P., **2019**. Effects of plant traits and their divergence on runoff and sediment retention in herbaceous vegetation. Plant Soil 441, 511–524. https://doi.org/10.1007/s11104-019-04142-6

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? Restor. Ecol. 15, 516–523. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00247.x

Kondolf, G.M., Piégay, H. (Eds.), **2003**. Tools in Fluvial Geomorphology, 1st ed. Wiley. https://doi.org/10.1002/0470868333

Körner, C., **2003**. Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems, Softcover reprint of the hardcover 2nd edition. ed. Springer, Berlin Heidelberg.

Körner, C., Möhl, P., Hiltbrunner, E., **2023**. Four ways to define the growing season. Ecol. Lett. 26, 1277–1292. https://doi.org/10.1111/ele.14260

Körner, C., Paulsen, J., **2004**. A world-wide study of high altitude treeline temperatures. J. Biogeogr. 31, 713–732. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2003.01043.x

Krymer, V., Robert, A., **2014**. Stream restoration and cribwall performance: a case study of cribwall monitoring in southern ontario. River Res. Appl. 30, 865–873. https://doi.org/10.1002/rra.2684

Kumar, P., Debele, S.E., Sahani, J., Aragão, L., Barisani, F., Basu, B., Bucchignani, E., Charizopoulos, N., Di Sabatino, S., Domeneghetti, A., Edo, A.S., Finér, L., Gallotti, G., Juch, S., Leo, L.S., Loupis, M., Mickovski, S.B., Panga, D., Pavlova, I., Pilla, F., Prats, A.L., Renaud, F.G., Rutzinger, M., Basu, A.S., Shah, M.A.R., Soini, K., Stefanopoulou, M., Toth, E., Ukonmaanaho, L., Vranic, S., Zieher, T., **2020**. Towards an operationalisation of nature-based solutions for natural hazards. Sci. Total Environ. 731, 138855. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138855

Kuzovkina, Y., Quigley, M., **2005**. Willows Beyond Wetlands: Uses of Salix L. Species for Environmental Projects. Water. Air. Soil Pollut. 162, 183–204. https://doi.org/10.1007/s11270-005-6272-5

Kuzovkina, Y.A., Volk, T.A., **2009**. The characterization of willow (Salix L.) varieties for use in ecological engineering applications: Co-ordination of structure, function and autecology. Ecol. Eng. 35, 1178–1189. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.03.010

L

Lachat, B., **1994**. Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales (en collaboration avec P. Adam, P.-A. Frossard, R. Marcaud). Ministère de l'Environnement. Paris. DIREN Rhône-Alpes.

Laghari, A.N., Vanham, D., Rauch, W., **2012**. To what extent does climate change result in a shift in Alpine hydrology? A case study in the Austrian Alps. Hydrol. Sci. J. 57, 103–117. https://doi.org/10.1080/02626667.2011.637040

Lane, E.W., **1955**. The Importance of Fluvial Morphology in Hydraulic Engineering. J. Hydraul. Div. 81.

Langat, P.K., Kumar, L., Koech, R., **2019**. Monitoring river channel dynamics using remote sensing and GIS techniques. Geomorphology 325, 92–102. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.10.007

Latour, B., **1987**. La science en action: introduction à la sociologie des sciences, Sciences humaines et sociales. Découverte / Poche, Paris.

Lavaine, C., **2013**. Evaluation des capacités biotechniques de boutures de Salicaceae et Tamaricaceae sur un gradient de sécheresse (These de doctorat). Lyon, École normale supérieure.

Lavaine, C., Evette, A., Piegay, H., **2015**. European Tamaricaceae in Bioengineering on Dry Soils. Environ. Manage. 56, 221–232. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0499-8

Lavorel, S., Garnier, E., **2002**. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. Funct. Ecol. 16, 545–556. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x

Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S.G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., Bonis, A., **2008**. Assessing functional diversity in the field – methodology matters! Funct. Ecol. 22, 134–147. https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x

Leblois, S., Brasier, W., Debiais, N., Didier, M., Evette, A., Gager, L., Huygue, G., Marchand, M., Moore, M., Peeters, A., Pezet, F., Frossard, P.-A., Piton, G., Rousset, J., n.d. Stabilisation de berge en génie végétal : comment améliorer la robustesse des ouvrages ? En Écrit.

Leblois, S., Calvani, G., Schwarz, M., Perona, P., Piton, G., Evette, A., **in prep**. Willows root distribution on riverbanks: first hints from field measurements to model calibration for soil and water bioengineering design.

Leblois, S., Evette, A., Favier, G., Recking, A., **2016**. Improvement of the sizing methods of riverbank bioengineering following an empirical approach. Sci. Eaux Territ. 7 p. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2016.HS.05

Leblois, S., Evette, A., Jaymond, D., Piton, G., Recking, A., **2022**. Why and how do soil bioengineering structures for river bank stabilization fail? Feedback on a large dataset from the GeniVeg database. Geomorphol.-RELIEF Process. Environ. 28, 105–120. https://doi.org/10.4000/geomorphologie.16954

Leblois, S., Piton, G., Buffet, A., Recking, A., Evette, A., **2025a**. Riverbank stabilization with bioengineering: failure processes and design suggestions from a scaled physical model. J. Hydraul. Eng. In press. https://doi.org/10.1061/JHEND8/HYENG-14369

Leblois, S., Piton, G., Chauvet, M., Didier, M., Letourneux, M., Menoli, S., Meyniel, C., Moore, M., Wlodarczyk, A., Evette, A., **2025b**. Retour d'expérience sur la mise en œuvre de structures bois en rivière pour la stabilisation de berge et la diversification des écoulements. 10 fiches techniques illustrées.

Leblois, S., Piton, G., Recking, A., Jaymond, D., Buffet, A., Evette, A., **2024**. Riverbank fascines mostly fail due to scouring: Consistent evidence from field and flume observations. River Res. Appl. rra.4356. https://doi.org/10.1002/rra.4356

Leighly, J.B., **1932**. Toward a Theory of the Morphologic Significance of Turbulence in the Flow of Water in Streams. University of California Press.

Lenoir, J., Gégout, J.C., Marquet, P.A., de Ruffray, P., Brisse, H., **2008**. A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. Science 320, 1768–1771. https://doi.org/10.1126/science.1156831

Lenth, R.V., **2016**. Least-Squares Means: The *R* Package **lsmeans**. J. Stat. Softw. 69. https://doi.org/10.18637/jss.v069.i01

Li, M.-H., Eddleman, K.E., **2002**. Biotechnical engineering as an alternative to traditional engineering methods. Landsc. Urban Plan. 60, 225–242. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00057-9

Li, S., Pezeshki, S.R., Goodwin, S., Shields, F.D., **2004**. Physiological responses of black willow (Salix nigra) cuttings to a range of soil moisture regimes. Photosynthetica 42, 585–590. https://doi.org/10.1007/S11099-005-0017-y

Liébault, F., Bellot, H., Chapuis, M., Klotz, S., Deschâtres, M., **2012**. Bedload tracing in a high-sediment-load mountain stream. Earth Surf. Process. Landf. 37, 385–399. https://doi.org/10.1002/esp.2245

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 Res. Appl. 21, 739–756. https://doi.org/10.1002/rra.880

Liébault, F., Melun, G., Piton, G., Chapuis, M., Passy, P., Tacon, S., **2024**. Channel change during catastrophic flood: Example of Storm Alex in the Vésubie and Roya valleys. Geomorphology 446, 109008. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2023.109008

Lightbody, A.F., Nepf, H.M., **2006**. Prediction of near-field shear dispersion in an emergent canopy with heterogeneous morphology. Environ. Fluid Mech. 6, 477–488. https://doi.org/10.1007/s10652-006-9002-7

Ludwig-Müller, J., **2000**. Indole-3-butyric acid in plant growth and development. Plant Growth Regul. 32, 219–230. https://doi.org/10.1023/A:1010746806891

Lupp, G., Zingraff-Hamed, A., Huang, J.J., Oen, A., Pauleit, S., **2020**. Living Labs—A Concept for Co-Designing Nature-Based Solutions. Sustainability 13, 188. https://doi.org/10.3390/su13010188

Lyon, J., Gross, N.M., **2005**. Patterns of plant diversity and plant–environmental relationships across three riparian corridors. For. Ecol. Manag. 204, 267–278. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.09.019

M

MacKenzie, L.G., Eaton, B.C., Church, M., **2018**. Breaking from the average: Why large grains matter in gravel-bed streams. Earth Surf. Process. Landf. 43, 3190–3196. https://doi.org/10.1002/esp.4465

Mahoney, J.M., Rood, S.B., **1998**. Streamflow requirements for cottonwood seedling recruitment—An integrative model. Wetlands 18, 634–645. https://doi.org/10.1007/BF03161678

Malanson, G.P., **1995**. Riparian landscapes, 1. publ; reprinted. ed, Cambridge studies in ecology. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Manners, R.B., Wilcox, A.C., Kui, L., Lightbody, A.F., Stella, J.C., Sklar, L.S., **2015**. When do plants modify fluvial processes? Plant-hydraulic interactions under variable flow and sediment supply rates. J. Geophys. Res. Earth Surf. 120, 325–345. https://doi.org/10.1002/2014JF003265

Mao, L., Comiti, F., Andreoli, A., Lenzi, M., Scussel, G.R., **2005**. Bankfull and bed load effective discharge in a steep boulder-bed channel. IAHS-AISH Publ. 189–195.

Mao, Z., **2022**. Root reinforcement models: classification, criticism and perspectives. PLANT SOIL 472, 17–28. https://doi.org/10.1007/s11104-021-05231-1

Mao, Z., Roumet, C., Rossi, L.M.W., Merino-Martín, L., Nespoulous, J., Taugourdeau, O., Boukcim, H., Fourtier, S., Del Rey-Granado, M., Ramel, M., Ji, K., Zuo, J., Fromin, N., Stokes, A., Fort, F., **2023**. Intra- and inter-specific variation in root

mechanical traits for twelve herbaceous plants and their link with the root economics space. Oikos 2023, e09032. https://doi.org/10.1111/oik.09032

Mao, Z., Saint-André, L., Genet, M., Mine, F.-X., Jourdan, C., Rey, H., Courbaud, B., Stokes, A., **2012**. Engineering ecological protection against landslides in diverse mountain forests: Choosing cohesion models. Ecol. Eng., Ecological Engineering--Its Development, Applications and Challenges 45, 55–69. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.03.026

Mao, Z., Wang, Y., McCormack, M.L., Rowe, N., Deng, X., Yang, X., Xia, S., Nespoulous, J., Sidle, R.C., Guo, D., Stokes, A., **2018**. Mechanical traits of fine roots as a function of topology and anatomy. Ann. Bot. 122, 1103–1116. https://doi.org/10.1093/aob/mcy076

Martin, F.-M., Janssen, P., Bergès, L., Dupont, B., Evette, A., **2021**. Higher structural connectivity and resistance against invasions of soil bioengineering over hard-engineering for riverbank stabilisation. Wetl. Ecol. Manag. 29, 27–39. https://doi.org/10.1007/s11273-020-09765-6

Matiu, M., Crespi, A., Bertoldi, G., Carmagnola, C.M., Marty, C., Morin, S., Schöner, W., Cat Berro, D., Chiogna, G., De Gregorio, L., Kotlarski, S., Majone, B., Resch, G., Terzago, S., Valt, M., Beozzo, W., Cianfarra, P., Gouttevin, I., Marcolini, G., Notarnicola, C., Petitta, M., Scherrer, S.C., Strasser, U., Winkler, M., Zebisch, M., Cicogna, A., Cremonini, R., Debernardi, A., Faletto, M., Gaddo, M., Giovannini, L., Mercalli, L., Soubeyroux, J.-M., Sušnik, A., Trenti, A., Urbani, S., Weilguni, V., **2021**. Observed snow depth trends in the European Alps: 1971 to 2019. The Cryosphere 15, 1343–1382. https://doi.org/10.5194/tc-15-1343-2021

McColl, S.T., **2012**. Paraglacial rock-slope stability. Geomorphology 153–154, 1–16. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.02.015

McIvor, I., Desrochers, V., **2019**. Tree Willow Root Growth in Sediments Varying in Texture. Forests 10, 517. https://doi.org/10.3390/f10060517

Mihai, F., Schneider, P., Eva, M., **2021**. Ecological Engineering and Green Infrastructure in Mitigating Emerging Urban Environmental Threats, in: Prasad, M.N.V. (Ed.), Handbook of Ecological and Ecosystem Engineering. Wiley, pp. 95–121. https://doi.org/10.1002/9781119678595.ch5

Mira, É., Rousteau, A., Tournebize, R., Robert, M., EVETTE, A., **2022**. Evaluating the suitability of neotropical trees and shrubs for soil and water bioengineering: Survival and growth of cuttings from ten Caribbean species | Elsevier Enhanced Reader. Ecol. Eng. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106808

Mitsch, W.J., **2014**. When will ecologists learn engineering and engineers learn ecology? Ecol. Eng. 65, 9–14. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.002

Mitsch, W.J., **2012**. What is ecological engineering? Ecol. Eng., Ecological Engineering--Its Development, Applications and Challenges 45, 5–12. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.013

Mitsch, W.J., **1996**. Ecological engineering: A new paradigm for engineers and ecologists, in: Schulze, P.C., Ed., Engineering within Ecological Constraints. Washington DC, pp. 114–132.

Mitsch, W.J., Jørgensen, S.E., **2003**. Ecological engineering: A field whose time has come. Ecol. Eng. 20, 363–377. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.05.001

Montgomery, D.R., Buffington, J.M., **1997**. Channel-reach morphology in mountain drainage basins. Geol. Soc. Am. Bull. 596–611. https://doi.org/10.1130/0016-7606(1997)109<0596:CRMIMD>2.3.CO;2

Morandi, B., Piégay, H., **2017**. Restauration de cours d'eau en France: comment les définitions et les pratiques ont-elles évolué dans le temps et dans l'espace, quelles pistes d'action pour le futur ?, Comprendre pour agir. Agence française pour la biodiversité, Montpellier.

Moreau, C., Cottet, M., Rivière-Honegger, A., François, A., Evette, A., **2022**. Nature-based solutions (NbS): A management paradigm shift in practitioners' perspectives on riverbank soil bioengineering. J. Environ. Manage. 308, 114638. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114638

Moreau, C., Evette, A., Cottet, M., Fr?dette, C., Gr?goire, G., Poulin, M., **2024**. Exploring barriers to Nature-Based Solutions (NBS) and mechanisms for implementation. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14219.09767

Mueller, E.R., Pitlick, J., **2013**. Sediment supply and channel morphology in mountain river systems: 1. Relative importance of lithology, topography, and climate. J. Geophys. Res. Earth Surf. 118, 2325–2342. https://doi.org/10.1002/2013JF002843

Mueller, E.R., Smith, M.E., Pitlick, J., **2016**. Lithology-controlled evolution of stream bed sediment and basin-scale sediment yields in adjacent mountain watersheds, Idaho, USA. Earth Surf. Process. Landf. 41, 1869–1883. https://doi.org/10.1002/esp.3955

Muhar, S., Muhar, A., Siegrist, D., Egger, G. (Eds.), **2019**. Rivers of the Alps: diversity in Nature and Culture, 1. Auflage. ed. Haupt Verlag, Bern.

N

Naiman, R.J., **1999**. A Perspective on Interdisciplinary Science. Ecosystems 2, 292–295. https://doi.org/10.1007/s100219900078

Naiman, R.J., Décamps, H., **1997**. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. Annu. Rev. Ecol. Syst. 28, 621–658. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621

Naiman, R.J., Decamps, H., McClain, M.E., **2010**. Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities. Elsevier Science, Burlington.

Naiman, R.J., Decamps, H., Pollock, M., **1993**. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. Ecol. Appl. 3, 209–212. https://doi.org/10.2307/1941822

Naiman, R.J., Dudgeon, D., **2011**. Global alteration of freshwaters: influences on human and environmental well-being. Ecol. Res. 26, 865–873. https://doi.org/10.1007/s11284-010-0693-3

Nanson, G.C., Croke, J.C., **1992**. A genetic classification of floodplains. Geomorphology 4, 459–486. https://doi.org/10.1016/0169-555X(92)90039-Q

Nesshöver, C., Assmuth, T., Irvine, K.N., Rusch, G.M., Waylen, K.A., Delbaere, B., Haase, D., Jones-Walters, L., Keune, H., Kovacs, E., Krauze, K., Külvik, M., Rey, F., van Dijk, J., Vistad, O.I., Wilkinson, M.E., Wittmer, H., **2017**. The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. Sci. Total Environ. 579, 1215–1227. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.106

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

Norris, J.E., Stokes, A., Mickovski, S.B., Cammeraat, E., Van Beek, R., Nicoll, B.C., Achim, A. (Eds.), **2008**. Slope Stability and Erosion Control: Ecotechnological Solutions. Springer Netherlands, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6676-4

O

O'Briain, R., Corenblit, D., Garófano-Gómez, V., O'Leary, C., **2024**. Towards biogeomorphic river restoration: Vegetation as a critical driver of physical habitat. River Res. Appl. 40, 1087–1105. https://doi.org/10.1002/rra.4288

Odum, H.T., **1989**. Ecological engineering and self-organization, in: Mitsch, W.J. et Jørgensen, S.E., Ecological Engineering: An Introduction to Ecotechnology, Environmental Science and Technology. J. Wiley & sons, New York, pp. 79–101.

Office français de la biodiversité (Ed.), **2025**. Guide de détermination des habitats terrestres et marins de la typologie EUNIS, Rééd. ed, Guides et protocoles. Office français de la biodiversité, Vincennes.

Oksanen, J., **2013**. Vegan: ecological diversity.

Oplatka, M., **1998**. Stabilität von Weidenverbauungen an Flussufern (Doctoral Thesis). ETH Zurich. https://doi.org/10.3929/ethz-a-001920916

Osterkamp, W.R., Hupp, C.R., Stoffel, M., **2012**. The interactions between vegetation and erosion: new directions for research at the interface of ecology and geomorphology. EARTH Surf. Process. Landf. 37, 23–36. https://doi.org/10.1002/esp.2173

Oudin, L., Andréassian, V., Perrin, C., Michel, C., Le Moine, N., **2008**. Spatial proximity, physical similarity, regression and ungaged catchments: A comparison of regionalization approaches based on 913 French catchments. Water Resour. Res. 44. https://doi.org/10.1029/2007WR006240

Ounanian, K., Carballo-Cárdenas, E., Van Tatenhove, J.P.M., Delaney, A., Papadopoulou, K.N., Smith, C.J., **2018**. Governing marine ecosystem restoration: the role of discourses and uncertainties. Mar. Policy 96, 136–144. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.014

P

Pagneux, V., Participants au séminaire de Royaumon, **2011**. Une ambition pour la recherche en ingénierie écologique. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2011.5.14

Palmer, M.A., Hondula, K.L., Koch, B.J., **2014**. Ecological Restoration of Streams and Rivers: Shifting Strategies and Shifting Goals. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 45, 247–269. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091935

Pasquale, N., Perona, P., Francis, R., Burlando, P., **2014**. Above-ground and below-ground Salix dynamics in response to river processes. Hydrol. Process. 28, 5189–5203. https://doi.org/10.1002/hyp.9993

Pautou, G., Girel, J., Peiry, J.L., Hughes, F., Richards, K., Foussadier, R., Garguet-Duport, B., Harris, T., Barsoum, N., **1996**. Les changements de végétation dans les hydrosystèmes fluviaux. L'exemple du haut-Rhone et de l'Isère dans le Grésivaudan. Rev. Décologie Alp. 3.

Peeters, A., Houbrechts, G., Hallot, E., Campenhout, J.V., Verniers, G., Petit, F., **2018**. Efficacité et résistance de techniques de protection de berges en génie végétal. Géomorphologie Relief Process. Environ. 24. https://doi.org/10.4000/geomorphologie.11927

Peeters, A., Verniers, G., Houbrechts, G., Hallot, E., Petit, F., **2020**. Protections de berges en génie végétal : Conception, application, suivi et recommandations.

Peiry, J., Salvador, P.-G., Nouguier, F., **1994**. L'incision des rivières dans les Alpes du nord : état de la question / River incision in the Northern French Alps. Géocarrefour 69, 47–56. https://doi.org/10.3406/geoca.1994.4237

Perona, P., Flury, R., Barry, D.A., Schwarz, M., **2022**. Tree root distribution modelling in different environmental conditions. Ecol. Eng. 185, 106811. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106811

Petit, F., Pauquet, A., **1997**. Bankfull Discharge Recurrence Interval in Gravel-bed Rivers. Earth Surf. Process. Landf. 22, 685–693. https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199707)22:7<685::AID-ESP744>3.0.CO;2-J

Petts, G. E., **1989**. Historical change of large alluvial rivers: Western Europe, in: Historical Analysis of Fluvial Hydrosystems. Chichester, pp. 1–18.

Pezeshki, S.R., Anderson, P.H., Shields, F.D., **1998**. Effects of soil moisture regimes on growth and survival of black willow (Salix nigra) posts (cuttings). Wetlands 18, 460–470. https://doi.org/10.1007/BF03161538

Pezeshki, S.R., Brown, C.E., Elcan, J.M., Douglas Shields Jr., F., **2005**. Responses of Nondormant Black Willow (Salix nigra) Cuttings to Preplanting Soaking and Soil Moisture. Restor. Ecol. 13, 1–7. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00001.x

Piégay, H., Alber, A., Slater, L., Bourdin, L., **2009**. Census and typology of braided rivers in the French Alps. Aquat. Sci. 71, 371–388. https://doi.org/10.1007/s00027-009-9220-4

Piégay, H., Arnaud, F., Belletti, B., Cassel, M., Marteau, B., Riquier, J., Rousson, C., Tarrío, D., **2023**. Why Consider Geomorphology in River Rehabilitation? Land 12, 1491. https://doi.org/10.3390/land12081491

Piégay, H., Cottet, M., Lamouroux, N., **2020**. Innovative approaches in river management and restoration. River Res. Appl. 36, 875–879. https://doi.org/10.1002/rra.3667

Pinto, A., Fernandes, L.F.S., Maia, R., **2016**. Monitoring Methodology of Interventions for Riverbanks Stabilization: Assessment of Technical Solutions Performance. Water Resour. Manag. 30, 5281–5298. https://doi.org/10.1007/s11269-016-1486-4

Pitlick, J., Recking, A., Liebault, F., Misset, C., Piton, G., Vazquez-Tarrio, D., **2021**. Sediment Production in French Alpine Rivers. Water Resour. Res. 57, e2021WR030470. https://doi.org/10.1029/2021WR030470

Piton, G., Carladous, S., Recking, A., Liebault, F., Tacnet, J., Kuss, D., Quefféléan, Y., Marco, O., **2017**. Why do we build check dams in Alpine streams? An historical

perspective from the French experience. Earth Surf. Process. Landf. 42, 91–108. https://doi.org/10.1002/esp.3967

Piton, G., Philippe, F., Richard, D., Tacnet, J.-M., **2018**. Analyse comparative des méthodes dites " multicritère " dans le contexte torrentiel. Rapport de phase 1 : Caractérisation des phénomènes torrentiels (Research Report). Commissariat général au développement durable (CGDD) ; IRSTEA.

Pohl, M., Alig, D., Körner, C., Rixen, C., **2009**. Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystems. Plant Soil 324, 91–102. https://doi.org/10.1007/s11104-009-9906-3

Pollen, N., Simon, A., **2005**. Estimating the mechanical effects of riparian vegetation on stream bank stability using a fiber bundle model. Water Resour. Res. 41, 2004WR003801. https://doi.org/10.1029/2004WR003801

Pollen-Bankhead, N., Simon, A., **2010a**. Hydrologic and hydraulic effects of riparian root networks on streambank stability: Is mechanical root-reinforcement the whole story? Geomorphology 116, 353–362. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.11.013

Pollock, A., Grant, K.R., Schoonmaker, A., **2025**. Size Influences on the Survival of Willow Cuttings Under Operational Field Conditions. Ecol. Evol. 15, e70835. https://doi.org/10.1002/ece3.70835

Polster, D.F., **2016**. Natural processes for the restoration of drastically disturbed sites. J. Am. Soc. Min. Reclam. 2016, 77–90. https://doi.org/10.21000/JASMR16020077

Preti, F., Capobianco, V., Sangalli, P., **2022**. Soil and Water Bioengineering (SWB) is and has always been a nature-based solution (NBS): a reasoned comparison of terms and definitions. Ecol. Eng. 181, 106687. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106687

Prugne, M., Corenblit, D., Boivin, M., Evette, A., Buffin-Bélanger, T., **2024**. Soil and water bioengineering in cold rivers: A biogeomorphological perspective. Ecol. Eng. 204, 107261. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107261

Q

Qicai, L., **2011**. Influence of Dams on River Ecosystem and Its Countermeasures. J. Water Resour. Prot. 2011. https://doi.org/10.4236/jwarp.2011.31007

Quiñones Martorello, A.S., Fernández, M.E., Monterubbianesi, M.G., Colabelli, M.N., Laclau, P., Gyenge, J.E., **2020**. Effect of combined stress (salinity + hypoxia) and auxin rooting hormone addition on morphology and growth traits in six Salix spp. clones. New For. 51, 61–80. https://doi.org/10.1007/s11056-019-09719-8

R

R core team, **2022**. R: A language and environment for statistical.

Radtke, A., Mosner, E., Leyer, I., **2012**. Vegetative reproduction capacities of floodplain willows – cutting response to competition and biomass loss. Plant Biol. 14, 257–264. https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2011.00509.x

Rajczak, J., Schär, C., **2017**. Projections of Future Precipitation Extremes Over Europe: A Multimodel Assessment of Climate Simulations. J. Geophys. Res. Atmospheres 122. https://doi.org/10.1002/2017JD027176

Rameau, J.-C., Mansion, D., Dumé, G., **1989**. Flore forestière française: guide écologique illustré. Institut pour le développement forestier : Ministère de l'agriculture et de la forêt, Direction de l'espace rural et de la forêt : Ecole nationale du génie rural, des eaux et des forêts, Paris.

Raška, P., Bezak, N., Ferreira, C.S.S., Kalantari, Z., Banasik, K., Bertola, M., Bourke, M., Cerdà, A., Davids, P., Madruga de Brito, M., Evans, R., Finger, D.C., Halbac-Cotoara-Zamfir, R., Housh, M., Hysa, A., Jakubínský, J., Solomun, M.K., Kaufmann, M., Keesstra, S., Keles, E., Kohnová, S., Pezzagno, M., Potočki, K., Rufat, S., Seifollahi-Aghmiuni, S., Schindelegger, A., Šraj, M., Stankunavicius, G., Stolte, J., Stričević, R., Szolgay, J., Zupanc, V., Slavíková, L., Hartmann, T., **2022**. Identifying barriers for nature-based solutions in flood risk management: An interdisciplinary overview using expert community approach. J. Environ. Manage. 310, 114725. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114725

Rauch, H.P., von der Thannen, M., Raymond, P., Mira, E., Evette, A., **2022**. Ecological challenges* for the use of soil and water bioengineering techniques in river and coastal engineering projects. Ecol. Eng. 176, 106539. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106539

Ravazzani, G., Barbero, S., Salandin, A., Senatore, A., Mancini, M., **2015**. An integrated Hydrological Model for Assessing Climate Change Impacts on Water Resources of the Upper Po River Basin. Water Resour. Manag. 29, 1193–1215. https://doi.org/10.1007/s11269-014-0868-8

Recking, A., **2009**. Theoretical development on the effects of changing flow hydraulics on incipient bed load motion. Water Resour. Res. 45. https://doi.org/10.1029/2008WR006826

Recking, A., Leduc, P., Liébault, F., Church, M., **2011**. A field investigation of the influence of sediment supply on step-pool morphology and stability. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.09.024

Recking, A., Pitlick, J., **2013**. Shields versus Isbash. J. Hydraul. Eng. 139, 51–54. https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000647

Recking, A., Piton, G., Montabonnet, L., Posi, S., Evette, A., **2019**. Design of fascines for riverbank protection in alpine rivers: Insight from flume experiments. Ecol. Eng. 138, 323–333. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.07.019

Recking, A., Richard, D., Degoutte, G. (Eds.), **2013**. Torrents et rivières de montagne dynamique et aménagement, Savoir faire. Éditions Quæ, Versailles, France.

Reed, M.S., Hubacek, K., Bonn, A., Burt, T.P., Holden, J., Stringer, L.C., Beharry-Borg, N., Buckmaster, S., Chapman, D., Chapman, P.J., Clay, G.D., Cornell, S.J., Dougill, A.J., Evely, A.C., Fraser, E.D.G., Jin, N., Irvine, B.J., Kirkby, M.J., Kunin, W.E., Prell, C., Quinn, C.H., Slee, B., Stagl, S., Termansen, M., Thorp, S., Worrall, F., **2013**. Anticipating and Managing Future Trade-offs and Complementarities between Ecosystem Services. Ecol. Soc. 18, art5. https://doi.org/10.5751/ES-04924-180105

Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., Johnson, P.T.J., Kidd, K.A., MacCormack, T.J., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Smol, J.P., Taylor, W.W., Tockner, K., Vermaire, J.C., Dudgeon, D., Cooke, S.J., **2019**. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. Biol. Rev. 94, 849–873. https://doi.org/10.1111/brv.12480

Resh, V.H., Brown, A.V., Covich, A.P., Gurtz, M.E., Li, H.W., Minshall, G.W., Reice, S.R., Sheldon, A.L., Wallace, J.B., Wissmar, R.C., **1988**. The Role of Disturbance in Stream Ecology. J. North Am. Benthol. Soc. 7, 433–455. https://doi.org/10.2307/1467300

Rey, F., Bifulco, C., Bischetti, G.B., Bourrier, F., De Cesare, G., Florineth, F., Graf, F., Marden, M., Mickovski, S.B., Phillips, C., Peklo, K., Poesen, J., Polster, D., Preti, F., Rauch, H.P., Raymond, P., Sangalli, P., Tardio, G., Stokes, A., **2019**. Soil and water bioengineering: Practice and research needs for reconciling natural hazard control and ecological restoration. Sci. Total Environ. 648, 1210–1218. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.217

Rey, F., Fernandez, S., Rulleau, B., Pons, M.-N., Bertrand-Krajewski, J.-L., Lafforgue, M., **2023**. Les solutions fondées sur la nature : quelles recherches pour répondre aux défis de la gestion de l'eau ? Tech. Sci. Méthodes 9, 59–69. https://doi.org/10.36904/tsm/202309059

Rey, F., Labonne, S., **2015**. Resprout and Survival of Willow (Salix) Cuttings on Bioengineering Structures in Actively Eroding Gullies in Marls in a Mountainous Mediterranean Climate: A Large-Scale Experiment in the Francon Catchment (Southern Alps, France). Environ. Manage. 56, 971–983. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0542-9

Rice, S.P., Lancaster, J., Kemp, P., **2010**. Experimentation at the interface of fluvial geomorphology, stream ecology and hydraulic engineering and the development of an effective, interdisciplinary river science. Earth Surf. Process. Landf. 35, 64–77. https://doi.org/10.1002/esp.1838

Richard, L., **1990**. Ecologie des mégaphorbiaies subalpines à aune vert de la Vanoise et des régions environnantes (première partie) — Comprehension de la répartition actuelle des aulnaies. p. 17: 127-158.

Rickenmann, D., Recking, A., **2011**. Evaluation of flow resistance in gravel-bed rivers through a large field data set. Water Resour. Res. 47. https://doi.org/10.1029/2010WR009793

Riebe, C.S., Sklar, L.S., Lukens, C.E., Shuster, D.L., **2015**. Climate and topography control the size and flux of sediment produced on steep mountain slopes. Proc. Natl. Acad. Sci. 112, 15574–15579. https://doi.org/10.1073/pnas.1503567112

Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F.C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M.D., Clerici, N., Fernandes, M.R., Franco, J.C., Pettit, N., Portela, A.P., Tammeorg, O., Tammeorg, P., Rodríguez-González, P.M., Dufour, S., **2020**. Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. BioScience 70, 501–514. https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041

Rinaldi, M., Belletti, B., Bussettini, M., Comiti, F., Golfieri, B., Lastoria, B., Marchese, E., Nardi, L., Surian, N., **2017**. New tools for the hydromorphological assessment and monitoring of European streams. J. Environ. Manage. 202, 363–378. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.036

Rinaldi, M., Gurnell, A.M., del Tánago, M.G., Bussettini, M., Hendriks, D., **2016**. Classification of river morphology and hydrology to support management and restoration. Aquat. Sci. 78, 17–33. https://doi.org/10.1007/s00027-015-0438-z

Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M., Pess, G.R., **2002**. A Review of Stream Restoration Techniques and a Hierarchical Strategy for Prioritizing Restoration in Pacific Northwest Watersheds. North Am. J. Fish. Manag. 22, 1–20. https://doi.org/10.1577/1548-8675(2002)022<0001:AROSRT>2.0.CO;2

Rousset, J., Menoli, S., François, A., Gaucherand, S., Evette, A., **2025a**. Developing Nature-based Solutions in the Alps: an Ex-situ Experiment to Select Willows for Subalpine Soil and Water Bioengineering Structures. Environ. Manage. https://doi.org/10.1007/s00267-025-02211-4

Rousset, J., Piton, G., François, A., Didier, M., Evette, A., **2025b**. Biogeomorphic assessment of natural streambank structures in the Alps: A step to improve soil and water bioengineering techniques. Earth Surf. Process. Landf. 50, e70126. https://doi.org/10.1002/esp.70126

Rousset, J., Piton, G., Hirschy, M.L., Jaymond, D., Evette, A., **2025c**. Soil and water bioengineering on mountain streambanks: lessons learnt from extensive feedback on projects in the Alps. Ecol. Eng. Submitted.

Roux-Fouillet, P., Wipf, S., Rixen, C., **2011**. Long-term impacts of ski piste management on alpine vegetation and soils. J. Appl. Ecol. 48, 906–915. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01964.x

Ruiz-Villanueva, V., Diez-Herrero, A., Ballesteros, J.A., Bodoque, J.M., **2014**. Potential large woody debris recruitment due to landslides, bank erosion and floods in mountain basins: a quantitative estimation approach. RIVER Res. Appl. 30, 81–97. https://doi.org/10.1002/rra.2614

Ruiz-Villanueva, V., Piégay, H., Scorpio, V., Bachmann, A., Brousse, G., Cavalli, M., Comiti, F., Crema, S., Fernández, E., Furdada, G., Hajdukiewicz, H., Hunzinger, L., Lucía, A., Marchi, L., Moraru, A., Piton, G., Rickenmann, D., Righini, M., Surian, N., Yassine, R., Wyżga, B., **2023**. River widening in mountain and foothill areas during floods: Insights from a meta-analysis of 51 European Rivers. Sci. Total Environ. 903, 166103. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166103

S

Sabo, J.L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., Jani, A., Katz, G., Soykan, C., Watts, J., Welter, J., **2005**. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. Ecology 86, 56–62. https://doi.org/10.1890/04-0668

Saini, S., Sharma, I., Kaur, N., Pati, P.K., **2013**. Auxin: a master regulator in plant root development. Plant Cell Rep. 32, 741–757. https://doi.org/10.1007/s00299-013-1430-5

Savi, S., Pitscheider, F., Engel, M., Coviello, V., Strecker, M.R., Comiti, F., **2024**. Sediment export from an Alpine proglacial area under a changing climate: Budgets, rates, and geomorphological processes. Geomorphology 462, 109343. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2024.109343

Schaff, S.D., Pezeshki, S.R., Shields Jr., F.D., **2002**. Effects of Pre-Planting Soaking on Growth and Survival of Black Willow Cuttings. Restor. Ecol. 10, 267–274. https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.02035.x

Schiechtl, H.M., 1997. Water bioengineering techniques for watercourse, bank and shoreline protection.

Schiechtl, H.M., **1992**. Weiden in der Praxis: die Weiden Mitteleuropas, ihre Verwendung und ihre Bestimmung. Patzer, Berlin.

Schiechtl, H.M., Horstmann, N.K., **1980**. Bioengineering for land reclamation and conservation. University of Alberta Press, Edmonton, Alta.

Schiechtl, Hugo M., Stern, R., **1997**. Water bioengineering techniques: for watercourse, bank and shoreline protection. Blackwell Science, Oxford ; Cambridge, Mass., USA.

Schiechtl, H.M., Stern, R., **1996**. Ground bioengineering techniques for slope protection and erosion control. Blackwell Science, Boston, Mass.

Schumm, K.J., **1979**. The fluvial system. Earth Surf. Process. 4, 97–98. https://doi.org/10.1002/esp.3290040121

Scorpio, V., Comiti, F., Liébault, F., Piegay, H., Rinaldi, M., Surian, N., **2024**. Channel changes over the last 200 years: A meta data analysis on European rivers. Earth Surf. Process. Landf. esp.5848. https://doi.org/10.1002/esp.5848

Scorpio, V., Zen, S., Bertoldi, W., Surian, N., Mastronunzio, M., Dai Prá, E., Zolezzi, G., Comiti, F., **2018**. Channelization of a large Alpine river: what is left of its original morphodynamics? Earth Surf. Process. Landf. 43, 1044–1062. https://doi.org/10.1002/esp.4303

Signorile, A., Saracino, R., Dani, A., Rillo Migliorini Giovannini, M., Preti, F., **2024**. Riparian vegetation surveys for roughness estimation. Ecol. Eng. 209, 107414. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107414

Simon, A., Collison, A.J.C., **2002**. Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. Earth Surf. Process. Landf. 27, 527–546. https://doi.org/10.1002/esp.325

Simon, A., Pollen-Bankhead, N., Thomas, R.E., **2013**. Development and Application of a Deterministic Bank Stability and Toe Erosion Model for Stream Restoration, in: Simon, A., Bennett, S.J., Castro, J.M. (Eds.), Geophysical Monograph Series. American Geophysical Union, Washington, D. C., pp. 453–474. https://doi.org/10.1029/2010GM001006

Simpson, E.H., **1949**. Measurement of Diversity. Nature 163, 688–688. https://doi.org/10.1038/163688a0

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, **2004**. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson.

Soini, K., Anderson, C.C., Polderman, A., Teresa, C., Sisay, D., Kumar, P., Mannocchi, M., Mickovski, S., Panga, D., Pilla, F., Preuschmann, S., Sahani, J., Tuomenvirta, H., **2023**. Context matters: Co-creating nature-based solutions in rural living labs. Land Use Policy 133, 106839. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106839

Solgi, M., Sahraei, F., **2022**. Influence of cutting lengths and IBA on propagation of Red Willow ornamental-medicinal plant by stem cutting. Eur. J. Hortic. Sci. 87. https://doi.org/10.17660/eJHS.2022/018

Sommer, C., Malz, P., Seehaus, T.C., Lippl, S., Zemp, M., Braun, M.H., **2020**. Rapid glacier retreat and downwasting throughout the European Alps in the early 21st century. Nat. Commun. 11, 3209. https://doi.org/10.1038/s41467-020-16818-0

Stanford, J.A., Lorang, M.S., Hauer, F.R., **2005**. The shifting habitat mosaic of river ecosystems. SIL Proc. 1922-2010 29, 123–136. https://doi.org/10.1080/03680770.2005.11901979

Staples, T.L., Dwyer, J.M., Wainwright, C.E., Mayfield, M.M., **2019**. Applied ecological research is on the rise but connectivity barriers persist between four major subfields. J. Appl. Ecol. 56, 1492–1498. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13373

Stoffers, T., Collas, F.P.L., Buijse, A.D., Geerling, G.W., Jans, L.H., van Kessel, N., Verreth, J.A.J., Nagelkerke, L.A.J., **2021**. 30 years of large river restoration: How long do restored floodplain channels remain suitable for targeted rheophilic fishes in the lower river Rhine? Sci. Total Environ. 755, 142931. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142931

Stokes, A., Atger, C., Bengough, A., Fourcaud, T., Sidle, R., **2009**. Desirable Plant root traits for protecting natural and engineered slopes against landslides. Plant Soil 324, 1–30. https://doi.org/10.1007/s11104-009-0159-y

Stokes, A., Douglas, G.B., Fourcaud, T., Giadrossich, F., Gillies, C., Hubble, T., Kim, J.H., Loades, K.W., Mao, Z., McIvor, I.R., Mickovski, S., Mitchell, S., Osman, N., Phillips, C., Poesen, J., Polster, D., Preti, F., Raymond, P., Rey, F., Schwarz, M., Walker, L.R., **2014**. Ecological mitigation of hillslope instability: ten key issues facing researchers and practitioners. Plant Soil 377, 1–23. https://doi.org/10.1007/s11104-014-2044-6

Stokes, A., Mine, F.-X., Mao, Z., Brancheriau, L., **2012**. Multi-stemming and mechanical traits ensure persistence of subalpine woody plants exposed to a disturbance gradient. J. Veg. Sci. 23, 325–338. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01349.x

Stokes, A., Raymond, P., Polster, D., Mitchell, S.J., **2013**. Engineering the ecological mitigation of hillslope stability research into the scientific literature. Ecol. Eng. 61, 615–620. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.065

Strayer, D.L., Dudgeon, D., **2010**. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. J. North Am. Benthol. Soc. 29, 344–358. https://doi.org/10.1899/08-171.1

Surell, A., **1841**. Études sur les torrents des Hautes-Alpes, Tome 1., Paris, Dunod. ed.

Surian, N., Rinaldi, M., **2003**. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. Geomorphology 50, 307–326. https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00219-2

Sweeney, B.W., Newbold, J.D., **2014**. Streamside Forest Buffer Width Needed to Protect Stream Water Quality, Habitat, and Organisms: A Literature Review. JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc. 50, 560–584. https://doi.org/10.1111/jawr.12203

Symmank, L., Natho, S., Scholz, M., Schröder, U., Raupach, K., Schulz-Zunkel, C., **2020**. The impact of bioengineering techniques for riverbank protection on ecosystem services of riparian zones. Ecol. Eng. 158, 106040. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106040

T

Tabacchi, E., Correll, D.L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A.-M., Wissmar, R.C., **1998**. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. Freshw. Biol. 40, 497–516. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00381.x

Tabacchi, E., Gonzalez, E., Corenblit, D.J.-F., Garófano-Gómez, V., Planty-Tabacchi, A.-M., Steiger, J., **2019**. Species composition and plant traits: Characterization of the biogeomorphological succession within contrasting river corridors. River Res. Appl. 35, 1228–1240. https://doi.org/10.1002/rra.3511

Tasser, E., Leitinger, G., Tappeiner, U., Schirpke, U., **2024**. Shaping the European Alps: Trends in landscape patterns, biodiversity and ecosystem services. CATENA 235, 107607. https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107607

Tedesco, A.M., López-Cubillos, S., Chazdon, R., Rhodes, J.R., Archibald, C.L., Pérez-Hämmerle, K.-V., Brancalion, P.H.S., Wilson, K.A., Oliveira, M., Correa, D.F., Ota, L., Morrison, T.H., Possingham, H.P., Mills, M., Santos, F.C., Dean, A.J., **2023**. Beyond ecology: ecosystem restoration as a process for social-ecological transformation. Trends Ecol. Evol. 38, 643–653. https://doi.org/10.1016/j.tree.2023.02.007

Theobald, D.M., Jacob, A.L., Elsen, P.R., Beever, E.A., Ehlers, L., Hilty, J., **2024**. Evaluating ecosystem protection and fragmentation of the world's major mountain regions. Conserv. Biol. 38, e14240. https://doi.org/10.1111/cobi.14240

Theule, J., Liébault, F., Laigle, D., Loye, A., Jaboyedoff, M., **2015**. Channel scour and fill by debris flows and bedload transport. Geomorphology 243, 92–105. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.05.003

Thorel, M., Piégay, H., Barthelemy, C., Räpple, B., Gruel, C.-R., Marmonier, P., Winiarski, T., Bedell, J.-P., Arnaud, F., Roux, G., Stella, J.C., Seignemartin, G.,

Tena-Pagan, A., Wawrzyniak, V., Roux-Michollet, D., Oursel, B., Fayolle, S., Bertrand, C., Franquet, E., **2018**. Socio-environmental implications of process-based restoration strategies in large rivers: should we remove novel ecosystems along the Rhône (France)? Reg. Environ. Change 18, 2019–2031. https://doi.org/10.1007/s10113-018-1325-7

Tien, H.V., Tuan Anh, N., Tan Phong, N., Minh Nhut, M.L., **2021**. Ecological engineering and restoration of eroded muddy coasts in south east asia: knowledge gaps and recommendations. Sustainability 13, 1248. https://doi.org/10.3390/su13031248

Tilley, D.J., Hoag, J.C., **2009**. Evaluation of fall versus spring dormant planting of hardwood willow cuttings with and without soaking treatment. Native Plants J. 10, 288–294. https://doi.org/10.2979/NPJ.2009.10.3.288

Tison, J.-M., Foucault, B. de, Guiol, F., **2014**. Flora Gallica: flore de France. Biotope, Mèze.

Tisserant, M., Bourgeois, B., González, E., Evette, A., Poulin, M., **2021**. Controlling erosion while fostering plant biodiversity: A comparison of riverbank stabilization techniques. Ecol. Eng. 172, 106387. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106387

Trémolières, M., Sánchez-Pérez, J.M., Schnitzler, A., Schmitt, D., **1998**. Impact of river management history on the community structure, species composition and nutrient status in the Rhine alluvial hardwood forest. Plant Ecol. 135, 59–78. https://doi.org/10.1023/A:1009756428824

U

UICN Comité français, **2019**. Les Solutions fondées sur la Nature pour les risques liés à l'eau en France. Paris, France.

V

Valyrakis, M., Liu, D., Turker, U., Yagci, O., **2021**. The role of increasing riverbank vegetation density on flow dynamics across an asymmetrical channel. Environ. Fluid Mech. 21, 643–666. https://doi.org/10.1007/s10652-021-09791-9

Vasseur, L., **2021**. How Ecosystem-Based Adaptation to Climate Change Can Help Coastal Communities through a Participatory Approach. Sustainability 13, 2344. https://doi.org/10.3390/su13042344

Venti, F., Palmeri, F., Uffreduzzi, T., Venanzoni, R., Gibelli, G., **2003**. Manuale tecnico di Ingegneria Naturalistica della Provincia di Terni D. Venti, F. Bazzurro, F. Palmeri, T. Uffreduzzi, R. Venanzoni and G. Gibelli. Provincia_di_Terni ed.

Vergani, C., Chiaradia, E.A., Bischetti, G.B., **2012**. Variability in the tensile resistance of roots in Alpine forest tree species. Ecol. Eng. 46, 43–56. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.036

Vergani, C., Giadrossich, F., Buckley, P., Conedera, M., Pividori, M., Salbitano, F., Rauch, H., Lovreglio, R., Schwarz, M., **2017**. Root reinforcement dynamics of European coppice woodlands and their effect on shallow landslides: A review. Earth-Sci. Rev. 167, 88–102. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.02.002

Vesipa, R., Camporeale, C., Ridolfi, L., **2017**. Effect of river flow fluctuations on riparian vegetation dynamics: Processes and models. Adv. Water Resour. 110, 29–50. https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.09.028

Viard-Crétat, F., Baptist, F., Secher-Fromell, H., Gallet, C., **2012**. The allelopathic effects of Festuca paniculata depend on competition in subalpine grasslands. Plant Ecol. 213, 1963–1973. https://doi.org/10.1007/s11258-012-0143-0

Viard-Crétat, F., Gallet, C., Lefebvre, M., Lavorel, S., **2009**. A leachate a day keeps the seedlings away: mowing and the inhibitory effects of Festuca paniculata in subalpine grasslands. Ann. Bot. 103, 1271–1278. https://doi.org/10.1093/aob/mcp064

Viles, H., **2020**. Biogeomorphology: Past, present and future. Geomorphology, The Binghamton Geomorphology Symposium: 50 years of Enhancing Geomorphology 366, 106809. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.06.022

Villaret, J.-C., **2019**. Guide des habitats naturels et semi-naturels des Alpes: du Jura méridional à la Haute Provence et des bords du Rhône au Mont-Blanc description, écologie, espèces diagnostiques, conservation. Naturalia publications, Turriers.

Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., **2007**. Let the concept of trait be functional! Oikos 116, 882–892. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x

Viviroli, D., Weingartner, R., Messerli, B., **2003**. Assessing the Hydrological Significance of the World's Mountains. Mt. Res. Dev. 23, 32–40.

von der Thannen, M., Hoerbinger, S., Paratscha, R., Smutny, R., Lampalzer, T., Strauss, A., Rauch, H.P., **2020**. Development of an environmental life cycle assessment model for soil bioengineering constructions. Eur. J. Environ. Civ. Eng. 24, 141–155. https://doi.org/10.1080/19648189.2017.1369460

W

Wagner, N.D., He, L., Hörandl, E., **2021**. The Evolutionary History, Diversity, and Ecology of Willows (Salix L.) in the European Alps. Diversity 13, 146. https://doi.org/10.3390/d13040146

Waldron, L.J., **1977**. The Shear Resistance of Root-Permeated Homogeneous and Stratified Soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 41, 843–849. https://doi.org/10.2136/sssaj1977.03615995004100050005x

Ward, J.V., **1989**. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. J. North Am. Benthol. Soc. 8, 2–8. https://doi.org/10.2307/1467397

Waylen, K.A., Wilkinson, M.E., Blackstock, K.L., Bourke, M., **2024**. Nature-based solutions and restoration are intertwined but not identical: Highlighting implications for societies and ecosystems. Nat.-Based Solut. 5, 100116. https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2024.100116

Weissteiner, C., Schenkenbach, N., Lammeranner, W., Kalny, G., Rauch, H.P., **2019**. Cutting diameter on early growth performance of purple willow (*Salix purpurea* L.). J. Soil Water Conserv. 74, 380–388. https://doi.org/10.2489/jswc.74.4.380

Weitzer, C., Doppler, F., Florineth, F., **1998**. Untersuchungen über die Wirksamkeit von Pflanzen in Einzugsgebieten des Forsttechnischen Dienstes der Wildbach- und Lawinenverbauung. Universität für Bodenkultur, Wien.

Wheaton, J.M., Fryirs, K.A., Brierley, G., Bangen, S.G., Bouwes, N., O'Brien, G., **2015**. Geomorphic mapping and taxonomy of fluvial landforms. Geomorphology 248, 273–295. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.07.010

Wohl, E., **2018**. The challenges of channel heads. Earth-Sci. Rev. 185, 649–664. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.07.008

Wohl, E., **2006**. Human impacts to mountain streams. Geomorphology, 37th Binghamton Geomorphology Symposium 79, 217–248. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.020

Wohl, E., Angermeier, P.L., Bledsoe, B., Kondolf, G.M., MacDonnell, L., Merritt, D.M., Palmer, M.A., Poff, N.L., Tarboton, D., **2005**. River restoration. Water Resour. Res. 41. https://doi.org/10.1029/2005WR003985

Wohl, E.E., 2010. Mountain rivers revisited, Water resources monograph. American Geophysical Union/Geopress, Washington, DC. https://doi.org/10.1029/WM019

Wohl, E.E., Wilcox, A., **2005**. Channel geometry of mountain streams in New Zealand. J. Hydrol. 300, 252–266. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.06.006

Wolman, M.G., **1954**. A method of sampling coarse river-bed material. Trans. Am. Geophys. Union 35, 951. https://doi.org/10.1029/TR035i006p00951

Wood, P.J., Hannah, D., Sadler, J.P. (Eds.), **2008**. Hydroecology and ecohydrology: past, present and future, Repr. ed. Wiley, Chichester.

Wrońska-Wałach, D., Cebulski, J., Fidelus-Orzechowska, J., Żelazny, M., Piątek, D., **2019**. Impact of ski run construction on atypical channel head development. Sci. Total Environ. 692, 791–805. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.083

Wu, T.H., **1976**. Investigation of Landslides on Prince of Wales Island, Alaska (No. N5). Ohio State University.

Wulliman, J., Johns, D., **2011**. Demonstration Projects Illustrating Void-Filled Riprap Applications in Stream Restoration, Urban Drainage and Flood Control District. 2480 West 26th Avenue, Suite 156-B Denver, CO 80211.

X

Xu, J., Li, Z., **2012**. A review on Ecological Engineering based Engineering Management. Omega 40, 368–378. https://doi.org/10.1016/j.omega.2011.06.004

Y

Yachi, S., Loreau, M., **1999**. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. Proc. Natl. Acad. Sci. 96, 1463–1468. https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1463

Yıldırım, N., Bayraktar, A., Atar, F., Güney, D., Öztürk, M., Turna, I., **2020**. Effects of different genders and hormones on stem cuttings of Salix anatolica. J. Sustain. For. 39, 300–308. https://doi.org/10.1080/10549811.2019.1638274

Yochum, S.E., Reynolds, L.V., **2020**. Guidance for Stream Restoration (No. 125).

Z

Zaimes, G.N., Tardio, G., Iakovoglou, V., Gimenez, M., Garcia-Rodriguez, J.L., Sangalli, P., **2019**. New tools and approaches to promote soil and water bioengineering in the Mediterranean. Sci. Total Environ. 693, 133677. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133677

Zanetti, C., **2010**. Caractérisation du développement des systèmes racinaires ligneux dans les digues (These de doctorat). Aix-Marseille 1.

Zanetti, C., Vennetier, M., Mériaux, P., Royet, P., Dufour, S., Provansal, M., **2008**. L'enracinement des arbres dans les digues en remblai : étude des systèmes racinaires et impacts sur la sécurité des ouvrages. Ingenieries (53) 49-67. Sci. Eaux Territ. 53, 49–67.

Zeh, H., **2007**. Génie biologique : manuel de construction. vdf Hochschulverlag AG.

Zhang, Y., Zheng, Q., Gao, X., Ma, Y., Liang, K., Yue, H., Huang, X., Wu, K., Wang, X., **2022**. Land Degradation Changes the Role of Above- and Belowground Competition in Regulating Plant Biomass Allocation in an Alpine Meadow. Front. Plant Sci. 13, 822594. https://doi.org/10.3389/fpls.2022.822594

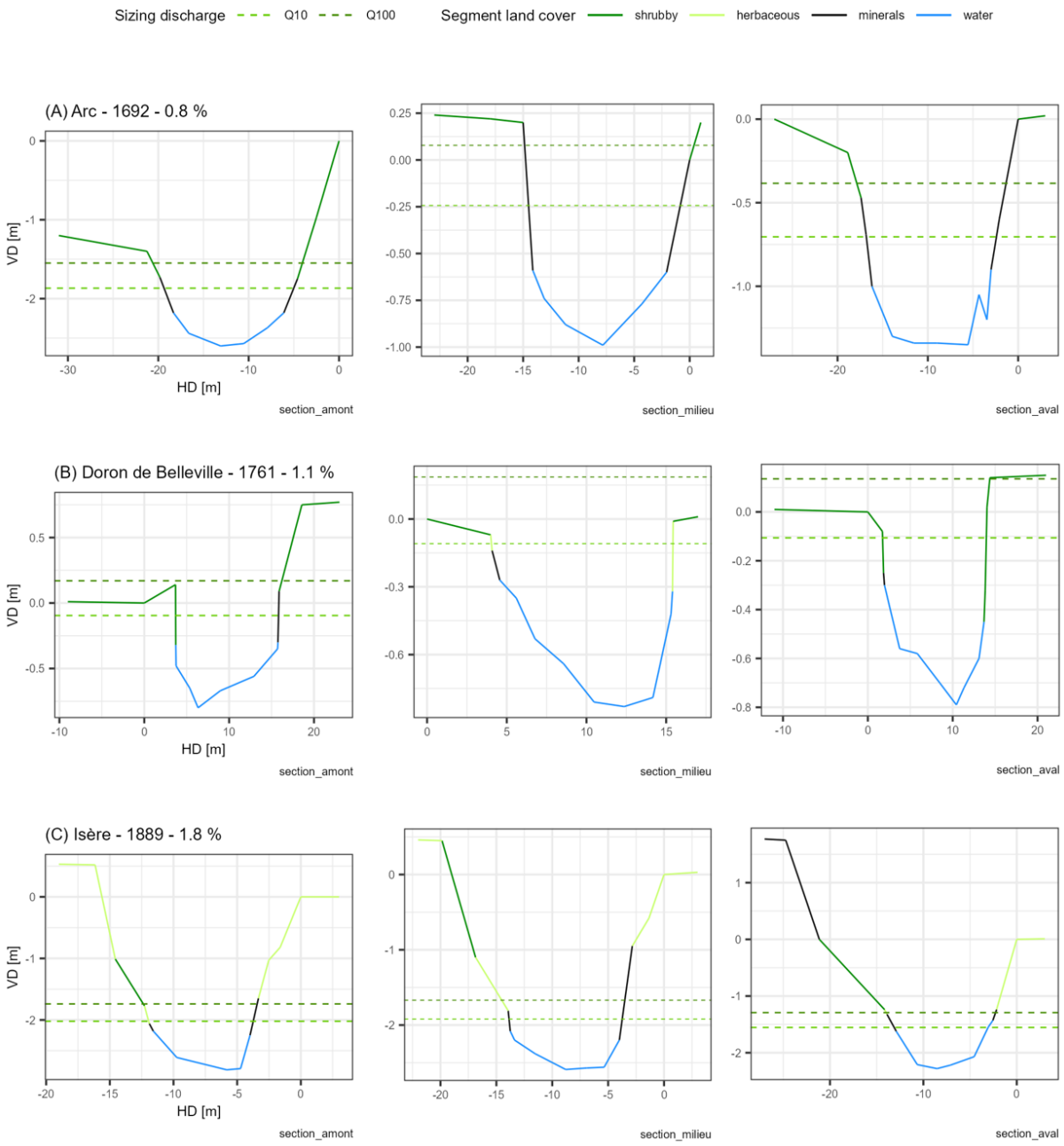
Ziliani, L., Surian, N., **2012**. Evolutionary trajectory of channel morphology and controlling factors in a large gravel-bed river. Geomorphology 173–174, 104–117. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.06.001

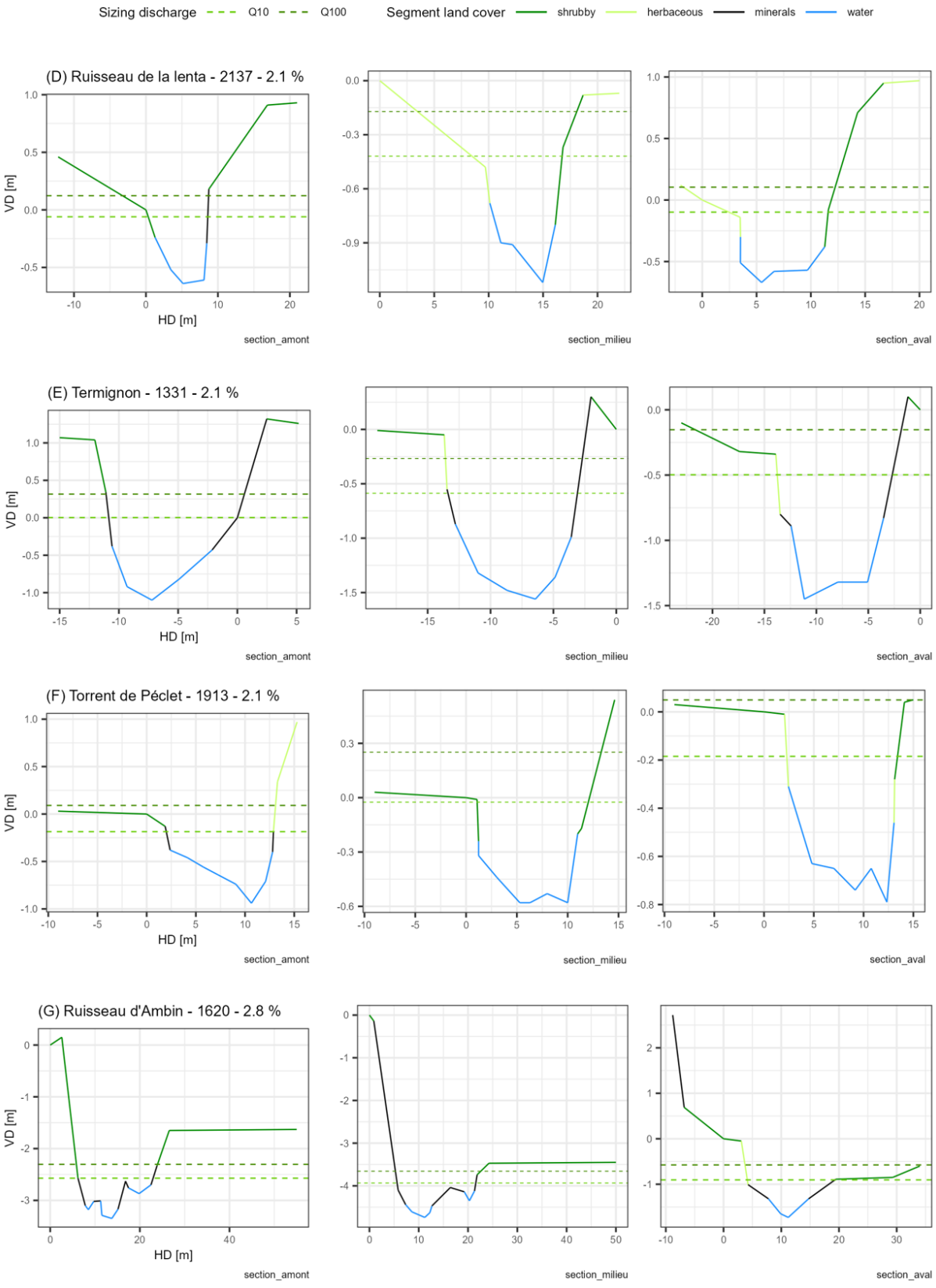
Zimmerman, A., Church, M., **2001**. Channel morphology, gradient profiles and bed stresses during flood in a step–pool channel. https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00057-5

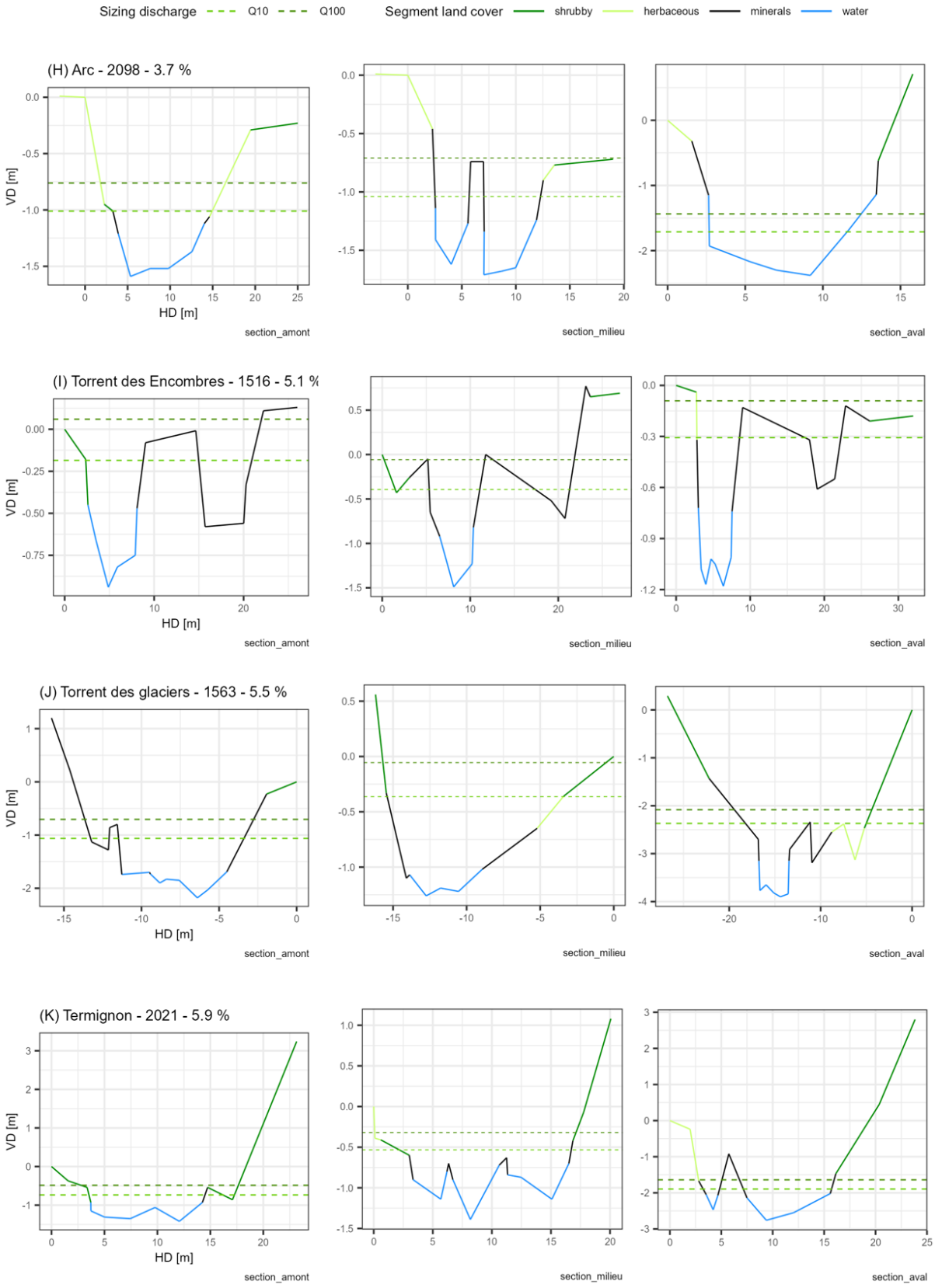
Annexes

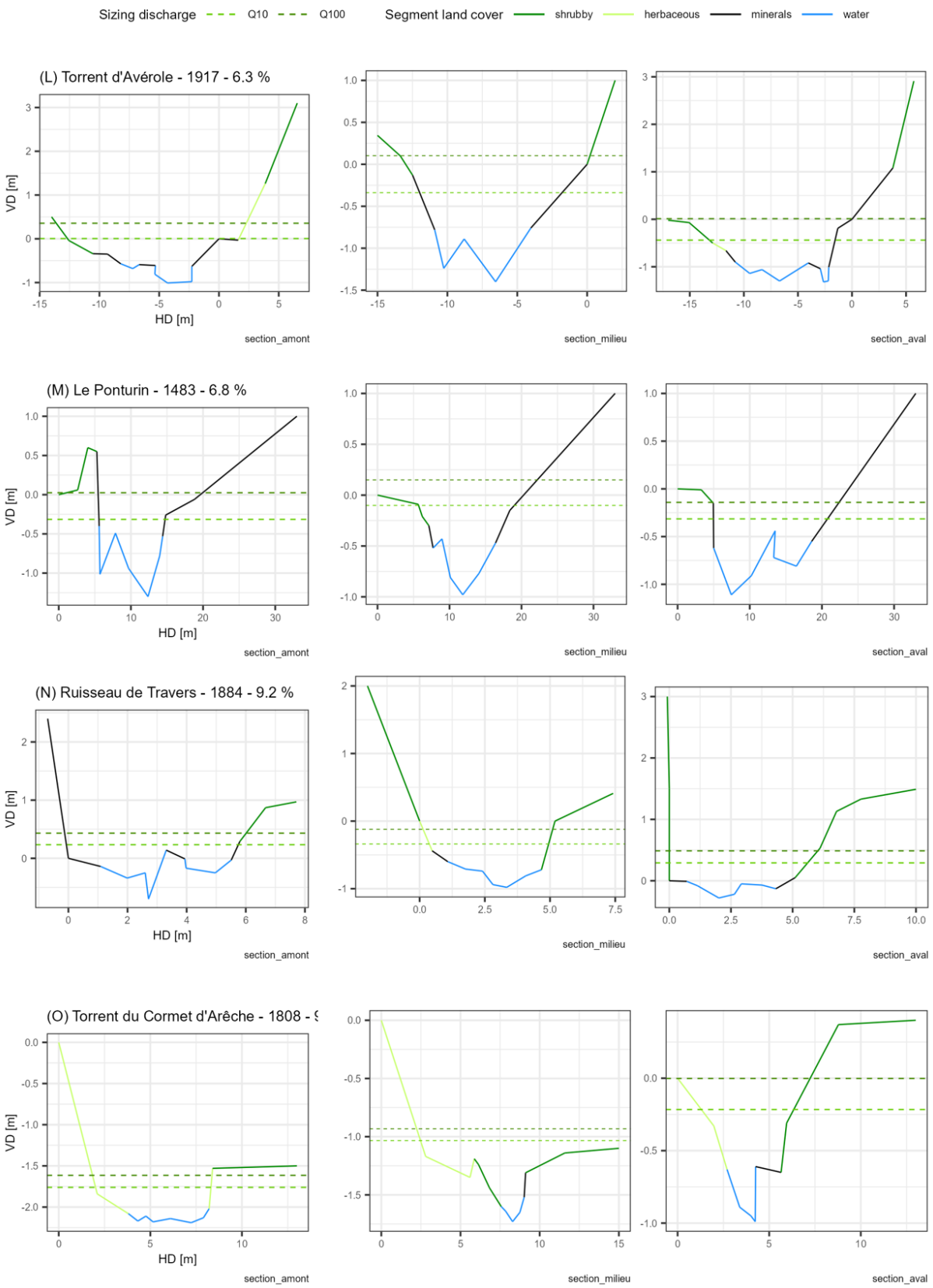
1 Annexes chapitre 1

Figure S.1.1 The cross-sections of each reach are presented here. Depending on the field conditions present at each reach, two or three cross-sections were measured. The cross-section segments are colored according to the land cover present at the time of the topographic survey in June 2022 (i.e., shrubby vegetation, herbaceous vegetation, mineral elements (rock or sand), or water). Water heights associated with decennial (Q10) and centennial (Q100) peak discharges are indicated by horizontal dotted lines. These discharges are commonly used to size bank development. VD is vertical distance and HD horizontal distance.




Sizing discharge
Q10
Q100
Segment land cover
shrubby
herbaceous
minerals
water
(D) Ruisseau de la lenta - 2137 - 2.1 %
(E) Termignon - 1331 - 2.1 %
(F) Torrent de Péclet - 1913 - 2.1 %
(G) Ruisseau d'Ambin - 1620 - 2.8 %
VD [m]
HD [m]
section_amont
section_milieu
section_aval


Sizing discharge Q10 Q100
Segment land cover shrubby herbaceous minerals water
(H) Arc - 2098 - 3.7 %
(I) Torrent des Encombres - 1516 - 5.1 %
(J) Torrent des glaciers - 1563 - 5.5 %
(K) Termignon - 2021 - 5.9 %
VD [m]
HD [m]
section_amont
section_milieu
section_aval


Sizing discharge
Q10
Q100
Segment land cover
shrubby
herbaceous
minerals
water
(L) Torrent d'Avérole - 1917 - 6.3 %
(M) Le Ponturin - 1483 - 6.8 %
(N) Ruisseau de Travers - 1884 - 9.2 %
(O) Torrent du Cormet d'Arêche - 1808 - 9
VD [m]
HD [m]
section_amont
section_milieu
section_aval


Sizing discharge
Q10
Q100
Segment land cover
shrubby
herbaceous
minerals
water
(P) Torrent de Péclet - 1918 - 9.8 %
VD [m]
HD [m]
section_amont
section_aval
(Q) Nant Bénin - 1781 - 12 %
section_milieu
(R) Le Ponturin - 1595 - 12.3 %
(S) Torrent de la Sassière - 1732 - 12.7 %

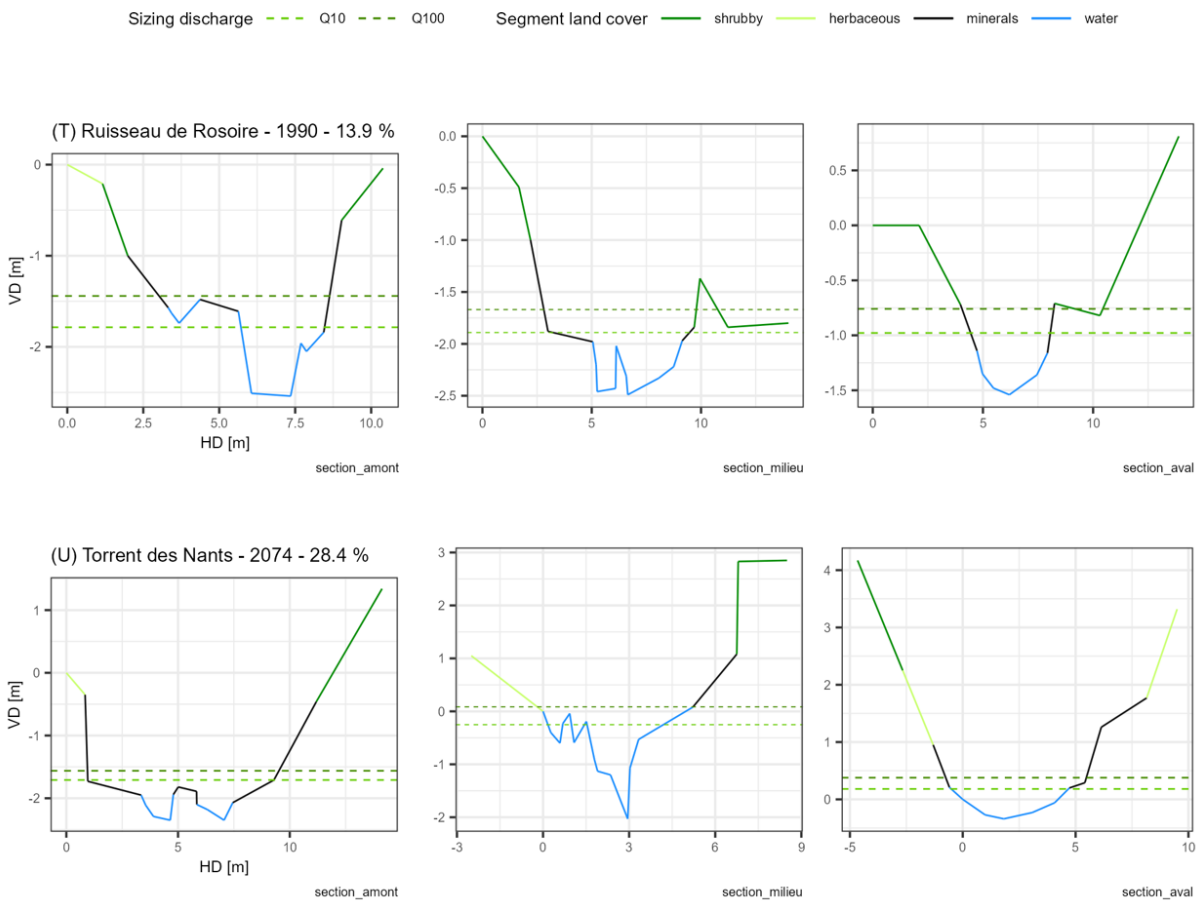
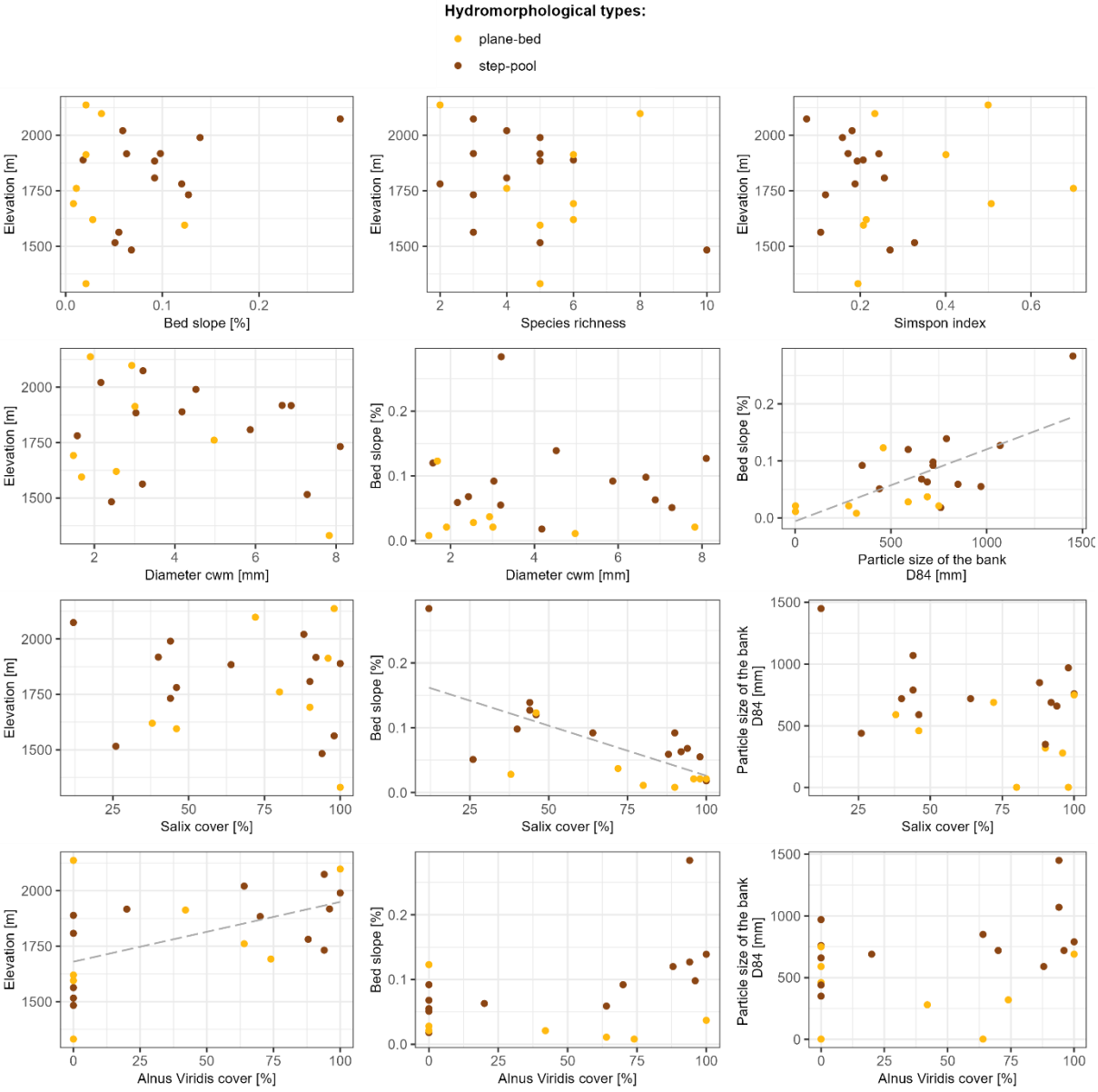

Sizing discharge
Q10
Q100
Segment land cover
shrubby
herbaceous
minerals
water
(T) Ruisseau de Rosoire - 1990 - 13.9 %
VD [m]
HD [m]
section_amont
section_milieu
section_aval
(U) Torrent des Nants - 2074 - 28.4 %
VD [m]
HD [m]
section_amont
section_milieu
section_aval

Figure S.1.2 Multivariate correlation: the first line shows elevation, the second line elevation and bed slope, the third line Salix cover, and the last line Alnus Viridis cover. Significant correlations are indicated by a grey dotted line



2 Annexes chapitre 2

Table S.2.1 Context, morphological and ecological characteristics of each SWBE project assessed.

	Context features					
ID	**Stream**	**Construction year**	**Technique**	**Longueur** [m]	**Elevation** [m a.s.l.]	**Element at risk**
1	Riou de l'Auragnier	2012	Wattle fence	20	1238	Forest road
2	Doron de Belleville	2015	Fascine	80	1551	Agricultural lands and parks
3	Bès	2012	Fascine	50	1120	Agricultural lands and parks
4	Bès	2010	Fascine	120	685	Road
5	Ravin de Taulanne	2014	Fascine	20	1053	Road
6	Buëch	2012	Fascine	50	914	Building
7	Petite Gryonne	2012	Fascine + Brush layers	18	1323	Forest road
8	Buëch	2019	Brush matting	30	820	Agricultural lands and parks
9	Buëch	2015	Brush matting	140	1050	Forest road
10	Gader	2019	Brush mattress	100	1208	No assets
11	Gader	2023	Brush mattress	150	1162	Road
12	Gader	2020	Brush mattress	120	1190	Road
13	Doron de Belleville	2021	Cribwall	25	1763	Agricultural lands and parks
14	Arly	2015	Cribwall	74	995	Road
15	Doron de Belleville	2013	Cribwall	60	1555	Road
16	Nom	2007	Cribwall	17	1020	Building
17	Bonne	2017	Cribwall	38	840	Forest road
18	Cervagne	2022	Cribwall	36	600	Agricultural lands and parks
19	Petite Gryonne	2012	Cribwall	25	1323	Forest road
20	Nant Gibloux	2022	Cribwall	120	607	Building
21	Buëch	2023	Riprap + Brush layers	70	890	Road
22	Buëch	2023	Riprap + Brush layers	112	900	Road
23	Séveraisse	2022	Riprap + Brush layers	120	960	Road
24	Arly	2023	Riprap + Brush layers	45	1003	Road
25	Faye	2021	Riprap + Brush layers	32	1150	Road
26	Arve	2019	Riprap + Brush layers	80	1200	Road
27	Doron de Pralognan	2018	Riprap + Brush layers	35	896	Building
28	Doron de Bozel	2018	Riprap + Brush layers	60	879	Road
29	Avançon d'Anzeindaz	2011	Riprap + Brush layers	44	1248	Building
30	Bens	2011	Riprap + Brush layers	17	1260	Forest road
31	Gader	2019	Riprap + Brush mattress	190	1180	No assets
32	Rio di Bardonecchia	2021	Riprap + Brush mattress	100	1150	Forest road
33	Ahr	2008	Riprap + Brush mattress	150	937	Forest road
34	Rio di Bardonecchia	2021	Riprap + Brush mattress	100	1128	Forest road
35	Gader	2019	Riprap + Brush mattress	80	1232	Forest road
36	Gader	2005	Riprap + Brush mattress	100	1133	Building
37	Gader	2007	Riprap + Brush mattress	60	1394	Building
38	Rio di Bardonecchia	1993	Riprap + Brush mattress	60	1166	Agricultural lands and parks
39	Buëch	2015	Riprap + Fascine + Brush layers	55	850	Agricultural lands and parks
40	Rio di Bardonecchia	1997	Vegetated riprap	100	1145	Forest road
41	Rio di Bardonecchia	2016	Vegetated riprap	85	1151	Forest road
42	Arly	2015	Riprap + Cribwall	56	1004	Road
43	Torrent de la Bouriane	2013	Riprap + Cribwall	70	940	Building
44	Issole	2023	Riprap + Cribwall		900	Agricultural lands and parks
45	Bens	2011	Riprap + Cribwall	14	1227	Forest road
46	Dranse de la Manche	2016	Riprap + Cribwall	50	1003	Building
47	Eau Noire	2015	Riprap + Brush layers	30	1260	Road
48	Var	2021	Riprap + Cribwall	10	1093	Building

	Hydromorphologic features												
ID	**Watershed area [km²]**	**D50 [mm]**	**D84 [mm]**	**Bed slope [%]**	**Bank slope [%]**	**Channel width [m]**	**Q2 [m3/s]**	**Q100 [m3/s]**	**Qmax [m3/s]**	**Site age at the Qmax**	**Shear stress maximal**	**shear stress Q2**	**Shear stress Q100**
1	3.13	32	84	3.5	0.513	2.4	1.79	8.70	4.03	9	96	73	127
2	59.4	51	90	0.3	0.126	15.8	11.80	45.77	16.88	9	16	15	24
3	39	32	82	0.9	0.768	5.3	15.00	60.76	30.33	9	57	44	75
4	187.7	59	122	1.2	0.07	17.6	55.60	206.20	106.62	11	79	77	89
5	7.1	51	173	1.5	1.176	2.5	5.88	31.35	5.36	5	80	82	135
6	122.7	34	89	2.9	0.741	13.5	53.00	173.90	48.5	4	168	174	253
7	10.4	45	146	5.7	0.389	1.9	4.30	17.00	6.2	11	224	198	313
8	204.8	67	114	0.9	0.389	10.0	80.80	257.80	51.25	2	88	106	157
9	30.1	39	79	3	0.314	10.3	18.90	69.60	15.76	1	107	114	166
10	142	65	180	0.6	0.294	11.8	15.90	51.80	4.46	2	23	34	52
11	173	31	103	1	0.222	15.5	18.62	60.66	5.22	1	32	51	79
12	142	65	180	1.9	0.247	18.0	15.90	51.80	4.46	1	60	89	137
13	27.6	42	76	0.5	2.185	7.8	6.43	27.34	9.14	3	25	22	39
14	76.4	25	64	1.1	0.706	9.3	29.20	89.35	67.24	5	93	65	105
15	59.4	51	90	1.5	0.94	11.4	11.80	45.77	16.88	11	69	61	105
16	21.1	38	148	2.6	1.45	5.6	31.70	97.74	45.04	8	234	205	306
17	134.6	43	123	2.8	0.91	15.8	28.40	128.90	23.25	2	127	135	243
18	8.4	31	103	3.6	0.487	6.0	1.99	24.45	0.55	1	54	75	182
19	10.4	45	146	5.7	0.974	1.9	4.30	17.00	6.2	11	224	198	313
20	3.9	68	320	10.7	0.936	2.1	3.36	10.94	6.65	1	504	395	600
21	122.7	40	103	1.1	0.147	5.2	53.00	173.90	59.53	1	65	62	96
22	122.7	40	103	1.3	0.433	11.4	53.00	173.90	59.53	1	105	100	169
23	155	30	70	1.7	0.25	8.0	32.80	158.20	161.78	2	135	102	133
24	76.4	30	90	2.5	0.531	10.7	29.20	89.35	60.3	0	166	132	193
25	27.8	25	114	2.8	0.713	7.9	17.60	105.70	3.51	1	79	139	285
26	75.6	34	116	2.8	0.509	6.3	23.20	95.05	71.22	4	201	142	225
27	129.1	53	156	3.4	0.743	15.9	21.80	69.40	39.03	5	199	163	251
28	239.2	36	140	3.5	0.532	24.9	35.80	107.40	63.93	5	215	185	260
29	10.1	26	142	8	0.573	8.7	4.20	57.00	6.1	12	238	214	557
30	20	68	214	8.7	0.565	4.8	5.74	26.30	9.4	12	354	297	495
31	142.4	65	180	0.8	0.346	13.3	15.93	51.92	4.47	2	31	49	73
32	196	59	109	0.9	0.19	24.9	37.00	210.00	27.25	0	47	52	100
33	290	84.8	155.6	1.2	0.359	24.3	57.03	232.74	72.8	8	100	90	161
34	196	70	158	1.4	0.376	10.7	37.00	210.00	27.25	0	98	110	191
35	138	91	252	1.6	0.195	12.5	15.54	50.63	4.36	2	60	91	135
36	172.5	53	119	2	0.338	11.8	18.57	60.52	5.21	11	68	103	156
37	110	45	158	3.1	0.522	8.0	12.96	42.23	3.64	9	103	153	223
38	196	31	121	3.4	0.329	10.9	37.00	210.00	27.25	28	200	221	401
39	152.6	67	114	1.1	0.394	10.0	63.60	206.70	57.74	1	101	104	156
40	196	78	152	1.2	1.218	10.0	37.00	210.00	27.25	24	83	89	179
41	196	37	97	2.7	0.064	11.5	37.00	210.00	27.25	5	148	167	251
42	76.4	34	71	1.5	1.616	15.7	29.50	89.35	67.24	5	102	71	116
43	12.3	58	123	1.9	0.783	2.8	9.23	36.32	7.7	3	95	102	159
44	137.8	31	59	2.2	0.452	20.0	37.20	142.30	32.09	1	76	80	145
45	20	68	214	8.5	0.856	4.4	5.74	26.30	9.4	12	363	322	456
46	24.6	44	141	2.1	1.018	5.4	12.10	43.91	18.7	6	140	119	192
47	37.9	25	137	4.5	1.001	8.4	14.80	51.46	17.5	8	217	204	331
48	17.8	43	170	5.6	1.783	3.3	12.08	43.72	23.91	2	409	324	491

ID	Vegetation features			Stability features		
	Species number	Simpson Index	Woody species cover	Mechanical status	Vegetation contribution	Failure modes
1	10	0.81	74	Failed		V2, V3, M4, M6
2	5	0.5	90	Good	Key	M1
3	3	0.38	86	Good	Key	M1, M5
4	6	0.76	100	Good	Key	M7
5	2	0.44	45	Failed		V4, V5, M4, M7
6	4	0.58	98	Good	Key	M1, M5, M7
7	5	0.68	64	Good	Key	M7
8	6	0.74	81	Degraded	Key	M7
9	5	0.61	17.5	Failed		V2, M2, M3, M4, M5, M6
10	9	0.79	100	Degraded	Key	M2
11	5	0.79	58	Good	Key	M6
12	8	0.76	100	Degraded	Key	M2
13	3	0.47	86	Good	Marginal	V1, V2, V4, M7
14	5	0.72	100	Good	Partial	
15	3	0.59	86	Good	Marginal	V4
16	7	0.77	84	Degraded	Partial	V4, M2
17	9	0.89	100	Good	Partial	M7
18	7	0.61	62	Good	Marginal	V1
19	9	0.78	100	Good	Partial	V5
20	12	0.84	100	Good	Partial	
21	7	0.76	57	Degraded	Partial	
22	7	0.55	36	Degraded	Partial	M2
23	1	0.23	12	Good	Partial	V1, M2
24	7	0.76	100	Good	Partial	M6
25	6	0.6	66	Good	Partial	V1
26	9	0.87	96	Good	Key	M5, M6
27	6	0.75	100	Good	Key	
28	9	0.77	100	Good	Key	
29	6	0.72	100	Good	Key	
30	3	0.62	100	Good	Key	
31	8	0.75	100	Good	Key	
32	4	0.64	92	Good	Key	
33	9	0.8	100	Good	Key	
34	5	0.72	98	Good	Key	
35	7	0.77	100	Good	Key	
36	7	0.76	100	Good	Key	
37	6	0.76	100	Good	Key	
38	6	0.76	100	Good	Key	
39	3	0.68	60	Degraded	Key	V1, M3, M4
40	8	0.81	100	Good	Partial	
41	8	0.84	100	Good	Partial	
42	6	0.69	100	Good	Partial	
43	16	0.78	100	Good	Partial	
44	0	1		Good	Marginal	V1, V4
45	6	0.74	100	Good	Partial	
46	5	0.59	100	Good	Marginal	
47	2	0.24	100	Good	Marginal	
48	5	0.86	48	Good	Marginal	

V1 – Vegetation dyong out
V2 – Shade
V3 – Species unsuitable
V4 – Plant quality and application
V5 – Human activity
M1 – Faggot breakage
M2 – Scouring
M3 – Stakes pull out
M4 – Toe erosion
M5 – Erosion above structure
M6 – Downstream erosion
M7 – Upstream erosion

3/3

Figure S.2.1 Photographs of each SWBE project, arranged in ascending order by ID.

Site 1 – wattle fence



Site 2 – fascine



Site 3 – fascine



Site 4 – fascine



Site 5 –fascine




Site 6 – fascine




Site 7 – fascine




Site 8 – brush matting




Site 9 – brush matting




Site 10 – brush mattress




Site 11 – brush mattress




Site 12 – brush mattress




Site 13 – cribwall




Site 14 – cribwall




Site 15 – cribwall




Site 16 – cribwall




Site 17 – cribwall




Site 18 – cribwall




Site 19 – cribwall




Site 20 – cribwall




Site 21 – brush layers with riprap toe




Site 23 – brush layers with riprap toe




Site 24 – brush layers with riprap toe




Site 25 – brush layers with riprap toe




Site 26 – brush layers with riprap toe




Site 27 – brush layers with riprap toe



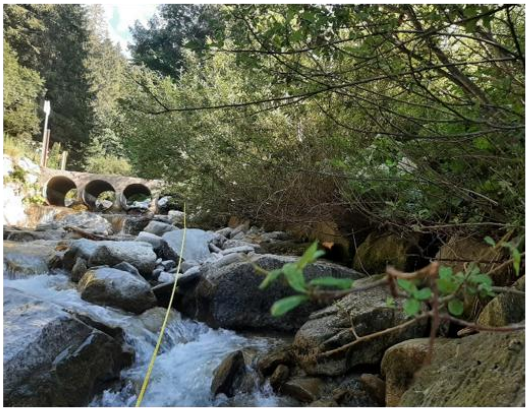

Site 28 – brush layers with riprap toe




Site 29 – brush layers with riprap toe




Site 30 – brush layers with riprap toe




Site 31 – brush mattress with riprap toe




Site 32 – brush mattress with riprap toe




Site 33 – brush mattress




Site 34 – brush mattress with riprap toe




Site 35 – brush mattress with riprap toe




Site 36 – brush mattress with riprap toe




Site 37 – brush mattress with riprap toe




Site 38 – brush mattress with riprap toe




Site 39 – fascine and bush layers with riprap toe



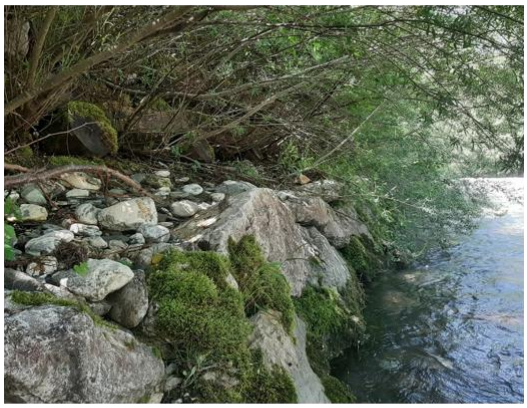

Site 40 – vegetated riprap




Site 41 – vegetated riprap




Site 42 – cribwall with riprap toe

Site 43 – cribwall with riprap toe




Site 44 – cribwall with riprap toe




Site 45 – cribwall with riprap toe




Site 46 – riprap with vegetation (brush layers)




Site 47 – riprap with vegetation (brush layers)




Site 48 – riprap with vegetation (cribwall)




3 Annexes chapitre 3

Figure S.3.1 Sampling points for the four species in the three alpine watersheds.

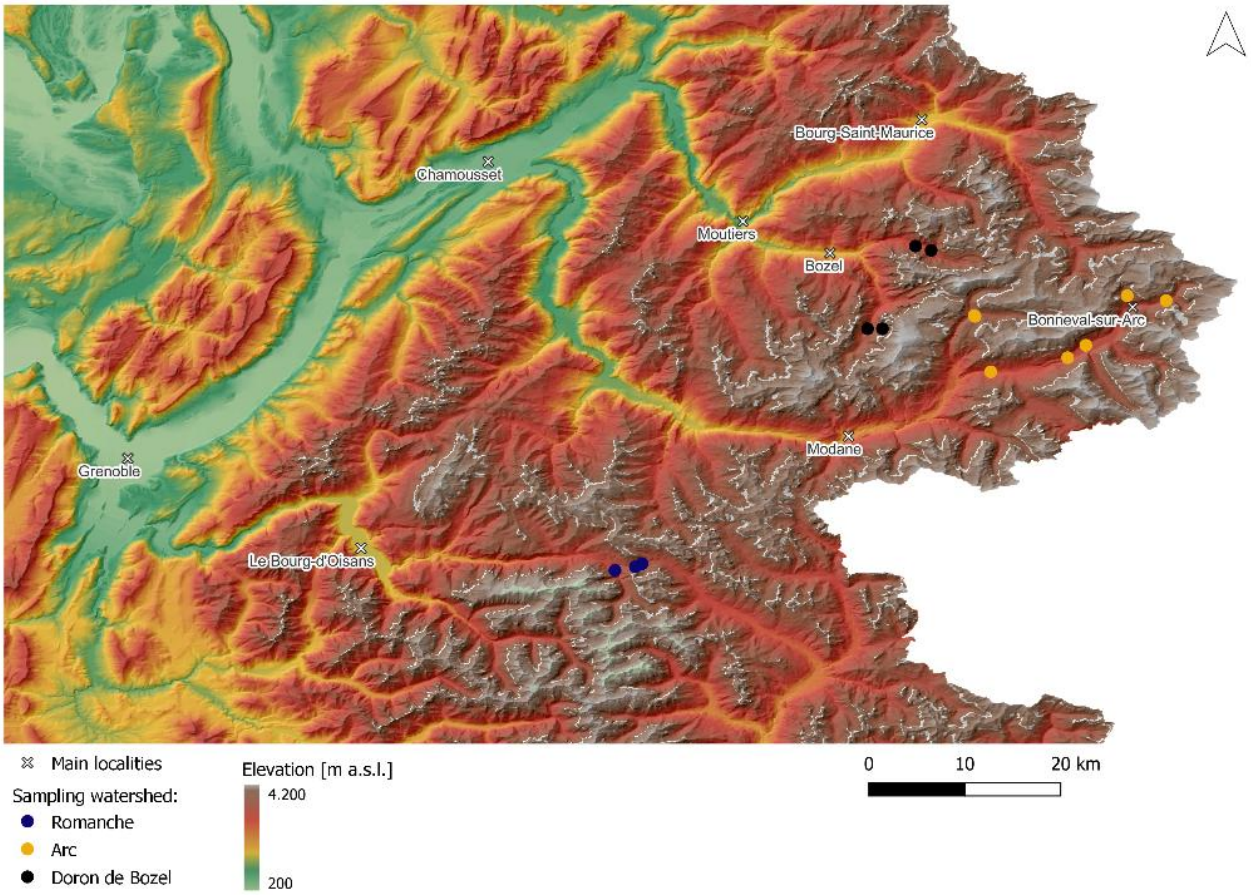


Figure S.3.2 Daily changes in temperature, humidity and luminosity in the growth chambers over the four months of the experiment

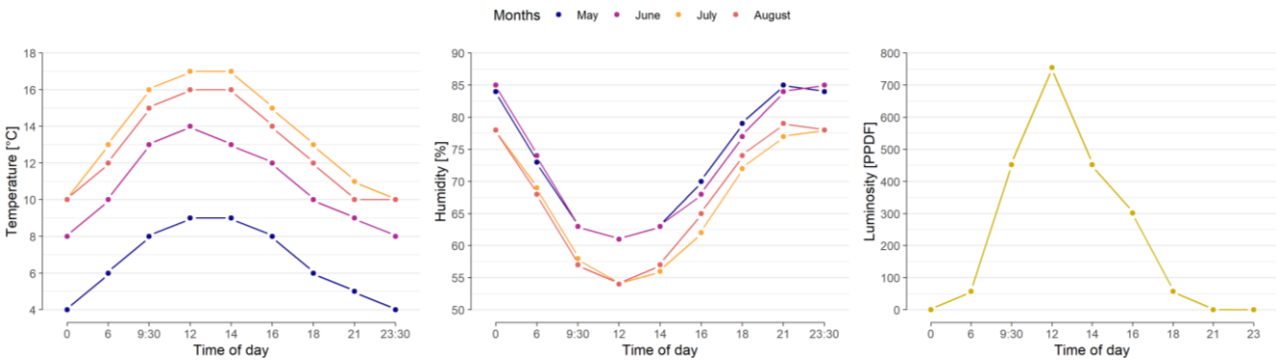


Table S.3.1 Significant effects of explanatory and context variables in the statistical models on growth variables.

	Species	Treatment	Species * Treatment	Cutting biomass	Chamber	Origin
Cumulative shoot length	***	0.21	0.66	***	**	* 0.028
Maximum shoot length	***	0.99	0.19	**	* 0.01	* 0.045
Stem number	***	0.33	0.16	***	**	. 0.056
Maximum root length	***	**	* 0.038	. 0.09	***	***
Root number	***	***	* 0.016	***	0.99	***
Mean root diameter	***	* 0.022	0.399	**	***	* 0.035
Aboveground biomass	***	* 0.044	0.91	***	***	0.29
Belowground biomass	***	0.5	0.64	***	***	***

Table S.3.2 Statistical tests on differences in diameter among species, results of the Dunn test (difference between mean and p-values).

	S. caesia		***S. foetida***		***S. hastata***	
	Basal diameter	**Apical diameter**	**Basal diameter**	**Apical diameter**	**Basal diameter**	**Apical diameter**
S. foetida	0.222 1.000	2.698 0.0209*				
S. hastata	-3.818 0.0004**	-3.592 0.001**	-3.980 0.0002**	-6.221 ***		
S. purpurea	-1.023 0.919	-2.726 0.0192*	-1.230 0.655	-5.406 ***	2.837 0.0136*	0.915 1.0

4 Annexes chapitre 4

Figure S.4.1 Données météorologiques à Val Thorens (ref) et au jardin botanique du Lautaret (ref) pendant la durée des expérimentations de bouturage (novembre 2022 à septembre 2024). Le premier graphique illustre les cumuls de pluie mensuels. Le deuxième illustre les températures moyennes mensuelles ainsi que les températures minimales et maximales mensuelles (en pointillées).

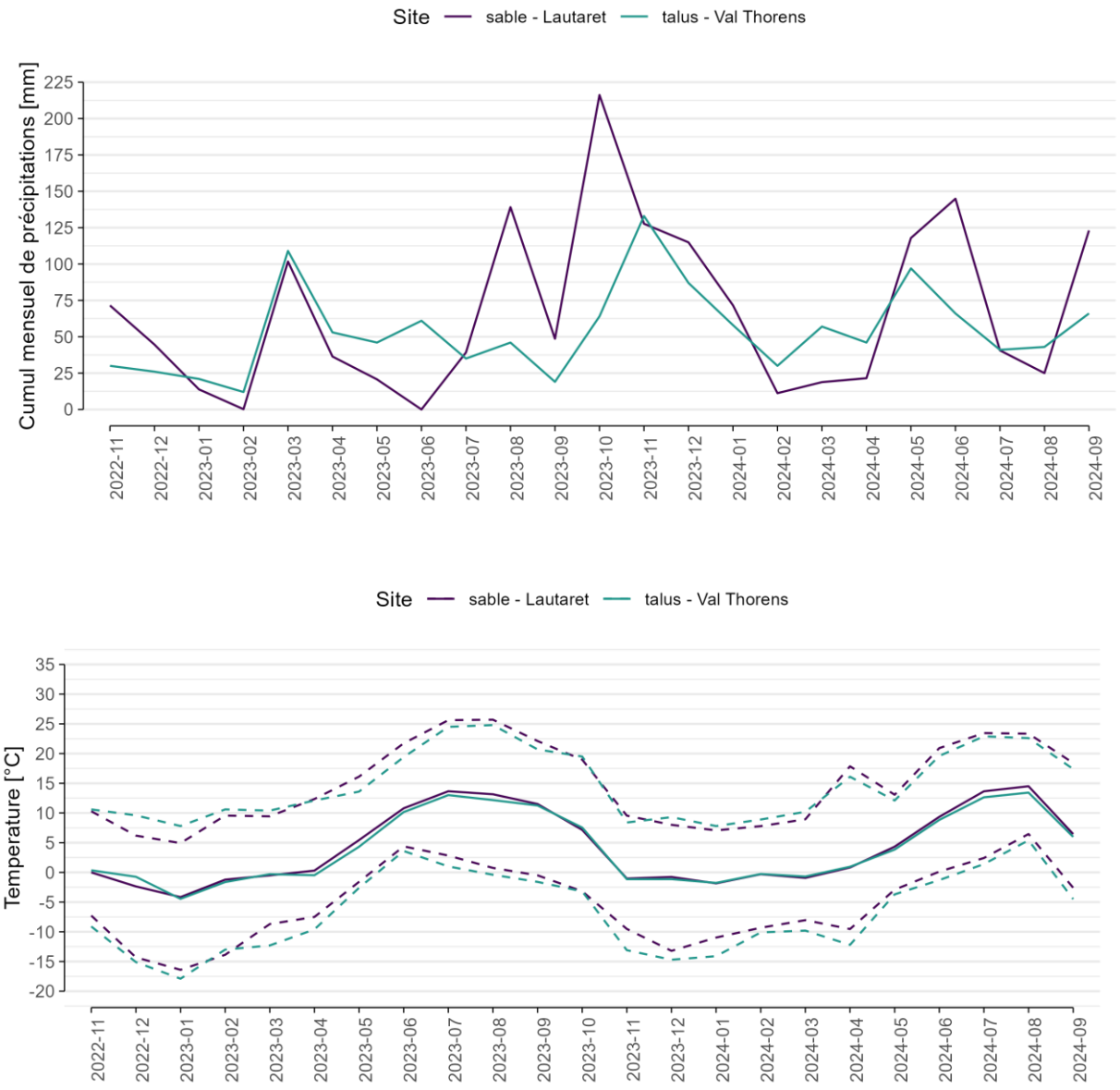


Tableau S.4.1 Individus morts et individus repris à la fin de la saison de végétation. A la saison 2023, des individus repris ont été arrachés pour les mesures de biomasse. Mort – repris.

		S. caesia	*S. foetida*	*S. hastata*	*S. daphnoides*	*S. myrsinifolia*	*S. purpurea*
Sable	**2023**	1 – 50	1 – 51	5 – 47	5 – 47	3 – 49	0 – 52
	2024	0 – 36	1 – 35	3 – 29	2 – 31	2 – 32	1 – 36
Talus	**2023**	6 – 46	11 – 41	13 – 37	4 – 48	5 – 47	0 – 52
	2024	1 – 30	4 – 22	2 – 19	11 – 22	6 – 27	0 – 37

Tableau S.4.2 Résultats des tests Anova sur les modèles.

		Nbre mesures	**Effet espèce**	**Effet Dbasal**	**Effet Origine**
Sable					
Longueur cumulée	**2023**	296	<0.001 ***	0.1291	0.0815 .
	2024	102	<0.001 ***	0.5635	
Biomasse aérienne	**2023**	88	<0.001 ***	0.2926	
	2024	200	<0.001 ***	0.6061	
Biomasse souterraine	**2023**	88	<0.001 ***	<0.001 ***	
	2024	89	<0.001 ***		
Talus					
Longueur cumulée	**2023**	271	<0.001 ***	<0.001 ***	
	2024	157	0.002 **	<0.001 ***	
Biomasse aérienne	**2023**	90	0.3362	<0.001 ***	0.0398 *
	2024	160	0.0032 **	<0.001 ***	

Figure S.4.2 Etapes de construction de la fascine expérimentale en boutures de S. hastata lors du chantier en octobre 2023.



Stockage des boutures



Berge avant le début du chantier



Terrassement



Mise en place des pieux



Compaction du matériaux gravelo-sableux



Couche de bouture



Boutures couvertes par des matériaux gravelo-sableux + terre



Deuxième couche de bouture



Boutures maintenues hydratées



Compaction et attache corde coco



Nœud de cabestan



Corde attachée avec des crampillons



Recouvrement avec une dernière couche de matériaux gravelo-sableux



Pieux sciés

Table des matières détaillée

Remerciements **2**

Résumé **8**

Résumé vulgarisé **9**

Abstract **10**

Lay abstract **11**

Avant propos **12**

Preamble **14**

Table des matières **15**

Introduction **17**

1 Les rivières de montagne : fonctionnements écologique et hydrogéomorphologique singuliers **19**

1.1 Dynamiques hydromorphologiques des cours d'eau de montagne 19

1.1.1 Processus hydromorphologiques caractéristiques des cours d'eau de montagne 19

1.1.2 Une grande diversité morphologique, reflet de ces fonctionnements pluriels… 22

1.2 Des ripisylves sous l'influence du gradient altitudinal 27

1.2.1 Définition, fonctionnement et services 27

1.2.2 Particularité des ripisylves alpines 30

1.3 La végétation et les processus hydromorphologiques : un co-ajustement permanent 36

1.3.1 Émergence d'une discipline : la biogéomorphologie 36

1.3.2 Les plantes : architectes du paysage fluvial 38

1.3.3 Connaissances sur les interactions biogémorphologiques en montagne 39

2 L'anthropocène et la dégradation des hydrosystèmes, la montagne n'y échappe pas ! **41**

2.1 Les hydrosystèmes : des espaces prisés pour le développement économique … des processus naturels d'érosion qui aujourd'hui menacent les enjeux 41

2.2 Changements globaux : quid en montagne ? 44

3 Assurer la stabilité des berges et la résilience des hydrosystèmes : le génie végétal comme solution fondée sur la nature **47**

3.1 De la restauration écologique aux solutions fondées sur la nature : définitions et concepts pour les démarches d'aménagement 47

3.1.1 La restauration écologique pour rétablir l'espace de bon fonctionnement des hydrosystèmes..... 47

3.1.2 L'ingénierie écologique : utilisation du "vivant pour le vivant"..... 50

3.1.3 Les solutions fondées sur la nature : réduire les impacts des changements globaux pour les écosystèmes et les sociétés..... 51

3.1.4 Une pluralité de cadres qui impose des approches interdisciplinaires..... 52

3.2 Le génie végétal pour la stabilisation des berges de cours d'eau, une solution fondée sur la nature qui mobilise de nombreuses disciplines.....54

3.2.1 Le génie végétal une composante de l'ingénierie écologique : définitions..... 54

3.2.2 Des végétaux vivants comme matériaux de construction..... 56

3.2.3 Cadre méthodologique : entre science et technique..... 58

3.3 De nombreux obstacles pour le développement de cette solution prometteuse sur les cours d'eau de montagne.....61

3.3.1 Les principaux freins universels au développement du génie végétal..... 61

3.3.2 Le contexte environnemental montagnard : freins supplémentaires à leur développement..... 63

4 Questions de recherche et méthodes de travail.....66

CHAPITRE 1 : Biogeomorphic assessment of natural streambank structures in the Alps: a step to improve soil and water bioengineering techniques....69

1 Introduction.....72

2 Study sites and methods.....76

2.1 Study sites 76

2.2 Geomorphic survey 78

2.3 Hydraulic computations.....78

2.4 Vegetation survey 81

2.5 Statistical analyses.....82

3 Results.....83

3.1 Stream and streambank hydrogeomorphic characteristics.....83

3.2 Streambank vegetation characteristics 85

3.3 Link between streambank geomorphological structure and vegetation..86

4 Discussion.....89

4.1 Bank stability ensured by bio-geomorphological interactions 89
4.1.1 Stream bed dynamics..... 89
4.1.2 Step-pool streambank stability..... 89
4.1.3 Plane-bed streambank stability..... 91
4.2 Bio-geomorphological perspectives for designing SWBE structures 93
4.2.1 Bio-geomorphological stability versus SWBE standards..... 93
4.2.2 Initiate SWBE structures by taking advantage of bio-geomorphological processes95
4.3 Using local plants for SWBE structures 97
5 Conclusion 100
CHAPITRE 2 : Soil and water bioengineering on mountain streambanks: lessons learnt from extensive feedback on projects in the Alps.....102
1 Introduction.....105
2 Materials and methods 108
2.1 Site selection 108
2.2 Structural descriptions.....109
2.2.1 Structure type, objectives and status.....109
2.2.2 Vegetation surveys 110
2.3 Stream hydro-geomorphological characteristics.....111
2.3.1 Geomorphological measurements.....111
2.3.2 Discharge data.....112
2.3.3 Hydraulic computations 112
2.4 Statistical analyses.....114
3 Results.....115
3.1 Overview of mountain SWBE structures.....115
3.1.1 Structure type, location and age 115
3.1.2 Geomorphological context and associated techniques 117
3.1.3 Elements at risk protected by the SWBE structures.....117
3.1.4 Vegetation 119
3.2 Structural stability and observed failures.....119
3.3 Mechanical resistance of existing structures 123
4 Discussion.....125
4.1 How are SWBE used in the European Alps? 125

Practices and biogeomorphological contexts 125

4.2 Lessons learned about SWBE structures 127

4.3 Lessons learned about SWBE vegetation development 130

5 Conclusion 132

CHAPITRE 3 : Developing Nature-based Solutions in the Alps: an *ex-situ* experiment to select willows for subalpine soil and water bioengineering structures 133

1 Introduction 136

2 Materials and methods 139

2.1 Selecting cuttings 139

2.2 Preparing and storing the cuttings 139

2.3 Experimental design 140

2.4 Harvesting and measuring traits 141

2.5 Statistical analyses 142

3 Results 143

3.1 Cutting survival 143

3.2 Multivariate analysis 143

3.3 Species performance and hormonal treatment effects 144

3.3.1 Aerial morphology traits 144

3.3.2 Root morphology traits 145

3.3.3 Resource allocation 145

4 Discussion 148

4.1 Cutting performance and growth: can subalpine willow species be used for SWBE? 148

4.1.1 Survival rate: the first step toward SWBE 148

4.1.2 Different growth strategies to fulfill SWBE functions 148

4.2.2 Does hormonal treatment boost growth during the first growing season? 150

4.2 Which SWBE techniques are appropriate for the four willow species? 151

5 Conclusion 154

CHAPITRE 4 : Les saules de montagne : quels usages dans les ouvrages de génie végétal ? Etudes *in situ* des traits biotechniques de six espèces subalpines 155

1 Introduction 158

2 Des expérimentations de bouturage en altitude 161

4.1 Choix des sites et mise en œuvre des expérimentations 162

4.1.1 Sites expérimentaux 162

4.1.2 Récolte et préparation des boutures 164

4.1.3 Plantation 164

5.3 Mesure des traits biotechniques et résultats 165

5.3.1 Etude du taux de reprise 165

5.3.2 Etude des traits biotechniques aériens 166

5.3.3 Étude des traits biotechniques racinaires 170

Estimation de la qualité des racines 171

5.4 Discussion 177

5.4.1 Taux de reprise au bouturage 177

5.4.2 Croissance des boutures en condition in situ : quel est le potentiel d'utilisation en génie végétal des espèces de saules que l'on retrouve à l'étage subalpin ? 178

5.5 Conclusion 183

3 Une fascine expérimentale en pied de berge pour confronter les résultats 185

3.1 Matériel et méthodes 185

3.1.1 Chantier expérimental 185

3.1.2 Mesure de la reprise et de la croissance aérienne 186

3.2. Résultats 187

3.3. Discussion autour de *Salix hastata* 189

Discussion générale : synthèse et perspectives 191

I – Synthèse des résultats et acquis pour le génie végétal 192

1 Introduction 192

2 Utilisation du génie végétal dans les Alpes françaises : retour d'expérience technique pour un état des lieux des usages et des techniques 193

3 Des premiers éléments pour développer le génie végétal à l'étage subalpin 196

3.1 Des berges plus ou moins minérales en fonction de la pente du cours d'eau 196

3.2 Les espèces de saules du subalpin pour stabiliser les berges.....197
4 Conclusion.....198
II – Perspectives de recherche complémentaires.....199
1 Sortir du cadre disciplinaire du génie végétal et de son approche « ingénieur » 199
2 Penser les dynamiques sur le long terme 201
3 Prendre de la hauteur sur les ouvrages : changement d'échelles spatiales 205
3.1 D'un massif à l'autre.....205
3.2 Prendre en compte les processus à l'échelle du macro-tronçon.....207
3.3 Les saules ne structurent pas seuls les habitats qu'ils composent.....208
3.4 Prendre un peu plus de hauteur dans les montagnes.....211
4 Des freins techniques levés qui n'amoindrissent pas les freins sociaux 214
Références 218
Annexes.....260
1 Annexes chapitre 1 260
2 Annexes chapitre 2 267
3 Annexes chapitre 3 282
4 Annexes chapitre 4 284
Table des matières détaillée 287