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 : BIS - Biotechnologie, instrumentation, signal et imagerie pour la biologie, la médecine et l'environnement
Unité de recherche : LESSEM - Laboratoire EcoSystèmes et Sociétés En Montagne

Biodiversité et solutions de végétalisation des retenues d'altitude : vers des écosystèmes nouveaux ?

Biodiversity and solutions for snowmaking reservoirs revegetation: toward novel ecosystems ?

Présentée par :

Benjamin GERFAND

Direction de thèse :

André EVETTE INGENIEUR HDR, INRAE LYON-GRENOBLE AUVERGNE-RHONE-ALPES	Directeur de thèse
Stéphanie GAUCHERAND DOCTEUR EN SCIENCES, INRAE LYON-GRENOBLE AUVERGNE-RHONE-ALPES	Co-encadrante de thèse
Florent ARTHAUD UNIVERSITE SAVOIE-MONT-BLANC, MAITRE DE CONFERENCES	Co-encadrant de thèse
Léo TIXIER RESPONSABLE INFRASTRUCTURES - AMENAGEMENT & BIODIVERSITE, ENTREPRISE ADS	Co-encadrant de thèse

Rapporteurs :

ISABELLE COMBROUX
PROFESSEURE DES UNIVERSITES, UNIVERSITE DE STRASBOURG
THIERRY DUTOIT
DIRECTEUR DE RECHERCHE, CNRS DELEGATION PROVENCE ET CORSE

Thèse soutenue publiquement le **17 février 2026**, devant le jury composé de :

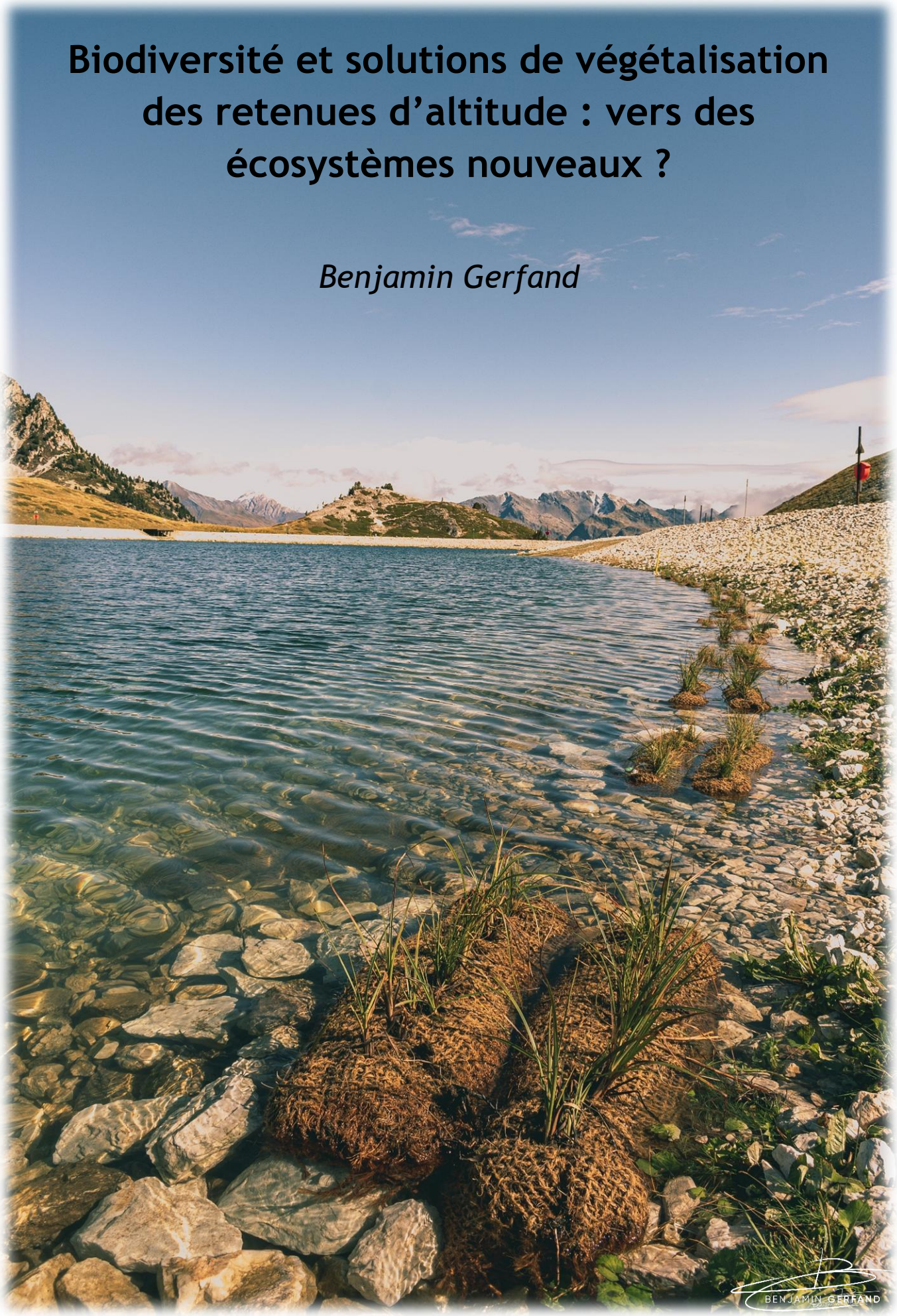
CHRISTOPHE PISCART, DIRECTEUR DE RECHERCHE, CNRS BRETAGNE ET PAYS DE LA LOIRE	Président
ANDRE EVETTE, INGENIEUR HDR, INRAE LYON- GRENOBLE AUVER- RHONE-ALPES	Directeur de thèse
ISABELLE COMBROUX, PROFESSEURE DES UNIVERSITES, UNIVERSITE DE STRASBOURG	Rapporteure
THIERRY DUTOIT, DIRECTEUR DE RECHERCHE, CNRS DELEGATION PROVENCE ET CORSE	Rapporteure
ANTOINE WAUTIER, INGENIEUR DE RECHERCHE, INRAE CENTRE PROVENCE-ALPES-COTE D'AZUR	Examinateur

Invités :

LEO TIXIER
RESPONSABLE INFRASTRUCTURES - AMENAGEMENT & BIODIVERSITE, ENTREPRISE ADS
FLORENT ARTHAUD
MAITRE DE CONFERENCES, UNIVERSITE SAVOIE-MONT-BLANC

Biodiversité et solutions de végétalisation des retenues d'altitude : vers des écosystèmes nouveaux ?

Benjamin Gerfand



Dispositif expérimental – Retenue de l'Adret des Tuffes

« On ne voit bien qu'avec le cœur. L'essentiel est invisible pour les yeux. »

Antoine de Saint-Exupéry

Remerciements

Je me souviens du 28 juillet 2022 comme si c'était hier. Il s'agit du jour où l'on m'a officiellement proposé de faire une thèse. Par « on », je veux dire ***Florent****, qui m'a fait venir à l'incubateur de l'USMB pour me faire cette proposition ; moment exact immortalisé sur la photographie ci-dessous (coucou* ***JB****). La boucle est maintenant bouclée.*



Evidemment, pour ceux qui me connaissent, j'ai longuement hésité et longtemps réfléchi à cette proposition, si bien que je ne suis pas encore tout à fait certain de ce que je vais répondre…

Ce jour-là, il y a déjà plus de trois ans, j'étais bien incapable d'imaginer l'aventure dans laquelle j'allais plonger. Aujourd'hui, en repensant à tout ce que j'ai vécu depuis, je sais que rien d'autre n'aurait pu égaler tous ces moments, qui n'ont été aussi riches que grâce à toutes celles et tous ceux qui ont contribué à les créer.

C'est donc le moment pour moi d'essayer d'en remercier le plus grand nombre, et je m'excuse par avance de toutes les personnes que je ne pourrai pas citer individuellement, mais à qui j'adresse mon infinie gratitude.

Pour toute cette aventure, et pour « tous les cadeaux qu'ils m'ont faits », je suis infiniment reconnaissant envers mes quatre encadrants de thèse. Florent, merci d'avoir pensé à moi pour cette thèse, de t'être autant impliqué dans mon encadrement, toujours avec bienveillance, gentillesse et très bonne humeur. Merci de m'inspirer au quotidien (en termes de musiques punk et de tricks de skate évidemment), et surtout de m'avoir volontairement supporté trois années supplémentaires depuis mes stages de Master (ce qui ne doit pas être si horrible puisque tu en redemandes !). André, merci pour toute la confiance que tu m'as accordée, pour le soutien et la sollicitude dont tu as fait preuve envers moi depuis le début, et pour tout ce que tu m'as enseigné car j'ai beaucoup appris de toi. Merci pour ces discussions à l'improviste, tantôt humoristiques tantôt à cœur ouvert, pour ces moments précieux sur le terrain, mais surtout pour tes démonstrations de taekwondo ! Stéphanie, merci pour tout cet engagement et ta présence dans mon encadrement, et pour ton éternel pragmatisme dont j'avais parfois cruellement besoin. Je ne te remercierai jamais assez de m'avoir appris à devenir « inattaquable », et je suis très fier d'avoir compté parmi les membres de ton cercle très fermé des incorruptibles, parfois corruptibles ! Léo, merci pour ta confiance quasi-aveugle envers moi et ton pari en misant sur moi pour mener la toute première thèse au sein d'ADS. Merci de m'avoir fait découvrir cet univers fascinant du tourisme de montagne, et surtout ta vision passionnante de ce monde professionnel, mais aussi de la vie en général. Merci aussi pour toutes tes qualités humaines, et tous les moments partagés où nous avons souvent bien rigolé. J'en profite pour saluer la quantité titanesque de travail que vous accomplissez tous les quatre, en parallèle d'une vie personnelle souvent bien remplie. Le fait que vous meniez ces deux fronts en maintenant un tel niveau de qualité des deux côtés force l'admiration, le respect et l'inspiration. Vous m'avez tous énormément apporté et je n'aurais pas pu espérer une meilleure équipe encadrante. Merci pour tout !

J'adresse mes remerciements et ma gratitude la plus profonde aux membres de mon CSI, qui m'ont à chaque fois orienté dans la bonne direction, et avec qui chaque échange était riche et toujours intéressant. Monique, Laurent, Samuel, Vincent, merci pour votre bienveillance, vos regards complémentaires et vos retours avisés que j'ai toujours trouvés d'une grande justesse. Pour compléter cette équipe formidable, je dois absolument remercier les stagiaires et contractuels dont les missions étaient dédiées à mes travaux de thèse, et sans qui je n'aurais jamais pu tout faire. Pierre, Salomé, Léo merci pour votre implication, votre motivation, votre curiosité et votre énergie sur le terrain ou en laboratoire, ainsi que Baptiste pour tout le travail abattu en amont de cette thèse. Enfin, un très grand merci aux membres de mon jury de thèse, Antoine, Christophe, Isabelle et Thierry, pour vos analyses constructives de mes travaux, vos félicitations et encouragements qui m'ont beaucoup touché et nos discussions qui j'estime feront avancer mes travaux dans la suite de ma carrière.

Evidemment, je remercie chaleureusement les structures qui m'ont accueilli ces trois années, au sein desquelles je n'ai malheureusement pas passé autant de temps que ce que j'aurais

souhaité. Tout d'abord, un grand merci à l'ensemble des salariés d'ADS, qui m'ont tous intégrés comme si j'avais toujours fait partie de leur grande famille. Merci à l'ensemble d'INRAE Grenoble et notamment aux membres du LESSEM de m'avoir accueilli ces trois années dans cet environnement de travail stimulant, riche et humain. Et merci au CARRTEL pour m'avoir accueilli à nouveau en fin de thèse, et pour la suite. Je tiens également à remercier toutes les personnes qui œuvrent en coulisses (personnel administratif, technique et logistique) et sans qui cette thèse n'aurait pas pu se dérouler dans d'aussi bonnes conditions.

J'ai aussi eu la chance de pouvoir faire une thèse avec de superbes manips, pour lesquelles j'ai reçu de l'aide de la part de nombreuses personnes, qui se sont données corps et âme, et que je remercie chaleureusement. J'en conserve évidemment des souvenirs très précieux grâce à vous, comme cette fameuse rando-échantillonnage de +7km et + 450 m D+ intégralement en waders, ce barbecue fabriqué dans un ancien compresseur allumé au chalumeau, tous ces restaus entre collègues dont certains commandent du saucisson brioché en dessert, ou ce moment d'anthologie où nous avons tous œuvré (bureaux d'études, diverses équipes de recherche, gestionnaires, exploitants) à la mise à l'eau du premier radeau flottant végétalisé sur une retenue d'altitude.

Pendant ces trois années, j'ai eu le privilège de croiser des personnes formidables qui ont marqué cette thèse et que je n'oublierai pas…

Côté INRAE, je remercie particulièrement Alexis de m'avoir supporté aussi longtemps et pour son soutien constant, même si j'ai dû endurer l'apologie des trains et du Bourbonnais en contrepartie ! Pour poursuivre dans la série des Incorruptibles de Stéphanie, je remercie Mathias, Caro, Hugo et Jules pour leur soutien et aide récurrente, ces sorties d'équipe trop chouettes et tous ces moments partagés qui ont largement contribué à rendre cette thèse plus légère. Dans l'aventure génie-végétalesque, merci à Juliette, véritable rayon de soleil (et parfois tornade :p), à Delphine pour son accueil dès le premier jour, à Solange pour ces pauses toujours bienvenues, ainsi qu'à Sarah, Natacha, Marie-Anne et Marie pour leur bienveillance au quotidien. Ensuite, j'aimerais tout particulièrement remercier Adeline et Mathias pour leur aide précieuse sur le terrain et leur soutien moral durant cette thèse, ainsi que Rachel pour son aide au laboratoire et ces moments partagés de bonne heure, avant que le labo ne prenne vie. Je suis très reconnaissant à Hugues, Renaud et Stéphane pour les discussions enrichissantes, et à Patrick et Sandrine pour leur attention tout au long de la thèse. Je n'oublie pas Billur et Camille pour leur compagnie au bureau, dont je recommande l'expérience ★★★★★ sur Officebnb. Je remercie enfin l'ensemble des collègues permanents et non-permanents du laboratoire, avec qui j'ai eu le plaisir d'échanger au quotidien.

Du côté des Arcs, merci à Nicolas et Florent pour m'avoir fait découvrir avec passion l'envers du décor de la production de neige, à la super-sigiste Alice pour son aide précieuse sur le terrain et son amitié, et à toutes les équipes d'ADS pour leur accueil et leur bonne humeur. Merci

notamment à l'infatigable équipe du terrain : Loïc, Lionel, Charley, Mickaël et Christophe, pour leur aide et tous ces moments partagés, souvent mémorables. Je conserve un souvenir particulier de Philippe J., Laura B. et Laura C., Lucas et Sébastien avec qui j'ai eu la chance et le plaisir de collaborer plus régulièrement. Merci également à toutes celles et ceux qui m'ont accueilli lors de mes séjours, notamment Matthieu et Marie, ainsi que Baptiste et Marie-Soizic.

Côté CARRTEL, merci à Olivia de m'avoir accepté à l'improviste dans le bureau avec tant de joie de vivre, puis à Alexandre, Niloo et Andréas pour cette fin de thèse partagée. Merci à Victor, Geneviève, Lionel, Étienne et Seb pour leur aide et les échanges toujours enrichissants qui m'ont permis d'évoluer dans mes réflexions, ainsi qu'à Jean-No pour sa gentillesse et sa motivation sur le terrain, et à Annie, Nathalie et Aurélie pour leur aide au laboratoire. Je tiens à mentionner Christiane, Ilan, Jean-Christophe, Adrien, Marine, Glenn et Emilie qui m'ont toujours accueilli chaleureusement et soutenu dans mes travaux. Nico, je ne te remercie plus depuis le temps qu'on se suit, mais je suis heureux d'avoir vécu cette expérience quasi en même temps et de t'avoir croisé régulièrement. Evidemment, merci à l'ensemble des équipes du LECARRTEL du Bourget avec qui j'ai passé de super moments, notamment lors des TGIW.

Enfin, cette thèse m'a permis de collaborer avec de nombreux organismes qui ont rendu cette aventure encore plus riche, et chez qui j'ai découvert de magnifiques personnages. Dans le lot, venus tout droit d'INRAE Aix-en-Provence, je remercie Virginie et Samuel, qui font partie des piliers de mon terrain, et avec qui c'est un plaisir de travailler, entre Miss Matos / piscine d'hôtel et Mister canard sur les retenues d'altitude, on s'amuse toujours. Ils ont été aidés de Tiphaine et Héctor, tout aussi motivés, drôles et sympathiques. Merci aussi à Guillaume et Julien, de m'avoir ouvert les portes de leur caverne d'Ali Baba, de m'avoir fait découvrir leur univers géomembranesque passionnant avec tant de pédagogie, et pour toute leur aide et leur bienveillance. Merci aux collègues d'Ecocéan : Sébastien, Gilles, et Etienne pour ce moment historique dont j'ai eu la chance d'être témoin et pour ces discussions inspirantes et passionnantes que nous avons eues ensemble. Un immense merci à Cindy, pour son accueil au sein du LECA Grenoble, la mise à disposition et les explications du logiciel de mesures racinaires, et son aide lors du démontage des rhizotrons, toujours de manière bénévole, dans une ambiance conviviale et chaleureuse, c'était vraiment super chouette. Je tiens également à remercier Hélène et Erwan pour la mise à disposition de leur macroscope à EDYTEM de manière complètement volontaire et altruiste, en plus d'avoir passé du temps pour m'accueillir et m'expliquer le fonctionnement du matériel, ce qui en dit long sur leur gentillesse. Merci à toute l'équipe qui participe au projet de la retenue de Plan Vert, dont ABEST, Karum, STEPSOL, et la SAGE, pour ces échanges toujours enrichissants, ce partage de connaissance et ce bel engouement pour une même cause. Je remercie également les collègues des stations qui nous ont accueilli volontairement pour nous faire visiter leurs installations ou nous permettre de prélever des plantes, notamment les domaines de Courchevel, de Tignes, de Morzine et de Manigod. Enfin, merci à tous les collègues franco-italiens du projet BECCA, dont INRAE Aix-en-Provence et Grenoble, les régions Piémont et Val d'Aoste, l'Institut Polytechnique de Turin, et

l'USMB pour la richesse de ce travail qui a été formateur pour moi, leur curiosité et intérêt envers mon travail, et l'accueil et la bienveillance des collègues italiens.

Je ne peux malheureusement pas citer tout le monde, car vous êtes bien trop nombreuses et nombreux, mais je tiens à souligner combien tous les échanges, qu'ils aient été scientifiques ou simplement humains, ont compté pour moi.

Pour avoir rendu cette aventure possible, je tiens à remercier tous les financeurs de ce projet : ADS, le programme de coopération européen Interreg ALCOTRA 2021–2027 cofinancé par le fonds européen de développement régional (FEDER), dans le cadre du projet BECCA (n°20148), l'Office Français de la Biodiversité, INRAE et le Pôle Ecla.

Pour finir en beauté, je remercie bien-sûr tous mes proches, mes amis et ma famille, que je regrette d'avoir si peu vu pendant ma thèse. Merci donc pour votre compréhension, pour votre soutien indéfectible, pour votre amour et merci d'être toujours là pour moi.

Je remercie notamment la Fédé : Camille, Samuel, Charles, Florian et Bernard pour les apéros, les visios, les Catane, les raclettes, les échanges sur nos thèses, les filutwamem, les empilages de chaises et toutes autres pitreries. Merci à toute la Smalah (vous êtes beaucoup trop nombreux pour que je mette tous vos blazes là mais j'vous aime) d'avoir réchauffé mon cœur dès qu'on se voyait, d'avoir pris des nouvelles de temps en temps, d'être venu me voir en Savoie, pour les soirées jeux & cocktails, les fiestas et pour toutes les bêtises que vous m'envoyez régulièrement et qui me font beaucoup rire : le fait de vous savoir toujours là a contribué à ma santé mentale ! Merci à mes super anciens colocs du Bourget, Alexis & Erwan, pour tous ces moments qui remontent le moral, entre les soirées jeux à BO, les sessions d'escalade-bière-sauna, les discussions et rigolades !

Merci évidemment à mes parents pour leur amour, le soutien qu'ils ont toujours été dans mes projets professionnels comme personnels, pour la confiance qu'ils ont toujours eue en moi sans ressentir le besoin d'influencer mes choix que j'ai toujours pu faire de manière autonome, en bénéficiant de leurs conseils avisés. Merci aussi à Dominique, Nathalie et Yannick pour tout ce que vous m'avez apporté dans mon apprentissage, depuis l'enfance jusqu'à aujourd'hui, et qui ont contribué à faire de moi la personne que je suis devenue. Merci à toute la familia d'avoir été aussi compréhensive sur mes absences ou mes confirmations de présence à la dernière minute, de me soutenir dans mes projets même si ce que je fais reste très flou j'en conviens, et de rester toujours fidèles à vous-mêmes pour que je retrouve cette nostalgie de mon enfance dès que je vous retrouve. Je tiens maintenant à remercier ma belle-famille, qui m'a très souvent accueillie ces dernières années, toujours à bras ouverts, et qui ont indéniablement contribué à mon bien-être, par leur enthousiasme quant à mon projet professionnel et les bons moments partagés tous ensemble.

Enfin, merci à toi Eléna, du fond du cœur, de m'avoir supporté pendant toute cette thèse, notamment en étant présente dans les moments de doutes, d'agacement, ou de remise en question, qui ont été nombreux, mais aussi en partageant la joie et la fierté, où ta présence était encore plus importante pour moi et appréciée. Merci pour ton aide dans ma thèse, sur le terrain, dans tes relectures, pour la préparation de la soutenance, pour tes conseils et ton avis toujours très précieux pour moi. Merci de t'être toujours intéressée à ce que je faisais ou voulais faire, de m'avoir soutenu à distance quand j'ai déménagé à Grenoble et de m'avoir suivi jusqu'en Savoie en parallèle de ta reconversion. Merci pour ta force, ton courage, ton amour et surtout ton humour affûté qui m'aura rendu plus léger sur tout ce parcours. Merci d'avoir toujours pris autant soin de moi, de me permettre de surmonter des obstacles que je n'aurais pas imaginé franchir seul, et de me porter plus haut dans ma carrière, mais surtout dans la vie.

Comme ce sont mes remerciements et que je fais ce que je veux, j'estime que c'est le moment opportun pour remercier ces personnes qui m'ont permis d'en arriver là aujourd'hui en amont de cette thèse, qui ont été des sources d'inspiration pour moi, et qui m'ont aidé à des moments clés de ma vie. Pour cela, il faut remonter au lycée, où je remercie chaleureusement mes deux enseignantes de SVT **Béatrice Mire** *et* **Madeleine Peyrard***, avec qui j'ai pris plaisir à apprendre et qui ont réveillé la passion qui avait toujours sommeillé en moi pour le vivant, en espérant pouvoir réitérer nos barbecues un jour. Un grand merci à* **Pierre de Chabanne***,* **Lauriane Laville** *et* **Simon Questerbert** *qui m'ont aidé quant à mon orientation professionnelle, entre biologie et photographie, à un moment où je me cherchais.* **Bernard Kaufmann***, merci à toi de m'avoir épaulé dès le début de ma licence, de me soutenir encore aujourd'hui et pour ton amitié qui m'est très chère.* **Maïlys Gauthier***, je ne te remercierai jamais assez de m'avoir fait confiance pour ce stage à la sortie de mes gros soucis de santé, qui auraient pu te faire douter de ma fiabilité en tant que stagiaire et effrayer la doctorante que tu étais à l'époque. Au lieu de ça, tu m'as ouvert énormément de portes, appris beaucoup, et sans doute fait de moi une meilleure personne. Un énorme merci à* **Michel Creuzé-des-Châteliers***,* **Thibault Datry***,* **Maxence Forcellini***,* **Guillaume Le Goff** *et* **Bertrand Launay** *pour leur accompagnement pendant mes stages de licence, pour votre incroyable pédagogie, pour m'avoir permis d'acquérir autant de compétences qui me servent encore aujourd'hui, et surtout pour la source inépuisable d'inspiration que vous représentez pour moi. Enfin, merci à* **Florent Arthaud** *(tu es vraiment de partout toi),* **Victor Frossard** *et* **Chloé Vagnon***, de m'avoir fait confiance en Master, de m'avoir offert l'opportunité de travailler dans des milieux exceptionnels et d'intégrer un cadre, une région, un métier et un laboratoire où je me sens à ma place.*

Un immense merci à tous !

Résumé

Les milieux aquatiques et humides, et la biodiversité associée, connaissent un déclin marqué à l'échelle mondiale sous l'effet des changements globaux, avec des conséquences majeures pour les sociétés humaines. En montagne, ces écosystèmes sont particulièrement vulnérables : la longue durée d'enneigement, les températures extrêmes, l'intensité du rayonnement UV et la courte période de végétation limitent la résilience des communautés face aux pressions anthropiques. Le changement climatique accroît la fréquence des événements extrêmes, tandis que les activités humaines détruisent, fragmentent et dégradent les habitats naturels. Dans ce contexte, les domaines skiables ont développé des retenues d'altitude, principalement pour sécuriser l'enneigement artificiel. Bien que leurs impacts environnementaux aient été documentés, leurs caractéristiques en tant qu'habitats potentiels pour la biodiversité alpine, ainsi que les moyens d'en améliorer la qualité écologique, demeuraient peu étudiés. La présente thèse contribue à combler ces lacunes au moyen d'une approche transdisciplinaire, croisant les concepts de l'écologie avec les outils de l'ingénierie écologique et les connaissances issues du génie civil et de l'ingénierie des barrages, en étroite collaboration avec les gestionnaires et les exploitants. Les résultats montrent que les retenues d'altitude sont désormais des éléments du paysage aquatique alpin. Elles partagent certaines caractéristiques avec les milieux naturels, mais présentent aussi des conditions défavorables résultant de leur gestion et de leur artificialité, et notamment l'absence de végétation aquatique (hydrophytes) et semi-aquatique (hélophytes) sur les berges. Pour y remédier, une première expérimentation de végétalisation de retenue d'altitude a été conduite à 2212 m sur la retenue de l'Adret des Tuffes (Domaine de montagne des Arcs / Peisey-Vallandry). Des espèces d'hélophytes et d'hydrophytes locales ont été implantées dans des fascines végétalisées, positionnées sur les berges de la retenue. Leur reprise et leur développement se sont accompagnés de la colonisation d'autres espèces végétales, ouvrant la voie à une végétalisation à plus grande échelle. En parallèle, la compatibilité entre les systèmes racinaires des espèces recommandées et les géomembranes d'étanchéité des retenues a été examinée. Une expérimentation en rhizotrons a ainsi permis de suivre en continu la croissance des racines de trois espèces d'hélophytes, de caractériser leur morphologie, et de tester la résistance mécanique et chimique des géomembranes exposées pendant plusieurs mois au contact des racines. Les résultats ont montré que, dans ces conditions expérimentales, aucune altération du matériau n'était observée et que les espèces étudiées présentaient un enracinement compatible avec la sécurité des ouvrages. L'ensemble de ces travaux a conduit à formuler des recommandations opérationnelles pour améliorer l'intégration environnementale des retenues d'altitude, qu'il s'agisse de réhabiliter les infrastructures existantes ou de concevoir les futures retenues. Certaines de ces recommandations sont déjà mises en œuvre dans de nouveaux projets. Enfin, en replaçant les retenues d'altitude dans un cadre plus large, cette thèse propose également des pistes pour renforcer l'intégration environnementale d'autres types d'ouvrages hydrauliques.

Abstract

Aquatic and wetland ecosystems, together with their associated biodiversity, are undergoing a marked global decline driven by global change, with major consequences for human societies. In high-altitude environments, these ecosystems are particularly vulnerable: long periods of snow cover, extreme temperatures, high UV radiation and short growing seasons limit the resilience of communities to anthropogenic pressures. Climate change increases the frequency of extreme events, while human activities destroy, fragment and degrade natural habitats. In this context, ski resorts have developed snowmaking reservoirs, primarily to secure artificial snow production. Although their environmental impacts have been documented, their characteristics as potential habitats for alpine biodiversity, as well as the means to enhance their ecological quality, have received little attention. This thesis contributes to filling these knowledge gaps through a transdisciplinary approach, combining ecological concepts with tools from ecological engineering and knowledge drawn from civil engineering and dam engineering, developed in close collaboration with managers and infrastructure operators. They share some characteristics with natural ecosystems but also present unfavourable conditions arising from their management and artificial nature, most notably the lack of aquatic (hydrophyte) and semi-aquatic (helophyte) vegetation along their banks. To address this issue, a pioneering experiment was conducted at 2212 m on the Adret des Tuffes snowmaking reservoir (Les Arcs / Peisey-Vallandry). Local helophyte and hydrophyte species were planted in vegetated rolls installed along the reservoir banks. Their recovery and development were followed by the colonisation of additional plant species, paving the way for large-scale revegetation. In parallel, the compatibility between the root systems of the recommended plant species and the reservoir geomembranes was investigated. A rhizotron experiment made it possible to continuously monitor root growth in three helophyte species, characterise their morphology, and test the mechanical and chemical resistance of geomembranes exposed for several months to root contact. The results showed that, under these experimental conditions, no alteration of the material occurred and that the studied species exhibit rooting patterns compatible with infrastructure safety. Altogether, these findings led to the development of operational recommendations to improve the environmental integration of snowmaking reservoirs, whether through the rehabilitation of existing infrastructures or the design of future ones. Some of these recommendations are already being implemented in new projects. Finally, by situating snowmaking reservoirs within a broader framework, this thesis also provides insights into how the environmental integration of other types of hydraulic structures may be strengthened.

Table des matières

Avant-propos 17

Chapitre 1 Cadre théorique et outils pour la conciliation entre aménagement et biodiversité dans les retenues d'altitude 23

1. Impacts des changements globaux sur les écosystèmes d'eau douce et les socio-écosystèmes d'altitude 25
2. Concilier la nature humaine et non-humaine pour réduire les impacts des changements globaux 29
3. Les retenues d'altitude 38
4. Facteurs influençant la structuration des communautés biologiques des retenues d'altitude 45
5. Réconcilier aménagement et biodiversité dans les retenues d'altitude : cadre, objectifs et hypothèses de la thèse 53

Chapitre 2 Qualité écologique des retenues d'altitude – état des lieux et perspectives de gestion 57

1. Introduction du chapitre 59
2. Ecological quality of snowmaking reservoirs in the Alps and management perspectives 60
3. Conclusions du chapitre 80

Chapitre 3 Végétalisation expérimentale des berges des retenues d'altitude avec des macrophytes – implications pratiques et écologiques 83

1. Introduction du chapitre 85
2. Establishment of aquatic plants in snowmaking reservoirs: field assessment of littoral bioengineering and biodiversity responses 87
3. Conclusions du chapitre 116

Chapitre 4 Intégrité des géomembranes d'étanchéité exposées à la croissance souterraine d'hélophytes – compatibilité entre végétalisation et sécurité des retenues d'altitude 119

1. Introduction du chapitre 121
2. Potential impacts of helophyte growth on PVC-P geomembranes in mountain reservoirs 123
3. Conclusions du chapitre 153

Chapitre 5 De la connaissance à la mise en œuvre – intégration environnementale des retenues d'altitude 155

1. Introduction : de la recherche à la pratique 157
2. Recommandations techniques générales pour une meilleure intégration écologique des retenues d'altitude (Guide BECCA) 159
3. Application à un projet en développement : la future retenue de Plan Vert (Les Arcs) 165
4. Discussion et conclusions du chapitre 175

Chapitre 6 Discussion générale 179

1. Enseignements de la thèse 181
2. Implications pour la conception et la gestion des retenues d'altitude 184
3. Limites et pistes d'amélioration 186
4. Vers une meilleure intégration écologique des retenues d'altitude 190
5. La place des retenues d'altitude dans la typologie des plans d'eau artificiels 194
6. Vers une meilleure intégration écologique des plans d'eau artificiels 197

Références du manuscrit 201

Annexes 223

Annexe 1 — La ressource en eau dans le bassin-versant du ruisseau de l'Arc (Arc 2000). 225

Annexe 2 — Cartographie et liste des espèces inventoriées dans les plans d'eau situés à proximité la retenue de l'Adret des Tuffes (Arc 2000) 231

Annexe 3 — Article publié dans la revue Sciences Eaux & Territoires : Les fascines d'hélophytes : une solution durable pour stabiliser les berges et préserver la biodiversité 239

Annexe 4 — Article court en révision dans la revue Sciences Eaux & Territoires, dans le cadre de la synthèse des travaux du Pôle R&D Ecla : Végétaliser les retenues d'altitude pour atténuer leur impact sur la biodiversité 247

Liste des figures 251

Liste des tables 254

Avant-propos



Abords de la retenue de l'Adret des Tuffes en hiver

Un jour, il y eut un immense incendie de forêt. Tous les animaux terrifiés, atterrés, observaient impuissants le désastre. Seul le petit colibri s'activait, allant chercher quelques gouttes avec son bec pour les jeter sur le feu.

Après un moment, le tatou, agacé par cette agitation dérisoire, lui dit : « Colibri ! Tu n'es pas fou ? Ce n'est pas avec ces gouttes d'eau que tu vas éteindre le feu ! »

Et le colibri lui répondit : « Je le sais, mais je fais ma part. »

Légende popularisée par Pierre Rabhi

1. Contexte CIFRE

Ce sujet de thèse est né d'une initiative de la Compagnie des Alpes, qui a sollicité Stéphanie Gaucherand pour organiser des journées consacrées aux bonnes pratiques dans ses domaines skiables. Ces rencontres ont éveillé un intérêt particulier pour les interactions entre les retenues d'altitude et la biodiversité, menant à un stage de Master 2 réalisé par Baptiste Testi en 2021. Son travail visait à dresser un état des lieux des retenues d'altitude dans les Alpes françaises et à explorer leurs liens avec la biodiversité. Les résultats obtenus ont soulevé de nouvelles interrogations, rendant nécessaire un approfondissement des recherches.

Pour aller plus loin, Stéphanie Gaucherand s'est rapprochée du domaine des Arcs via Léo Tixier, particulièrement intéressé par les conclusions du stage de Baptiste, afin de monter un projet de thèse CIFRE. Ce travail de recherche s'est ainsi construit en étroite collaboration entre la société ADS (Domaine de montagne Les Arcs / Peisey-Vallandry) et le laboratoire INRAE Grenoble, au sein du LESSEM. La thèse a bénéficié d'un encadrement scientifique rigoureux (laboratoires LESSEM et CARRTEL), avec une répartition du temps d'environ 70% dédié à la recherche académique et 30% à l'entreprise. Par ailleurs, des collaborations avec d'autres laboratoires (EDYTEM, LECA, RECOVER) ont permis de mener des analyses nécessaires à la réalisation de la thèse.

2. Financements

Ce projet a bénéficié du soutien financier d'ADS pour les charges salariales du doctorant, tandis que l'Office Français de la Biodiversité et le pôle Ecla ont contribué au financement de contrats techniques en appui à la thèse, de certaines analyses, et du fonctionnement de la thèse. INRAE a pris en charge l'accueil du doctorant au sein de sa structure ainsi que plusieurs formations doctorales. Le laboratoire CARRTEL a également contribué à l'accueil du doctorant, au financement de certaines analyses, et a mobilisé de la main d'œuvre en période de terrain.

En cours de projet, la thèse a été intégrée au programme européen Alcotra BECCA intitulé "Des réservoirs écologiquement durables et sûrs, conçus pour s'adapter au changement climatique". Ce projet, étudiant différents aspects des retenues artificielles de montagne dans la région transfrontalière franco-italienne, a apporté un soutien financier supplémentaire, et ouvre des perspectives pour la poursuite des recherches en postdoctorat.

3. Organisation du manuscrit

Cette thèse se situe à l'interface de plusieurs disciplines scientifiques et mobilise des concepts issus à la fois de la recherche fondamentale et des sciences appliquées. Elle articule une réflexion écologique sur les milieux d'altitude avec des enjeux opérationnels d'aménagement, de restauration, de gestion de l'eau et, plus largement, des sciences de l'ingénieur. Pour refléter cette interdisciplinarité et la diversité des approches mobilisées, le manuscrit adopte une structuration en plusieurs chapitres complémentaires, allant du cadre théorique aux expériences *in* ou *ex-situ*, jusqu'aux applications concrètes dans les domaines skiables.

i) Une introduction générale pose le cadre scientifique de la thèse en croisant les enjeux du changement global, les spécificités écologiques des milieux d'altitude, les apports des écologies de la conservation, de la restauration et de la réconciliation, ainsi que les dimensions d'aménagement et d'ingénierie écologique. Elle définit les retenues d'altitude, en détaille les impacts et interroge leur potentiel écologique. En mobilisant les concepts de successions écologiques, de connectivité et de métacommunautés, elle explore les facteurs qui limitent ou favorisent la biodiversité dans ces milieux artificiels, et identifie des leviers pour mieux concilier aménagement et biodiversité. Elle se conclut par la formulation des questions scientifiques fondamentales de la thèse et des hypothèses de recherche qui guideront les analyses.

ii) Le second chapitre comprend un premier article scientifique qui s'attache à définir le potentiel écologique des retenues d'altitude dans les Alpes françaises : « *Gerfand, B., Arthaud, F., Evette, A., Testi, B., Peyras, L., & Gaucherand, S. Ecological quality of snowmaking reservoirs in the Alps and management perspectives* ». Publié dans la revue *Aquatic Sciences* en janvier 2025 : *https://doi.org/10.1007/s00027-024-01136-0*.

iii) Le troisième chapitre s'intéresse à la végétalisation des berges des retenues d'altitude à l'aide de plantes aquatiques (hydrophytes) et semi-aquatiques (hélophytes). Il évalue la faisabilité de telles interventions en milieu alpin et leurs bénéfices potentiels pour la biodiversité locale. Ce chapitre correspond à l'article « *Gerfand, B., Gaucherand, S., Berteloot, P., Tixier, L., Evette, A., & Arthaud, F. Establishment of aquatic plants in snowmaking reservoirs: field assessment of littoral bioengineering and biodiversity responses* », en cours de rédaction en vue d'une soumission dans la revue *Ecological Engineering.*

iv) Un quatrième chapitre analyse un aspect technique et sécuritaire essentiel rarement étudié : l'interaction entre les systèmes racinaires des plantes utilisées pour la végétalisation et les géomembranes d'étanchéité des ouvrages. Il évalue les risques de perforation ou d'altération mécanique, en croisant des approches issues des sciences de l'ingénieur : géotechnique, biologie racinaire et ingénierie hydraulique. Ce chapitre correspond à l'article « *Gerfand, B., Arthaud, F., Stoltz, G., Evette, A., Peyras, L., Joulin, S., Aubriet, J., & Gaucherand, S. Potential impact assessment of helophyte growth on PVC-P geomembranes used in mountain reservoirs* », en cours de rédaction en vue d'une soumission dans la revue *International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering*.

v) Un cinquième chapitre est consacré aux transferts de connaissances vers l'opérationnel, dans le contexte CIFRE de cette thèse. Il restitue les apports de la thèse dans la rédaction d'un chapitre de guide consacré à l'intégration environnementale des retenues d'altitude, ainsi que dans un projet réel de conception d'une future retenue dans le domaine de montagne des Arcs / Peisey-Vallandry.

vi) Enfin, une discussion générale synthétise et articule les conclusions issues des différents chapitres, en les confrontant à l'état de l'art. Il revient sur les hypothèses initiales, discute les limites des travaux menés, et propose des pistes de recherche futures.


ADS
LES ARCS / PEISEY-VALLANDRY
DOMAINE DE MONTAGNE


INRAE


LESSEM


CARRTEL
CENTRE ALPIN DE RECHERCHE
SUR LES RÉSEAUX TROPHIQUES
ET ÉCOSYSTÈMES LIMNIQUES


UGA
Université
Grenoble Alpes


SCIENCES
ET MONTAGNE
UNIVERSITÉ SAVOIE
MONT BLANC


OFB
OFFICE FRANÇAIS
DE LA BIODIVERSITÉ


ecla
PÔLE ÉCOSYTÈMES LACUSTRES


Interreg
Cofinancé par
l'Union Européenne
France – Italie ALCOTRA

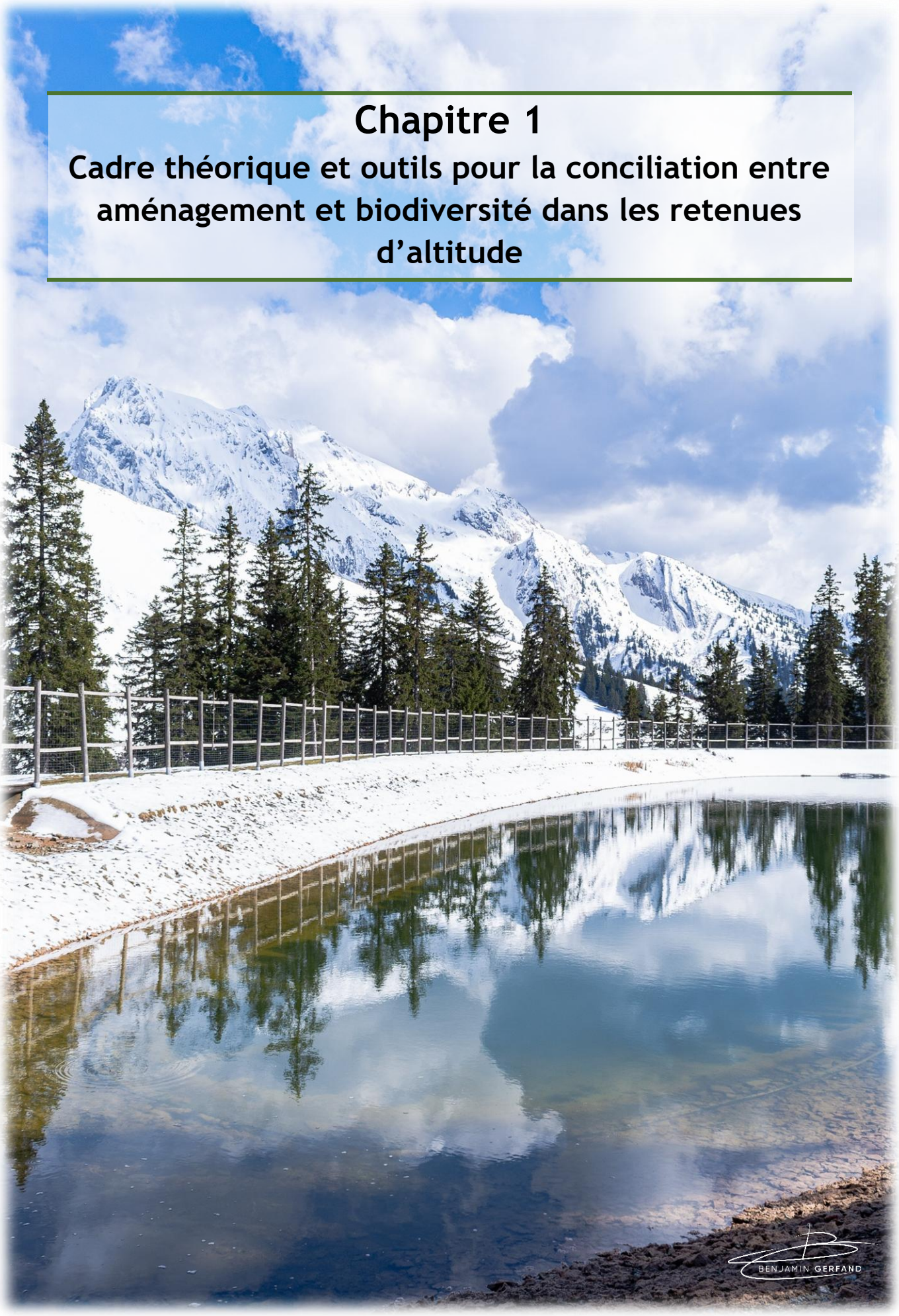

BECCA


Cifre


ANRT
ASSOCIATION NATIONALE
RECHERCHE TECHNOLOGIE

Chapitre 1

Cadre théorique et outils pour la conciliation entre aménagement et biodiversité dans les retenues d'altitude



Retenue d'altitude – 1500 m – Haute-Savoie

« À quoi sert d'avoir une maison si vous n'avez pas une planète tolérable où la construire ? »

Henry David Thoreau

1. Impacts des changements globaux sur les écosystèmes d'eau douce et les socio-écosystèmes d'altitude

Résumé de cette section

Les changements globaux, qu'ils soient d'origine climatique ou anthropique, affectent l'ensemble des écosystèmes de la planète. Parmi les plus vulnérables figurent les écosystèmes d'eau douce et les milieux d'altitude, du fait de leur sensibilité aux perturbations, de leur richesse biologique et de leur exposition croissante aux pressions humaines. Leur dégradation entraîne non seulement une érosion de la biodiversité, mais aussi une altération de services écosystémiques essentiels, comme la régulation de l'eau ou la fourniture d'habitats refuges face au changement climatique. En montagne, les pressions climatiques et les dynamiques d'aménagement se combinent, modifiant profondément les conditions abiotiques, les écosystèmes et les processus écologiques. Ces transformations affectent à la fois la faune et la flore, les équilibres hydrologiques, et les sociétés humaines qui dépendent de ces milieux pour l'eau, l'énergie ou le tourisme. Ce constat souligne la nécessité de repenser les relations entre sociétés et écosystèmes dans une perspective intégrée : concilier les dynamiques humaines et non humaines pour répondre aux défis posés par les changements globaux.

1.1. Définition des changements globaux

Les changements globaux**,** ou changements planétaires, désignent l'ensemble des transformations à grande échelle, souvent interconnectées, qui affectent les systèmes naturels, biologiques et humains de la Terre (Sala et al., 2000). Ces changements sont principalement provoqués par les activités humaines, majoritairement par le changement d'utilisation des sols (Davison et al., 2021), et incluent des phénomènes environnementaux, climatiques, économiques, sociaux et culturels (IPBES, 2019). Les changements globaux ont des répercussions significatives sur la biodiversité et les sociétés humaines, menaçant le bien-être des habitants de la planète (Pecl et al., 2017). L'analyse comparative entre le taux d'extinction des espèces au cours des périodes géologiques passées, établi à partir des archives fossiles, et le taux actuel, largement influencé par les activités humaines, révèle une accélération sans précédent (M.E.A., 2005; Lamkin & Miller, 2016). Les estimations indiquent que le taux actuel d'extinction des espèces dépasse de plus de 100 fois leur taux naturel (*i.e.* sans influence humaine), suggérant une crise majeure de la biodiversité et la possibilité d'un sixième événement d'extinction de masse (Lamkin & Miller, 2016; Cowie et al., 2022).

1.2. Disparition des milieux humides et aquatiques continentaux naturels

Les écosystèmes aquatiques et humides continentaux comptent parmi les milieux les plus vulnérables aux changements globaux (Strayer & Dudgeon, 2010). Bien qu'ils ne couvrent qu'une infime portion de la surface terrestre (~ 0,8%), ils abritent près de 7% de la biodiversité mondiale connue, avec au moins 126 000 espèces animales dépendant directement de ces milieux (Dudgeon et al., 2006; Balian et al., 2008). Pourtant, leur intégrité écologique est gravement menacée par l'intensification des pressions climatiques, chimiques et anthropiques, telles que l'artificialisation et la fragmentation des habitats, l'élévation des températures,

l'altération des régimes hydrologiques, la pollution diffuse et la surexploitation des ressources (Reid et al., 2019; Cantonati et al., 2020).

Au-delà de leur dégradation progressive, un grand nombre de ces milieux sont directement détruits, réduisant la quantité d'habitats naturels disponibles (Cantonati et al., 2020). Les zones humides, en particulier, sont souvent perçues comme des espaces improductifs, à transformer en terrains exploitables (Junk et al., 2012; Maltby et al., 2013). Cela a conduit à une réduction spectaculaire de leur surface mondiale, estimée entre 54% et 57% au cours des derniers siècles, voire jusqu'à 87% depuis le XVIIIe siècle selon certaines estimations (Davidson, 2014). En termes de surface d'eau douce permanente, Pekel et al. (2016) ont estimé une perte d'environ 90 000 km² entre 1984 et 2015, et Donchyts et al. (2016) évaluent une perte nette d'environ 58 000 km² sur 30 ans. Ces pressions affectent non seulement la biodiversité aquatique, mais compromettent également la régulation naturelle de la ressource en eau, essentielle au fonctionnement des écosystèmes et aux sociétés humaines (Dodds et al., 2013; Maltby et al., 2013; Tickner et al., 2020).

1.3. Sensibilité des milieux alpins aux changements globaux

Les milieux alpins sont classiquement définis comme les écosystèmes situés au-dessus de la limite de croissance des arbres (Rundel & Millar, 2016). Ces milieux d'altitude peuvent sembler moins impactés par les changements globaux que les autres écosystèmes, en raison de leur apparence sauvage et relativement stable (Beza, 2010; Moreau, 2010). En réalité, ils sont aussi soumis à de fortes pressions climatiques et anthropiques (Fig. 1.1). La vulnérabilité des écosystèmes de haute-montagne est en partie liée à leur altitude, leurs pentes abruptes, ainsi qu'à l'orientation de leur versant, qui conditionne leur exposition solaire (Beniston, 2003; Stewart et al., 2021). Ces caractéristiques influencent les régimes de stress et de perturbation auxquels ils sont soumis, tels que les chutes de pierres, les glissements de terrain, les avalanches, ou les crues torrentielles, caractéristiques de ces environnements (Warburton, 2006; Körner, 2007). Leur altitude fait qu'ils sont aussi soumis à des conditions abiotiques extrêmes, marquées par des températures froides, une forte saisonnalité, un enneigement prolongé, une courte période végétative, des rayonnements UV plus intenses et une disponibilité en eau souvent irrégulière (Körner, 2003, 2007; Stewart et al., 2021). Ces conditions ralentissent notamment les cycles biogéochimiques et les processus écologiques, tels que la croissance ou la colonisation des espèces (Körner, 2003; Tickner et al., 2020).

En conséquence, les milieux d'altitude répondent aux perturbations plus rapidement que tout autre biome (Pepin et al., 2015), ce qui fait qu'on les considère souvent comme des sentinelles des changements globaux (Körner, 2004; Williamson et al., 2009; Fig. 1.1). Par exemple, le réchauffement observé dans les Alpes depuis 1880 est environ deux fois supérieur à la moyenne mondiale (+ 1,8°C), s'accélère particulièrement depuis 1980, et les projections futures indiquent que toute la région alpine sera confrontée à un climat plus chaud au cours du 21è siècle pour tous les scénarios d'émission considérés (Kotlarski et al., 2022). Cette hausse des températures alpines est accompagnée par des changements dans les régimes de

précipitations, et la diminution de la couverture neigeuse, du volume et de l'étendue des glaciers (Gobiet et al., 2014; O'Reilly et al., 2015; Bosson et al., 2023).

1.4. Conséquences des changement globaux sur les milieux alpins et leur biodiversité

Les milieux alpins ne représentent qu'environ 3 % des terres émergées (Rundel & Millar, 2016), mais abritent une biodiversité remarquable, avec une grande diversité d'habitats et un fort taux d'endémisme (Körner, 2004; Steinbauer et al., 2016). Leur biodiversité repose en grande partie sur des espèces spécialisées aux fortes contraintes abiotiques d'altitude, marquées par des conditions froides et de courtes saisons végétatives avec des régimes de stress et de perturbation particulièrement intenses (Körner, 2004; Yoccoz et al., 2010). De nombreuses espèces sténothermes, adaptées à des niches écologiques étroites, sont particulièrement vulnérables à la hausse des températures et à la transformation de leurs habitats (Giersch et al., 2017; Fig. 1.1). Par exemple, Rosset & Oertli (2011) ont identifié 22 espèces de macrophytes, 13 espèces de coléoptères et 7 espèces de libellules spécialistes du froid dans les étangs alpins suisses, qui pourraient perdre jusqu'à 77 % de leur habitat d'ici 2100 selon Dirnböck et al. (2011).

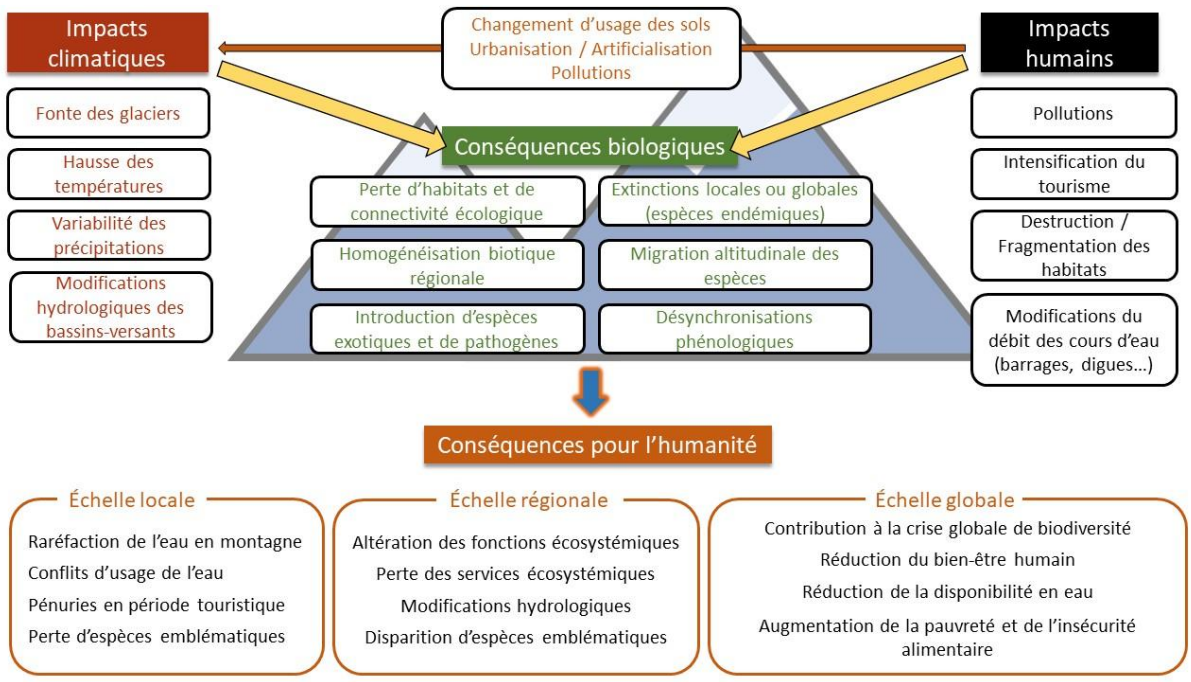


Fig. 1.1 Cascade d'effets des changements globaux sur les écosystèmes de montagne et les sociétés humaines. Inspiré de Schmeller et al. (2022).

Pour éviter une éventuelle extinction locale, ces espèces peuvent tenter de migrer vers des altitudes plus élevées ou vers des zones climatiquement favorables appelées refuges climatiques. De tels déplacements ont été observés chez les plantes, les insectes, les oiseaux ou encore les amphibiens (par exemple Parolo & Rossi, 2008; Norbu et al., 2016; Lencioni & Gobbi, 2021; Tiberti et al., 2021). Toutefois, ces migrations peuvent entraîner une désynchronisation entre espèces, notamment lorsque les plantes et leurs pollinisateurs ne se

déplacent pas ou n'ajustent pas leurs cycles biologiques au même rythme, perturbant des interactions écologiques clés (Cancellario et al., 2022). En parallèle, l'élévation des températures favorise la remontée altitudinale d'espèces de plaine, ce qui peut temporairement augmenter la richesse spécifique locale, mais au prix d'une homogénéisation biotique régionale (Jurasinski & Kreyling, 2007; Freeman, 2020; Scherrer et al., 2020). De plus, cette cohabitation favorise la compétition interspécifique avec les espèces alpines indigènes, voire leur exclusion (Freeman, 2020; Scherrer et al., 2020; Kimura, 2021).

À ces pressions d'origine climatique s'ajoutent des pressions anthropiques directes, comme l'artificialisation des sols, via l'aménagement touristique ou les infrastructures de transport, qui modifient les paysages alpins, fragmentent les habitats et réduisent leur connectivité écologique (Strong et al., 2009; Roseo et al., 2025; Fig. 1.1). Le développement des domaines skiables, en particulier, entraîne une perte d'habitats sensibles comme les zones humides, indispensables à certaines espèces comme la grenouille rousse (Boncourt, 2019). Ces installations peuvent également perturber les refuges climatiques, dont 11 % chevaucheraient déjà des pistes de ski dans les Alpes, et ce chiffre pourrait dépasser 70 % avec l'extension des domaines à plus haute altitude à l'horizon 2070 (Roseo et al., 2025). Enfin, l'intensification des usages humains dans ces milieux favorise la diffusion de pathogènes, de polluants ou d'espèces exotiques (Kok et al., 2022), à l'image de l'introduction de poissons dans les lacs de montagne à des fins récréatives, qui contribue à l'homogénéisation biotique et à la perte des espèces indigènes (Miró & Ventura, 2015, 2020; Hansson et al., 2017). D'après Fuentes-Lillo et al. (2021), les facteurs anthropiques, tels que la proximité des routes et des établissements, surpassent même le rôle des variables abiotiques locales dans l'invasion des milieux de montagne par les plantes non indigènes.

1.5. Conséquences des changements globaux sur les sociétés humaines en montagne

Les écosystèmes alpins jouent un rôle crucial dans l'approvisionnement en eau, notamment en captant, stockant et filtrant les précipitations (Harden & Fernández, 2022). Dans un contexte de changement global, leur dégradation altère ce service essentiel, en particulier dans les territoires où les ressources en eau sont soumises à de multiples pressions (Palomo, 2017; Klein et al., 2019; Fig. 1.1). En zone alpine, l'eau est mobilisée pour des usages variés et parfois concurrents : alimentation en eau potable, irrigation, production hydroélectrique, pastoralisme et tourisme (Reynard, 2008). Cette pluralité d'usages, combinée à des politiques de gestion souvent inadaptées à l'évolution des régimes hydrologiques, et à des épisodes de raréfaction liés au climat, entraîne des tensions croissantes autour de la ressource (Reynard, 2001; Reverdy et al., 2025). Dans les régions touristiques, ces conflits sont exacerbés par la forte saisonnalité des besoins conduisant parfois à des épisodes de pénurie en eau et des stratégies de gestion qui soulèvent à leur tour des questions écologiques et sociales (Calianno, 2018; Reverdy et al., 2025).

2. Concilier la nature humaine et non-humaine pour réduire les impacts des changements globaux

Résumé de cette section

L'écologie, en tant que science, s'est construite au croisement des observations naturalistes et des grandes théories du vivant, jusqu'à devenir un cadre de compréhension systémique des relations entre organismes et environnement. En réponse aux bouleversements environnementaux liés à l'Anthropocène, cette discipline s'est progressivement orientée vers des approches appliquées, cherchant à préserver, restaurer ou réconcilier la nature et les sociétés humaines. Deux champs majeurs se sont ainsi affirmés : l'écologie de la conservation, qui s'attaque à l'érosion rapide de la biodiversité, et l'écologie de la restauration, qui cherche à réparer les milieux altérés. Leur essor a fourni un socle théorique et opérationnel solide, mais il se heurte à certaines limites : la difficulté d'établir des références écologiques crédibles dans un monde déjà transformé, l'incapacité de suivre le rythme de la dégradation globale, et la persistance d'une vision dualiste entre une "nature sauvage" et un "ancrage culturel" des paysages qui prend mal en compte les paysages anthropisés. Pour dépasser ces impasses, de nouveaux cadres (par ex. les écosystèmes nouveaux, hybrides ou analogues) revalorisent les milieux irréversiblement modifiés, et invitent à des objectifs plus dynamiques, fonctionnels, et sociaux. Dans ce prolongement, l'écologie de la réconciliation propose d'intégrer la biodiversité au cœur même des territoires de vie humains, en multipliant des habitats favorables dans les infrastructures ou les zones urbaines. Cette approche, fondée sur le principe que la cohabitation entre nature et société est indispensable à grande échelle, constitue le fil directeur de cette partie.

2.1. L'émergence de l'écologie comme science

L'écologie s'est structurée comme science à partir des observations naturalistes du XVIIIe et XIXe siècles. Humboldt fut l'un des premiers à souligner les liens entre climat, altitude, sol et végétation, posant ainsi les bases d'une approche systémique du vivant (Pausas & Bond, 2018). En parallèle, Darwin et Wallace ont introduit la théorie de l'évolution par sélection naturelle, offrant un cadre dynamique pour comprendre l'adaptation des espèces à leur environnement (Kutschera, 2009; Costa, 2014). Le terme « écologie » est formalisé par Haeckel (1866), comme l'étude des relations entre les organismes vivants et leur environnement, englobant facteurs biotiques et abiotiques.

Dès le XIXe siècle, la révolution industrielle et l'exploitation intensive des ressources naturelles ont entraîné des pressions environnementales croissantes (Fischer-Kowalski & Haberl, 2007), marquant pour certains chercheurs le début de l'Anthropocène (Steffen et al., 2011). Ces changements ont suscité les premières initiatives de protection et de gestion de la nature, ainsi que l'émergence de courants de pensée valorisant la nature pour elle-même (Odum, 1974; Erdős, 2020; Piccolo, 2020).

Au XXe siècle, le développement des sous-disciplines de l'écologie, comme l'écologie des communautés, du paysage, fonctionnelle ou évolutive, a permis de mieux comprendre les

processus de structuration des écosystèmes et les réponses de la biodiversité aux pressions anthropiques. Ces avancées ont jeté les bases des disciplines appliquées comme l'écologie de la conservation, de la restauration, puis de la réconciliation (Young, 2000; Macdonald & King, 2018; Gann et al., 2019), en apportant des concepts fondateurs pour concilier protection de la nature et activités humaines.

2.2. L'écologie de la conservation et l'écologie de la restauration

L'écologie de la conservation a été définie par Soulé (1985) comme une « science de crise », œuvrant pour préserver la diversité biologique à tous les niveaux d'organisation du vivant. Elle s'intéresse à l'incidence des activités humaines sur la biodiversité, dont la disparition des espèces, afin de disposer de connaissances pour permettre la conservation des espèces et des communautés (Meine et al., 2006; Dirzo et al., 2014).

L'écologie de la restauration apporte les bases scientifiques, techniques et pratiques à la restauration écologique (Cairns Jr & Heckman, 1996). C'est-à-dire qu'elle vise à comprendre et guider les processus permettant de réparer les écosystèmes dégradés, endommagés ou détruits, en rétablissant leurs fonctions écologiques initiales (ou en en instaurant de nouvelles), et/ou en réintégrant l'ensemble des espèces, ou seulement certaines (Clewell & Aronson, 2012). Cette démarche s'appuie généralement sur un écosystème de référence, c'est-à-dire un état historique, théorique ou souhaité servant de modèle pour guider l'intervention et évaluer les progrès accomplis (Gann et al., 2019).

Complémentaires, ces deux disciplines nourrissent les pratiques de la conservation et de la restauration écologiques, en fournissant un socle théorique à la fois rigoureux et opérationnel (Aronson et al., 2006; Dickens & Suding, 2013). Ainsi, les recherches en écologie de la conservation ont nourri les approches centrées sur la préservation de l'intégrité écologique et la limitation des perturbations humaines, tandis que l'écologie de la restauration a permis de conceptualiser des interventions plus actives pour réparer, reconstruire ou réorienter des écosystèmes dégradés (Pickett et al., 1997; Young et al., 2005). Ces deux champs disciplinaires ont également inspiré l'émergence de démarches plus intégratives, qui visent à mobiliser les processus naturels dans les projets d'aménagement ou de restauration. Parmi elles figurent les solutions fondées sur la nature (SFN), l'ingénierie écologique et le génie végétal (Encadré 1).

Encadré 1 Restaurer avec le vivant : des Solutions fondées sur la Nature au génie végétal

Dans ce contexte, les solutions fondées sur la nature (SFN) fournissent un cadre opérationnel pertinent pour intervenir dans des milieux artificialisés tout en mobilisant les processus écologiques naturels. Définies par l'UICN comme des interventions visant à répondre à des enjeux sociétaux tout en générant des bénéfices pour la biodiversité (Cohen-Shacham et al., 2016)*, elles regroupent des actions de préservation, de restauration ou de création d'écosystèmes fondées sur les dynamiques naturelles. En ce sens, elles se démarquent des solutions purement technologiques, en s'appuyant sur des leviers comme la résilience écologique, la multifonctionnalité des milieux ou la capacité d'auto-organisation des systèmes vivants* (Seddon et al., 2020; Rey, 2025). *Elles démontrent une efficacité croissante*

dans des projets de restauration à grande échelle, notamment sur les systèmes aquatiques européens (Spears et al., 2025).

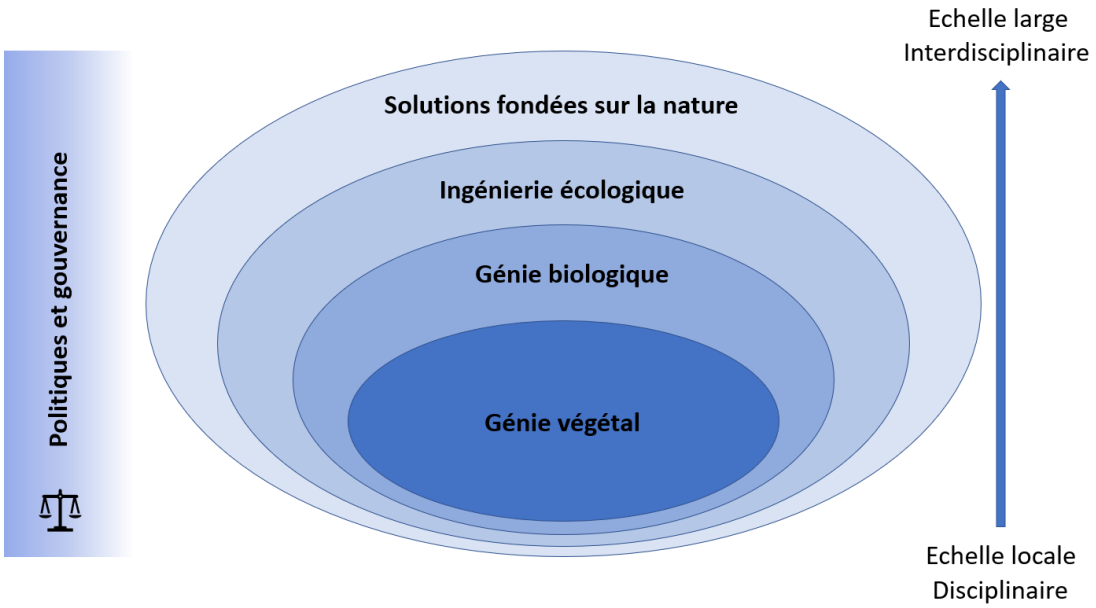


Fig. 1.2 Liens entre différents concepts et disciplines autour des Solutions fondées sur la Nature. Cette approche s'inscrit dans une gradation d'échelles, soulignant la nécessité de politiques et de stratégies de gestion adaptées, impliquant les acteurs locaux pour concilier aménagement et conservation. Inspiré de (Rey, 2021, 2025).

*Les SFN forment un cadre englobant (*Fig. 1.2*), au sein duquel l'ingénierie écologique représente une approche plus ciblée, centrée sur la conception de milieux durables capables d'évoluer de manière autonome à partir de conditions initiales favorables* (Mitsch & Jørgensen, 2003; Mitsch, 2012). *En pratique, l'ingénierie écologique mobilise une palette d'outils issus du vivant, comme le génie biologique, qui utilise des organismes vivants et des processus naturels pour préserver, restaurer ou gérer les écosystèmes* (Rey et al., 2014; Rey, 2021; Preti et al., 2022)*, et dont le génie végétal constitue l'une des composantes principales (*Fig. 1.3*).*

Le génie végétal propose l'usage de plantes vivantes comme matériaux techniques pour intervenir sur des milieux contraints (Lachat, 1998; Rey et al., 2019). *En s'appuyant sur les propriétés biologiques, physiologiques et physiques des végétaux, ces techniques permettent de recréer ou de renforcer certaines fonctions écologiques, tout en répondant à des objectifs de sécurité ou d'aménagement, notamment en ce qui concerne le contrôle de l'érosion* (Frossard & Evette, 2009; Rey, 2018). *Qualifiées de « techniques douces », ces interventions sont considérées comme plus respectueuses de l'environnement et moins énergivores que les ouvrages de génie civil classiques* (von der Thannen et al., 2020).

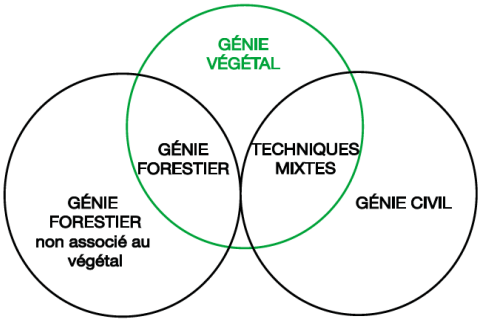


Fig. 1.3 Étendue du génie végétal et des domaines associés. Issu de Bonin et al. (2013).

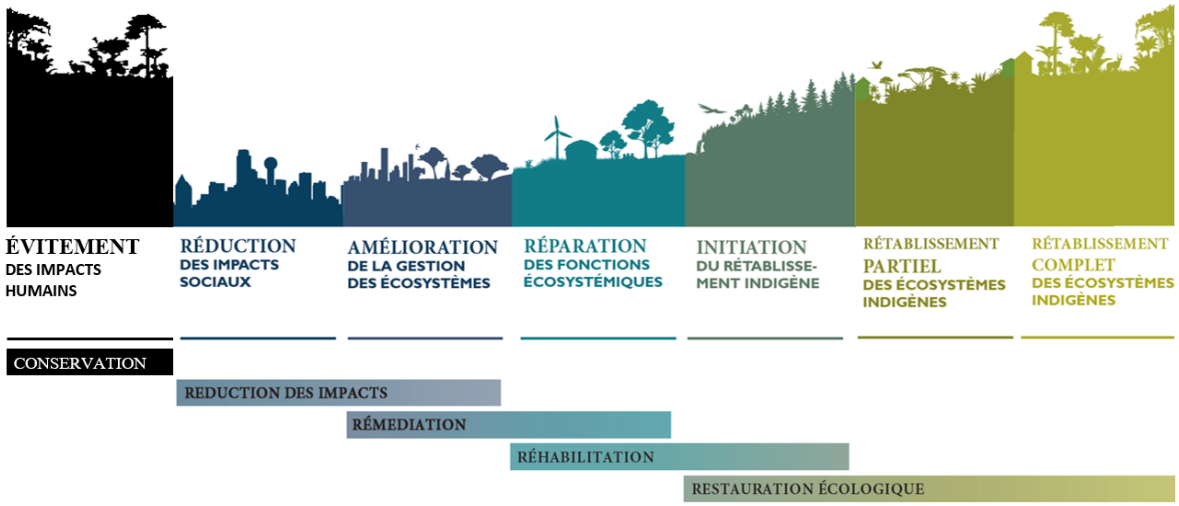


Fig. 1.4 Le continuum de réparation des écosystèmes dégradés, adapté de Gann et al. (2019), dans lequel la conservation a été placée en amont de toute dégradation humaine de l'écosystème.

L'un des cadres les plus largement mobilisés pour guider ces pratiques est celui proposé par Gann et al. (2019), qui formalise un continuum d'intervention humaine allant de la protection passive à la restauration écologique complète, en fonction du degré de transformation de l'écosystème et des objectifs visés (Fig. 1.4). Dans ce cadre, la restauration écologique complète désigne l'état où un écosystème retrouve sa composition spécifique, sa structure et son fonctionnement de manière autonome, sans intervention humaine supplémentaire, et en conformité avec l'écosystème de référence défini (Gann et al., 2019). La restauration écologique est ainsi présentée comme un complément essentiel aux efforts de conservation, avec lesquels elle partage de nombreux objectifs (Gann et al., 2019).

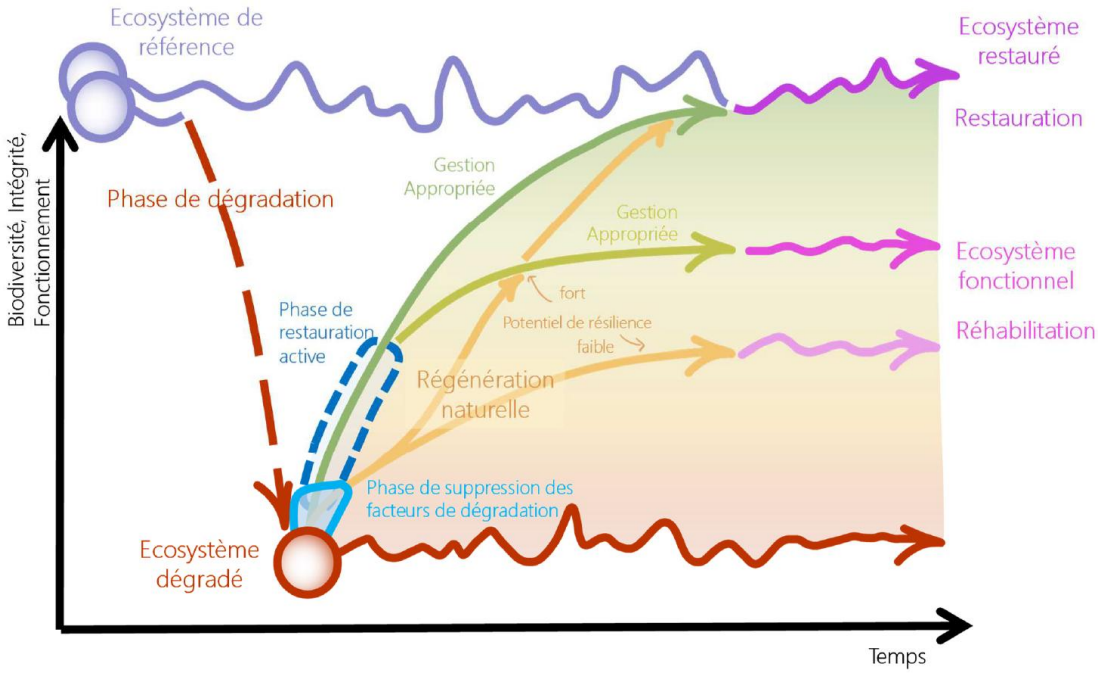


Fig. 1.5 Trajectoires possibles d'un écosystème de référence au cours du temps, d'après Vivier et al. (2025). En l'absence de dégradation, l'écosystème maintient sa trajectoire initiale. En cas de dégradation, il peut suivre différentes trajectoires selon le type de gestion mise en œuvre et son potentiel de résilience.

Parmi les concepts transversaux aux deux disciplines, la notion de référence écologique occupe une place centrale (Clewell & Aronson, 2012). Elle désigne l'idée que l'on se fait d'un écosystème s'il n'avait pas été dégradé, et/ou de ce qu'il devrait être dans le futur, après intervention humaine (Gann et al., 2019). Il s'agit généralement d'un état historique, théorique ou souhaité, qui sert de modèle ou de point de comparaison pour évaluer l'état d'un écosystème, définir des objectifs de conservation, ou orienter une trajectoire de restauration (Suding et al., 2004; Higgs et al., 2014; Fig. 1.5). L'objectif n'est pas de « recréer » le passé, mais plutôt de rétablir une dynamique écologique compatible avec la trajectoire historique d'un écosystème altéré avant qu'elle ne soit déviée par la perturbation humaine, « afin qu'il puisse continuer son évolution » (Clewell & Aronson, 2012; Balaguer et al., 2014).

Ces disciplines ont également formalisé ou appliqué certains concepts, permettant de composer avec les impacts des changements globaux, et notamment avec la complexité croissante des paysages anthropisés. La notion de piège écologique (Dwernychuk & Boag, 1972) illustre comment des modifications anthropiques peuvent conduire des espèces à faire de mauvais choix d'habitat, en sélectionnant des milieux attractifs mais inadaptés à leur survie ou leur reproduction. Par exemple, des études ont montré que les faucons de Cooper (*Accipter Cooperii*) sont attirés dans les villes pour nicher, mais que leurs proies urbaines (*i.e.* pigeons et colombes) sont porteuses de la trichomonase, responsable de la mortalité de leur nichée dans 50% des cas, contre seulement 5% en dehors des villes (Battin, 2004). En contexte aquatique, les bassins de gestion des eaux pluviales sont colonisés par diverses espèces d'amphibiens, mais peuvent entraîner leur mortalité en cas de niveaux de pollution trop élevés, d'une hydropériode inadaptée ou encore de la présence de poissons prédateurs (Clevenot et al., 2018). Ce concept permet d'identifier des situations à risque dans des paysages transformés, mais aussi d'orienter les actions de restauration qui visent à améliorer la qualité des habitats défavorables (Robertson & Hutto, 2006).

Par ailleurs, les petites entités naturelles ou « *small natural features* » (Hunter, 2017) soulignent l'importance écologique disproportionnée de certaines structures du paysage, indépendamment de leur taille ou de leur abondance. Par exemple, les mares temporaires en forêt, bien que petites et peu visibles, accueillent une biodiversité remarquable, notamment d'amphibiens et d'invertébrés, et participent au bon fonctionnement hydrologique et trophique de l'ensemble forestier (Calhoun et al., 2017). Intégrer ces éléments dans les stratégies de conservation et de restauration permet d'optimiser les efforts en ciblant des leviers à fort potentiel écologique, y compris dans des systèmes contraints ou fragmentés.

2.3. Limites rencontrées en écologie de la conservation et de la restauration

Malgré leur rôle central dans la lutte contre l'érosion de la biodiversité, l'écologie de la conservation et de la restauration sont confrontées à plusieurs limites théoriques et pratiques, notamment autour de la notion de référence écologique. Longtemps conçue comme un état historique stable présumé plus « naturel » (Clewell & Aronson, 2012), cette référence pose

aujourd'hui question, en particulier dans les contextes fortement anthropisés où il n'existe plus d'écosystèmes intacts à imiter (Gann et al., 2019). Face aux transformations rapides des milieux, de nombreux travaux plaident pour une vision plus dynamique, intégrant les trajectoires écologiques, les fonctions écosystémiques ou les bénéfices socio-environnementaux (Dufour & Piégay, 2009; Balaguer et al., 2014). Toutefois, même dans cette perspective plus souple, définir une référence reste difficile : les données historiques manquent souvent (Seddon et al., 2019), les dynamiques écologiques sont hautement variables dans le temps et l'espace (Kirkman et al., 2013), et les conditions environnementales ont déjà été profondément modifiées (Muller et al., 2022). La tendance actuelle consiste à considérer la référence non plus comme une cible figée, mais comme un point d'ancrage ou un cadre adaptatif, permettant d'orienter les objectifs de restauration selon les contextes (Gann et al., 2019). Dans cette optique, certains travaux cherchent à redéfinir la référence à partir de critères fonctionnels plutôt qu'historiques, en s'appuyant sur l'évaluation des services écosystémiques ou des fonctions écologiques clés (Balaguer et al., 2014; Muller et al., 2022; Peng et al., 2023). Cette approche illustre une tendance plus large à fonder la restauration sur des critères de performance écologique et de multifonctionnalité, plutôt que sur la seule imitation d'un état historique. Ces évolutions révèlent aussi une pluralité d'approches qui rendent le concept de plus en plus flou et contextuel, au point de poser des enjeux normatifs et politiques sur les valeurs que ces références véhiculent (Hertog & Turnhout, 2018).

Une deuxième limite, d'ordre opérationnel et logistique, tient à l'incapacité des actions de conservation et de restauration à suivre le rythme et l'ampleur de la dégradation des milieux (Aronson et al., 2006; Jones et al., 2018). Même les aires protégées, pourtant conçues comme des sanctuaires de biodiversité, sont de plus en plus exposées à des pressions multiples telles que le changement climatique, les invasions biologiques ou la pollution diffuse, compromettant leur efficacité à long terme (Watson et al., 2014; Jones et al., 2018). Par ailleurs, la mise en œuvre concrète des actions est freinée par des contraintes récurrentes, comme le manque de financements pérennes, la rotation importante du personnel, et l'insuffisance d'espaces disponibles ou de capacités techniques (Dickens & Suding, 2013; Adams et al., 2016). Dans un contexte de ressources limitées, ces contraintes imposent des arbitrages difficiles sur les priorités d'intervention, souvent au détriment des écosystèmes moins emblématiques mais tout aussi menacés (Ellis, 2011; Kareiva & Marvier, 2012; Gippoliti & Battisti, 2018).

Enfin, ces disciplines se heurtent à des limites d'ordre épistémologique et éthique, en particulier à travers une vision dualiste entre nature et culture (Macdonald & King, 2018). Historiquement, de nombreuses politiques ont valorisé des paysages considérés comme « vierges » ou exempts d'influence humaine, selon une conception issue des traditions nord-américaines (Cronon, 1996; Macdonald & King, 2018). Cette vision tend à dévaloriser les milieux anthropisés, en particulier les paysages façonnés par des usages agricoles, pastoraux ou forestiers. Or, dans de nombreux contextes, notamment européens, ces paysages culturels abritent une biodiversité héritée d'une coévolution entre sociétés humaines et écosystèmes (Bürgi et al., 2016). Cette perspective s'inscrit dans le cadre des socio-écosystèmes (Berkes et

al., 2008), qui conçoivent les systèmes humains et écologiques comme interconnectés et coévolutifs. Reconnaître cette imbrication suppose d'élargir les finalités de la conservation et de la restauration, en valorisant aussi la diversité des relations entre sociétés et milieux. Cela engage nécessairement des choix de valeurs sur ce que l'on considère comme désirable ou « naturel », soulevant des questions politiques et éthiques profondes (Adams & Hutton, 2007; Hertog & Turnhout, 2018; Macdonald & King, 2018).

2.4. Écosystèmes nouveaux, hybrides et analogues

Ces limites ont conduit à la formalisation de cadres conceptuels au sein des sciences de la conservation, tels que le concept d'écosystèmes nouveaux introduit par Hobbs et al. (2006). Ce cadre illustre les trajectoires possibles d'évolution d'un écosystème historique soumis à des altérations biotiques ou abiotiques (Fig. 1.6). Lorsque ces altérations restent modérées, le système évolue vers un état hybride, qui conserve certaines espèces, structures ou fonctions originelles, mais dont les paramètres biotiques ou abiotiques dépassent les seuils de variabilité naturelle du système d'origine (Hobbs et al., 2009; Klaus & Kiehl, 2021). Si les perturbations dépassent les seuils de résilience, il bascule vers un écosystème nouveau, caractérisé par des assemblages d'espèces et des fonctionnements inédits (Hobbs et al., 2006, 2009). Dans cette perspective, il s'agit non pas de rejeter ces milieux au nom d'une naturalité perdue, mais de reconnaître leur valeur écologique, fonctionnelle et sociale dans leur configuration actuelle (Ellis, 2011; Hobbs et al., 2013).

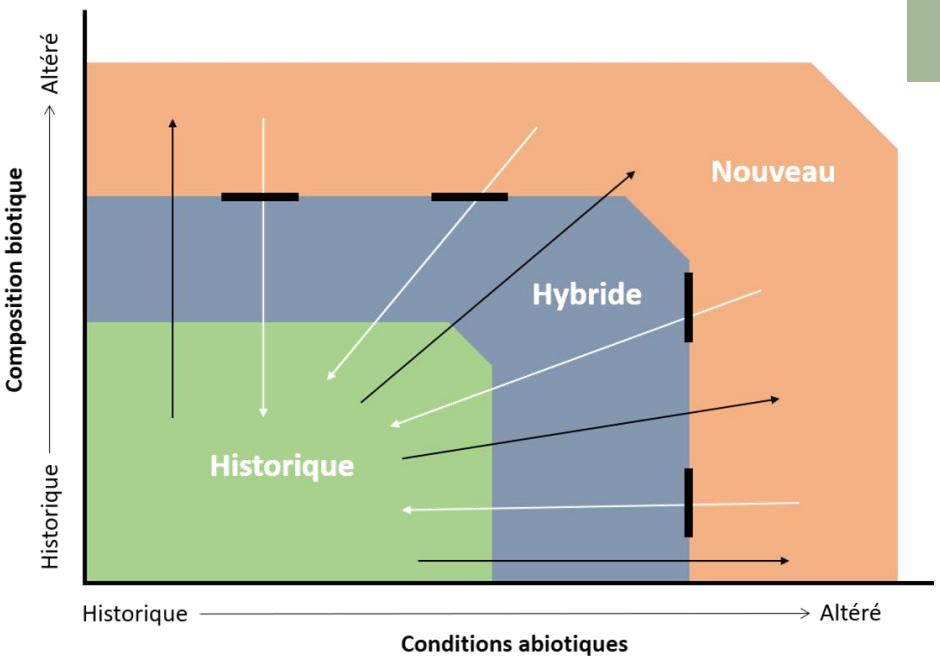


Fig. 1.6 Trajectoires possibles d'évolution des écosystèmes selon l'intensité des altérations biotiques et abiotiques. Les écosystèmes peuvent passer d'un état historique à des états hybrides ou nouveaux selon l'ampleur des changements. Le retour à un état moins transformé reste possible avant le dépassement du seuil de nouveauté, au-delà duquel seules des interventions ciblées peuvent restaurer certaines fonctions. Inspiré de Hobbs et al. (2009).

D'après ce cadre, un retour vers un état historique demeure possible tant que les conditions biotiques et abiotiques n'ont pas été profondément altérées (Hobbs et al., 2006, 2009; Fig. 1.6). Effectivement, les écosystèmes hybrides résultent souvent de l'interaction entre éléments naturels et infrastructures anthropiques, comme les friches industrielles colonisées par des espèces spontanées, lorsqu'elles conservent par exemple des espèces végétales du milieu prairial ou forestier d'origine. Ces écosystèmes démontrent la capacité d'adaptation de la

nature dans des contextes anthropisés et peuvent offrir des conditions favorables à la biodiversité (Kowarik, 2011). Au-delà du seuil de nouveauté, seule une intervention ciblée sur ces conditions peut rouvrir une fenêtre de restauration (Hobbs et al., 2006, 2009; Fig. 1.6). Néanmoins, dans certains cas, la composition, les dynamiques ou les fonctions de l'écosystème peuvent avoir été irréversiblement modifiées par les activités humaines, à tel point qu'ils ne peuvent plus être restaurés à un état historique de référence.

Dans des environnements profondément dégradés où les conditions écologiques de référence ne peuvent plus être atteintes, certains auteurs ont proposé le recours à des écosystèmes analogues aux systèmes dégradés. Ce sont des systèmes naturels existants qui partagent des contraintes abiotiques similaires avec les sites altérés (Richardson et al., 2010). Ces milieux peuvent fournir des assemblages d'espèces adaptés aux conditions des écosystèmes dégradés, permettant la colonisation et le maintien d'une certaine biodiversité, même dans des conditions fortement dégradées (Ewel & Putz, 2004; Mascaro et al., 2012). À une échelle plus fine, le concept d'habitats analogues désigne des structures artificielles conçues ou modifiées pour imiter les fonctions d'habitats naturels (Lundholm & Richardson, 2010). Par exemple, les murs végétalisés peuvent être conçus comme des falaises, ou les bassins de rétention comme des mares temporaires, permettant ainsi la persistance d'espèces spécialisées dans des contextes artificialisés (Catalano et al., 2021).

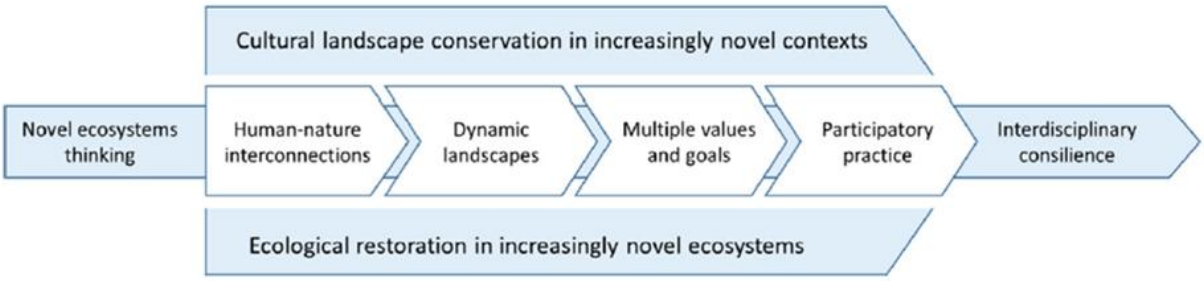


Fig. 1.7 Quatre axes de conciliation entre restauration écologique et conservation culturelle du paysage, illustrant le rôle du concept d'écosystèmes nouveaux comme cadre de dialogue interdisciplinaire. Issu de Macdonald & King (2018).

Ces différentes notions ne nient pas les objectifs de conservation et de restauration, mais les réinterprètent dans un monde profondément anthropisé, où les trajectoires écologiques sont multiples, dynamiques et souvent imprévisibles. Elles ouvrent ainsi la voie à une approche plus fonctionnelle, adaptative et inclusive, c'est-à-dire intégrant une diversité d'écosystèmes, de pratiques de gestion et de savoirs écologiques, tout en posant de nouveaux défis éthiques et politiques sur les critères de ce qui mérite d'être conservé, valorisé ou reconstruit (Klaus & Kiehl, 2021). Dans cette perspective, Macdonald & King (2018) proposent de considérer le concept d'écosystèmes nouveaux comme un cadre de conciliation entre restauration écologique et conservation culturelle du paysage, articulé autour de quatre axes de convergence (Fig. 1.7). Cette approche illustre comment les disciplines de l'écologie, de la planification et du patrimoine peuvent dialoguer pour accompagner la transformation des paysages contemporains plutôt que tenter de la nier.

2.5. L'écologie de la réconciliation

Face à la transformation généralisée des milieux par les activités humaines, l'écologie de la réconciliation propose une nouvelle voie pour la conservation de la biodiversité dans les paysages anthropisés. Introduite par Rosenzweig (1995, 2003a), elle constitue un "troisième pilier" de la conservation, aux côtés des aires protégées et de la restauration écologique, en postulant que les humains et la biodiversité peuvent coexister et prospérer dans les mêmes espaces.

La relation espèce-surface, formalisée par Arrhenius (1921) et enrichie par Preston (1962), établit que des espaces plus vastes accueillent davantage d'espèces. En écologie de la réconciliation, Rosenzweig (2003a) la mobilise pour démontrer que la simple conservation d'une petite fraction des habitats naturels ne suffira pas à préserver la diversité biologique mondiale. Il constate que seuls 5 à 10 % de la surface terrestre sont, et seront probablement, réellement disponibles pour la protection stricte de la nature, en raison des fortes contraintes d'occupation humaine des sols (Rosenzweig, 2003a; Geisler, 2010). Face à ce constat, il propose d'étendre la surface d'habitats favorables aux espèces dans les milieux anthropisés, afin d'étendre la surface totale disponible pour la biodiversité (Rosenzweig, 2003a, 2003b). L'écologie de la réconciliation s'appuie donc sur ce principe pour justifier la nécessité d'une complémentarité entre différentes stratégies.

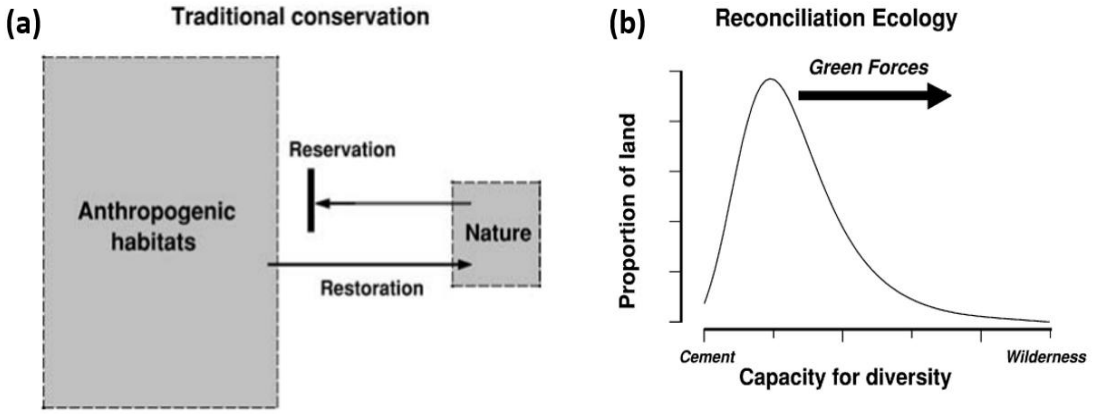


Fig. 1.8 (a) Les deux stratégies classiques de la conservation écologique : la création de réserves pour préserver des milieux intacts, et la restauration pour ramener des zones dégradées vers un état de haute qualité écologique. (b) L'écologie de la réconciliation propose une approche complémentaire en considérant la capacité des milieux anthropisés à accueillir la biodiversité comme un continuum, plutôt que comme une opposition binaire entre naturel et artificiel. Issu de Rosenzweig (2003a).

Dans cette perspective, la conservation par les réserves agit sur des espaces réduits mais à forte naturalité, tandis que la restauration tente de réhabiliter des zones dégradées vers un état de haute qualité (Fig. 1.8a). En complément, l'écologie de la réconciliation élargit le spectre des stratégies en cherchant à augmenter la proportion de la surface terrestre mobilisée pour la biodiversité (« proportion of land ») grâce aux milieux anthropisés, en améliorant leur capacité à soutenir une diversité d'espèces (« green forces ») sans nécessairement en exclure les usages humains (Fig. 1.8b).

L'écologie de la réconciliation s'inscrit dans la continuité des concepts d'écosystèmes nouveaux (Hobbs et al., 2006, 2009), hybrides (Hobbs et al., 2009; Klaus & Kiehl, 2021) et analogues (Richardson et al., 2010), en reconnaissant la valeur écologique potentielle de milieux transformés, dès lors qu'ils soutiennent certaines fonctions écosystémiques ou permettent la persistance d'espèces (Evers et al., 2018). L'écologie de la réconciliation s'en empare comme leviers conceptuels et pratiques, pour imaginer des stratégies de conservation adaptées aux réalités actuelles. Elle mobilise notamment la notion d'habitats analogues, désignant des structures anthropiques (toits, murs, berges artificielles) qui peuvent imiter des habitats naturels et offrir des niches à une faune et une flore locales (Lundholm & Richardson, 2010; Francis & Lorimer, 2011; Catalano et al., 2021).

> *« Le déclin de la diversité ne s'arrêtera pas lorsque notre nouveau petit monde naturel (rares zones protégées restantes) aura atteint des niveaux de diversité comparables à ceux d'une île. Le monde des réserves naturelles n'est pas une île, mais une province réduite. Son bassin d'origine est le passé. Les espèces qui s'y éteignent ne peuvent immigrer du passé pour recoloniser le monde de demain. Ainsi, comme toute province évolutivement indépendante, notre monde naturel miniaturisé doit rechercher son état d'équilibre futur dans la relation espèce-surface interprovinciale et non insulaire. […] » - Rosenzweig (2003a).*

Plutôt que de viser un retour à un état antérieur, elle propose d'intégrer la biodiversité dans les territoires de vie de la population humaine, en conciliant objectifs écologiques, besoins sociaux et fonctions culturelles (Francis & Lorimer, 2011; Catalano et al., 2021). Elle ne remplace pas les approches plus classiques de la conservation ou de la restauration, mais les complète en élargissant leur champ d'action à des contextes longtemps considérés comme marginaux (Dearborn & Kark, 2010).

3. Les retenues d'altitude

Résumé de cette section

Face aux évolutions climatiques et à la pression croissante sur la ressource en eau, les plans d'eau artificiels se multiplient et se diversifient à l'échelle mondiale. Dans ce contexte, les retenues d'altitude, construites dans les stations de sports d'hiver pour sécuriser la production de neige de culture, constituent une catégorie d'infrastructures à la fois récente, spécifique, et encore mal identifiée. Longtemps absentes des grandes typologies de retenues, elles suscitent aujourd'hui une attention croissante, en raison de leur développement rapide dans les Alpes et des enjeux environnementaux qu'elles soulèvent. Ces aménagements modifient profondément les milieux dans lesquels ils s'insèrent, entraînant des impacts hydrologiques, des pertes d'habitats naturels, et des effets directs ou indirects sur la biodiversité alpine, encore peu documentée dans ces milieux artificiels.

3.1. Des plans d'eau artificiels parmi les autres

Sous l'effet conjugué du changement climatique et de l'intensification des usages anthropiques, la création de plans d'eau artificiels s'accélère à l'échelle mondiale (Cantonati et

al., 2020; Wang et al., 2022; Reverdy et al., 2025). Ces ouvrages répondent à une grande diversité de besoins : irrigation, production d'énergie, régulation hydrologique ou loisirs ; et se déclinent sous des formes très variées, des petits bassins urbains aux grands réservoirs hydroélectriques (Fig. 1.9). Plusieurs auteurs ont tenté d'ordonner cette diversité selon leur origine, leur fonctionnement ou leurs usages (Roger, 2013; Bellot et al., 2017; Hayes et al., 2017; Saulnier-Talbot & Lavoie, 2018). Toutefois, ces classifications portent majoritairement sur les retenues de plaine et ne distinguent que rarement les ouvrages situés en montagne. Les retenues d'altitude, construites pour le stockage d'eau à des fins de production de neige, occupent une place encore mal définie dans le paysage des plans d'eau artificiels.

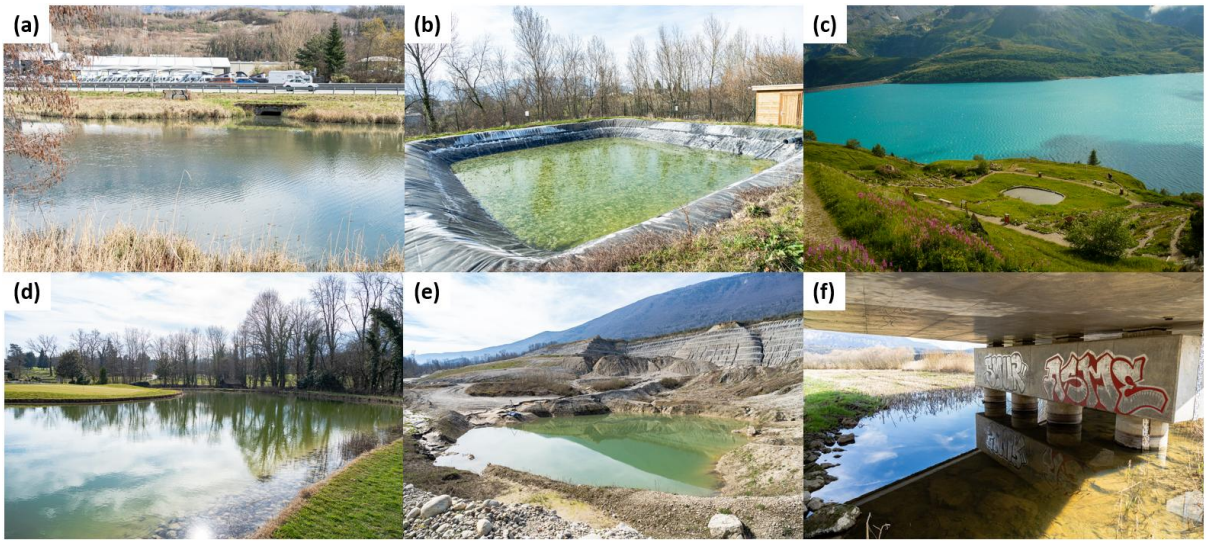


Fig. 1.9 Exemples de plans d'eau artificiels issus de contextes d'aménagement variés, présentant des degrés de naturalisation contrastés (© Benjamin Gerfand). (a) Bassin d'orage collectant les eaux de ruissellement routier ; (b) Retenue de gestion des eaux pluviales en zone périurbaine ; (c) Barrage hydroélectrique, avec présence d'une mare artificielle sur la berge ; (d) Retenue destinée à l'irrigation d'un parcours de golf ; (e) Plan d'eau formé dans une ancienne carrière ; (f) Zone d'accumulation d'eau issue du drainage agricole, en contrebas d'un pont routier.

Que ce soit dans le langage courant, technique ou scientifique, les retenues d'altitude sont souvent qualifiées par des termes variés, tels que « retenues collinaires », « bassines » ou « mégabassines », recouvrant des réalités techniques et politiques distinctes. Les « retenues collinaires » sont de petits ouvrages agricoles, généralement situés en plaine, déconnectés des cours d'eau et alimentés gravitairement (Roger, 2013). Leur capacité moyenne est d'environ 30 000 m³, pour un maximum d'1 million de m³ (Roger, 2013; Carluer et al., 2016). À l'inverse, les « retenues de substitution » sont de grandes infrastructures, conçues pour « substituer des volumes prélevés à l'étiage par des volumes stockés en période de hautes eaux, sans mettre en péril les équilibres hydrologiques », d'après le Ministère de la Transition écologique. Leur capacité minimale est généralement d'1 million de m³ pour une surface moyenne d'environ 8 hectares, et leur alimentation se fait principalement par pompage dans une nappe phréatique (Roger, 2013; Aubertin et al., 2023; Poirier, 2024). Le terme « mégabassine », quant à lui, est d'origine militante, popularisé par les opposants des projets de retenues de substitution pour souligner leur taille, leur coût et les enjeux écologiques et agricoles qu'ils soulèvent. Cette

diversité des appellations peut entretenir une certaine ambiguïté sur la définition des retenues d'altitude, et créer des incompréhensions dans les débats.

3.2. Origines et définition des retenues d'altitude

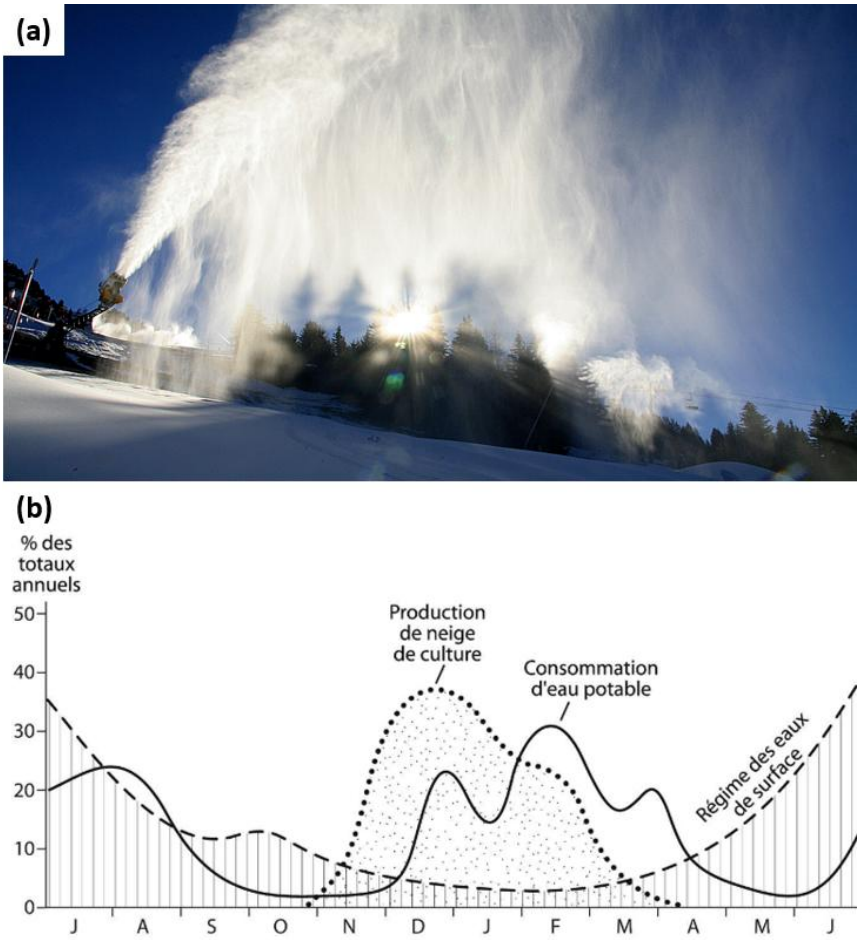


Fig. 1.10 (a) Production de neige de culture (© ADS) ; (b) Disponibilité et besoins en eau dans le massif alpin (issu de Marnezy, 2008).

La production de neige de culture s'inscrit dans un contexte de raréfaction de la ressource en eau en montagne, exacerbée par le changement climatique et la pression croissante des activités humaines (Berard-Chenu et al., 2020; Valéry et al., 2025). Comme le soulignait déjà Reynard (2001), la gestion de l'eau en milieu alpin repose sur une combinaison complexe d'enjeux socio-économiques et environnementaux, du fait de la diversité des usages de la ressource, même si les décisions de gestion restent souvent orientées par les impératifs économiques immédiats plutôt que par l'anticipation des effets à long terme du changement climatique (Reynard, 2020; Valéry et al., 2025). Parmi ces usages, le tourisme hivernal occupe une place centrale, les domaines skiables dépendant fortement de l'enneigement naturel (Reynard, 2020). Toutefois, certaines projections indiquent une réduction de 1 à 2 mois de la durée d'enneigement dans les Alpes d'ici 2050–2100, accompagnée d'une élévation de la limite pluie-neige pouvant atteindre environ 300 m selon les scénarios de réchauffement (Beniston et al., 2018; Lorrey et al., 2022; François et al., 2025). Cela augmentera progressivement la variabilité des précipitations solides naturelles et des températures hivernales (Matiu & Hanzer, 2022), dont dépend le modèle économique des sports d'hiver (Reynard, 2020; Valéry et al., 2025). Pour pallier aux difficultés d'enneigement croissantes, les gestionnaires des stations ont principalement adopté deux stratégies : produire de la neige de culture (Reynard, 2020; Valéry et al., 2025; Fig. 1.10a) et/ou diversifier l'offre touristique (George & Achin, 2020).

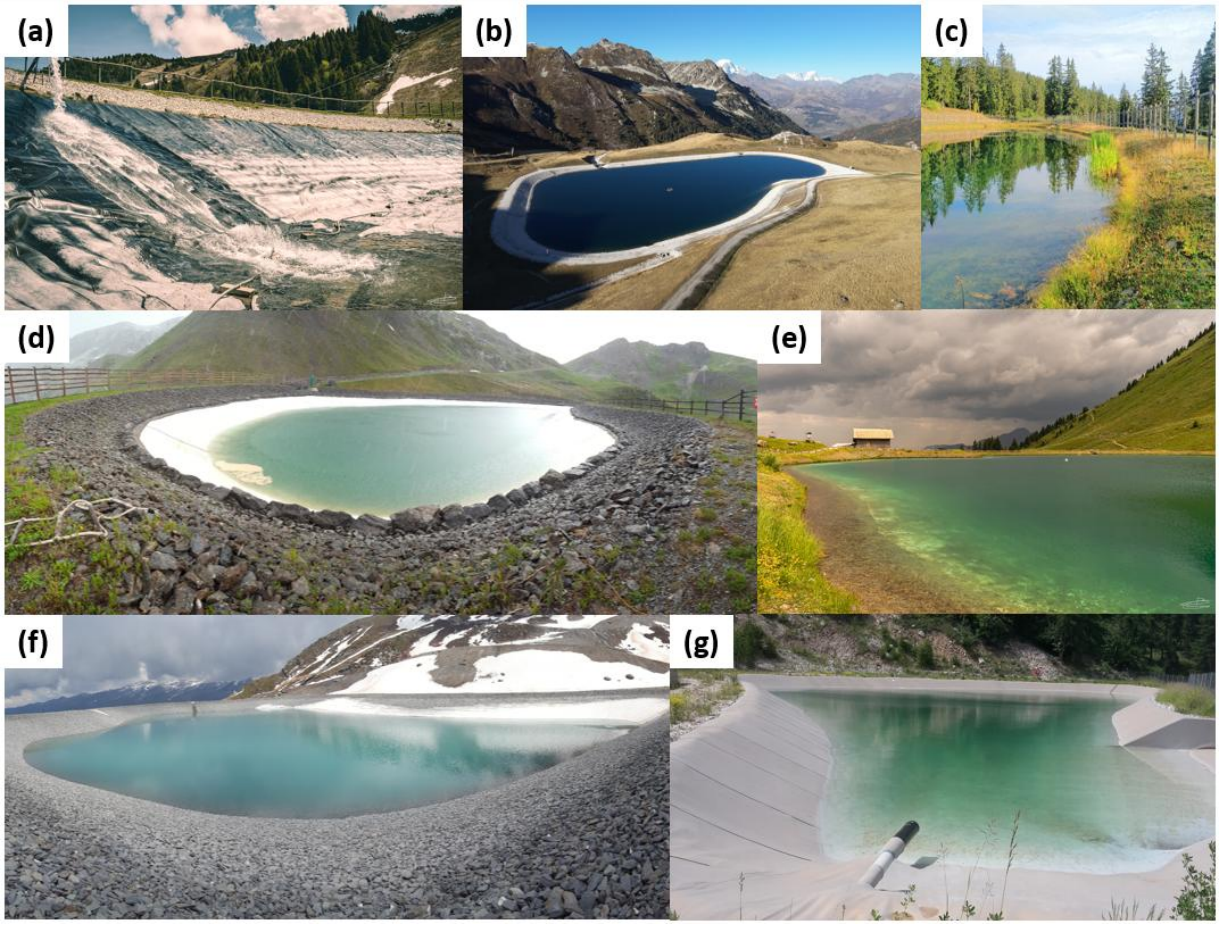


Fig. 1.11 Exemples de retenues d'altitude illustrant la diversité des formes, des revêtements, des niveaux de naturalité et de conception. (a) et (e) : © Benjamin Gerfand ; (b) : © Christian Gonthier ; (c) : © Rudy Guillot ; (d), (f) et (g) : © Baptiste Testi.

La production de neige de culture permet de garantir un enneigement minimum, en particulier en début de saison, en déposant une sous-couche initiale sur les pistes (Marnezy, 2008). Ce processus repose sur l'utilisation d'enneigeurs fonctionnant à partir de -2 °C, qui pulvérisent de l'eau sous pression en fines gouttelettes pour former une brume, laquelle se transforme en cristaux par nucléation (Klein, 2019; Fig. 1.10a). En moyenne, la production de neige nécessite environ 3 000 m³ d'eau par hectare de piste balisée (Marnezy, 2008), une demande importante qui intervient justement en période d'étiage hydrologique hivernal, lorsque les débits naturels sont faibles et que les besoins en eau potable atteignent un pic en raison de la fréquentation touristique (Marnezy, 2008; Vanham et al., 2009; Reynard, 2020; Fig. 1.10b). Pour sécuriser cet approvisionnement, les stations s'appuient sur diverses sources : lacs de montagne naturels (*e.g.* Tignes), barrages hydroélectriques existants (*e.g.* Val-Cenis), ou infrastructures spécialement construites à cet effet (Vanham et al., 2007; Marnezy, 2008). Ces réservoirs, qu'ils soient naturels ou artificiels, permettent de capter l'eau lors des périodes de disponibilité pour l'utiliser au moment opportun, assurant ainsi l'enneigement des pistes sans dépendre uniquement des conditions météorologiques immédiates (Marnezy, 2008; Evette et al., 2011).

La construction de retenues dédiées à la production de neige s'effectue généralement entre 1200 et 3000 mètres d'altitude, les soumettant à des conditions environnementales

spécifiques et contraignantes (Peyras & Mériaux, 2009; Evette et al., 2011). Avec leur multiplication dans le paysage alpin (Gerfand et al., 2025), les exigences dans l'instruction des dossiers au titre de la loi sur l'eau ont évoluées (Evette, 2008; Lenfant, 2010), et le terme officiel de « retenue d'altitude » a été adopté à partir de 1998 (Paccard, 2010).

Les retenues d'altitude sont définies comme des ouvrages hydrauliques de petite à moyenne taille, par rapport aux retenues collinaires et de substitution (Roger, 2013; Carluer et al., 2016; Gerfand et al., 2025; Fig. 1.11), construits dans les stations de sports d'hiver pour assurer l'approvisionnement en eau destiné à la production de neige de culture (Peyras & Mériaux, 2009; Evette et al., 2011). Leur implantation en milieu alpin les soumet à des contraintes géologiques, topographiques et climatiques spécifiques, ainsi qu'à des risques naturels tels que les glissements de terrain, les avalanches et les chutes de blocs. Elles sont généralement situées sur des replats afin d'optimiser leur volume, leur emplacement résultant souvent d'un compromis entre capacité de stockage et emprise au sol (Marnezy, 2008; Peyras & Mériaux, 2009). Si leur usage principal est la production de neige, elles peuvent également être utilisées pour la production d'énergie, la pêche, l'alimentation en eau potable ou encore le soutien aux activités pastorales et récréatives (Gerfand et al., 2025). Les retenues d'altitude sont principalement alimentées par des prélèvements dans le réseau hydrographique, via le captage ou la dérivation de cours d'eau et le pompage dans des lacs, mais peuvent également recueillir de l'eau issue du ruissellement pluvial ou nival, des trop-pleins du réseau d'eau potable, ou encore de retenues hydroélectriques (Marnezy & Rampnoux, 2006). En principe, elles sont remplies au printemps, lorsque la disponibilité en eau est maximale, voire en automne lors de précipitations abondantes, afin de respecter les débits minimums écologiques hivernaux (Marnezy, 2008; Badré et al., 2009; Valéry et al., 2025). Ce mode de gestion vise à assurer une production rapide de neige de culture lorsque les conditions sont favorables, tout en répartissant les prélèvements sur des périodes où la ressource est plus abondante (Badré et al., 2009; Gerbaux et al., 2020).

3.3. Conception et caractéristiques uniques

La conception des retenues d'altitude répond à des contraintes spécifiques liées aux conditions géologiques, climatiques et topographiques du milieu alpin avec les risques associés, ce qui impose des choix techniques optimisant leur stabilité et leur durabilité (Peyras & Mériaux, 2009). Ces ouvrages sont souvent construits en déblai-remblai pour pallier les difficultés d'approvisionnement en matériaux, allant jusqu'à plusieurs centaines de milliers de mètres cubes (Evette et al., 2011). Leur conception privilégie des digues homogènes en termes de composition et de morphologie (Fig. 1.11 et Fig. 1.12), garantissant une résistance mécanique uniforme. L'angle des talus est déterminé par un compromis entre les contraintes géotechniques et la nécessité de limiter l'emprise au sol tout en maximisant le volume stocké. Un angle inférieur à 1/3 (environ 18,5°) est généralement privilégié, car il réduit l'impact des formations de glace et améliore la stabilité de l'ouvrage (Peyras & Mériaux, 2009).

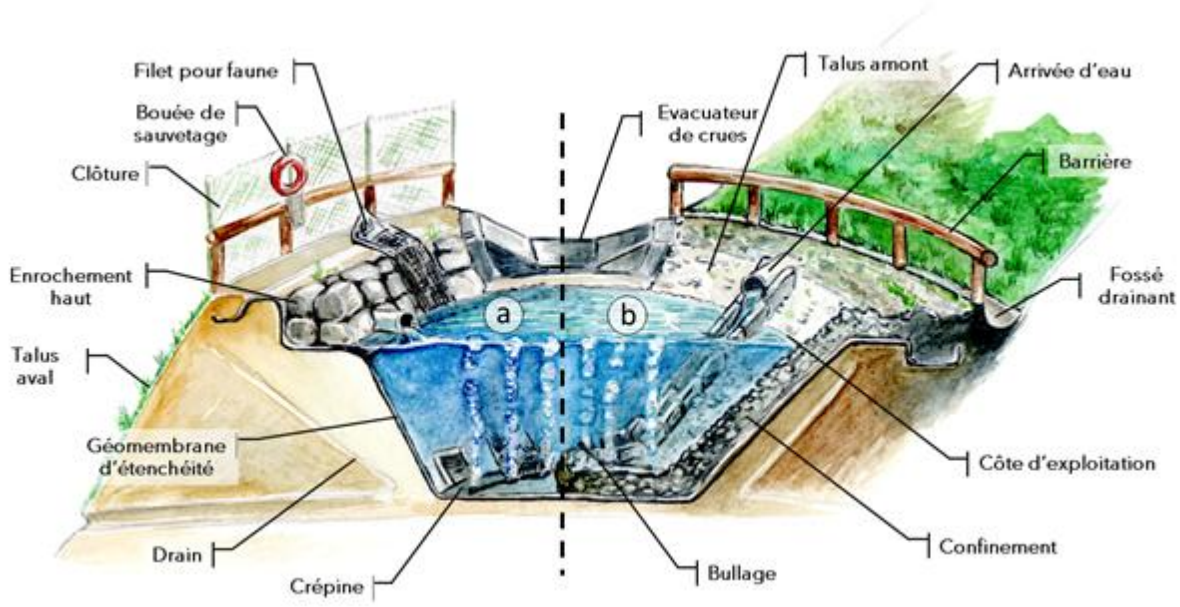


Fig. 1.12 Coupe transversale de deux types de retenues d'altitude. Partie gauche (a) : retenue semi-confinée (consolidée par un enrochement sur la rive haute) ; Partie droite (b) : retenue confinée. (Dessin © Baptiste Testi).

En raison de la perméabilité fréquente du substrat géologique, ces retenues sont systématiquement équipées d'un Dispositif d'Étanchéité par Géomembrane (DEG), évitant les pertes d'eau et les risques d'instabilité dus à une déstructuration du remblai (Peyras et al., 2010; Evette et al., 2011; Fig. 1.12). Le DEG est généralement associé à des systèmes de drainage et de surveillance pour assurer l'intégrité de la retenue (Girard et al., 2009). Historiquement, les premières retenues d'altitude présentaient des pentes trop abruptes pour permettre une protection minérale du DEG (confinement), nécessitant alors des vidanges régulières afin de contrôler son état face aux contraintes mécaniques et aux UV (Girard et al., 2009; Poulain et al., 2011). Certaines retenues ont adopté un semi-confinement par enrochement sur la partie supérieure pour limiter les effets de vagues (Naaim et al., 2010; Fig. 1.12a). Toutefois, cette solution s'est révélée problématique, car la formation et le mouvement de la glace en période hivernale favorisent la déstabilisation de l'enrochement, entraînant des chutes de blocs susceptibles d'endommager la géomembrane en contrebas (Peyras et al., 2010; Poulain et al., 2011). Aujourd'hui, la norme consiste à concevoir ou réhabiliter ces ouvrages avec des pentes plus douces et un confinement complet du DEG sous plusieurs couches de matériaux granulaires, assurant ainsi une meilleure protection à long terme du DEG et réduisant les besoins en surveillance (Girard et al., 2009; Peyras et al., 2010; Poulain et al., 2011; Fig. 1.12b).

3.4. Impacts sur l'hydrologie, les habitats et la biodiversité

Considérées comme essentielles au maintien de l'activité des domaines skiables (Berard-Chenu et al., 2020; Valéry et al., 2025), les retenues d'altitude exercent des impacts environnementaux significatifs sur l'hydrologie, les habitats et la biodiversité locale (Evette et al., 2011). Ces effets sont désormais bien documentés en ce qui concerne les perturbations hydrologiques, les prélèvements en eau, ou encore les altérations des écosystèmes aquatiques

en aval (par exemple Magnier, 2016; Reynard, 2020; Petruzziello et al., 2021; Morin et al., 2023). En revanche, leur capacité à accueillir de la biodiversité ou leur influence sur la biodiversité présente dans les milieux aquatiques environnants reste encore largement sous-étudiée.

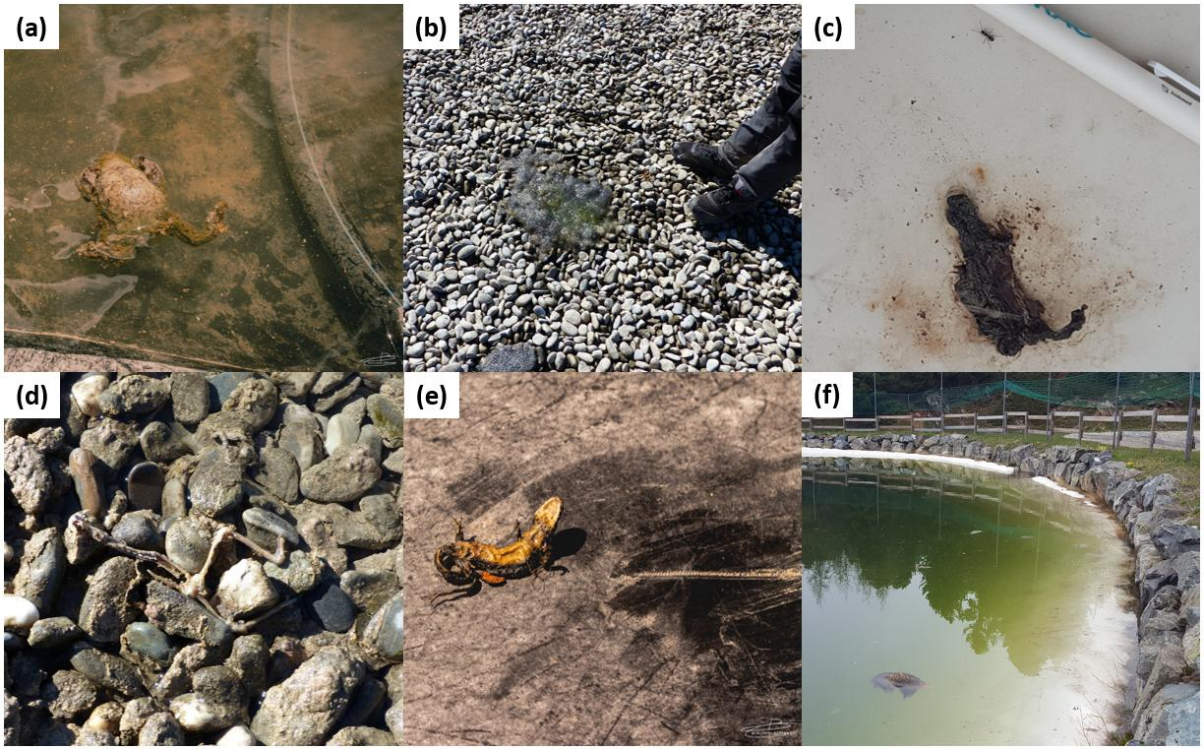


Fig. 1.13 Mortalité d'amphibiens (a - e) et de mammifères (blaireau ; f) dans les retenues d'altitude (© Benjamin Gerfand, Etienne Boncourt et Baptiste Testi).

La création de ces infrastructures implique fréquemment une destruction ou une altération des habitats naturels préexistants, notamment des zones humides sur les zones de replat, connues pour leur richesse écologique (Marnezy, 2008; Evette et al., 2011; Gaucherand & Isselin-Nondedeu, 2011). Un tiers des retenues d'altitude seraient implantées sur ces milieux sensibles (Evette et al., 2011), ce qui entraîne une dégradation des écoulements superficiels, une perte de connectivité écologique, et une réduction des habitats favorables aux espèces qui en dépendent (Marnezy, 2008; Pintaldi et al., 2017). Pendant leur exploitation, le remplissage peut également provoquer des baisses de débit dans les cours d'eau voisins, surtout en période d'étiage hivernal, si plusieurs remplissages sont nécessaires dans la saison (Magnier, 2016). Lorsque cela compromet le maintien d'un débit minimum biologique, les conséquences pour les communautés aquatiques peuvent être non négligeables (Petruzziello et al., 2021; Becquet, 2022).

Au-delà de ces effets hydrologiques, les retenues modifient également les conditions d'accueil de la biodiversité, pendant et après leur mise en service. Leur implantation dans les domaines skiables conduit à la création d'habitats potentiels pour certaines espèces telles que les amphibiens, au sein d'un milieu urbanisé qui peut altérer leur développement, leur comportement et leur survie (Cronin et al., 2025). À la construction, elles peuvent entraîner la

disparition de populations installées (*e.g.* amphibiens, insectes aquatiques, macrophytes) sans que ces pertes soient systématiquement évaluées ni compensées (Testi, 2021). Une fois remplies, des individus peuvent être attirés par ces milieux aquatiques artificiels, mais ne pas y trouver les conditions propices à leur survie ou leur reproduction, aboutissant à des situations de piège écologique (Clevenot et al., 2018; Jumeau et al., 2020; Gerfand et al., 2025; Klenovšek et al., 2025). Par exemple, plusieurs témoignages et retours d'expérience rapportent des observations d'animaux morts dans les retenues d'altitude, tels que des amphibiens ou des mammifères (Testi, 2021; Fig. 1.13). Néanmoins, les connaissances actuelles sur la biodiversité présente dans les retenues d'altitude restent limitées. Une étude menée par Fait et al. (2020) en Suisse a permis d'y recenser plusieurs espèces de coléoptères aquatiques et d'odonates, qui ne représentaient qu'une fraction du pool aquatique régional et dont la capacité à maintenir des populations viables n'a pas été évaluée. Klenovšek et al. (2025) témoignent de la reproduction et de la mortalité de sept espèces d'amphibiens dans des retenues d'altitude en Pologne, mais dont l'altitude est inférieure à 1000 m. De plus, d'autres compartiments aquatiques, comme le plancton, les macrophytes et les autres groupes de macroinvertébrés restent largement inexplorés (Sánchez-Hernández et al., 2015).

4. Facteurs influençant la structuration des communautés biologiques des retenues d'altitude

Résumé de cette section

Comprendre quelles sont les espèces susceptibles de s'installer dans les retenues d'altitude implique d'analyser les mécanismes écologiques qui régissent l'établissement, le développement et la structuration des communautés biologiques dans ces milieux artificiels. Issus de l'écologie des communautés et de l'écologie du paysage, ces mécanismes combinent des filtres biogéographiques, de dispersion ainsi que des facteurs abiotiques et biotiques. Appliqués aux retenues d'altitude, ils permettent d'évaluer dans quelle mesure ces milieux, souvent jeunes, isolés et fortement artificialisés, peuvent être colonisés spontanément par des espèces aquatiques alpines. Parmi les facteurs déterminants, la présence ou l'absence de végétation aquatique et rivulaire joue un rôle clé dans les trajectoires de succession écologique, la complexification des habitats et la capacité d'accueil globale de ces infrastructures.

4.1. Filtres écologiques : contraintes à l'installation des espèces

Selon Keddy (1992), la composition des communautés d'un écosystème résulte d'un assemblage d'espèces qui parviennent à réaliser leur cycle de vie complet dans un espace donné, malgré un ensemble de contraintes : les filtres écologiques (Fig. 1.14). La composition d'une communauté résulte alors d'un tri successif des espèces disponibles dans un pool régional, d'abord par des filtres de dispersion (accès au site), puis par les contraintes abiotiques (tolérance aux conditions locales), et enfin par les interactions biotiques (compétition, prédation, facilitation).

Dans le contexte des retenues d'altitude, les communautés peuvent être soumises aux mêmes contraintes que les communautés présentes dans les milieux aquatiques naturels de montagne (Loria et al., 2019). Dans ces milieux, la dispersion des espèces régule la composition de leurs communautés à l'échelle locale, en fonction des capacités propres à chaque espèce, de la connectivité du réseau d'habitats aquatiques environnant, et des limitations à la dispersion d'origine naturelle ou anthropique (Tonkin et al., 2018). Une fois les propagules arrivées dans les retenues, leur établissement est soumis à des conditions environnementales souvent extrêmes, caractéristiques des milieux alpins. Ces conditions peuvent restreindre l'installation à des espèces pionnières, tolérantes ou spécialisées (Körner, 2003; Cantonati et al., 2020). Enfin, la coexistence des espèces est modulée par la compétition interspécifique pour les ressources, les interactions trophiques (*e.g.* prédation, herbivorie), mais aussi par les pressions anthropiques qui s'exercent sur ces communautés (Evette et al., 2011; Magnea et al., 2013; Jacobsen & Dangles, 2017).

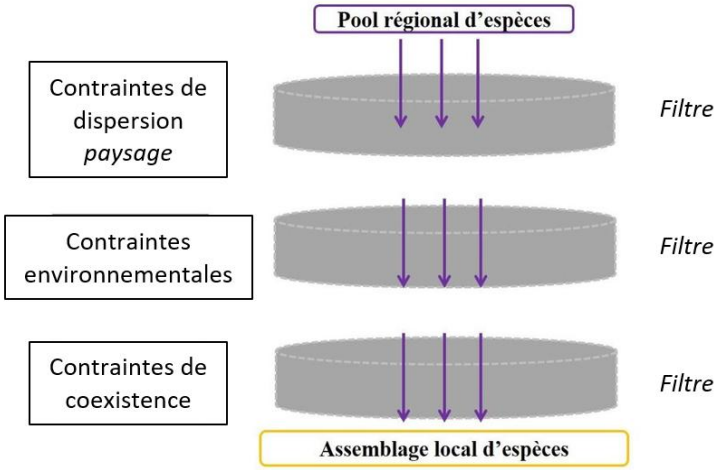


Fig. 1.14 Représentation des filtres écologiques conduisant à la formation d'une communauté locale à partir d'un pool régional d'espèces (inspiré de Keddy, 1992).

4.2. Successions écologiques et trajectoires de colonisation des berges

Les successions écologiques désignent les processus de changement progressif dans la composition et la structure des communautés biologiques au cours du temps ou le long de gradients environnementaux (Clements, 1916; Odum, 1974). Elles permettent de comprendre comment les espèces colonisent, s'établissent et interagissent dans un habitat donné, en particulier dans les milieux jeunes ou récemment perturbés par des facteurs naturels ou anthropiques (Prach & Walker, 2011). Ces successions peuvent être primaires, lorsqu'elles s'amorcent sur un substrat nu et sans héritage biologique, ou secondaires, lorsqu'elles s'inscrivent dans un milieu déjà partiellement colonisé ou dégradé (Begon & Townsend, 2020; Fig. 1.15). Par exemple, Tasser & Tappeiner (2002) ont montré que la succession écologique commence immédiatement après l'abandon de zones alpines italiennes utilisées pour la fabrication de foin, le type de végétation indiquant le temps passé depuis l'abandon 60 ans auparavant.

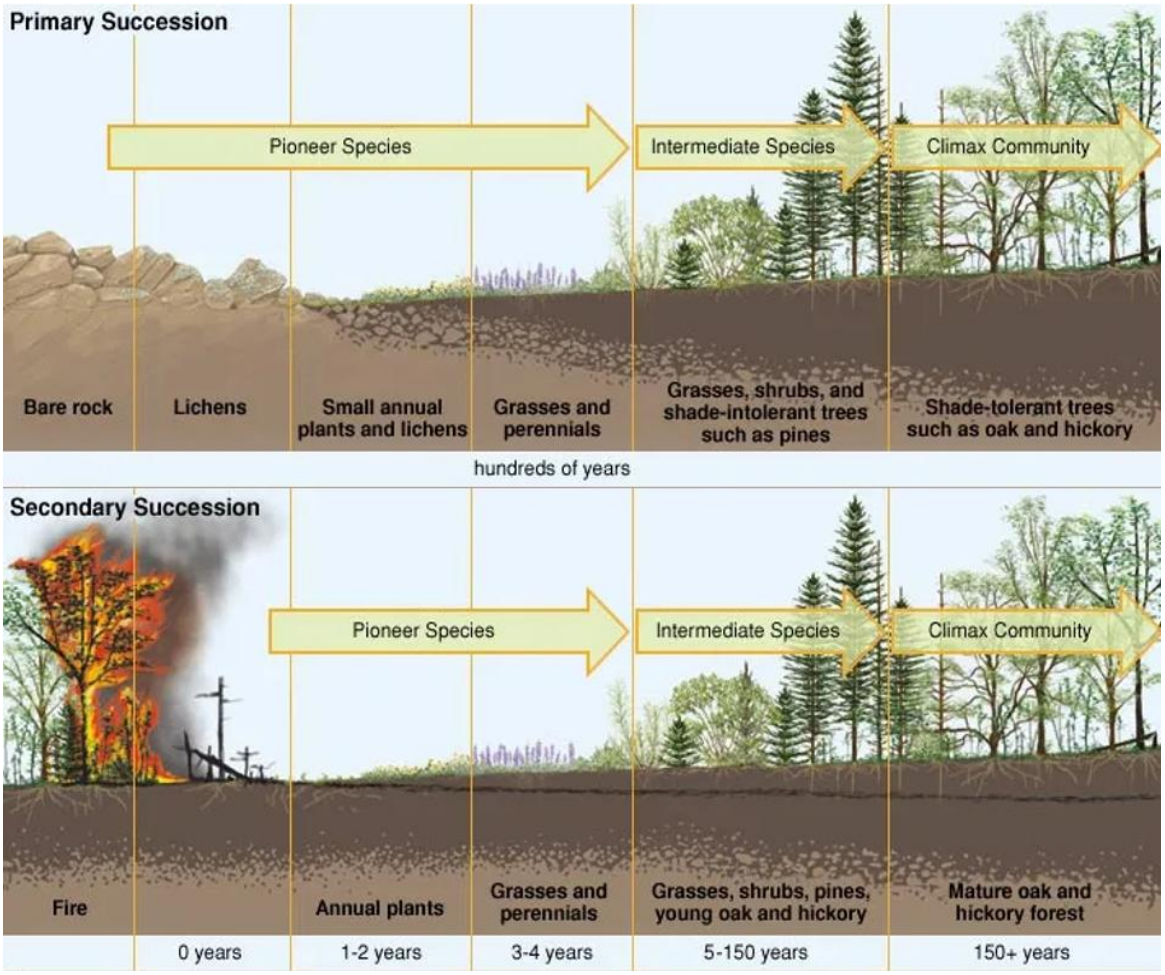


Fig. 1.15 Stades théoriques d'une succession écologique primaire (en-bas) et secondaire (en-haut), distinguant les différents stades de développement de la végétation et les échelles temporelles impliquées (© Encyclopaedia Britannica, Inc. 2006).

Dans le cas des plans d'eau naturels, une succession temporelle typique débute par l'installation d'espèces telles que les algues, les cyanobactéries ou les macrophytes submergés, capables de coloniser la colonne d'eau (Bornette & Puijalon, 2010; Hassall et al., 2012). Cette dynamique entraîne un enrichissement progressif du milieu et une complexification croissante des communautés végétales et animales, ainsi qu'un comblement progressif des plans d'eau (Ellenberg, 1988; Mitsch & Gosselink, 2015; Fig. 1.16). Ce phénomène de comblement naturel traduit une dynamique écologique de long terme où un plan d'eau ouvert peut se transformer en zone marécageuse, puis en écosystème terrestre (Amoros & Wade, 1996).

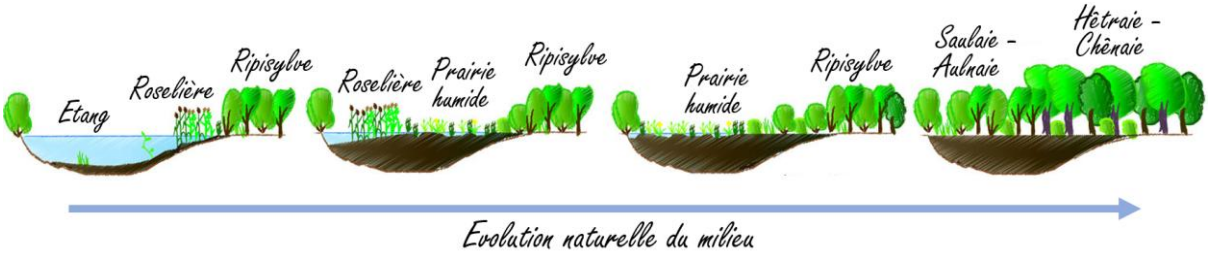


Fig. 1.16 Dynamique de comblement naturel d'un plan d'eau. La succession se traduit par le remplacement progressif des communautés aquatiques pionnières (hydrophytes submergés) par des hélophytes, des espèces hygrophiles, puis des formations arbustives ou forestières, en lien avec l'enrichissement sédimentaire du milieu et les changements physico-chimiques (© Rural concept).

Ces trajectoires temporelles s'accompagnent, sur les berges, de successions spatiales structurées le long de gradients d'humidité, de profondeur et de nutriments (Różańska-Boczula & Sender, 2025). Ce gradient conditionne l'installation progressive de groupes végétaux différenciés, souvent bien visibles dans les plans d'eau naturels (Naiman & Décamps, 1990; Bornette et al., 1994; Fig. 1.17) :

- Les hydrophytes immergées vivent entièrement sous l'eau,
- Les hydrophytes flottantes ou à feuilles flottantes sont libres ou enracinées, avec des feuilles à la surface,
- Les hélophytes sont enracinées dans les zones inondées, mais avec des parties aériennes émergées,
- Les plantes amphibies sont capables de vivre aussi bien dans l'eau que sur sol exondé selon les conditions hydrologiques,
- Enfin, les hygrophytes occupent les parties hautes des berges, soumises à une humidité temporaire ou permanente.

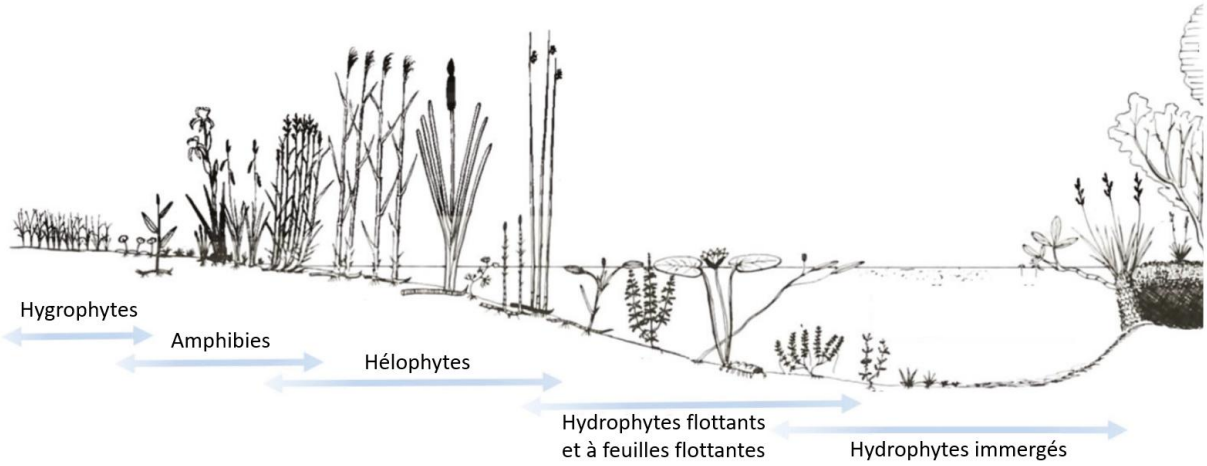


Fig. 1.17 Gradient de végétation structurant un écotone typique entre milieu aquatique et terrestre. Le schéma illustre les principaux groupes de plantes amphiphytes en fonction de leur position le long du gradient d'humidité des berges. Issu de Chauvin (2022).

Ces différents types de plantes appartiennent à un ensemble plus large : celui des plantes amphiphytes, c'est-à-dire des espèces capables de vivre à l'interface entre milieux aquatiques et terrestres, et qui constituent la végétation caractéristique des zones de transition (Chambers et al., 2008). Ces successions spatiales, reflet d'un écotone typique, dépendent fortement de la topographie, de la stabilité du niveau d'eau, du substrat et de l'exposition aux perturbations (Naiman & Décamps, 1990; Lacoul & Freedman, 2006; Roznere & Titus, 2017). En condition naturelle, elles soutiennent une diversité taxonomique et fonctionnelle élevée et contribuent à la résilience des communautés (Różańska-Boczula & Sender, 2025).

Parmi les plantes amphiphytes, les hydrophytes et les hélophytes dominent souvent les ceintures végétales des berges (Chambers et al., 2008; Thomaz, 2023; Różańska-Boczula & Sender, 2025). En tant que producteurs primaires, ces plantes modifient activement leur environnement en stabilisant les berges, en atténuant l'énergie des vagues, en favorisant le

dépôt des sédiments et en améliorant la transparence de l'eau (Gurnell et al., 2006; Chambers et al., 2008; Thomaz & Cunha, 2010). Ils contribuent au cycle des nutriments, modulent les paramètres physico-chimiques tels que la température, la lumière ou l'oxygène, et fournissent un habitat structurant pour de nombreux organismes aquatiques (Barko & James, 1998; Lacoul & Freedman, 2006; Son et al., 2021). En facilitant l'installation d'autres espèces et en enrichissant les réseaux trophiques, leur présence conditionne directement les trajectoires de succession écologique et le potentiel d'accueil de la biodiversité dans les milieux aquatiques.

Dans les retenues d'altitude, les dynamiques de succession relèvent en grande partie de successions primaires (Begon & Townsend, 2020), puisque ces milieux sont créés sur des substrats minéraux, étanchéifiés par une géomembrane recouverte ou non de matériaux minéraux, et souvent peu connectés aux réservoirs sources de biodiversité (Peyras & Mériaux, 2009). Les premiers stades sont donc marqués par des conditions abiotiques sévères et une faible couverture végétale favorisant les espèces pionnières les plus tolérantes (Körner, 2007; Fait et al., 2020; Haselberger et al., 2022).

4.3. Métapopulations et métacommunautés dans les paysages alpins

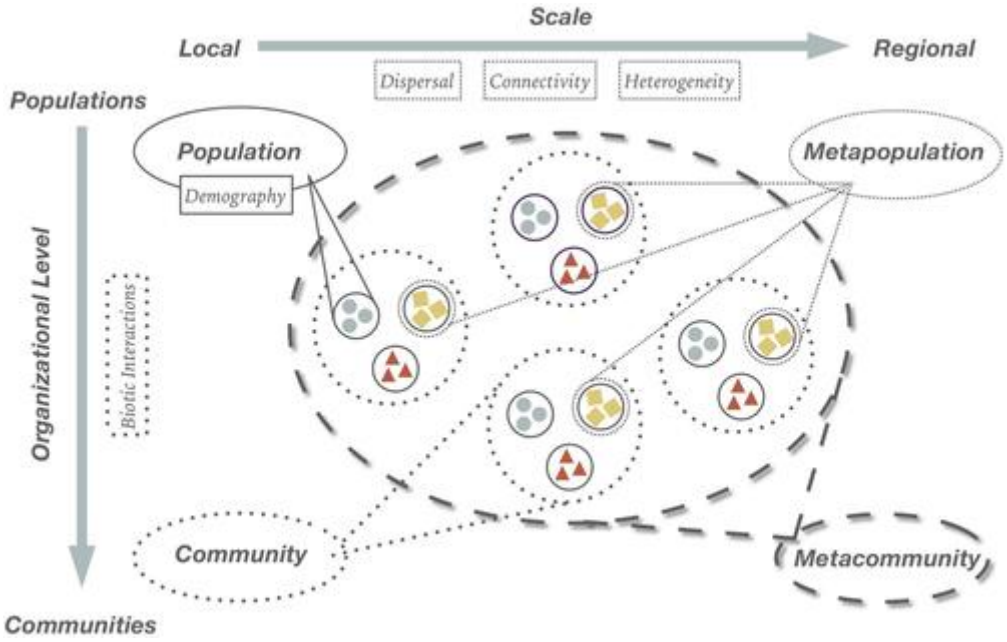


Fig. 1.18 Schéma conceptuel des différents niveaux organisationnels et échelles spatiales dans le cadre de la métacommunauté. Les populations locales sont regroupées en communautés, elles-mêmes intégrées dans des métapopulations et métacommunautés régionales. Ces niveaux interagissent via les processus de dispersion, d'extinction et d'interactions interspécifiques, reliant la dynamique locale à la biodiversité régionale (issu de Chase et al. 2020).

Les retenues d'altitude peuvent être intégrées dans une lecture spatiale des écosystèmes fondée sur les théories de la métapopulation (Levins, 1969; Hanski, 1998) et de la métacommunauté (Leibold et al., 2004; Holyoak et al., 2005). Ces cadres conceptuels, issus de l'écologie du paysage et de l'écologie des communautés, ont progressivement été intégrés à la biologie de la conservation pour mieux comprendre la dynamique des espèces dans des paysages fragmentés (Chase et al., 2020). La métapopulation décrit un ensemble de

populations locales d'une même espèce, connectées par des processus de dispersion, d'extinction locale et de recolonisation, qui déterminent leur persistance régionale. À une échelle plus intégrative, la métacommunauté considère plusieurs communautés d'espèces interconnectées, où les processus démographiques, la connectivité spatiale et les interactions biotiques façonnent la composition et la diversité régionales (Chase et al., 2020; Fig. 1.18).

Ces approches permettent d'articuler plusieurs niveaux d'organisation et de relier les processus écologiques locaux aux dynamiques de plus grande échelle (Chase et al., 2020). Dans le contexte alpin, les écosystèmes terrestres et le relief fragmentent naturellement le paysage aquatique et limitent la dispersion de nombreuses espèces (Tonkin et al., 2018). Les cours d'eau, les zones humides, les mares et les lacs peuvent au contraire compenser cette contrainte en facilitant leur dispersion (Lamouille-Hébert et al., 2024). Cette perspective souligne l'importance de considérer non seulement la qualité intrinsèque de l'habitat, mais aussi sa position dans le réseau aquatique.

Appliqués aux retenues d'altitude, ces concepts impliquent que chaque retenue pourrait jouer un rôle de refuge, de source ou de puits pour certaines espèces aquatiques au sein des paysages alpins, selon sa connectivité et ses caractéristiques écologiques. Cette idée peut s'apparenter à l'hypothèse du "Field of Dreams", qui stipule que "si nous le construisons, elles viendront" (Palmer et al., 1997). C'est-à-dire que la restauration d'un habitat entraînera automatiquement sa recolonisation par les espèces (Lake et al., 2007). Cependant, un tel résultat n'est pas assuré, car la recolonisation de l'habitat restauré dépendra non seulement de sa qualité écologique, mais aussi de la présence des organismes cibles dans le paysage et leur capacité à se rendre sur le site (Hughes, 2007).

4.4. Capacités de dispersion des espèces et contraintes spatiales

À haute altitude, la capacité des espèces aquatiques à coloniser de nouveaux habitats dépend fortement de leur mode de dispersion, des contraintes topographiques du paysage alpin et de la permanence de connexions hydrologiques (Tonkin et al., 2018; May, 2019). De nombreuses espèces se dispersent principalement par voie aquatique, de manière passive (dérive dans le courant) ou active (nage ou remontée de cours d'eau), comme c'est le cas pour de nombreux macroinvertébrés benthiques et la majorité du plancton (Bilton et al., 2001; Bohonak & Jenkins, 2003). D'autres organismes, notamment les plantes hydrophytes et hélophytes, utilisent aussi le vent et les animaux pour disséminer leurs propagules, bien que leurs capacités à franchir les reliefs alpins reste limitée (Pollux et al., 2009; Soomers et al., 2012). Chez les insectes aquatiques à métamorphose (hémimétaboles), comme les éphémères, les trichoptères, les odonates, ou certains diptères et coléoptères, les adultes ailés peuvent parcourir plusieurs centaines de mètres à quelques kilomètres par voie aérienne, facilitant leur arrivée dans des plans d'eau isolés (Hof et al., 2006; Hughes, 2007). À l'inverse, les amphibiens, dont la reproduction est dépendante de l'eau mais dont la dispersion est terrestre, présentent des capacités de colonisation plus restreintes, fortement influencées par les conditions du sol, la couverture végétale et les obstacles physiques (Cayuela et al., 2020). Quelle que soit leur

stratégie, ces organismes ont généralement une faible mobilité à l'échelle des paysages alpins, ce qui rend leur arrivée dans les retenues d'altitude lente, partielle et aléatoire (Peredo Arce et al., 2021). La composition des communautés peut alors refléter davantage les contraintes de dispersion que la compatibilité écologique des espèces avec le milieu (Tonkin et al., 2018).

En raison de leur localisation en tête de bassin-versant, les retenues d'altitude s'insèrent dans des paysages particulièrement fragmentés, où les habitats aquatiques sont plus dispersés (Marnezy, 2008; Tonkin et al., 2018). Cette fragmentation est principalement due à la topographie complexe des milieux de montagne, et à l'artificialisation des domaines skiables, qui augmentent la résistance du paysage à la dispersion des espèces aquatiques (Hof et al., 2006; Morán-Ordóñez et al., 2015; Boncourt, 2019). Dans ce contexte, la connectivité et la proximité des retenues d'altitude aux habitats aquatiques environnants devient une condition préalable à la colonisation de ces milieux (Taylor et al., 1993; With, 2019).

Les milieux aquatiques naturels comme les mares, étangs, zones humides, rivières et lacs d'altitude, constituent des habitats sources à partir desquels les espèces peuvent se disperser vers de nouveaux milieux (Pulliam, 1988). Dans les paysages aquatiques fragmentés, cette dispersion dépend de la présence de connexions écologiques, les corridors, permettant aux organismes de circuler entre habitats favorables (Hilty et al., 2012). Ces connexions peuvent prendre différentes formes selon la configuration du paysage (Fig. 1.19) : des corridors linéaires, tels que les cours d'eau, qui assurent une continuité physique, des corridors paysagers, constitués d'une mosaïque d'habitats proches facilitant les déplacements, ou des relais ponctuels, ou *stepping-stones*, formés d'habitats isolés servant d'étapes pour les organismes dispersants (Ćurčić et al., 2013; Morán-Ordóñez et al., 2015).

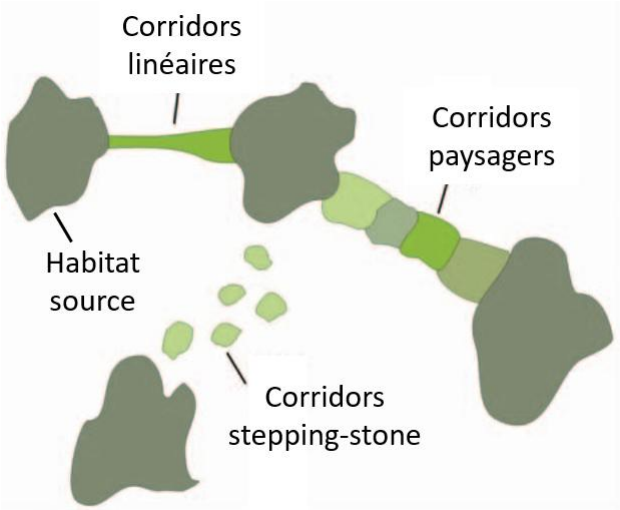


Fig. 1.19 Types morphologiques de corridors écologiques : linéaire, paysager (en mosaïque) et ponctuel (stepping-stone). Adapté de Ćurčić et al. (2013).

Dans les paysages alpins, où la connectivité hydrologique est souvent discontinue, les retenues d'altitude pourraient jouer un rôle équivalent à celui de *stepping-stones* (Fig. 1.19), en accueillant temporairement des individus dispersants pour soutenir leur survie et favoriser les échanges entre habitats naturels distants (Rocha et al., 2021). Selon Wang et al. (2023), la création ou la restauration de petits habitats relais naturels ou artificiels peut contribuer à réduire la fragmentation écologique en milieu de montagne. Appliquée aux écosystèmes aquatiques alpins, cette approche conduit à envisager les retenues d'altitude non plus seulement comme des infrastructures de stockage, mais aussi comme des éléments ponctuels d'un réseau écologique élargi, à l'interface entre *small natural features* et *stepping-stones*.

Dans ce *pondscape* alpin, combinant habitats sources, habitats relais et autres corridors, les retenues d'altitude pourraient ainsi contribuer au maintien des flux biologiques et à la conservation de la biodiversité régionale (Hassall et al., 2012; Deacon et al., 2018).

4.5. Effets de l'artificialisation sur l'assemblage des communautés biologiques

Les retenues d'altitude, en tant que milieux artificiels récents, pourraient altérer certains processus écologiques fondamentaux impliqués dans la structuration des communautés (Clevenot et al., 2018; Guedes et al., 2020). Les théories mobilisées précédemment y trouveraient des conditions de mise en œuvre particulières, du fait des contraintes physiques, biologiques et spatiales propres à ces ouvrages.

Premièrement, les filtres abiotiques pourraient y être particulièrement marqués. Contrairement aux plans d'eau naturels, les retenues d'altitude sont souvent installées sur des terrains aménagés, étanchéifiés par géomembrane et confinés par un enrochement ou non (Peyras & Mériaux, 2009). Bien que leur remplissage au printemps fait qu'elles stockent une eau météorique faiblement minéralisée provenant essentiellement de la fonte nivale, leur alimentation en eau est parfois issue de sources et de bassins-versants différents à des périodes variées. Cela pourrait, dans certains cas, engendrer une composition physico-chimique inédite, résultant du mélange de flux hydriques rarement associés dans les milieux naturels alentour (Gassama et al., 2012). Les cycles de vidange et de remplissage introduisent une variabilité temporelle supplémentaire, susceptible de perturber la stabilité des conditions physico-chimiques au sein d'une même retenue (Marnezy, 2008; Badré et al., 2009; Bartrons et al., 2025). De plus, étant vidangées en automne et remplies au printemps, leur régime hydrologique suit un cycle inversé qui pourrait désynchroniser les cycles phénologiques des espèces aquatiques ou rivulaires (Marnezy, 2008; White et al., 2008). Ces particularités sont susceptibles de freiner la colonisation végétale, de limiter la rétention de matière organique, et, par conséquent, de réduire la complexité structurelle du milieu (Evette et al., 2011; Cantonati et al., 2020).

Deuxièmement, les successions écologiques observées dans ces milieux récemment créés relèvent de successions primaires, avec des trajectoires lentes, hétérogènes ou incomplètes comme généralement observées sur des enrochements (Tisserant et al., 2020). L'absence de sol développé, les pentes raides, les fluctuations du niveau d'eau et les conditions abiotiques extrêmes peuvent constituer des obstacles à la germination et à la stabilisation des espèces pionnières (Matthews, 1992; Bornette & Puijalon, 2010). Or, l'absence de macrophytes pourrait compromettre la formation d'écotones fonctionnels et empêcher la mise en place de communautés biologiques plus complexes (Oertli & Parris, 2019; Cantonati et al., 2020).

Troisièmement, l'artificialisation du paysage alpin liée à l'aménagement des domaines skiables accentue la fragmentation écologique du paysage dans laquelle s'insèrent les retenues d'altitude (Roseo et al., 2025). Cette fragmentation peut entraver les flux de dispersion

nécessaires à la constitution de métapopulations ou de métacommunautés viables, notamment pour les espèces à faible mobilité ou aux exigences écologiques spécifiques (Tonkin et al., 2018; Boncourt, 2019). Une connectivité insuffisante avec les habitats sources peut conduire à des situations de « puits écologiques », c'est-à-dire des milieux où les populations ne peuvent se maintenir sans immigration continue depuis des sites plus favorables (Pulliam, 1988; Schooley & Cosentino, 2016). Ce phénomène peut être amplifié par l'effet Allee, qui rend les petites populations plus vulnérables à l'extinction en raison d'un seuil critique de densité (Courchamp et al., 1999; Grumbach & Hilker, 2024).

Enfin, l'introduction d'espèces non-indigènes dans les retenues d'altitude pourrait ajouter des pressions biotiques supplémentaires (De Mendoza et al., 2012; Cantonati et al., 2020). Par exemple, certaines retenues d'altitude font l'objet d'une gestion piscicole, pratiquée à des fins récréatives (Fait et al., 2020). Les introductions d'espèces prédatrices ou compétitrices, telles que les Salmonidés et les vairons, sont déjà connus pour déséquilibrer les communautés benthiques, limiter l'installation de macroinvertébrés sensibles, réduire la survie des amphibiens, et perturber les réseaux trophiques des lacs de montagne naturels (Tiberti et al., 2014; Ventura et al., 2017; Osorio et al., 2022). Ces pratiques sont susceptibles de compromettre les processus de colonisation spontanée et de limiter la diversité des communautés des retenues d'altitude.

5. Réconcilier aménagement et biodiversité dans les retenues d'altitude : cadre, objectifs et hypothèses de la thèse

Au regard des connaissances actuelles, les retenues d'altitude restent des objets peu étudiés dans la littérature scientifique, malgré leur expansion rapide dans les paysages de montagne (Gerfand et al., 2025). Les recherches disponibles mettent en évidence des impacts notables sur les régimes hydrologiques et les habitats alpins, mais la biodiversité potentiellement présente dans ces milieux reste largement méconnue (Fait et al., 2020; Gerfand et al., 2025). Seules quelques études récentes, comme la review de Cantonati et al. (2020), considèrent les retenues d'altitude comme des milieux susceptibles d'abriter une biodiversité fonctionnelle et d'offrir des habitats temporaires pour certaines espèces. La majorité des travaux se concentre sur leurs impacts environnementaux sans évaluer leur rôle écologique intrinsèque (Evette et al., 2011). Or, les cadres théoriques abordés dans cette introduction permettent d'envisager ces milieux artificiels comme des écosystèmes émergents, dont les trajectoires peuvent être orientées.

Il semblerait que de nombreux facteurs limitant la structuration des communautés biologiques dans les retenues d'altitude soient étroitement liés à la présence ou l'absence de végétation, en particulier sur les berges. Qu'il s'agisse de successions écologiques tronquées, de réseaux trophiques simplifiés, ou de communautés appauvries, le rôle structurant de la végétation aquatique et amphibie se révèle central dans le bon fonctionnement écologique de ces milieux (Oertli, 2018; Oertli & Parris, 2019). Dans d'autres retenues artificielles, l'absence de ce

compartiment végétal est régulièrement identifiée comme un frein majeur à la colonisation et au maintien de communautés biologiques complexes (Chester & Robson, 2013; Cantonati et al., 2020; McKercher et al., 2023). Par exemple, Lozano et al. (2022) observent qu'en restaurant la végétation indigène d'un lac artificiel urbain près de Buenos Aires, il est possible de restaurer jusqu'à 81 % de la diversité régionale des libellules, contre seulement 21 % dans un lac comparable non végétalisé par des espèces indigènes. Cependant, les conditions extrêmes et la fragmentation des milieux alpins, associées aux contraintes d'exploitation et à la forte minéralité des retenues d'altitude, soulèvent des incertitudes sur la colonisation spontanée et l'établissement d'une telle végétation.

> *« D'un point de vue limnologique, ces milieux nouvellement formés [les retenues d'altitude], souvent situés sur des montagnes carbonatées où les autres masses d'eau de surface en haute altitude sont rares en raison de phénomènes karstiques, peuvent représenter une opportunité intéressante comme habitat d'été pour des espèces aquatiques à développement rapide présentant des formes de résistance et comme sites de reproduction pour les amphibiens. Pour que ces bassins artificiels remplissent ces fonctions, il est important d'adopter des critères d'ingénierie naturalistes dans leur réalisation, avec une attention particulière à la pente et à la structure des berges (Cantonati, non publié) » - Cantonati et al. (2020).*

Au-delà de leur efficacité technique, les solutions fondées sur la nature et l'ingénierie écologique incarnent les principes de l'écologie de la réconciliation, en cherchant à concilier dynamiques écologiques et usages humains dans des milieux transformés, sans nécessairement viser un retour à un état de référence (Francis & Lorimer, 2011; Catalano et al., 2021). Elles offrent ainsi un cadre opérationnel pour penser des écosystèmes nouveaux, hybrides ou analogues, adaptés aux contraintes des milieux anthropisés (Castellar et al., 2021). Leur efficacité écologique a notamment été démontrée le long de gradients de naturalité des berges aménagées, où la richesse en microhabitats, en plantes, en macroinvertébrés et en poissons augmente avec l'usage croissant du génie végétal (Cavaillé et al., 2014, 2017; Janssen et al., 2019). Appliqué aux berges des retenues d'altitude, le génie végétal permettrait de recréer une zone de transition fonctionnelle entre milieux aquatique et terrestre, en amorçant les successions végétales et en facilitant la recolonisation biologique (Lundholm, 2015). De plus, ces techniques s'intègrent parfaitement aux enjeux multifonctionnels des domaines skiables et à la conservation de ces paysages culturels alpins, où la biodiversité peut redevenir un atout plutôt qu'une contrainte (Macdonald & King, 2018).

La problématique de cette thèse peut se résumer ainsi :

Dans quelle mesure et sous quelles conditions les retenues d'altitude peuvent-elles fonctionner comme des écosystèmes intégrés aux dynamiques écologiques locales, et comment leur conception et leur gestion peuvent-elles favoriser cette intégration ?

L'objectif général de la thèse est donc de comprendre et améliorer la compatibilité écologique des retenues d'altitude, en conciliant sécurité des ouvrages, contraintes techniques et accueil de la biodiversité.

Trois hypothèses principales ont structuré ces travaux :

- H1 : Les retenues d'altitude peuvent accueillir certaines espèces aquatiques selon leur conception et leur gestion, mais elles peuvent également agir comme des pièges écologiques.

→ Pour y répondre, le Chapitre 2 évalue le potentiel écologique des retenues d'altitude, afin de déterminer si elles peuvent accueillir certaines espèces aquatiques ou si elles constituent des pièges écologiques.

- H2 : Une stratégie adaptée de végétalisation des berges fondée sur le génie végétal et des espèces locales est réalisable et peut initier des processus écologiques dans ces milieux artificialisés.

→ Pour y répondre, le Chapitre 3 teste la faisabilité de la végétalisation des berges par des plantes aquatiques et semi-aquatiques locales, en tenant compte des contraintes abiotiques et de l'exploitation des retenues.

- H3 : Les espèces sélectionnées pour la végétalisation présentent un enracinement compatible avec l'intégrité des géomembranes et la sécurité des ouvrages.

→ Pour y répondre, le Chapitre 4 évalue la compatibilité de la végétalisation avec la sécurité des ouvrages, en particulier l'intégrité des géomembranes d'étanchéité.

Enfin, le Chapitre 5 cherche à généraliser les enseignements de cette thèse en les appliquant à des projets concrets de conception de retenues d'altitude et de transfert de connaissances à destination des gestionnaires.

Chapitre 2

Qualité écologique des retenues d'altitude - état des lieux et perspectives de gestion



Leucorrhinia dubia – Arc 2000

« On aime ce qui nous a émerveillé, et on protège ce que l'on aime. »

Jacques-Yves Cousteau

1. Introduction du chapitre

Dans le cadre des changements globaux et de l'intensification des pressions anthropiques en montagne, les écosystèmes d'eau douce d'altitude subissent de profondes transformations. Les retenues artificielles pour la production de neige (ou retenues d'altitude) constituent l'une des principales infrastructures hydrauliques nouvelles dans les paysages alpins, en réponse à la raréfaction de la neige naturelle. Pourtant, leur fonctionnement écologique et leur intégration dans le paysage aquatique d'altitude restent peu documentés, notamment après leur mise en service.

Ce second chapitre, issu de l'article *Gerfand et al. (2025)* publié dans la revue *Aquatic Sciences*, s'inscrit dans le cadre conceptuel de la thèse en interrogeant la nature de ces retenues : peuvent-elles être considérées comme de véritables écosystèmes aquatiques, ou leur artificialité les place-t-elle hors du champ d'un fonctionnement écologique pertinent ? Il aborde ainsi deux thèmes principaux développés dans le cadre théorique de la thèse :

1. La place des retenues d'altitude dans les réseaux hydro-écologiques d'altitude,
2. Leur capacité à accueillir des communautés d'espèces indigènes et les processus écologiques associés.

L'étude combine plusieurs niveaux d'analyse :

- Une analyse géographique à large échelle portant sur 136 retenues d'altitude réparties dans les Alpes françaises, décrivant l'évolution de leur nombre, de leur taille et de leur conception, ainsi que leur proximité avec les autres habitats aquatiques.

- Une analyse écologique plus fine menée sur un sous-échantillon de 28 retenues, combinant une caractérisation des usages anthropiques, des inventaires de plusieurs composantes de la biodiversité (végétation, invertébrés aquatiques, amphibiens, etc.), ainsi que des mesures de paramètres abiotiques (qualité physico-chimique de l'eau des retenues et structure des berges), dont les relevés physico-chimiques ont été comparés à ceux de lacs d'altitude naturels.

Ce travail propose donc une première évaluation de la qualité écologique des retenues d'altitude dans les Alpes françaises, en lien avec les grands concepts mobilisés dans la thèse : écosystèmes artificiels, écosystèmes nouveaux et analogues, connectivité écologique, dispersion et pièges écologiques.

Il permet de tester la première hypothèse de la thèse :

H1 : Les retenues d'altitude peuvent accueillir certaines espèces aquatiques selon leur conception et leur gestion, mais elles peuvent également agir comme des pièges écologiques.

2. Ecological quality of snowmaking reservoirs in the Alps and management perspectives

Benjamin Gerfand[1,2] · Florent Arthaud[3,4] · André Evette[1] · Baptiste Testi[1] · Laurent Peyras[5] · Stéphanie Gaucherand[1]

Aquatic Sciences (2025) 87:9 https://doi.org/10.1007/s00027-024-01136-0
Received: 12 June 2024 / Accepted: 14 October 2024 / Published online: 7 November 2024 / Corrected publication 2025

2.1. Abstract

Alpine freshwater ecosystems are biodiversity hotspots providing key ecosystem services. These ecosystems face threats from climate change and anthropogenic activities. Snowmaking reservoirs have emerged across the globe as a response to snow rarefaction and increasing winter tourism, and despite efforts to assess their environmental impact, our understanding of their ecological quality after being built remains limited. In the present study, we evaluated representative snowmaking reservoirs in French Alpine counties (départements) and their potential to serve as aquatic ecosystems. A comprehensive approach was employed encompassing ski resort surveys and geographical analyses of 136 reservoirs, complemented by investigations into abiotic characteristics and biodiversity surveys in 28 sampled reservoirs. The findings indicated that the multiplication and proximity of these reservoirs to freshwater habitats make them components of the alpine aquatic landscape. Terrestrial vegetation, although sparse, was commonly present on the banks of these reservoirs, but they systematically lacked aquatic vegetation. Faunal diversity appeared to be limited, and consisted of both indigenous and non-native species. Comparisons of snowmaking reservoirs with mountain lakes revealed similarities in water quality, implying the potential for similar oligotrophy and biotic communities. However, differences in conductivity, alkalimetry and pH were observed, possibly linked to distinct differences in water sources or retention times. Snowmaking reservoirs displayed unique habitat features through their structure and functioning. Although these reservoirs are attractive in terms of their biodiversity, there are concerns regarding their capacity to support species due to observations of drowned mammals and stranded amphibians and dragonflies. Our observations reveal potential ecological traps in the design, exploitation and uses of snowmaking reservoirs. Recommendations are made to enhance existing structures and future designs by increasing ecological processes and better protecting biodiversity.

Keywords Ecological trap · Ecological continuity · Artificial ecosystem · Mountain lake · Ski resort · Water body

[1]Univ. Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM, 38000 Grenoble, France
[2]ADS – Domaine de Montagne Les Arcs / Peisey-Vallandry / Villaroger, 73700 Bourg-Saint-Maurice, France
[3]Pôle R&D ECLA, OFB, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, 01330, Birieux, France
[4]Université Savoie Mont-Blanc, INRAE, CARRTEL, 74200 Thonon-les-Bains, France
[5]Aix-Marseille Université, INRAE, RECOVER, 13182 Aix-en-Provence, France

To cite this article:
Gerfand Benjamin, Arthaud Florent, Evette André, Testi Baptiste, Peyras Laurent & Gaucherand Stéphanie. "Ecological quality of snowmaking reservoirs in the Alps and management perspectives." Aquatic Sciences 87, no. 1 (2025): 9.

2.2. Introduction

Mountain ecosystems provide essential resources such as timber, food and water for human populations (Harden and Fernández 2022). They are also recognised as biodiversity hotspots, with endemic species being uniquely adapted to these challenging habitats (Noroozi et al. 2018). Characterised by extreme conditions, such as high disturbance regime, strong winds, diurnal thermal contrasts, pronounced dry seasons, high solar radiation and low oxygen concentrations (Körner 2007), mountain ecosystems are highly sensitive to both natural and anthropogenic perturbations, making them key indicators of environmental change (Schmeller et al. 2022).

The effects of climate change and human activities are particularly pronounced in mountain freshwater ecosystems. The consequences of global change on mountain aquatic habitats include disruptions to thermal regimes and hydrology, with knock-on effects on seasonal water availability and associated ecosystem services (Huss et al. 2017; Locatelli et al. 2017). Global warming projections indicate a rising rain-snow line (Lorrey et al. 2022), thereby impacting water storage, which is crucial for the summer water supply in mountain regions. Socio-economic considerations play a pivotal role in water resource management in these regions (Reynard et al. 2014), with proposals for adaptation strategies involving artificial water storage infrastructures (Gonin et al. 2022). The increase in implementation of this type of infrastructure raises concerns related to environmental impact and biodiversity loss (Fait et al. 2020; Zamora-Marín et al. 2021). Snowmaking reservoirs have emerged in ski resorts around the world as a solution to the shortage of natural snow cover in winter (Scott et al. 2003; 2006) and are also considered as a future solution in high-latitude countries such as Norway (Dannevig et al. 2021).

Snowmaking reservoirs, typically found in ski resorts, serve as water reserves primarily for snowmaking activities, with the aim to facilitate rapid snow production under favourable conditions (Marnezy 2008). They are mostly filled during the spring, leveraging high water availability from mountain sources and streams, or in the autumn, when rainfall is abundant (Marnezy 2008; Badré et al. 2009). However, some mountain reservoirs are filled several times during winter (Evette et al. 2011). Despite their utility for tourism and economic activities, concerns persist regarding their environmental impact. Although some of the water withdrawn is returned to the environment (Morin et al. 2023), questions linger regarding how this return is temporally and spatially organised (Magnier 2016; Gerbaux et al. 2020). Snowmaking reservoirs are often located on flat areas (Marnezy 2008), potentially leading to the destruction or degradation of wetlands and other alpine ecosystems during their construction (Evette et al. 2011). This destruction raises issues regarding biodiversity interactions, particularly in comparison to lowland reservoirs (Clevenot et al. 2018; Cantonati et al. 2020).

Situated between 1000 and 3000 m a.s.l., snowmaking reservoirs are distinct from their lowland counterparts in several aspects. They are designed taking into consideration geological, geotechnical and environmental factors, to ensure resistance against intense mountain conditions, such as low temperatures, snow, avalanches, rockfalls, landslides and UV

radiation (Mériaux and Peyras 2009). To mitigate risks and facilitate gravity-based water distribution for snowmaking, reservoirs are typically positioned on high plateaus (Marnezy 2008; Peyras et al. 2010). These reservoirs are very often made artificially watertight using Geomembrane Liner Systems (GLS) implemented over the entire surface to ensure water storage functionality (Peyras et al. 2010). However, GLS maintenance can be costly due to the vulnerability of these systems to high mountain conditions, such as solar radiation, ice-cover and punctures. To limit these effects, it is now recommended that GLS be covered with granular materials (Poulain et al. 2011). Design considerations also extend to slope angles, with a recommended maximum of 18° in order to balance geotechnical constraints with a minimised structure footprint and maximised volume-to-surface ratio (Mériaux and Peyras 2009).

Despite the presence of snowmaking reservoirs in numerous countries, few studies have been initiated to explore alpine biodiversity in snowmaking reservoirs, with the aim to reveal their potential capacity to support wildlife, including species of conservation concern (Fait 2017; Fait et al. 2020). Although the habitat diversity of these reservoirs is relatively low, they can still provide opportunities for certain species and contribute to the stepping-stone dispersal of aquatic species in alpine freshwater ecosystems (Oertli et al. 2014; Oertli and Parris 2019; Fait et al. 2020). In the context of an ever-increasing number of anthropogenic habitats, existing snowmaking reservoirs could potentially move toward a "win–win" situation for both human use and native species, as defined by reconciliation ecology (Rosenzweig 2003). This would entail managing these reservoirs for biodiversity, without any reduction in the human utility of the system. However, artificial reservoirs may provide misleading environmental signals to species, inaccurately representing the suitability of a habitat for reproduction and survival (Clevenot et al. 2018). By selecting their habitats based on these environmental signals, which falsely indicate high-quality conditions, alpine freshwater species could fall into an ecological trap (Dwernychuk and Boag 1972). Hence, a snowmaking reservoir could be defined as an ecological trap if it leads to direct mortality of individuals or if, as a breeding site, reproductive success is not high enough to support a stable or growing population without immigration (Battin 2004). Thus, ensuring ecological continuity and preventing potential ecological traps in these artificial structures remain critical considerations.

This study aimed to (1) describe the recent evolution of the number, size, location and design of snowmaking reservoirs within the aquatic landscape of the French Northern Alpine regions; (2) determine if there is spontaneous biodiversity associated with snowmaking reservoirs; (3) describe snowmaking reservoirs in terms of potential habitat for alpine biodiversity through their water quality and embankment design; (4) assess whether snowmaking reservoirs, due to their design and use may act as ecological traps; and (5) suggest ways to make these reservoirs more hospitable to biodiversity while reducing the risk of ecological traps and restoring ecological processes.

2.3. Material and methods

2.3.1. Data collection on snowmaking reservoirs in the French Alps

The French Alps, located in the south-east of France, are divided into Northern and Southern Alps, based on their climate (Joly et al. 2010). For this study, we focussed on the four counties (départements in French) that are most affected by the development of ski resorts (Spandre et al. 2016): the county of Hautes-Alpes in the Southern French Alps and the counties of Isère, Savoie and Haute-Savoie in the Northern French Alps (Fig. 2.1).

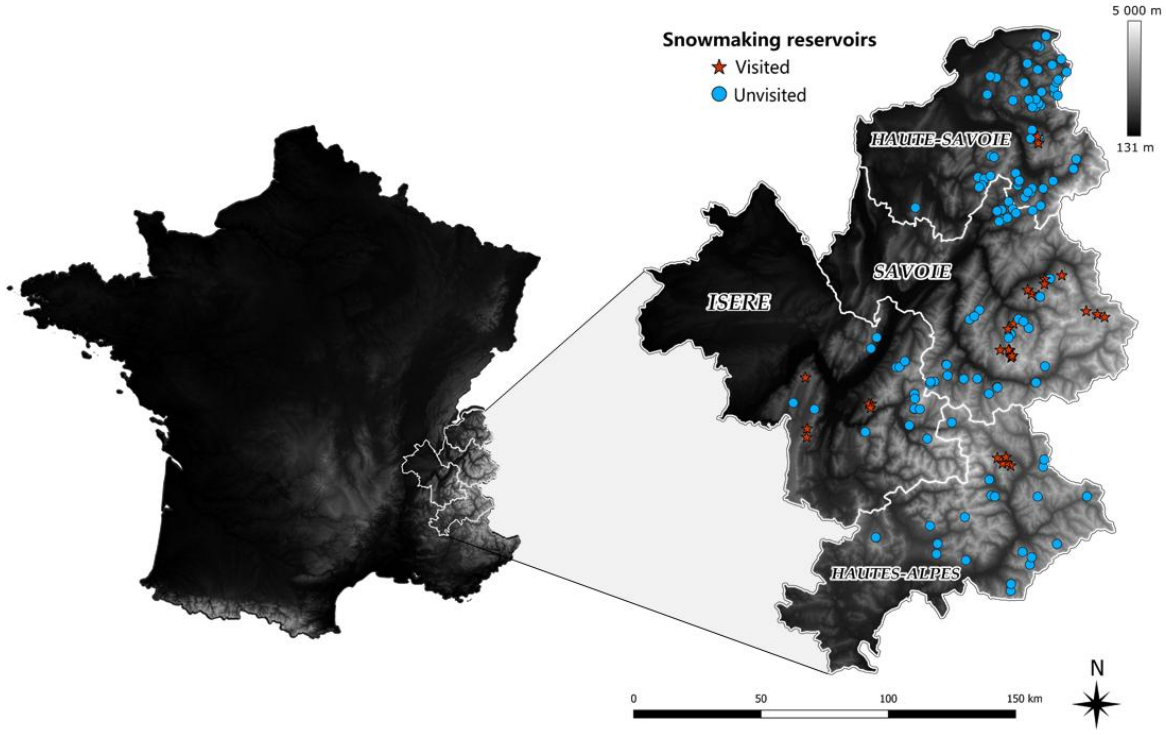


Fig. 2.1 Location of the 4 French counties studied and of the 136 snowmaking reservoirs identified in the study area. The snowmaking reservoirs visited during this study are denoted with an orange star.

All the snowmaking reservoirs found in these counties were compiled in this study. For each reservoir, information on the location, altitude (m), surface area (m^2), volume (m^3), year of construction and type of GLS coverage was collected (Table 2.1). These data are mainly taken from Mériaux and Peyras (2009), but also from Gerbaux et al. (2020) for the Isère department and from the local state authorities that examine applications for authorisations to build reservoirs (*i.e.* Direction Départementale des Territoires [DDT]) for the counties of Savoie, Haute-Savoie and Hautes-Alpes.

This dataset was completed by extracting the number, altitude and surface area of the natural water bodies located between 1000 and 2700 m a.s.l. (according to the altitude range of snowmaking reservoirs; Table 2.1) from the "Inventaire National des Plans d'Eau" (INPE; version 1.0, 2023; https://geoservices.ign.fr/inpe) for each country using GIS software. The distances separating reservoirs from other natural freshwater habitats was calculated to estimate the proportion of reservoirs that are within 2 km of another favourable habitat. This is the distance reachable by most aerial-dispersing aquatic species (Peredo Arce et al. 2021).

Table 2.1 Volume, surface area, elevation and number of snowmaking reservoirs in the French counties studied in 2021

Variables	French counties included in the study[a]				Mean	SD	Total
	Hautes-Alpes (05)	Isère (38)	Savoie (73)	Haute-Savoie (74)			
Number of reservoirs	23	21	42	50			136
Number of visited reservoirs	5	6	15	2			28
Total volume (m^3)	1,121,821	897,300	3,210,536	2,051,125	1,820,196	1,052,906.8	7,280,782
Minimum volume per reservoir (m^3)	3000	1000	5000	1000	2500	1914.9	
Average volume per reservoir (m^3)	48,775	44,865	76,441	41,023	52,776	16,091.3	
Maximum volume per reservoir (m^3)	125,000	165,000	403,000	300,000	248,250	127,471.2	993,000
Total area (m^2)	161,402	23,000	466,925	361,896	253,306	199,091.3	1,013,223
Minimum area per reservoir (m^2)	900	10,000	1940	500	3335	4484.6	
Average area per reservoir (m^2)	9494	11,500	12,288	8416	10,424	1782.0	
Maximum area per reservoir (m^2)	18,600	13,000	61,800	29,825	30,806	21,814.6	123,225
Minimum elevation (m a.s.l.)	1454	1000	1262	1000	1164	238.4	
Average elevation (m a.s.l.)	1987	1706	2034	1514	1810	244.9	
Maximum elevation (m a.s.l.)	2393	2734	2701	2010	2459	336.9	
First year of construction	1989	1993	1999	1990	1993	4.5	
Median year of construction	2002	2006	2007	2005	2005	2.2	

SD Standard deviation

[a]Number in parentheses refers to the number of the county in the list of the French counties in alphabetical order

2.3.2. Data collection for the sample of 28 snowmaking reservoirs

Study sites

Among the 136 snowmaking reservoirs identified, we selected 28 reservoirs located in 12 ski resorts for inclusion in the study (Fig. 2.1) based on two criteria: (1) direct information was obtainable from the reservoir operators and (2) the reservoir was representative in terms of altitude, age and construction techniques. Each of these reservoirs was visited once between June and August 2021.

Biodiversity surveys in snowmaking reservoirs

Biodiversity protocols were adapted from those described by Fait (2017), Fait et al. (2020) and the CIMaE project (Lamouille-Hébert 2022), and were calibrated during a prefield campaign involving six snowmaking reservoirs.

During each visit, the occurrence and abundance of terrestrial and aquatic vegetation (helophytes and hydrophytes) were assessed according to five abundance classes (A–E), with "A" corresponding to an uncountable number of individuals, B corresponding to numerous but countable individuals, "C" corresponding to some individuals, "D" corresponding to few individuals and "E" corresponding to no individuals. For each reservoir, it was noted if there was more or less than five terrestrial plant species, as well as if the vegetation belt was continuous or non-continuous. Primary phytoplanktonic productivity was estimated based on the chlorophyll *a* concentration (Huot et al. 2007; Kasprzak et al. 2008).

The occurrence of spontaneous faunal species, based on visual observation from above the shoreline, was also systematically recorded according to the same five abundance classes (A–E) as for vegetation. Amphibians were identified at the species level and at the different life-cycle stages (egg, tadpole, adult). Odonates were divided into distinct categories based on their respective life stages (adult, larvae, exuviae). Other aquatic macroinvertebrates were distinguished by habitat (benthic, pelagic), and invertebrates living on the water's

surface—mainly water striders (Gerridae)—were also monitored.

The presence or absence of introduced fish communities, represented by cyprinids and salmonids (Ventura et al. 2017; Osorio et al. 2022), was determined in situ.

After each visit, all equipment in contact with the reservoir water was disinfected to limit the spread of amphibian pathogens (Dejean et al. 2010). The structure of biodiversity data is detailed in Electronic Supplementary Material Appendix 2.1.

Abiotic characteristics

Several physico-chemical parameters of the surface water were systematically measured at different points of each snowmaking reservoir and pooled for analysis. Temperature (°C), conductivity (µS/cm), oxygen saturation (%) and pH were measured in situ using an HQ40d multimeter and two probes: a conductivity probe (CDC401) and a luminescence probe for dissolved oxygen (LDO101) (all Hatch Co., Loveland, CO, USA). The probes were placed at the bottom of the water, 1.5 m from the shoreline. The complete alkalimetric title (CAT) and the nitrate and chlorophyll a concentrations were measured ex situ by sampling 2 L of water at between 30 and 50 cm depth to avoid suspended matter. Samples were kept in coolers at 5 °C until their arrival at the laboratory for analysis within 24 h (NF EN ISO 5667-3 standard). The CAT was measured by potentiometry (NF EN ISO 9963-1 standard), the nitrate concentration by automated spectrophotometry (NF ISO 15923-1 standard) and the chlorophyll a concentration by spectrophotometry (LORENZEN method, NF T90-117 standard). It should be noted that 11% and 50% of the reservoirs tested had chlorophyll a and nitrate concentrations below the limit of quantification (LQ = 0.5 µg/L and 0.5 mg/L, respectively). These low values were set to zero in our analyses. The physico-chemical parameters were compared with those of 91 mountain lakes, all selected in the same geographical area and altitude range, taken as reference. The data on the surface water of mountain lakes were collected from the "Sentinel Lakes" network dataset (post-2018 data), extracted from SI-OLA (IS, AnaEE-France, INRAE of Thonon-les-Bains, Asters, GIS LACS SENTINELLES) and other unpublished data from the UMR CARRTEL laboratory.

For each snowmaking reservoir, the main uses were identified by interviewing the ski resort managers. During each visit, the type of GLS coverage (partially covered, fully covered, no coverage) was noted, and the slope (vertical/horizontal) was measured at various points along the upstream embankment (Fig. 2.2).

2.3.3. Data analyses

R software (version 4.2.3; R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria) was used for data and statistical analyses. Geographic data were explored and mapped using QGIS (version 3.6.0 'Noosa'; QGIS Development Team 2019).

Before each statistical test, the sample size, data independence, as well as the normal distribution and homoscedasticity of the related variables were checked. This led to the use of non-parametric tests in most cases. Spearman's correlation was used to test evolutions in snowmaking reservoir size over time. Changes to the elevation of the snowmaking reservoir over time were

analysed by applying a parametric Pearson's correlation. A Kruskal–Wallis test was used to test the changes in the use of each type of GLS coverage in relation to key dates, and the link between the abundance classes of terrestrial vegetation and the age of the reservoirs. The water quality was compared for each physico-chemical parameter between snowmaking reservoirs and mountain lakes by applying a Wilcoxon test.

The distance separating each snowmaking reservoir from the closest stream was calculated thanks to the NNjoin plugin. The geographical data for the water streams was collected from the BD TOPAGE® (2022). The distance separating each snowmaking reservoir from the closest water body was determined by extracting their geometrical centroids and calculating the distance matrix with the vector analysis tools.

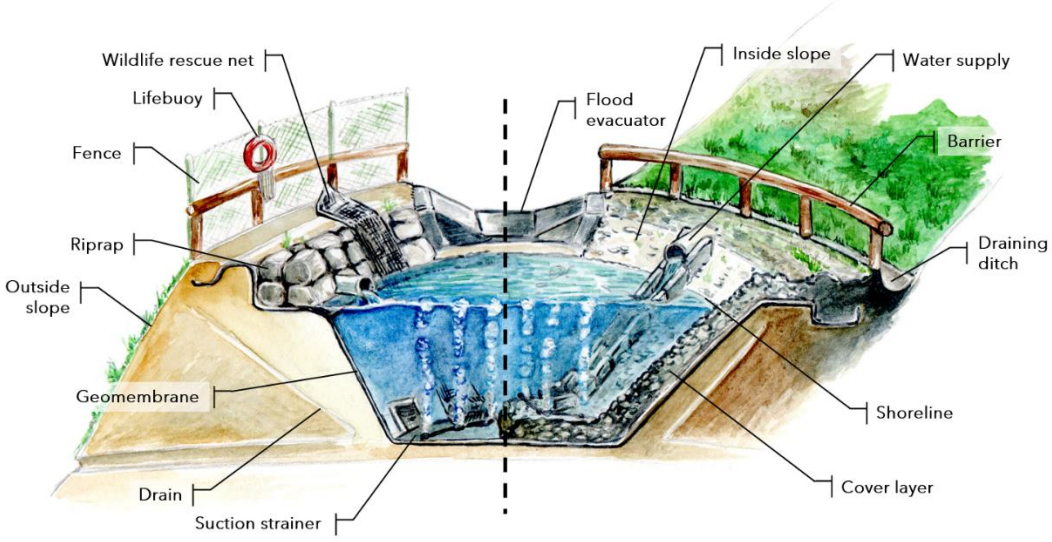


Fig. 2.2 Classic structure and equipment of snowmaking reservoirs. Left, a snowmaking reservoir with partial Geomembrane Liner Systems (GLS) coverage (geomembrane visible under the shoreline and riprap visible above). Right, a snowmaking reservoir with full GLS coverage. Drawing by B. Testi

2.4. Results

2.4.1. Overview of snowmaking reservoirs on the scale of the French Alps: where, when and how?

Number, size and location of snowmaking reservoirs in 2021

In 2021, a total of 136 snowmaking reservoirs located at altitudes ranging from 1000 to 2700 m a.s.l. were documented in the study area. The surface areas of these reservoirs ranged from 500 to 61,800 m^2, and their capacities ranged from 1000 to 403,000 m^3 (Table 2.1). These artificial reservoirs coexist alongside 2593 natural water bodies in the same altitude range, with surface areas measuring between 9 and 375,000 m^2 and a median surface area of 331 m^2 (INPE 2023; https://geoservices.ign.fr/inpe). Thus, there were a total of 2729 water bodies in the area under study. In this water framework, snowmaking reservoirs accounted for 8.4% of the water surface area and 5.0% of the total number of water bodies (Table 2.1). The vast majority (99%) of snowmaking reservoirs identified were located within 2 km of a stream and 73% were situated within 2 km of another water body, with median distances of 412 ± 504 m from a stream and 1149 ± 1502 m from a natural water body.

Evolution of snowmaking reservoir construction and design between 1989 and 2021

The year of construction was available for 112 of the 136 snowmaking reservoirs. These 112 reservoirs were constructed between 1989 and 2021, with half of them built before 2006 (Fig. 2.3; Table 2.1). Over this 32-year span, an average of almost four reservoirs were constructed per year. The number of reservoir constructions increased from 1999 to 2012, peaking at nine reservoirs in 1999. In the last 5 years analysed (2016–2021), the construction rate dropped to between one and five reservoirs per year.

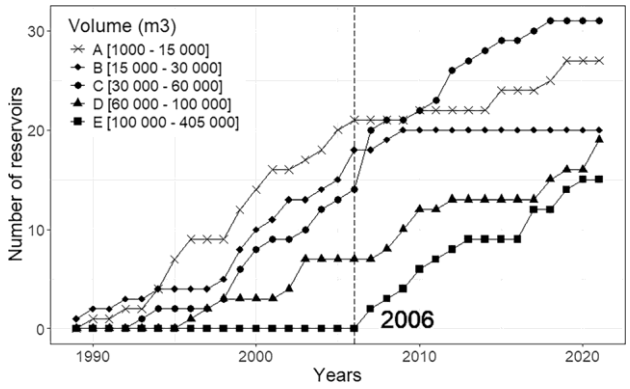


Fig. 2.3 Cumulative number of reservoirs built between 1989 and 2021 (n = 112) by volume class (in m³). The vertical dashed line denotes 2006, which is used as a reference year

The results of this analysis revealed that in contrast to the slowdown in the construction of snowmaking reservoirs in recent years, the storage capacity of those being constructed tended to increase (S = 119.6; ρ [correlation coefficient] = 0.49; p-value < 0.001) over the years and the location had shifted to higher altitudes (t = 3.05; r = 0.28; p-value = 0.001). Beginning in 2006, a number of reservoirs were constructed with volumes exceeding 1,00,000 m³ (Fig. 2.3), and in subsequent years the construction of smaller reservoirs with volumes < 30,000 m³ (Fig. 2.3) have declined in favour of larger reservoirs. As a result, the mean capacity of the reservoirs constructed post-2006 (n = 60) rose by 269% compared to the pre-2006 period (n = 57). In 2021, we estimated the potential storage capacity of reservoirs in the study area to be close to 7.3 million m³ (Table 2.1).

Both the design and structural aspects of the reservoirs have evolved over time. The first snowmaking reservoirs had no coverage to protect the geomembrane (Fig. 2.2). Partially covered reservoirs (Fig. 2.2) appeared in 1992, and the first reservoir with a fully covered GLS (Fig. 2.2) was built in 1999. Our analysis revealed that the year of construction significantly influenced the type of coverage used. From 2015 onwards, full GLS coverage was used more than partial coverage when new reservoirs were built (H = 36.6; p-value < 0.001). In 2021 almost half of the snowmaking reservoirs (n = 59) in the study area still lacked coverage to protect the geomembrane.

2.4.2. Biodiversity, water quality, embankment design and uses of 28 snowmaking reservoirs

Presence of biodiversity and mortality in snowmaking reservoirs

No aquatic vegetation was found in the reservoirs visited in the context of this study. In contrast, terrestrial vegetation was present on the banks of 82% of these reservoirs, although the vegetation belt was continuous in only 29% of cases. It should be noted that among the reservoirs with terrestrial vegetation, 57% hosted more > 5 plant species. The presence of this vegetation was independent of altitude, but its abundance and regularity tended to increase with the age of the reservoirs (H = 4.1; p-value = 0.4). In general, terrestrial vegetation was found on the banks of reservoirs that had been built an average of 10 years earlier.

Spontaneous faunal species were observed in 89.3% of the reservoirs visited, not including introduced fish. This percentage includes amphibians (68% of visited reservoirs), macroinvertebrates excluding odonates (61%) and odonates (7%). Introduced fishes were observed in 28.6% of the reservoirs. In the reservoirs studied, the most frequently observed amphibian species was the red-legged frog (*Rana temporaria*) (50.0%) followed by the alpine newt (*Ichthyosaura alpestris*; 39.3%) and the common toad (*Bufo bufo*; 35.7%). Eggs or tadpoles of *Rana temporaria* and *Bufo bufo* were found in 39.3% and 32.1% of the visited reservoirs, respectively. Odonates were observed at different stages of their life-cycle, including adults and larvae, although no exuvia were found. Benthic and pelagic macroinvertebrates were both observed in 50.0% of the reservoirs visited, and 21.4% of the reservoirs visited were home to water strider species. In the eight reservoirs containing fish, the species identified were minnow (*Phoxinus phoxinus*) or salmonids. The presence of all amphibian species decreased with increasing altitude ($W = 144$; p-value < 0.01).

Regarding mortality, we noted the mortality of *Ichthyosaura alpestris* in 10.7% of the reservoirs, of *Bufo bufo* in 7.1%, of *Rana temporaria* in 3.6% and of odonate imagos in 3.6%. These cases were systematically observed when bank slopes exceeded 16.5°. Some stranded tadpoles and eggs were also observed after low levels of water in the reservoirs and following partial emptying of the reservoirs. Additionally, observations of drowned mammals, stranded amphibians and dragonflies and other animals stuck in pipes during the emptying process, despite the presence of a suction strainer, were regularly reported by reservoir managers. An unexplained clutch mortality of red-legged frogs was also reported in one reservoir.

Water quality comparison between snowmaking reservoirs and mountain lakes

Conductivity, CAT and pH were significatively higher in the surface water of snowmaking reservoirs than in the surface water of mountain lakes (conductivity: $W = 529$; p-value < 0.001 [Fig. 2.4d]; CAT: $W = 221.5$; p-value < 0.001 [Fig. 2.4e]; pH: $W = 812$; p-value = 0.01 [Fig. 2.4f]). The pH range was 3.6-fold wider in lakes than in reservoirs. In contrast, we found no significant differences in water quality in terms of surface oxygen saturation, nitrate concentration or chlorophyll *a* concentration between snowmaking reservoirs and natural mountain lakes (surface water saturation: $W = 348$; p-value = 0.09 [Fig. 2.4a]; nitrate concentration: $W = 348$; p-value = 0.09 [Fig. 2.4c]; chlorophyll *a* concentration: $W = 1209$, p-value > 0.05 [Fig. 2.4b]).

Embankment design of snowmaking reservoirs

Among the 28 high-altitude reservoirs we visited, 13 reservoirs had full GLS coverage on their banks, whereas eight had only partial coverage, and seven had no coverage at all. The slopes of their upstream embankments ranged from 1/4.7 (horizontal/vertical distances [V/H]) to 1/1.6 (V/H), with the slopes of 23 being steeper than 1/3.1 (V/H). The average upstream embankment slope was steeper for reservoirs without a cover layer (1/2.15 V/H ± 7°) than for those with a cover layer (1/2.75 V/H ± 7°) as a gentler slope is required to ensure the stability of the GLS on the upstream embankment.

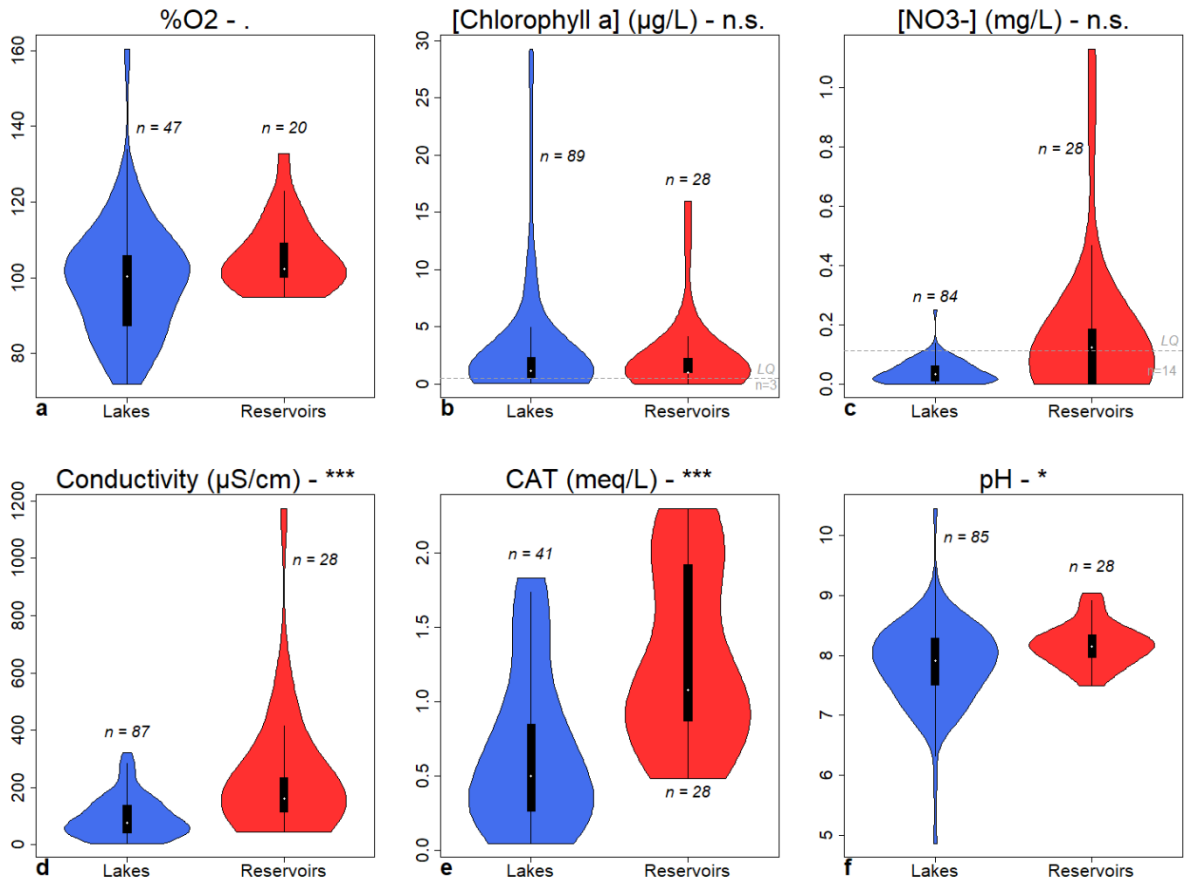


*Fig. 2.4 Comparison of the physico-chemical characteristics of snowmaking reservoirs (red) and mountain lakes (blue). **a** Oxygen percentage (O2–), **b** chlorophyll a concentration, **c** nitrate (NO3–) concentration, **d** conductivity, **e** complete alkalimetric title (CAT), **f** pH. The limit of quantification for each assay is indicated by a horizontal dashed grey line. Asterisks indicate the statistical significance of differences, as determined using the Wilcoxon test, at ***p-value ≤ 0.001, **p-value ≤ 0.01, *p-value ≤ 0.05, .p-value ≤ 0.1, n.s.*

Uses of snowmaking reservoirs

Almost half of the snowmaking reservoirs were used solely for snow production (n = 15); the remainder were also allocated to various uses, predominantly fishing (n = 8), recreational activities (n = 8), drinking-water storage (n = 4) or sometimes for pastoralism or irrigation support (n = 4). The use of snowmaking reservoirs for drinking-water supply was only observed for reservoirs built after 2008. Similarly, only reservoirs built from 2017 onwards were used for water sports activities.

2.5. Discussion

The environmental impact of snowmaking reservoirs has been outlined and assessed in previous studies (Evette et al. 2011; Magnier 2016), but their potential as aquatic ecosystems remains incompletely understood (Fait et al. 2020). The survey performed for the present study revealed an increase in the construction of these reservoirs and in their proximity to other water bodies, with a trend towards the construction of larger reservoirs at higher altitudes over time. Snowmaking reservoirs represent distinct habitats through their homogenous morphometry and GLS coverage. We noted that terrestrial vegetation, although sparse, was commonly present along the banks of these reservoirs, but that aquatic vegetation, which is crucial for a functioning aquatic ecosystem, was notably absent. The

fauna observed in the reservoirs surveyed in this study comprised spontaneous native and introduced non-native species, including protected species, but there was relatively limited overall biodiversity. Comparisons with mountain lakes revealed similarities in terms of surface area, volume and water quality, but differences in conductivity, CAT and pH. Observations and accounts of drowned mammals and stranded amphibians and dragonflies underscore the role of snowmaking reservoirs in alpine biodiversity loss, potentially acting as ecological traps (Dwernychuk and Boag 1972).

2.5.1. General evolution of snowmaking reservoirs in the aquatic landscape of the French Alps

The proliferation of snowmaking reservoirs in the French Alps accelerated from the late 1980s to the early 2010s, responding to burgeoning demands related to tourism as well as escalating environmental considerations on water retention during periods of low water availability (François et al. 2023). However, our analysis revealed a shifting trend towards the construction of fewer but larger and higher-altitude reservoirs since 2006, possibly influenced by regulatory changes enacted at that time (Mériaux and Peyras 2009). Moreover, considerations regarding the long-term impact of climate change on snow requirements could have motivated efforts to increase water storage capacities (Gerbaux et al. 2020; Vorkauf et al. 2022). Promising technological advancements and potential rebound effects further suggest that both the number and capacity of snowmaking reservoirs will increase in the coming years (Cognard and Berard-Chenu 2023).

Our survey of the study area revealed that more than one-twentieth of all water bodies exceeding 9 m^2 are now snowmaking reservoirs, demonstrating their significant presence in this area and possibly throughout the French Alps and more widely in all mountain regions of the world with ski resorts. Our observations also underscored the spatial proximity between snowmaking reservoirs and other freshwater habitats, indicating that snowmaking reservoirs may constitute potential habitats for the dispersal of freshwater organisms (Oertli et al. 2014), enabling these organisms to spread beyond the confines of traditional aquatic networks (Bilton et al. 2001; Kovar et al. 2009; Smith et al. 2009). According to our hypothesis, snowmaking reservoirs are a new component in the aquatic landscape of the French Alps. Their role in species dispersal must be considered as part of maintaining ecological connectivity, particularly for alpine species, such as amphibians, that are vulnerable to wetland destruction and habitat fragmentation due, in particular, to the development of ski resorts (Boncourt 2019; Boncourt et al. 2023).

The shift to the preferred use of a full GLS coverage layer when constructing new reservoirs has been driven by the desire to protect the waterproofing geomembrane system from physical and chemical degradation (Mériaux and Peyras 2009). This measure may have reduced risks to biodiversity in terms of mortality by creating the means for animals to escape from the reservoirs. It has also led to the emergence of reservoirs with more suitable habitats with riprap and gentler bank slopes, increasing colonisation opportunities for both aquatic and terrestrial vegetation, which require bank slopes and substrates compatible with the retention of organic matter and sediments for

anchoring of their roots (Håkanson 1977; Schutten et al. 2005).

2.5.2. Snowmaking reservoirs host spontaneous biodiversity

During our inventories, we observed terrestrial vegetation on the banks of 82% of snowmaking reservoirs. Terrestrial vegetation remained scarce, requiring an average of 10 years to establish, and rarely formed a consistent vegetation belt. Plant growth is slower in ecosystems at altitude, creating slower ecological and biological processes (Körner 2003). This is particularly true on riprap, as evidenced by Tisserant et al. (2020, 2021) with their observation of the quasi absence of a successional pattern in riprap. In contrast, aquatic and semi-aquatic vegetation is abundant in mountain lakes (personal communication) but completely absent from snowmaking reservoirs. The absence of aquatic plants may highlight the absence of an adequate substratum on the reservoir banks or the unsuitability of the slopes of the banks for anchorage of vegetation roots (Håkanson 1977; Schutten et al. 2005). The unnatural fluctuations of water levels in snowmaking reservoirs, including complete emptying in some cases, could also explain the absence of helophytes and hydrophytes (Coops et al. 1991). Our water analyses revealed comparable chlorophyll *a* concentrations between snowmaking reservoirs and mountain lakes, possibly indicating similar phytoplankton abundances (Huot et al. 2007; Kasprzak et al. 2008). Nevertheless, the data do not allow us to draw the conclusion that the phytoplankton communities in snowmaking reservoirs and mountain lakes are similar in terms of specific composition.

The results presented here corroborate the findings of Fait et al. (2020) regarding the potential of snowmaking reservoirs to host spontaneous biodiversity, regardless of their design or use and despite the absence of aquatic vegetation. Fait et al. (2020) investigated in detail the presence of beetles and dragonflies in eight Swiss snowmaking reservoirs where biodiversity was occasionally by the addition of aquatic plants or associated habitats. Spontaneous fauna has also been documented in other types of artificial reservoirs, such as urban and stormwater ponds (Clevenot et al. 2018; Oertli and Parris 2019; Jumeau et al. 2020). In our case, spontaneous fauna was encountered in 89% of the surveyed reservoirs, including individuals from several fauna compartments (*i.e.* macroinvertebrates, dragonfly imagos, water striders, amphibians, fishes) normally found in the trophic webs of mountain lakes (Sánchez-Hernández et al. 2015) and including protected amphibian species that are in decline particularly in mountain areas (Kyek et al. 2017).

We recorded all life stages of red-legged frogs and common toads, but were unable to detect all life stages or any reproduction of the alpine newt. The newt female usually lays single eggs on submerged leaves (Miaud 1993), which were absent from all the snowmaking reservoirs visited. It is possible that we missed potentially less visible and accessible clutches due to parental behaviours, such as the female wrapping eggs into vegetation (Schulte et al. 2020). We were also unable to find all odonate life stages, indicating that these species may not complete their entire life-cycle in snowmaking reservoirs as they require physical support when emerging, typically provided by aquatic vegetation (Huikkonen et al. 2020).

Although animal species are evidently drawn to snowmaking reservoirs, the observed

biodiversity remains limited, based on single and isolated visual observations for each reservoir.

2.5.3. Snowmaking reservoirs share some abiotic characteristics with natural mountain lakes

Given their shared altitude range, snowmaking reservoirs and mountain lakes should experience analogous thermal regimes in summer, with temperatures influenced by local climatic and meteorological factors, as well as by watershed attributes such as orientation and topography (Novikmec et al. 2013). This can result in estival dynamics in reservoirs similar to those observed in mountain lakes (Hampton et al. 2017), characterised by short photosynthetic periods constraining vegetation growth (Chacornac 1986; Körner 2003). The water composition of snowmaking reservoirs is similar to that of mountain lakes for most major parameters, suggesting oligotrophic habitat conditions. Surface oxygen saturation values greater than or close to 100% indicated oxygen saturation or oversaturation in surface waters during the summer for 76% of mountain lakes and 82% of snowmaking reservoirs. These oxygen levels are caused by photosynthetic activity, probably generated by the phytoplankton communities, surpassing respiration (Dordoni et al. 2022). Despite relatively low nitrate and chlorophyll a concentrations compared to lowland water ecosystems for both mountain lakes and reservoirs (Saros et al. 2005), chlorophyll a concentrations > 5 µg/L were still measured in some snowmaking reservoirs, possibly explaining the occasional occurrence of algal blooms.

However, snowmaking reservoirs show higher conductivity and CAT than mountain lakes, possibly due to the water supply, which primarily comes from downstream water pumping (Vanham et al. 2009). In contrast, mountain lakes mostly receive water from snowmelt and precipitation, which may result in lower ion concentrations (Zhao et al. 2018). While differences in these parameters are not known to impact macroinvertebrate communities (Canton et al. 2011), they may structure plankton communities; Zhu et al. (2024) reported that conductivity can be positively or negatively correlated with phytoplanktonic diversity in alpine lakes depending on the species, with a range of optimal values for diversity. Moreover, conductivity can be positively correlated with amphibian richness and abundance, but increased conductivity can alter amphibian behaviour, growth and development, increase the prevalence of malformation and decrease larval survival, depending on the tolerance of the species (Calderon et al. 2019), even if it does not represent a risk of direct mortality (Chambers 2011).

Snowmaking reservoirs are fully man-made water bodies, the exploitation of which induces specific hydrological characteristics compared to mountain lakes and influences their abiotic parameters and may limit the ability of species to develop. The exploitation of snowmaking reservoirs leads to water-level fluctuations that are more rapid and more extensive than those in natural water bodies, where levels usually decrease progressively during summer due to thermal evaporation, but remain relatively stable throughout the winter months (White et al. 2008). In contrast, the filling and emptying cycle of snowmaking reservoirs (Marnezy 2008) means that these bodies of water are empty at the end of winter and completely filled during the summer. However, the impact of such water level fluctuations on biodiversity

and water quality in snowmaking reservoirs is not yet known.

It should be noted that these abiotic data are based on a pool of several samples collected once in each snowmaking reservoir. Therefore, the results should be interpreted with caution. However, although such specific thermal and trophic conditions should select for those species capable of colonising and surviving in both snowmaking reservoirs and mountain lakes (Poff 1997), the results suggest that the quality of the water in snowmaking reservoirs could be suitable for the establishment of certain species similar to those found in natural mountain lakes, if they are able to withstand the impact of unnatural water level fluctuations and higher ion concentrations.

2.5.4. Embankment design, exploitation and uses of snowmaking reservoirs can lead to biodiversity loss

The construction of snowmaking reservoirs has prioritised storage volume safety without taking biodiversity into account (Mériaux and Peyras 2009), possibly making these reservoirs ecological traps. The slopes of the snowmaking reservoir banks visited during the course of the present study were generally homogeneous and steeper than the approximately 18° threshold recommended by the regulations (Mériaux and Peyras 2009) or steeper than the slopes of the banks of mountain lakes (Martinot 1979). Sliding geomembranes associated with steep bank slopes can lead to animal mortality (Scher 2005; Parris 2006). Over the course of this study, several drowned mammals and stranded amphibians or dragonflies were observed or reported in the reservoirs. This mortality was found to systematically occur in reservoirs with bank slopes steeper than 16.5°, and 73% of the dead animals observed occurred in reservoirs without or with a partial GLS coverage.

The exploitation of snowmaking reservoirs can also be a cause of death for many species. Tadpoles and eggs were observed to be stranded at low water levels after partial emptying of the reservoirs. Snowmaking reservoirs typically have an optimal water level for the start of amphibian reproduction in spring. The filling and emptying processes at key points in their life-cycle could result in clutch drowning or amphibians at young stages becoming stranded (Clevenot et al. 2018). Additionally, there have been reports of the death of amphibians and other animals stuck in pipes during the emptying process, despite the presence of a suction strainer.

More than half of snowmaking reservoirs were used for purposes other than snowmaking, and these other activities may be incompatible with the presence of some alpine species. We discovered introduced fish in 28.6% of the reservoirs visited during this study. Similar introductions in mountain lakes are known to impact the habitat and indigenous species such as amphibians (Ventura et al. 2017; Osorio et al. 2022). In addition, nautical sports have become popular in more recent reservoirs, potentially affecting biodiversity through excessive human presence, wave action on the shoreline, noise, trampling and vibration (Coops et al. 1991; Fleissner et al. 2022).

An unexplained clutch mortality of red-legged frogs was observed in one reservoir. One possibility could be that snowmaking reservoirs are good vectors for pathogens, such as *Batrachochytrium dendrobatidis* (Dejean et al. 2010). As water is often pumped from downstream locations, its transfer could also lead to the introduction of pathogens into the

reservoir (Brookes et al. 2004). In addition, the location of snowmaking reservoirs within ski resorts puts them at the forefront of overuse and recreational activities that may involve contaminated equipment. Finally, pastoralism and fishing activities can introduce pathogens into reservoirs; cow excrement and imported fish are pathogen carriers (Pastorino et al. 2019).

2.5.5. Encouraging ecological processes in snowmaking reservoirs to promote biodiversity establishment

The results of the present study suggest that we could go further in encouraging ecological processes and thus in integrating biodiversity into snowmaking reservoirs. Existing snowmaking reservoirs could support the survival and expansion of biodiversity. One measure considered to be essential to reducing wildlife mortality is the covering of reservoir banks with at least a partial layer of riprap. Reserving part of the reservoir banks for biodiversity could limit disturbances due to summer tourist traffic, incompatible human activities and fish predation. The survival of amphibian populations could especially be improved in existing reservoirs by providing potential breeding or migratory sites if the timing of changes in water elevation is adjusted during the breeding season to allow tadpoles sufficient time to emerge (Clevenot et al. 2018). This measure could be complemented by limiting the emptying of the reservoir to ensure a permanent aquatic environment (Jumeau et al. 2020) and by stopping practices to control herbaceous vegetation on the banks. To reduce biodiversity loss, future snowmaking reservoirs could include aquatic micro-habitats with slopes of less than 16.5°, connected to the main reservoir but protected from incompatible human activities and fish predation. Given that the majority of mountain lakes are currently stocked with fish, it is even more imperative to ensure the continued existence of predator-free habitats for alpine biodiversity (Ventura et al. 2017). This can also be achieved by prohibiting the introduction of fish species in future snowmaking reservoir constructions. Raising the level of the suction strainer in future designs could also reduce fauna mortality during emptying.

Existing snowmaking reservoirs could also improve the dispersal of biodiversity, giving spontaneous species the opportunity to complete their life-cycle and potentially leading to the colonisation of new species. The ability of amphibians to disperse effectively on bare surfaces, such as the banks of snowmaking reservoirs covered with a geomembrane or riprap, is limited. The addition of GLS coverage on the banks of snowmaking reservoirs creates the conditions needed to allow the slow development of sparse vegetation. While the growth of ligneous plants are prohibited on the dykes of snowmaking reservoirs (Mériaux and Peyras 2009), it is considered acceptable practice to promote the growth of harmless herbaceous terrestrial plants (Evette et al. 2014; Vennetier et al. 2015). Active revegetation of the riprap-covered banks using techniques available for terrestrial species (Vennetier et al. 2015; Tisserant et al. 2020) could improve ecological connectivity between the surrounding natural ecosystems and the artificial aquatic environment (Amoros and Wade 1996; Martin et al. 2021; Boncourt et al. 2024) and increase the number of species present in the reservoirs (Janssen et al. 2019).

Finally, our results suggest that it is essential to promote aquatic vegetation in both existing and future snowmaking reservoirs to ensure the establishment, survival, reproduction and

colonisation of biodiversity by creating microhabitats, egg-laying supports and hiding places from fish predation and improving water quality (de Melo et al. 2017; Gleason et al. 2018; Gutierrez et al. 2021). The addition of such vegetation appears to be a crucial issue in all larger-scale artificial reservoirs (Briggs et al. 2019; Rodrigo 2021; Lozano et al. 2022). However, no study has yet investigated active revegetation by aquatic or semi-aquatic plants in such specific habitats as snowmaking reservoirs.

2.6. Conclusion

The existing snowmaking reservoirs in the aquatic landscape of alpine regions have significant ecological potential due to their number, proximity to other natural habitats and their water quality, which is in part similar to that of mountain lakes. These reservoirs are already home to spontaneous and limited biodiversity, and their specific design, management and use can affect water quality and the survival of this biodiversity, potentially acting as ecological traps. To achieve a "win–win" situation for both alpine species and human activities, biodiversity should be better taken into account in existing snowmaking reservoirs and in the design of the potential future structures. This reflection must be carried out at the scale of the aquatic landscape in the light of the ecological processes of biodiversity in mountain ecosystems.

Acknowledgements We thank all the contributors to field investigations and ski resorts that have welcomed us. We are grateful for the data and technical support provided by the local state authorities (OFB and DDT Savoie, Haute-Savoie, Hautes-Alpes). We also thank Hugues François for sharing and managing the spatial data. This study was funded by Compagnie des Alpes and INRAE.

Author contributions BT, SG, AE and LP led the study design. SG, FA and AE conducted the research. BT and SG collected the data in the field in 2021. BG led the statistical and geographical analysis. BT and FA contributed to the data analysis. BG led the interpretation of the data. SG, FA, AE, LP and BT contributed to the data interpretation. BG led the writing of the manuscript. SG, FA, AE, LP and BT contributed to manuscript writing. All authors reviewed the manuscript.

Declarations Conflict of interest The authors declare no competing interests.

2.7. References

Amoros C, Wade PM (1996) Ecological successions. In: Petts GE, Amoros C (eds) The fluvial hydrosystems. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 211–241

Badré M, Prime J-L, Ribière G (2009) Neige de culture: état des lieux et impacts environnementaux—note socio-économique. Conseil général de l'Environnement et du Développement durable, Paris

Battin J (2004) When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. Conserv Biol 18:1482–1491. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00417.x

Bilton DT, Freeland JR, Okamura B (2001) Dispersal in freshwater invertebrates. Annu Rev Ecol Evol Syst 32:159–181

Boncourt E (2019) Quantifier la perméabilité des domaines skiables pour la Grenouille rousse (*Rana temporaria*): une approche combinant suivi GPS et génétique du paysage. Thesis. Université Grenoble Alpes, Grenoble

Boncourt E, Reineking B, Chambonnet G, Gaucherand S (2023) Movement behaviour of the common frog (*Rana temporaria*) in an anthropized mountain landscape: integrated step selection analysis of GPS tracking data. Amphib-Reptil 1:1–10. https://doi.org/10.1163/15685381-bja10164

Boncourt E, Bergès L, Alp M et al (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

Briggs A, Pryke JS, Samways MJ, Conlong DE (2019) Macrophytes promote aquatic insect conservation in artificial ponds. Aquat Conserv Mar Freshwat Ecosyst 29:1190–1201. https://doi.org/ 10.1002/aqc.3157

Brookes JD, Antenucci J, Hipsey M et al (2004) Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. Environ Int 30:741–759. https:// doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.006

Calderon MR, Almeida CA, González P, Jofré MB (2019) Influence of water quality and habitat conditions on amphibian community metrics in rivers affected by urban activity. Urban Ecosyst 22:743–755. https://doi.org/10.1007/s11252-019-00862-w

Canton S, Gensemer R, DeJong G, et al (2011) Should there be an aquatic life water quality criterion for conductivity? In: Impaired Waters Symposium, 12-13 Jan, Miami, pp. 554–565

Cantonati M, Poikane S, Pringle CM et al (2020) Characteristics, main impacts, and stewardship of natural and artificial freshwater environments: consequences for biodiversity conservation. Water 12:260. https://doi.org/10.3390/w12010260

Chacornac J-M (1986) Lacs d'altitude : métabolisme oligotrophe et approche typologique des écosystèmes. Thesis. Université Claude Bernard Lyon, Lyon

Chambers DL (2011) Increased conductivity affects corticosterone levels and prey consumption in larval amphibians. J Herpetol 45(2)219-223

Clevenot L, Carré C, Pech P (2018) A review of the factors that determine whether stormwater ponds are ecological traps and/or high-quality breeding sites for amphibians. Front Ecol Evol. https://doi. org/10.3389/fevo.2018.00040

Cognard J, Berard-Chenu L (2023) Snowmaking's slippery slope: the rebound effect of mountain reservoirs on water demand. Available at SSRN: https://ssrn.com/abstract=4543723 or https://doi.org/ 10.2139/ssrn.4543723

Coops H, Boeters R, Smit H (1991) Direct and indirect effects of wave attack on helophytes. Aquat Bot 41:333–352. https://doi.org/10. 1016/0304-3770(91)90052-7

Dannevig H, Gildestad IM, Steiger R, Scott D (2021) Adaptive capacity of ski resorts in Western Norway to projected changes in snow conditions. Curr Issue Tour 24:3206–3221. https://doi.org/10. 1080/13683500.2020.1865286

de Melo LSO, Gonçalves-Souza T, Garey MV, deCerqueira D (2017) Tadpole species richness within lentic and lotic microhabitats: an interactive influence of environmental and spatial factors. J Herpetol 27:339–345

Dejean T, Miaud C, Schmeller D (2010) Protocole d'hygiène pour limiter la dissémination de la Chytridiomycose lors d'interventions sur le terrain. Bull Soc Herp Fr 134:47–50

Dordoni M, Seewald M, Rinke K et al (2022) Novel evaluations of sources and sinks of dissolved oxygen via stable isotopes in lentic water bodies. Sci Total Environ 838:156541. https://doi.org/10. 1016/j.scitotenv.2022.156541

Dwernychuk LW, Boag DA (1972) Ducks nesting in association with gulls—an ecological trap? Can J Zool 50:559–563. https://doi. org/10.1139/z72-076

Evette A, Peyras L, François H, Gaucherand S (2011) Risques et impacts environnementaux des retenues d'altitude pour la production de neige de culture dans un contexte de changement climatique. J Alp Res Rev Géographie Alp. https://doi.org/10.4000/ rga.1471

Evette A, Zanetti C, Cavaillé P et al (2014) The paradox when managing the riparian zones of rivers with engineered embankments in the French prealps. J Alp Res Rev Géographie Alp. https://doi. org/10.4000/rga.2373

Fait P, Demierre E, Ilg C, Oertli B (2020) Small mountain reservoirs in the Alps: new habitats for alpine freshwater biodiversity? Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst 30:617–630. https://doi.org/10. 1002/aqc.3306

Fait P (2017) Qualité de l'eau des petites retenues d'altitude alpines suisses et évaluation de leur potentiel d'accueil de la biodiversité

Fleissner ER, Putland RL, Mensinger AF (2022) The effect of boat sound on freshwater fish behavior in public (motorized) and wilderness (nonmotorized) lakes. Environ Biol Fish 105:1065–1079. https://doi.org/10.1007/s10641-022-01318-5

François H, Samacoïts R, Bird DN et al (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

Gerbaux M, Spandre P, François H et al (2020) Snow reliability and water availability for snowmaking in the ski resorts of the Isère Département (French Alps) under current and future climate conditions. J Alp Res Rev Géographie Alp. https://doi.org/10.4000/ rga.6742

Gleason JE, Bortolotti JY, Rooney RC (2018) Wetland microhabitats support distinct communities of aquatic macroinvertebrates. J Freshw Ecol 33:73–82. https://doi.org/10.1080/02705060.2017. 1422560

Gonin T, Decaix J, Schmid J et al (2022) Numerical simulations for multipurpose reservoirs for alpine irrigation. In: Gourbesville P, Caignaert G (eds) Advances in hydroinformatics. Springer Nature, Singapore, pp 1035–1049

Gutierrez MF, Molina FR, Teixeira-de-Mello F et al (2021) Influence of fish predation on the dynamic of zooplankton and macroinvertebrates in floodplain lakes under different turbidity conditions: an experimental study. Aquat Sci 83:48. https://doi.org/10.1007/ s00027-021-00805-8

Håkanson L (1977) The influence of wind, fetch, and water depth on the distribution of sediments in Lake Vänern, Sweden. Can J Earth Sci 14:397–412. https://doi.org/10.1139/e77-040

Hampton SE, Galloway AWE, Powers SM et al (2017) Ecology under lake ice. Ecol Lett 20:98–111. https://doi.org/10.1111/ele.12699

Harden CP, Fernández A (2022) Mountain waterscapes: geographies of interactions, transformations, and meanings. In: Sarmiento FO (ed) Montology Palimpsest: a primer of mountain geographies. Springer International, Cham, pp 275–292

Huikkonen I-M, Helle I, Elo M (2020) Heterogenic aquatic vegetation promotes abundance and species richness of Odonata (Insecta) in constructed agricultural wetlands. Insect Conserv Divers 13:374383. https://doi.org/10.1111/icad.12396

Huot Y, Babin M, Bruyant F et al (2007) Does chlorophyll a provide the best index of phytoplankton biomass for primary productivity studies? Biogeosci Discuss 4:707–745

Huss M, Bookhagen B, Huggel C et al (2017) Toward mountains without permanent snow and ice. Earths Future 5:418–435. https://doi.org/10.1002/2016EF000514

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

Joly D, Brossard T, Cardot H et al (2010) Les types de climats en France, une construction spatiale. Cybergeo Eur J Geogr. https://doi.org/10.4000/cybergeo.23155

Jumeau J, Lopez J, Morand A et al (2020) Factors driving the distribution of an amphibian community in stormwater ponds: a study case in the agricultural plain of Bas-Rhin. France Eur J Wildl Res 66:33. https://doi.org/10.1007/s10344-020-1364-5

Kasprzak P, Padisák J, Koschel R et al (2008) Chlorophyll *a* concentration across a trophic gradient of lakes: an estimator of phytoplankton biomass? Limnologica 38:327–338. https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.07.002

Körner C (2007) The use of 'altitude' in ecological research. Trends Ecol Evol 22:569–574. https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09. 006

Körner C (2003) Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems. Springer Science & Business Media, Berlin Heidelberg

Kovar R, Brabec M, Vita R, Bocek R (2009) Spring migration distances of some Central European amphibian species. AmphibReptil 30:367–378. https://doi.org/10.1163/156853809788795236

Kyek M, Kaufmann PH, Lindner R (2017) Differing long term trends for two common amphibian species (Bufo bufo and Rana temporaria) in alpine landscapes of Salzburg. Austria PLOS ONE 12:e0187148. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187148

Lamouille-Hébert M (2022) CIMaE: Écologie et gestion des zones humides d'altitude dans un contexte de changement climatique— protocole standardise naturalistes et gestionnaires. https://www. fne-aura.org/uploads/2022/02/guide-protocole-naturalistes.pdf. Accessed 16 Feb 2024

Locatelli B, Lavorel S, Sloan S et al (2017) Characteristic trajectories of ecosystem services in mountains. Front Ecol Environ 15:150-159. https://doi.org/10.1002/fee.1470

Lorrey AM, Vargo L, Purdie H et al (2022) Southern Alps equilibrium line altitudes: four decades of observations show coherent glacier–climate responses and a rising snowline trend. J Glaciol 68:1127–1140. https://doi.org/10.1017/jog.2022.27

Lozano F, del Palacio A, Ramos LS et al (2022) Recovery of local dragonfly diversity following restoration of an artificial lake in an urban area near Buenos Aires. Basic Appl Ecol 58:88–97. https:// doi.org/10.1016/j.baae.2021.11.006

Magnier É (2016) Les impacts hydrologiques de la production de neige dans un domaine de moyenne montagne. VertigO 16(1). https:// doi.org/10.4000/vertigo.17183

Marnezy A (2008) Les barrages alpins. J Alp Res Rev Géographie Alp. https://doi.org/10.4000/rga.422

Martin F-M, Janssen P, Bergès L et al (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

Martinot J-P (1979) Ecologie et gestion piscicole des lacs de haute altitude du parc national de la Vanoise. Thesis. Université Scientifique et Médicale de Grenoble, Grenoble

Mériaux P, Peyras L (2009) Retenues d'altitude. Editions Quae, Versailles

Miaud C (1993) Predation on newt eggs (*Triturus alpestris* and *T. helveticus*): identification of predators and protective role of oviposition behaviour. J Zool 231:575–581. https://doi.org/10. 1111/j.1469-7998.1993.tb01939.x

Morin S, François H, Réveillet M et al (2023) Simulated hydrological effects of grooming and snowmaking in a ski resort on the local water balance. Hydrol Earth Syst Sci 27:4257–4277. https://doi. org/10.5194/hess-27-4257-2023

Noroozi J, Talebi A, Doostmohammadi M et al (2018) Hotspots within a global biodiversity hotspot—areas of endemism are associated with high mountain ranges. Sci Rep 8:10345. https://doi.org/10. 1038/s41598-018-28504-9

Novikmec M, Svitok M, Kočický D et al (2013) Surface water temperature and ice cover of tatra mountains lakes depend on altitude, topographic shading, and bathymetry. Arct Antarct Alp Res 45:77–87. https://doi.org/10.1657/1938-4246-45.1.77

Oertli B, Ilg C, Angélibert S et al (2014) Freshwater biodiversity under warming pressure in the Alps: a methodological

framework for prioritization of restoration areas for small waterbodies. Ecol Mont. https://doi.org/10.1553/ecomont-6-1s23

Oertli B, Parris KM (2019) Review: toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. Ecosphere 10:e02810. https:// doi.org/10.1002/ecs2.2810

Osorio V, Puig MÁ, Buchaca T et al (2022) Non-native minnows cause much larger negative effects than trout on littoral macroinvertebrates of high mountain lakes. Biol Conserv 272:109637. https:// doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109637

Parris KM (2006) Urban amphibian assemblages as metacommunities. J Anim Ecol 75:757–764. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656. 2006.01096.x

Pastorino P, Polazzo F, Bertoli M et al (2019) Consequences of fish introduction in fishless alpine lakes: preliminary notes from a sanitary point of View. Turk J Fish Aquat Sci 20:01–08

Peredo Arce A, Hörren T, Schletterer M, Kail J (2021) How far can EPTs fly? A comparison of empirical flying distances of riverine invertebrates and existing dispersal metrics. Ecol Indic 125:107465. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107465

Peyras L, Mériaux P, Degoutte G et al (2010) Retenues d'altitude pour la production de neige de culture : recommandations pour la conception, la réalisation, la surveillance et la réhabilitation. Sci Eaux Territ Numéro 2:92–100. https://doi.org/10.3917/set.002.0092

Poff NL (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. J North Am Benthol Soc 16:391–409. https://doi.org/10.2307/1468026

Poulain D, Peyras L, Meriaux P (2011) Feedback and guidelines for geomembrane lining systems of mountain reservoirs in France. Geotext Geomembr 29:415–424. https://doi.org/10.1016/j.geote xmem.2010.12.002

QGIS Development Team (2019). QGIS Geographic Information System. http://qgis.osgeo.org Accessed 01 Feb 2024.

Reynard E, Bonriposi M, Graefe O et al (2014) Interdisciplinary assessment of complex regional water systems and their future evolution: how socioeconomic drivers can matter more than climate. Wires Water 1:413–426. https://doi.org/10.1002/wat2.1032

Rodrigo MA (2021) Wetland restoration with hydrophytes: a review. Plants 10:1035. https://doi.org/10.3390/plants10061035

Rosenzweig ML (2003) Reconciliation ecology and the future of species diversity. Oryx 37:194–205. https://doi.org/10.1017/S0030 605303000371

Sánchez-Hernández J, Cobo F, Amundsen P-A (2015) Food web topology in high mountain lakes. PLoS ONE 10:e0143016. https://doi. org/10.1371/journal.pone.0143016

Saros JE, Interlandi SJ, Doyle S et al (2005) Are the deep chlorophyll maxima in alpine lakes primarily inducedby nutrient availability, not UV avoidance? Arct Antarct Alp Res 37:557–563. https:// doi.org/10.1657/1523-0430(2005)037[0557:ATDCMI]2.0.CO;2

Scher O (2005) Les bassins d'eau pluviale autoroutiers en région Méditerranéenne: Fonctionnement et Biodiversité Evaluation de l'impact de la pollution routière sur les communautés animales aquatiques. Thesis. Université de Provence-Aix-Marseille I, Marseille

Schmeller DS, Urbach D, Bates K et al (2022) Scientists' warning of threats to mountains. Sci Total Environ 853:158611. https://doi. org/10.1016/j.scitotenv.2022.158611

Schulte LM, Ringler E, Rojas B, Stynoski JL (2020) Developments in amphibian parental care research: history, present advances, and future perspectives. Herpetol Monogr 34:71–97. https://doi.org/ 10.1655/HERPMONOGRAPHS-D-19-00002.1

Schutten J, Dainty J, Davy AJ (2005) Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. J Ecol 93:556–571. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.00980.x

Scott D, McBoyle G, Mills B (2003) Climate change and the skiing industry in southern Ontario (Canada): exploring the importance of snowmaking as a technical adaptation. Clim Res. https://doi. org/10.3354/cr023171

Scott D, McBoyle G, Minogue A, Mills B (2006) Climate Change and the sustainability of ski-based tourism in Eastern North America: a reassessment. J Sustain Tour 14:376–398. https://doi.org/10. 2167/jost550.0

Smith RF, Alexander LC, Lamp WO (2009) Dispersal by terrestrial stages of stream insects in urban watersheds: a synthesis of current knowledge. J North Am Benthol Soc 28:1022–1037. https://doi. org/10.1899/08-176.1

Spandre P, François H, George-Marcelpoil E, Morin S (2016) Panel based assessment of snow management operations in French ski resorts. J Outdoor Recreat Tour 16:24–36. https://doi.org/10. 1016/j.jort.2016.09.002

Tisserant M, Janssen P, Evette A et al (2020) Diversity and succession of riparian plant communities along riverbanks bioengineered for erosion control: a case study in the foothills of the Alps and the Jura Mountains. Ecol Eng 152:105880. https://doi.org/10.1016/j. ecoleng.2020.105880

Tisserant M, Bourgeois B, González E et al (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

Vanham D, Fleischhacker E, Rauch W (2009) Impact of snowmaking on alpine water resources management under present and climate change conditions. Water Sci Technol 59:1793–1801. https://doi. org/10.2166/wst.2009.211

Vennetier M, Mériaux P, Zanetti C (2015) Gestion de la végétation des ouvrages hydrauliques en remblai. Guide technique. Cardère éditeur, Avignon

Ventura M, Tiberti R, Buchaca T et al (2017) Why should we preserve fishless high mountain lakes? Adv glob change

res. High Mt Conserv Chang World. https://doi.org/10.1007/978-3-319-55982-7_8

Vorkauf M, Steiger R, Abegg B, Hiltbrunner E (2022) Snowmaking in a warmer climate: an in-depth analysis of future water demands for the ski resort Andermatt-Sedrun-Disentis (Switzerland) in the twenty-first century. Int J Biometeorol. https://doi.org/10.1007/ s00484-022-02394-z

White MS, Xenopoulos MA, Hogsden K et al (2008) Natural lake level fluctuation and associated concordance with water quality and aquatic communities within small lakes of the Laurentian Great Lakes region. Hydrobiologia 613:21–31. https://doi.org/10.1007/ s10750-008-9469-y

Zamora-Marín JM, Ilg C, Demierre E et al (2021) Contribution of artificial waterbodies to biodiversity: a glass half empty or half full? Sci Total Environ 753:141987. https://doi.org/10.1016/j.scito tenv.2020.141987

Zhao G, Li W, Li F et al (2018) Hydrochemistry of waters in snowpacks, lakes and streams of Mt. Dagu, eastern of Tibet Plateau. Sci Total Environ 610–611:641–650. https://doi.org/10.1016/j. scitotenv.2017.08.088

Zhu H, Xiong X, Liu B, Liu G (2024) Lakes-scale pattern of eukaryotic phytoplankton diversity and assembly process shaped by electrical conductivity in central Qinghai-Tibet Plateau. FEMS Microbiol Ecol. https://doi.org/10.1093/femsec/fiad163

2.8. Supplementary Information

Appendix 2.1 Biodiversity data structure resulting from biodiversity surveys in the 28 snowmaking reservoirs visited.

Biodiversity group	Data	Structure
Aquatic vegetation	Abundance	5 classes of cover/abundance
Terrestrial vegetation	Abundance	5 classes of cover/abundance
		Number of species (< or > 5 species)
	Homogeneity	YES/NO
Phytoplankton	Abundance	Chlorophyll a concentration
Macroinvertebrates	Habitat	Benthic ; pelagic ; surface
	Abundance	5 classes of cover/abundance
Amphibians	Species	Species name
	Life stage	Adult ; tadpole ; clutch
	Abundance	5 classes of cover/abundance
	Mortality	Precise abundance
Odonates	Life stage	Adult ; exuviae ; larvea
	Abundance	5 classes of cover/abundance
	Mortality	Precise abundance
Fish	Presence	Presence/absence
Salmonids	Presence	Presence/absence

3. Conclusions du chapitre

Bien que les retenues d'altitude soient des aménagements artificiels récents, leur multiplication et leur insertion à proximité d'autres habitats aquatiques en tête de bassin versant justifient de les considérer comme des éléments à part entière du paysage aquatique alpin. Leur rôle dans la structuration écologique de ce réseau demeure toutefois ambivalent : leur implantation entraîne fréquemment la destruction de milieux naturels plus anciens, fonctionnels et mieux intégrés dans le réseau hydrographique. Néanmoins, il serait erroné de les exclure complètement des dynamiques écologiques. En effet, elles peuvent constituer, même temporairement, des habitats relais, des refuges ou des zones de dispersion pour certaines espèces (*e.g.* amphibiens, libellules, macroinvertébrés), notamment dans un contexte de fragmentation accrue des milieux et de changements globaux. Leur intégration dans les dynamiques de métacommunautés et de connectivité écologique apparaît ainsi parfois pertinente. Cette reconnaissance est d'autant plus importante que leur développement se poursuit : les retenues d'altitude sont non seulement de plus en plus nombreuses, mais tendent aussi à être plus grandes et plus volumineuses.

Sur le plan biologique, les retenues d'altitude sont fréquemment colonisées par des espèces animales. Les communautés observées dans les retenues étudiées restent majoritairement pauvres, dominées par quelques espèces ubiquistes et des cas de mortalité sont fréquemment observés. Outre les espèces indigènes qui les colonisent, la composante allochtone est notable, principalement représentée par des poissons introduits, connus pour leurs effets négatifs sur les communautés aquatiques de montagne (prédation, perturbation des réseaux trophiques, concurrence). La végétation aquatique est systématiquement absente des retenues échantillonnées, privant ces milieux de ces producteurs primaires et des fonctions associées (abris, substrat, oxygénation, support de ponte, nourriture).

Ces résultats[1] confirment l'hypothèse H1, selon laquelle les retenues d'altitude peuvent accueillir certaines espèces aquatiques selon leur conception et leur gestion, mais elles peuvent également agir comme des pièges écologiques.

En l'état actuel, la conception des berges, la rareté de la végétation, la présence de poissons introduits et des cycles hydrologiques inadaptés limitent leur valeur écologique et accentuent les risques de noyade, de dessèchement, d'isolement, et de prédation. Néanmoins, des observations ultérieures à l'étude ont mis en évidence quelques cas rares de colonisation spontanée d'hélophytes dans des retenues situées à des altitudes modérées. Ces cas isolés indiquent que certaines espèces peuvent s'installer lorsque les conditions locales s'y prêtent. Ils ouvrent la voie à une démarche de réconciliation écologique qui viserait à réintroduire des éléments naturels ou fonctionnels au sein d'infrastructures techniques, non pas pour les

[1] *Gerfand Benjamin, Florent Arthaud, André Evette, Baptiste Testi, Laurent Peyras, and Stéphanie Gaucherand. "Ecological quality of snowmaking reservoirs in the Alps and management perspectives." Aquatic Sciences 87, no. 1 (2025): 9.*

restaurer *sensu stricto* vers des systèmes de références, correspondant aux milieux naturels ancestraux, mais pour en améliorer la compatibilité écologique dans une perspective d'aménagement intégré.

Au regard de leur origine anthropique, de leur fonctionnement spécifique et de leur place croissante dans les socio-écosystèmes de montagne, les retenues d'altitude peuvent être considérées comme des "nouveaux écosystèmes" (Hobbs et al., 2009), combinant des éléments abiotiques, techniques et biologiques dans une configuration inédite. Dans certains cas, elles peuvent aussi être rapprochées d'écosystèmes analogues lorsqu'elles présentent des caractéristiques semblables à certains milieux naturels (lacs oligotrophes, bas-marais, suintements alpins…). Cette lecture ouvre des perspectives d'aménagements inspirés des systèmes naturels, visant à renforcer leur compatibilité avec la biodiversité locale.

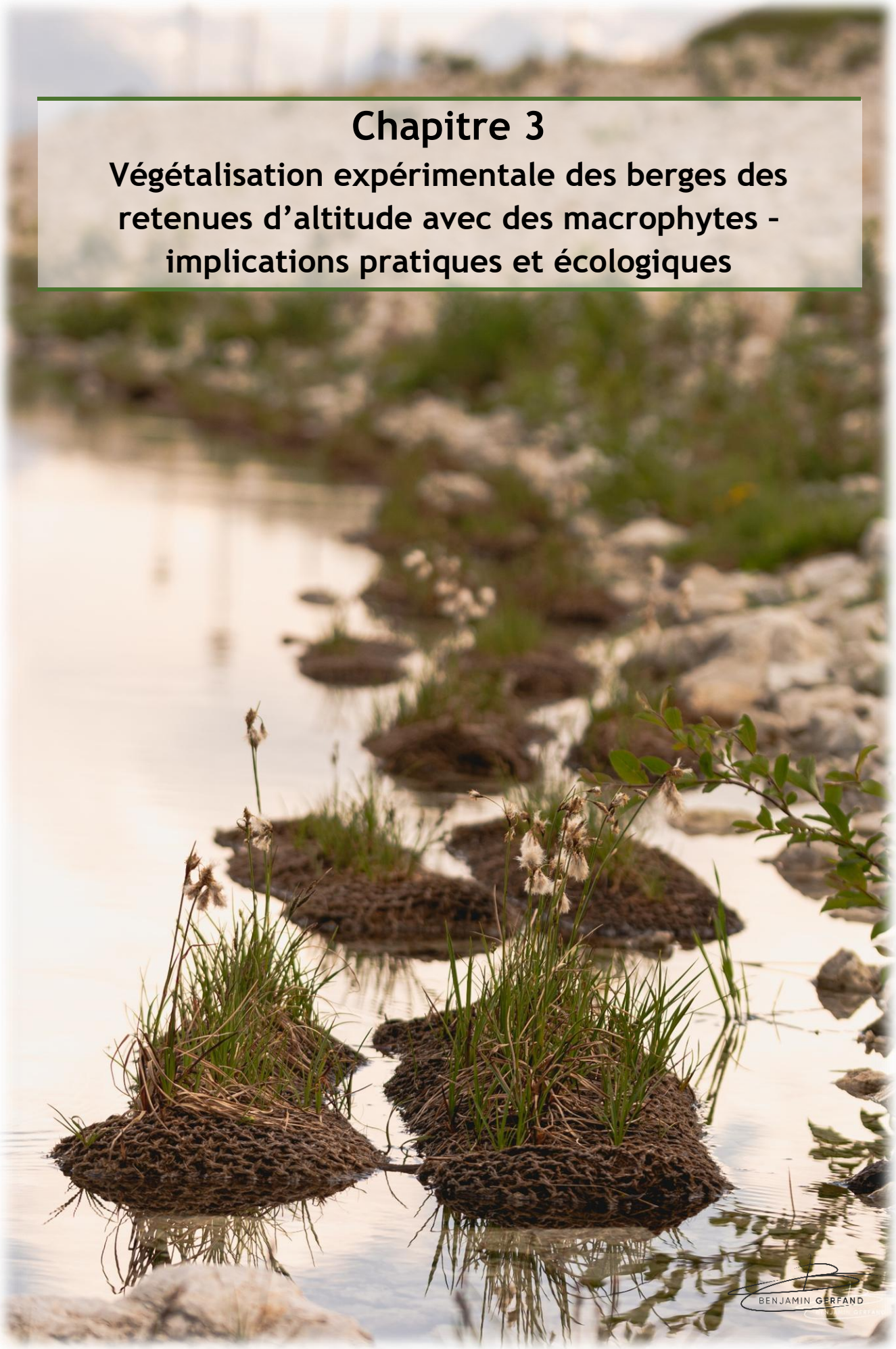
Des recommandations opérationnelles peuvent être formulées à partir de ces constats, dans une logique de gestion écologique améliorée des retenues d'altitude :

- Confiner les retenues non confinées (peut nécessiter un reprofilage des pentes des berges) pour garantir des pentes plus douces, un substrat de colonisation pour les plantes locales, et un revêtement rugueux facilitant la sortie des animaux ;
- Aménager des échappatoires pour la faune terrestre, par des berges à pente douce ou des dispositifs de fuite pour éviter les noyades, dans le cas où un reprofilage des berges n'est pas envisageable ;
- Végétaliser les berges des retenues confinées à l'aide d'espèces locales, adaptées aux conditions d'altitude et aux contraintes d'exploitation (marnage, géomembrane, gel, pente…), avec tout un gradient d'espèces aquatiques, semi-aquatiques et terrestres ;
- Proscrire l'introduction de poissons, notamment dans les nouveaux projets, afin de réduire les risques de prédation sur la faune indigène et de dégradation de la zone littorale ;
- Adapter les cycles de remplissage/vidange aux périodes de reproduction de la faune pour réduire les effets de piège écologique ;
- Mettre en place des suivis écologiques réguliers (faune, flore, physico-chimie) pour évaluer les effets de gestion et ajuster les pratiques en fonction du contexte local ;
- Intégrer les enjeux écologiques dès la conception : choix de l'implantation, pente et forme des berges, diversification de microhabitats, substrats fins, accès à la berge, présence de plantes…

Ces leviers, combinés à une meilleure prise en compte des processus écologiques dans la gestion courante, permettent d'envisager une transition vers des infrastructures plus intégrées, conciliant usages anthropiques, continuités écologiques et enjeux de conservation dans les milieux de montagne.

Chapitre 3

Végétalisation expérimentale des berges des retenues d'altitude avec des macrophytes - implications pratiques et écologiques



Fascines d'hélophytes – Retenue de l'Adret des Tuffes

« Une mauvaise herbe est une plante dont on n'a pas encore trouvé les vertus. »

Ralph Waldo Emerson

1. Introduction du chapitre

Faisant suite au diagnostic posé dans le premier chapitre — où les retenues d'altitude apparaissent comme des écosystèmes nouveaux et artificiels majoritairement dépourvus de végétation aquatique et susceptibles de fonctionner comme des pièges écologiques — ce chapitre explore une voie d'amélioration concrète. En testant expérimentalement l'implantation de macrophytes sur leurs berges grâce au génie végétal, il questionne la faisabilité technique et écologique d'une végétalisation à plus grande échelle pour restaurer des zones littorales fonctionnelles.

Dans ce troisième chapitre, issu de l'article *Gerfand et al. (In prep.)* qui sera prochainement soumis dans la revue *Ecological Engineering*, il ne s'agit pas de restaurer un milieu de référence, mais de créer des conditions favorables à la biodiversité dans un environnement artificiel en limitant l'impact sur l'usage anthropique, au sens de l'écologie de la réconciliation. Il aborde ainsi trois thèmes principaux développés dans le cadre théorique de la thèse :

1. La possibilité pour des espèces hélophytes et hydrophytes locales de s'établir et prospérer dans ces milieux contraints par les conditions abiotiques et la gestion humaine,
2. Leur capacité à amorcer des successions écologiques pour favoriser la colonisation naturelle et spontanée d'autres espèces,
3. La compatibilité entre la méthode de végétalisation des berges des retenues d'altitude et leur exploitation pour la production de neige de culture.

Pour cela, des fascines végétalisées ont été implantées sur les berges d'une retenue expérimentale sur le domaine de montagne des Arcs / Peisey-Vallandry / Villaroger (voir Annexe 1 pour des détails sur la retenue). Deux espèces d'hélophytes (*Carex nigra* et *Eriophorum angustifolium*) et deux espèces d'hydrophytes (*Chara globularis* et *Chara vulgaris*) ont été suivies pendant deux saisons de croissance suivant leur implantation. L'analyse des mesures réalisées, couplées à un inventaire botanique des berges et des plans d'eau environnants permettent de :

- Quantifier le succès de la végétalisation grâce à leur survie et leur dynamique de croissance,
- Décrire la colonisation des berges grâce à leur propagation clonale, leur reproduction sexuée et l'arrivée de nouvelles espèces,
- Estimer la trajectoire future des berges grâce au pool d'espèces régionales disponibles et du devenir des fascines, en lien avec la dégradation du géotextile et l'enracinement des plantes,
- Définir les limites de la méthode utilisée et les besoins pour développer une méthode généralisable à l'ensemble des retenues d'altitude.

Ce travail constitue la première expérience de végétalisation des berges des retenues d'altitude avec des plantes aquatiques et semi-aquatiques, ainsi que la première utilisation connue des fascines dans un tel contexte et à une telle altitude. Il permet de tester la deuxième hypothèse de la thèse :

H2 : Une stratégie adaptée de végétalisation des berges fondée sur le génie végétal et des espèces locales est réalisable et peut initier des processus écologiques dans ces milieux artificialisés.

2. Establishment of aquatic plants in snowmaking reservoirs: field assessment of littoral bioengineering and biodiversity responses

Benjamin GERFAND[1,2], Stephanie GAUCHERAND[1], Pierre BERTELOOT[3], Léo TIXIER[2], André EVETTE[1], Florent ARTHAUD[4,5,6]

2.1. Abstract

Artificial snowmaking reservoirs have rapidly expanded across alpine regions. These structures are often very mineral, made of riprap, concrete and geomembrane, and generally host little or no vegetation. Yet, their potential to host aquatic and littoral vegetation remains poorly documented. These artificial waterbodies often act as ecological traps due to steep, unvegetated banks and inverted hydroperiods. This study experimentally assessed (i) the feasibility of littoral revegetation using coir macrophyte rolls as a Nature-based Solution in a French Alps snowmaking reservoir at high elevation, and (ii) whether such revegetation can initiate successional trajectories comparable with the regional species pool. Four native species were introduced: two helophytes (*Carex nigra*, *Eriophorum angustifolium*) and two hydrophytes (*Chara globularis*, *Chara vulgaris*), and monitored over two years. Hydrophytes initially grew well but did not develop the next season, likely due to early desiccation and absence of oospores. Following new trials with fertile material the second season, hydrophytes partially reappeared in both original and replanted coir rolls at the end of the third season. Helophytes exhibited high survival (> 97 %), progressive clonal expansion, and flowering from the second year. Five additional plant species colonized the coir rolls spontaneously, signalling the onset of secondary succession along revegetated banks. In nearby waterbodies, 29 macrophyte species were recorded, highlighting a potential for gradual natural recolonization. The results demonstrate that coir rolls can durably establish helophyte vegetation in snowmaking reservoirs without impeding their operation, providing a functional littoral ecotone, but that hydrophytes may need adapted technique and water elevation management.

Keywords: Macrophytes ; Nature-based Solutions ; Ecological traps ; Ecological restoration ; Artificial ecosystems ; Water soil bioengineering.

[1] Université Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM, 38000, Grenoble, France
[2] ADS–Domaine de Montagne Les Arcs/Peisey-Vallandry/Villaroger, Bourg-Saint-Maurice, France
[3] INRAE, Aix Marseille Univ., RECOVER, Aix-en-Provence, France
[4] Univ. Savoie Mont Blanc, INRAE, CARRTEL, Thonon-les-Bains, France
[5] Pôle R&D ECLA, France
[6] Service EcoAqua, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, Thonon-les-Bains, France

2.2. Introduction

Freshwater aquatic and wetland ecosystems are among the most biodiverse habitats, but also the most threatened worldwide (Strayer and Dudgeon, 2010). Despite their relatively small fraction of continental surfaces (~0.8%), they provide habitats for nearly 7% of the known biodiversity, with more than 120,000 animal species directly dependent on them (Balian et al., 2008; Dudgeon et al., 2006). However, it is estimated that more than half of the world's wetlands have disappeared since the 18th century (Davidson, 2014), and tens of thousands of square kilometers of permanent freshwater bodies have been lost in recent decades (Donchyts et al., 2016; Pekel et al., 2016). This decline impacts not only biodiversity and habitat availability (Cantonati et al., 2020; Thornhill et al., 2017), but also the essential ecosystem services provided, including water regulation and supply (Tickner et al., 2020).

In response to growing pressure on water resources, human societies have increasingly relied on the construction of artificial waterbodies (*e.g.*, dams, hillside reservoirs, retention basins) to secure water for energy production, irrigation, and recreational purposes (Cantonati et al., 2020; Oertli, 2018; Wang et al., 2022). Their global proliferation has contributed to the creation of new aquatic surfaces (Pekel et al., 2016), but this can occur at the expense of existing wetlands and natural habitats (Davidson, 2014; Grill et al., 2019; Morden et al., 2022) and has not offset their overall loss (Donchyts et al., 2016). Although these infrastructures meet major socio-economic needs (Ehsani et al., 2017; Mácová and Kozáková, 2023), concerns have been raised about their ecological impacts and their ability to support biodiversity (Habets et al., 2018; McKercher et al., 2023).

A substantial volume of research has demonstrated that the construction and operation of artificial reservoirs can lead to significant alteration in both aquatic and terrestrial ecosystems at the catchment scale (Cantonati et al., 2020). The establishment of such structures generally results in the destruction and fragmentation of natural habitats, thereby intensifying pressures that are already being imposed by global change (Hapich et al., 2022; Reid et al., 2019). Their management alters hydrological regimes and disrupts ecological connectivity (Carluer et al., 2016; Morden et al., 2022). Transformations such as the conversion of lotic to lentic habitats, artificial flow fluctuations, and barriers to dispersal reduce the diversity of native fish (Guedes et al., 2020), macroinvertebrates (Doretto et al., 2019), and riparian vegetation (Pereira et al., 2021), while favoring the spread of exotic species (Guedes et al., 2020; Wu et al., 2019). The cumulative effect of small reservoirs, often underestimated, may equal or exceed that of large dams, disproportionately affecting small streams that frequently host endemic species (Carluer et al., 2016; Morden et al., 2022).

Beyond these large-scale impacts, the reservoirs themselves frequently provide suboptimal conditions for biodiversity. These habitats can function as ecological traps (Clevenot et al., 2018; Jumeau et al.,

2020; McKercher et al., 2023), attracting species into environments unsuitable for their survival (Battin, 2004). Steep and slippery banks have been shown to entrap animals and result in drowning incidents for amphibians and mammals species (Gerfand et al., 2025; Gómez-Ortiz et al., 2024). In addition, in numerous cases where fish are introduced into natural or artificial waterbodies, their presence has been demonstrated to negatively affect the diversity and abundance of amphibians and macroinvertebrates, including dragonfly populations (Hecnar and M'Closkey, 1997; Jugovic et al., 2025; Schilling et al., 2009; Šigutová et al., 2015). Reservoir shorelines have been identified as areas of particular concern, as their design is often homogenized and artificialized, typically featuring steeper slopes than natural waterbodies and being subject to excessive water-level fluctuations, whereas gentle slopes maximize the width and ecological value of littoral interface zones (Clevenot et al., 2018; Oertli and Parris, 2019; Zamora-Marín et al., 2021). These conditions limit opportunities for plant and animal colonization, hindering the establishment of pioneer communities (Bornette and Puijalon, 2010; Tisserant et al., 2020) and compromising the viability of many species, including amphibians (Clevenot et al., 2018; Zamora-Marín et al., 2021).

Conversely, in natural waterbodies, littoral zones fulfil a key ecological function as ecotones between terrestrial and aquatic environments (Naiman and Décamps, 1990). The vegetation is characterised by a structured arrangement in successive belts, ranging from terrestrial species to submerged hydrophytes, with intermediate semi-aquatic helophytes (Różańska-Boczula and Sender, 2025). This organization not only supports plant diversity but also forms habitat mosaics with high spatial heterogeneity, providing breeding sites and refugia that enhance faunal diversity (Thomaz, 2023). In reservoirs, the absence of such vegetation gradients is frequently identified as a driver of ecological traps (Clevenot et al., 2018; Gerfand et al., 2025; McKercher et al., 2023; Oertli, 2018).

To restore these ecotone functions, several studies has recommended gentling the slopes and the integration of aquatic and semi-aquatic vegetation into artificial waterbodies, thereby enhancing dispersal and colonization processes while reducing the effect of ecological traps (Kolar et al., 2021; McKercher et al., 2023; Oertli and Parris, 2019). Nature-based Solutions (NbS), and among them soil and water bioengineering, provide a relevant framework for this purpose, by relying on natural dynamics to restore functional habitats (Cohen-Shacham et al., 2016; Preti et al., 2022; Rey, 2025). The effectiveness of these measures has been demonstrated in successful implementations in other degraded aquatic systems (Geist and Hawkins, 2016; Zamora-Marín et al., 2021). For instance, Lozano et al. (2022) reported that the restoration of native vegetation, including macrophytes, in an urban artificial lake resulted in the recovery of up to 81% of regional dragonfly diversity, in contrast to only 21% in a comparable unrestored lake.

Among artificial waterbodies, snowmaking reservoirs illustrate a unique challenge, as

their high-altitude locations and specific management regimes impose strong constraints on plant development and biodiversity and can limit revegetation processes. Constructed to provide artificial snow for ski resorts (Marnezy, 2008), they have multiplied over recent decades in response to declining natural snow cover (Gerfand et al., 2025). In these already fragmented alpine landscapes, where aquatic species exhibit limited dispersal capacity (Peredo Arce et al., 2021; Tonkin et al., 2018), the presence of snowmaking reservoirs may become an additional threat by acting as ecological traps (Gerfand et al., 2025; Klenovšek et al., 2025). The lack of substrate or the presence of riprap prevents the establishment of aquatic vegetation especially in extreme high elevation environments, which are characterised by large thermal amplitudes and a limited growing season due to prolonged snow and ice cover (Gerfand et al., 2025; Körner, 2003; Peyras and Mériaux, 2009). Moreover, their management regime, with maximum water-level in summer, and rapid autumn-winter drawdowns, creates an inverted hydroperiod compared to natural systems (Gerfand et al., 2025). Security concerns related to dam integrity also impose the active clearance of woody vegetation along shorelines (Gerfand et al., 2025; Peyras and Mériaux, 2009). These constraints further hinder the spontaneous establishment of macrophytes, which are almost always absent (Gerfand et al., 2025; Klenovšek et al., 2025). The addition of macrophyte communities on their shorelines could offer an innovative pathway to turn them into opportunities for biodiversity enhancement (Cantonati et al., 2020; Gerfand et al., 2025). However, to date, active revegetation in snowmaking reservoirs appears to be undocumented in the literature.

Coir reed rolls represent a common water soil bioengineering technique developed for the restoration of riparian zones (Adam et al., 2008; Basílico et al., 2016; Didier et al., 2025b, 2025a; Frossard and Evette, 2009). Designed as Nature-based Solutions, these structures combine rapid installation, initial protection against erosion and wave action, and the creation of favorable conditions for natural recolonization by vegetation and fauna (Adam et al., 2008; Didier et al., 2025b, 2025a; Zeh, 2007). With few exceptions (Dinger and Moiroud, 1999; Streever, 2012), their use in an alpine context has remained largely confined to river systems, where they have demonstrated effectiveness in stabilizing the toe of riverbanks (Didier et al., 2025b; Peeters et al., 2020). To our knowledge, no documented experiments have yet reported their application in closed, artificial waterbodies exposed to the specific constraints of high altitude (Evette et al., 2013; Mackay et al., 2022).

The aim of this study is therefore to evaluate the success of shoreline revegetation in a snowmaking reservoir through the experimental planting of macrophytes in coir rolls. Specifically, the study assesses the ability of different helophyte and hydrophyte species to survive, grow, and establish under these constrained conditions, as well as the potential of such revegetation to enhance habitat suitability for alpine aquatic and

riparian plant communities. In parallel, we compared the spontaneous colonization within the reservoir with the species pool of nearby waterbodies to assess the potential for natural dispersal and community assembly. We hypothesize that (i) the selection of local and stress-tolerant species should enable their survival and establishment on snowmaking reservoir banks; (ii) the use of macrophyte coir rolls should be compatible both with revegetation success and with the operational constraints of these infrastructures; and (iii) the artificial initiation of secondary succession should facilitate the natural colonization of additional plant species over time.

2.3. Material and methods

2.3.1. The Adret des Tuffes reservoir and its hydrological characteristics

The study was conducted at the Adret des Tuffes snowmaking reservoir (45.56503 N, 6.81808 E; Bourg-Saint-Maurice, Savoie, France), located in the Arcs/Peisey-Vallandry mountain resort (Fig. 3.1). Built in 2008, it is the largest snowmaking reservoir in France and one of the largest in Europe. The reservoir is equipped with a 21 m high embankment dam, covers 4.5 ha of open water surface, and has a storage capacity of 406,000 m³. Its primary function is to provide water for snowmaking over approximately 180 ha of ski slopes. The reservoir filling period coincides with the main snowmelt season, generally extending from late May to late June. During this period, the water level rises progressively to reach the average operating level (~2212 m a.s.l.). Water is then withdrawn in autumn and early winter for snowmaking, resulting in a drawdown of up to 12 m. During summer, the water level remains relatively stable, with limited fluctuations (≤ 30 cm) linked to evaporation and rainfall. The banks are covered with approximately 30 cm of confinement gravel (grain size 0/30 mm) topped with 50 cm of riprap (30/400 mm), protecting the geomembrane that ensures waterproofing. They were designed with regular slopes close to 3H/1V (18.4°), ensuring the stability of the mineral cover (Peyras and Mériaux, 2009).

2.3.2. Revegetation of reservoir banks

Selection of plant species

Species selection was based on the identification of natural habitats potentially analogous to snowmaking reservoir banks, as characterized in the regional habitat guide of (Villaret et al., 2019). This bibliographic approach aimed to identify habitat types sharing similar abiotic features, such as oligotrophy, neutral to basic pH, mineral substrates, seasonal drawdown, short growing season, and high-altitude climate (Gerfand et al., 2025). Twelve subalpine and alpine habitats were retained, including peatlands, temporary ponds, and aquatic meadows (See Appendix 3.1 for details). From these habitats, an initial list of 170 hydrophyte and helophyte species was compiled. It was filtered according to ecological redundancy (occurrence in several habitat types), altitudinal compatibility (2200 ± 200 m), and tolerance to gradients in moisture, pH, and trophic status. Protected species were excluded.

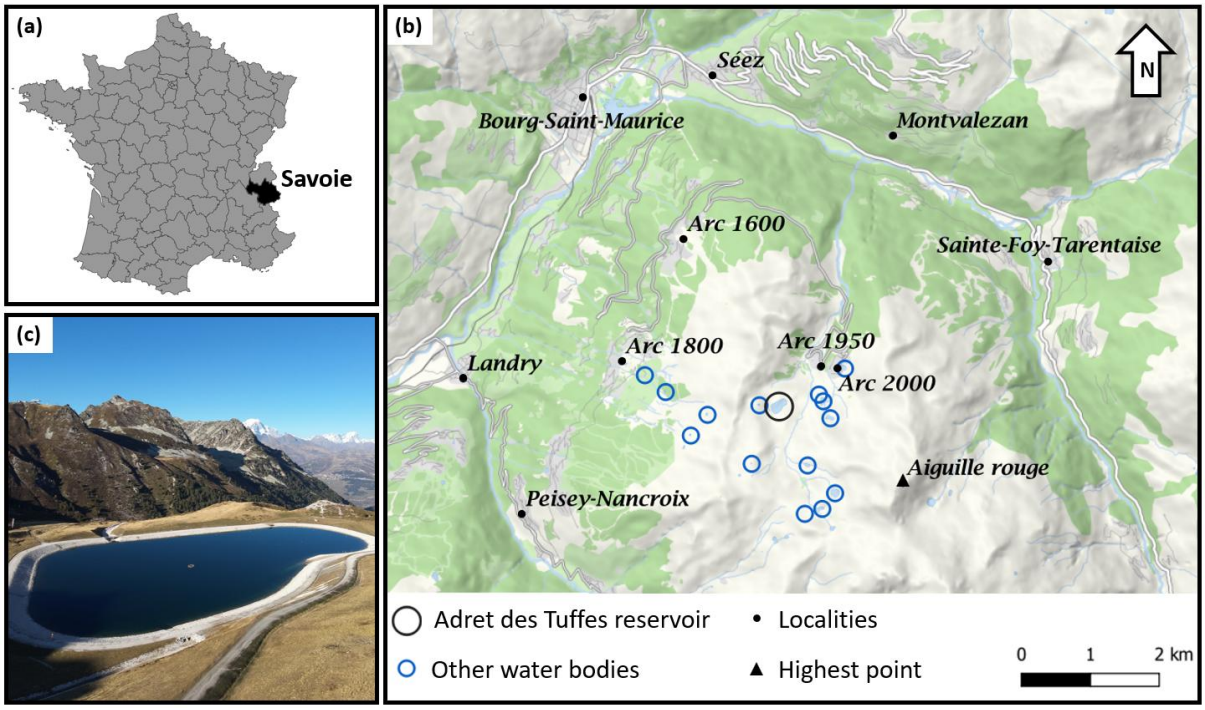


Fig. 3.1 (a) Location of the Savoie county in France; (b) Location of the Adret des Tuffes reservoir (black circle) and the surrounding waterbodies (blue circles) in Les Arcs Mountain Resort; (c) Aerial view of the Adret des Tuffes reservoir (© ADS – Christian Gonthier).

In parallel, a second list was compiled from local floristic data (regional naturalist databases, scientific inventories, and field surveys), restricted to species occurring within 15 km of the reservoir at comparable altitude. Crossing the two lists allowed for the selection of species that were both adapted and locally available.

Four representative species were finally selected: two hydrophytes, *Chara globularis* Thuiller 1799, and *Chara vulgaris* Linnaeus 1753, and two helophytes *Carex nigra* Reichard 1778 and *Eriophorum angustifolium* Honck 1782. Plant material was collected manually from local non-protected natural sites, where the selected species formed abundant populations. *C. vulgaris* was sampled from a small pond feeding the Bellecombe stream near the Col du Petit Saint-Bernard (~ 2300 m a.s.l., 45.66656 N, 6.88039 E), while *C. globularis* was collected in Tignes Lake (~ 2100 m a.s.l., 45.46750 N, 6.90503 E). *C. nigra* and *E. angustifolium* were collected from alpine wetlands, one located above Arc 2000 (~ 2200 m a.s.l., 45.56606 N, 6.82917 E) and the other below the Col de la Chal along the Arc stream (~ 2400 m a.s.l., 45.55236 N, 6.82442 E).

Experimental revegetation using coir plant rolls

Revegetation was conducted using coir rolls measuring 1 m in length and 30 cm in diameter, prepared with a substrate (2/3 local mineral soil, 1/3 sand) enclosed in biodegradable coir fibre geotextiles (woven and needle) and bound with coir ropes. This substrate was chosen for its similarity to the littoral sediments of alpine lakes, with low organic matter content (See

Appendix 3.2 for organic matter contents). To minimize dry exposure during spring snowmelt, while awaiting the reservoir to fill, a north western facing bank with late snowmelt was selected as the implantation site.

A total of 32 experimental plots were established, each containing a pair of planted coir rolls (Fig. 3.2a). Sixteen plots were positioned at shallow depths to host helophytes, and sixteen others were placed deeper to host hydrophytes (Fig. 3.2b-c). Each plot was dug approximately 20 cm into the riprap and stabilized with rock blocks. For helophyte plots, coir rolls were positioned so that their upper edge was slightly above the mean summer water level (+15 cm), ensuring that the substrate remained permanently moist while keeping the plant bases close to the water surface. Coir hydrophyte rolls were placed deeper, with their upper edge between 40 and 60 cm below the summer water level, to ensure continuous submersion. Each plot contained eighteen tussocks of the same species, distributed over the two coir rolls at 10 cm intervals. Each tussock was planted in a small cavity (Fig. 3.2c-d-e) cut through the coir geotextile to ensure direct contact between roots and the substrate contained within the coir roll. *C. nigra* and *E. angustifolium* were alternated among upper plots, whereas *C. vulgaris* and *C. globularis* were alternated in lower plots to homogenize experimental conditions and potential interspecific interactions (Zhang et al., 2019; Fig. 3.2a).

Within each helophyte plot, the upper coir roll was positioned closer to the bank and therefore slightly higher relative to the summer water level, compared to the lower coir roll (Fig. 3.2b-c). Within each coir roll, nine planting cavities were distributed along the longitudinal axis, with the three central cavities generally lying at slightly higher elevations than the six peripheral cavities, which were more exposed to fluctuating water levels. These relative water depths between the position of the coir roll in the plot and the position of the tussock on the coir roll were assessed by GNSS-RTK measurements (HiPer SR receiver, Topcon Positioning Systems, Inc.) taken at the center and extremities of each coir roll, providing centimeter-level elevation accuracy.

Hydrophytes were introduced on 26 June 2023, immediately after reservoir filling, as handful-sized fragments. Helophyte tussocks containing four to seven stems were planted on 20 September 2023, at the end of the growing season. Vegetation measurements started after the implantation of both functional groups (September 2023) and continued during four additional campaigns: late June and early September 2024 and 2025.

2.3.3. Vegetation and abiotic monitoring

Measurement of revegetated plant traits

During each monitoring campaign, which occurred in September 2023; late June, July and early September 2024 and 2025, the same set of measurements was carried out for both hydrophyte and helophyte plots (Fig. 3.2d-e).

For hydrophytes, vegetation development was assessed from vertical photographs using a reference scale, providing an

estimate of the projected surface area of each tussock. This variable was used as a proxy for cover dynamics over time. A tussock was considered dead if the cover of its green chlorophyll parts was zero. The initial area (June 2023) was estimated from

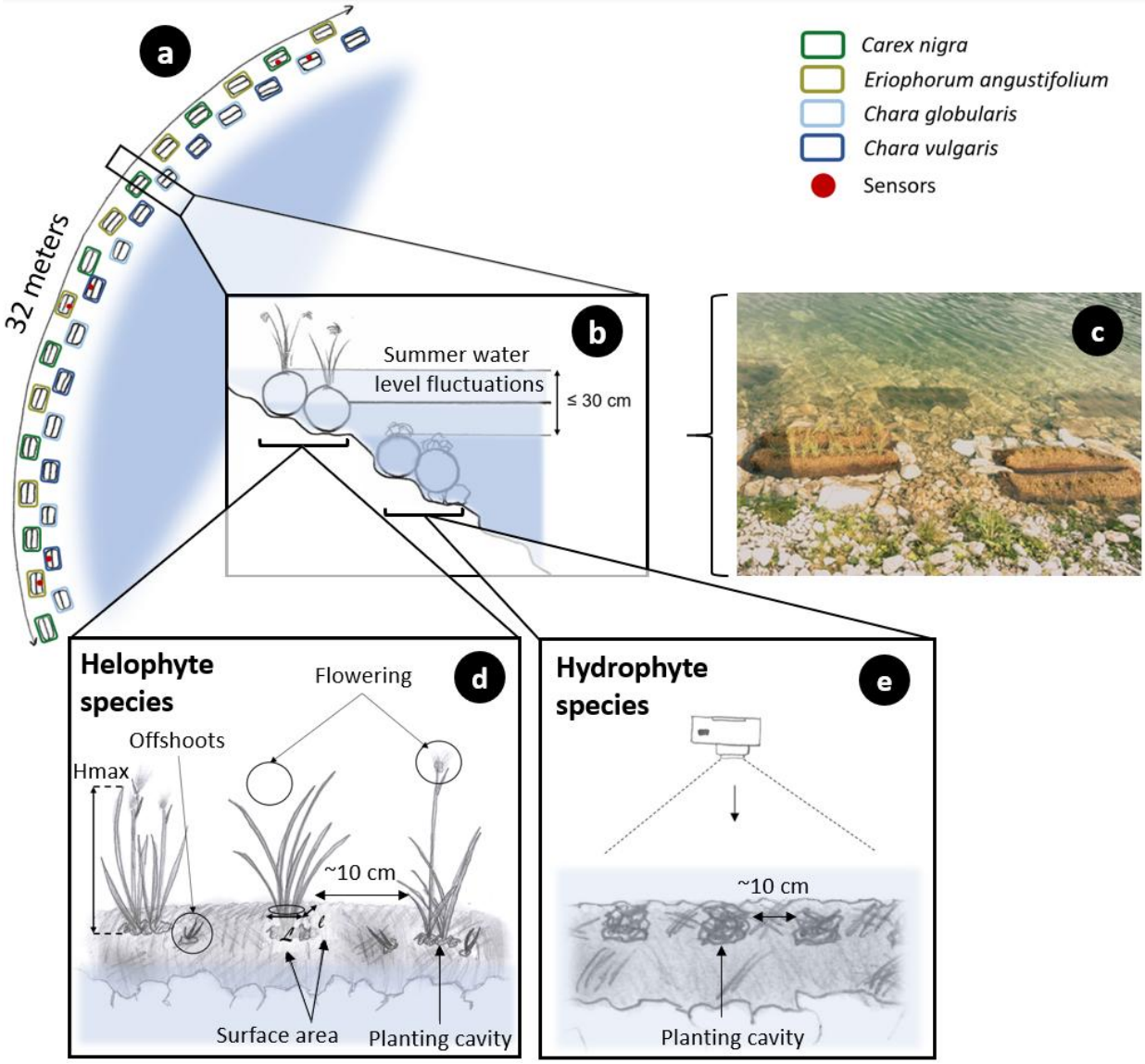


Fig. 3.2 (a) Top view showing the arrangement of coir plant rolls and experimental plots along the shoreline. (b) Cross-sectional view of the experimental bank, indicating the relative position of helophyte and hydrophyte plots in relation to summer water level fluctuations. (c) Photograph of the coir rolls arrangement. (d) Traits measured on helophyte tussocks during monitoring campaigns. (e) Vertical photographs of hydrophyte rolls used to estimate tuft projected surface area through image analysis.

the average size of the planting cavities in which fragments were embedded (15.72 cm^2). For helophytes, width and length (horizontal spread), tallest leaf height (vertical growth), presence or absence of inflorescences (sexual reproduction), and number of vegetative offshoots emerging outside the initial planting cavities (clonal propagation), were recorded. A tussock was considered either alive if at least one trait was non-zero, or completely dead if all traits were zero. Tussock surface area was calculated as the area of an ellipse (a), allowing estimation of relative cover with respect to plot area:

$$A = \pi \times \frac{L}{2} \times \frac{l}{2} \qquad \text{(a)}$$

From 2024 onwards, some helophyte tussocks developed into interspecific tussocks between both *C. nigra* and *E. angustifolium*. These species-mixed tussocks were used to calculate the survival rate of both species, but were removed from the dataset for the measurement analyses.

Floristic inventories in the reservoir and adjacent waterbodies

A comprehensive floristic inventory was carried out on all experimental revegetation plots and adjacent riprap, encompassing all hydrophyte, helophyte, and terrestrial species. All waterbodies within a 3 km radius around the reservoir were first identified through visual inspection of aerial orthophotographs and topographic maps, regardless of their origin (natural or artificial) or the presence of dispersal barriers (topography, infrastructures, built areas). Each waterbody was subsequently visited in the field to confirm its existence and the presence of water during summer. A total of 14 waterbodies were confirmed and surveyed in August 2024 and 2025 to assess the presence of hydrophyte and helophyte species and to characterize the regional aquatic flora potentially able to colonize the reservoir (Peredo Arce et al., 2021; Tonkin et al., 2018; Fig. 3.1b).

Abiotic parameters

Temperature and the duration of water and snow cover were monitored using six temperature and light sensors (HOBO Pendant MX2202, Onset Computer Corp., Bourne, MA, USA), with sensors installed on 3 hydrophyte coir rolls and 3 helophyte coir rolls. Sensors operated from July 2023 to late 2024, with measurements recorded every hour. In 2024, exondation lasted approximately 25 days for hydrophyte plots and 34 days for helophyte plots, with fluctuations recorded from -2 °C to +49 °C. In winter, the snowpack kept plots at 0 °C. In summer, helophyte plots, exposed to air, experienced strong fluctuations, from +8 °C to +30 °C. Water temperature, at 40–60 cm depth, were subjected to more stable conditions and were ranged between +10 °C and +23 °C.

2.3.4. Data processing and analysis

Hydrophyte photographs were processed using *ImageJ* (version 1.54d, National Institutes of Health, Bethesda, MD, USA; Schneider et al., 2012). Statistical analyses were performed with *R* (version 4.2.3; R Core Team, 2023). Maps were produced with *QGIS* (version 3.6.0 'Noosa'; QGIS Development Team, 2019).

The assumptions of parametric tests (normality, homoscedasticity) were systematically checked. When these conditions were not met, appropriate non-parametric alternatives were applied. The significance threshold was set at $p < 0.05$.

For hydrophytes, growth between planting (June 2023) and end of season (September 2023) was tested using paired tests (Wilcoxon for *C. globularis*, paired t-test for *C. vulgaris*).

For helophytes, survival differences were tested according to species, coir roll position within the plot (upper vs. lower

coir roll along the bank), planting cavity position within the coir roll (center vs. extremities), and altitudinal level, using Kruskal–Wallis, Wilcoxon, or Fisher's exact tests as appropriate. Interannual comparisons of morphological traits (leaf height, tussock surface, number of offshoots) were performed on September data using Kruskal–Wallis tests, followed by post-hoc pairwise comparisons (Dunn's tests). Inflorescence production was analyzed at the scale of each growing season (June + September).

2.4. Results

2.4.1. Survival and growth of revegetated hydrophytes

During the first growing season (June–September 2023), both hydrophyte species (*Chara globularis*, *Chara vulgaris*) exhibited significant growth. The mean area of both species' tussocks had increased (paired Wilcoxon test, V = 20, $p < 0.001$), reaching 63.5 ± 42.0 cm² for *C. globularis* and 50.0 ± 22.8 cm² for *C. vulgaris*, compared to an initial planting cavity area of 15.72 cm². However, no visible photosynthetic fragments were detected during the following summer (June–September 2024), neither from July to August 2025. A subset of five plots planted in 2023 unexpectedly showed photosynthetic hydrophyte fragments again in September 2025, in 37 % of their planting cavities on average.

In July 2024, nine plots (different from the five 2023 surviving plots) were deliberately replanted with *C. vulgaris* bearing oospores, to test whether fertile material would improve persistence. No visible photosynthetic growth was recorded from June to August 2025, but by September 2025, hydrophyte development was observed in all replanted plots. On average, tussocks were present in 51% of the eighteen planting cavities per replanted plot, which is not significantly different from the five 2023 surviving plots (W = 15, p = 0.35).

Altogether, hydrophyte photosynthetic fragments were detected in 14 out of 16 experimental plots by September 2025, including both replanted plots (51.2% survival; 79/162 dead) and some of the original 2023 plots (11.8% survival; 254/288 dead). However, hydrophyte tussocks were too immature for area measurements or for reliable species identification. As a result, it remains uncertain whether the presence of the 2023 cohort represents true survivors from 2023 or colonization from the 2024 cohort. All cohorts considered, tussocks were present in 46% of the eighteen planting cavities per plot on average, raising the survival rate of hydrophytes to 40.6% (171/288 dead) in September 2025.

2.4.2. Survival and growth of revegetated helophytes

By late summer 2025, survival rates reached 97.2% for *Carex nigra* (4/144 dead) and 99.3% for *Eriophorum angustifolium* (1/144 dead). These rare mortality events occurred progressively: one *C. nigra* and *E. angustifolium* tussock recorded in September 2024, followed by three *C. nigra* in June 2025. Mortality was not significantly related to species ($\chi^2 = 2.9$, $p = 0.23$), tussock elevation relative to the water level (W = 439, $p = 0.15$), position of the tuft along the coir roll (Fisher's exact test, OR = 0, $p = 0.17$), position of the fascine within

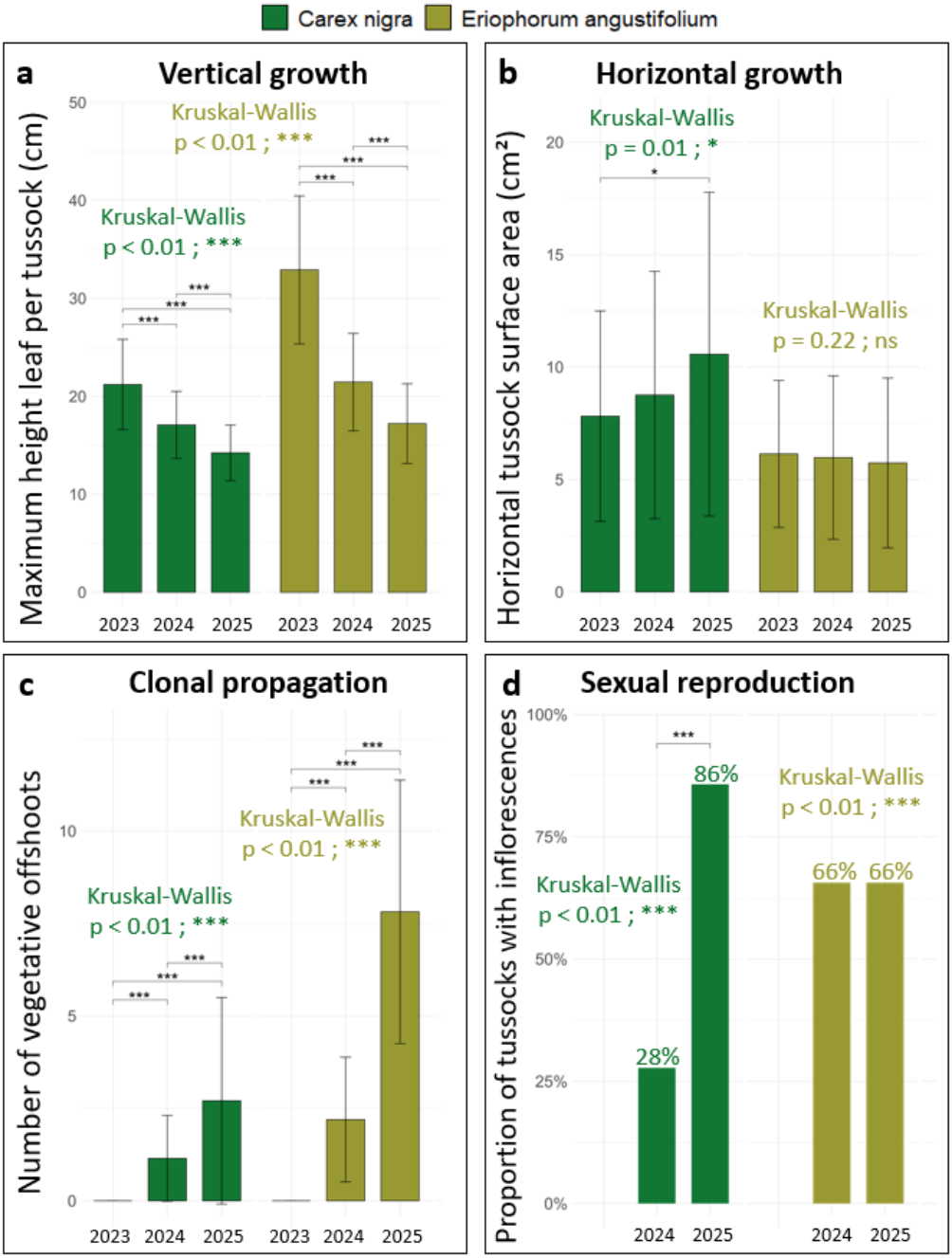


*Fig. 3.3 (a) Mean maximum leaf height per tussock, (b) mean horizontal tussock surface area, (c) mean number of vegetative offshoots per tussock measured at the end of three growing seasons, and (d) proportion (%) of tussocks producing at least one inflorescence during each growing season since initial planting in autumn 2023. Error bars represent standard deviations. Results of global tests are reported above the bars, while post-hoc pairwise differences between years are indicated by connecting lines. Levels of significance are denoted by asterisks (*p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001).*

the plot (Fisher's exact test, OR = 0, p = 0.06), or initial root volume (χ^2 = 1.55, p = 0.214). However, all 5 tussocks that died were located within the three peripheral planting cavities at the extremities, and on the lowest coir roll of their plot. Three of them were also positioned 0.9 to 4.3 cm lower than the average altimetric level of surviving tussocks (2212.065 m a.s.l.), suggesting that, although overall survival was very high, slightly deeper or more

exposed positions may have marginally favored mortality, even if insignificant.

Among helophytes, maximum leaf height at the end of the growing season declined significantly between 2023 and 2025. *C. nigra* decreased from 21.2 ± 4.6 cm in September 2023 to 14.2 ± 2.8 cm in September 2025 (−18.1% per year; χ^2 = 164.0, p < 0.001; Fig. 3.3a), while E. angustifolium declined from 32.9 ± 7.6 cm to 17.2 ± 4.1 cm over the same period (−27.3% per year; χ^2 = 204.5, p < 0.001).

At the end of the growing season, the tussock surface area within planting cavities increased significantly only for *C. nigra* (Z = 2.92, *p* = 0.01; Fig. 3.3b), whereas no significant change was observed for *E. angustifolium* (Z = 1.18, *p* = 0.7). For *C. nigra*, mean tussock area rose from 7.8 ± 4.7 cm² in September 2023 to 10.6 ± 7.2 cm² in September 2025, corresponding to a 1.4-fold increase. By September 2025, *C. nigra* average tussock surface area was also higher than the 5.7 ± 3.8 cm² of *E. angustifolium* (χ^2 = 86.8, *p* < 0.001).

2.4.3. Dispersal traits and short-distance spread of revegetated species

The number of vegetative offshoots outside planting cavities increased significantly each year for all species (Fig. 3.3c; *C. nigra*: χ^2 = 171.0, *p* < 0.001; and *E. angustifolium*: χ^2 = 282.0, *p* < 0.001). By 2025, the highest number of offshoots was produced by *E. angustifolium* (7.8 ± 3.6 per tussock), which was significantly higher than for *C. nigra* (2.7 ± 2.8 per tussock; χ^2 = 109.0, p < 0.001). At the final survey, numerous vegetative offshoots showed substantial development, forming dense clumps with multiple stems. Three *C. nigra* and four *E. angustifolium* produced vegetative offshoots outside their cavities, while the original tussocks in the cavities perished.

The two helophyte species produced inflorescences as early as 2024 (Fig. 3.3d). For *E. angustifolium*, the proportion of tussocks producing inflorescences during the summer remained the same between 2024 and 2025 (66 ± 0%, Z = 0, *p* = 1), whereas it tripled in *C. nigra*, increasing from 28% to 86% (Z = 9.3, p < 0.001).

Out of the 288 monospecific tussocks planted in 2023, 64 evolved into species-mixed tussocks (22.2%). *C. nigra* colonized 44 tussocks of *E. angustifolium* (69%) across all plots initially planted with this species, while *E. angustifolium* colonized 20 tussocks of *C. nigra* (31%) across six of the eight plots initially planted with this species.

Among the four introduced species, the two helophytes (*C. nigra* and *E. angustifolium*) successfully established on the coir rolls, while a single vegetative shoot of *E. angustifolium* was observed on the surrounding riprap, emerging from the side of a coir roll. *Chara* spp., which individuals could not be identified to species level, was also present on the coir rolls at the end of the experiment but remained absent elsewhere. *Chara* spp. may correspond to *C. vulgaris*, *C. globularis*, or both.

2.4.4. Spontaneous colonization and surrounding species pool of the reservoir

Five plant species, in addition to the planted ones, colonized the helophyte coir rolls during the experiment: two helophytes (*Carex canescens* Linnaeus 1753, *Juncus*

filiformis Linnaeus 1753) and three terrestrial species (*Phleum rhaeticum* (Humphries) Rauschert 1979, *Poa supina* Schrad. 1806, *Taraxacum sp.*), along with bryophytes and unidentified dicotyledonous seedlings. On the riprapped banks adjacent to the helophyte coir rolls, 18 species were recorded, including 17 terrestrial species and one helophyte (*Agrostis stolonifera* Linnaeus 1753). *Taraxacum sp*. was the only species found both within the plots and on the riprapped banks. In total, 26 plant species were identified by the end of the experiment within the helophyte coir rolls and adjacent banks (Fig. 3.4), including 19 terrestrial species and 7 helophyte or hydrophyte species (including the introduced taxa), excluding unidentified seedlings.



Fig. 3.4 View of the experimental shoreline showing helophyte coir rolls and spontaneous terrestrial colonization on adjacent riprap (© André Evette).

In surrounding waterbodies, 29 helophyte and hydrophyte species were recorded. The most frequent were *Carex nigra* (10 waterbodies), *Juncus filiformis* (6), *Caltha palustris* Linnaeus 1753 (4), and *Eriophorum latifolium* Hoppe 1800 (4). *Eriophorum angustifolium* was observed in 3 waterbodies and *Chara globularis* in a single one, whereas *Chara vulgaris* has not been recorded in any nearby waterbodies. So far, only *Carex canescens* and *Juncus filiformis*, absent from the reservoir at the start of the study, have established on the plots, likely through dispersal from nearby waterbodies. All species inventoried on the experimental plots, in the riprap of the reservoir, and in the surrounding waterbodies are listed in Appendix 3.3 and Appendix 3.4, respectively.

2.5. Discussion

The results of this study provide new insights into the feasibility and ecological relevance of snowmaking reservoirs revegetation using macrophyte coir rolls. In line with our objectives, we assessed (i) the ability of local helophyte and hydrophyte species to survive, grow, and establish under the specific environmental constraints of such infrastructures, and (ii) the potential of this revegetation approach to enhance habitat suitability for alpine aquatic and littoral plant communities. After two years of monitoring, helophytes and hydrophytes exhibited contrasting trajectories. Hydrophytes showed substantial development during the first season (2023) but disappeared the following season. A second trial in 2024 using fertile *Chara vulgaris* material led to partial survival, with regrowth detected only by late summer 2025. At the same time, five non-replanted plots from 2023 also showed hydrophyte reappearance, suggesting either delayed survival of initial individuals or dispersal from replanted rolls. Overall, hydrophyte recovery remained limited. In contrast, helophytes displayed

very high survival rates (> 97%) after two seasons. Their growth dynamics were characterized by a gradual decline in maximum leaf height. Yearly increases in the number of clonal shoots were greater for *Eriophorum angustifolium* than for *Carex nigra*, while only the latter species showed a significant increase in tussock surface area over time. Both species flowered from the second year onwards, with an intensification of sexual reproduction in *C. nigra*, whereas it remained stable in *E. angustifolium*. The two helophyte species successfully colonized plots where they had not initially been introduced, and five additional spontaneous species also spread to the experimental coir rolls. Twenty-six terrestrial and macrophyte species were recorded on experimental plots and adjacent banks by 2025, while nearly 30 helophyte and hydrophyte species were identified in the surrounding aquatic landscape, highlighting the potential for progressive natural colonization and the onset of ecological succession along reservoir shorelines.

2.5.1. Survival and growth of hydrophyte species

No hydrophyte tussock, neither *Chara globularis* nor *Chara vulgaris*, developed during the second year, indicating that these species had difficulty persisting under reservoir conditions and partially invalidating our first hypothesis, that the selection of local and stress-tolerant species would enable their survival and establishment on snowmaking reservoir banks. Yet, their surface area had respectively quadrupled and tripled between late June and mid-September 2023, highlighting their physiological and ecological suitability to the summer water conditions of the reservoir and to the substrate characteristics of the coir rolls. Both species rank among the most common charophytes in Central Europe (Vesić et al., 2016) and are recognized for their high ecological tolerance, being widely distributed across various aquatic habitats and along broad gradients of altitude, depth, and abiotic conditions (Chemeris et al., 2020; Lacoul and Freedman, 2006; Vesić et al., 2016). Two interrelated hypotheses may explain this large-scale absence of development:

The first concerns the environmental conditions imposed by operational constraints of reservoir management, which were stressful for hydrophyte tussocks. In 2024, the hydrophyte plots experienced prolonged exondation (25 days) and significant thermal variations from -2°C to +49°C, which are likely to have impeded regrowth. Hydrological fluctuations combined with extreme temperatures and coarse substrates are known to reduce the richness, density, and cover of submerged macrophytes (Collins III and Likens, 1969; Fernández-Aláez et al., 2016; Shumka et al., 2024). However, several studies have reported the persistence of *Chara* spp. under extreme conditions, including freezing, wind exposure, and anthropogenic disturbance (Chemeris et al., 2020). Boissezon and Auderset Joye (2012) also documented high charophyte diversity, including *C. globularis* and *C. vulgaris*, in an alpine gravel pit lake (452 m a.s.l.) that had remained dry for

more than a year. Repeated wet–dry cycles may, in fact, be more detrimental to hydrophytes than prolonged desiccation (Glime, 2015).

The second hypothesis, contingent on these stressful conditions, relates to the quality of the plant material used and the necessity of drought-resistant propagules. The tussocks were collected very early in the season and had probably not yet produced oospores, whose formation depends on climatic and seasonal factors such as high temperatures (Auderset Joye and Rey-Boissezon, 2015; Calero et al., 2018). Transplant stress may have diverted energy allocation toward vegetative growth rather than sexual reproduction (Wang et al., 2015). Chemeris et al. (2020) also demonstrated that Charophyte species may switch from annual to perennial depending on local conditions, resulting in a non-production of oospore during a season with unstable conditions. Subsequent plantings in 2024 using fertile material resulted in partial survival by 2025, partially confirming this hypothesis. The presence observed in September 2025 in five non-replanted plots further suggests either that some initial tussocks survived through two years, or that new individuals dispersed from plants in other coir rolls, as charophytes produce numerous oospores with high dispersal potential in water (Schubert et al., 2024).

2.5.2. Survival and growth of helophyte species

Helophytes planted in 2023 showed very high survival rates, exceeding 97% after two years, confirming the ability of *Carex nigra* and *Eriophorum angustifolium* to establish durably on snowmaking reservoir banks, according to our hypothesis. These survival rates align with findings from Dinger and Moiroud (1999), who successfully restored a 1000 m a.s.l. lake, used as a hydroelectric reservoir, with local vegetation anchored with coir geotextile. Helophyte species, such as *Phalaris arundinacea* Linnaeus 1753, exhibited more than 95% of recovery in their study. Broad ecological amplitude of *Carex nigra* and *Eriophorum angustifolium*, spanning temperate to arctic–alpine environments (Bernard, 1990; Lacoul and Freedman, 2006; Phillips, 1953), partly explains their performance in the coir rolls, reinforced by their clonal persistence. Some tussocks that disappeared from their original cavity continued to produce nearby ramets, illustrating the role of the rhizomatous network as a bud bank or belowground survival reservoir (Manolaki et al., 2020; Phillips, 1953).

Growth dynamics revealed several morphological adjustments. Maximum leaf height decreased over time, likely reflecting plastic responses to local variability rather than stress from transplantation or artificial reservoir conditions (Coops et al., 1996; Kull, 2010; Li et al., 2021). Helophytes are well known for their morphological plasticity in response to fluctuations in water level, temperature, light, and nutrient availability (Bernard, 1990; Coops et al., 1996; Heide, 1997; Lacoul and Freedman, 2006; Li et al., 2016), as well as to biotic interactions (Kull, 2010; Phillips, 1954), or both (Li et al., 2021). Individuals we released from light competition in their natural habitat may have reallocated biomass toward belowground

reinforcement or reproductive investment (Kotowski and van Diggelen, 2004; Zhou et al., 2023). The final leaf heights measured in 2025 remained within expected species ranges (Gebauer et al., 1995; Tison and de Foucault, 2014), suggesting nonetheless satisfactory vertical growth.

The two species exhibited contrasting spatial expansion strategies corresponding to the classical “phalanx” and “guerrilla” clonal growth forms (Doust, 1981). *C. nigra* displayed a typical phalanx pattern, significantly expanding its tussock surface area and forming dense tussocks and short rhizomes, leading to compact, cohesive patches comparable to cespitose morphotypes observed under variable hydric conditions (Berrod and Planquais, 2024; Košnar et al., 2012). In contrast, *E. angustifolium* adopted a guerrilla strategy, spreading via long, diffuse rhizomes that promote spatial exploration and persistence through loosely connected ramets (Phillips, 1954). The simultaneous presence of these two strategies in a vegetation community may enhance resilience and resource capture across heterogeneous and fluctuating environments (Kull, 2010; Reisch et al., 2020). Both species also increased their number of clonal shoots over time and flowered from the second year, reinforcing their local persistence and colonization. However, they differed in the magnitude of clonal expansion and in their flowering dynamics, possibly reflecting differences in the balance between local persistence and genetic dispersal potential (Chapin et al., 1990; Listl and Reisch, 2012).

2.5.3. Dispersal, colonization, and ecological succession

Although *C. nigra* and *E. angustifolium* established successfully, their colonization remained spatially limited within the experimental plots. More than 20% of tussocks became species-mixed, combining both introduced helophyte species, possibly resulting from dispersal between adjacent coir rolls, or from their initial presence in the sediment introduced with the tussocks at the beginning of the experiment. Spontaneous helophyte species, such as *Carex canescens* and *Juncus filiformis,* also colonized the coir rolls, sometimes in proximity to the planted tussocks, suggesting local recruitment within or between plots. The origin of these additional species remains uncertain, possibly arisen from rhizome fragments or propagules introduced with the planting material (Basílico et al., 2016; Thomaz, 2025), or from natural dispersal by animals, wind, or water during reservoir refilling (Jones et al., 2020; Soomers et al., 2012). Their establishment still indicates that additional species can settle on snowmaking reservoir banks and contribute to community diversification (Isselin-Nondedeu and Gaucherand, 2020), according to our hypothesis.

Among the introduced species, a single vegetative shoot of *E. angustifolium* was observed starting to colonize the adjacent riprap, beyond the experimental area. This is consistent with the slow primary succession expected on coarse and unstable substrates (Coradini et al., 2022; Tisserant et al., 2020). In alpine environments, these processes are further

constrained by low temperatures and short growing seasons (Körner, 2003), compounded by disturbances related to reservoir management (Gerfand et al., 2025). The short study duration also limits the detection of large-scale dispersal. The adjacent riprap was also spontaneously colonized by eighteen non-introduced plant species, likely favored by the recent cessation of vegetation associated with structural safety of the dikes (Gerfand et al., 2025). *Agrostis stolonifera* was the only non-introduced helophyte species recorded on the riprap, while the remaining species were terrestrial.

Altogether, 26 species were recorded in 2025 on the reservoir banks, most terrestrial species already being present in the riprap before the study. Among the terrestrial species, only *Taraxacum* sp. colonised both the adjacent riprap and the experimental plots. However, *Phleum rhaeticum* and *Poa supina*, which spontaneously colonised the plots, were not recorded on the adjacent riprap, and may have originated from other reservoir zones or the catchment area (Sonkoly et al., 2025). Although still limited, this dynamic signals the onset of a slow ecological succession, consistent with our hypothesis and recolonization trajectories documented in alpine systems (Chang and Turner, 2019; Prach and Walker, 2019; Tasser and Tappeiner, 2002) and on riprap (Tisserant et al., 2020).

At the watershed scale, 29 helophyte and hydrophyte species were recorded in nearby waterbodies, five of which were also found in the reservoir. The apparent absence of certain species such as *C. vulgaris* should not be interpreted as definitive (Miller et al., 2011), underscoring the need to consider detection probabilities in inventories. This regional propagule pool suggests a potential for gradual natural recolonization by adapted aquatic plants (Pulido et al., 2015; Van der Zon et al., 2026) and the possibility of recreating a functional littoral ecotone along snowmaking reservoir banks (Dai et al., 2023; Garron et al., 2024; Zaharescu et al., 2016). Such littoral habitats could play a key role in supporting alpine aquatic biodiversity in already fragmented landscapes (Gerfand et al., 2025). By diversifying habitats and reducing sterile areas, they may mitigate ecological traps and enrich trophic networks (Garron et al., 2024; Gerfand et al., 2025; McKercher et al., 2023; Straskrábová et al., 2005).

2.5.4. Practical implications and limitations

As hypothesized, the survival, growth, and propagation patterns of *C. nigra* and *E. angustifolium* demonstrate that coir helophyte rolls can represent a promising solution for the revegetation of snowmaking reservoir banks. In contrast, operational feasibility for hydrophyte planting remains uncertain, due to hydrological fluctuations imposed by management and the harsh abiotic conditions of these environments (Gerfand et al., 2025; Overbeek et al., 2019). Designing banks with gentler slope and terraces or small permanent micro-depressions could nevertheless provide hydric refuges conducive to their persistence (Garron et al., 2024).

The success of helophyte-based revegetation may also depend on physical parameters such as coir roll exposure to wave action, elevation relative to the vegetation season water level, and water-level amplitude (Coops et al., 1991; Hidding et al., 2014; Keto et al., 2018). Although differences were not statistically significant, all dead tussocks were recorded on the lower coir roll of the plot and on the extremities of the coir roll. These observations confirm the determining role of hydroperiod in structuring riparian vegetation belts (Hidding et al., 2014; Manolaki et al., 2020). However, among the five dead tussocks, three were located only between 0.9 and 4.3 cm deeper than the average for living tussocks. This suggests that the effect was mostly due to the exposure of the tussocks to wave action, resulting both from the position of the coir roll in the plot and the position of the tussock at the end of the fascine, or from the duration of immersion rather than the depth. Indeed, prolonged flooding can indeed reduce the survival of certain *Carex* species (Visser et al., 2000). At the reservoir scale, which has a free water surface area of approximately 4.5 hectares, a one-centimetre drop in water level due to evaporation can take one to several days (Sartori, 2000; Tang and Etzion, 2004), exposing helophytes to prolonged immersion. Therefore, precise control of implantation elevation and hydrological fluctuations, regarding the water surface of the reservoir, seems essential for successful revegetation.

Potential management conflicts between helophyte coir rolls and reservoir operations appear minimal. The selected species, known for their filtering, oxygenating, and sediment-trapping capacities, are unlikely to increase turbidity or interfere with snowmaking operations (Basílico et al., 2016; Kumar et al., 2023). In this case, the volume of substrate required remained negligible at the reservoir scale, and very slow degradation of the coir geotextile limited organic matter release (Basílico et al., 2016; Didier et al., 2025b). Over time, helophyte root systems should replace the biodegradable structure, ensuring bank cohesion and stabilization (Didier et al., 2025b). The observation of shoots emerging through the geotextile confirms that helophytes can anchor into the substrate, and should progressively colonize riprap interstices and strengthening bank stability (Álvarez-Mozos et al., 2014). Complete coir roll degradation, spread over several years, thus results in a self-sustaining vegetated structure and may require only minimal maintenance depending on the context (Didier et al., 2025a; Dinger and Moiroud, 1999). Conversely, this technique appears less suitable for hydrophytes, which lack true anchoring root systems. Their rhizoids cannot retain the roll substrate once the coir degrades (Braun, 1996), potentially leading to substrate release and making this approach incompatible with reservoir operations.

From an operational standpoint, the method is applicable only to reservoirs with gently sloping banks and riprap allowing secure coir roll anchoring. Using stakes in unprotected banks is prohibited as it may pose a risk of puncturing waterproofing

geomembranes (Basílico et al., 2016; Didier et al., 2025a; Peyras and Mériaux, 2009). Finally, the provenance and sustainability of plant material represent key challenges. Direct harvesting from natural habitats to revegetate large areas cannot provide a durable solution, especially in sensitive ecosystems such as alpine wetlands and ponds (Lamouille-Hébert et al., 2024; Oertli et al., 2014). Developing local production chains based on nursery propagation of native species from responsibly collected sources therefore appears essential for ensuring method scalability on a large scale (Clément and Malaval, 2019; Huc et al., 2018).

2.6. Conclusions and perspectives

The results confirm that *Carex nigra* and *Eriophorum angustifolium* can survive and establish under the challenging conditions of high elevation snowmaking reservoirs with planted coir roll bioengineering technique. Their differing growth dynamics reflect complementary ecological strategies, making their association within coir rolls particularly suited to initiating primary or secondary succession along reservoir banks. The results suggest a successful future integration into riprap structures and progressive colonization by other plant species. This study highlights the potential to recreate functional banks and mitigate ecological traps in snowmaking reservoirs. In contrast, the more variable outcomes obtained with *Chara globularis* and *Chara vulgaris* raise questions about the feasibility of establishing hydrophytes or suggest that alternative methods are needed.

Scaling up this technique will require adaptations to local site conditions, such as the presence of riprap, slope steepness, and reservoir management schedules, as well as the development of operational plant production systems in nurseries. While these improvements represent a long-term and ambitious goal, they outline the direction toward which ecological restoration efforts in snowmaking reservoirs should ideally evolve. Identified limitations also open new avenues for research and innovation toward improved ecological integration of snowmaking reservoirs. One approach could involve direct planting within riprap, possibly by enriching interstices with fine particles or creating small depressions along the summer waterline. This would eliminate constraints related to fascine construction and installation but would require verification of root–geomembrane compatibility, a topic currently under investigation (Gerfand et al., *in prep*). For reservoirs lacking riprap, innovative solutions such as vegetated floating islands, already tested in other contexts (Basílico et al., 2016; Garron et al., 2024; Mackay et al., 2022; Salmon et al., 2022), could be explored to bring in at least a minimum of biodiversity. In the longer term, combining these techniques with adaptive water-level management and careful selection of local species may pave the way toward better ecological integration of snowmaking reservoirs.

Acknowledgements

This study was partially funded by the European Interreg ALCOTRA project BECCA (https://www.interreg-alcotra.eu/fr/becca-reservoirs-ecologiquement-durables-et-surs-concus-pour-ladaptation-au-changement-climatique). We also gratefully acknowledge financial support from the PoleEcla and the French Biodiversity Office (OFB). We warmly thank Jean-Noël Avrillier for his contribution to the fabrication and installation of the fascines, as well as all those who assisted with fieldwork, monitoring campaigns, and botanical surveys. We are grateful to Mathias Pires and Adeline François for their help with plant identification. We also thank ADS (Les Arcs Mountain resort) for granting access to their reservoir, particularly to Alice Gay for GPS measurements, and to Nicolas Courseaux and the snowmaking team for their commitment and support throughout the project.

Declarations Conflict of interest The authors declare no competing interests.

2.7. References

Adam, P., Debiais, N., Gerber, F., Lachat, B., Ministère de l'écologie et du développement durable : direction de l'eau, BIOTEC, 2008. Le génie végétal : un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques. DOCUMENTATION FRANCAISE LA. PARIS.

Álvarez-Mozos, J., Abad, E., Goñi, M., Giménez, R., Campo, M.A., Díez, J., Casalí, J., Arive, M., Diego, I., 2014. Evaluation of erosion control geotextiles on steep slopes. Part 2: Influence on the establishment and growth of vegetation. CATENA 121, 195–203. https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.05.015

Auderset Joye, D., Rey-Boissezon, A., 2015. Will charophyte species increase or decrease their distribution in a changing climate? Aquat. Bot., Charophytes and their environmental impact: past records and modern status 120, 73–83. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.05.003

Balian, E.V., Segers, H., Lévèque, C., Martens, K., 2008. The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results. Hydrobiologia 595, 627–637. https://doi.org/10.1007/s10750-007-9246-3

Basílico, G., de Cabo, L., Faggi, A., Miguel, S., 2016. Low-Tech Alternatives for the Rehabilitation of Aquatic and Riparian Environments. https://doi.org/10.1007/978-3-319-41811-7_18

Battin, J., 2004. When Good Animals Love Bad Habitats: Ecological Traps and the Conservation of Animal Populations. Conserv. Biol. 18, 1482–1491. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00417.x

Bernard, J.M., 1990. Life history and vegetative reproduction in Carex. Can. J. Bot. 68, 1441–1448. https://doi.org/10.1139/b90-182

Berrod, L., Planquais, E., 2024. Suivi de Carex diandra Schrank, 1781 (report). Conservatoire botanique national du Bassin parisien ; Muséum national d'Histoire naturelle. Paris.

Boissezon, A., Auderset Joye, D., 2012. A temporary gravel pit as a biodi... | Archive ouverte UNIGE.

Bornette, G., Puijalon, S., 2010. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. Aquat. Sci. 73, 1–14. https://doi.org/10.1007/s00027-010-0162-7

Braun, M., 1996. Anomalous gravitropic response of Chara rhizoids during enhanced accelerations. Planta 199, 443–450. https://doi.org/10.1007/BF00195738

Calero, S., Morellato, L.P.C., Rodrigo, M.A., 2018. Persistence of submerged macrophytes in a drying world: Unravelling the timing and the environmental drivers to produce drought-resistant propagules. https://doi.org/10.1002/aqc.2879

Cantonati, M., Poikane, S., Pringle, C.M., Stevens, L.E., Turak, E., Heino, J., Richardson, J.S., Bolpagni, R., Borrini, A., Cid, N., Čtvrtlíková, M., Galassi, D.M.P., Hájek, M., Hawes, I., Levkov, Z., Naselli-Flores, L., Saber, A.A., Cicco, M.D., Fiasca, B., Hamilton, P.B., Kubečka, J., Segadelli, S., Znachor, P., 2020. Characteristics, Main Impacts, and Stewardship of Natural and Artificial Freshwater Environments: Consequences for Biodiversity Conservation. Water 12, 260. https://doi.org/10.3390/w12010260

Carluer, N., Babut, M., Belliard, J., Bernez, I.I., Leenhardt, D.B., Dorioz, J.M., Douez, O., Dufour, S., Grimaldi, C., Habets, F., Bissonnais, Y.L., Molenat, J., Rollet, A.J., Rosset, V., Sauvage, S., Polatera, P.U., Leblanc, B., 2016. Cumulative impact of reservoirs on the aquatic environment. Joint scientific appraisal. Summary report (report). irstea. https://doi.org/10.17180/zwsy-3c20

Chang, C.C., Turner, B.L., 2019. Ecological succession in a changing world. J. Ecol. 107, 503–509. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13132

Chapin, F.S., Schulze, E., Mooney, H.A., 1990. The Ecology and Economics of Storage in Plants. Annu. Rev. Ecol. Syst. 21,

423–447. https://doi.org/10.1146/annurev.es.21.110190.002231

Chemeris, E.V., Romanov, R.E., Kopyrina, L.I., Filippova, V.A., Mochalova, O.A., Efimov, D.Yu., Bobrov, A.A., 2020. How charophytes (Streptophyta, Charales) survive in severe conditions of the permafrost area in Far North-East Asia. Limnologica 83, 125784. https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125784

Clément, O., Malaval, S., 2019. « Végétal local » : une marque au service des acteurs du territoire.

Clevenot, L., Carré, C., Pech, P., 2018. A Review of the Factors That Determine Whether Stormwater Ponds Are Ecological Traps And/or High-Quality Breeding Sites for Amphibians. Front. Ecol. Evol. 6.

Cohen-Shacham, E., Cornelius Cicero Janzen, Janzen, C., Stewart Maginnis, Maginnis, S., Gretchen Walters, Walters, G., 2016. Nature-based solutions to address global societal challenges. https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2016.13.en

Collins III, L.W., Likens, G.E., 1969. The effect of altitude on the distribution of aquatic plants in some lakes of New Hampshire, U. S. A. Taylor Francis.

Coops, H., Boeters, R., Smit, H., 1991. Direct and indirect effects of wave attack on helophytes. Aquat. Bot. 41, 333–352. https://doi.org/10.1016/0304-3770(91)90052-7

Coops, H., van den Brink, F.W.B., van der Velde, G., 1996. Growth and morphological responses of four helophyte species in an experimental water-depth gradient. Aquat. Bot. 54, 11–24. https://doi.org/10.1016/0304-3770(96)01025-X

Coradini, K., Krejčová, J., Frouz, J., 2022. Potential of vegetation and woodland cover recovery during primary and secondary succession, a global quantitative review. Land Degrad. Dev. 33, 512–526. https://doi.org/10.1002/ldr.4166

Dai, T., Liu, R., Zhou, X., Zhang, J., Song, M., Zou, P., Bi, X., Li, S., 2023. Role of Lake Aquatic–Terrestrial Ecotones in the Ecological Restoration of Eutrophic Water Bodies. Toxics 11, 560. https://doi.org/10.3390/toxics11070560

Davidson, N., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Mar. Freshw. Res. 65, 934–941. https://doi.org/10.1071/MF14173

Didier, M., Menoli, S., Evette, A., Frossard, P.-A., Vivier, A., 2025a. Solutions Naturelles sans Structures Rigides. Guide technique Office Français de la Biodiversité et Institut National de Recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement. Recherche Data Gouv. https://doi.org/10.57745/SINHK1

Didier, M., Menoli, S., Evette, A., Leblois, S., Gerfand, B., Rousset, J., Vivier, A., Frossard, P.-A., 2025b. Les fascines d'hélophytes : une solution durable pour stabiliser les berges et préserver la biodiversité. Sci. Eaux Territ. 9337–9337. https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.48.9337

Dinger, F., Moiroud, C., 1999. L'utilisation de toile de coco dans les ouvrages de protection des berges. Sci. Eaux Territ. 55–59.

Donchyts, G., Baart, F., Winsemius, H., Gorelick, N., Kwadijk, J., van de Giesen, N., 2016. Earth's surface water change over the past 30 years. Nat. Clim. Change 6, 810–813. https://doi.org/10.1038/nclimate3111

Doretto, A., Bo, T., Bona, F., Apostolo, M., Bonetto, D., Fenoglio, S., 2019. Effectiveness of artificial floods for benthic community recovery after sediment flushing from a dam. Environ. Monit. Assess. 191, 1–12. https://doi.org/10.1007/s10661-019-7232-7

Doust, L.L., 1981. Population Dynamics and Local Specialization in a Clonal Perennial (Ranunculus Repens): I. The Dynamics of Ramets in Contrasting Habitats. J. Ecol. 69, 743–755. https://doi.org/10.2307/2259633

Dudgeon, D., H. Arthington, A., O. Gessner, M., Kawabata, Z.-I., J. Knowler, D., Lévêque, C., J. Naiman, R., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., L. J. Stiassny, M., A. Sullivan, C., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges | Biological Reviews | Cambridge Core.

Ehsani, N., Vörösmarty, C.J., Fekete, B.M., Stakhiv, E.Z., 2017. Reservoir operations under climate change: Storage capacity options to mitigate risk. J. Hydrol. 555, 435–446. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.008

Evette, A., Roman, D., Barré, J.B., Cavaillé, P., Espinasse, F., 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. Géni'Alp, pp. 63–145.

Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., García-Criado, F., García-Girón, J., 2016. Environmental drivers of aquatic macrophyte assemblages in ponds along an altitudinal gradient. Hydrobiologia 812, 79–98. https://doi.org/10.1007/s10750-016-2832-5

Frossard, P.A., Evette, A., 2009. Le génie végétal pour la lutte contre l'érosion en rivière : une tradition millénaire en constante évolution. Sci. Eaux Territ. 99–109.

Garron, C., Pangaud, A., Taubaty, M., Rolan-Meynard, M., Argillier, C., Raymond, J.-C., Dublon, J., Westrelin, S., 2024. Towards the development of a standardized method to monitor lakeshore hydromorphological restoration measures. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 34, e4152. https://doi.org/10.1002/aqc.4152

Gebauer, R.L.E., Reynolds, J.F., Tenhunen, J.D., 1995. Growth and allocation of the arctic sedges Eriohorum angustifolium and E. vaginatum: effects of variable soil oxygen and nutrient availability. Oecologia 104, 330–339. https://doi.org/10.1007/BF00328369

Geist, J., Hawkins, S.J., 2016. Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 26, 942–962. https://doi.org/10.1002/aqc.2702

Gerfand, B., Arthaud, F., Evette, A., Testi, B., Peyras, L., Gaucherand, S., 2025. Ecological quality of snowmaking reservoirs in the Alps and management perspectives. Aquat. Sci. 87, 9. https://doi.org/10.1007/s00027-024-01136-0

Glime, J., 2015. Volume 1, Chapter 7-8: Water Relations: Habitats, in: Bryophyte Ecology Subchapters.

Gómez-Ortiz, Y., Domínguez-Vega, H., Soria-Díaz, L., Rubio-Blanco, T., Astudillo-Sánchez, C.C., Mundo, V., Sunny, A., 2024. Negative effects of agricultural open-channel irrigation system on vertebrate populations in central Mexico.

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

Guedes, G.H.S., Mattos, T.M., Camilo, G. da S., Uehara, W., Ferreira, D.L. de P., Araújo, F.G., 2020. Artificial flow regime promotes abiotic and biotic gradients: Testing the concept of longitudinal zonation in an off-river reservoir. Ecohydrol. Hydrobiol. 20, 256–264. https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.02.002

Habets, F., Molénat, J., Carluer, N., Douez, O., Leenhardt, D., 2018. The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review. Sci. Total Environ. 643, 850–867. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.188

Hapich, H., Andrieiev, V., Kovalenko, V., Hrytsan, Y., Pavlychenko, A., 2022. Study of fragmentation impact of small riverbeds by artificial waters on the quality of water resources. Nauk. Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu. https://doi.org/10.33271/nvngu/2022-3/185

Hecnar, S.J., M'Closkey, R.T., 1997. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. Biol. Conserv. 79, 123–131. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00113-9

Heide, O.M., 1997. Environmental Control of Flowering in some Northern Carex Species. Ann. Bot. 79, 319–327. https://doi.org/10.1006/anbo.1996.0343

Hidding, B., Sarneel, J.M., Bakker, E.S., 2014. Flooding tolerance and horizontal expansion of wetland plants: Facilitation by floating mats? Aquat. Bot. 113, 83–89. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.11.003

Huc, S., Arlandis, J., Dupré la Tour, A., Rouillon, A., Spiegelberger, T., 2018. SEM'LESALPES - Des semences d'origine locale pour la restauration de milieux ouverts en montagne alpine. Conservatoire Botanique National Alpin, Gap.

Isselin-Nondedeu, F., Gaucherand, S., 2020. Transplanting success of two alpine plant species in combination with mulching during restoration of a high-elevation peatland. Wetl. Ecol. Manag. 28, 71–84. https://doi.org/10.1007/s11273-019-09695-y

Jones, P.E., Consuegra, S., Börger, L., Jones, J., Garcia de Leaniz, C., 2020. Impacts of artificial barriers on the connectivity and dispersal of vascular macrophytes in rivers: A critical review. Freshw. Biol. 65, 1165–1180. https://doi.org/10.1111/fwb.13493

Jugovic, J., Kostanjšek, P., Šabeder, N., Lužnik, M., 2025. Shifts in dragonfly (Odonata) assemblages and morphological traits in response to goldfish (Carassius auratus) presence in sub-Mediterranean ponds. Hydrobiologia 1–20. https://doi.org/10.1007/s10750-025-05926-x

Jumeau, J., Lopez, J., Morand, A., Petrod, L., Burel, F., Handrich, Y., 2020. Factors driving the distribution of an amphibian community in stormwater ponds: a study case in the agricultural plain of Bas-Rhin, France. Eur. J. Wildl. Res. 66, 33. https://doi.org/10.1007/s10344-020-1364-5

Keto, A., Aroviita, J., Hellsten, S., 2018. Interactions between environmental factors and vertical extension of helophyte zones in lakes in Finland. Aquat. Sci. 80, 1–13. https://doi.org/10.1007/s00027-018-0592-1

Klenovšek, T., Tertinek, Ž., Skledar, A., 2025. Umetne vodne akumulacije za zasneževanje na vzhodu Pohorja (Slovenija): mesta razmnoževanja in ekološke pasti za dvoživke. Acta Biol. Slov. 68. https://doi.org/10.14720/abs.68.4.21999

Kolar, V., Tichanek, F., Tropek, R., 2021. Evidence-based restoration of freshwater biodiversity after mining: Experience from Central European spoil heaps. J. Appl. Ecol. 58, 1921–1932. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13956

Körner, C., 2003. Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems ; with 47 Tables. Springer Science & Business Media.

Košnar, J., Štech, M., Koutecký, P., 2012. Environmental control of clonal growth in Carex nigra: What can be masked under the name Carex nigra subsp. juncella in the Czech Republic? Flora - Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants 207, 294–302. https://doi.org/10.1016/j.flora.2011.12.001

Kotowski, W., van Diggelen, R., 2004. Light as an environmental filter in fen vegetation. J. Veg. Sci. 15, 583–594. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02300.x

Kull, T., 2010. Reproduction ecology and genetic diversity of declining sedge (Carex) species. Eesti Maaülikool.

Kumar, S., Singh, R., Kumar, D., Bauddh, K., Kumar, N., Kumar, R., 2023. An Introduction to the Functions and Ecosystem Services Associated with Aquatic Macrophytes, in: Kumar, S., Bauddh, K., Singh, R., Kumar, N., Kumar, R. (Eds.), Aquatic Macrophytes: Ecology, Functions and Services. Springer Nature, Singapore, pp. 1–20. https://doi.org/10.1007/978-981-99-3822-3_1

Lacoul, P., Freedman, B., 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. Environ. Rev. 14, 89–136. https://doi.org/10.1139/a06-001

Lamouille-Hébert, M., Arthaud, F., Datry, T., 2024. Climate change and the biodiversity of alpine ponds: Challenges and perspectives. Ecol. Evol. 14, e10883. https://doi.org/10.1002/ece3.10883

Li, S., Sun, T., Yang, W., Cui, B., Yin, X., 2021. A biodiversity evaluation framework for restoration of aquatic macrophyte communities in shallow lakes driven by

hydrological process management. Hydrol. Process. 35, e13983. https://doi.org/10.1002/hyp.13983

Li, Y., Xie, P., Zhao, D., Zhu, T., Guo, L., Zhang, J., 2016. Eutrophication strengthens the response of zooplankton to temperature changes in a high-altitude lake. Ecol. Evol. 6, 6690–6701. https://doi.org/10.1002/ece3.2308

Listl, D., Reisch, C., 2012. Spatial Genetic Structure of the Sedge Carex Nigra Reflects Hydrological Conditions in an Alpine Fen. Arct. Antarct. Alp. Res. 44, 350–358. https://doi.org/10.1657/1938-4246-44.3.350

Lozano, F., del Palacio, A., Ramos, L.S., Granato, L., Drozd, A., Muzón, J., 2022. Recovery of local dragonfly diversity following restoration of an artificial lake in an urban area near Buenos Aires. Basic Appl. Ecol. 58, 88–97. https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.11.006

Mackay, E.B., Gunn, I.D.M., Carvalho, L., 2022. A review of lake shoreline restoration techniques.

Mácová, K., Kozáková, Z., 2023. How Important for Society Is Recreation Provided by Multi-Purpose Water Reservoirs? Welfare Analysis of the Vltava River Reservoir System. Water 15, 1966. https://doi.org/10.3390/w15101966

Manolaki, P., Guo, K., Vieira, C., Papastergiadou, E., Riis, T., 2020. Hydromorphology as a controlling factor of macrophytes assemblage structure and functional traits in the semi-arid European Mediterranean streams. Sci. Total Environ. 703, 134658. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134658

Marnezy, A., 2008. Les barrages alpins. J. Alp. Res. Rev. Géographie Alp. 92–102. https://doi.org/10.4000/rga.422

McKercher, L.J., Kimball, M.E., Scaroni, A.E., White, S.A., Strosnider, W.H.J., 2023. Stormwater ponds serve as variable quality habitat for diverse taxa. Wetl. Ecol. Manag. 32, 109–131. https://doi.org/10.1007/s11273-023-09964-x

Miller, D.A., Nichols, J.D., McClintock, B.T., Grant, E.H.C., Bailey, L.L., Weir, L.A., 2011. Improving occupancy estimation when two types of observational error occur: non-detection and species misidentification. Ecology 92, 1422–1428. https://doi.org/10.1890/10-1396.1

Morden, R., Horne, A., Bond, N.R., Nathan, R., Olden, J.D., 2022. Small artificial impoundments have big implications for hydrology and freshwater biodiversity. Front. Ecol. Environ. 20, 141–146. https://doi.org/10.1002/fee.2454

Naiman, R.J., Décamps, H., 1990. The Ecology and Management of Aquatic-terrestrial Ecotones. Taylor & Francis.

Oertli, B., 2018. Editorial: Freshwater biodiversity conservation: The role of artificial ponds in the 21st century. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 28, 264–269. https://doi.org/10.1002/aqc.2902

Oertli, B., Ilg, C., Angélibert, S., Bolliger, J., Crovadore, J., Demierre, E., Julliand, C., Finger-Stich, A., Forré, C., Frossard, P.-A., Lefort, F., Mayencourt, M., Piantini, U., Schmid, S. (Eds.), 2014. Freshwater biodiversity under warming pressure in the Alps: a methodological framework for prioritization of restoration areas for small waterbodies. eco.mont.

Oertli, B., Parris, K.M., 2019. Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. Ecosphere 10, e02810. https://doi.org/10.1002/ecs2.2810

Overbeek, C.C., Harpenslager, S.F., van Zuidam, J.P., van Loon, E.E., Lamers, L.P.M., Soons, M.B., Admiraal, W., Verhoeven, J.T.A., Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M., van der Geest, H.G., 2019. Drivers of Vegetation Development, Biomass Production and the Initiation of Peat Formation in a Newly Constructed Wetland. Ecosystems 23, 1019–1036. https://doi.org/10.1007/s10021-019-00454-x

Peeters, A., Verniers, G., Houbrechts, G., Hallot, E., Petit, F., 2020. Protections de berges en génie végétal : Conception, application, suivi et recommandations.

Pekel, J.-F., Cottam, A., Gorelick, N., Belward, A.S., 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. Nature 540, 418–422. https://doi.org/10.1038/nature20584

Peredo Arce, A., Hörren, T., Schletterer, M., Kail, J., 2021. How far can EPTs fly? A comparison of empirical flying distances of riverine invertebrates and existing dispersal metrics. Ecol. Indic. 125, 107465. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107465

Pereira, M., Greet, J., Jones, C.S., 2021. Native Riparian Plant Species Dominate the Soil Seedbank of In-channel Geomorphic Features of a Regulated River. Environ. Manage. 67, 589–599. https://doi.org/10.1007/s00267-021-01435-4

Peyras, L., Mériaux, P., 2009. Retenues d'altitude. Editions Quae.

Phillips, M.E., 1954. Studies in the Quantitative Morphology and Ecology of Eriophorum Angustifolium Roth: II. Competition and Dispersion. J. Ecol. 42, 187–210. https://doi.org/10.2307/2256986

Phillips, M.E., 1953. Studies in the Quantitative Morphology and Ecology of Eriophorum Angustifolium Roth: I. The Rhizome System. J. Ecol. 41, 295–318. https://doi.org/10.2307/2257043

Prach, K., Walker, L.R., 2019. Differences between primary and secondary plant succession among biomes of the world. J. Ecol. 107, 510–516. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13078

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

Pulido, C., Riera, J.L., Ballesteros, E., Chappuis, E., Gacia, E., 2015. Predicting aquatic macrophyte occurrence in soft-water oligotrophic lakes (Pyrenees mountain range). https://doi.org/10.4081/jlimnol.2015.965

QGIS Development Team (2019). QGIS Geographic Information System. http://qgis.osgeo.org Accessed 01 Feb 2024.

R Core Team (2023). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

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

Reisch, C., Meier, S., Schmid, C., Bartelheimer, M., 2020. Clonal diversity and genetic variation of the sedge Carex nigra in an alpine fen depend on soil nutrients.

Rey, F., 2025. Des Solutions fondées sur la Nature: Une réponse aux défis environnementaux et sociétaux. Quae.

Różańska-Boczula, M., Sender, J., 2025. Exploring the relationships between macrophyte groups and environmental conditions in lake ecosystems. Sci. Rep. 15, 11162. https://doi.org/10.1038/s41598-024-80553-5

Salmon, Q., Colas, F., Westrelin, S., Dublon, J., Baudoin, J.-M., 2022. Floating Littoral Zone (FLOLIZ): A solution to sustain macroinvertebrate communities in regulated lakes? Ecol. Eng. 176, 106509. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106509

Sartori, E., 2000. A critical review on equations employed for the calculation of the evaporation rate from free water surfaces. Sol. Energy 68, 77–89. https://doi.org/10.1016/S0038-092X(99)00054-7

Schilling, E.G., Loftin, C.S., Huryn, A.D., 2009. Effects of introduced fish on macroinvertebrate communities in historically fishless headwater and kettle lakes. Biol. Conserv. 142, 3030–3038. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.003

Schneider, C.A., Rasband, W.S., Eliceiri, K.W., 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. Nat. Methods 9, 671–675. https://doi.org/10.1038/nmeth.2089

Schubert, H., Blindow, I., Nat, E., Korsch, H., Gregor, T., Denys, L., Stewart, N., Weyer, K. van de, Romanov, R., Casanova, M.T., 2024. Charophytes of Europe. Springer Nature.

Shumka, S., Shumka, L., Špoljar, M., Shuka, L., 2024. Evidence of Climate Change and the Conservation Needed to Halt the Further Deterioration of Small Glacial Lakes. Climate 12, 124. https://doi.org/10.3390/cli12080124

Šigutová, H., Šigut, M., Dolný, A., 2015. Intensive fish ponds as ecological traps for dragonflies: an imminent threat to the endangered species Sympetrum depressiusculum (Odonata: Libellulidae). J. Insect Conserv. 19, 961–974. https://doi.org/10.1007/s10841-015-9813-2

Sonkoly, J., Törő-Szijgyártó, V., Petró, E., Takács, A., Suntaxi, L.R.G., McIntosh-Buday, A., Cando, P.E.D., Tóth, K., Madar, S., Kovacsics-Vári, G., Török, P., 2025. Unintentional seed dispersal via container-grown garden plants: Seed density and composition vary among exporter countries. https://doi.org/10.1101/2025.09.11.675287

Soomers, H., Karssenberg, D., Soons, M.B., Verweij, P.A., Verhoeven, J.T.A., Wassen, M.J., 2012. Wind and Water Dispersal of Wetland Plants Across Fragmented Landscapes. Ecosystems 16, 434–451. https://doi.org/10.1007/s10021-012-9619-y

Straskrábová, V., Simek, K., Vrba, J., 2005. Long-term development of reservoir ecosystems - changes in pelagic food webs and their microbial component. Limnética 9–19.

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

Streever, W.J., 2012. An International Perspective on Wetland Rehabilitation. Springer Science & Business Media.

Tang, R., Etzion, Y., 2004. Comparative studies on the water evaporation rate from a wetted surface and that from a free water surface. Build. Environ. 39, 77–86. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2003.07.007

Tasser, E., Tappeiner, U., 2002. Impact of land use changes on mountain vegetation. Appl. Veg. Sci. 5, 173–184. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00547.x

Thomaz, S.M., 2025. Asexual reproduction of aquatic macrophytes via stem fragments: A review on determinants of plant fragmentation and propagule dispersal. Hydrobiologia. https://doi.org/10.1007/s10750-025-05942-x

Thomaz, S.M., 2023. Ecosystem services provided by freshwater macrophytes. Hydrobiologia 850, 2757–2777. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04739-y

Thornhill, I., Batty, L., Hewitt, M., Friberg, N.R., Ledger, M.E., 2017. The application of graph theory and percolation analysis for assessing change in the spatial configuration of pond networks. Urban Ecosyst. 21, 213–225. https://doi.org/10.1007/s11252-017-0724-8

Tickner, D., Opperman, J.J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Cooke, S.J., Dalton, J., Darwall, W., Edwards, G., Harrison, I., Hughes, K., Jones, T., Leclère, D., Lynch, A.J., Leonard, P., McClain, M.E., Muruven, D., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Robinson, J., Tharme, R.E., Thieme, M., Tockner, K., Wright, M., Young, L., 2020. Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. BioScience 70, 330–342. https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002

Tison, J.-M., de Foucault, B., 2014. Flora Gallica: Flore de France, Biotope Éditions. ed. Société botanique de France, Mèze.

Tisserant, M., Janssen, P., Evette, A., González, E., Cavaillé, P., Poulin, M., 2020. Diversity and succession of riparian plant communities along riverbanks bioengineered for erosion control: a case study in the foothills of the Alps and the Jura Mountains. Ecol. Eng. 152, 105880. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105880

Tonkin, J.D., Altermatt, F., Finn, D.S., Heino, J., Olden, J.D., Pauls, S.U., Lytle, David.A., 2018. The role of dispersal in river network metacommunities: Patterns, processes, and pathways. Freshw. Biol. 63, 141–163. https://doi.org/10.1111/fwb.13037

Van der Zon, K.A.E., Grac, C., Theissinger, K., Paidere, J., Brakovska, A., Pupiņš, M., Škute, A., Razafindralay, L., Georges, J.-Y., Combroux, I., 2026. Environmental and spatial processes structuring macrophyte metacommunities in restored pondscapes. Ecol. Eng. 222, 107789. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2025.107789

Vesić, A., Blaženčić, J., Šinžar-Sekulić, J., 2016. Ecological preferences of charophytes in Serbia in relation to habitat type and other aquatic macrophytes. Taylor Francis.

Villaret, J.-C., Van Es, J., Sanz, T., Pache, G., Legland, T., Mokilajczak, A., Abdulhak, S., Garraud, L., Lambey, B., 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.

Visser, E.J.W., Bögemann, G.M., Steeg, H.M.V.D., Pierik, R., Blom, C.W.P.M., 2000. Flooding tolerance of Carex species in relation to field distribution and aerenchyma formation | The New Phytologist. Camb. Core.

Wang, H., Liu, C., Yu, D., 2015. Morphological and reproductive differences among three charophyte species in response to variation in water depth. https://doi.org/10.3354/ab00638

Wang, Y., Lu, S., Zi, F., Tang, H., Li, M., Li, X., Fang, C., Ikhumhen, H.O., 2022. Artificial and Natural Water Bodies Change in China, 2000–2020. Water 14, 1756. https://doi.org/10.3390/w14111756

Wu, H., Chen, J., Xu, J., Zeng, G., Sang, L., Liu, Q., Yin, Z., Dai, J., Yin, D., Liang, J., Ye, S., 2019. Effects of dam construction on biodiversity: A review. J. Clean. Prod. 221, 480–489. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.001

Zaharescu, D.G., Burghelea, C.I., Hooda, P.S., Lester, R.N., Palanca-Soler, A., 2016. Small lakes in big landscape: Multi-scale drivers of littoral ecosystem in alpine lakes. Sci. Total Environ. 551–552, 496–505. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.066

Zamora-Marín, J.M., Ilg, C., Demierre, E., Bonnet, N., Wezel, A., Robin, J., Vallod, D., Calvo, J.F., Oliva-Paterna, F.J., Oertli, B., 2021. Contribution of artificial waterbodies to biodiversity: A glass half empty or half full? Sci. Total Environ. 753, 141987. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141987

Zeh, H., 2007. Génie biologique. vdf Hochschulverlag AG.

Zhou, M., Jin, X., Jiang, M., Lü, X., Lou, Y., 2023. Helophytes adapt to water and N-enrichment stresses by adjusting and coordinating stoichiometry characteristics in main organs. Sci. Total Environ. 898, 165538. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165538

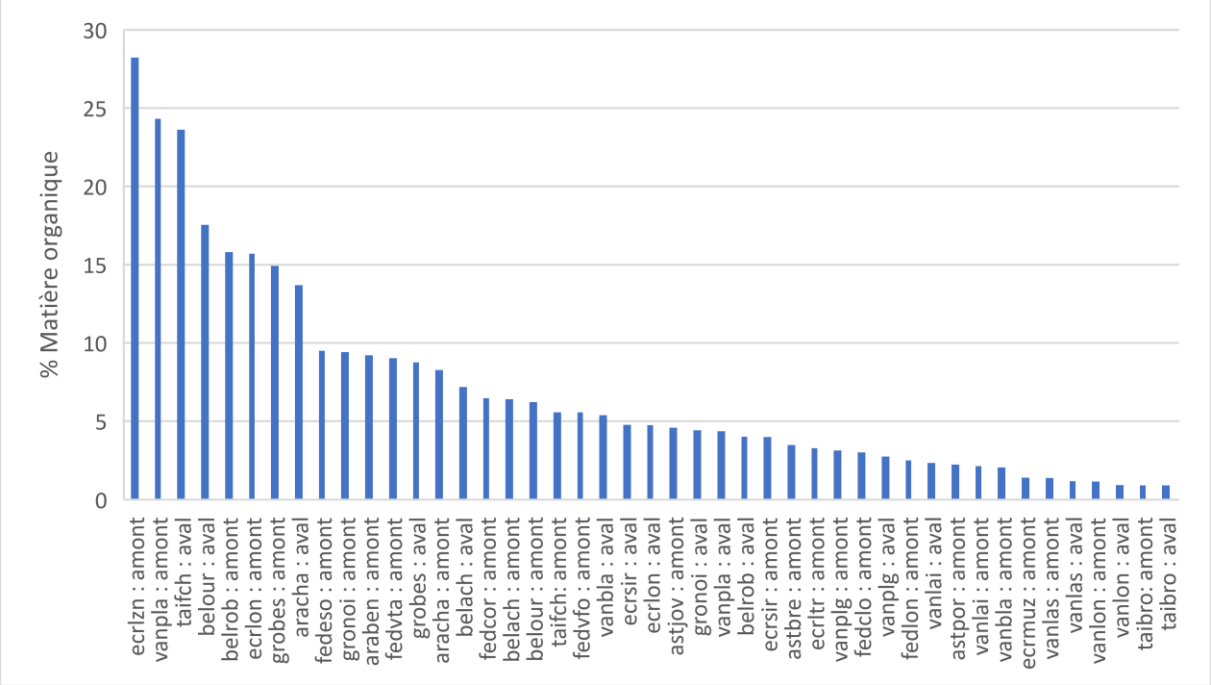
2.8. Supplementary Information

Appendix 3.1 Habitats used for the selection of candidate plant species for the revegetation of the Adret des Tuffes reservoir shoreline, based on Villaret et al. (2019).

Catégorie	Habitat	Page
Suintements, sources, bords de ruisseaux et cressonnières	Végétation fontinale, calcicole à neutrophile des sources, suintements et ruisselets des étages alpin et subalpin	106
	Végétation fontinale, acidiphile à neutrophile, des sources, suintements et ruisselets ensoleillés des étages subalpin et alpin	110
	Nappes, ceintures et prairies flottantes ou amphibies à glycérie flottante (Glyceria fluitans) et à rubanier négligé (Sparganium neglectum)	116
Herbiers aquatiques	Tapis aquatiques de nitelles (Nitella spp.) et de charas (Charas spp.) des eaux douces, acidiclines à neutres	124
	Tapis aquatiques à characées des eaux claires permanentes ou temporaires, oligomésotrophes et neutres à basiques	126
	Herbiers enracinés immergés des eaux mésotrophes à eutrophes, à potamots (Potamogeton spp.), à myriophylles (Myriophyllum spp.) et à élodées (Elodea spp.)	134
Grèves humides ou amphibies et mares temporaires	Herbiers vivaces flottants et amphibies des lacs et mares de montagne à rubanier à feuilles étroites (Spargnanum angustifolium)	152
Tourbières, gouilles et bas-marais	Tourbières de transition et tremblantes	166
	Bas-marais acidiclinophiles à acidiphiles des sols tourbeux à paratourbeux oligotrophes à laîche noire (Carex nigra)	168
	Ceintures péri-lacustres et bas-marais arctico-alpins à linaigrette de Scheuchzer (Eriophorum scheuchzeri) et/ou à jonc filiforme (Juncus filiformis)	170
	Bas-marais alcalins des sols tourbeux oligotrophes à laîche de Davall (Carex davalliana) et communautés apparentées	172
	Bas-marais arctico-alpins des alluvions calcaires à laîche à deux couleurs (Carex bicolor)	174

Source : Villaret J-C, Van Es J, Sanz T, et al (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

Appendix 3.2 Organic matter content (%) in littoral sediments of natural high-altitude lakes in the Alps (data from Arthaud et al. in prep).



Appendix 3.3 Helophyte, hydrophyte, and terrestrial species identified in the Adret des Tuffes reservoir at the end of the monitoring period, including experimental plots and adjacent riprap.

Location	Vegetation type	species	number of species
Reservoir rolls	Undetermined	*Bryophytes,* *Dycotyledon germinations.*	?
	Helophyte / Hydrophyte	*Carex canescens,* ** Carex nigra,* ** Chara globularis* ** Chara vulgaris* ** Eriophorum angustifolium,* *Juncus filiformis,*	6
	Terrestrial	*Phleum rhaeticum,* *Poa supina,* *Taraxacum sp.*	3
Reservoir riprap	Undetermined	*Bryophytes*	?
	Helophyte / Hydrophyte	*Agrostis stolonifera*	1
	Terrestrial	*Achilea millefolium,* *Adenostyle alpina,* *Bromopsis riparia,* *Dryopteris filix-mas,* *Epilobium angustifolium,* *Epilobium flecheri,* *Festuca gp. rubra,* *Festuca laevigata,* *Hieracium sp.,* *Leontodon hispidus,* *Petasites albus,* *Phleum pratense,* *Plantago serpentina,* *Poa alpina,* *Salix caprea,* *Saxifraga moschata,* *Taraxacum sp.*	17

Legend

*	Planted species
	Common species with other waterbodies
	Common species with riprap
"(10)"	Number of waterbodies

Appendix 3.4 Helophyte and hydrophyte species recorded in 14 waterbodies within a 3 km radius around the Adret des Tuffes reservoir in August 2024 and 2025.

Location	Vegetation type	species	number of species
Other water bodies	Helophyte / Hydrophyte	*Caltha palustris (4)*	29
		Carex canescens (1)	
		Carex davalliana (1)	
		Carex echinata (1)	
		Carex flava (1)	
		Carex frigida (1)	
		Carex nigra (10)	
		Carex rostrata (3)	
		Carex sp. (1)	
		Chara globularis (1)	
		Equisetum palustre (1)	
		Equisetum variegatum (1)	
		Eriophorum angustifolium (3)	
		Eriophorum latifolium (4)	
		Eriophorum scheuchzeri (2)	
		Juncus alpinoarticulatus (1)	
		Juncus articulatus (1)	
		Juncus filiformis (6)	
		Potamogeton berchtoldii (1)	
		Potamogeton pectinatus (1)	
		Ranunculus cf trichophyllus subsp. eradicatus (1)	
		Rorippa islandica (2)	
		Rorippa sylvestris (1)	
		Sparganium angustifolium (1)	
		Sphagnus sp. (1)	
		Stuckenia filiformis (1)	
		Trichophorum cespitosum (1)	
		Trichophorum sp. (1)	
		Tussilago fafara (1)	

Legend

*	Planted species
	Common species with other waterbodies
	Common species with riprap
"(10)"	Number of waterbodies

3. Conclusions du chapitre

Les expérimentations menées sur la végétalisation des berges de la retenue expérimentale (voir Annexe 1 pour des détails sur la retenue) montrent que l'établissement de plantes hélophytes au moyen de fascines végétalisées est techniquement réalisable et écologiquement prometteur, alors que des réserves subsistent quant à la survie des plantes hydrophytes sur le long terme. En conditions alpines, la technique des fascines d'hélophytes apparaît comme une solution adaptée à l'établissement des espèces locales sur les berges, tout en garantissant la compatibilité avec l'exploitation pour la production de neige de culture. En créant des conditions favorables à la germination, à la reprise et à la croissance de macrophytes, la végétalisation des berges a permis d'amorcer une succession écologique primaire, caractérisée par l'arrivée de nouvelles espèces végétales hélophytes et terrestres issues du pool régional. Ces premières dynamiques témoignent du potentiel de résilience écologique de ces milieux artificiels lorsqu'un support biologique minimal leur est offert. Les fascines favorisent également l'intégration progressive des plantes et du substrat dans l'enrochement de la berge, contribuant à la création d'un écotone littoral jusque-là absent des retenues d'altitude. Par ces fonctions, la végétalisation ne se limite pas à une intervention technique. Elle participe à la reconstitution d'interfaces écologiques plus fonctionnelles, capables de soutenir la biodiversité et les processus associés (dispersion, colonisation, reproduction, etc.).

Ces résultats valident partiellement l'hypothèse H2, selon laquelle une stratégie adaptée de végétalisation des berges fondée sur le génie végétal et des espèces locales est réalisable et peut initier des processus écologiques dans ces milieux artificialisés. Si cette hypothèse se confirme pour les hélophytes, elle reste à nuancer pour les hydrophytes, dont l'implantation durable reste incertaine.

Plusieurs limites à la généralisation de cette approche ont aussi été identifiées. La méthode ne s'applique pas aux retenues non confinées, dépourvues de substrat. Elle demeure également dépendante de conditions locales spécifiques, telles que la variabilité du niveau d'eau, l'exposition au batillage ou la composition du substrat. Sur le plan opérationnel, la mise en œuvre des fascines reste coûteuse et lourde à grande échelle, et la production de matériel végétal en quantité suffisante nécessite le développement de partenariats avec des pépiniéristes ou des dispositifs de culture dédiés afin d'éviter des prélèvements massifs dans ces milieux naturels fragiles. Enfin, la technique semble moins adaptée aux hydrophytes, dont les exigences écologiques diffèrent et qui nécessitent vraisemblablement la création de zones en eau permanente ou de substrats saturés.

Ces constats ouvrent plusieurs pistes d'amélioration et de diversification des méthodes, qui apparaissent comme des étapes clés vers une approche généralisable. Parmi elles :

- L'adaptation de protocoles spécifiques à chaque site avec l'appui d'une expertise écologique ;
- L'expérimentation de plantations directes dans l'enrochement ;

- La création de zones refuges et de gouttières littorales permettant l'établissement des hydrophytes ;
- La formalisation d'une méthodologie de sélection des espèces végétales selon les contraintes locales ;
- La mise en place de radeaux flottants végétalisés pour les retenues aux berges non-confinées (soit directement sur la géomembrane) ou inhospitalières.

En proposant une première méthode de végétalisation appliquée aux retenues d'altitude, ce travail établit les fondations d'une ingénierie écologique spécifique à ces infrastructures. Il démontre que la végétalisation peut devenir un levier de réconciliation écologique, conciliant les contraintes techniques de l'exploitation et les exigences de la biodiversité. En favorisant la création d'un écotone plus fonctionnel, les berges végétalisées pourraient à terme permettre à ces écosystèmes nouveaux de converger vers des habitats analogues à certains littoraux de lacs naturels d'altitude. Ces résultats ouvrent ainsi des perspectives nouvelles pour l'aménagement et la gestion intégrée des infrastructures de montagne, invitant à un suivi écologique à long terme afin d'évaluer les effets de ces pratiques sur la faune, la flore et les processus à l'échelle de l'écosystème. En ce sens, des suivis faunistiques ont également été menés sur le site d'étude parallèlement au suivi de la végétation (*cf.* Chapitre 6.4.1 pour plus de détails), et dont les données sont toujours en cours d'analyse. Ces données pourront être comparées au pool d'espèces régionales, estimé grâce à des inventaires de la faune et de la flore réalisés dans des plans d'eau à proximité de la retenue, dont les données sont présentées en Annexe 2.

Chapitre 4

Intégrité des géomembranes d'étanchéité exposées à la croissance souterraine d'hélophytes – compatibilité entre végétalisation et sécurité des retenues d'altitude



Limite végétation/géomembrane – Retenue semi-confinée - Savoie

« La plus haute tâche de la tradition est de rendre au progrès la politesse qu'elle lui doit et de permettre au progrès de surgir de la tradition comme la tradition a surgi du progrès. »

Jean d'Ormesson

1. Introduction du chapitre

Le chapitre précédent a démontré la faisabilité de l'implantation d'hélophytes sur les berges d'une retenue d'altitude expérimentale grâce au génie végétal. Il a également identifié la présence de géomembranes d'étanchéité comme l'un des freins majeurs à la végétalisation des berges des retenues d'altitude, dont la vulnérabilité potentielle à la dégradation par les racines reste peu documentée. Ce chapitre s'intéresse donc à la question de la compatibilité entre les systèmes racinaires des hélophytes et la géomembrane utilisée dans les retenues d'altitude.

Ce quatrième chapitre, issu de l'article *Gerfand et al. (In prep.)*, qui sera prochainement soumis dans la revue *International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering*, prolonge la réflexion initiée dans le cadre conceptuel sur les écosystèmes nouveaux et hybrides, où les éléments techniques et biologiques coexistent dans une configuration inédite. Ces retenues, produits d'un couplage entre ingénierie humaine et processus écologiques, constituent un terrain privilégié pour interroger la cohabitation entre matériaux artificiels et organismes vivants, et les ajustements possibles entre contraintes physiques et dynamiques biologiques. Il aborde ainsi deux thèmes principaux développés dans le cadre théorique de la thèse et les chapitres précédents :

1. La compatibilité entre la sécurité des retenues d'altitude et la végétalisation de leurs berges, susceptible de les rendre plus accueillantes pour la biodiversité,
2. La généralisation de la végétalisation à d'autres sites ou directement dans l'enrochement des berges, sans passer par la confection de fascines.

Pour cela, un dispositif expérimental a été conçu afin de tester le comportement de plusieurs espèces d'hélophytes au contact direct d'une géomembrane de PVC-P de 1,5 mm, couramment utilisée dans les retenues d'altitude. Trois espèces ont été sélectionnées : *Carex nigra* et *Eriophorum angustifolium*, deux espèces typiques des milieux humides d'altitude, et *Phragmites australis*, espèce plus commune en plaine mais réputée pour l'agressivité de son système souterrain.

Les plantes ont été cultivées pendant dix mois dans des rhizotrons contenant la géomembrane, avec des conditions environnementales optimisant leur croissance. Le développement des systèmes souterrains a fait l'objet d'un suivi photographique mensuel, d'une analyse morphologique détaillée des racines et rhizomes, et de la quantification de leur contact avec le matériau en termes de durée et de recouvrement. À l'issue de l'expérience, les géomembranes ont été soumises à une série d'analyses mécaniques et chimiques, permettant d'évaluer tout signe d'altération. Les données récoltées permettent de :

- Décrire les capacités des systèmes souterrains des espèces étudiées à croître dans un environnement à forte résistance mécanique,
- Quantifier l'intensité et la durée d'interaction entre les racines et la géomembrane,

- Tester le risque de dégradation du matériau au contact prolongé des systèmes racinaires.

Dans l'article issu de ce travail, nous employons le terme "*mountain reservoir*", plus adapté au champ du génie civil car il désigne l'ensemble des retenues situées en altitude, qu'elles soient destinées à la production de neige, à l'irrigation ou à d'autres usages. Ce choix terminologique vise à souligner le caractère multi-usage de ces infrastructures et à élargir la portée des résultats au-delà des seules retenues dédiées à la neige de culture.

Ce travail représente la première évaluation directe de l'impact de systèmes souterrains de plantes herbacées sur la sécurité des retenues d'altitude. Il explore les conditions dans lesquelles les plantes hélophytes peuvent devenir des alliées techniques plutôt que des menaces pour les ouvrages, participant ainsi à une stratégie de réconciliation écologique où les milieux artificiels sont pensés comme des espaces d'intégration progressive entre nature et technique. Il permet également de tester la troisième hypothèse de la thèse :

H3 : Les espèces sélectionnées pour la végétalisation présentent un enracinement compatible avec l'intégrité des géomembranes et la sécurité des ouvrages.

2. Potential impacts of helophyte growth on PVC-P geomembranes in mountain reservoirs

Benjamin Gerfand[1,2], Florent Arthaud[3,4], Guillaume Stoltz[5], André Evette[1], Laurent Peyras[5], Salomé Joulin[1], Julien Aubriet[5], Stéphanie Gaucherand[1].

2.1. Abstract

Artificial reservoirs lined with geomembranes are increasingly used worldwide for water storage and various purposes, including snowmaking in alpine regions. The revegetation of artificial reservoir banks is often encouraged for ecological integration. The presence of plant species raises concerns about potential damage to waterproofing systems by roots, even more in mountain reservoirs where climatic conditions pose specific challenges for long-term stability. This study evaluates the mechanical and chemical integrity of typical mountain reservoir 1.5 mm plasticized polyvinyl chloride (PVC-P) geomembrane exposed to belowground systems of three helophyte species — *Carex nigra*, *Eriophorum angustifolium*, and *Phragmites australis* — grown in rhizotrons for ten months. Root and rhizome development were quantified through direct measurements and image analyses, while geomembrane performance was assessed by mechanical and chemical analyses. All species developed extensive belowground systems that reached and covered the geomembrane surface up to 60 %. Yet, tensile strength, elongation, and plasticizer content remained statistically unchanged compared to unexposed geomembranes. Slightly higher puncture resistance values observed in planted samples were attributed to residual soil particles rather than polymer hardening. These results demonstrate that 1.5 mm PVC-P geomembranes maintain their integrity under the three helophyte species exposure, confirming their suitability for use in vegetated mountain reservoirs. This study indicates that integrating these herbaceous species into mountain reservoir revegetation projects is feasible without compromising PVC-P geomembrane performance under the conditions tested, while emphasizing the need for site-specific assessments before implementation.

Keywords: ecological engineering ; geosynthetics ; geomembrane ; rhizome penetration ; root-geomembrane interaction ; ecological restoration ; rhizotron ; helophyte roots.

[1] Université Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM, 38000 Grenoble, France

[2] ADS–Domaine de Montagne Les Arcs/Peisey-Vallandry/Villaroger, 73700 Bourg-Saint-Maurice, France

[3] Pôle R&D, Ecosystèmes Lacustres (ECLA), Office français de la biodiversité (OFB), Direction de La Recherche Et de L'Appui Scientifique, 01330 Birieux, France

[4] Université Savoie Mont-Blanc, INRAE, CARRTEL, 74200 Thonon-Les-Bains, France

[5]Aix-Marseille Université, INRAE, RECOVER, 13182 Aix-en-Provence, France

2.2. Introduction

Water resource management is a major challenge in the face of growing demand for domestic, agricultural, industrial and energy uses [1, 2]. At the same time, water regimes are changing as a result of climatic changes and hydrosystem management, leading to increased variability and scarcity in water availability [3]. In response to these challenges, the construction of artificial reservoirs made it possible to store water in times of abundance and use it in times of deficit [4, 5]. These artificial reservoirs are entirely man-made structures which vary in size and management method, depending on their purpose and location [6, 7]. They are designed to meet a variety of needs, including flood and runoff management, drinking water supply, irrigation, hydroelectric power generation, leisure and snowmaking [8–10].

Increasingly, land-use planning practices are moving towards revegetation of man-made infrastructures [11]. In the drive to develop nature-based solutions, the integration of vegetation in human infrastructures can help improving human well-being [11, 12] through various ecosystem services such as water purification or reducing urban temperatures [13, 14], compared to conventional civil engineering techniques [15, 16]. Specifically, there is a growing body of literature advocating for the revegetation of artificial reservoirs as a means to improve and accelerate the establishment of biodiversity in these infrastructures [17–20].

Despite the potential advantages, the presence of vegetation in artificial reservoirs can pose some risks for their structural integrity [21, 22]. In several countries, notably in United States, Canada, Australia or France, regulations or guidelines mandate stringent oversight of vegetation on engineered or sensitive hydraulic structures, including dykes and dams, to ensure their safety and structural integrity [23–25]. The presence of woody vegetation, particularly trees and shrubs, is generally prohibited on these structures [21, 25]. Their root systems could compromise the stability of the structures through internal erosion mechanisms, commonly referred to as “piping” [23, 25]. The development and decay of their deep or extensive root networks may form preferential flow paths within the structure, increasing the risks of failure [26]. However, regulatory frameworks do not specifically mandate the eradication of herbaceous species. On the contrary, maintaining a layer of herbaceous vegetation to protect banks against external erosion caused by rain is recommended [25].

A significant number of artificial reservoirs across the globe are lined with a synthetic geomembrane, thereby ensuring water retention and storage [27, 28]. These geomembranes may be made of different materials (*e.g.* bitumen, or from polymers such as EDPM, HDPE, LLDPE, PP, PVC; [29, 30]), varying in thickness (*e.g.* minimum from 0.75 mm to 2.5 mm for HDPE geomembranes depending on the country regulations or guidelines; [31, 32]), and play a central role in the safety of the structures

[14, 33]). The extant literature generally indicates that the presence of herbaceous plants does not significantly compromise the waterproofing of geomembranes. For instance, Cherifi and Bouregaa [34] observed that 2 mm PEHD geomembranes used in bio-purification basins remained intact despite the presence of reeds, whose roots glided over the geomembrane without perforation. Similarly, Newman et al. [35] reported that a 0.51 mm PVC geomembrane used in aquaculture ponds for nearly 30 years showed no signs of deterioration from cattails, trees, or other vegetation. However, other observations suggest that herbaceous subterranean systems may sometimes affect geomembrane integrity. Savoye et al. [36] provided photographic evidence of perforation of an EPDM geomembrane by a reed rhizome, and Heibaum [37] reported that geosynthetic clay liners, which are categorized as geosynthetics barriers, can be susceptible to root intrusion.

These concerns are echoed in technical grey literature worldwide, where several standardized protocols, developed primarily for green roofs, aim to assess the resistance of geomembranes to root penetration. In Europe, the NF EN 13948 [38] standard test for root resistance of bitumen, plastic and rubber geomembranes, requires a two-year greenhouse exposure under nutrient-rich substrate, with periodic inspections for visible root penetration. The related procedures of the German F.L.L. guidelines [39] and the North-American standard ANSI/GRHC/SPRI VR-1 [40] follow a similar logic, focusing exclusively on physical root or rhizome intrusion through geomembranes under controlled conditions. The XP CEN/TS 14416 [41] test offers a shorter laboratory protocol of typically six to eight weeks, using Lupinus albus as a benchmark species because of its assumed rooting aggressiveness, although the scientific basis for this choice is not documented. Importantly, these protocols were primarily designed for product certification and do not assess long-term mechanical or chemical stability of the geomembrane under root exposure, nor degradation from environmental stressors. They also provide little information on the material or thicknesses of geomembranes typically tested, although several green-roof applications explicitly employ 1mm HDPE geomembranes as waterproofing and root-barrier systems [42, 43]. Additionally, regulatory institutions provide engineering guidelines, such as the French Chapter of IGS [44], the Whole Building Design Guide of NIBS [45], and FM Global data sheets [46], to mitigate the risk of geomembrane perforation by avoiding species with aggressive root systems or installing protective root barriers. Industry stakeholders, such as Végétoit [47], complement these guidelines by giving practical advice and exclusion lists of potentially damaging plant species, including herbaceous ones, based on commercial expertise and field experience. However, these guidelines and advice offer no criteria for defining or identifying plant species considered “aggressive”.

The impact of the subterranean components of herbaceous flora on geomembranes is contingent on their

capacity to penetrate resistant environments. These capacities can vary depending on root morphological traits, which differ between species [48, 49]. For instance, thin roots are less capable of penetrating compact soils and may deflect or bend when confronted with a resistant environment [50]. The architecture of the root system is a factor that can influence the tendency of a species to develop either deeper roots, such as taproots, or thinner roots, such as fasciculated roots [51–53]. Furthermore, an increased ability of roots to penetrate more compact soils may also be associated with chemical parameters, such as a higher root lignin concentration [54]. Roots may also release exudates to facilitate their penetration into compacted soils [55]. The molecular composition of these exudates may have the potential to accelerate the deterioration of geomembranes by reducing its flexibility [56]. The capacity of roots to penetrate resistant soil is influenced not only by their morphological and chemical traits, but also by environmental conditions such as temperature and soil moisture [50, 57, 58]. As a result, the potential aggressiveness of herbaceous roots on geomembranes may vary depending on the specific context in which they develop.

At higher altitudes, where environmental and operational conditions can be harsh, recent studies have also emphasised the value of allowing plants to colonise the banks of artificial reservoirs [18, 59]. The number of mountain reservoirs has increased rapidly in the French Alps, where they are used to produce snow in ski resorts [18]. These structures may concern public safety, depending on their size and storage volume, which tend to increase over time [18, 60]. The design of these reservoirs is then governed by safety requirements, stipulated by the potential risks associated with their location above tourist infrastructures (floods or debris flows in case of failure) and their vulnerability to avalanches, block falls and creep of the ice-cover eroding the banks [60]. Their high-altitude location also subjects them to extreme environmental conditions, such as high temperature variations and strong UV radiations, which degrade the waterproofing geomembranes more rapidly than at lower altitudes [60, 61]. Consequently, the geomembrane is in most cases covered by a protection layer made of rocks or granular material, and is thicker than those used in lowland reservoirs [18, 60, 61]. Although the mineral protection layer of the geomembrane provides a potential but poor growth substrate for vegetation, it also complicates the *in-situ* detection of potential damage caused by root systems [25, 62].

There is growing interest in maintaining or even promoting herbaceous vegetation on reservoir banks to improve landscape integration and support biodiversity [63, 64], particularly in mountain reservoirs [18]. Ensuring that such practices remain compatible with safety constraints requires a clear understanding of the interactions between root systems and geomembranes. This study aims to propose solutions for the design of lined reservoirs that allow environmental integration and biodiversity conservation, by providing empirical evidence on how root systems interact with

the geomembrane. More specifically, the objective is to evaluate the impact of the belowground development of three helophyte species on the integrity of a typical 1.5 mm plasticized polyvinyl chloride (PVC-P) geomembrane widely used in mountain reservoirs [60, 65]. To address this question, we combined rhizotron cultivation with morphological analyses of root development, and we evaluated geomembrane response through mechanical (tensile and puncture) and chemical (plasticizer content) tests. We hypothesised that, although the root systems of these species may reach the geomembrane, they would not alter its mechanical resistance or plasticizer content, even under favourable growth conditions and despite contrasting root architectures.

2.3. Material and methods

2.3.1. Description of the rhizotrons used

A rhizotron is a transparent container used in plant biology to grow plants and observe their root development in real time [66]. For the purposes of this experiment, rhizotrons were designed so that a geomembrane could be inserted without compromising the watertightness and transparency of the device (Fig. 4.1).

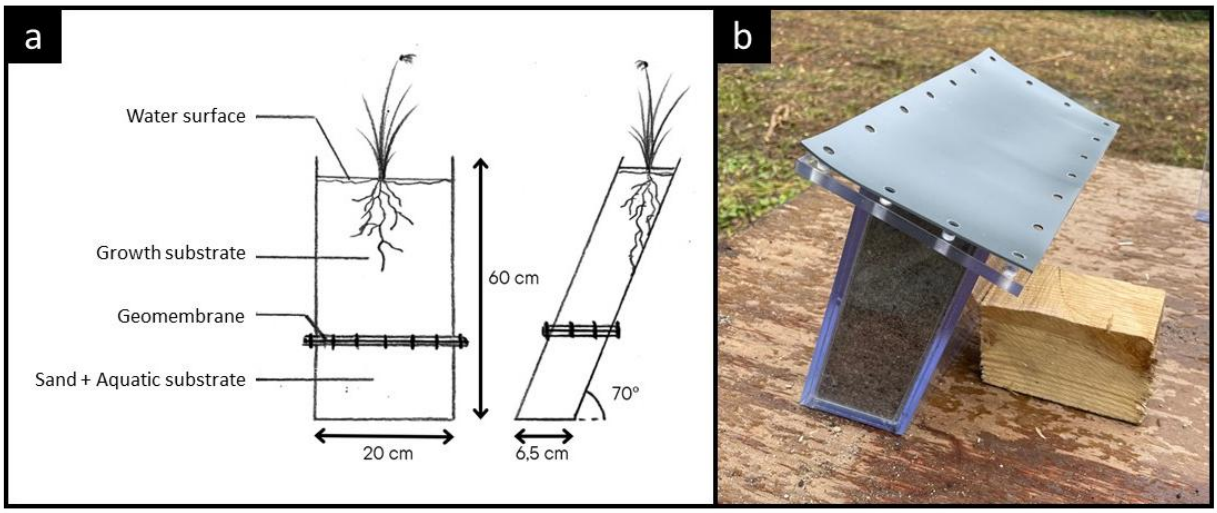


Fig. 4.1 (a) Sketch of the rhizotrons. (b) Photograph of the insertion of the geomembrane between the two parts of the rhizotron (© Salomé Joulin).

Each rhizotron consisted of an upper and a lower compartment, separated by the geomembrane (Fig. 4.1). The upper compartment, providing 40 cm of rooting depth, contained the growth substrate in which the plants were cultivated under conditions that did not limit nutrient availability (Ubbink water plant soil; see composition in Appendix 4.1). The lower compartment of the rhizotron enabled the observation of potential perforations of the geomembrane by roots. The geomembrane positioned between the two compartments was held in place by screws, functioning both as a watertight barrier and as the tested material. Because plant roots naturally grow vertically, the rhizotrons were inclined at 70° to facilitate root

visualization along the transparent panel. To avoid light exposure of the root system, the structures were wrapped with an opaque plastic sheet.

2.3.2. Plant species tested

Carex nigra (L.) Reichard (1778) and *Eriophorum angustifolium* Honck. (1782) are widely distributed helophyte species commonly occurring in wetland and aquatic environments across both lowland and alpine regions [67, 68]. Their ecological amplitude and tolerance to harsh high-altitude conditions suggest that these species are well suited to establish and persist along the margins of mountain reservoirs [18]. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (1840) is a prevalent lowland helophyte species [69], which has been reported to perforate certain EPDM geomembranes under *in-situ* conditions [36]. The three species were collected in the natural environment, using manual tools, with a particular emphasis on mitigating the impact on the local population. *C. nigra* and *E. angustifolium* were sampled from a wetland in Sainte-Hélène-du-Lac (alt. 250 m a.s.l., coord. 45.4755° N, 6.0603° E), whereas *P. australis* was collected along the banks of the Isère River near the laboratory facilities (alt. 210 m a.s.l., coord. 45.1999° N, 5.7718° E). Samples of *C. nigra* and *E. angustifolium* consisted of multi-stem tufts, while *P. australis* was collected as individual seedlings.

It should be noted that *C. nigra* individuals were not intentionally planted at the start of the experiment. They developed spontaneously in three rhizotrons initially planted with *E. angustifolium*. This likely resulted either from the inadvertent transfer of *C. nigra* propagules contained within the *E. angustifolium* tussocks collected in the natural wetland, or from a potential misidentification during collection, as only vegetative tussocks without inflorescences were selected to prioritise belowground growth over flowering [70, 71]. Consequently, *C. nigra* progressively established and excluded *E. angustifolium* in these rhizotrons, and was therefore included as a third species in the analyses.

2.3.3. Tested geomembranes

Following the technical literature and our experiential feedback, we have selected for this study a polyvinyl chloride-polymer (PVC-P) geomembrane, with a thickness of 1.5 mm. This type of geomembrane is the most common product in mountain reservoirs in France. This geomembrane is grey (treated for UV radiation).

2.3.4. Experimental setup

The *ex-situ* experiment was conducted at the INRAE laboratory in Grenoble, France over a period of 10 months. The experiment consisted of 21 rhizotrons, three of which contained a tuft of *C. nigra*, five contained a tuft of *E. angustifolium*, seven contained a seedling of *P. australis*, and six control rhizotrons contained only growth substrate without plants. All of the rhizotrons were subjected to the same treatments.

The experiment was designed as a hybrid between an experimental garden, where abiotic conditions were measured, from 10 July to 15 October 2024, and a growth chamber, where abiotic conditions were controlled, from 15 October 2024 to 16 April 2025. The culture chamber

(®PlantMaster, CLF Plant Climatics) was equipped with automated systems that regulate temperature, humidity, and light parameters according to the time of day. The program implemented in the growth chamber comprised four successive stages, corresponding to the principal stages of the day (*i.e.* sunrise, zenith, sunset, full night), with gradual transitions (see Appendix 4.2 for details). The values for each stage were defined on the basis of data from weather stations near Grenoble in spring and summer, averaged over a period of five years. The percentage of light in the growth chamber was calibrated at a height of 120 cm by measuring the amount of outside light received in micromoles per second per square meter (see Appendix 4.3 for details).

Within the experimental garden, the rhizotrons were fortified against herbivory by an anti-insect net, thereby enabling the ingress of air, light and precipitation. The measurement of abiotic parameters was facilitated by the deployment of luminosity and temperature sensors (HOBO Pendant Temperature/Light 64K Data Logger UA-002-64), with additional data sourced from the Saint-Martin-d'Hères weather station. According to these measurements, abiotic conditions were more variable than in the culture chamber: temperatures ranged from 7.1 to 66.3 °C (mean 23.9 °C) in the experimental garden, and from 10.2 to 23.3 °C (mean 17.4 °C) once transferred to the growth chamber. The rhizotrons experienced a first cold period by 28 September 2024, with temperatures falling below 10 °C. In contrast, conditions in the growth chamber remained stable and within a range favourable to plant growth, although average temperature and light levels were lower than in the experimental garden (see Appendix 4.4 for details). The rhizotrons were arranged in a random configuration relative to each other, which was subject to monthly modification. The rhizotrons were irrigated once or twice a week, with a water level adjusted to meet the specific hydric requirements of each species : 5 to 10 cm above the limit of the substrate for *C. nigra* and *E. angustifolium* [68, 72], and 5 to 10 cm under the limit of the substrate for *P. australis* [73, 74]. The water level in the control rhizotron was maintained at the limit of the substrate.

2.3.5. Plant variables measured

Subsequent to the initial planting, photographs were taken of the soil-facing panel of each rhizotron on a monthly basis (see Appendix 4.5, Appendix 4.6 and Appendix 4.7 for full chronicles). This photographic series provided information on the duration of contact between each root system and the geomembrane.

At the conclusion of the experiment, each rhizotron was dismantled and a photograph was taken of the root system in contact with the geomembrane. Subsequently, the subterranean systems were subjected to a complete cleansing process. For each species, a minimum of ten of the most developed roots were selected across all replicates to characterise the upper range of root diameter and length. These measurements were not intended to represent the mean properties of the entire population, but rather to estimate the maximum diameters and lengths that roots could reach under favourable conditions. The same approach was also applied to *P. australis* rhizomes, previously reported to

perforate EPDM geomembranes [36]. Finally, each plant was divided into an aerial, a root and a rhizomatous fraction, whose dry biomass were weighed after they had been placed in an oven at 70°C until the mass had stabilized. These measurements were used to calculate the total dry biomass, as well as the root-to-shoot ratio, which is derived by dividing the total underground dry biomass by the above-ground dry biomass.

The WinRHIZO software [75] was used to obtain belowground morphological traits from rhizotron photographs [76, 77]. The most recent photographs of the lower transparent panel of each rhizotron, taken in April 2025, were analysed to extract the following standard traits provided by the software: the cumulative length of all belowground structures detected on the transparent panel (cm); the average belowground these structures diameter (mm); the cumulative length of these structures belonging to five thickness classes from 0 mm to more than 2.5 mm (cm/mm); the total belowground area estimated at the whole rooting system scale (cm^2); and the total belowground volume estimated at the whole rooting system scale (cm^3). In addition, photographs of the root mat in contact with the geomembrane were analysed (see Appendix 4.8 for details). For these images, only cumulative length (cm) and average diameter (mm) were used to estimate the percentage of root coverage against the geomembrane, calculated as (Average diameter × Cumulative length) divided by the rectangular cross-sectional area of the rhizotron.

2.3.6. Geomembrane analysis

Following the dismantling of the rhizotrons, all geomembranes were carefully recovered to assess potential alterations resulting from root and rhizome activity. The geomembrane surfaces were gently wiped with a clean cloth to remove loose soil, while avoiding the removal of embedded particles to prevent scratching that could bias subsequent mechanical results [78]. Each geomembrane was classified according to its experimental exposure: *C. nigra*, *E. angustifolium*, *P. australis*, control without plants, and reference material stored under optimal conditions. The samples were visually inspected for perforations, abrasions, or other signs of mechanical or chemical alteration. For all tests, geomembranes were cut into standardized specimens taken from the areas in contact with roots. For the unidirectional tensile tests, the geomembrane specimens were tested in machine direction. This ensured comparability among samples and avoided heterogeneity linked to spatially variable root distribution across the surface.

Mechanical behavior was characterized through two standardized tests performed at the INRAE Aix-en-Provence laboratory: uniaxial tensile test conducted according to NF EN 12311-2 [79] (test equivalent to EN 17323:2020 [80] for homogeneous unreinforced PVC geomembranes) and static puncture test conducted according to the French standard NF P84-507 [81]. In the uniaxial tensile test, each specimen was clamped in the testing machine and stretched at a constant rate of deformation (*i.e.* 100 mm/min) until rupture. Elongation

was measured using a video extensometer to ensure precise strain quantification. The test provided the maximum tensile force at break (N), reflecting overall strength; and elongation at break (mm), indicating the material ductility. In static puncture test, the puncture resistance was measured using a cylindrical punch (8 mm of diameter) that penetrates at constant rate through the geomembrane specimen clamped in a device and without backing support. This test quantifies the maximum penetration load (N) and the corresponding displacement (mm) under static loading, thus evaluating resistance to localized penetration pressure. Entire geomembrane samples from rhizotrons were allocated to a same mechanical testing to avoid heterogeneity biases due to uneven root distribution across its surface. Because puncture resistance exhibited higher intrinsic variability, a greater number of geomembrane samples was allocated to this test for each treatment, while ensuring that at least two tensile replicates were obtained per modality. Specifically, puncture tests were conducted on two geomembranes for *C. nigra*, three for *E. angustifolium*, five for *P. australis*, four for the control treatment, and two reference geomembranes, whereas tensile tests were conducted on a single geomembrane for *C. nigra*, and two for other modalities. For all geomembranes that aged within rhizotrons (*i.e.* control and with plants), three puncture specimens and seven tensile specimens (*i.e.* pseudo-replicates) were systematically tested from each tested membrane. The reference geomembrane (not installed in rhizotrons) constituted an exception, with ten puncture specimens and five tensile specimens generated per geomembrane.

Residual membrane fragments were then sub-sampled (15–20 g per replicate) for physico-chemical analysis of plasticizer content according to NF EN ISO 6427 [82], based on Soxhlet extraction of solvent-soluble matter. Plasticizer concentration (parameter v), expressed as a percentage of total mass, served as an indicator of potential additive migration or loss, which may reflect chemical degradation or volatilization processes [56].

2.3.7. Data analysis

Statistical analyses were performed using R software [83]. Prior to any testing, assumptions of normality and homogeneity of variance were assessed to guide the choice between parametric and non-parametric methods. Given the limited number of replicates per modality and the frequent violation of these assumptions, non-parametric tests were primarily used.

Descriptive statistics were used to summarize root traits by species. Differences in geomembranes conditioned with or without plants were tested using the Wilcoxon rank-sum test or the Student *t*-test when conditions for parametric tests were met. When comparing more than two modalities (*e.g.*, inter-species plant traits, different geomembrane treatments), the Kruskal-Wallis test followed by Dunn's post-hoc test (with Bonferroni correction) was used to identify significant pairwise differences.

2.4. Results

2.4.1. Helophytes belowground development capacities and interspecific differences

The three helophyte species developed distinct belowground systems in terms of biomass (χ^2 = 8.5, p = 0.014). *Eriophorum angustifolium* exhibited the densest belowground system with a total belowground biomass of 26.1 ± 5.8 g, followed by *Carex nigra* (16.8 ± 3.7 g), whereas *Phragmites australis* showed the lowest values (11.8 ± 4.6 g). Although no significant difference was detected between the estimated total surface area of the belowground systems of the three species (χ^2 = 4.9, p = 0.087), a similar pattern is observed: *E. angustifolium* exhibited the greatest surface area (765 ± 444 cm²), *C. nigra* lower values (623 ± 182 cm²), and *P. australis* had the smallest (461 ± 103 cm²).

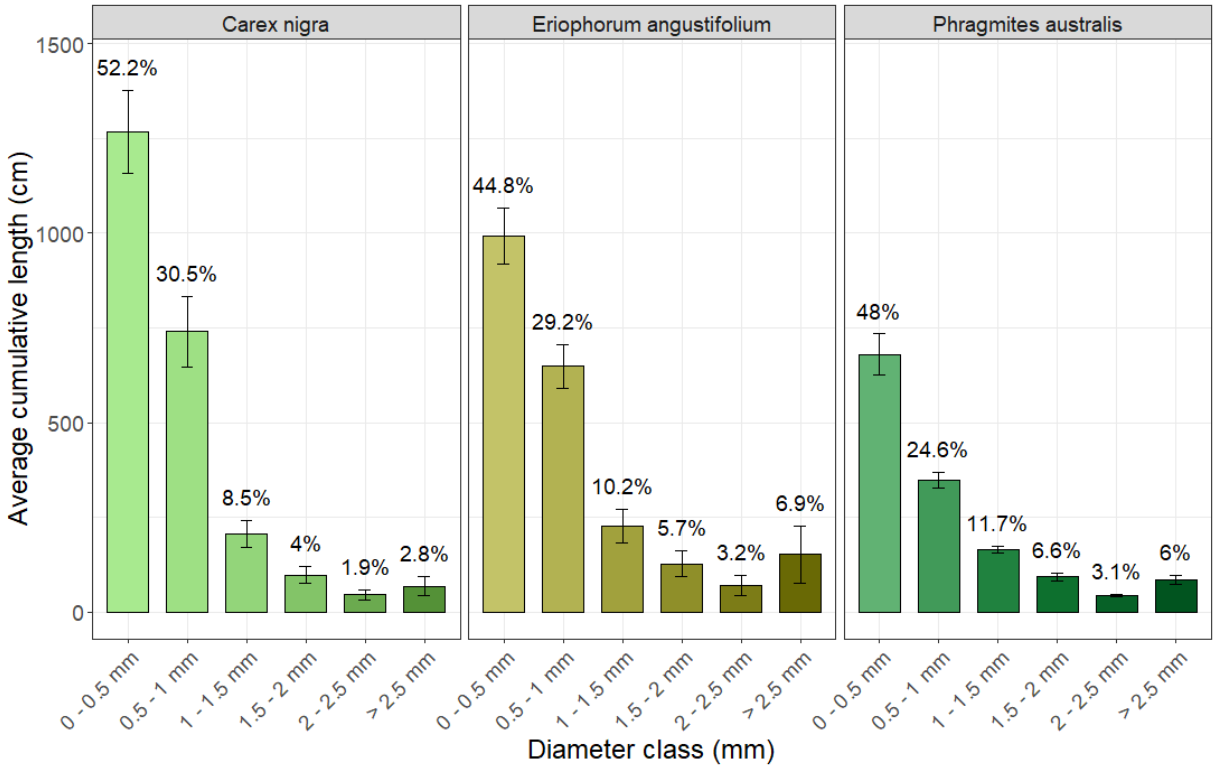


Fig. 4.2 Distribution of belowground axis diameters for the three helophyte species. Average cumulative length (cm) and standard deviation of belowground structures detected by WinRHIZO is shown for each diameter class (<0.5 mm; 0.5–1 mm; 1–1.5 mm; 1.5–2 mm; 2–2.5 mm; >2.5 mm). Bars also indicate the percentage contribution of each diameter class to the total belowground system.

These observed differences in surface area and total belowground biomass among species corresponded to variations in both the cumulative length and mean diameter of the belowground structures. The cumulative length of belowground structures was highest in *E. angustifolium* (2225 ± 452 cm) and *C. nigra* (2429 ± 505 cm), but lowest in *P. australis* (1422 ± 260 cm; χ^2 = 10.7, p = 0.005), whereas mean diameters were largest in *E. angustifolium* (1.05 ± 0.36 mm) and *P. australis* (1.03 ± 0.09 mm), but smaller in *C. nigra* (0.81 ± 0.07 mm; χ^2 = 8.1, p = 0.017). The distribution between roots and rhizomes also varied among species: roots

represented 67.7% of the belowground biomass in *C. nigra*, 59.5% in *E. angustifolium*, and 41.4% in *P. australis*. Across all species, fine elements (< 0.5 mm) accounted for the majority of the belowground length (≈ 52 % in *C. nigra*, 45 % in *E. angustifolium*, and 48 % in *P. australis*; Fig. 4.2).

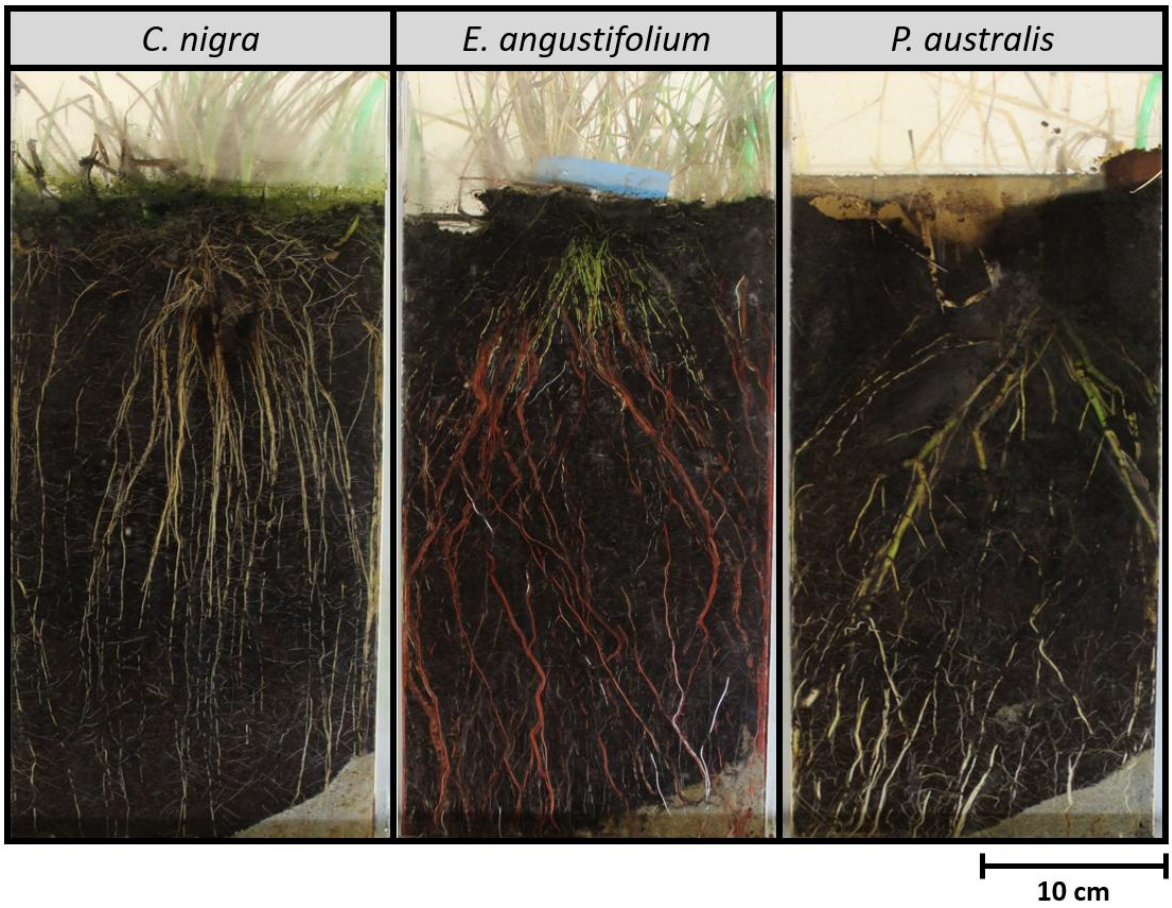


Fig. 4.3 Representative examples of the final photographic observation of the belowground systems of the three helophyte species through the rhizotron panel (April 2025). The draining sand layer is visible at bottom right, and the geomembrane is located at the lower limit of each photograph. The full chronicle is available in Appendix 4.5, Appendix 4.6 and Appendix 4.7. © Benjamin Gerfand.

The most developed belowground axes, measured for each individual, provide information on the roots and rhizomes with the greatest potential for interaction with the geomembrane. Marked differences were observed among these structures across the three species. *P. australis* produced significantly both the thickest and longest structures for roots (respectively 1.5 ± 0.28 mm thick: $\chi^2 = 23.9$, $p < 0.001$; and 65.3 ± 24.0 cm long: $\chi^2 = 17.3$, $p < 0.001$) and for rhizomes (respectively 3.9 ± 0.65 mm thick: $\chi^2 = 28.5$, $p < 0.001$; and 53.5 ± 17.8 cm long: $\chi^2 = 26.0$, $p < 0.001$). *C. nigra* and *E. angustifolium* did not significantly differ for these parameters (all $p > 0.3$), with respectively, roots length averaging 35.0 ± 4.0 cm and 45.1 ± 8.0 cm, root diameter averaging 0.6 ± 0.12 mm for both species, rhizome length averaging 13.6 ± 4.1 cm and 18.4 ± 8.6 cm, and rhizome diameter averaging 1.5 ± 0.30 mm and 1.9 ± 0.48 mm. The maximum dimensions recorded from these measurements confirm that *P.*

australis produced coarse and elongated structures (roots reaching up to 2 mm × 108 cm and rhizomes 5.1 mm × 79 cm), whereas *C. nigra* produced the less developed structures (0.7 mm × 41 cm for roots; 2.1 mm × 20 cm for rhizomes), with *E. angustifolium* occupying an intermediate position (0.8 mm x 59 cm for roots; 2.9 mm x 37 cm for rhizomes).

Following this extensive belowground development, these structures reached the geomembrane during the experiment for all three species (Fig. 4.3; Appendix 4.5, Appendix 4.6 and Appendix 4.7). *P. australis* reached the geomembrane most rapidly after 53 ± 17 days on average, followed by *E. angustifolium* (108 ± 16 days) and *C. nigra* (159 ± 53 days). *P. australis* rhizomes were in contact with the geomembrane situated 40 cm below the rhizotron surface, whereas the two other species' rhizomes remained in the first ten centimetres of the soil surface.

2.4.2. Resistance of geomembranes under helophyte exposure

The duration of contact between plant roots and the geomembrane varied across species, depending on their growth rate. On average, *C. nigra* roots remained in contact with the geomembrane for 90 ± 52 days. For *E. angustifolium*, this duration increased to 139 ± 18 days, and for *P. australis* it reached 191 ± 16 days. At the end of the experiment, the percentage of

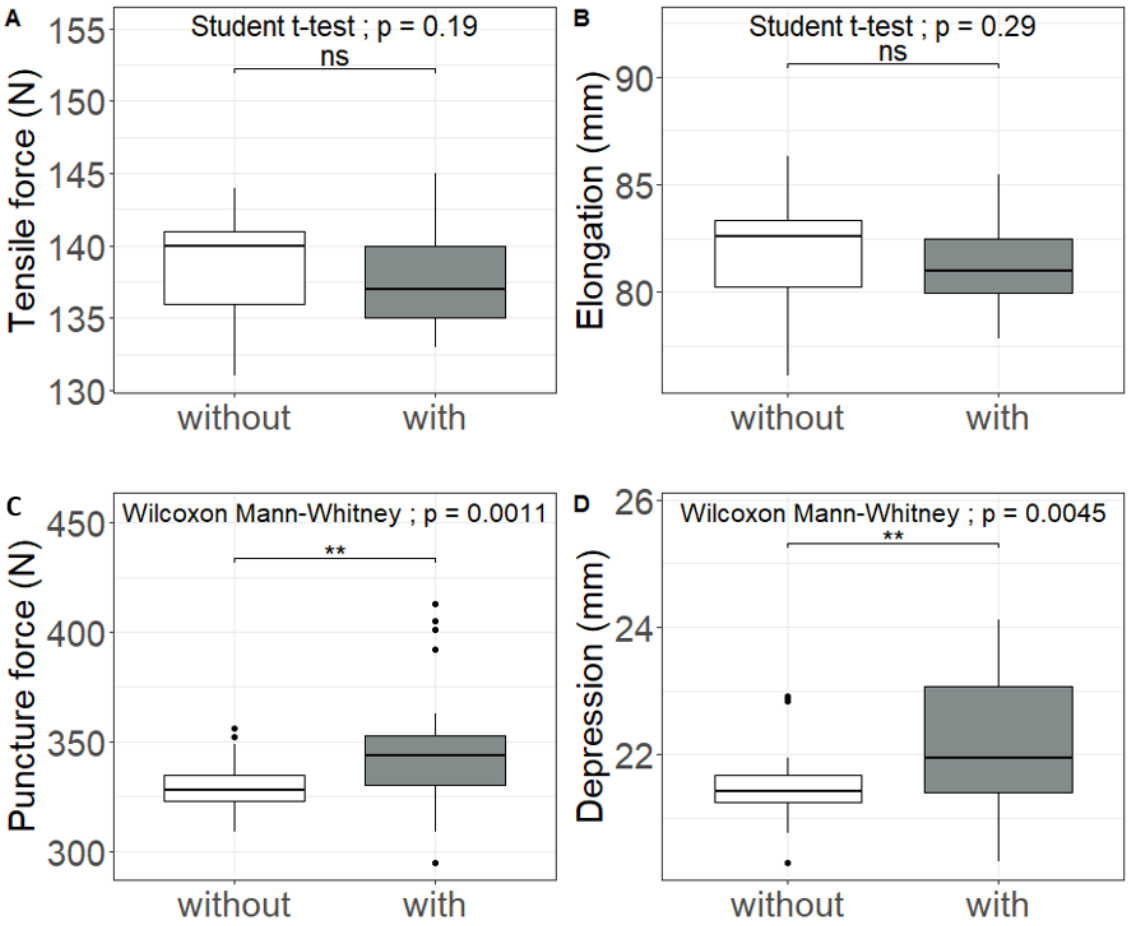


Fig. 4.4 Comparison of tests conducted on geomembranes aged with or without plants for (A) tensile force (N), (B) elongation (mm), (C) puncture force (N), and (D) depression (mm).

the geomembrane surface covered by belowground structures differed markedly between species, going from 1.5% (*C. nigra*) to 75% (*P. australis*). *C. nigra* showed minimal coverage (2.15 ± 0.83%), while *E. angustifolium* and *P. australis* reached 40 ± 8.9% and 60 ± 12.6%, respectively. Despite these extended periods of contact and substantial coverage, no root or rhizome was observed to penetrate the geomembrane, as confirmed through detailed visual inspection.

Mechanical tests revealed no significant effect of plant contact on geomembrane tensile force or elongation at break (Fig. 4.4A-B). Tensile force mean values were similar between geomembranes that aged with (138.7 ± 3.0 N) or without plants (138.9 ± 3.6 N; t = –1.34; p = 0.19), as well as the elongation resulting from the uniaxial tensile tests after aging with (81.2 ± 2.0 mm) or without plants (81.8 ± 2.3 mm; t = –1.07; p = 0.29). Mean values were similar across all modalities (Table 4.1).

Table 4.1 Mechanical and chemical properties of the geomembranes tested after aging under the five experimental modalities.

Geomembrane modality	Tensile force (N)	Elongation (mm)	Puncture force (N)	Depression (mm)	Plasticizer content (%)
Reference	137.4 ± 4.9	82.0 ± 1.7	328.0 ± 7.5	21.4 ± 0.25	31.2 ± 3.4
Control (no plants)	139.9 ± 1.9	81.7 ± 2.7	330.4 ± 15.5	21.6 ± 0.83	31.5 ± 4.7
C. nigra	140.0 ± 1.6	82.2 ± 1.4	352.0 ± 46.7	22.2 ± 1.4	33.1 ± 1.0
E. angustifolium	137.1 ± 2.3	81.1 ± 2.1	339.6 ± 17.9	22.1 ± 1.1	33.7 ± 1.8
P. australis	137.1 ± 3.7	80.8 ± 2.1	351.5 ± 26.4	22.2 ± 0.84	33.5 ± 1.6

In contrast, geomembranes aged in the presence of plants showed a higher puncture resistance (348.0 ± 28.8 N) than those aged without vegetation (328.9 ± 11.0 N; W = 712.5; p = 0.0011; Fig. 4.4C). This difference is mainly driven by five unusually high puncture force values (> 390 N) recorded among geomembranes in contact with *C. nigra* and *P. australis*. Photographic inspection revealed that these five specimens displayed substantial embedded soil particles (see Appendix 4.9 and Appendix 4.10). Samples exposed to *P. australis* (351.5 ± 26.4 N) exhibited higher values compared to the reference geomembranes (328.0 ± 7.5 N; Z = 2.9, p = 0.0039). Other pairwise comparisons with control geomembranes and geomembranes that aged with *C. nigra* and *E. angustifolium* were not significant (all p > 0.05; Table 4.1). Consistently, geomembranes aging with (22.2 ± 1.0 mm) or without plants (21.5 ± 0.55 mm) also exhibited significantly greater depression under puncture stress (W = 682; p = 0.0045; Fig. 4.4D), with an average difference of 0.66 mm. However, no significant difference was detected between each modality (χ^2 = 8.9, p = 0.064; Table 4.1).

No significant difference was detected in the average plasticizer concentrations of geomembranes that aged with (33.5 ± 1.5 %) or without plants (31.4 ± 4.2 %; W = 69.5; p = 0.23; Fig. 4.5). One control geomembrane sample also displayed an

unusually low plasticizer content (22.35 %). Average values for each modality are detailed in Table 4.1.

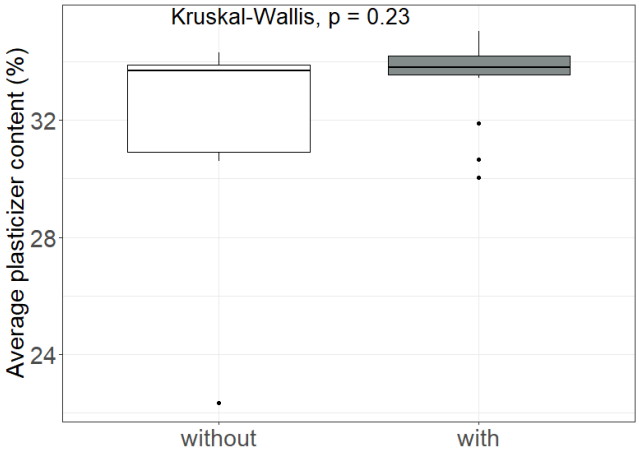


Fig. 4.5 Comparison of the average plasticizer content (%) in geomembranes aged with or without plants.

2.5. Discussion

Under controlled conditions, the three helophyte species developed belowground systems that reached the 1.5 mm PVC-P geomembranes, with marked interspecific contrasts in biomass, cumulative length, and maximum axis dimensions. Despite differences in geomembrane surface coverage and the duration of the interaction, none of the species caused perforation or visible alteration. Mechanical testing showed no significant changes in tensile force or elongation at break between geomembranes aged with or without plants. Puncture resistance and associated depression were slightly higher in plant-exposed samples, while plasticizer concentrations remained statistically comparable across all treatments.

2.5.1. Belowground penetration capacities and morphological contrasts among helophyte species

The results reveal clear interspecific differences in belowground architecture, forming a consistent gradient from *Carex nigra* to *Eriophorum angustifolium* and *Phragmites australis*. *C. nigra* developed a fine, dense fasciculate root system with superficial rhizomes, *P. australis* formed coarse and thick roots with deep and extensive rhizomes, and *E. angustifolium* occupied an intermediate position. These observations match the architectural descriptions available in the literature: *C. nigra* and *E. angustifolium* typically form dense mats of fine roots and shallow rhizomes [68, 72, 84], whereas *P. australis* produces thicker and deeper axes, including rhizomes, with a sparser root mat [73].

Despite the species' contrasting architectures, their overall root penetration capacities remained limited. The experimental setup reproduced growth patterns comparable to those observed in natural conditions, as indicated by the rooting depths achieved. Maximum root extensions measured here fall within published ranges: up to ~60 cm for *C. nigra*, 1 m for *E. angustifolium*, and 2.8 m for *P. australis* [85, 86], in line with the architectural gradient observed between species. This gradient is also reflected in root tissue properties, consistent with lignin concentrations reported in the GRooT database: 102 $mg \cdot g^{-1}$ in *C. nigra*, 159 $mg \cdot g^{-1}$ in *E. angustifolium*, and 218 $mg \cdot g^{-1}$ in *P. australis* [85]. Increased lignification enhances root stiffness and bending resistance, promoting penetration into compact soils [54]. The maximum lengths and diameters directly measured on their belowground axes, also increased from *C. nigra* to *P. australis*, and further supports this gradient. However, these maximum

values represent only a small portion of the whole belowground system. Most of their belowground biomass consists of fine roots (<0.5 mm), as commonly observed in most plant species [49], and is concentrated within the upper 70–100 cm of soil [73, 87, 88], far less than the rooting depths reached by woody vegetation [53, 89]. Thus, the thickest axes, although mechanically more capable of penetrating compact substrates, are relatively rare within each system, including at the geomembrane interface. Fine roots mainly contribute to soil stabilization and resource uptake [49, 90], rather than to mechanical penetration in compact substrates. Several studies have shown that root penetration capacity largely depends on root diameter [50, 91], while root elongation is strongly limited by increasing soil resistance with depth [92].

Rhizomes, typically thicker than roots [93], also play a key role in substrate colonization, although their penetration ability remains poorly documented. Rhizomes reached approximately 60 cm long in *C. nigra* and 50 cm long in *E. angustifolium* [68, 72], but did not reach the geomembrane during the experiment. Only *P. australis* is known to develop long and deep rhizomes, up to 95 cm depth and capable of rapid expansion [36, 73]. This species allocates a large proportion of its biomass to rhizomes, up to 60% in our measurements, consistent with previous reports [73, 94].

Our findings confirm that *P. australis* exhibits the greatest mechanical potential for penetration in compacted substrates, whereas *C. nigra* is the least intrusive, with *E. angustifolium* again occupying an intermediate position. Although these species differ in their belowground architecture and maximum axis dimensions, most of their biomass is concentrated in the upper soil layers. Positioning the geomembrane at 40 cm depth during the experiment allowed it to intersect the zone of active root and rhizome development, and provided appropriate conditions for evaluating potential plant-geomembrane interactions.

2.5.2. Exposure and durability of PVC-P geomembranes under helophyte belowground systems

Absence of physical damage at the plant-geomembrane interface

All geomembranes from the planted rhizotrons were reached by the belowground systems, which covered up to ~75% of their surface in the *P. australis* treatment. Despite average exposure durations ranging from 90 to 191 days depending on species, no perforation, cracking or surface alteration of the plasticized PVC geomembranes was observed. Roots and rhizomes mainly followed the surface of the material, as previously observed by Cherifi and Bouregaa [34], suggesting that the mechanical barrier provided by PVC-P remains sufficient to deflect subterranean growth.

Preservation of tensile strength and elongation, and absence of chemical alteration

Mechanical and chemical analyses confirmed the robustness of the geomembranes after prolonged exposure to helophyte systems. Uniaxial tensile tests

revealed that tensile force at break and elongation at break remained stable between plant-exposed and unexposed samples, requiring on average 138.2 ± 3.3 N to break after 81.4 ± 2.1 mm elongation. These results indicate that neither stiffness nor ductility was affected, supporting the long-term mechanical resistance of PVC-P [65, 95].

Similarly, plasticizer contents remained statistically comparable among treatments, averaging 32.8 ± 2.7 %. The absence of any detectable loss of plasticizer in presence of plant belowground structures suggests no chemical degradation or loss of polymer flexibility [56, 65]. Abnormally lower plasticizer values (<30%) were attributed to laboratory tests variability or artefacts rather than degradation.

Interpretation of the slight increase in puncture resistance and depression

Slightly higher puncture resistance values were measured for geomembranes exposed to root systems (348.0 ± 28.8 N) compared to unexposed geomembranes (328.9 ± 11.0 N), resulting in higher depression values of 0.66 mm for root-exposed samples on average. If this may initially suggest mechanical reinforcement, subsequent photographic examination indicated that the unusually high puncture force values (> 390 N) recorded among *C. nigra* and *P. australis* samples were subject to a large proportion of soil encrusted on their surface. Thus, this effect would likely result from residual soil incrustation on the geomembranes, which would have artificially increased puncture resistance of ~5.8%. Markou and Evangelou [96] similarly reported that adhesive interactions at soil–geomembrane interfaces can enhance apparent shear strength. Although a reduction in plasticizer content does not systematically lead to increased uniaxial tensile strength, plasticizer depletion is known to stiffen PVC-P and can, in some cases, contribute to higher apparent strength [97, 98]. Therefore, the absence of detectable plasticizer loss between treatments argues against a chemically driven stiffening process in our samples. Combined with the very small difference in puncture displacement, these results collectively indicate the absence of mechanical deterioration [99].

Puncture test results also showed higher variability among geomembranes installed in rhizotrons compared to reference geomembranes tested. This may suggest that geomembrane conditioning may influence material response. Field conditions would likely increase this variability [65, 100], which may also arise from spatial heterogeneity in mechanical properties of the material, or from the intrinsic sensitivity of puncture testing [33, 95].

Consistency with long-term field and aging studies

Overall, our findings confirm the long-term stability of PVC-P geomembranes, consistent with results from field-exposed materials. Blanco et al. [99] showed that a reinforced PVC-P geomembrane with an integrated textile scrim retained its mechanical properties after 30 years of service, despite a reduction in plasticizer content to about 15%, a threshold still compatible with waterproofing [101]. Cazzuffi and Gioffrè [65] reported that even

after decades of exposure on dam faces, the decrease in plasticizers leads only to minor hardening without loss of mechanical performance, suggesting a service life of 40–50 years. Similarly, Stoltz et al. [95] and Zhang et al. [102] found mechanical and chemical stability of PVC-P under accelerated aging, with extrapolated lifespans ranging from 49 to 181 years at 20 °C, depending on thickness and initial plasticizer content.

Under the experimental conditions, 1.5 mm PVC-P geomembranes exhibited sufficient mechanical and chemical resistance to withstand the pressure exerted by helophyte belowground systems. These findings are consistent with those of Newman et al. [35], who observed no damage on 0.51 mm PVC geomembranes after nearly 30 years of exposure to aquatic and woody vegetation. Given their greater thickness, the geomembranes tested here are expected to display even higher resistance [103]. Long-term investigations under more variable abiotic and biological stresses [100] would help further assess cumulative field effects.

2.5.3. Implications for mountain reservoir safety

The results demonstrate that the helophytes studied can develop sufficient belowground growth to reach waterproofing geomembranes used in mountain reservoirs. Indeed, the riprap installed above the geomembrane rarely exceeds 80 cm depending on the height of the waves [60]. Even though the rhizotrons provided only 40 cm of separation, the observed root and rhizome lengths, sometimes exceeding one meter, show that these species can reach the geomembrane under favorable conditions.

Nevertheless, mechanical and chemical tests indicate that none of the species poses a significant risk to geomembrane integrity. This is primarily due to the intrinsic resistance of PVC-P membranes [65, 95, 99, 101] and their substantial thickness in alpine reservoirs [60, 65]. The root systems tested appear unable to generate sufficient pressure to puncture the membrane [50, 104, 105]. Root architectures capable of such penetration, such as taproots, are rare among helophytes, which generally display fibrous and adventitious systems [51, 106]. However the possibility that fine roots might exploit pre-existing defects in aged membranes cannot be excluded [78, 107], nor can cumulative mechanical or chemical stress effects [108].

The conclusions should nevertheless be interpreted cautiously. The experimental duration was short relative to the life span of helophyte communities [109, 110] and to the timescales of geomembrane aging [65, 101]. Indeed, *P. australis* growth markedly declined from October 2024 onward, coinciding with shoot desiccation and the onset of seasonal senescence triggered by abrupt temperature drop [111, 112]. This phenological decline likely reduced its belowground aggressiveness during the latter part of the experiment, leading to a conservative estimate of its potential impact on geomembranes. However, *P. australis*, the most mechanically robust species, does not occur above 1350 m elevation [69] and was included in the study to assess the potential impact of a highly

aggressive helophyte on geomembrane integrity. *C. nigra* and *E. angustifolium*, which are more likely to colonize reservoir margins [68, 113, 114], have diffuse architectures with shallow rhizomes unlikely to threaten geomembrane integrity. Plants in this study were also collected from lowland habitats and grown under optimal conditions of temperature, light, humidity, and nutrients, which likely enhanced their growth [115–117]. In alpine environments, shorter growing seasons, frost, prolonged snow cover, and nutrient limitations [118–121] would further restrict belowground development, making in-situ risks negligible.

2.6. Conclusion and perspectives for ecological integration of mountain reservoirs

This study opens perspectives for more integrated vegetation management in mountain reservoirs. The findings challenge traditional restrictions on herbaceous vegetation inherited from embankment-dam guidelines [25, 60] and support management approaches balancing safety, ecology, and sustainability [18]. A carefully designed vegetative cover could help stabilize mineral cover on slopes [25, 122], improve landscape integration, and enhance local biodiversity [18] without compromising geomembrane integrity.

Identifying plant species mechanically compatible with geomembranes represents a key step toward sustainable vegetated banks. Developing a database of alpine species that includes architectural and mechanical root traits [50, 54, 91, 92] would enable predictions of their potential interaction with geomembranes. Recent studies also suggest that plant uprooting resistance may serve as an indirect indicator of anchorage strength [123, 124], helping to assess their mechanical compatibility with geomembrane systems.

More broadly, these insights can be extended to hydraulic infrastructures in general, where vegetation plays a growing role in climate adaptation and sustainability [9, 20, 63]. Advances in bioengineering provide new opportunities to reconcile technical performance and ecological benefits [125, 126]. Although woody vegetation has traditionally been excluded, several studies and field experiences demonstrate that certain woody species can persist on embankment slopes without compromising structural safety or impermeability [35, 127–129]. Their controlled integration in peripheral zones could strengthen ecological resilience and promote more holistic eco-engineering approaches that combine safety and functionality [130, 131].

Acknowledgements We thank the European-funded project BECCA (https://www.interreg-alcotra.eu/fr/becca-reservoirs-ecologiquement-durables-et-surs-concus-pour-ladaptation-au-changement-climatique) for partially funding this study. We are grateful to our colleagues who assisted with the setup and dismantling of the experiment, to Cindy Arnoldi and the LECA laboratory for providing access to the WinRHIZO software and for hosting us in their facilities, and to Rachel Barrier-l'Héritier for her help in

organising the work at the laboratory. We also thank Stéphane Lambert for the valuable discussions, assistance, and information regarding plant–geomembrane interactions.

Declarations Conflict of interest The authors declare no competing interests.

2.7. References

1. Liu J, Yang H, Gosling SN, et al (2017) Water scarcity assessments in the past, present, and future. Earths Future 5:545–559. https://doi.org/10.1002/2016EF000518

2. Mekonnen MM, Hoekstra AY (2016) Four billion people facing severe water scarcity. Sci Adv 2:e1500323. https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323

3. Kahil T, Albiac J, Fischer G, et al (2019) A nexus modeling framework for assessing water scarcity solutions. Curr Opin Environ Sustain 40:72–80. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.09.009

4. Ehsani N, Vörösmarty CJ, Fekete BM, Stakhiv EZ (2017) Reservoir operations under climate change: Storage capacity options to mitigate risk. J Hydrol 555:435–446. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.008

5. Wanders N, Wada Y (2015) Human and climate impacts on the 21st century hydrological drought. J Hydrol 526:208–220. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.047

6. Roger L (2013) Synthèse des connaissances et études existantes sur les retenues collinaires. Report, irstea

7. Rzętała M (2021) Anthropogenic Water Reservoirs in Poland

8. Brown TC, Mahat V, Ramirez JA (2019) Adaptation to Future Water Shortages in the United States Caused by Population Growth and Climate Change. https://doi.org/10.1029/2018EF001091

9. Cantonati M, Poikane S, Pringle CM, et al (2020) Characteristics, Main Impacts, and Stewardship of Natural and Artificial Freshwater Environments: Consequences for Biodiversity Conservation. Water 12:260. https://doi.org/10.3390/w12010260

10. Marnezy A (2008) Les barrages alpins. J Alp Res Rev Géographie Alp 92–102. https://doi.org/10.4000/rga.422

11. Catalano C, Meslec M, Boileau J, et al (2021) Smart Sustainable Cities of the New Millennium: Towards Design for Nature. Circ Econ Sustain 1:1053–1086. https://doi.org/10.1007/s43615-021-00100-6

12. Standish RJ, Hobbs RJ, Miller JR (2012) Improving city life: options for ecological restoration in urban landscapes and how these might influence interactions between people and nature. Landsc Ecol 28:1213–1221. https://doi.org/10.1007/s10980-012-9752-1

13. Getter KL, Rowe B (2006) The role of extensive green roofs in sustainable development. HortScience 41:1276–1285

14. Tlili H, Bali M, Boukchina R (2024) Potential of phragmites australis in vertical flow constructed wetland for heavy metals removal from urban wastewater. Taylor Francis

15. Tisserant M, Janssen P, Evette A, et al (2020) Diversity and succession of riparian plant communities along riverbanks bioengineered for erosion control: a case study in the foothills of the Alps and the Jura Mountains. Ecol Eng 152:105880. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105880

16. Williams NSG, Lundholm J, Scott MacIvor J (2014) FORUM: Do green roofs help urban biodiversity conservation? J Appl Ecol 51:1643–1649. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12333

17. Beadle JM, Brown LE, Holden J (2015) Biodiversity and ecosystem functioning in natural bog pools and those created by rewetting schemes. https://doi.org/10.1002/wat2.1063

18. Gerfand B, Arthaud F, Evette A, et al (2025) Ecological quality of snowmaking reservoirs in the Alps and management perspectives. Aquat Sci 87:9. https://doi.org/10.1007/s00027-024-01136-0

19. Oertli B (2018) Editorial: Freshwater biodiversity conservation: The role of artificial ponds in the 21st century. Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst 28:264–269. https://doi.org/10.1002/aqc.2902

20. Oertli B, Parris KM (2019) Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. Ecosphere 10:e02810. https://doi.org/10.1002/ecs2.2810

21. Bambara G, Curt C, Peyras L, Tourment R (2025) Using Expert Knowledge to Assess Resistance to Internal Erosion of Levees with Tree Vegetation. Geotechnics 5:30. https://doi.org/10.3390/geotechnics5020030

22. Zanetti C, Liency N, Formento J, et al (2018) Gestion de la végétation sur digue : comment concilier GEMA et PI ? Sci Eaux Territ 30–35. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2018.26.06

23. Federal Emergency Management Agency (FEMA) (2005) Technical Manual for Dam Owners: Impacts of Plants on Earthen Dams

24. Meunier D, Domingue J, Gauthier F (2002) Gestion de la végétation sur les digues et barrages, revue sommaire. Hydro-Québec

25. Vennetier M, Mériaux P, Zanetti C (2015) Gestion de la végétation des ouvrages hydrauliques en remblai. Guide technique. Cardère éditeur ; Irstea

26. Escolano-Sánchez F, Fernández-Serrano R, Escolano-Sánchez F, Fernández-Serrano R (2015) Hazards Caused by Uncontrolled Vegetation and Inadequate Maintenance Practice in Earth Dams

27. Cazzuffi D, Giroud J-P, Scuero A, Vaschetti G (2010) Geosynthetic barriers systems for dams. Brazil, pp 115–163

28. Heibaum M, Fourie A, Girard H, et al (2006) Hydraulic applications of geosynthetics. Yokohama, pp 79–120

29. Müller WW, Saathoff F (2015) Geosynthetics in geoenvironmental engineering. Sci Technol Adv Mater 16:034605. https://doi.org/10.1088/1468-6996/16/3/034605

30. Scheirs J (2009) A Guide to Polymeric Geomembranes: A Practical Approach. John Wiley & Sons

31. Islam MZ, Rowe RK (2007) Effect of HDPE geomembrane thickness on the depletion of antioxidants. Ottawa, ON, Canada, pp 21–24

32. Rowe RK, Islam MZ, Hsuan YG (2009) Effects of Thickness on the Aging of HDPE Geomembranes

33. Blanco M, Castillo F, Soriano J, et al (2012) Comparative study of three different kinds of geomembranes (PVC-P, HDPE, EPDM) used in the waterproofing of reservoirs. In: Eurogeo 5. Valencia, Spain, pp 46–54

34. Cherifi F, Bouregaa O (2017) Use of geosynthetics in a water treatment plant using filters planted with reeds. Lille, pp 351–358

35. Newman EJ, Stark TD, Rohe FP, Diebel P (2004) Thirty-year durability of a 20-mil PVC geomembrane. J Vinyl Addit Technol 10:168–173. https://doi.org/10.1002/vnl.20025

36. Savoye D, Leboeuf V, Caillaud J-M (2006) Application des géosynthétiques dans l'étanchéité des filtres plantés de roseaux. In: Actes colloques Rencontres 2006. pp 527–534

37. Heibaum M (2014) Geosynthetics for waterways and flood protection structures – Controlling the interaction of water and soil. Geotext Geomembr 42:374–393. https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2014.06.003

38. (2007) NF EN 13948 Flexible sheets for waterproofing - Bitumen, plastic and rubber sheets for roof waterproofing - Determination of resistance to root penetration

39. F.L.L. (2018) Guidelines for the planning, execution and upkeep of green roof sites. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V. (F.L.L.)

40. (2011) ANSI/GRHC/SPRI VR-1 Procedure for Investigating Resistance to Root Penetration on Vegetative Roofs

41. (2005) XP CEN/TS 14416 Géomembranes et géosynthétiques bentonitiques - Méthode d'essai pour la détermination de la résistance aux racines

42. Arone Velasquez J, Arancibia Samaniego AL, Kuroiwa Zevallos JM (2024) Analysis of the Influence of Green Roofs in the reduction of the stormwater runoff hydrograph of a high Andean city in Ayacucho, Peru. LACCEI 1:. https://doi.org/10.18687/LACCEI2023.1.1.1452

43. Kok KH, Mohd Sidek L, Chow MF, et al (2016) Evaluation of green roof performances for urban stormwater quantity and quality controls. Int J River Basin Manag 14:1–7. https://doi.org/10.1080/15715124.2015.1048456

44. C.F.G. (2017) Recommandations pour la conception et l'utilisation des géosynthétiques. Comité Français des Géosynthétiques, Paris

45. N.I.B.S. (2019) Whole Building Design Guide. Green Roof Systems – Federal High Performance Sustainable Buildings. National Institute of Building Sciences (NIBS), Washington, DC

46. FM Global (2016) Property loss prevention data sheets – Green roofs. FM Global, Johnston, RI

47. Végétoit (2020) Liste d'espèces végétales à proscrire pour la mise en place de toitures végétalisées. Végétoit, Lyon

48. Wang B, Li P-P, Huang C-H, et al (2021) Effects of root morphological traits on soil detachment for ten herbaceous species in the Loess Plateau. Sci Total Environ 754:142304. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142304

49. Hudek C, Sturrock CJ, Atkinson BS, et al (2017) Root morphology and biomechanical characteristics of

high altitude alpine plant species and their potential application in soil stabilization. Ecol Eng 109:228–239. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.048

50. Clark LJ, Whalley WR, Barraclough PB (2003) How do roots penetrate strong soil?

51. Ghestem M, Veylon G, Bernard A, et al (2013) Influence of plant root system morphology and architectural traits on soil shear resistance. Plant Soil 377:43–61. https://doi.org/10.1007/s11104-012-1572-1

52. Roumet C, Lafont F, Sari M, et al (2008) Root traits and taxonomic affiliation of nine herbaceous species grown in glasshouse conditions. Plant Soil 312:69–83. https://doi.org/10.1007/s11104-008-9635-z

53. Schenk HJ, Jackson RB (2002) Rooting Depths, Lateral Root Spreads and Below-Ground/Above-Ground Allometries of Plants in Water-Limited Ecosystems. J Ecol 90:480–494

54. Schneider HM, Strock CF, Hanlon MT, et al (2021) Multiseriate cortical sclerenchyma enhance root penetration in compacted soils. Proc Natl Acad Sci 118:e2012087118. https://doi.org/10.1073/pnas.2012087118

55. Oleghe E, Naveed M, Baggs EM, Hallett PD (2017) Plant exudates improve the mechanical conditions for root penetration through compacted soils. Plant Soil 421:19–30. https://doi.org/10.1007/s11104-017-3424-5

56. Stark TD, Choi H, Diebel PW (2005) Influence of plasticizer molecular weight on plasticizer retention in PVC geomembranes. Geosynth Int 12:99–110. https://doi.org/10.1680/gein.2005.12.2.99

57. Glinski J (2018) Soil Physical Conditions and Plant Roots. CRC Press, Boca Raton

58. Running SW, Reid CP (1980) Soil Temperature Influences on Root Resistance of Pinus contorta Seedlings 1. Plant Physiol 65:635–640. https://doi.org/10.1104/pp.65.4.635

59. Fait P, Demierre E, Ilg C, Oertli B (2020) Small mountain reservoirs in the Alps: New habitats for alpine freshwater biodiversity? Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst 30:617–630. https://doi.org/10.1002/aqc.3306

60. Peyras L, Mériaux P (2009) Retenues d'altitude. Editions Quae

61. Poulain D, Peyras L, Meriaux P (2011) Feedback and guidelines for geomembrane lining systems of mountain reservoirs in France. Geotext Geomembr 29:415–424. https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2010.12.002

62. Schutten J, Dainty J, Davy AJ (2005) Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. J Ecol 93:556–571. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.00980.x

63. McKercher LJ, Kimball ME, Scaroni AE, et al (2023) Stormwater ponds serve as variable quality habitat for diverse taxa. Wetl Ecol Manag 32:109–131. https://doi.org/10.1007/s11273-023-09964-x

64. Briggs A, Pryke JS, Samways MJ, Conlong DE (2019) Macrophytes promote aquatic insect conservation in artificial ponds. Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst 29:1190–1201. https://doi.org/10.1002/aqc.3157

65. Cazzuffi D, Gioffrè D (2023) Durability of exposed PVC-P geomembranes used for rehabilitating the upstream face of dams. In: Geosynthetics: Leading the Way to a Resilient Planet. CRC Press

66. Huck MG, Taylor HM (1982) The Rhizotron as a Tool for Root Research. In: Brady NC (ed) Advances in Agronomy. Academic Press, pp 1–35

67. Benítez-Benítez C, Martín-Bravo S, Bjorå CS, et al (2021) Geographical vs. ecological diversification in Carex section Phacocystis (Cyperaceae): Patterns hidden behind a twisted taxonomy. https://doi.org/10.1111/jse.12731

68. Phillips ME (1953) Studies in the Quantitative Morphology and Ecology of Eriophorum Angustifolium Roth: I. The Rhizome System. J Ecol 41:295–318. https://doi.org/10.2307/2257043

69. Klimeš L (2000) Phragmites australis at an extreme altitude: Rhizome architecture and its modelling. Folia Geobot 35:403–417. https://doi.org/10.1007/BF02803552

70. Bennett E, Roberts JA, Wagstaff C (2012) Manipulating resource allocation in plants. J Exp Bot 63:3391–3400. https://doi.org/10.1093/jxb/err442

71. Hurd RG, Gay AP, Mountifield AC (1979) The effect of partial flower removal on the relation betwen root, shootand fruti growth in the indeterminate tomato. Ann Appl Biol 93:77–89. https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1979.tb04729.x

72. Košnar J, Štech M, Koutecký P (2012) Environmental control of clonal growth in Carex nigra: What can be masked under the name Carex nigra subsp. juncella in the Czech Republic? Flora - Morphol Distrib Funct Ecol Plants 207:294–302. https://doi.org/10.1016/j.flora.2011.12.001

73. Moore GE, Burdick DM, Peter CR, Keirstead DR (2012) Belowground Biomass of Phragmites australis in Coastal Marshes. Northeast Nat 19:611–626. https://doi.org/10.1656/045.019.0406

74. Soukup A, Votrubová O, Čížková H (2002) Development of anatomical structure of roots of

Phragmites australis. New Phytol 153:277–287. https://doi.org/10.1046/j.0028-646X.2001.00317.x

75. Regent Instruments Inc. (2013) WinRHIZO, root scanning and analysis system

76. Arsenault JL, Poulcur S, Messier C, Guay R (1995) WinRHlZO™, a root-measuring system with a unique overlap correction method. HortScience 30:906

77. Wang M-B, Zhang Q (2009) Issues in using the WinRHIZO system to determine physical characteristics of plant fine roots. Acta Ecol Sin 29:136–138. https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2009.05.007

78. Zhang X, Jiao K, Ma S, Wu Y (2025) Effect of Scratches on Mechanical Properties and Impermeability of PVC-P Geomembranes. Polymers 17:277. https://doi.org/10.3390/polym17030277

79. (2013) NF EN 12311-2 In Flexible Sheets for Waterproofing - Determination of Tensile Properties - Part 2: Plastic and Rubber Sheets for Roof Waterproofing

80. (2020) EN 17323:2020 - Geosynthetics - Determination of tensile properties of Polymeric Geosynthetic Barriers

81. (1996) NF P84-507 Essais des géomembranes - Détermination de la résistance au poinçonnement statique des géomembranes et des dispositifs d'étanchéité par géomembranes - Cas du poinçon cylindrique sans support

82. (2013) NF EN ISO 6427 Plastics - Determination of matter extractable by organic solvents (conventional methods)

83. R Core Team (2023) R: A language and environment for statistical computing

84. Phillips ME (1954) Studies in the Quantitative Morphology and Ecology of Eriophorum Angustifolium Roth: II. Competition and Dispersion. J Ecol 42:187–210. https://doi.org/10.2307/2256986

85. Guerrero-Ramírez NR, Mommer L, Freschet GT, et al (2021) Global root traits (GRooT) database. Glob Ecol Biogeogr 30:25–37. https://doi.org/10.1111/geb.13179

86. Tumber-Dávila SJ, Schenk HJ, Du E, Jackson RB (2022) Plant sizes and shapes above and belowground and their interactions with climate. New Phytol 235:1032–1056. https://doi.org/10.1111/nph.18031

87. Kutschera L, Lichtenegger E (1982) Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen.

88. Kutschera L, Sobotik M, Sobotik E, Haas D (1997) Bewurzelung von Pflanzen in den verschiedenen Lebensräumen, OÖ. Landesmuseum

89. Gregory PJ (2022) RUSSELL REVIEW Are plant roots only "in" soil or are they "of" it? Roots, soil formation and function. Eur J Soil Sci 73:e13219. https://doi.org/10.1111/ejss.13219

90. Caplan JS, Meiners SJ, Flores-Moreno H, McCormack ML (2019) Fine-root traits are linked to species dynamics in a successional plant community. Ecology 100:e02588. https://doi.org/10.1002/ecy.2588

91. Materechera SA, Alston AM, Kirby JM, Dexter AR (1993) Field evaluation of laboratory techniques for predicting the ability of roots to penetrate strong soil and of the influence of roots on water sorptivity. Plant Soil 149:149–158. https://doi.org/10.1007/BF00016604

92. Gao W, Hodgkinson L, Jin K, et al (2016) Deep roots and soil structure. Plant Cell Environ 39:1662–1668. https://doi.org/10.1111/pce.12684

93. Nikolakopoulou M, Argerich A, Drummond JD, et al (2018) Emergent Macrophyte Root Architecture Controls Subsurface Solute Transport. Water Resour Res 54:5958–5972. https://doi.org/10.1029/2017WR022381

94. Hong MG, Kim JG (2014) Role and effects of winter buds and rhizome morphology on the survival and growth of common reed (Phragmites australis). Paddy Water Environ 12:203–209. https://doi.org/10.1007/s10333-014-0445-z

95. Stoltz G, Aubriet J, Bambara G, et al (2025) Durability of three PVC-P geomembranes during two years of accelerated ageing laboratory tests. E3S Web Conf 644:01010

96. Markou IN, Evangelou ED (2018) Shear Resistance Characteristics of Soil–Geomembrane Interfaces. Int J Geosynth Ground Eng 4:1–16. https://doi.org/10.1007/s40891-018-0146-6

97. Blanco M, Touze-Foltz N, Pérez Sánchez M, et al (2018) Durability of reinforced PVC-P geomembranes installed in reservoirs in eastern Spain. Geosynth Int 25:85–97. https://doi.org/10.1680/jgein.17.00035

98. Zhang X, Liu H, Ma S, Yang P (2023) Thermal air aging and lifespan prediction of PVC-P geomembranes: An Arrhenius equation-based approach. Power Eng Eng Thermophys 2:199–211

99. Blanco M, Noval A, E A, et al (2022) Long-term performance of PVC-P geomembrane installed in "Los Llanos de Mesa" reservoir

100. Koerner GR, Koerner RM (2006) Long-term temperature monitoring of geomembranes at dry and wet landfills. Geotext Geomembr 24:72–77. https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2004.11.003

101. Luciani A, Todaro C, Martinelli D, Peila D (2020) Long-term durability assessment of PVC-P waterproofing

geomembranes through laboratory tests. Tunn Undergr Space Technol 103:103499. https://doi.org/10.1016/j.tust.2020.103499

102. Zhang X, Zheng J, Liu H, Wu Y (2025) Lifetime Prediction of PVC-P Geomembranes Immersion in Water at Elevated Temperatures. Polymers 17:1470. https://doi.org/10.3390/polym17111470

103. Stark TD, Boerman TR, Connor CJ (2008) Puncture resistance of PVC geomembranes using the truncated cone test. Geosynth Int 15:480–486. https://doi.org/10.1680/gein.2008.15.6.480

104. Shi F, Meng Q, Pan L, Wang J (2023) Root damage of street trees in urban environments: An overview of its hazards, causes, and prevention and control measures. Sci Total Environ 904:166728. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166728

105. Sinnett D, Morgan G, Williams M, Hutchings TR (2008) Soil penetration resistance and tree root development. Soil Use Manag 24:273–280. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00164.x

106. Brugellis I, Grassi M, Malcovati P, Assini S (2024) Plant Microbial Fuel Cells in a botanical perspective: Nomenclatural constraints and new insights on plant traits potentially affecting bioelectrical perfomance

107. Moore GM, Bendel S, May PB (2019) Root Penetration of Polyvinyl Chloride (PVC) Stormwater and Sewer Pipes. https://doi.org/10.48044/jauf.2019.028

108. Carreira T, Tanghe H (2008) Durability of PVC-P geomembranes in hydraulic structures. Edinburg, p 9

109. Amoros C, Wade PM (1996) Ecological successions. In: Petts GE, Amoros C (eds) The Fluvial Hydrosystems. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 211–241

110. Overbeek CC, Harpenslager SF, van Zuidam JP, et al (2019) Drivers of Vegetation Development, Biomass Production and the Initiation of Peat Formation in a Newly Constructed Wetland. Ecosystems 23:1019–1036. https://doi.org/10.1007/s10021-019-00454-x

111. Asaeda T, Karunaratne S (2000) Dynamic modeling of the growth of *Phragmites australis*: model description. Aquat Bot 67:301–318. https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00095-4

112. Gessner MO (2001) Mass loss, fungal colonisation and nutrient dynamics of *Phragmites australis* leaves during senescence and early aerial decay. Aquat Bot 69:325–339. https://doi.org/10.1016/S0304-3770(01)00146-2

113. Isselin-Nondedeu F, Gaucherand S (2020) Transplanting success of two alpine plant species in combination with mulching during restoration of a high-elevation peatland. Wetl Ecol Manag 28:71–84. https://doi.org/10.1007/s11273-019-09695-y

114. Reisch C, Meier S, Schmid C, Bartelheimer M (2020) Clonal diversity and genetic variation of the sedge Carex nigra in an alpine fen depend on soil nutrients

115. Zhou M, Jin X, Jiang M, et al (2023) Helophytes adapt to water and N-enrichment stresses by adjusting and coordinating stoichiometry characteristics in main organs. Sci Total Environ 898:165538. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165538

116. Li Q-W, Liang J-F, Zhang X-Y, et al (2021) Biochar addition affects root morphology and nitrogen uptake capacity in common reed (Phragmites australis). Sci Total Environ 766:144381. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144381

117. Lacoul P, Freedman B (2006) Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. Environ Rev 14:89–136. https://doi.org/10.1139/a06-001

118. Gebauer RLE, Reynolds JF, Tenhunen JD (1995) Growth and allocation of the arctic sedges Eriohorum angustifolium and E. vaginatum: effects of variable soil oxygen and nutrient availability. Oecologia 104:330–339. https://doi.org/10.1007/BF00328369

119. Körner C (2003) Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems ; with 47 Tables. Springer Science & Business Media

120. Nagel KA, Kastenholz B, Jahnke S, et al (2009) Temperature responses of roots: impact on growth, root system architecture and implications for phenotyping

121. Steffen W, Crutzen PJ, McNeill JR (2016) The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature? In: Dunn RE, Mitchell LJ, Ward K (eds) The New World History: A Field Guide for Teachers and Researchers

122. Bonin L, Evette A, Frossard PA, et al (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

123. Piqué G, Mao L, Becerra P (2020) Resistance to pull-out of Chilean riverine species: Evidence from laboratory experiments. Geomorphology 361:107205. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107205

124. Puijalon S, Guillard L, Vallier F, et al (2021) A new experimental device for measuring uprooting force of aquatic plants

125. Cavaillé P, Dumont B, Van Looy K, et al (2017) Influence of riverbank stabilization techniques on taxonomic and functional macrobenthic communities. Hydrobiologia 807:19–35. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3380-3

126. 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

127. Dobson MC, Moffat AJ (1995) A re-evaluation of objections to tree planting on containment landfills. Waste Manag Res 13:579–600. https://doi.org/10.1016/S0734-242X(05)80036-9

128. Holl KD, McStay S (2014) Roots of Chaparral Shrubs Still Fail to Penetrate a GeoSynthetic Landfill Liner after 16 Years. Ecol Restor 32:125–127

129. Hutchings TR, Sinnett D, Peace AJ, Moffat AJ (2006) The effect of woodland growth on a containment landfill site in Hertfordshire, UK. Urban For Urban Green 5:169–176. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.08.002

130. Haase D (2017) Urban Wetlands and Riparian Forests as a Nature-Based Solution for Climate Change Adaptation in Cities and Their Surroundings

131. Ribas JR, Ribas JS, García AS, et al (2021) A Multicriteria Evaluation of Sustainable Riparian Revegetation with Local Fruit Trees around a Reservoir of a Hydroelectric Power Plant in Central Brazil. Sustainability 13:7849. https://doi.org/10.3390/su13147849

2.8. Supplementary Information

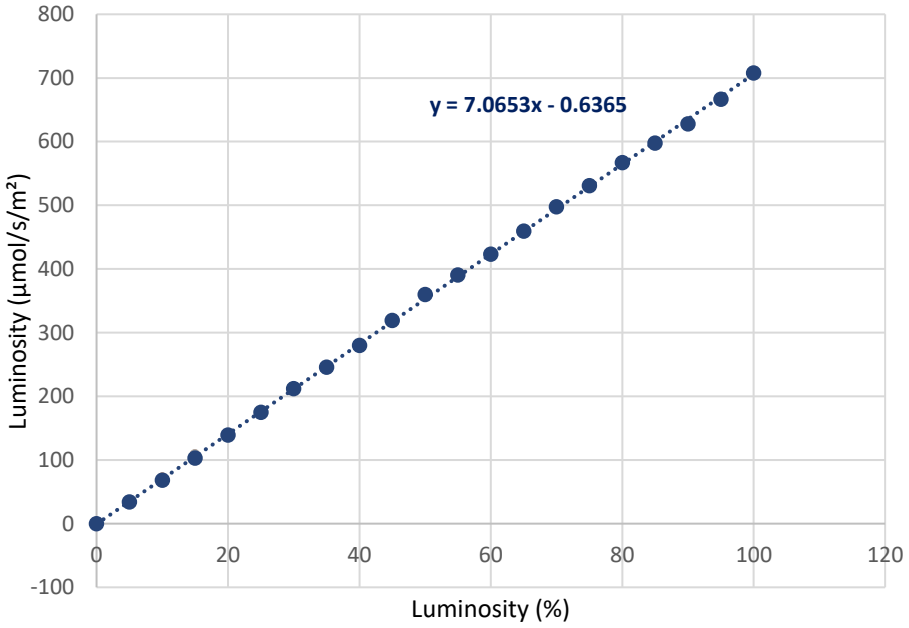
Appendix 4.1 Growth substrate composition

pH	5,3 (H2O), EN13037
Salinity	18 mg/L
Organic substance	20%
Nitrogen (N) [CaCl2]	62 mg/L
Phosphate (P2O5) [CaCl2]	<7,8 mg/L
Potassium oxide (K2O) [CaCl2]	< 40 mg/L
Magnesium (Mg)	14 mg/L
Chloride (Cl-)	< 27 mg/L
Dry substance	46%
Water retention capacity	75%
Electrical conductivity	21 mS/m, EN13038

Appendix 4.2 Abiotic conditions program implemented in the growth chamber

Stages	Hour	Temperature (°C)	Humidity (%)	Luminosity (%)
Sunrise	05h48	14	80	3,1
Zenith	13h37	24,9	42,2	85,5
Sunset	21h26	19,8	50	3,1
Full night	01h37	11,7	91,1	0

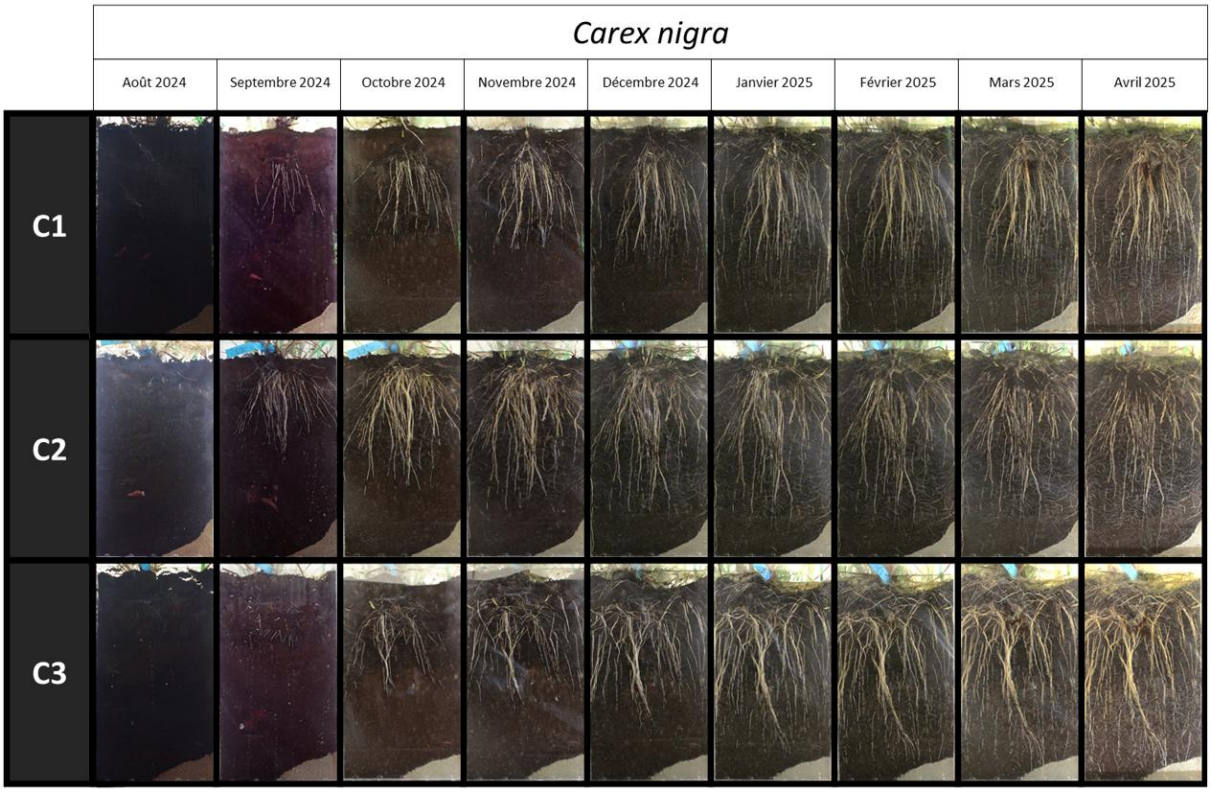
Appendix 4.3 Standardization of natural light intensity (in µmol/s/m²) based on light intensity in the grow room (in %).



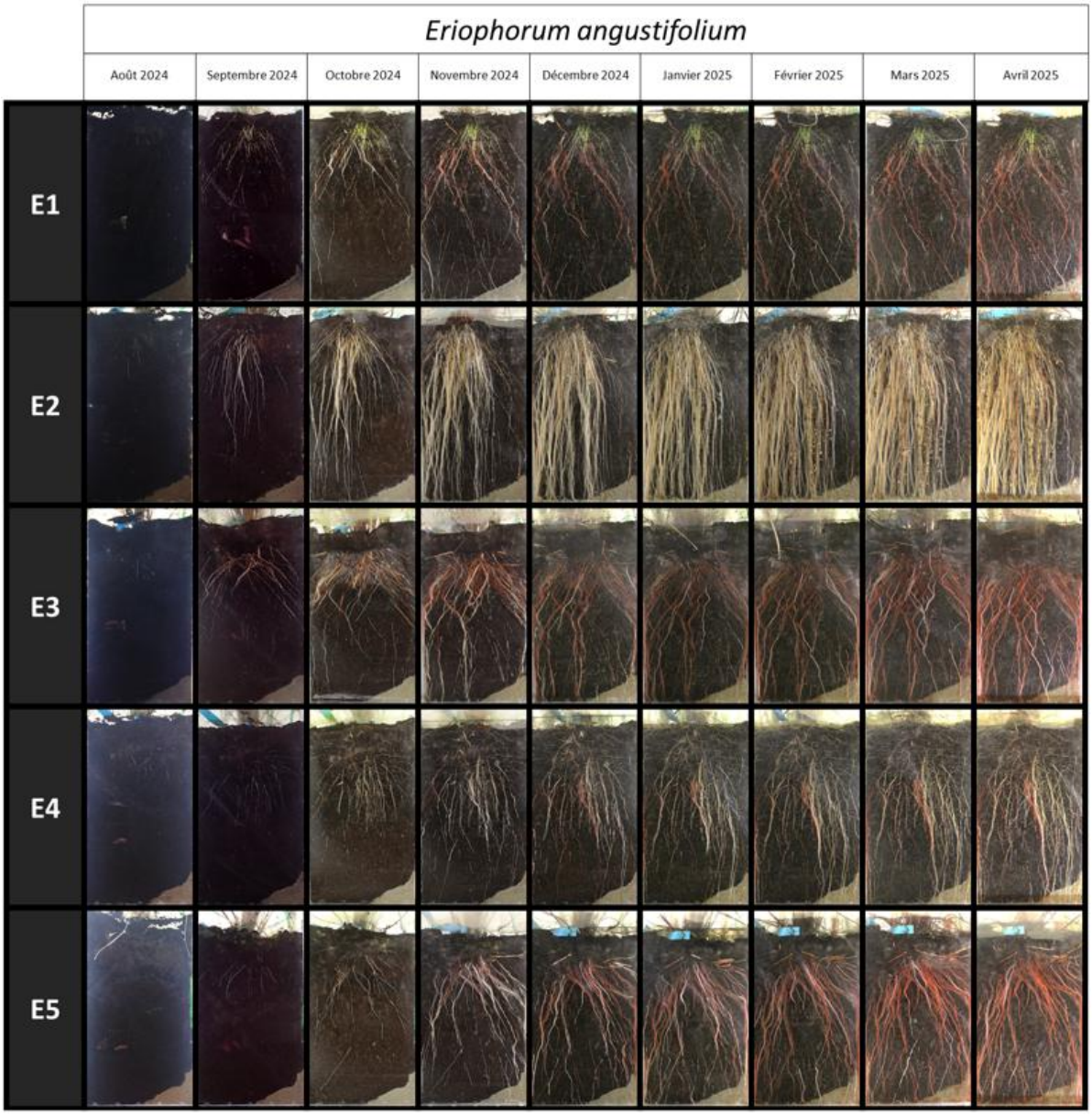
Appendix 4.4 Temperature and luminosity conditions recorded by the sensors in the experimental garden and the culture chamber.

Parameter	Experimental garden			Culture chamber		
	Min	Average	Max	Min	Average	Max
Temperature (°C)	7.1	23.9	66.3	10.2	17.4	23.3
Luminosity (Lux)	0	16255.3	198401.3	0	2349.5	11366.8

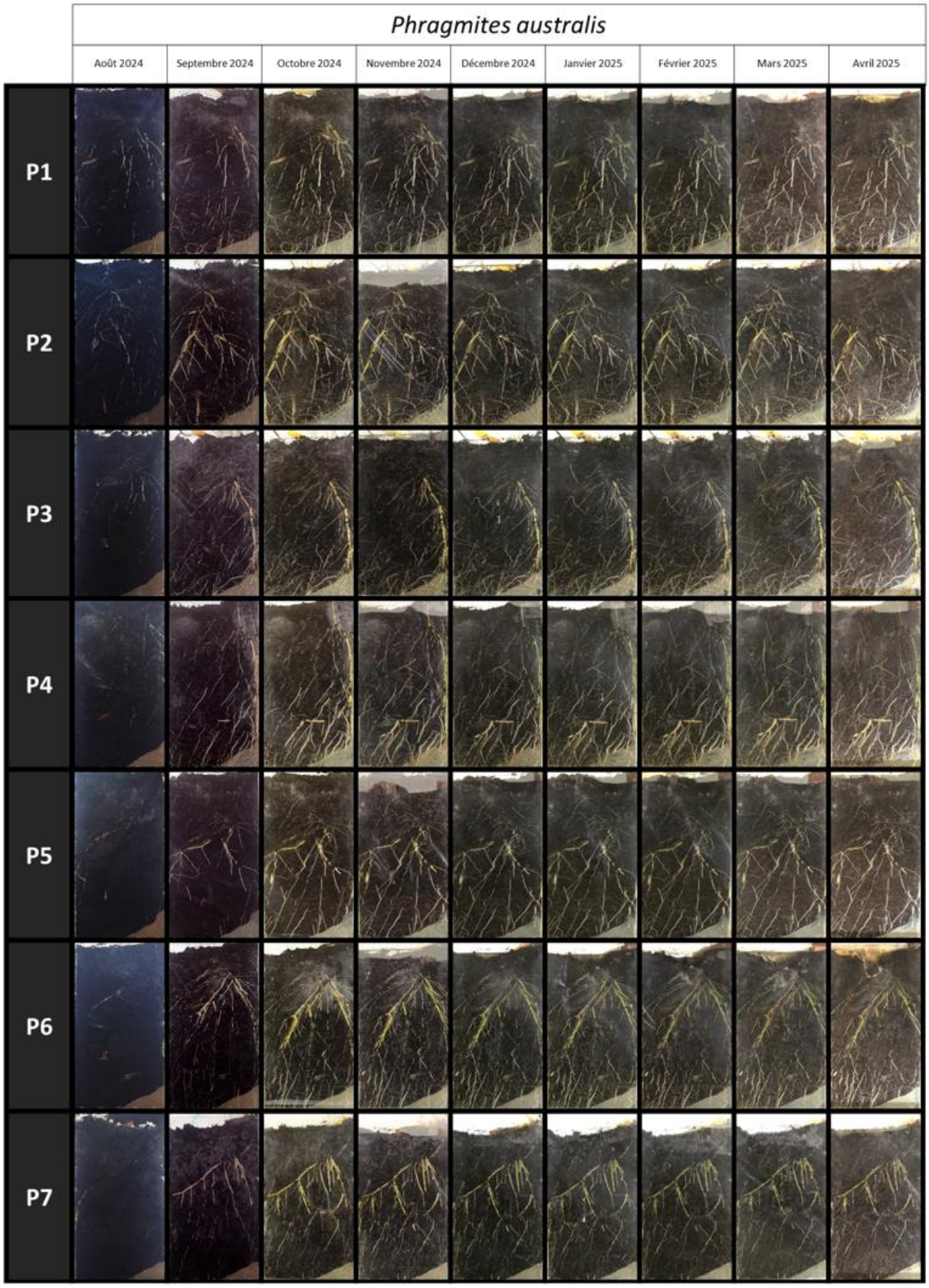
Appendix 4.5 Photographic chronicle of root growth in Carex nigra replicas between August 2024 and April 2025. The width of a rhizotron is 20 cm.



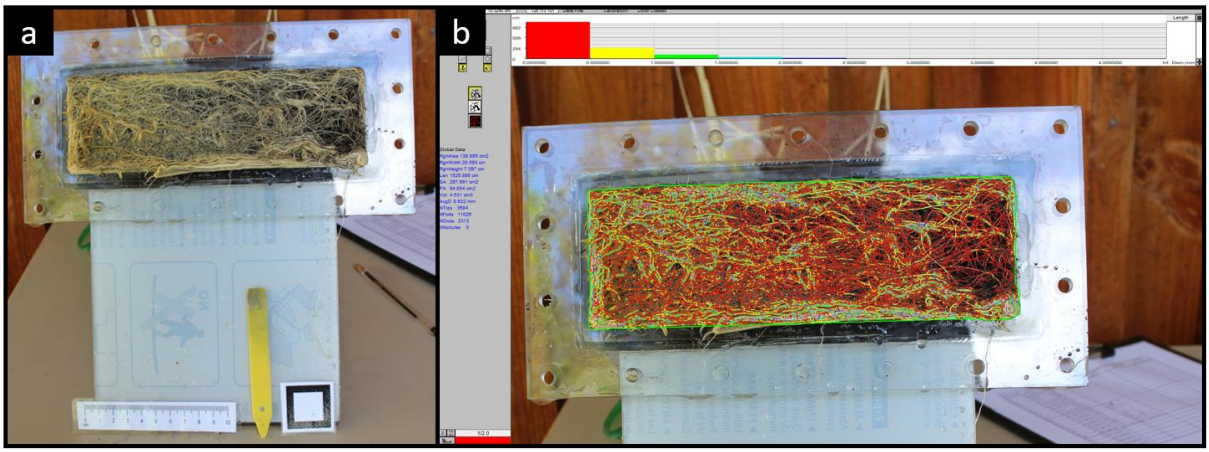
Appendix 4.6 Photographic chronicle of root growth in Eriophorum angustifolium replicas between August 2024 and April 2025. The width of a rhizotron is 20 cm.



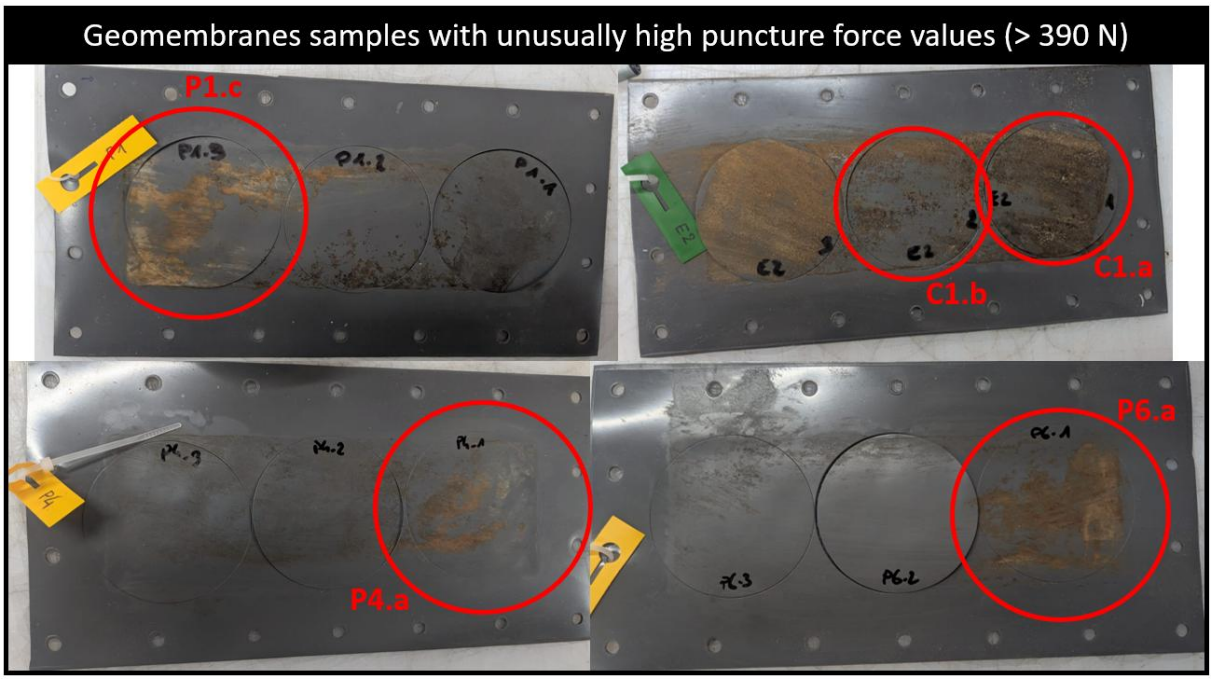
Appendix 4.7 Photographic chronicle of root growth in Phragmites australis replicas between August 2024 and April 2025. The width of a rhizotron is 20 cm



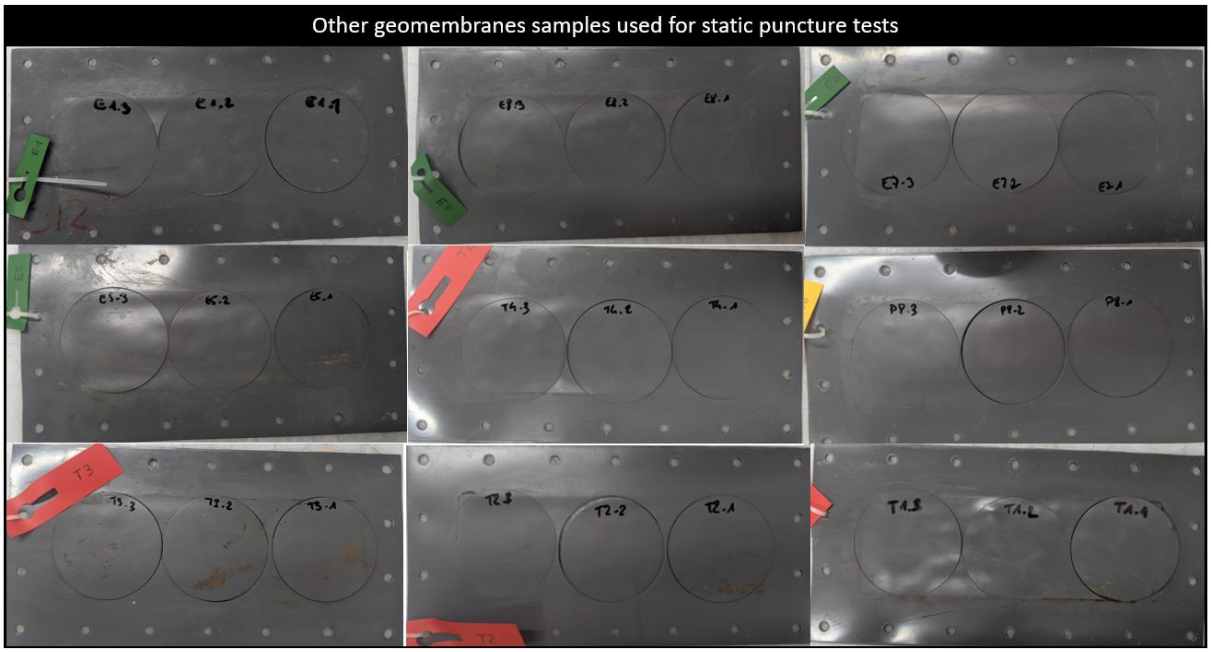
Appendix 4.8 (a) Photograph of the root mat in contact with the geomembrane of a rhizotron; (b) Analysis of the photograph using WinRHIZO software. The black and white square is used by the software to scale the photograph.



Appendix 4.9 Photographs of the geomembranes containing the samples showing anormal values of puncture force and with soil particles.



Appendix 4.10 Photographs of the other geomembranes used for static puncture tests, which samples showed normal values of puncture force, and with less soil particles.



3. Conclusions du chapitre

Les expérimentations menées sur l'interaction entre systèmes racinaires d'hélophytes et géomembranes d'étanchéité en PVC plastifié démontrent que la croissance des plantes testées ne compromet pas l'intégrité du matériau, même après un contact de 2 à 8 mois. Les trois espèces étudiées — *Carex nigra*, *Eriophorum angustifolium* et *Phragmites australis* — ont montré une croissance racinaire satisfaisante, atteignant la géomembrane en quelques mois seulement. Malgré des morphologies contrastées et un développement particulièrement important de *Phragmites australis*, aucune perforation ni altération mécanique ou chimique du PVC-P n'a été observée. Les analyses mécaniques (traction, rupture, poinçonnement) et chimiques (teneur en plastifiant) confirment la stabilité du matériau, indiquant que les contraintes exercées par les racines demeurent très inférieures à la résistance intrinsèque de la géomembrane.

Ces résultats valident l'hypothèse H3 de la thèse, selon laquelle certaines espèces végétales adaptées aux milieux alpins présentent un enracinement superficiel compatible avec les contraintes physiques et la sécurité des retenues d'altitude.

Ils confirment la robustesse du PVC-P face aux sollicitations biologiques, et appuient la possibilité d'une cohabitation durable entre structures techniques et végétation vivante. La hiérarchie observée entre les trois espèces (*Carex* < *Eriophorum* < *Phragmites*) reflète des différences fonctionnelles mais ne remet pas en cause cette compatibilité. Elle indique qu'en s'appuyant sur les traits racinaires et l'écologie des espèces, il serait possible d'élaborer une méthode de sélection d'espèces garantissant une végétalisation sécurisée et généralisable des berges confinées.

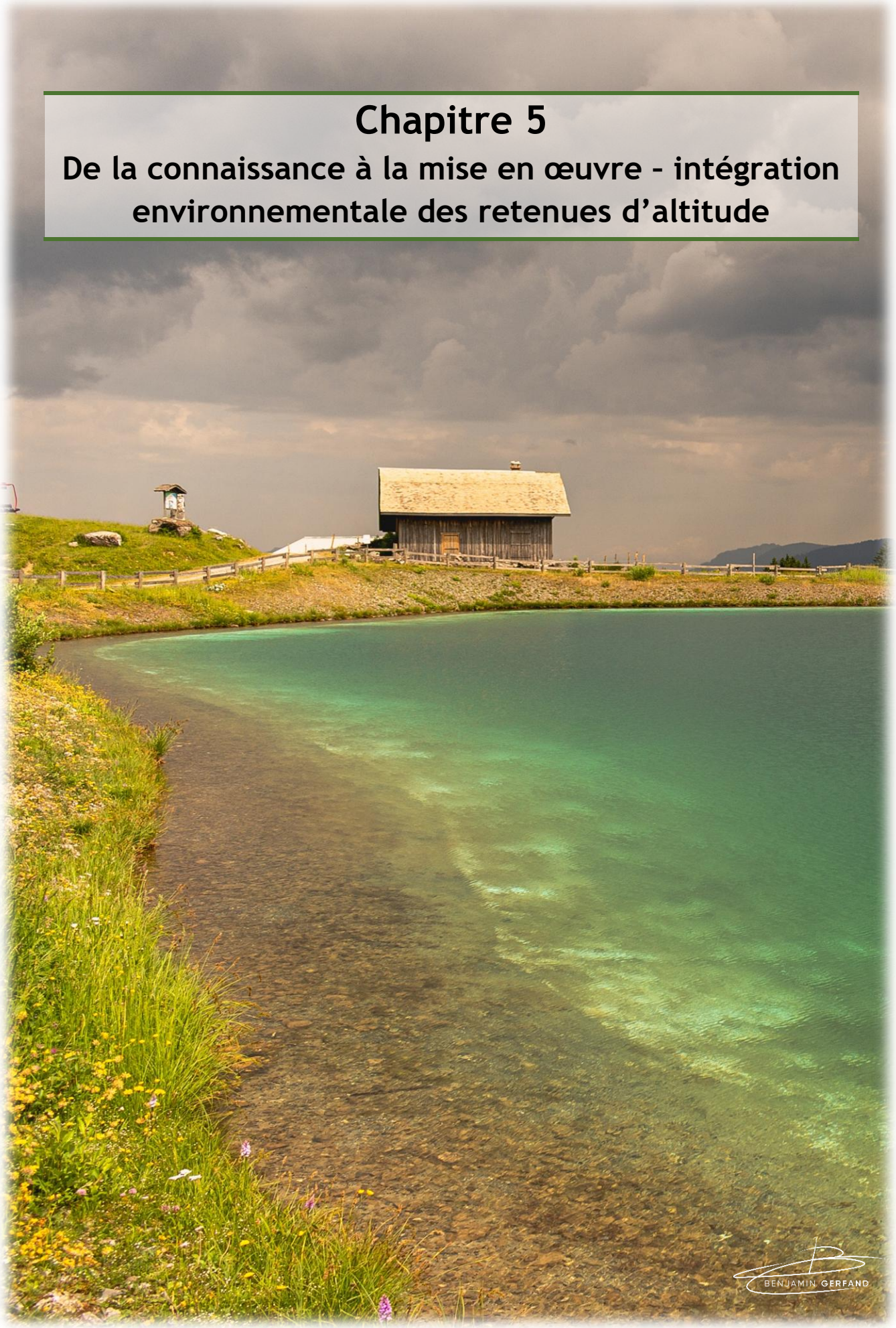
Sur le plan opérationnel, ces résultats confortent la faisabilité d'une végétalisation des retenues d'altitude, en particulier à l'aide d'espèces herbacées locales possédant un système racinaire adventif, fasciculé et superficiel. Ils lèvent l'un des principaux verrous techniques à la mise en œuvre du génie végétal sur les berges des retenues, ouvrant la voie à une intégration écologique sans risque identifié pour l'étanchéité. Cette compatibilité entre sécurité hydraulique et fonctions écologiques renforce la pertinence des approches de génie écologique et contribue à inscrire les retenues d'altitude dans une trajectoire de réconciliation entre usages, sécurité et biodiversité.

Des limites demeurent néanmoins. La durée de l'expérimentation reste courte au regard de la vie réelle des ouvrages, et certaines contraintes propres aux milieux de montagne (*i.e.* forts écarts de températures, présence de gel, rayonnements UV intenses) pouvant modifier la durée de vie des géomembranes, n'ont pas été reproduites. Des investigations complémentaires *in situ* seront nécessaires pour évaluer la durabilité des interactions plante–matériau sur le long terme et dans une diversité de contextes environnementaux.

En définitive, ce travail établit une étape clé dans la construction d'une écologie appliquée des retenues d'altitude. Il montre que la végétation, longtemps perçue comme une menace pour la stabilité des ouvrages, peut au contraire devenir un allié fonctionnel, contribuant à leur durabilité, leur intégration paysagère et leur compatibilité avec la biodiversité locale. Ce changement de paradigme ouvre la voie à des aménagements hybrides où les éléments techniques et biologiques coévoluent, illustrant la possibilité d'une écologie de la réconciliation adaptée aux milieux alpins contemporains.

Chapitre 5

De la connaissance à la mise en œuvre – intégration environnementale des retenues d'altitude



Retenue d'altitude – 1800 m – Haute-Savoie

« Le bâtiment le plus vert est celui qui est déjà construit. »

Carl Elefante

1. Introduction : de la recherche à la pratique

Les chapitres précédents avaient pour objectif principal de produire de la connaissance scientifique sur les retenues d'altitude et leurs potentialités écologiques. Ils ont mis en évidence que ces ouvrages, bien que progressivement colonisés par une biodiversité spontanée, demeurent faiblement intégrés dans le paysage et peu favorables à la structuration d'écosystèmes aquatiques fonctionnels. Ils ont également montré qu'il est possible, grâce au génie végétal, de végétaliser les berges de ces retenues avec certaines espèces locales de macrophytes, permettant d'amorcer des dynamiques de succession écologique et de réduire les risques de pièges écologiques. L'implantation de fascines s'est révélée adaptée pour l'implantation durable d'espèces hélophytes sur les berges. Toutefois, les résultats ont mis en évidence le besoin de trouver des solutions plus adaptées aux espèces hydrophytes, davantage impactées par les conditions hydrologiques contraignantes des retenues. L'utilisation de fascines, dont la confection et la mise en place restent fastidieuses et onéreuses, est aussi apparue comme une limite pour végétaliser les berges à plus grande échelle. Enfin, les résultats expérimentaux ont démontré qu'une telle végétalisation est compatible avec les exigences de sécurité et d'exploitation des retenues, ouvrant la voie à une intégration écologique à plus large échelle.

Dans ce cinquième chapitre, l'objectif est de transcrire ces enseignements scientifiques dans une perspective opérationnelle, en les mobilisant pour améliorer la réhabilitation et la conception des retenues d'altitude. Il s'agit d'explorer comment les connaissances acquises peuvent être converties en outils, en recommandations et en pratiques d'ingénierie écologique, afin de favoriser une meilleure intégration environnementale des retenues existantes et d'inspirer la conception des futures retenues. Il convient toutefois de rappeler que, du point de vue des enjeux de biodiversité et conformément à la hiérarchie ERC (Éviter–Réduire–Compenser), la priorité reste d'éviter la construction de nouvelles retenues impliquant la destruction ou la dégradation de milieux naturels. Ce chapitre offre néanmoins l'occasion de formaliser des réponses concrètes aux limites identifiées précédemment, en explorant notamment des aménagements plus adaptés aux espèces hydrophytes et des solutions de végétalisation plus simples et extensibles à grande échelle.

Ce chapitre s'inscrit donc pleinement dans le cadre conceptuel de la thèse, qui interroge la place de la biodiversité dans les milieux anthropisés et la possibilité d'une écologie appliquée à des ouvrages de génie civil. Il prolonge les réflexions sur les écosystèmes analogues et nouveaux, la compatibilité entre ingénierie et écologie, et la notion d'écologie de la réconciliation, en cherchant à transformer les retenues d'altitude en espaces où cohabitent usages humains et biodiversité. Il aborde ainsi trois thèmes principaux développés dans le cadre théorique de la thèse :

1. Compléter les approches classiques de conservation (*e.g.* zones de protection du tétra lyre) et de restauration (*e.g.* restauration de zones humides) dans les domaines de montagne, en imaginant des solutions adaptées à des environnements très artificialisés et contraints ;
2. Recourir à des écosystèmes analogues et à des solutions fondées sur la nature pour réintroduire des fonctions écologiques dans les infrastructures techniques ;
3. Concilier ingénierie, écologie et gouvernance territoriale, pour faciliter la gestion partagée de leurs ressources en eau dans un contexte de changement climatique.

Ce chapitre s'inscrit donc dans une logique de transfert et d'opérationnalisation des connaissances. Pour cela, il combine deux mises en œuvre complémentaires :

- La généralisation de recommandations techniques et écologiques, issues de la rédaction d'un guide franco-italien dans le cadre du projet européen Interreg ALCOTRA BECCA (« Réservoirs écologiquement durables et sûrs conçus pour l'adaptation au changement climatique »), dont l'objectif est de promouvoir la conception de retenues collinaires et d'altitude plus durables et écologiquement intégrées. La contribution de la thèse à ce guide concerne spécifiquement le chapitre consacré à l'intégration environnementale des retenues d'altitude, visant à identifier comment maximiser leur végétalisation sans compromettre leur sécurité ni alourdir leur entretien. Ce travail a été réalisé en collaboration avec les laboratoires LESSEM (INRAE), CARRTEL (USMB/INRAE), RECOVER (INRAE) et le soutien du Pôle R&D ECLA (OFB/INRAE/USMB).

- L'application concrète de ces recommandations dans le projet de la future retenue de Plan Vert (Les Arcs), développée dans le cadre du dispositif CIFRE de cette thèse (voir Annexe 1 pour des détails sur la retenue). Cette démarche associe l'exploitant du domaine skiable (ADS), le bureau d'étude ABEST (maître d'œuvre), plusieurs experts en géotechnique, environnement, hydraulique et énergie, ainsi que des laboratoires de recherche (LESSEM, CARRTEL) et les services de l'État. Ce cas d'étude constitue un laboratoire de mise en œuvre, permettant d'évaluer la transférabilité et les limites des approches proposées, en conciliant contraintes techniques, enjeux écologiques et attentes sociales.

Ainsi, ce cinquième chapitre représente le volet technique et professionnel de cette thèse CIFRE. Il illustre les premières étapes vers une intégration systématique de la composante environnementale dans la conception et la gestion des retenues d'altitude. Au-delà des seuls aspects techniques, il interroge la faisabilité d'une telle démarche à plus grande échelle, fondée sur une collaboration étroite entre chercheurs, ingénieurs, gestionnaires et acteurs territoriaux. En ce sens, il participe à la construction d'une ingénierie écologique appliquée à l'ensemble des retenues d'altitude, conciliant les impératifs de sécurité, de gestion et de biodiversité.

2. Recommandations techniques générales pour une meilleure intégration écologique des retenues d'altitude (Guide BECCA)

2.1. Principes généraux

Dans un contexte où les enjeux environnementaux occupent un rôle croissant dans l'aménagement des territoires de montagne, la modification ou la conception d'une retenue d'altitude doit impérativement s'accompagner d'une intégration paysagère soignée et d'une réflexion approfondie sur la préservation de la biodiversité du site (Gerfand et al., 2025). L'objectif est double : i) permettre leur insertion environnementale et ii) limiter l'impact écologique des ouvrages, en complétant les recommandations techniques du guide de Peyras & Mériaux (2009). Il s'agit alors de concevoir ou de réhabiliter les retenues d'altitude selon une approche d'ingénierie écologique, où les structures techniques sont envisagées comme des supports de vie potentiels, en s'inspirant autant que possible des systèmes naturels à proximité (Lundholm & Richardson, 2010; Catalano et al., 2021).

Pour cela, la conception des talus et de leur crête, leur végétalisation, ou la création de zones refuges écologiques, participent activement à cette démarche. Une attention particulière est portée aux conditions d'accueil de la faune autochtone, comme les amphibiens et les invertébrés aquatiques, et notamment les insectes à stades ailés (Ephémères, Plécoptères, Trichoptères, Odonates), qui dépendent de la présence d'habitats humides et de refuges pour leur reproduction et leur alimentation (Becker et al., 2007; Jourdan et al., 2019). L'introduction d'une végétation adaptée favorise également le développement d'écosystèmes plus intégrés et diversifiés (Son et al., 2021), tout en contribuant à la stabilisation du sédiment (Schutten et al., 2005) et à l'intégration visuelle de l'ouvrage (Thomaz, 2023).

Les principes généraux de conception d'une nouvelle retenue ou de réhabilitation d'une retenue existante comprennent les principes suivants (Fig. 5.1) qui seront développés dans les prochaines sections :

- Les talus amont et aval, ainsi que la crête de talus sont végétalisés par une végétation herbacée, dans le cas où les milieux naturels alentours ne sont pas à dominante minérale ;
- Des zones refuges écologiques sont aménagées sur une partie des talus amont de la retenue, de préférence dans les zones en déblai ou à la jonction remblai-déblai. Ces zones refuges couvrent, de manière continue ou discontinue, un pourcentage cible minimum de 30% ;
- Le talus amont est recouvert d'un confinement intégral, surmonté d'un enrochement de couverture sur toute la hauteur et dont l'épaisseur minimum dépend des contraintes de batillage.

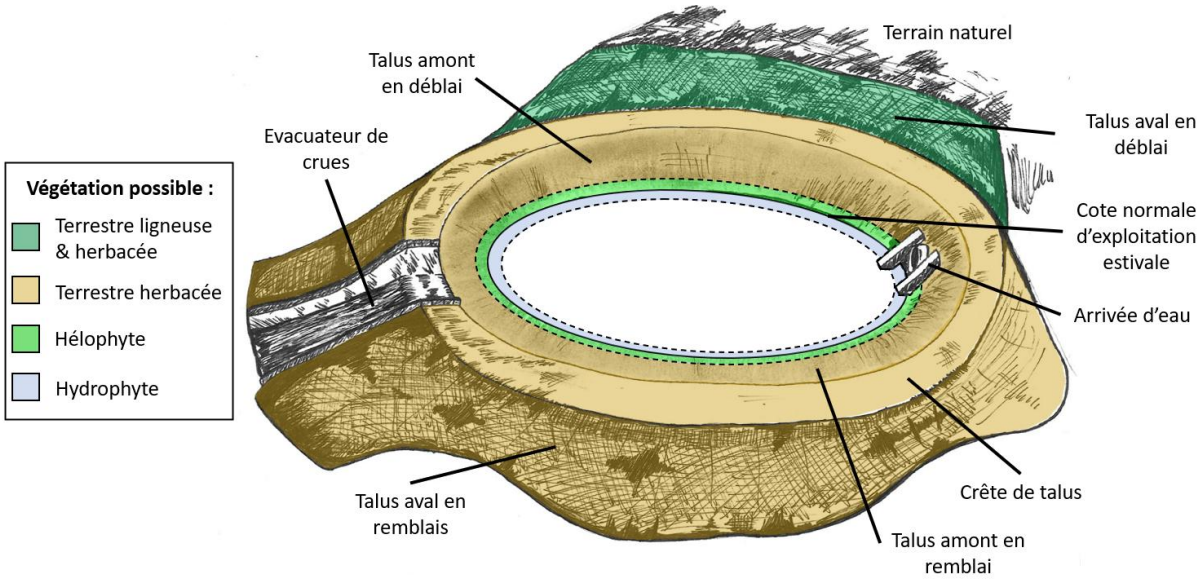


Fig. 5.1 Schéma synthétique des principaux éléments structurels d'une retenue d'altitude. Les différents types de végétation potentiellement implantables sont distingués selon leur position sur la structure : en vert foncé, la végétation terrestre herbacée et ligneuse ; en orange, la végétation terrestre herbacée ; en vert clair, la zone de végétation hélophyte ; en bleu, la végétation hydrophyte. © Benjamin Gerfand.

Ces recommandations ne constituent pas un protocole normatif, mais un ensemble de principes adaptables selon les contextes locaux, la topographie, les usages, et les contraintes de chaque site. Dans le cas des retenues existantes, elles peuvent être prises en compte lors de restaurations locales, notamment sur des zones de pentes adoucies, lors d'une intervention sur le confinement, d'un chantier de reprofilage des berges, ou en cas d'extension de la retenue. Pour les retenues à construire, elles doivent être intégrées dès la conception, en prévoyant des pentes, des substrats et des espèces végétales adaptés.

2.2. Conception et réhabilitation des talus et de la crête

La stabilisation des talus et de la crête constitue à la fois une mesure de protection physique et une opportunité d'intégration écologique et paysagère. Il est recommandé de revêtir les talus amont et aval, ainsi que la crête de la retenue d'une végétation herbacée terrestre (Fig. 5.1), assurant à la fois une protection contre l'érosion superficielle et une intégration végétale. Ce couvert végétal doit être composé d'espèces herbacées locales et résistantes aux conditions climatiques du site. L'ajout d'intrants pour enrichir le sol en nutriments est à éviter, car ils peuvent être lessivés et transportés par les précipitations et atteindre les berges de la retenue ou les zones refuges. L'eau des retenues d'altitude étant pauvre en nutriments, comme la plupart des lacs d'altitude naturels, même un faible apport en azote ou en phosphore peut dégrader la qualité de l'eau et impacter les organismes vivant dans ces milieux (Cantonati et al., 2020; García-Miranda et al., 2025). La plantation d'arbustes ou d'arbres reste à proscrire sur ces talus en raison des risques potentiels concernant la stabilité des talus et la dégradation du dispositif d'étanchéité par géomembrane, en lien avec la pénétration de leur système racinaire dans le remblai (Peyras & Mériaux, 2009). Une gestion différenciée de la végétation, favorisant les plantes herbacées au détriment des ligneuses, est alors à adopter lors de

l'entretien régulier des berges. Une végétation ligneuse peut néanmoins être installée sur les talus aval en déblais (au-dessus de la piste) et à distance du DEG (Fig. 5.1). Quel que soit le talus, la végétalisation doit rester cohérente avec le contexte écologique local. Il est ainsi recommandé de s'inspirer des communautés végétales présentes aux abords du site et d'éviter d'introduire des espèces lorsque leur présence n'est pas naturelle, par exemple des arbres au-delà de leur limite altitudinale de croissance. De même, si la retenue s'insère dans un environnement essentiellement minéral, il n'est ni nécessaire ni souhaitable de créer artificiellement un îlot de végétation dense : la conception devra au contraire respecter le caractère ouvert ou minéral du paysage environnant.

2.3. Intégration de zones refuges écologiques sur les talus amont

2.3.1. Objectifs écologiques

Les zones refuges écologiques constituent un levier essentiel d'amélioration de la qualité écologique des retenues d'altitude. Leur principe est d'assurer la permanence ou quasi-permanence d'une zone d'eau libre pour laquelle une proportion d'au moins 30 % du talus amont (Fig. 5.1) constitue un seuil minimal raisonnable. Ce minimum garantit des conditions favorables à l'installation de communautés biologiques, tout en laissant la possibilité d'ajuster la surface dédiée en fonction du contexte local, des autres usages du site et des contraintes d'exploitation. Une proportion plus importante pourra être recherchée lorsque les conditions s'y prêtent. Cette zone permettra le développement d'une végétation hélophyte, et potentiellement hydrophyte, tout en offrant des habitats refuges pour la faune aquatique et amphibie locale.

Les zones refuges ne sont pas nécessairement continues sur tout le périmètre de la retenue. En effet, certains secteurs seront traités de façon traditionnelle, afin de permettre l'accessibilité d'engins pour les opérations de maintenance de la retenue, et notamment pour les interventions sur l'évacuateur de crue. Il est aussi recommandé de privilégier l'implantation des zones refuges écologiques dans les parties en déblai (Fig. 5.1), généralement plus accessibles.

2.3.2. Caractéristiques techniques et description

La pente du talus amont doit être comprise entre 1/3 (soit 33% ou 18,4°) et 1/2,5 (soit 40% ou 21,8°), avec une pente adoucie en zone refuge pour réduire le batillage et limiter l'érosion des particules fines (Peyras & Mériaux, 2009; BECCA 2026, *In prep.*). La zone refuge écologique est composée de matériaux auto-filtrants (Kenney & Lau, 1985; Sherard & Dunnigan, 1989; Foster & Fell, 2001) sur 30 à 40 cm d'épaisseur, allant des limons aux petits enrochements (0-125 mm). Ces matériaux assurent à la fois la résistance à l'érosion et la rétention des fines, ainsi que le développement des plantes et la protection du dispositif d'étanchéité par géomembrane (DEG). Par ailleurs, la présence de végétation herbacée permet d'éviter la dégradation de la couche de matériaux auto-filtrants. Le remplissage des vides avec des matériaux fins constitue un substrat qui favorise la croissance racinaire et la fixation des matériaux. Les matériaux

utilisés devront être issus autant que possible du site, triés puis criblés sur place, afin de limiter leur transport (Peyras, *comm. pers.* 2025).

La zone refuge écologique est située à une profondeur variable comprise entre 10 et 40 cm sous la cote normale de la retenue (Fig. 5.2). Cette disposition permet un remplissage naturel de la zone refuge écologique, tout en maintenant une profondeur d'eau adaptée au développement des plantes aquatiques et semi-aquatiques, autour de 20 à 30 cm.

À partir de 20 cm de profondeur le long du talus et jusqu'au fond de la retenue, le talus amont est protégé de façon traditionnelle par un enrochement. L'épaisseur et la granulométrie de l'enrochement sont évaluées en fonction des conditions du site afin de protéger le dispositif d'étanchéité par géomembrane et de limiter les effets de batillage et de la glace.

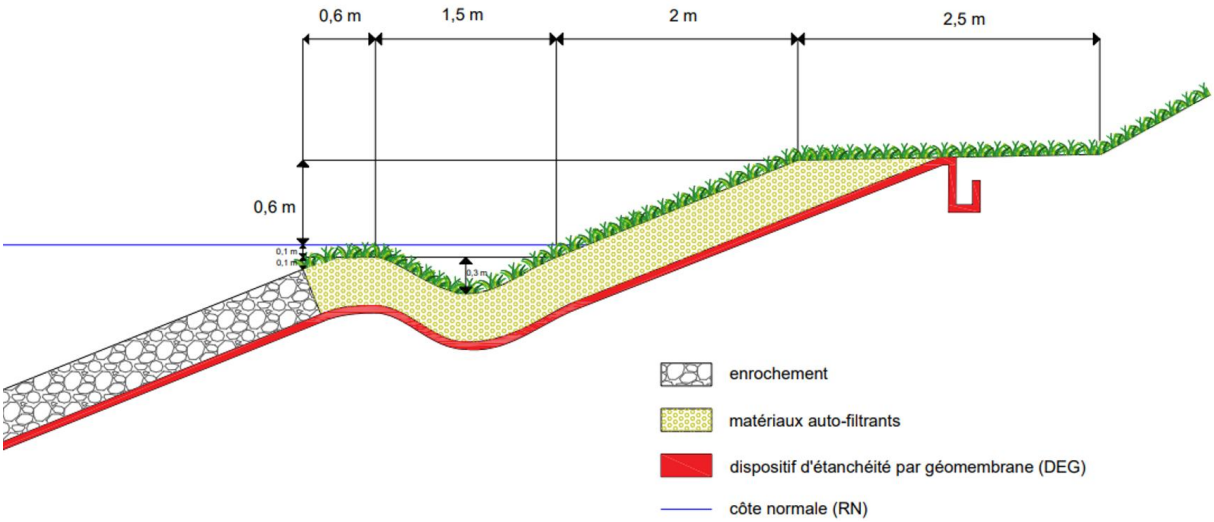


Fig. 5.2 Coupe générale d'un talus amont avec une zone refuge (BECCA 2026, In prep.).

Le dispositif d'étanchéité par géomembrane est constitué d'une géogrille pour le maintien des couches superficielles, d'une géomembrane continue assurant l'étanchéité de la retenue, et d'un géotextile jouant le rôle d'interface et de protection avec le remblai. Ce dispositif sera décrit plus en détail dans la suite de cette section.

2.3.3. Ancrage de la géogrille et de la géomembrane

Dans le dispositif d'étanchéité par géomembrane (DEG), la géomembrane assure la fonction d'étanchéité du talus amont, et la géogrille assure la fonction de résistance et le maintien des couches supérieures en reprenant les efforts de traction subis par le DEG. La conception du DEG doit être adaptée à la présence des zones refuges écologiques. En particulier, l'implantation de l'ancrage de la géogrille doit être étudiée en portant une attention particulière à un potentiel qui pourrait se produire au niveau du DEG sur la zone refuge écologique. En particulier, l'implantation de l'ancrage de la géogrille doit être étudiée avec attention afin d'éviter un potentiel « effet tambour », correspondant à une mise en tension excessive de la géomembrane (Chevrier, 2020). Ancrée en tête de talus et tirée vers le bas par l'enrochement, la géomembrane tend naturellement à reprendre une géométrie rectiligne au niveau de la zone refuge, qui introduit une rupture de pente sous forme de cuvette. Si la

traction est trop forte, la géomembrane peut se détacher du fond de la zone refuge et compromettre l'étanchéité de la retenue.

Deux solutions sont envisageables pour contrer cet effet tambour, tout en assurant la continuité de l'étanchéité apportée par la géomembrane. Elles reposent sur l'augmentation de la charge exercée sur la géogrille, pour lester l'ensemble du DEG. Nous recommandons de distinguer deux configurations :

- Zone refuge écologique étroite (< 1,5 m de large) **:** une zone de confinement servant de lestage (Fig. 5.3a), réalisée avec des matériaux terreux et éventuellement quelques blocs rocheux, permet de stabiliser la géogrille tout en créant un substrat favorable au développement de la végétation et de la biodiversité. Ce confinement saturé s'oppose au soulèvement de la géogrille et renforce la stabilité globale de la zone. Cette solution est d'autant plus pertinente que la profondeur de la retenue est modérée.

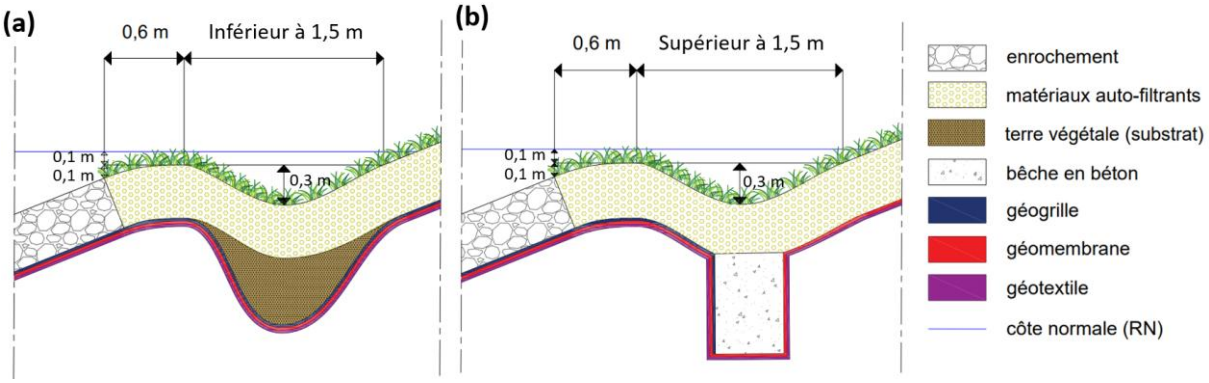


Fig. 5.3 (a) Coupe d'une zone refuge étroite avec confinement, et (b) large avec bêche en béton (BECCA 2026, In prep.)

- Zone refuge écologique large (> 1,5 m de large) **:** une bêche en béton est alors nécessaire pour fixer solidement la géogrille (Fig. 5.3b). Celle-ci assure un ancrage mécanique fiable et garantit la continuité d'étanchéité avec la géomembrane.

Dans les deux solutions proposées, le DEG est également ancré en tête de talus, au niveau de la crête, afin d'assurer sa tenue dans le temps et sa continuité sur toute la surface du talus amont.

2.3.4. Végétation et sélection des espèces

Le choix des espèces végétales herbacées est fondamental pour assurer la durabilité écologique du projet. Il doit se baser sur des espèces autochtones, caractéristiques des habitats locaux, qui seront adaptées à l'altitude et aux conditions hydriques spécifiques des zones aménagées (Huc et al., 2018). Des éléments de discussion concernant la généralisation d'une méthodologie de sélection des espèces végétales seront traités dans le chapitre 6 de la thèse.

Les expérimentations menées dans les chapitres précédents indiquent que des espèces hélophytes locales sont de bonnes candidates pour végétaliser les zones refuges écologiques.

Elles présentent de bonnes capacités d'enracinement et participent activement à la stabilisation des matériaux en zone humide, sans compromettre l'intégrité des géomembranes en PVC-P de 1,5 mm d'épaisseur. Leur développement optimal est généralement observé dans des hauteurs d'eau comprises entre 20 et 30 cm. L'utilisation d'espèces locales implique toutefois, dans une perspective d'application à grande échelle, de disposer de volumes de plants suffisants. Cela suppose de structurer en amont des filières de collecte, de multiplication ou de culture contractuelle, afin de garantir un approvisionnement en végétaux adaptés aux conditions de haute altitude. Une telle organisation conditionnera la faisabilité opérationnelle et la diffusion de ces pratiques de végétalisation. À ce stade, les résultats obtenus dans le cadre de cette thèse ne nous permettent pas de préconiser le choix des espèces d'hydrophytes pour une végétalisation sur le long terme.

2.4. Conditions à la mise en œuvre d'une intégration environnementale

La réussite de l'intégration environnementale des retenues d'altitude suppose une coopération étroite entre ingénierie des barrages et ingénierie écologique :

- L'ingénierie des barrages regroupe des compétences plurielles et ensemblières de base en génie civil et géotechnique, mais aussi en hydrologie, hydrauliques ou auscultation. En France, l'ingénierie des barrages vise avant tout la stabilité, la sécurité et la durabilité structurelle des retenues, et fait l'objet d'un aménagement ministériel spécifique (art. L211-3, Code de l'environnement).

- L'ingénierie écologique s'inscrit dans le cadre plus large des Solutions fondées sur la Nature (SfN), et tire parti des processus naturels pour répondre à des enjeux sociétaux tels que la gestion de l'eau, la réduction des risques naturels ou l'adaptation au changement climatique (Mitsch & Jørgensen, 2003; Mitsch, 2012; Rey, 2021). L'ingénierie écologique vise à maximiser la valeur écologique et paysagère du site, pour concevoir des milieux durables et évolutifs, sans dépendre exclusivement d'un entretien mécanique. En France, les démarches de génie écologique sont encadrées par la norme NF X10-900.

La transversalité entre ces deux formes d'ingénierie constitue l'un des axes majeurs de ce guide et un apport essentiel de cette thèse. Elle permet d'imaginer des ouvrages dans lesquels la structure, les matériaux, la gestion des berges et les choix de végétalisation sont pensés conjointement. Cette synergie ouvre la voie à une régénération du parc actuel, et à une nouvelle génération de retenues d'altitude, plus durables, esthétiques et écologiquement mieux intégrées.

3. Application à un projet en développement : la future retenue de Plan Vert (Les Arcs)

3.1. Contexte du projet

Le projet de construction de la future retenue de Plan Vert sur le domaine des Arcs, d'un volume compris entre 135 000 et 145 000 m³, s'inscrit dans une démarche de modernisation des infrastructures hydrauliques et de leur adaptation aux nouvelles contraintes climatiques et environnementales (voir Annexe 1 pour plus de détails sur la ressource en eau à Arc 2000). Il vise à remplacer la retenue du Renard, première retenue du domaine, mise en service au tournant des années 2000. Située à 2 484 m d'altitude dans le bassin versant d'Arc 2000, elle présente une capacité de stockage limitée à 6 000 m³, négligeable en comparaison des 406 000 m³ de la retenue de l'Adret des Tuffes. Conçue selon des standards techniques aujourd'hui dépassés, la retenue du Renard se présente sous la forme d'un cylindre bétonné semi-enterré, ouvert en partie haute (Fig. 5.4). Dépourvue de berges, elle forme un volume artificiel abrupt et inhospitalier, à la fois peu intégré dans le paysage et peu propice à l'accueil de la faune.

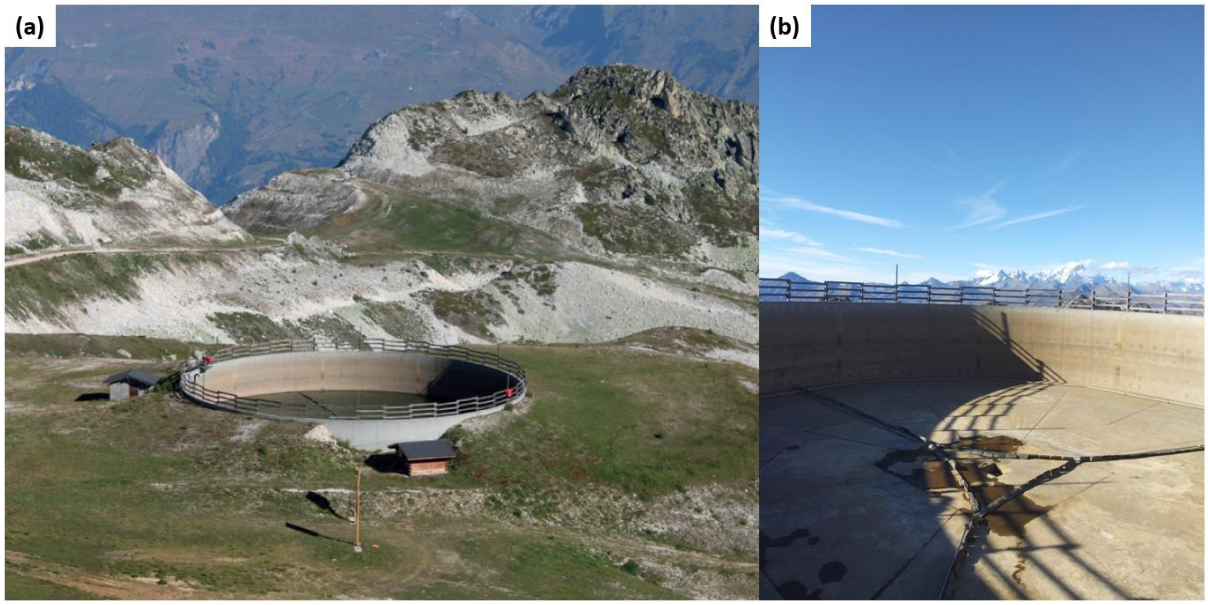


Fig. 5.4 (a) Vue d'ensemble (© Thibault Trameson) et (b) vue intérieure (© Benjamin Gerfand) de la retenue du Renard (Station des Arcs).

Le projet de la retenue de Plan Vert s'inscrit aussi dans une réflexion de transition des activités du domaine vis-à-vis des changements globaux, liée à la fois aux évolutions du climat et aux enjeux de gestion de la ressource en eau. Les projections d'enneigement naturel à horizon 2050 mettent en évidence une forte vulnérabilité des secteurs situés en dessous de 2 000 m d'altitude sur le domaine, et une probabilité nettement plus favorable de maintien d'un enneigement naturel durable sur les parties hautes (Compagnie des Alpes 2021). D'un point de vue hydrologique, le domaine des Arcs dispose actuellement d'un droit de prélèvement de 773 000 m³ d'eau sur une période restreinte, dans le respect des débits réservés, permettant le remplissage conjoint des retenues de l'Adret des Tuffes et du Renard (412 000 m³). Dans les

faits, les prélèvements réalisés par l'exploitant sont nettement inférieurs à ce maximum autorisé, avec une moyenne de 369 323 m³/an entre 2020 et 2024, selon les bilans hydrologiques effectués sur cette période (Olivier Erard 2024). Toutefois, ces conditions de gestion peuvent conduire à des prélèvements hivernaux via des captages supplémentaires (de surface et/ou souterrain), afin d'assurer la production de neige certaines années défavorables, où les besoins dépassent la capacité de stockage des deux retenues. A long terme, la fréquence de ces années défavorables est appelée à augmenter avec le dérèglement climatique, induisant davantage de prélèvements en période d'étiage des cours d'eau.

> *« La plus grande différence entre la biologie de la conservation dans les zones urbanisées et dans les milieux plus sauvages réside peut-être dans la noblesse des objectifs écologiques. Dans les zones urbanisées, il faudra trouver plus fréquemment un équilibre entre idéaux et pragmatisme. Les zones plus sauvages peuvent offrir un terrain propice à une approche plus préservationniste, mais dans les zones où les gens vivent et travaillent, les planificateurs de la conservation doivent adopter une approche plus ouverte d'esprit. » - Dearborn & Kark (2010).*

Comme tout projet de retenue d'altitude, celui de Plan Vert fait l'objet d'une instruction réglementaire classique, incluant notamment une étude d'impact sur l'environnement, des études géologiques et géotechniques, une étude de dangers (intégrant l'analyse des risques de rupture), ainsi que des études spécifiques en sismologie. En particulier, l'étude d'impact sur l'environnement a permis d'identifier les principaux enjeux de conservation de la biodiversité et de définir les mesures d'évitement, de réduction et de compensation conformément à la séquence "Éviter, Réduire, Compenser" (ERC; Alligand et al., 2019). Si la procédure d'instruction du projet suit le cadre classique applicable à tout aménagement de ce type, la collaboration avec les partenaires scientifiques dans le cadre de cette thèse permet d'y intégrer une dimension complémentaire : celle de l'écologie de la réconciliation (Rosenzweig, 2003a). Les apports de la recherche visent ici à renforcer la capacité de l'ouvrage à accueillir la biodiversité, à travers des choix de conception, de matériaux et de végétalisation favorisant les processus écologiques, sans compromettre les impératifs de sécurité et de gestion. Cette approche vient en complément des mesures réglementaires d'évitement et de compensation, en s'inscrivant dans une vision plus intégrée de la gestion environnementale du domaine. Ainsi, à l'échelle du territoire, la démarche entreprise par le domaine des Arcs s'articule autour de trois niveaux d'action complémentaires : la conservation des milieux et des espèces remarquables (*e.g.* réserve naturelle de Villaroger, parc national de la Vanoise, zones de protection du tétra lyre), la restauration d'habitats dégradés (*e.g.* replantations forestières, restauration de mares et de zones humides, ré-engazonnement des pistes avec des semences "Végétal Local"), et l'amélioration écologique des infrastructures existantes ou à venir (*e.g.* retenues de l'Adret des Tuffes et de Plan Vert). Ces approches ne s'opposent pas mais participent d'une même logique de transition écologique, conciliant usages humains, préservation des milieux et attractivité paysagère dans un contexte de changement global.

3.2. Une conception à l'équilibre entre différentes fonctions

La conception de la future retenue de Plan Vert s'est construite autour de la recherche d'un équilibre entre plusieurs fonctions économiques, techniques, énergétiques, paysagères et écologiques, dont les exigences ne sont pas toujours convergentes (Felson & Ellison, 2021). Le projet illustre la complexité croissante des aménagements de montagne (Huber et al., 2020), désormais appelés à répondre simultanément à des enjeux d'exploitation, de diversification touristique, de transition énergétique et d'intégration environnementale (Simion et al., 2023; Gerfand et al., 2025).

3.2.1. Optimiser la production de neige sur le domaine

L'optimisation de l'exploitation constitue le moteur initial du projet. L'objectif principal de la nouvelle retenue étant d'augmenter la quantité de neige produite, son dimensionnement a été guidé par la connaissance fine de la ressource en eau du territoire et par la volonté d'assurer une gestion adaptée aux enjeux climatiques. L'intérêt d'augmenter le volume d'eau stocké durant les périodes d'abondance printanière, est de ne pas augmenter, voire réduire, les prélèvements hivernaux qui sont plus contraignants pour les milieux aquatiques tout en augmentant les capacités de production de neige. À l'échelle du domaine, l'augmentation de la capacité de stockage s'accompagne d'un recentrage de la production de neige sur les secteurs au-dessus de 2 000 m d'altitude, jugés plus pérennes à l'horizon 2050, et d'une limitation progressive de la surface skiable totale.

Dans cette logique, la construction de la retenue de Plan Vert permettrait d'augmenter la part du domaine enneigé de manière certaine de 42% à 50%, sans prélèvements additionnels en période hivernale. Pour garantir cela, le projet s'accompagne d'une demande d'étalement de la période de prélèvement au printemps, pour mieux s'adapter à la variabilité interannuelle des débits et garantir le respect des débits réservés. L'exploitant a également choisi de réduire volontairement son droit global de prélèvement, de 773 000 m³ à 730 000 m³, considérant qu'il s'agit d'un volume suffisant pour maintenir l'activité dans un cadre durable. Ainsi, un dépassement éventuel impliquerait de repenser le modèle d'exploitation hivernale lui-même. Cette évolution traduit une volonté d'adaptation raisonnée : maintenir une activité hivernale viable à moyen terme, tout en fixant des limites claires au développement de la neige de culture et en amorçant une transition vers un modèle touristique diversifié. Dans ce cadre, la future retenue de Plan Vert n'est pas seulement un outil de production, mais également un élément paysager et récréatif susceptible de renforcer l'attractivité estivale du site.

3.2.2. Renforcer l'attractivité estivale du domaine

Au-delà de sa fonction hivernale, la future retenue a été pensée comme un lieu de vie et d'attractivité estivale, capable de prolonger la fréquentation touristique hors saison. L'intégration paysagère repose sur un principe de sobriété et d'harmonie avec le milieu environnant, en s'appuyant sur la topographie existante et les matériaux locaux. Le projet s'accompagne d'un aménagement léger des abords (Fig. 5.5) : une cabane de pique-nique

abritée aux airs d'étable, un espace ludique enterré autour du patrimoine minier local, ainsi qu'une plage de sable et une zone de pataugeoire peu profonde permettant un contact direct avec l'eau.



Fig. 5.5 Illustration théorique de la future retenue de Plan Vert, de ses usages, et aménagements (© Agence Follea-Gautier, Thibault Trameson, 2025).

L'ensemble a été conçu avec l'appui d'un paysagiste, dans une démarche d'intégration à l'échelle du bassin versant, cherchant à rapprocher l'ouvrage de la forme d'un plan d'eau naturel. Le site offre un panorama sur la vallée de la Tarentaise et le massif du Mont-Blanc, contribuant à faire de la retenue un point d'appel visuel et un espace de pause dans le paysage. L'attractivité estivale n'est donc pas envisagée comme un simple complément d'usage, mais comme un élément à part entière de la conception, participant à la valorisation du site et à la diversification du modèle touristique.

3.2.3. Valoriser le potentiel énergétique du site

Une troisième fonction est d'ordre énergétique. Le projet intègre la possibilité d'un fonctionnement en station de transfert d'énergie par pompage (STEP), reliant la future retenue de Plan Vert (bassin haut) à celle de l'Adret des Tuffes (bassin bas). Ce dispositif repose sur un cycle de pompage/turbinage en circuit fermé, sans prélèvement supplémentaire, permettant de stocker de l'énergie en période de surplus et de la restituer en période de demande du Réseau de Transport d'Électricité (Fig. 5.6).

Cette approche permet de stocker de l'énergie sans impacter la production de neige, et s'inscrit dans la logique de transition énergétique des domaines de montagne. Elle permet de valoriser la ressource en eau sous un autre angle que la seule production de neige, et pourrait être

valorisée au-delà du modèle de tourisme hivernal. Cette démarche invite à réfléchir dès la phase de conception, à l'intérêt futur de la construction de telles infrastructures, au-delà de leur fonction immédiate dans un modèle touristique en voie d'obsolescence.

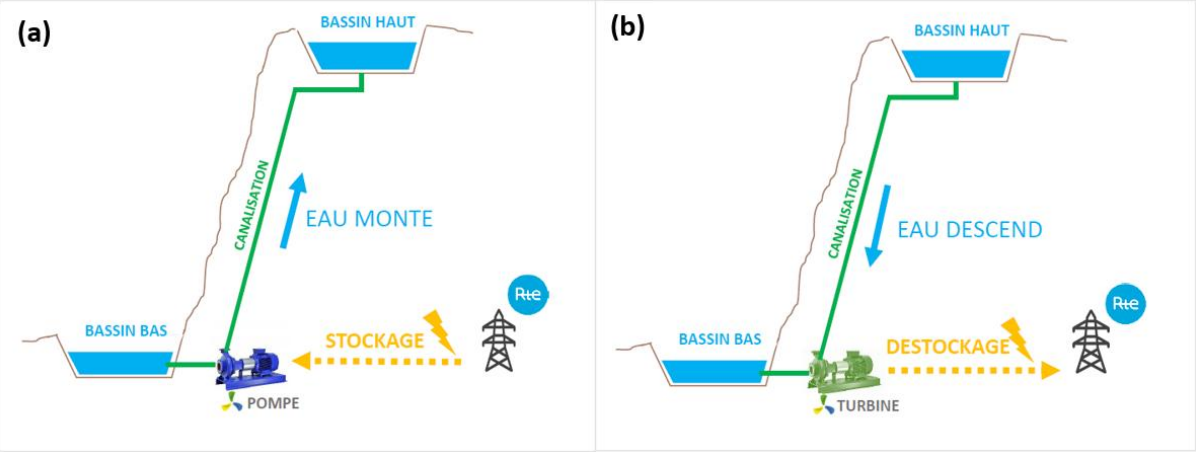


Fig. 5.6 Schéma de principe du fonctionnement d'une station de transfert d'énergie par pompage (a) en stockage d'énergie par pompage, ou (b) en destockage d'énergie par turbinage (STEPSol 2024).

En pratique, la quantité d'énergie stockée augmente avec le volume d'eau turbiné, induisant un marnage plus ou moins important dans les retenues concernées en fonction de leur capacité de stockage. En accord avec les enjeux d'attractivité touristique et d'accueil de la biodiversité, il convient donc de trouver un compromis entre la quantité d'énergie stockée et l'impact visuel et environnemental du marnage dans les retenues.

3.2.4. Intégrer la dimension environnementale à la future retenue de Plan Vert

L'aspect environnemental constitue un pilier important et complémentaire du projet. Il se manifeste d'abord dans le choix du site de construction de la retenue, puis dans la conception physique de la retenue, en accord avec les recommandations réalisées dans les chapitres précédents et dans le guide du projet BECCA. Les berges de la retenue sont au cœur de la conception écologique, dont l'objectif est la création de microhabitats diversifiés pour favoriser l'accueil et le maintien de la biodiversité (Gerfand et al., 2025). A plus large échelle, l'intégration paysagère de l'ensemble de la retenue contribue non seulement à l'attractivité touristique, mais elle influence aussi la manière dont la faune perçoit la qualité écologique du site (Rosenzweig, 1991). De nombreuses espèces d'eau douce sélectionnent notamment leurs habitats sur la base de signaux cognitifs qui leur fournissent des indices sur les conditions réelles du milieu, leur permettant ou non d'assurer leur cycle de vie (Rosenzweig, 1991; Šigutová et al., 2022). Par exemple, les libellules adultes sont sensibles à la présence et l'organisation des macrophytes comme signal d'un habitat favorable à la reproduction (Harabiš & Dolný, 2011), tandis que les larves détectent visuellement des zones plus complexes et ombragées leur offrant une meilleure protection contre les prédateurs (Harabiš & Dolný, 2011; Tavares et al., 2018). De même, chez les amphibiens, la perception des couleurs, des formes et de la luminosité joue un rôle déterminant dans le choix des sites de reproduction et de nidification (Cohen et al., 2016; Nowakowski et al., 2017). Enfin, un dernier élément d'attention concerne

la compatibilité des usages et de la gestion avec la biodiversité, en cherchant à éviter la création de pièges écologiques (Dwernychuk & Boag, 1972). Les réflexions menées dans le cadre de la thèse et les mesures mises en œuvre seront détaillées dans la suite de ce chapitre.

3.3. La dimension environnementale dans la conception de la retenue

3.3.1. Choix du site de construction

Au-delà du remplacement d'un ouvrage dangereux pour la biodiversité, le choix d'implanter la nouvelle retenue sur le site de l'actuelle retenue du Renard présente plusieurs avantages environnementaux. Il permet de concentrer les travaux sur un espace déjà fortement anthropisé, limitant ainsi la destruction d'espaces naturels et sensibles. Le dossier d'autorisation environnementale, comprenant le dossier de loi sur l'eau ainsi que l'étude d'impact sur l'environnement, est actuellement en cours de construction. L'étude d'impact sur l'environnement, menée par le bureau d'étude spécialisé, a notamment mobilisé 94 journées de prospection entre 2018 et 2024 sur une zone de 673 ha. Sa finalisation permettra de préciser les impacts potentiels sur la faune, la flore et les habitats sur la zone directement impactée par la construction de la retenue, estimée à 5 hectares. Enfin, ce site permet la réutilisation du réseau de canalisations existant, limitant ainsi la création de nouveaux linéaires et la destruction et fragmentation d'habitats supplémentaires.

3.3.2. Conception paysagère des berges

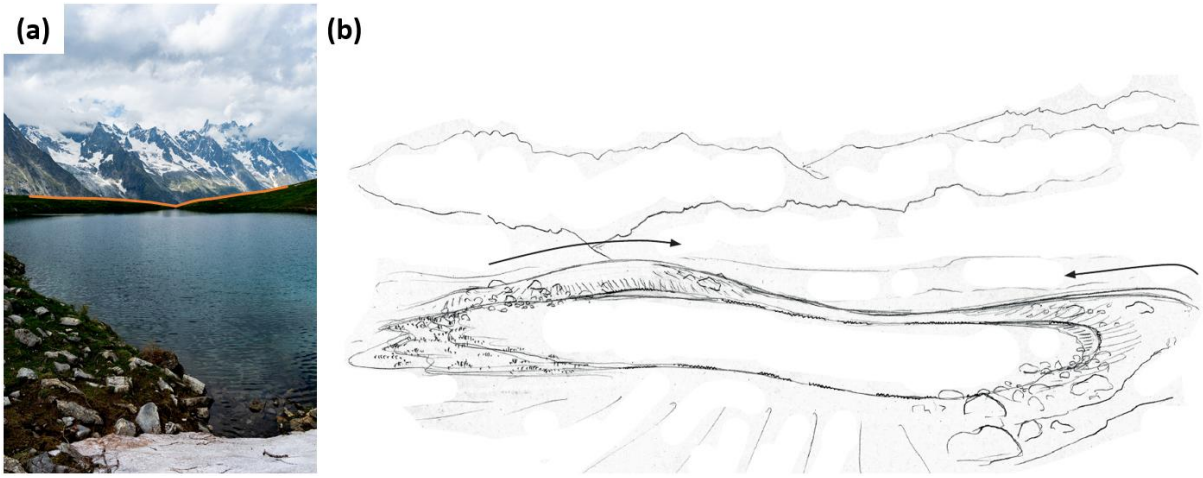


Fig. 5.7 (a) Relief en "V" formé au niveau de l'exutoire d'une mare d'altitude (© Benjamin Gerfand) et (b) dessin d'intention de ce relief appliqué à la future retenue de Plan Vert (© Agence Follea-Gautier, Thibault Trameson, 2025).

L'intégration paysagère de la retenue, accompagnée par l'expertise du paysagiste, s'est basée sur la forme des plans d'eau naturels de montagne, et l'identification des types de berges caractéristiques que l'on retrouve dans les plans d'eau à l'échelle du bassin-versant. Les plans d'eau naturels montrent souvent une dépression topographique au niveau de leur zone d'exutoire, généralement orientée vers le fond de vallée. Cette dépression crée un relief typique de creusement dans la berge, en forme de "V", qui sera reconstitué aux abords de la

retenue (Fig. 5.7). Les terrassements trop homogènes seront également évités, laissant apparaître des épaisseurs de sol différentes et des reliefs variés sur les talus.

Ce travail a également permis d'identifier quatre types de berges couramment rencontrés dans les plans d'eau d'altitude : la berge enherbée, la plage de graviers, le pierrier, et la zone humide. Ces quatre profils peuvent être intégrés à différentes zones stratégiques de la retenue, en fonction des éléments de paysages qui la bordent (Fig. 5.8). L'alternance de plusieurs types de berges au sein de la retenue participera à la diversification des habitats, qui bénéficiera à la biodiversité. Pour cela, il convient d'adapter la conception physique des berges en fonction de ces différents profils.

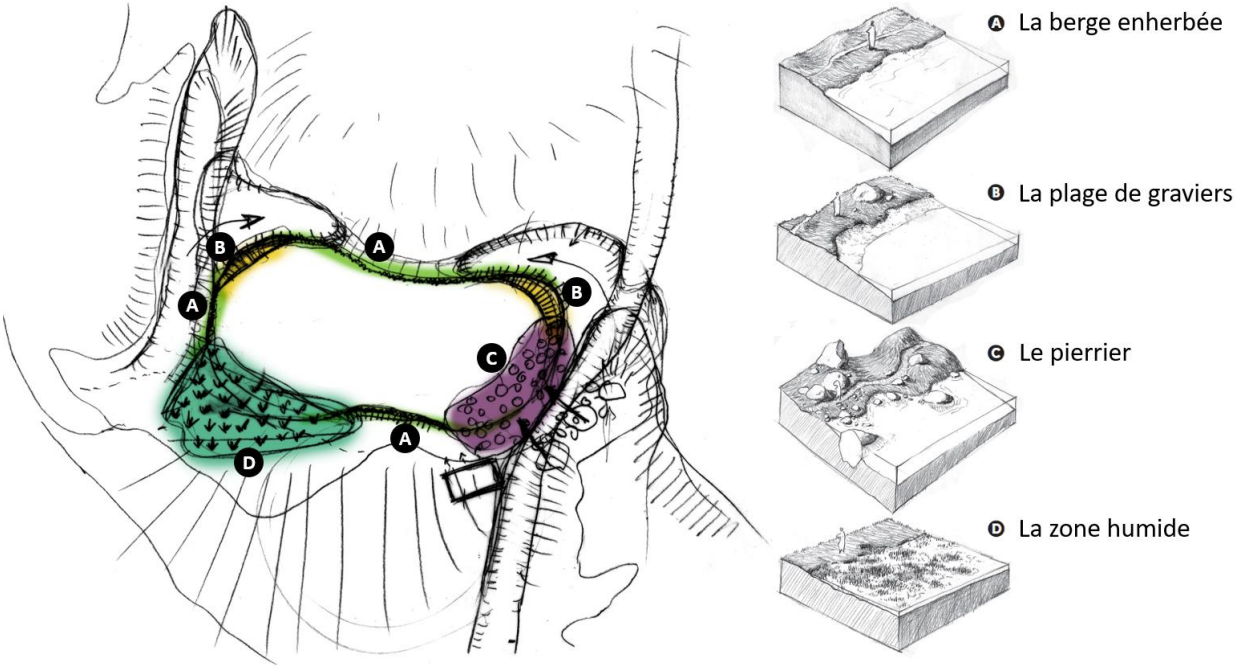


Fig. 5.8 Répartition possible des quatre types de berges identifiés sur les berges de la future retenue de Plan Vert (© Agence Follea-Gautier, Thibault Trameson, 2025). La couleur de chaque type de berge illustre leur répartition relative autour de la retenue et les zones de transition entre plusieurs profils.

3.3.3. Conception physique des berges

Les berges de la retenue de Plan Vert sont conçues avec des pentes de 1/2,5 (soit 40% ou 21,8°) majoritairement, et de 1/3,3 (soit 30% ou 16,7°) plus ponctuellement, augmentant la zone d'interface et favorisant le développement de la végétation et la circulation de la faune. Ces valeurs s'inscrivent parmi les pentes les plus douces de la gamme observée par Gerfand et al. (2025) sur les berges de 28 retenues d'altitude dans les Alpes françaises, variant de 1/4,7 (soit 21% ou 12,2°) à 1/1,6 (soit 62,5% ou 32°), et dont 23 d'entre elles présentent des pentes plus raides que 1/3,1 (soit 32% ou 17,7°). Les berges seront également irrégulières, alternant les différents profils types identifiés. Chacun de ses profils a une conception qui lui est propre (Fig. 5.9), intégrant par exemple des blocs rocheux plus gros dans une plus épaisse couche de confinement au niveau du "pierrier" (Fig. 5.9C), une niche permettant la rétention de graviers plus fin pour maintenir la présence d'une plage (Fig. 5.9B), ou un rebord entre la végétation et

le niveau d'eau (Fig. 5.9A) pour que les éléments fins de la berge enherbés ne soient érodés par le batillage.

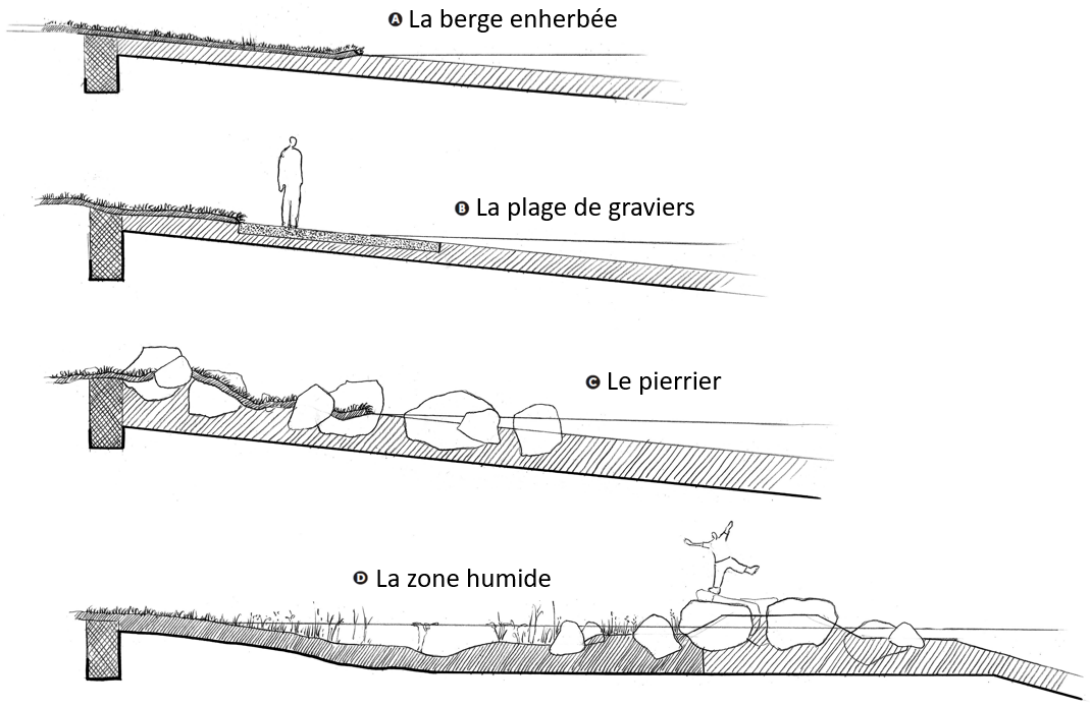


Fig. 5.9 Dessins en coupe des quatre types de berge identifiées dans les plans d'eau naturels (© Agence Follea-Gautier, Thibault Trameson, 2025).

Le profil de zone humide (Fig. 5.9D) nécessite une conception particulière car elle demande des pentes très douces, du substrat fin, un niveau d'eau constant et un batillage réduit par rapport au bassin principal. La création d'un tel profil de berge sera donc assurée par la construction d'une zone humide connexe à la retenue d'environ 900 m², alimentée en période de hautes eaux par le bassin principal, mais restant déconnectée en cas de vidange totale ou partielle afin de préserver son niveau d'eau. Cette zone bénéficiera également des apports saisonniers issus de la fonte nivale au printemps et des précipitations, contribuant à maintenir une lame d'eau suffisante. La zone de transition entre la zone humide et la retenue sera conçue de manière à laisser passer une fine couche d'eau, filtrée par des matériaux auto-filtrants et l'implantation de macrophytes. Un cheminement formé de gros blocs permettra la circulation des piétons autour de la retenue avec un point de vue sur la zone humide (Fig. 5.9D et Fig. 5.10).

Les berges intègreront également des zones refuges pour la biodiversité aquatique, végétalisée avec des macrophytes, au niveau de la cote d'exploitation estivale sur la berge, conformément aux recommandations faites dans le guide du projet BECCA (Fig. 5.10; BECCA 2006, *In prep.*). Elles seront intégrées au talus amont orienté Sud-Sud-Ouest, principalement sur la zone en déblai et débordant sur la zone de transition avec la partie en remblai (Fig. 5.10). Cette zone refuge couvrira au moins 20% du périmètre de la retenue, dont une partie permettra de faire une zone de transition entre le bassin principal de la retenue et la zone humide connexe. Pour la première fois, les espèces végétales ne seront pas implantées dans des fascines en géotextile coco, mais directement dans l'enrochement, qui sera enrichi en particules fines, retenues grâce

à des matériaux auto-filtrants (Kenney & Lau, 1985; Sherard & Dunnigan, 1989; Foster & Fell, 2001).

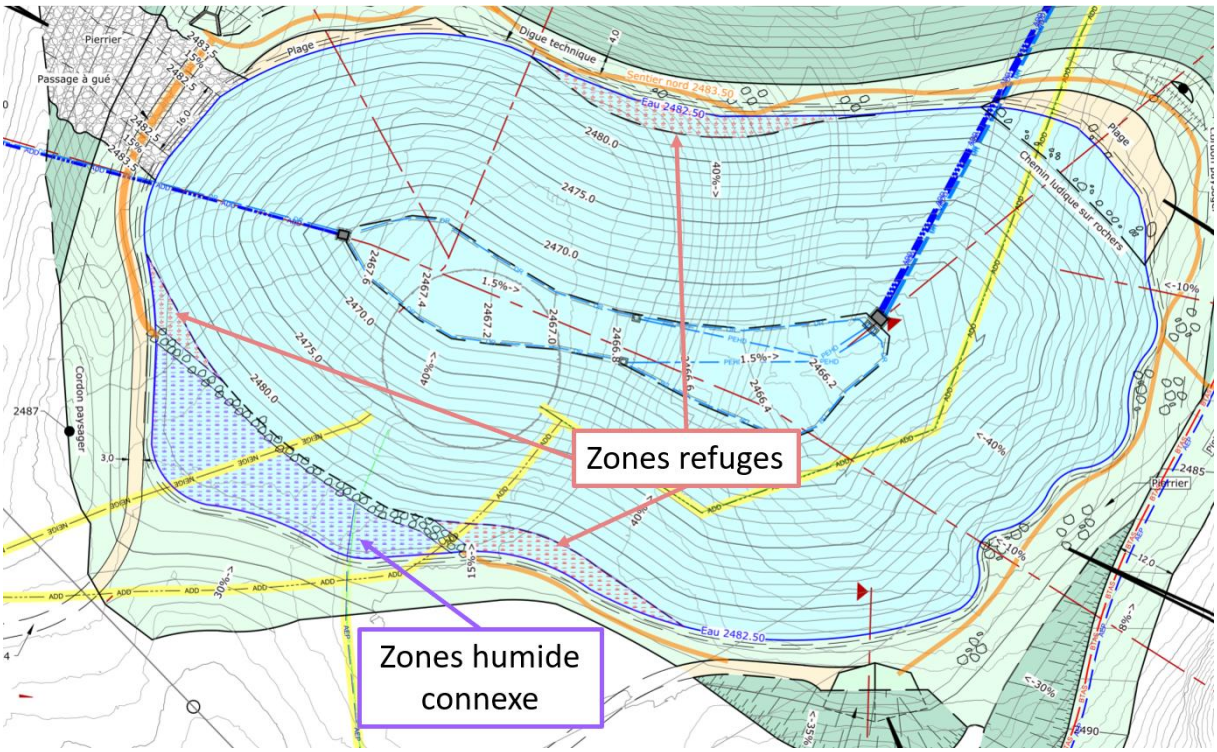


Fig. 5.10 Plan technique de la retenue de Plan Vert, intégrant les zones refuge et la zone humide connexe (© ABEST).

D'un point de vue opérationnel, un contrat de culture sera établi avec un ou plusieurs pépiniéristes. Ce partenariat assurera la récolte de graines et/ou de rhizomes des espèces de macrophytes candidates pour la végétalisation des berges de la retenue dans les milieux alentours. Leur mise en culture en amont de la construction du projet permettra une végétalisation dense des berges une fois la retenue construite, sans impacter les milieux naturels par une récolte massive.

3.3.4. Compatibilité entre usages, gestion et biodiversité

La compatibilité entre les usages et l'exploitation de la retenue avec l'accueil de la biodiversité constitue un enjeu central de l'intégration environnementale du projet. Cette compatibilité repose sur une recherche d'équilibre entre les fonctions techniques, énergétiques et récréatives de l'ouvrage, et les exigences écologiques identifiées lors des phases de conception. Les choix opérés en faveur de la biodiversité ont notamment nécessité des compromis avec l'optimisation de la production de neige. La réduction des pentes des berges, motivée par la volonté de créer des interfaces plus accueillantes pour l'installation de la faune et de la végétation, se traduit par une diminution du volume d'eau stocké pour une emprise au sol équivalente (Peyras & Mériaux, 2009; Gerfand et al., 2025). Ce choix implique une réduction marginale de la quantité de neige pouvant être produite, mais ils permettent d'intégrer la retenue dans une logique de fonctionnement écologique plus soutenable.

Le développement d'une STEP entre les retenues de Plan Vert et de l'Adret des Tuffes représente une opportunité de valorisation énergétique du site, mais aussi une source potentielle de perturbation pour les milieux aquatiques. Trois scénarios de dimensionnement avaient été envisagés, correspondant à des marnages journaliers compris entre 60 cm et 140 cm sur la retenue de Plan Vert en période estivale, et à un volume d'eau transférable maximum de 26 000 m^3 (STEPSol 2024). Le scénario finalement retenu, d'une puissance équivalente à jusqu'à 2 300 MWh/an, correspond à un transfert d'eau de 12 000 m^3 entre les deux retenues, impliquant un marnage journalier maximal de 60 cm sur la retenue de Plan Vert, contre 25 cm sur la retenue de l'Adret des Tuffes en période estivale. Ce compromis permet de produire l'équivalent de la consommation électrique annuelle d'environ 480 foyers (d'après le bilan électrique 2024 de RTE), tout en limitant les fluctuations de niveau susceptibles d'impacter les espèces animales et végétales de la zone littorale. Le fonctionnement du pompage/turbinage sera par ailleurs limité à 30 cm/jour pendant les périodes sensibles pour la faune, notamment la reproduction des amphibiens. Une telle fluctuation quotidienne est jugée acceptable au regard de l'intensité et de la durée des assèchements observées dans les mares temporaires naturelles utilisées comme sites de ponte par les espèces concernées (Gould et al., 2022). Dans les plans d'eau permanents, un assèchement intermittent peut même réduire l'intensité de la pression de prédation par les poissons sur les amphibiens (Mathwin et al., 2021), ce qui pourrait bénéficier aux populations d'amphibiens dans la retenue de l'Adret des Tuffes. De plus, la zone refuge intégrée à la berge et la zone humide connexe à la retenue seront moins affectées par ce marnage, garantissant le maintien d'habitats en eau permanente. Il sera toutefois indispensable d'identifier la période précise de reproduction et sa durée, afin d'ajuster la réduction du marnage au moment où les fluctuations de niveau sont le plus préjudiciables pour le succès de reproduction des amphibiens.

Les aménagements touristiques prévus autour de la retenue ont été conçus de manière à favoriser la cohabitation entre les usages humains et la biodiversité. Le site sera structuré en plusieurs zones distinctes : les espaces ludiques et de détente seront concentrés sur les espaces accessibles au public, tandis que les zones à forte valeur écologique (zones refuges et zone humide connexe) seront interdites d'accès. Cette sectorisation permet de prévenir le piétinement des berges et de la faune, notamment des grenouillettes parfois nombreuses en période d'éclosion, ainsi que la dégradation des habitats sensibles. Les activités récréatives seront également encadrées. Par exemple, la pataugeoire sera balisée pour limiter la dispersion des usagers, la baignade sera interdite afin d'éviter l'introduction de substances chimiques comme les crèmes solaires, et l'introduction de poissons sera proscrite pour prévenir la compétition et la prédation sur les invertébrés et amphibiens autochtones. Bien qu'il soit probable que des écarts de conduite persistent, l'enjeu réside dans leur maîtrise et leur limitation, grâce à une signalétique claire et une sensibilisation du public, pour maintenir un équilibre satisfaisant entre la fréquentation estivale et la vocation écologique du site. Des actions de désempoissonnement pourront par exemple avoir lieu par vidange complète de la retenue en cas d'introduction frauduleuse de poissons.

4. Discussion et conclusions du chapitre

4.1. Principaux enseignements

Les travaux menés dans ce chapitre illustrent la transition d'une démarche scientifique vers une démarche opérationnelle qui découle d'une thèse CIFRE. À travers la formalisation de recommandations techniques dans le cadre du guide du projet BECCA, et leur application dans le projet de la nouvelle retenue de Plan Vert, la thèse contribue à l'opérationnalisation des connaissances acquises dans les chapitres précédents. Par exemple, en s'inspirant des types de berges présents dans les plans d'eau naturels de montagne, il est possible de concevoir des habitats analogues (Lundholm & Richardson, 2010), favorables à la biodiversité tout en préservant la fonctionnalité des ouvrages. Loin d'une opposition entre infrastructures artificielles et écologie, ce chapitre illustre la possibilité d'une ingénierie écologique appliquée à des ouvrages hybrides (Hobbs et al., 2009; Klaus & Kiehl, 2021) et polyvalents, capable de s'inspirer de la nature et d'accueillir la biodiversité sans compromettre la sécurité ni la fonctionnalité de l'ouvrage.

Par ailleurs, ce chapitre contribue lui aussi à la création de nouvelles connaissances, en démontrant que l'intégration écologique des retenues d'altitude ne repose pas seulement sur l'addition de mesures environnementales, mais sur une approche systémique, où les fonctions techniques, écologiques et sociales sont pensées conjointement. L'étude de cas de la retenue de Plan Vert incarne cette recherche d'équilibre, entre différentes disciplines, différents enjeux et différents acteurs. Pour l'atteindre, il est nécessaire de repenser la conception dans une logique de cohabitation entre usages humains et dynamiques écologiques, autrement dit, dans l'esprit de l'écologie de la réconciliation (Rosenzweig, 2003a). Enfin, ce chapitre nous enseigne qu'au-delà des connaissances scientifiques et techniques issues de la recherche, les démarches engagées par les gestionnaires et exploitants offrent également des opportunités pertinentes pour identifier certaines limites en situation réelle, trouver des solutions concrètes, et obtenir rapidement des résultats empiriques en testant de nouvelles méthodes.

En complément de cette logique de transfert et d'opérationnalisation des connaissances, deux travaux collaboratifs menés dans le cadre de la thèse ont contribué à diffuser plus largement les résultats : une note sur les fascines d'hélophytes (Didier et al., 2025) et un article court sur la végétalisation des retenues d'altitude (Arthaud et al. *In prep.*), tous deux dans la revue *Sciences Eaux & Territoires*. Ces productions, respectivement présentées Annexe 3 et Annexe 4, participent à la valorisation et à l'appropriation des connaissances par les acteurs opérationnels.

4.2. Limites et perspectives

Si les recommandations formulées dans ce chapitre ouvrent la voie à une conception écologiquement plus durable des retenues d'altitude, leur transposabilité et leur mise en œuvre demeurent soumises à plusieurs contraintes. D'abord, la grande diversité des contextes

hydrologiques, géomorphologiques, et socio-économiques dans lesquels peuvent s'inscrire les projets de retenue empêche la formulation de recommandations plus précises. Chaque site présente des conditions particulières qui exigent une expertise fine et des ajustements spécifiques. Cela souligne la nécessité de développer des méthodes d'aide à la décision claires et accessibles, notamment pour la sélection des espèces végétales adaptées à la végétalisation des berges. Un tel outil constituerait une étape clé vers la reproductibilité des démarches et leur appropriation par les acteurs de terrain.

Même si le cas de la future retenue de Plan Vert illustre la faisabilité de compromis entre usages et intégration écologique, il convient de rappeler que le nombre de nouvelles retenues construites à l'avenir devrait rester limité par rapport au nombre de retenues déjà construites. L'enjeu principal réside donc aujourd'hui dans la réhabilitation écologique des retenues existantes, déjà nombreuses et trop souvent peu intégrées dans leur environnement (Gerfand et al., 2025). L'intégration environnementale de retenues existantes ou futures se heurte toutefois à des contraintes économiques, susceptibles de freiner l'adoption de solutions écologiques par les gestionnaires, en particulier lorsque le retour sur investissement de la production de neige reste limité (Cognard et al., 2023) et que le succès des aménagements en faveur de l'environnement reste difficilement quantifiable à court terme. Cela souligne la nécessité d'accompagner et de soutenir les gestionnaires et les bureaux d'étude dans cette prise de décision. Cela met aussi en évidence l'importance de poursuivre les suivis de la biodiversité après la mise en œuvre de ces mesures pour quantifier leur succès à plus long terme.

La réussite de l'intégration environnementale d'un tel projet d'ingénierie repose sur des critères techniques et financiers, mais aussi sur son acceptabilité sociale et institutionnelle (Halbe et al., 2015; Poelzer & Yu, 2021; Tanguay & Bissonnette, 2025). Elle dépend de la qualité du dialogue entre acteurs aux cultures professionnelles et aux priorités parfois divergentes : ingénieurs, écologues, paysagistes, gestionnaires, institutions publiques et exploitants privés (Halbe et al., 2015; Pickett et al., 2016; Pachoud et al., 2023). Le projet de Plan Vert montre combien cet équilibre est délicat. Un projet trop « technicisé » risque de diluer son intégration écologique, tandis qu'un projet trop « naturalisé » peut compromettre sa faisabilité technique ou économique. De plus, l'expérience récente de projets contestés, tels que celui de la commune de la Clusaz, malgré un contexte différent, rappelle qu'un tel aménagement ne peut aboutir sans prise en compte des enjeux environnementaux et l'adhésion des acteurs locaux (Chambru & Picard, 2024). La concertation précoce avec les acteurs locaux et la transparence dans les processus de décision apparaissent dès lors comme des conditions essentielles pour garantir la légitimité et la durabilité de ces projets (Susskind et al., 2022).

Ainsi, les perspectives associées à ce chapitre consistent, d'une part, à consolider la transférabilité des méthodes et à accompagner les gestionnaires dans leur mise en œuvre. Elles visent, d'autre part, à développer une approche adaptative permettant de tirer les enseignements des projets passés ou en cours, afin de mieux réhabiliter les retenues existantes

et de concevoir des retenues d'altitude futures les moins impactantes possible pour la biodiversité. Dans cette logique, la mise en place de suivis écologiques post-construction sur les nouveaux projets, tels que Plan Vert, constituera une étape déterminante pour évaluer la pérennité des dispositifs et affiner les recommandations techniques. L'analyse de ces suivis pourrait documenter à la fois les dynamiques écologiques (évolution de la végétation, occupation par la faune), techniques (stabilité des berges, maintien des structures mises en place), et les usages sociaux du site (fréquentation, perception, appropriation), afin de mieux comprendre la durabilité globale de ces aménagements.

4.3. Repenser les retenues d'altitude au-delà du tourisme hivernal

Au-delà des atténuations d'impacts pour la biodiversité alpine qu'offre l'intégration environnementale de ces retenues, ce chapitre a permis de soulever des questions importantes dans le cadre de cette thèse. Conçues initialement pour soutenir un modèle économique centré sur la neige, les retenues d'altitude s'intègrent aujourd'hui dans un contexte où l'on prévoit la réduction, voire la fin de la pratique du ski dans quelques décennies, en lien avec l'évolution des conditions climatiques (Beniston, 2012; François et al., 2025). Il convient d'intégrer cette perspective lorsqu'on améliore ou construit des retenues d'altitude, en incluant les dimensions environnementales et récréatives au cœur des projets.

On peut ainsi considérer les retenues d'altitude comme des objets charnières dans la transition des territoires de montagne. Aujourd'hui, elles permettent aux domaines skiables de maintenir leur modèle économique en entamant leur reconversion en domaine de montagne, basé sur la diversification de leur activité en tourisme quatre saisons (George & Achin, 2020). À plus long terme, elles pourraient être réutilisées comme infrastructures multifonctionnelles, utiles à l'ensemble du territoire, en stockant de l'énergie, ou en constituant une réserve d'eau en cas de pénurie ou d'incendie. Dans le cas où elles continueront d'être remplies, soit volontairement, soit gravitairement, les retenues d'altitude continueront de faire partie du paysage aquatique de montagne. En ce sens, intégrer l'accueil du public et de la biodiversité indigène dans la réhabilitation ou la conception des retenues d'altitude revient déjà à s'assurer de leur utilité à plus long terme.

> *« Nous avons parcouru un long chemin depuis les débuts de la conservation écologique, lorsque les hommes et la nature étaient considérés comme des entités distinctes et que la nature était considérée comme en équilibre ; cependant, il reste encore beaucoup à apprendre sur la manière de gérer les écosystèmes dans l'intérêt de l'écologie et de la société. L'intégration des systèmes de valeurs, des traditions culturelles et des activités socio-économiques des populations dans l'écologie du paysage est un sujet clé de la discipline – et clairement un sujet qui peut être facilement exploré dans les paysages urbanisés » - (Standish et al., 2012).*

En conclusion, au-delà de savoir s'il faut conserver ou supprimer les retenues d'altitude, une des questions importantes à court terme est peut-être de comprendre comment les faire

évoluer vers des formes compatibles avec les aspirations écologiques et sociétales contemporaines. Leur avenir dépendra de la capacité collective à redéfinir leur rôle au-delà de la seule production de neige : réservoirs de biodiversité, supports d'éducation à l'environnement, ressources énergétiques locales, ou éléments structurants de nouveaux paysages culturels de montagne.

Chapitre 6
Discussion générale



Dispositif expérimental – Retenue de l'Adret des Tuffes

« Ce ne sont pas les animaux qui traversent la route, c'est la route qui traverse la forêt. »

Proverbe populaire

Les écosystèmes aquatiques et humides d'altitude connaissent d'importantes transformations sous l'effet combiné des changements climatiques et des activités humaines, notamment le développement d'infrastructures artificielles. Parmi elles, les retenues destinées à la production de neige de culture, ou "retenues d'altitude", constituent une forme d'artificialisation récente et singulière des milieux de montagne. Si la recherche s'est surtout concentrée sur leurs impacts environnementaux, peu d'études les avaient considérées comme des systèmes capables d'accueillir la vie et d'interagir avec le réseau aquatique environnant. Cette thèse s'attache à combler ce manque en adoptant une approche transdisciplinaire, à la croisée de l'écologie, du génie écologique et de l'aménagement. Elle a visé à comprendre dans quelle mesure et sous quelles conditions les retenues d'altitude peuvent fonctionner comme des écosystèmes intégrés aux dynamiques écologiques locales, et comment leur conception et gestion peuvent favoriser cette intégration.

1. Enseignements de la thèse

1.1. Synthèse des résultats principaux

Le premier axe de recherche (Chapitre 2) a dressé un état des lieux des caractéristiques écologiques des retenues d'altitude dans les Alpes françaises. Les résultats ont mis en évidence leur caractère double : certaines caractéristiques les rapprochent des lacs naturels d'altitude, notamment la qualité de l'eau et la présence ponctuelle d'espèces locales, tandis que leur forte artificialité, l'absence de macrophytes et la dominance d'espèces ubiquistes les apparentent davantage à des écosystèmes nouveaux. Plusieurs facteurs ont été identifiés comme limitant la colonisation biologique : la conception des berges, la gestion hydraulique, l'absence de végétation rivulaire et l'introduction d'espèces piscicoles. Ces contraintes se traduisent souvent par la formation de pièges écologiques, responsables de la mortalité de la faune. Ces constats valident l'hypothèse H1 : les retenues d'altitude peuvent accueillir certaines espèces aquatiques selon leur conception et leur gestion, mais leur configuration actuelle les conduit souvent à agir comme des pièges écologiques. Leur reconnaissance comme éléments du paysage aquatique alpin (« pondscape »), où les plans d'eau naturels sont en régression ou fragmentés, apparaît néanmoins pertinente aux vues de leur potentialité d'accueil de certaines espèces. L'évolution passée de ces ouvrages montre que les retenues déjà existantes pourraient contribuer, de manière complémentaire, à la connectivité écologique des milieux aquatiques et humides naturels, à condition de présenter des conditions de milieu compatibles avec la biodiversité et de ne pas aggraver les pressions existantes. En revanche, cette perspective ne saurait justifier la destruction de milieux naturels supplémentaires, écologiquement irremplaçables, pour construire de nouveaux ouvrages. Ce chapitre souligne la nécessité d'une réflexion approfondie sur la conception et la gestion des retenues d'altitude pour réduire les risques de piège écologique et améliorer les conditions d'accueil de la biodiversité.

Le deuxième axe de recherche (Chapitre 3) a exploré la possibilité d'accroître les conditions d'accueil de la biodiversité en testant, sur les berges d'une retenue existante (l'Adret des Tuffes), la faisabilité d'une végétalisation à l'aide du génie végétal. L'implantation d'espèces de macrophytes locales dans des fascines a montré que la réintroduction d'un compartiment végétal est possible malgré les contraintes physiques et hydrologiques propres aux retenues d'altitude. Les espèces d'hélophytes testées (*Carex nigra* et *Eriophorum angustifolium*) ont présenté une bonne reprise, confirmant à la fois la pertinence de la méthodologie de sélection des espèces, fondée sur l'identification d'habitats analogues aux berges des retenues, et la pertinence de la conception technique des ouvrages de génie végétal. En revanche, les espèces d'hydrophytes (*Chara globularis* et *Chara vulgaris*) ont donné des résultats plus contrastés, soulignant la nécessité d'adapter la technique utilisée, la conception des berges ou la gestion de la retenue pour favoriser leur implantation. Malgré ces différences, la démarche de végétalisation a permis d'amorcer des processus de succession écologique, avec l'apparition spontanée d'autres taxons issus du pool régional. Ces résultats confirment partiellement l'hypothèse H2 : une stratégie de végétalisation des berges, fondée sur le génie végétal et des espèces locales adaptées, est réalisable et peut initier des processus écologiques dans ces milieux fortement artificialisés. Si la méthode reste à affiner et à adapter selon les contextes, les résultats démontrent que des interventions ciblées peuvent contribuer à créer des zones littorales végétalisées sur les berges de retenues exploitées pour la neige de culture.

Le troisième axe de recherche (Chapitre 4) a abordé la question de la sécurité des ouvrages liée à la compatibilité entre la végétalisation des berges des retenues d'altitude et l'intégrité de la géomembrane d'étanchéité. L'interaction entre le système racinaire des espèces d'hélophytes et les géomembranes d'étanchéité des retenues d'altitude, généralement constituées de PVC plastifié d'1,5 mm d'épaisseur, a été étudiée expérimentalement en conditions contrôlées. Les résultats montrent que les racines et les rhizomes des trois espèces testées (*Carex nigra*, *Eriophorum angustifolium* - également utilisées lors de l'expérimentation sur la retenue de l'Adret des Tuffes - et *Phragmites australis*) ne dégradent pas le matériau, même après plusieurs mois de contact et dans des conditions environnementales optimales pour les plantes. Les analyses mécaniques et chimiques ont confirmé l'absence d'altération du PVC-P. Ces observations valident l'hypothèse H3 : les espèces sélectionnées pour la végétalisation présentent un enracinement compatible avec l'intégrité des géomembranes et la sécurité des ouvrages. Ces résultats lèvent un verrou technique majeur et démontrent qu'il est possible de concilier exigences écologiques et contraintes de sécurité dans la conception et la gestion des retenues d'altitude. Ils invitent également à revoir les pratiques de gestion de la végétation sur les ouvrages hydrauliques, et ouvrent la voie à une caractérisation plus fine des espèces susceptibles de présenter un risque pour la stabilité des infrastructures.

Le cinquième chapitre a permis d'opérationnaliser les connaissances développées dans l'ensemble de la thèse en les mobilisant dans deux cadres complémentaires de transfert : (1) la rédaction d'un chapitre du guide du projet Interreg BECCA consacré à l'intégration environnementale des retenues collinaires et d'altitude franco-italiennes, (2) et la conception

d'une nouvelle retenue d'altitude sur le domaine des Arcs / Peisey-Vallandry, en collaboration avec les différents acteurs du projet. Les résultats de la thèse ont été traduits en recommandations opérationnelles, puis appliquées dans un projet concret, dépassant le cadre académique pour servir d'appui à la conception et à la gestion d'infrastructures plus accueillantes pour la biodiversité dans les territoires de montagne. Les travaux de ce chapitre ont aussi mis en évidence l'importance du jeu d'équilibre entre les différents acteurs et enjeux gravitant autour des projets d'aménagement transdisciplinaires qui intègrent une telle dimension écologique.

1.2. Regards croisés sur les résultats

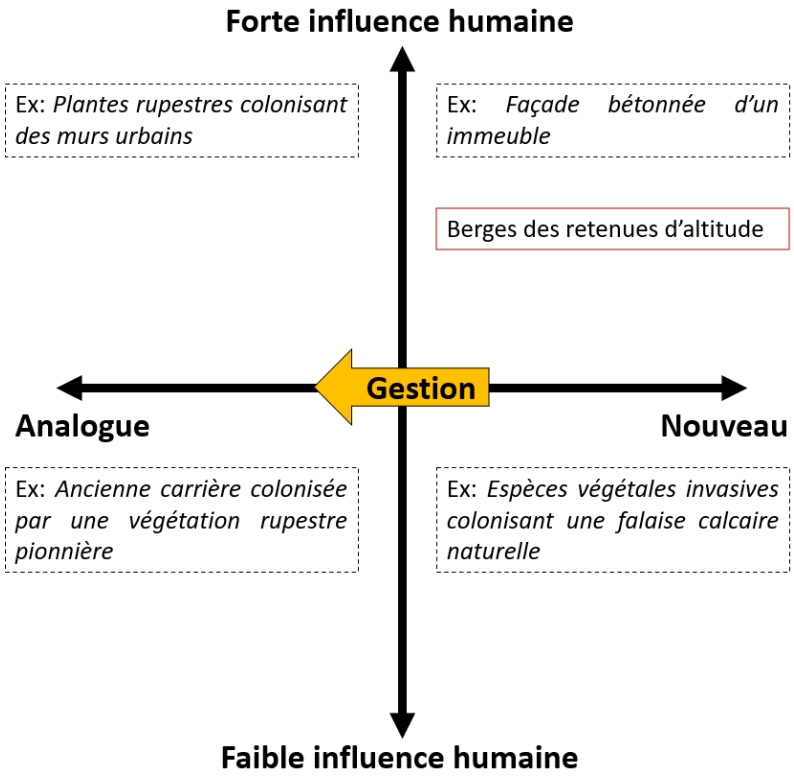


Fig. 6.1 Exemples de situations écologiques le long des gradients de nouveauté et d'influence humaine, adaptés de Lundholm & Richardson (2010). Les écosystèmes représentés illustrent la diversité des structures et processus écologiques selon leur degré d'intervention humaine (faible à fort) et leur degré de nouveauté écologique (analogue à nouveau). ▶

L'ensemble de ces résultats illustre le positionnement actuel des retenues d'altitude dans le paysage aquatique alpin : des écosystèmes artificiels nouveaux (Hobbs et al., 2009) dans les paysages alpins, au potentiel écologique encore peu documenté. Ces travaux nous enseignent que, de par leur nature artificielle, ces ouvrages ne sauraient se substituer aux milieux aquatiques naturels, dont ils ne reproduisent ni la complexité ni la dynamique écologique (Scheffers & Paszkowski, 2013; Cantonati et al., 2020; Zamora-Marín et al., 2021). Dans une logique de hiérarchie des solutions, la recommandation première reste donc d'éviter la construction de nouvelles retenues, en particulier dans les zones sensibles d'altitude où les habitats naturels demeurent fragmentés et vulnérables (Schmeller et al., 2022). Cependant, dans les contextes où certaines retenues existent déjà, ou si leur création a été acceptée, des marges d'amélioration existent pour renforcer leur compatibilité écologique et leur intégration environnementale (Armstrong et al., 2020; Klaus & Kiehl, 2021). En démontrant qu'il est possible d'en améliorer la compatibilité écologique sans en compromettre les fonctions, cette thèse établit les bases d'une réflexion sur la conception et la gestion future de ces

infrastructures. Elle suggère que de meilleures pratiques pourraient faire évoluer les retenues d'altitude vers des écosystèmes hybrides, mêlant éléments naturels et infrastructures anthropiques (Hobbs et al., 2009; Klaus & Kiehl, 2021).

Pour mieux interpréter ces constats, il est utile de se référer au cadre conceptuel proposé par Lundholm & Richardson (2010), qui distingue deux gradients continus : un gradient d'influence humaine, allant du faible au fort degré d'intervention, et un gradient de nouveauté écologique, allant des écosystèmes analogues aux écosystèmes complètement nouveaux (Fig. 6.1). Dans ce cadre, les retenues d'altitude se situent actuellement du côté des écosystèmes nouveaux à forte influence humaine. Leur forte artificialité et leur faible intégration écologique les différencient nettement des milieux naturels. Cependant, ce cadre soutient qu'une gestion active et réfléchie offre une marge d'évolution significative de ces systèmes. Les interventions ciblées identifiées dans cette thèse peuvent donc contribuer à réduire leur degré d'influence humaine et les déplacer vers le côté « analogue » du gradient.

2. Implications pour la conception et la gestion des retenues d'altitude

2.1. Situations de pièges écologiques identifiées

Les travaux menés dans le cadre de cette thèse montrent que les berges non-confinées, généralement rencontrées dans les retenues plus anciennes (Gerfand et al., 2025), sont particulièrement défavorables à la biodiversité et à la végétalisation des berges. Leurs berges abruptes et glissantes, constituées d'une géomembrane synthétique, empêchent la colonisation végétale et piègent la faune, notamment les amphibiens, incapables de remonter hors de l'eau. Les retenues confinées offrent des conditions plus favorables, notamment grâce à la présence du revêtement minéral qui fournit un support rugueux pour la faune et la base d'un substrat de croissance pour la végétation. Les conditions restent néanmoins souvent trop contraignantes pour permettre l'installation spontanée d'une végétation aquatique. L'artificialité et la monotonie des berges limitent la diversité des microhabitats terrestres et aquatiques, conduisant à des communautés pauvres et dominées par des espèces généralistes. Les vidanges totales ou partielles, parfois réalisées en période de reproduction des amphibiens, accentuent ces effets en provoquant l'échouage des œufs et larves sur les berges. À ces contraintes s'ajoutent des impacts indirects, liés à l'introduction de poissons compétiteurs ou prédateurs, ou la dissémination de pathogènes comme le ranavirus, notamment transmis via l'utilisation de matériel non désinfecté (Dejean et al., 2010).

2.2. Opportunités et leviers d'action

Malgré ces contraintes, la fréquentation spontanée des retenues d'altitude par diverses espèces suggère qu'elles peuvent devenir, une fois sécurisées, des opportunités et des sources plutôt que des puits écologiques. La conception de retenues plus « écologiquement intégrées » représente ainsi un double enjeu : limiter les risques de piège écologique tout en contribuant

à la restauration de continuités écologiques dans des territoires alpins où les milieux aquatiques naturels sont fragmentés.

Pour les retenues existantes, plusieurs mesures correctives à court terme peuvent être mises en œuvre sans compromettre la sécurité et la fonction des ouvrages :

- Réaliser des suivis écologiques réguliers pour identifier les situations de pièges écologiques, et constater les effets des mesures mises en place ;
- Adapter les périodes et la vitesse de vidange afin d'éviter la destruction des pontes et le piégeage des jeunes stades ;
- Mettre en place des barrières périphériques pour limiter l'accès des amphibiens aux zones dangereuses ;
- Utiliser des géomembranes de couleur claire pour réduire la mortalité liée à la chaleur et texturées pour remédier au caractère glissant des surfaces, en veillant toutefois à la durabilité des textures face à la reptation de la glace ;
- Maintenir un niveau minimal d'eau assurant la permanence du milieu et la survie des espèces aquatiques ;
- Stopper les pratiques de suppression de la végétation herbacée sur les berges, ou les assouplir ;
- Promouvoir des protocoles de désinfection du matériel ou des filtres UV sur les arrivées d'eau pour limiter la transmission de pathogènes ;
- Installer des filets anti-noyade dans les zones les plus fréquentées par la faune, même si leur efficacité reste encore à évaluer à l'échelle de l'ouvrage ;
- Sensibiliser les usagers aux divers enjeux écologiques autour des retenues d'altitude, notamment aux impacts de l'introduction de poissons et de la dissémination de pathogènes.

Ces mesures peuvent être complétées par des solutions structurelles d'intégration écologique et paysagère à plus long terme. Par exemple, l'ajout d'un confinement intégral sur les berges des retenues non-confinées peut réduire la dangerosité des berges et favoriser la colonisation végétale. Une végétalisation herbacée des berges sur le talus amont (avec des plantes terrestres) et la zone de marnage (avec des plantes hélophytes), assurerait une continuité avec le milieu environnant, favorisant à la fois la biodiversité et la perception sociale de ces ouvrages. Pour les retenues d'altitude à venir, les marges de manœuvre sont plus larges. Une conception prenant en compte la biodiversité devrait systématiquement reposer sur plusieurs principes :

- Une cohérence paysagère assurant la conception de profils de berges similaires à ce qu'on retrouve dans le bassin-versant ;
- Un équilibre entre tous les enjeux gravitant autour de la retenue, trouvant des compromis entre sécurité, production de neige, modèle économique, biodiversité, ressource en eau, et coût énergétique ;

- Un confinement intégral systématique des berges, pour réduire les situations de pièges écologiques, favoriser l'établissement de la végétation et réduire la dégradation de la géomembrane ;
- La diversification des habitats littoraux incluant pentes variables, zones refuges isolant la biodiversité des activités humaines, et substrats hétérogènes ;
- La végétalisation herbacée d'au moins une partie des berges et fossés drainants pour créer des continuités écologiques et des habitats pour la faune ;
- L'aménagement de zones peu profondes propices aux hydrophytes et aux amphibiens, isolées de la zone principale pour assurer la permanence de l'eau ;
- L'interdiction d'introduire des espèces exogènes pour éviter leur impact sur les populations indigènes et de potentielles cascades trophiques ;
- Le rehaussement ou la protection de la crépine d'aspiration pour réduire la mortalité de la faune par succion et autoriser l'accumulation de sédiment fin sans compromettre la production de neige ;
- Une réflexion sur le devenir de l'ouvrage au-delà du modèle économique des sports d'hiver.

2.3. Accompagnement des pratiques

Ces recommandations s'inscrivent dans une logique de coexistence entre usages humains et biodiversité. Leur mise en œuvre suppose d'accompagner les acteurs de la conception et de l'exploitation par la formalisation de protocoles techniques reproductibles et la diffusion de retours d'expérience. L'élaboration d'un cadre méthodologique, actuellement engagée dans le cadre du projet BECCA, constitue une étape essentielle pour assurer la standardisation des pratiques de végétalisation et de prise en compte de la biodiversité. Ce cadre identifie notamment la production locale de plants adaptés, en collaboration entre écologues, gestionnaires et acteurs techniques, comme une condition clé pour assurer la pérennité et la diffusion de ces pratiques (Clément & Malaval, 2019). Il met également en évidence la nécessité d'une expertise écologique dans chaque projet de retenue, en supplément des expertises classiques de génie civil. Cette approche de réconciliation écologique (Rosenzweig, 2003a) invite à dépasser la simple compensation des impacts pour aller vers la conception d'ouvrages intégrés, conciliant fonctionnalité, sécurité et biodiversité. Elle repose sur une vision intégrée où les retenues peuvent devenir, à terme, des éléments fonctionnels du paysage aquatique alpin, tout en répondant aux besoins économiques des territoires.

3. Limites et pistes d'amélioration

3.1. Limites techniques et expérimentales

Comme tout travail de recherche, cette thèse présente plusieurs limites qui doivent être prises en compte pour replacer les résultats dans leur juste portée. La première tient au caractère lent et progressif des processus écologiques à l'œuvre dans les retenues d'altitude, qui cumulent les contraintes de l'altitude (Körner, 2007; Loria et al., 2019), de l'artificialité et de la

nouveauté au sens des “écosystèmes nouveaux” (Prach & Walker, 2011; Tisserant et al., 2020). Dans ces conditions, les dynamiques de croissance, de colonisation, de succession écologique ou de structuration des communautés aquatiques et terrestres peuvent se dérouler sur plusieurs années ou décennies (Körner, 2003; Schmidt et al., 2008; Clifford & Heffernan, 2018), alors que les suivis réalisés dans cette thèse ont couvert une période relativement courte. Les tendances observées doivent donc être interprétées comme les premières étapes d’une trajectoire écologique, et non comme un état d’équilibre unique, fixe et acquis (Macdonald & King, 2018). En ce sens, il nous est difficile de prédire si les espèces testées dans les expérimentations de végétalisation continueront de s'établir durablement sur les berges des retenues d’altitude. Par exemple, Isselin-Nondedeu & Gaucherand (2020) ont constaté une forte mortalité de touffes d’*Eriophorum scheuchzeri* à partir de la quatrième année suivant leur transplantation dans une tourbière alpine, probablement due à la combinaison de conditions hydrologiques défavorables et de compétition entre espèces. Il est donc possible que les touffes implantées poursuivent leur croissance grâce au substrat contenu dans leur fascine, sans garantir leur survie une fois les ressources épuisées. Nous ne pouvons pas non plus savoir si les nouvelles espèces ayant colonisé naturellement les fascines au cours du suivi étaient déjà présentes dans la retenue sous forme de banque de graines (Li et al., 2022), si elles ont été amenées avec le matériel végétal implanté dans les fascines (Basílico et al., 2016; Thomaz, 2025), ou si elles résultent réellement de la dispersion du pool régional d’espèces (Soomers et al., 2012; Tonkin et al., 2018).

Une seconde limite concerne l’incertitude entourant les causes de mortalité observées chez les hydrophytes et les hélophytes implantées dans les expérimentations de végétalisation. Les hydrophytes se sont bien adaptées aux conditions estivales la première année, mais leur disparition l’été suivant ne permet pas de déterminer si la mortalité est survenue pendant l’hiver ou au printemps. Les essais ultérieurs menés avec du matériel fertile de *Chara vulgaris* visaient à distinguer si cette mortalité résultait d’un déficit en oospores lors de la première implantation, ou des conditions d’exondation entre la fonte des neiges et le remplissage de la retenue (Fernández-Aláez et al., 2016; Calero et al., 2018). Plus de la moitié des individus fertiles ainsi replantés ont repris leur croissance en fin de saison suivante, semblant aller en faveur de la première hypothèse (déficit d’oospores). A cela s’ajoute la régénération de touffes non replantées, dont on ne peut distinguer clairement l’origine, entre une reprise tardive d’individus implantés la première année (Holzhausen, 2024), une colonisation secondaire provenant des plants réintroduits la seconde année (Schubert et al., 2024), voire une colonisation naturelle. L’impossibilité d’identifier l’espèce à laquelle appartenaient les touffes ayant repris leur croissance, en raison de leur développement encore trop faible, ne permet pas de trancher définitivement. Les hélophytes ont, pour leur part, bien survécu, et seulement quelques touffes n’ont pas subsisté. Des tendances suggèrent un effet d’un positionnement trop bas par rapport au niveau d’eau, mais le faible nombre de mortalités n’a pas permis de le confirmer statistiquement. Ces observations rejoignent cependant de nombreux travaux soulignant la forte dépendance des hélophytes aux variations de niveau d’eau ou à l’action des

vagues (Coops et al., 1991; Hidding et al., 2014; Manolaki et al., 2020). Toutefois, nous ne pouvons exclure la combinaison possible d'autres facteurs confondants, tels que l'influence du volume initial du système souterrain implanté (Garbowski et al., 2020) et leur résistance intrinsèque à la transplantation (Fahselt, 2007; Menges, 2008).

La généralisation des méthodes de végétalisation suppose également de lever plusieurs verrous techniques et opérationnels. D'un point de vue écologique, le recours au prélèvement de matériel végétal dans le milieu naturel ne constitue pas une option durable pour une mise en œuvre à plus grande échelle au regard des quantités qui seraient à prélever. D'un point de vue de la sécurité des ouvrages, le faible nombre d'espèces végétales et de types de géomembranes testés ne permet pas de statuer sur les risques représentés par l'ensemble des configurations possibles entre espèces alpines et retenues d'altitude. Effectivement, d'autres matériaux, comme l'EPDM ou le PEHD, sont parfois utilisés dans les retenues d'altitude (Peyras & Mériaux, 2009), et pourraient présenter une résistance différente à la présence de végétation. De plus, des espèces ligneuses, telles que certains saules, peuvent se développer à ces altitudes, et pourraient présenter des systèmes racinaires plus susceptibles de dégrader les géomembranes (Laasonen, 2013; Wagner et al., 2021). La durée encore limitée des expérimentations ne garantit pas non plus l'absence d'effets différés, ou croisés avec d'autres facteurs, sur le long terme. Par exemple, il n'est pas exclu que le développement de racines à travers des lésions préexistantes dans les géomembranes ne puissent les dégrader davantage (Moore et al., 2019; Zhang et al., 2025). De récentes études suggèrent aussi que les géomembranes en PVC déployées sur le terrain peuvent être soumises aux effets synergiques de plusieurs facteurs (*i.e.* vitesse de traction lente sous l'effet de la pression de l'eau ou du poids du confinement, cycles de température), réduisant leur résistance car exposées à davantage de contraintes (Akel et al., 2025; Tahir et al., 2025). Il serait donc nécessaire d'élargir les essais dans le temps et à d'autres géomembranes, matériaux ou épaisseurs, ainsi qu'à un éventail plus large de conditions abiotiques et d'espèces, notamment ligneuses, afin d'établir une liste fiable d'espèces compatibles avec la sécurité des ouvrages et selon les ouvrages.

3.2. Limites contextuelles et sociales

Par ailleurs, la transposabilité des résultats reste limitée par une forte dépendance au contexte local. Bien qu'un travail de recherche repose sur la mise en évidence de ce qui peut être généralisé (Mayring, 2007), il convient aussi de souligner que chaque retenue d'altitude est un cas unique de par les particularités de son bassin-versant (taille, localisation, géologie, hydrologie, artificialisation, pool d'espèces), de sa position (altitude, orientation, proximité de la station), de la conception de ses berges (pentes, confinement, géométrie), de ses usages secondaires (neige, alimentation en eau potable, pêche, activités nautiques). Tous ces paramètres influencent fortement la faisabilité et le succès des interventions (Stuble et al., 2017), depuis la sélection des espèces végétales candidates, jusqu'à la possibilité pour le pool régional d'espèces de coloniser la retenue une fois végétalisée. Par exemple, les retenues non confinées ne permettent pas l'application directe des techniques testées ici, du fait de la pente

plus importante de leur berge, mais surtout de l'absence de substrat, nécessaire à l'implantation d'une végétation, que ce soit dans des fascines ou non (Peyras & Mériaux, 2009; Gerfand et al., 2025). Cela implique que les solutions doivent être conçues au cas par cas, en fonction des contraintes techniques et écologiques propres à chaque site. Trouver le bon équilibre entre faisabilité technique, usages anthropiques, intégration écologique et durabilité constitue un des principaux défis autour des retenues d'altitude (Allison, 2007).

Enfin, un des freins majeurs à la généralisation de ces pratiques réside dans le facteur humain, dont les choix conditionnent largement la réussite des actions de restauration écologique (Allison, 2007). Effectivement, les initiatives les plus performantes perdent de leur efficacité si elles ne s'accompagnent pas d'une reconnaissance sociale, d'une appropriation locale et d'un effort de sensibilisation (Dearborn & Kark, 2010; Standish et al., 2012). L'appropriation de ces démarches par les stations constitue une étape décisive, nécessitant qu'elles soient prêtes à faire évoluer leur rapport à ces infrastructures, à les envisager non plus comme de simples dispositifs techniques, mais comme des milieux hybrides où peuvent coexister production de neige et dynamique écologique. Cela implique d'accepter certains compromis, comme la réduction du volume utile de la retenue au profit de pentes plus douces permettant l'accueil de la biodiversité (Peyras & Mériaux, 2009; Gerfand et al., 2025). Cela demande aussi un travail de sensibilisation quant à la valeur écologique de ce genre de projet (Francis & Lorimer, 2011), dont le succès dépend aussi du respect et de la préservation des zones préalablement végétalisées. En effet, les retenues d'altitude peuvent constituer des lieux d'attractivité estivale, exposés à des actes d'incivilité ou de dégradation, comme en témoignent la disparition de plusieurs installations expérimentales au cours de cette thèse. L'implication des services de police de l'environnement apparaît également déterminante pour encourager les gestionnaires à systématiser ces approches (Francis & Lorimer, 2011), et pour accompagner le changement de regard des acteurs locaux. En effet, la mise en œuvre de ces démarches repose aussi sur l'acceptation, par les différents acteurs engagés pour la conservation, d'une certaine forme d'artificialité. Comme le rappellent Dearborn & Kark (2010), développer la conservation écologique dans les milieux anthropisés impose souvent un équilibre entre idéaux écologiques et pragmatisme, où la restauration ne vise pas la "nature sauvage", mais une coexistence raisonnée entre infrastructures humaines et dynamiques vivantes. Enfin, il convient à chacun d'entre nous de ne pas utiliser les résultats de cette thèse en dehors de leur juste portée (Miller & Selgelid, 2007; Zioło et al., 2024). Ils ne sauraient par exemple pas justifier la construction de nouvelles retenues d'altitude, sous prétexte qu'elles pourraient être rendues plus "écologiques", pas plus qu'ils ne doivent être assimilés à une démarche de "greenwashing" de la part des gestionnaires désireux de mieux faire.

4. Vers une meilleure intégration écologique des retenues d'altitude

4.1. Mesurer les effets de la végétalisation sur la biodiversité

Les résultats obtenus et les contraintes rencontrées ouvrent plusieurs perspectives de recherche dépassant le cadre de ce travail. La première concerne les effets de la végétalisation sur la faune aquatique et terrestre associée aux retenues d'altitude. La réintroduction d'une végétation littorale peut favoriser la colonisation d'autres taxons, notamment des macrophytes, des invertébrés ou des amphibiens (Gerfand et al., 2025), mais elle pourrait aussi engendrer des effets écologiques ambivalents. En particulier, la création de microhabitats attractifs, mais insuffisants pour réduire les situations de pièges écologiques, pourrait attirer davantage d'espèces dans un milieu inhospitalier, contredisant les objectifs initiaux d'amélioration écologique (McKercher et al., 2023). Les suivis de biodiversité réalisés jusqu'à présent sur la retenue de l'Adret des Tuffes ne permettent pas encore de déterminer la nature et l'ampleur de ces effets. Ces suivis portent sur plusieurs compartiments biologiques (plancton, invertébrés benthiques, amphibiens, odonates), comparés entre les berges végétalisées et non végétalisées, ainsi qu'avec d'autres plans d'eau situés à proximité (Annexe 2). Les populations de poissons introduits sont également suivies. La poursuite de ces suivis permettra de mieux comprendre les dynamiques de colonisation à partir du pool régional d'espèces, les processus d'extinction locale éventuels et les interactions trophiques liées à la prédation par les poissons (Ventura et al., 2017; Chase et al., 2020; Osorio et al., 2022). Ces données seront déterminantes pour évaluer plus finement le rôle de la végétalisation dans la structuration de la biodiversité animale au sein des retenues d'altitude.

4.2. Méthodes pour végétaliser l'ensemble des retenues d'altitude : choix des espèces et solutions pour les berges non confinées

L'application des pratiques de végétalisation à l'ensemble des retenues d'altitude soulève plusieurs questions, dont celles de la sélection des espèces à introduire et de la façon de végétaliser les retenues non confinées. Pour rendre la démarche de sélection des espèces à introduire généralisable et objectivable, nous avons exploré l'analyse des traits fonctionnels des plantes aquatiques et semi-aquatique de 170 espèces issues de la sélection initiale par habitats décrite dans le chapitre 3 de la thèse (Villaret et al., 2019), une matrice croisant espèces et traits végétaux a été constituée, mobilisant plusieurs bases de données complémentaires (LEDA, CLO-PLA, GRooT, TRY, RSIP, Androsace). Cette base regroupe 51 traits actuellement 51 traits fonctionnels, classés en grandes catégories thématiques selon différents critères qui peuvent être pris en compte dans des objectifs de végétalisation (Table 6.1). Ces traits, bien que parfois partiellement renseignés, peuvent servir d'indicateurs indirects de compatibilité entre la plante et le site d'implantation envisagé. Ils peuvent aussi être mobilisés pour répondre à des objectifs précis : développement spatial (*e.g.* capacité à produire un couvert dense et/ou sur de grandes surfaces) ou temporel (*e.g.* capacités de survie des touffes dans le temps et/ou à produire des fleurs sur toute la saison de croissance) de la végétalisation,

Table 6.1 Principales catégories de traits fonctionnels utilisées pour évaluer la compatibilité écologique et technique des espèces végétales candidates à la végétalisation des berges des retenues d'altitude. Ce tableau synthétise la description des grandes familles de traits mobilisées, avec des exemples de traits et d'usages potentiels associés en termes de sélection, de gestion ou de valorisation. L'ensemble des traits détaillés est croisé dans une matrice traits-espèces.

Catégorie de traits	Description	Exemples de traits	Utilisation potentielle
1. Traits d'histoire de vie et écologie générale	Stratégie écologique globale et position sur le gradient aquatique	*Forme de vie (Raunkiaer), type amphibie (hydrophyte / hélophyte), endémisme*	Compatibilité milieu, type de plante voulu, priorisation locale ou pionnière, exigences hydriques
2. Traits bio-indicateurs	Préférences environnementales (abiotiques)	*Valeurs d'Ellenberg, indices de Landolt*	Définition de niches et stratégies écologiques compatibles
3. Traits de dispersion	Modes et portées de dissémination	*Mode de dissémination et de propagation, vecteurs (vent, eau…), nombre de propagules*	Estimation du potentiel de colonisation et expansion sexuée ou végétative
4. Traits de reproduction et régénération	Modalités de reproduction et survie	*Reproduction sexuée ou clonale, durée de vie, longévité végétative*	Capacité de reprise, pérennité sur les berges, rapidité d'installation
5. Traits de pollinisation et floraison	Attractivité, valeur ornementale, phénologie	*Première année de production, premier et dernier mois de floraison*	Valorisation paysagère, contribution à la biodiversité auxiliaire, phénologie
6. Traits racinaires	Architecture, composition et vie racinaire	*Profondeur et diamètre racinaire, durée de vie de la racine principale, quantité de lignine*	Compatibilité avec la géomembrane, résistance mécanique
7. Tolérance aux contraintes abiotiques	Résistance aux stress physiques et climatiques	*Tolérance au fauchage et au pâturage, effet des polluants, persistance des feuilles, taille végétative*	Robustesse en conditions extrêmes d'exploitation (marnage, batillage, vent, gel...)
8. Traits liés aux nutriments	Composition chimique des feuilles et des racines	*Teneur en N, P, C ; ratios C/N, C/P des feuilles et des récines*	Teneur en MO, rôle dans les cycles et réseaux trophiques, vitesse de croissances

production de litière, résistance mécanique, intégration paysagère ou sécurité des géomembranes. L'utilisation de ces traits offre aussi une base pour construire des mélanges végétaux sur mesure, conciliant adéquation écologique, faisabilité opérationnelle et diversité d'usages.



Fig. 6.2 Exemples de plantes hélophytes ayant colonisé spontanément les berges des trois retenues d'altitude visitées. (© Benjamin Gerfand photos 1 et 2 ; © Rudy Guillot photo 3).

Par ailleurs, trois retenues d'altitude situées entre 1500 et 1850 m, identifiées comme présentant des peuplements végétaux spontanés de plantes hélophytes sur leurs berges, ont été visitées et les espèces identifiées (Fig. 6.2). La présence de cette végétation, dans des contextes hydrologiques et techniques variés, a constitué un signal d'intérêt. Les espèces identifiées ont été ajoutées au jeu de données existant et marquées comme candidates prioritaires à utiliser lors d'opération de végétalisation de retenues, comptes tenus des preuves empiriques de faisabilité les concernant : *Agrostis stolonifera* L., *Carex davalliana* Sm., *Carex flacca* Schreb., *Carex flava* L., *Carex paniculata* L., *Carex rostrata* Stokes, *Phalaris arundinacea* L., *Typha sp*.

Dans les retenues non confinées, la géomembrane qui recouvre les berges est à nu. Cette surface lisse ne se prête pas aux techniques classiques de génie végétal. Il reste possible de créer de nouveaux habitats littoraux. Parmi les solutions émergentes, les îles et radeaux flottants artificiels offrent une alternative intéressante. Développés dans divers contextes, des milieux marins (Linaraki et al., 2023) aux zones humides naturelles ou artificielles (Masters, 2012), ces structures ont également été testées dans des plans d'eau artificiels ou des lacs soumis à de fortes fluctuations du niveau d'eau (Mackay et al., 2022; Salmon et al., 2022; Garron et al., 2024; Fig. 6.3a-c). Constitués de modules flottants pouvant être ancrés aux berges ou déployés en pleine eau, ces dispositifs sont végétalisés avec des espèces d'hélophytes et d'hydrophytes, parfois combinées à des substrats minéraux légers favorisant la diversité des microhabitats (Mackay et al., 2022; Salmon et al., 2022; Garron et al., 2024). Les retours

d'expérience indiquent que ces radeaux peuvent améliorer la qualité de l'eau (Nakamura & Mueller, 2012) et soutenir des communautés diversifiées de macroinvertébrés et d'autres organismes aquatiques (Salmon et al., 2022), tout en reconstituant partiellement les fonctions écologiques du littoral. Dans le cas des retenues non confinées d'altitude, l'usage de radeaux végétalisés constitue une voie d'expérimentation prometteuse, leur flottabilité suivant naturellement les fluctuations du niveau d'eau et créant des habitats potentiellement durables pour les espèces d'hydrophytes. Une phase expérimentale est actuellement en cours sur la retenue de l'Adret des Tuffes (Fig. 6.3d-f), où les mêmes espèces que celles implantées sur les berges ont été introduites sur des modules flottants pour évaluer leur faisabilité écologique et technique.

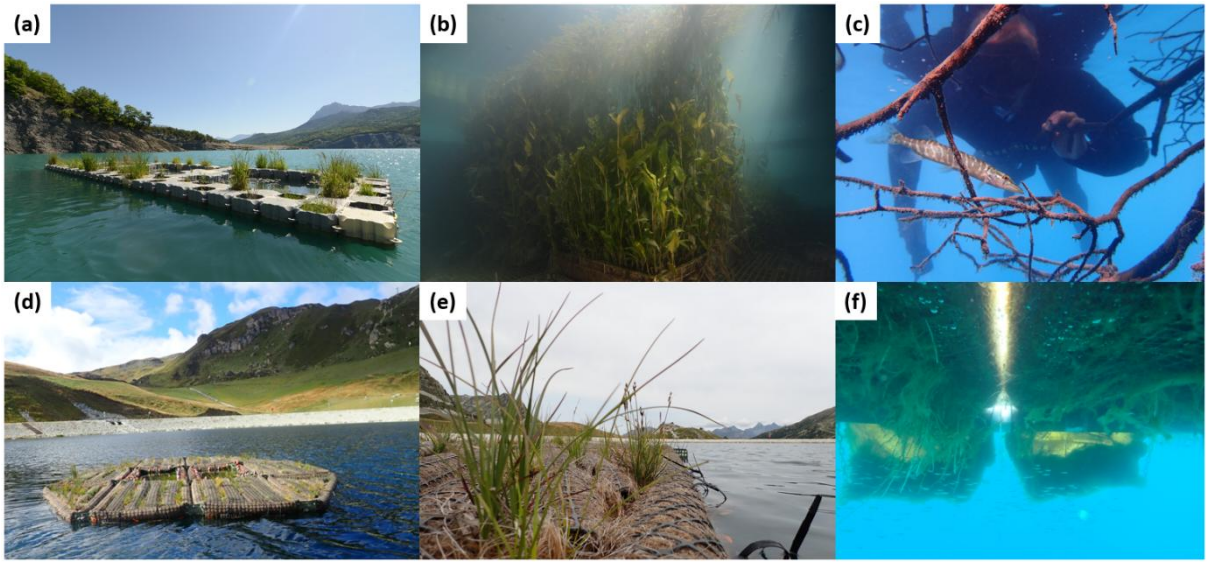


Fig. 6.3 Radeaux flottants végétalisés pour la restauration des habitats littoraux. (a–c) Lac de Serre-Ponçon, projet UROS : (a) vue en surface (© Rémy Dubas) ; (b) développement de la végétation aquatique sous le radeau (© Rémy Dubas) ; (c) inventaire de la biodiversité par un plongeur (© Quentin Salmon). (d–f) Retenue de l'Adret des Tuffes : (d) vue en surface (© Virginie Diouloufet) ; (e) végétation hélophyte sur le radeau (© Ecocéan) ; (f) développement racinaire des hélophytes et bacs à hydrophytes (© Ecocéan).

Ces résultats constituent un socle pour généraliser la végétalisation des retenues d'altitude, en combinant sélection des espèces et solutions techniques adaptées aux berges non confinées. Leur traduction en outils pratiques et en recommandations opérationnelles représente désormais l'étape suivante pour soutenir les gestionnaires dans la mise en œuvre de ces pratiques, à l'image de la démarche amorcée dans le guide BECCA décrit au chapitre précédent.

4.3. Comparaison des plans d'eau naturels et artificiels dédiés à la production de neige

Une dernière perspective concerne la comparaison entre les différents types de plans d'eau mobilisés pour la production de neige. Si les retenues d'altitude ont été spécifiquement conçues à cet usage (Gerfand et al., 2025), certaines stations continuent de puiser l'eau dans des lacs naturels de montagne (Cantonati et al., 2020), comme le lac Dillon au Colorado, le lac de Tignes en France ou le lac Bianco dans le parc national du Stelvio en Italie. L'exploitation de

ces milieux pour des usages techniques pourrait avoir des répercussions écologiques durables sur ces écosystèmes particulièrement sensibles. Spitale et al. (2015) ont par exemple montré que les communautés aquatiques de lacs alpins utilisés pour la production hydroélectrique présentaient encore, six ans après l'arrêt des opérations, des différences significatives par rapport à celles de lacs non perturbés. Des travaux similaires sont actuellement menés à l'Université de Bologne pour évaluer les effets de la production de neige sur les communautés aquatiques de lacs d'altitude. Mettre en regard ces résultats avec ceux obtenus sur les retenues artificielles permettrait d'apporter de premiers éléments quantitatifs sur les conséquences écologiques respectives de l'exploitation de milieux naturels existants et de la construction de plans d'eau dédiés. Une telle comparaison pourrait contribuer à mieux comprendre les compromis écologiques associés à ces deux stratégies d'approvisionnement, en particulier dans des écosystèmes sensibles où les capacités de résilience et de restauration restent incertaines (Boteva et al., 2025).

5. La place des retenues d'altitude dans la typologie des plans d'eau artificiels

L'expansion des plans d'eau artificiels constitue aujourd'hui un marqueur fort de l'anthropisation des paysages hydriques du monde, en réponse à la variabilité croissante de la ressource et à l'intensification des usages (Pekel et al., 2016; Wang et al., 2022; Molénat et al., 2023). Ces ouvrages se diversifient en termes de taille, de fonction, de mode d'alimentation ou de degré d'artificialisation. Plusieurs auteurs ont cherché à les organiser dans des typologies ou classifications afin de mieux comprendre leur rôle écologique et leur place dans le paysage (Roger, 2013; Bellot et al., 2017; Hayes et al., 2017; Saulnier-Talbot & Lavoie, 2018).

Parmi ces travaux, (Saulnier-Talbot & Lavoie, 2018) proposent une lecture générale des plans d'eau continentaux (Fig. 6.4), qui repose d'abord sur le processus à l'origine de leur formation (« genèse »), qui peut être naturel (*e.g.* volcanique, tectonique, glaciaire, karstique) ou anthropique. Dans ce dernier cas, les plans d'eau sont regroupés sous le terme « d'anthropohydrocosmes », intentionnels ou non selon qu'ils résultent d'une construction planifiée ou d'une création/modification accidentelle. Une fois cette distinction établie, les autrices considèrent l'évolution ultérieure du système (« ontogénie ») selon leur degré de perturbation, reconnaissant qu'un plan d'eau peut changer de catégorie au cours de son existence : un milieu naturel initialement peu perturbé peut être ultérieurement impacté ou transformé (*e.g.* pollution, rehaussement), tandis qu'un ouvrage artificiel peut progressivement se naturaliser (*e.g.* végétalisation, restauration) ou être démantelé au profit d'un milieu plus naturel. Cette typologie situe ainsi les plans d'eau artificiels dans un continuum, mais ne propose pas de classification détaillée entre les différentes catégories de retenues.

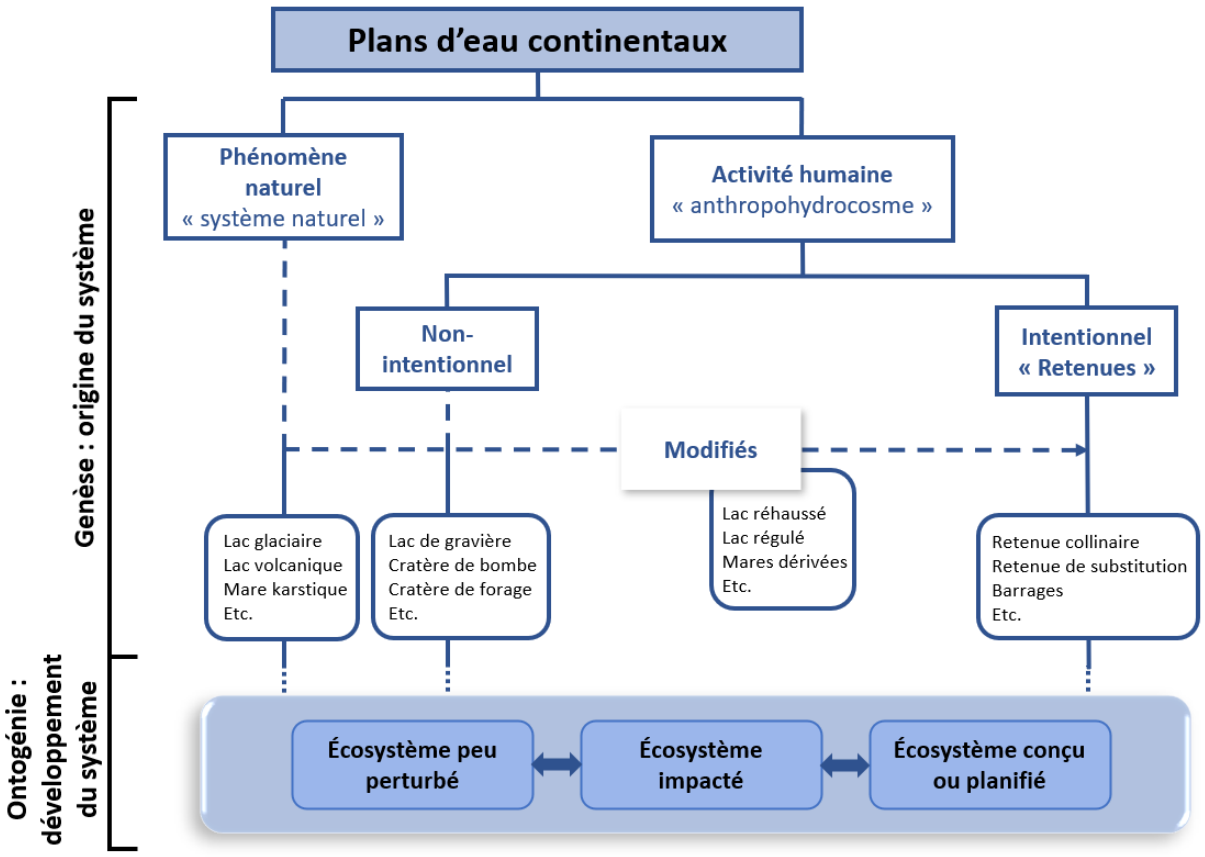


Fig. 6.4 Typologie des milieux aquatiques continentaux selon leur origine (genèse naturelle ou anthropique) et l'évolution de leur degré de perturbation (ontogénie), adaptée de Saulnier-Talbot & Lavoie (2018).

Les retenues d'altitude, en tant que plans d'eau artificiels conçus pour le stockage d'eau assurant la production de neige, s'inscrivent dans ce cadre général. Toutefois, elles y apparaissent difficilement comparables aux autres plans d'eau conçus par l'humain (*e.g.* agricoles, hydroélectriques, urbains), du fait de leur localisation en montagne, de leurs contraintes hydrologiques et techniques spécifiques, et de leur niveau élevé d'artificialité. Or aucune typologie existante n'intègre explicitement ces singularités. Dans ce contexte, nous proposons de compléter la typologie de Saulnier-Talbot & Lavoie (2018), en détaillant l'axe des plans d'eau artificiels intentionnels (*i.e.* retenues) afin d'y introduire une classification plus fine. Cette approche s'appuie sur trois critères de classification déjà utilisés dans la littérature, en les articulant pour construire un cadre cohérent, intégrant explicitement les retenues d'altitude selon :

- ***Les principaux services rendus aux sociétés humaines*** parmi trois grandes catégories identifiées par le Millennium Ecosystem Assessment (M.E.A., 2005) et appliquées aux retenues par (Descamps (2022) : approvisionnement (eau potable, agriculture, énergie, neige), régulation et entretien (stockage, soutien d'étiage, eaux de ruissellement), culture (loisirs, paysage). Cette lecture permet de comprendre leur fonction socio-écologique dominante.

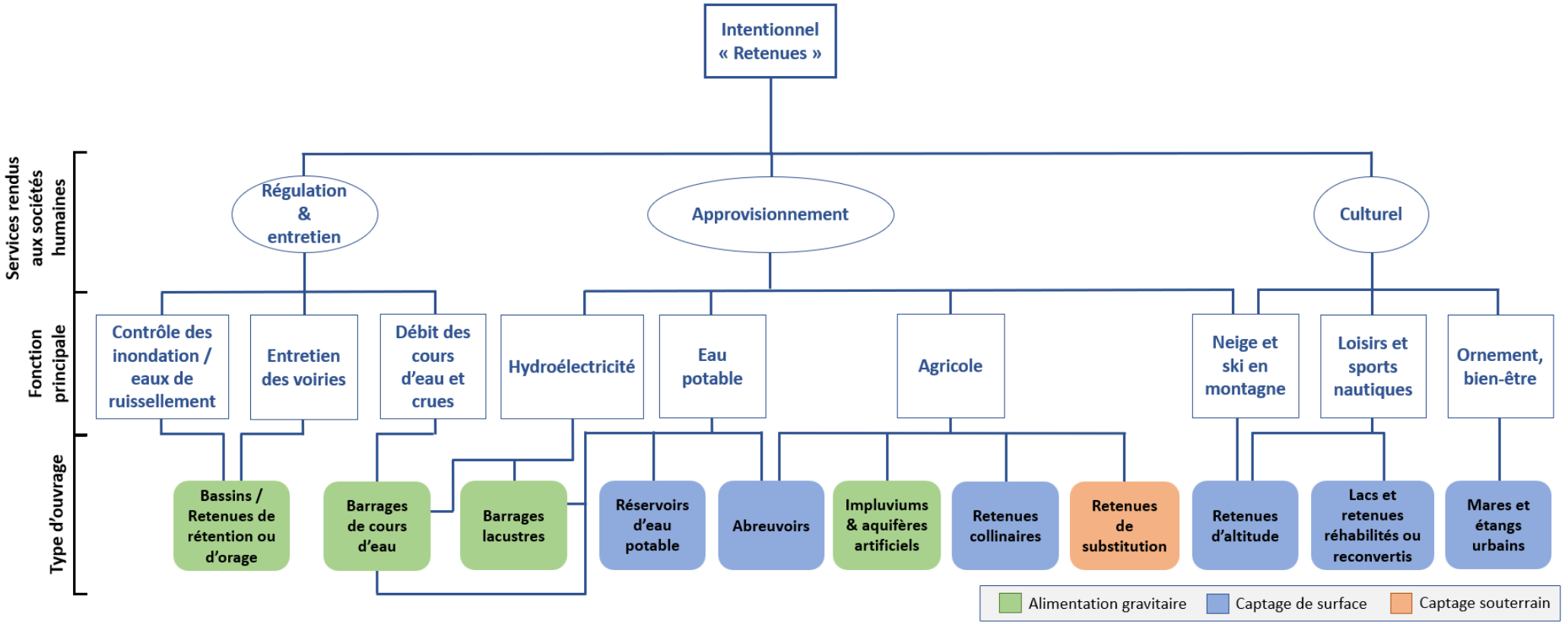


Fig. 6.5 Typologie des plans d'eau artificiels proposée pour situer les retenues d'altitude parmi d'autres types de retenues. Elle complète les travaux de Saulnier-Talbot & Lavoie (2018), en se concentrant sur les plans d'eau conçus par l'humain, et en les distinguant selon (i) les principaux services rendus aux sociétés humaines ; (ii) l'usage principal de la retenue ; (iii) le fonctionnement hydrologique simplifié selon le mode principal d'alimentation.

- *Leur usage principal*, qui guide les choix de conception. On distingue par exemple les retenues agricoles, les retenues hydroélectriques, les plans d'eau récréatifs ou urbains, etc. Ainsi, chaque type de retenue peut être replacé dans cette nouvelle typologie à partir de leur définition issue de la littérature (Roger, 2013; Carluer et al., 2016; Bellot et al., 2017; Hayes et al., 2017; Clifford & Heffernan, 2018; Cantonati et al., 2020; Aubertin et al., 2023).

- *Leur mode d'alimentation principal en eau*, qui rend compte du fonctionnement hydrologique de la retenue de manière simplifiée par rapport à la typologie technique développée par (Bellot et al., 2017), en distinguant :
    - L'alimentation gravitaire : l'eau provient de ruissellements ou de cours d'eau et s'écoule naturellement dans la retenue, sans prélèvement mécanique.
    - Le captage de surface : l'eau est pompée dans un cours d'eau ou un plan d'eau, puis acheminée jusqu'à la retenue.
    - Le captage souterrain : l'eau est prélevée dans une nappe phréatique par pompage, ce qui permet d'alimenter la retenue même en période sèche.

Dans cette typologie, les retenues d'altitude sont situées à l'intersection entre les services d'approvisionnement, en particulier de neige et parfois d'eau potable, et les services culturels associés aux loisirs de montagne (Fig. 6.5). Elles se distinguent par leur fonction première de soutien aux activités récréatives hivernales. Sur le plan technique, elles relèvent majoritairement d'un mode d'alimentation par captage de surface, généralement à partir de cours d'eau, et présentent un niveau d'artificialisation élevé qui peut évoluer selon les conditions locales et les pratiques de gestion. Ainsi positionnées dans le continuum des plans d'eau continentaux, les retenues d'altitude constituent des objets singuliers, emblématiques de la transformation des milieux aquatiques de montagne. Cette lecture typologique permet de les replacer dans le cadre plus large des écosystèmes aquatiques artificiels, qui partagent des enjeux communs de compatibilité écologique, de création d'habitats sur les berges et de connectivité avec le réseau aquatique environnant. La question de leur potentiel écologique se pose alors : dans quelle mesure ces milieux peuvent-ils accueillir et soutenir la biodiversité à plus large échelle ?

6. Vers une meilleure intégration écologique des plans d'eau artificiels

Les impacts écologiques des retenues d'altitude trouvent de nombreux échos dans ceux des autres types de retenues artificielles à l'échelle globale, qu'elles soient à fonctions hydroélectriques, agricoles ou récréatives. Dès leur construction, ces ouvrages modifient profondément les paysages, en remplaçant des habitats souvent naturels par des milieux aquatiques artificiels, et en fragmentant les continuités écologiques (Roger, 2013; Reid et al., 2019; Hapich et al., 2022). Leur mise en eau et leur exploitation transforment généralement le régime hydrologique local et perturbent les cycles biologiques de nombreuses espèces

(Dominique, 2014; Cantonati et al., 2020; Guedes et al., 2020). Dans les infrastructures hydrauliques de plaine comme d'altitude, les fortes fluctuations du niveau d'eau détériorent les zones littorales et compromettent le développement des macrophytes (Cantonati et al., 2020). Des berges abruptes avec des parois lisses, où des géomembranes glissantes constituent des obstacles infranchissables pour la faune, conduisent régulièrement à la noyade (Gómez-Ortiz et al., 2024; Fig. 6.6).



Fig. 6.6 Exemples de mortalité animale liée à des infrastructures hydrauliques artificielles. (a) Renard noyé dans un canal d'irrigation au Brésil (© Onçafari) ; (b) Renard noyé dans un canal d'irrigation en Argentine (© CECARA) ; (c) Léopard piégé dans un réservoir d'eau au Bengale (© NDTV) ; (d) Écureuil noyé dans un abreuvoir pour le bétail aux États-Unis (© Tim Flood).

En plaine, l'alimentation des retenues avec des eaux usées ou contaminées par des polluants organiques peuvent aussi causer leur eutrophisation, ayant un impact sur toute la chaîne alimentaire (Mendiondo, 2009; Clevenot et al., 2018; Mor et al., 2022; McKercher et al., 2023). De plus, les retenues abritent souvent plus d'espèces animales et végétales envahissantes que les plans d'eau naturels, qui les colonisent plus facilement car ce sont généralement des milieux plus perturbés par les usages humains, ce qui augmente la probabilité d'introduction d'espèces exotiques (Havel et al., 2005; Johnson et al., 2008). Johnson et al. (2008) montrent que des espèces comme le myriophylle en épi, la moule zébrée, ou encore l'écrevisse rouillée, ont une probabilité d'occurrence beaucoup plus élevée dans les retenues que dans les lacs naturels (de 2 à 300 fois selon les espèces et l'usage des retenues). Les retenues peuvent jouer le rôle de *stepping-stones* pour les invasions biologiques, c'est-à-dire d'habitats relais ponctuels servant d'étapes temporaires pour les espèces invasives en dispersion, avec des conséquences pour les habitats situés à proximité et les espèces indigènes (Havel et al., 2005).

Si les retenues artificielles sont souvent perçues à travers le prisme de leurs impacts environnementaux, un nombre croissant de travaux invite aujourd'hui à reconnaître leur potentiel écologique, en particulier dans des paysages où les milieux aquatiques naturels sont rares, dégradés ou en régression (Thornhill et al., 2017; Deacon et al., 2018; Saulnier-Talbot & Lavoie, 2018; McKercher et al., 2023). Ces milieux anthropiques peuvent en effet offrir des

habitats de substitution pour de nombreuses espèces aquatiques et semi-aquatiques, voire soutenir localement des communautés diversifiées comparables à celles observées dans certains systèmes naturels (Le Viol et al., 2009; Oertli & Parris, 2019; Nagata et al., 2023). Dans cette perspective, les plans d'eau artificiels ne constituent plus seulement des perturbations du milieu, mais aussi des éléments à part entière du paysage écologique contemporain, dont les fonctions peuvent être façonnées par leur conception et leur gestion.

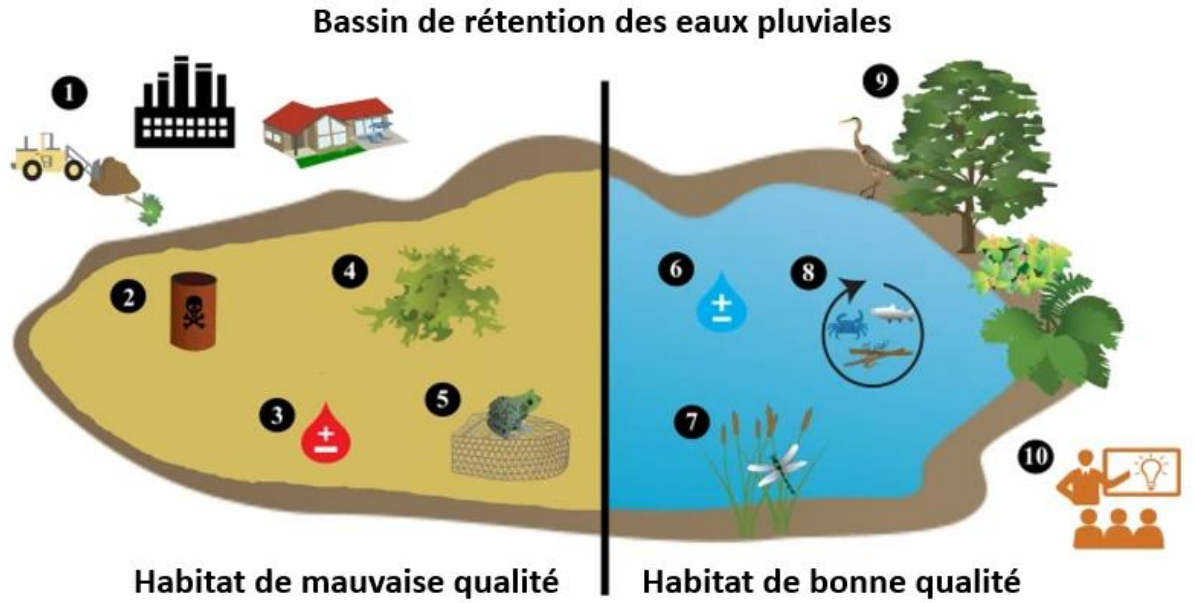


Fig. 6.7 Facteurs influençant la qualité écologique et la composition des communautés aquatiques dans les bassins de gestion des eaux pluviales. La figure illustre, d'après McKercher et al. (2023), les principaux facteurs associés aux habitats de faible qualité (1. Impacts anthropiques accrus, 2. pollutions chimiques, 3. qualité d'eau dégradée, 4. proliférations algales nuisibles, 5. pièges écologiques) et aux habitats de haute qualité (6. Bonne qualité d'eau, 7. macrophytes émergents développés, 8. structure trophique équilibrée, 9. végétation rivulaire abondante, 10. engagement et sensibilisation du public).

La qualité écologique de ces milieux dépend toutefois de leurs caractéristiques morphologiques, hydrologiques et paysagères. McKercher et al. (2023) ont par exemple identifié les principaux facteurs améliorant la qualité écologique des bassins de gestion des eaux pluviales, comprenant une forte couverture de macrophytes émergents et submergés, une connectivité aquatique favorable, une structure trophique équilibrée, une bonne qualité de l'eau, et des initiatives de sensibilisation et d'engagement du public (Fig. 6.7). À l'inverse, les facteurs dégradants incluent des impacts anthropiques élevés, la présence de polluants, la prolifération de blooms algaux, la présence d'espèces invasives et une gestion inadéquate des bassins versants (Fig. 6.7).

Les études convergent pour souligner que l'hétérogénéité des habitats augmente la richesse spécifique et améliore l'accueil des communautés biologiques (Briggs et al., 2019; Cantonati et al., 2020; Imfeld et al., 2023). La végétation joue un rôle structurant majeur dans les plans d'eau : elle influence la qualité de l'eau, fournit des refuges et des ressources trophiques, et favorise la colonisation et la succession écologique. La richesse en macrophytes submergés et émergents, en particulier, soutient la diversité des producteurs primaires (*i.e.* bactéries,

phytoplanctons) et des consommateurs (*i.e.* zooplanctons, macroinvertébrés, poissons, oiseaux, mammifères), en fournissant des habitats variés, des supports de reproduction, des abris et des ressources (Jeppesen et al., 2012; Huikkonen et al., 2020; Kumar et al., 2023), qui participent à la résilience des communautés face aux perturbations (Roth & Reynolds, 2023; She et al., 2025). A plus large échelle, ces plans d'eau peuvent aussi contribuer à la résilience écologique des communautés aquatiques face au changement climatique. En effet, ils constituent des refuges hydriques temporaires lors des sécheresses, facilitant la dispersion des espèces dans des contextes de fragmentation (Le Viol et al., 2009; Chester & Robson, 2013). Ces fonctions demeurent néanmoins dépendantes de leur position dans le réseau hydrographique et de leur connectivité avec les milieux environnants.

L'intégration écologique des plans d'eau artificiels ne relève donc pas uniquement de leur création ou de leur conception initiale, mais d'une gestion capable de concilier usages humains et fonctions écologiques (Oertli & Parris, 2019; Zamora-Marín et al., 2021). Cette approche suppose de considérer ces milieux comme des écosystèmes en devenir, dont la valeur biologique peut être accrue par des interventions ciblées favorisant la complexité des habitats et la naturalisation des berges (Loke et al., 2015; McKercher et al., 2023). Dans cette optique, la diversité des contextes d'implantation en milieux urbains, agricoles, ou montagnards soulève des questions de recherche encore largement ouvertes. Notamment, quels seuils de conception et de gestion déterminent l'évolution des retenues plutôt vers un habitat fonctionnel ou, au contraire, vers un piège écologique ? Comment concilier leur potentiel de connectivité écologique avec le risque simultané de favoriser la dispersion d'espèces invasives, et existe-t-il des configurations permettant de maximiser l'un tout en limitant l'autre ? Ou encore, comment arbitrer, à l'échelle des territoires, les compromis entre services écologiques, usages techniques et attentes sociales associés à ces milieux ? Ces pistes de recherche permettraient d'ouvrir un large champ d'expérimentations et d'adaptations possibles pour mieux intégrer ces ouvrages dans leur environnement.

Références du manuscrit



Eriophorum angustifolium – Bassin-versant d'Arc 2000

« Les hommes sont comme les plantes, qui ne croissent jamais heureusement, si elles ne sont bien cultivées. »

Montesquieu

Adams, W. M., I. D. Hodge, N. A. Macgregor, & L. C. Sandbrook, 2016. Creating restoration landscapes: partnerships in large-scale conservation in the UK. Resilience Alliance Inc. Ecology and Society 21:.

Adams, W. M., & J. Hutton, 2007. People, Parks and Poverty: Political Ecology and... : Conservation and Society.

Akel, N., G. Stoltz, A. Wautier, F. Nicot, & N. Touze, 2025. Rate-dependent tensile response of Polyvinyl Chloride geomembranes. Geotextiles and Geomembranes 53: 445–456. https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2024.11.004.

Alligand, G., S. Hubert, T. Legendre, F. Millard, & A. Müller, 2019. Guide d'aide à la définition des mesures Eviter, Réduire, Compenser | Cerema.

Allison, S. K., 2007. You Can't Not Choose: Embracing the Role of Choice in Ecological Restoration. Restoration Ecology 15: 601–605. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00271.x.

Amoros, C., & P. M. Wade, 1996. Ecological successions. In Petts, G. E., & C. Amoros (eds) The Fluvial Hydrosystems. Springer Netherlands, Dordrecht. pp. 211–241.

Armstrong, J. H., A. J. Kulikowski, & S. M. Philpott, 2020. Urban renewable energy and ecosystems: integrating vegetation with ground-mounted solar arrays increases arthropod abundance of key functional groups. Springer. Urban Ecosystems 24: 621–631. https://doi.org/10.1007/s11252-020-01063-6.

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

Arrhenius, O., 1921. Species and Area. [Wiley, British Ecological Society]. Journal of Ecology 9: 95–99. https://doi.org/10.2307/2255763.

Article L211-3 - Code de l'environnement 2022 - République française. Disponible sur Légifrance.

Aubertin, C., G. Bouleau, G. Bourrié, J. Brulhet, Y. Brunet, C. Chomel, A. Ducharne, C. Gascuel, B. Itier, C. King, J.-Y. L. Déaut, G. Lemaire, F. Michel, Y. Souchon, & P. Vialle, 2023. Les retenues de substitution : du cas de Mauzé-sur-le-Mignon (Deux-Sèvres) aux conditions générales de leur déploiement. Académie d'Agriculture de france.

Badré, M., J.-L. Prime, & G. Ribière, 2009. Neige de culture : état des lieux et impacts environnementaux - Note socio-économique. Conseil général de l'Environnement et du Développement durable.

Balaguer, L., A. Escudero, J. F. Martín-Duque, I. Mola, & J. Aronson, 2014. The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone concept. Biological Conservation 176: 12–20. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.007.

Balian, E. V., H. Segers, C. Lévèque, & K. Martens, 2008. The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results. Hydrobiologia 595: 627–637. https://doi.org/10.1007/s10750-007-9246-3.

Barko, J. W., & W. F. James, 1998. Effects of Submerged Aquatic Macrophytes on Nutrient Dynamics, Sedimentation, and Resuspension.

Bartrons, M., J. Yang, M. Cuenca-Cambronero, P. Lemmens, M. Anton-Pardo, M. Beklioğlu, J. Biggs, A. Boissezon, D. Boix, C. Calvo, M. Colina, T. A. Davidson, L. De Meester, J. C. Fahy, H. M. Greaves, H. Kiran Isufi, E. E. Levi, M. Meerhoff, T. Mehner, E. B. Mülayim, B. Oertli, I. R. Patmore, C. D. Sayer, J. Villà-Freixa, & S. Brucet, 2025. Why ponds concentrate nutrients: the roles of internal features, land use, and climate. Hydrobiologia . https://doi.org/10.1007/s10750-025-05907-0.

Basílico, G., L. de Cabo, A. Faggi, & S. Miguel, 2016. Low-Tech Alternatives for the Rehabilitation of Aquatic and Riparian Environments.

Battin, J., 2004. When Good Animals Love Bad Habitats: Ecological Traps and the Conservation of Animal Populations. Conservation Biology 18: 1482–1491. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00417.x.

Becker, C. G., C. R. Fonseca, C. F. B. Haddad, R. F. Batista, & P. I. Prado, 2007. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. American Association for the Advancement of Science. Science 318: 1775–1777. https://doi.org/10.1126/science.1149374.

Becquet, J., 2022. Impacts des altérations hydrologiques sur les macroinvertébrés des cours d'eau alpins. phdthesis, Université Claude Bernard - Lyon I.

Begon, M., & C. R. Townsend, 2020. Ecology: From Individuals to Ecosystems. John Wiley & Sons.

Bellot, C., B. Augeard, R. Berrebi, & C. Magand, 2017. Comment étudier le cumul des impacts des retenues d'eau sur les milieux aquatiques ? AFB.

Beniston, M., 2003. Climatic Change in Mountain Regions: A Review of Possible Impacts. Climatic Change 59: 5–31. https://doi.org/10.1023/A:1024458411589.

Beniston, M., 2012. Is snow in the Alps receding or disappearing? WIREs Climate Change 3: 349–358. https://doi.org/10.1002/wcc.179.

Beniston, M., D. Farinotti, M. Stoffel, L. M. Andreassen, E. Coppola, N. Eckert, A. Fantini, F. Giacona, C. Hauck, M. Huss, H. Huwald, M. Lehning, J.-I. López-Moreno, J. Magnusson, C. Marty, E. Morán-Tejéda, S. Morin, M. Naaim, A. Provenzale, A. Rabatel, D. Six, J. Stötter, U. Strasser, S. Terzago, & C. Vincent, 2018. The European mountain cryosphere: a review of its current state, trends, and future challenges. Copernicus GmbH. The Cryosphere 12: 759–794. https://doi.org/10.5194/tc-12-759-2018.

Berard-Chenu, L., J. Cognard, H. François, S. Morin, & E. George, 2020. Do changes in snow conditions have an impact on snowmaking investments in French Alps ski resorts? Springer. International Journal of Biometeorology 65: 659–675. https://doi.org/10.1007/s00484-020-01933-w.

Berkes, F., J. Colding, & C. Folke, 2008. Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change. Cambridge University Press.

Beza, B. B., 2010. The aesthetic value of a mountain landscape: A study of the Mt. Everest Trek. Landscape and Urban Planning 97: 306–317. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.003.

Bilton, D. T., J. R. Freeland, & B. Okamura, 2001. Dispersal in Freshwater Invertebrates.

Bohonak, A. J., & D. G. Jenkins, 2003. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. Ecology Letters 6: 783–796. https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00486.x.

Boncourt, E., 2019. Quantifier la perméabilité des domaines skiables pour la Grenouille rousse (Rana temporaria) : une approche combinant suivi GPS et génétique du paysage. phdthesis, Université Grenoble Alpes.

Bornette, G., C. Amoros, & D. Chessel, 1994. Effect of allogenic processes on successional rates in former river channels. Journal of Vegetation Science 5: 237–246. https://doi.org/10.2307/3236156.

Bornette, G., & S. Puijalon, 2010. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. Springer. Aquatic Sciences 73: 1–14. https://doi.org/10.1007/s00027-010-0162-7.

Bosson, J. B., M. Huss, S. Cauvy-Fraunié, J. C. Clément, G. Costes, M. Fischer, J. Poulenard, & F. Arthaud, 2023. Future emergence of new ecosystems caused by glacial retreat. Nature Publishing Group. Nature 620: 562–569. https://doi.org/10.1038/s41586-023-06302-2.

Boteva, S. B., I. Traykov, B. Angelova, & A. Kenarova, 2025. Restoration of high-mountain lakes: effects on nutrient concentrations and biological communities. Pensoft Publishers. Restoration of high-mountain lakes: effects on nutrient concentrations and biological communities 10: e153673. https://doi.org/10.3897/oneeco.10.e153673.

Briggs, A., J. S. Pryke, M. J. Samways, & D. E. Conlong, 2019. Macrophytes promote aquatic insect conservation in artificial ponds. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 29: 1190–1201. https://doi.org/10.1002/aqc.3157.

Bürgi, M., L. Östlund, & D. J. Mladenoff, 2016. Legacy Effects of Human Land Use: Ecosystems as Time-Lagged Systems. Springer. Ecosystems 20: 94–103. https://doi.org/10.1007/s10021-016-0051-6.

Cairns Jr, J., & J. R. Heckman, 1996. RESTORATION ECOLOGY: The State of an Emerging Field. Annual Reviews. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.21.1.167.

Calero, S., L. P. C. Morellato, & M. A. Rodrigo, 2018. Persistence of submerged macrophytes in a drying world: Unravelling the timing and the environmental drivers to produce drought-resistant propagules. https://doi.org/10.1002/aqc.2879.

Calhoun, A. J. K., D. M. Mushet, K. P. Bell, D. Boix, J. A. Fitzsimons, & F. Isselin-Nondedeu, 2017. Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a 'disappearing' ecosystem. Biological Conservation 211: 3–11. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.024.

Calianno, M., 2018. Quantifier les usages de l'eau en territoire touristique de montagne. Université de Lausanne, Faculté des géosciences et de l'environnement.

Cancellario, T., R. Miranda, E. Baquero, D. Fontaneto, A. Martínez, & S. Mammola, 2022. Climate change will redefine taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of Odonata in space and time. Nature Publishing Group. npj Biodiversity 1: 1–14. https://doi.org/10.1038/s44185-022-00001-3.

Cantonati, M., S. Poikane, C. M. Pringle, L. E. Stevens, E. Turak, J. Heino, J. S. Richardson, R. Bolpagni, A. Borrini, N. Cid, M. Čtvrtlíková, D. M. P. Galassi, M. Hájek, I. Hawes, Z. Levkov, L. Naselli-Flores, A. A. Saber, M. D. Cicco, B. Fiasca, P. B. Hamilton, J. Kubečka, S. Segadelli, & P. Znachor, 2020. Characteristics, Main Impacts, and Stewardship of Natural and Artificial Freshwater Environments: Consequences for Biodiversity Conservation. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Water 12: 260. https://doi.org/10.3390/w12010260.

Carluer, N., M. Babut, J. Belliard, I. I. Bernez, D. B. Leenhardt, J. M. Dorioz, O. Douez, S. Dufour, C. Grimaldi, F. Habets, Y. L. Bissonnais, J. Molenat, A. J. Rollet, V. Rosset, S. Sauvage, P. U. Polatera, & B. Leblanc, 2016. Cumulative impact of reservoirs on the aquatic environment. Joint scientific appraisal. Summary report. report, irstea. , 146 pp.

Castellar, J. A. C., L. A. Popartan, J. Pueyo-Ros, N. Atanasova, G. Langergraber, I. Säumel, L. Corominas, J. Comas, & V. Acuña, 2021. Nature-based solutions in the urban context: terminology, classification and scoring for urban challenges and ecosystem services. Science of The Total Environment 779: 146237. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146237.

Catalano, C., M. Meslec, J. Boileau, R. Guarino, I. Aurich, N. Baumann, F. Chartier, P. Dalix, S. Deramond, P. Laube, A. K. K. Lee, P. Ochsner, M. Pasturel, M. Soret, & S. Moulherat, 2021. Smart Sustainable Cities of the New Millennium: Towards Design for Nature. Springer. Circular Economy and Sustainability 1: 1053–1086. https://doi.org/10.1007/s43615-021-00100-6.

Cavaillé, P., B. Dumont, K. Van Looy, M. Floury, E. Tabacchi, & A. Evette, 2017. Influence of riverbank stabilization techniques on taxonomic and functional macrobenthic communities. Springer. Hydrobiologia 807: 19–35. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3380-3.

Cavaillé, P., A. Evette, & G. Huyghe, 2014. Quelle biodiversité pour les berges aménagées ? Génie Biologique 14: 32–38.

Cayuela, H., A. Valenzuela-Sánchez, L. Teulier, Í. Martínez-Solano, J.-P. Léna, J. Merilä, E. Muths, R. Shine, L. Quay, M. Denoël, J. Clobert, & B. R. Schmidt, 2020. Determinants and Consequences of Dispersal in Vertebrates with Complex Life Cycles: A Review of Pond-Breeding Amphibians. The University of Chicago Press. The Quarterly Review of Biology 95: 1–36. https://doi.org/10.1086/707862.

Chambers, P. A., P. Lacoul, K. J. Murphy, & S. M. Thomaz, 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater.

Chambru, M., & M. Picard, 2024. Faire bifurquer le tourisme hivernal ? Controverses et mobilisations socio-environnementales autour de la transition écologique dans une station alpine (La Clusaz, France). Université d'Angers. Mondes du Tourisme . https://doi.org/10.4000/12y6i.

Chase, J. M., A. Jeliazkov, E. Ladouceur, & D. S. Viana, 2020. NYAS Publications. https://doi.org/10.1111/nyas.14378.

Chauvin, C., 2022. Les plantes aquatiques: des adaptations spécifiques, une écologie sous contrainte, un intérêt en bioindication. Société Nationale d'Horticulture de France, Paris.

Chester, E. T., & B. J. Robson, 2013. Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management. Biological Conservation 166: 64–75. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.016.

Chevrier, B., 2020. Guide de recommandations pour la conception des extensions d'ISDND en appui sur des casiers anciens. p. 81.

Clément, O., & S. Malaval, 2019. « Végétal local » : une marque au service des acteurs du territoire.

Clements, F. E., 1916. Plant Succession: An Analysis of the Development of Vegetation.

Clevenot, L., C. Carré, & P. Pech, 2018. A Review of the Factors That Determine Whether Stormwater Ponds Are Ecological Traps And/or High-Quality Breeding Sites for Amphibians. Frontiers in Ecology and Evolution 6:.

Clewell, A. F., & J. Aronson, 2012. Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession. Island Press.

Clifford, C. C., & J. B. Heffernan, 2018. Artificial Aquatic Ecosystems. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Water 10: 1096. https://doi.org/10.3390/w10081096.

Cognard, J., L. Berard-Chenu, Y. Schaeffer, & H. François, 2023. The snow must go on: can snowmaking keep ski resorts profitable in a changing climate? Routledge. Current Issues in Tourism 0: 1–18. https://doi.org/10.1080/13683500.2024.2409862.

Cohen, B. S., M. L. MacKenzie, J. C. Maerz, C. B. Farrell, & S. B. Castleberry, 2016. Color perception influences microhabitat selection of refugia and affects monitoring success for a cryptic anuran species. Physiology & Behavior 164: 54–57. https://doi.org/10.1016/j.physbeh.2016.05.042.

Cohen-Shacham, E., Cornelius Cicero Janzen, C. Janzen, Stewart Maginnis, S. Maginnis, Gretchen Walters, & G. Walters, 2016. Nature-based solutions to address global societal challenges. https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2016.13.en.

Compagnie des Alpes, 2021. Impact : Modélisation du changement climatique. Les Arcs.

Coops, H., R. Boeters, & H. Smit, 1991. Direct and indirect effects of wave attack on helophytes. Aquatic Botany 41: 333–352. https://doi.org/10.1016/0304-3770(91)90052-7.

Costa, J. T., 2014. TWO. The Consilient Mr. Wallace Transmutation and Related Themes of Wallace's Species Notebook. In Wallace, Darwin, and the Origin of Species.

Courchamp, F., T. Clutton-Brock, & B. Grenfell, 1999. Inverse density dependence and the Allee effect.

Cowie, R. H., P. Bouchet, & B. Fontaine, 2022. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? Biological Reviews 97: 640–663. https://doi.org/10.1111/brv.12816.

Cronin, A. D., J. A. H. Smit, J. Ellers, & W. Halfwerk, 2025. Urban developmental environments alter tadpole phenotypes depending on origin. Journal of Animal Ecology n/a: https://doi.org/10.1111/1365-2656.70071.

Cronon, W., 1996. The Trouble with Wilderness: Or, Getting Back to the Wrong Nature. The University of Chicago Press. Environmental History 1: 7–28. https://doi.org/10.2307/3985059.

Ćurčić, N., S. Djurdjić, & E. O. Wilson, 2013. The actual relevance of ecological corridors in nature conservation. Journal of the Geographical Institute Jovan Cvijic, SASA 63: 21–34. https://doi.org/10.2298/IJGI1302021C.

Davidson, N., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Marine and Freshwater Research 65: 934–941. https://doi.org/10.1071/MF14173.

Davison, C. W., C. Rahbek, & N. Morueta-Holme, 2021. Land-use change and biodiversity: Challenges for assembling evidence on the greatest threat to nature. Global Change Biology 27: 5414–5429. https://doi.org/10.1111/gcb.15846.

De Mendoza, G., E. Rico, & J. Catalan, 2012. Predation by introduced fish constrains the thermal distribution of aquatic Coleoptera in mountain lakes. Freshwater Biology 57: 803–814. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02746.x.

Deacon, C., M. J. Samways, & J. S. Pryke, 2018. Artificial reservoirs complement natural ponds to improve pondscape resilience in conservation corridors in a biodiversity hotspot. Public Library of Science. PLOS ONE 13: e0204148. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204148.

Dearborn, D. C., & S. Kark, 2010. Motivations for Conserving Urban Biodiversity. Conservation Biology 24: 432–440. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x.

Dejean, T., C. Miaud, & D. Schmeller, 2010. Protocole d'hygiène pour limiter la dissémination de la Chytridiomycose lors d'interventions sur le terrain. Société herpétologique de France, Paris. Protocole d'hygiène pour limiter la dissémination de la Chytridiomycose lors d'interventions sur le terrain : 47–50.

Descamps, T., 2022. Intégration des retenues d'eau pour l'irrigation dans les paysages du nord de la France. Cas d'étude sur le bassin versant de la Serre dans l'Aisne. Université de Liège, Liège, Belgique.

Dickens, S. J. M., & K. N. Suding, 2013. Spanning the Science-Practice Divide: Why Restoration Scientists Need to be More Involved with Practice. University of Wisconsin Press. Ecological Restoration 31: 134–140.

Didier, M., S. Menoli, A. Evette, S. Leblois, B. Gerfand, J. Rousset, A. Vivier, & P.-A. Frossard, 2025. Les fascines d'hélophytes : une solution durable pour stabiliser les berges et préserver la biodiversité. Sciences Eaux & Territoires : 9337–9337. https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.48.9337.

Dirnböck, T., F. Essl, & W. Rabitsch, 2011. Disproportional risk for habitat loss of high-altitude endemic species under climate change. Global Change Biology 17: 990–996. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02266.x.

Dirzo, R., H. S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N. J. B. Isaac, & B. Collen, 2014. Defaunation in the Anthropocene. American Association for the Advancement of Science. Science 345: 401–406. https://doi.org/10.1126/science.1251817.

Dodds, W. K., J. S. Perkin, & J. E. Gerken, 2013. Human Impact on Freshwater Ecosystem Services: A Global Perspective. American Chemical Society. Environmental Science & Technology 47: 9061–9068. https://doi.org/10.1021/es4021052.

Dominique, L., 2014. Évaluation des impacts du cumul de retenues d'eau à l'échelle d'un bassin versant : étude réalisée dans le département du Tarn-et-Garonne (82). other, Direction départementale des territoires de Tarn-et-Garonne, 82000 Montauban.

Donchyts, G., F. Baart, H. Winsemius, N. Gorelick, J. Kwadijk, & N. van de Giesen, 2016. Earth's surface water change over the past 30 years. Nature Publishing Group. Nature Climate Change 6: 810–813. https://doi.org/10.1038/nclimate3111.

Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges | Biological Reviews | Cambridge Core.

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

Dwernychuk, L. W., & D. A. Boag, 1972. Ducks nesting in association with gulls—an ecological trap? NRC Research Press. Canadian Journal of Zoology 50: 559–563. https://doi.org/10.1139/z72-076.

Ellenberg, H., 1988. Vegetation Ecology of Central Europe. Cambridge University Press.

Ellis, E. C., 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. Royal Society. Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences 369: 1010–1035. https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0331.

Encyclopaedia Britannica, Inc., 2006. Britannica Learning Library. Encyclopaedia Britannica, Incorporated.

Erdős, L., 2020. Beginnings of the Conservation Movement.

Evers, C. R., C. B. Wardropper, B. Branoff, E. F. Granek, S. L. Hirsch, T. E. Link, S. Olivero-Lora, & C. Wilson, 2018. The ecosystem services and biodiversity of novel ecosystems: A literature review. Global Ecology and Conservation 13: e00362. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.e00362.

Evette, A., 2008. Montagne et production de neige, quels milieux pour quels impacts ? CEMAGREF: 26.

Evette, A., L. Peyras, H. François, & S. Gaucherand, 2011. Environmental risks and impacts of mountain reservoirs for artificial snow production in a context of climate change. Association pour la diffusion de la recherche alpine et UGA Éditions. Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine. https://doi.org/10.4000/rga.1471.

Ewel, J. J., & F. E. Putz, 2004. A place for alien species in ecosystem restoration. Frontiers in Ecology and the Environment 2: 354–360. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002%255B0354:APFASI%255D2.0.CO;2.

Fahselt, D., 2007. Is transplanting an effective means of preserving vegetation? NRC Research Press. Canadian Journal of Botany 85: 1007–1017. https://doi.org/10.1139/B07-087.

Fait, P., E. Demierre, C. Ilg, & B. Oertli, 2020. Small mountain reservoirs in the Alps: New habitats for alpine freshwater biodiversity? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 30: 617–630. https://doi.org/10.1002/aqc.3306.

Felson, A. J., & A. M. Ellison, 2021. Frontiers | Designing (for) Urban Food Webs. https://doi.org/10.3389/fevo.2021.582041.

Fernández-Aláez, C., M. Fernández-Aláez, F. García-Criado, & J. García-Girón, 2016. Environmental drivers of aquatic macrophyte assemblages in ponds along an altitudinal gradient. Springer. Hydrobiologia 812: 79–98. https://doi.org/10.1007/s10750-016-2832-5.

Fischer-Kowalski, M., & H. Haberl, 2007. Socioecological Transitions and Global Change: Trajectories of Social Metabolism and Land Use. Edward Elgar Publishing.

Foster, M., & R. Fell, 2001. Assessing Embankment Dam Filters That Do Not Satisfy Design Criteria. American Society of Civil Engineers.

Francis, R. A., & J. Lorimer, 2011. Urban reconciliation ecology: The potential of living roofs and walls. Journal of Environmental Management 92: 1429–1437. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.012.

François, H., R. Samacoïts, C. Carmagnola, J.-M. Soubeyroux, M. Lafaysse, & S. Morin, 2025. Enneigement des massifs montagneux et stations de sports d'hiver dans une France à +2,7 et +4 °C.

Freeman, B. G., 2020. Lower elevation animal species do not tend to be better competitors than their higher elevation relatives. Global Ecology and Biogeography 29: 171–181. https://doi.org/10.1111/geb.13014.

Frossard, P. A., & A. Evette, 2009. Le génie végétal pour la lutte contre l'érosion en rivière : une tradition millénaire en constante évolution. Sciences Eaux & Territoires : 99–109.

Fuentes-Lillo, E., J. J. Lembrechts, L. A. Cavieres, A. Jiménez, S. Haider, A. Barros, & A. Pauchard, 2021. Anthropogenic factors overrule local abiotic variables in determining non-native plant invasions in mountains. Springer. Biological Invasions 23: 3671–3686. https://doi.org/10.1007/s10530-021-02602-8.

Gann, G. D., T. McDonald, B. Walder, J. Aronson, C. R. Nelson, J. Jonson, J. G. Hallett, C. Eisenberg, M. R. Guariguata, J. Liu, F. Hua, C. Echeverría, E. Gonzales, N. Shaw, K. Decleer, & K. W. Dixon, 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. Restoration Ecology 27: S1–S46. https://doi.org/10.1111/rec.13035.

Garbowski, M., B. Avera, J. H. Bertram, J. S. Courkamp, J. Gray, K. M. Hein, R. Lawrence, M. McIntosh, S. McClelland, A. K. Post, I. J. Slette, D. E. Winkler, & C. S. Brown, 2020. Getting to the root of restoration: considering root traits for improved restoration outcomes under drought and competition. Restoration Ecology 28: 1384–1395. https://doi.org/10.1111/rec.13291.

García-Miranda, F. G., C. Muro, Y. Alvarado, J. L. Expósito-Castillo, & H. V. Cabadas-Báez, 2025. Eutrophication Conditions in Two High Mountain Lakes: The Influence of Climate Conditions and Environmental Pollution. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Hydrology 12: 32. https://doi.org/10.3390/hydrology12020032.

Garron, C., A. Pangaud, M. Taubaty, M. Rolan-Meynard, C. Argillier, J.-C. Raymond, J. Dublon, & S. Westrelin, 2024. Towards the development of a standardized method to monitor lakeshore hydromorphological restoration measures. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 34: e4152. https://doi.org/10.1002/aqc.4152.

Gassama, N., C. Cocirta, & H. U. Kasper, 2012. Use of major and selected trace elements to describe mixing processes in a water reservoir. Comptes Rendus Geoscience 344: 25–32. https://doi.org/10.1016/j.crte.2011.11.001.

Gaucherand, S., & F. Isselin-Nondedeu, 2011. Cas pratique : Utilisation du système d'information géographique comme outil de gestion de zones humides d'altitude : le cas du domaine skiable de Val Thorens. Irstea. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2011.5.12.

Geisler, C., 2010. Must Biodiversity Hot-Spots Be Social Not-Spots? Win-Win Ecology as Sustainable Social Policy. Columbia University. Consilience: 119–133.

George, E., & C. Achin, 2020. Chapter 6: Implementation of tourism diversification in ski resorts in the French Alps: a history of territorializing tourism.

Gerbaux, M., P. Spandre, H. François, E. George, & S. Morin, 2020. Snow Reliability and Water Availability for Snowmaking in the Ski resorts of the Isère Département (French Alps), Under Current and Future Climate Conditions. Association pour la

diffusion de la recherche alpine et UGA Éditions. Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine. https://doi.org/10.4000/rga.6742.

Gerfand, B., F. Arthaud, A. Evette, B. Testi, L. Peyras, & S. Gaucherand, 2025. Ecological quality of snowmaking reservoirs in the Alps and management perspectives. Aquatic Sciences 87: 9. https://doi.org/10.1007/s00027-024-01136-0.

Giersch, J. J., S. Hotaling, R. P. Kovach, L. A. Jones, & C. C. Muhlfeld, 2017. Climate-induced glacier and snow loss imperils alpine stream insects. Global Change Biology 23: 2577–2589. https://doi.org/10.1111/gcb.13565.

Gippoliti, S., & C. Battisti, 2018. Not just trash! Anthropogenic marine litter as a 'charismatic threat' driving citizen-based conservation management actions. Animal Conservation 22:. https://doi.org/10.1111/acv.12473.

Girard, H., L. Peyras, P. Mériaux, G. Degoutte, L. Deroo, & M. Lefranc, 2009. Dispositifs d'étanchéité par géomembrane des retenues d'altitude : retour d'expérience et recommandations. Sciences Eaux & Territoires : 09–19.

Gobiet, A., S. Kotlarski, M. Beniston, G. Heinrich, J. Rajczak, & M. Stoffel, 2014. 21st century climate change in the European Alps—A review. Science of The Total Environment 493: 1138–1151. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.050.

Gómez-Ortiz, Y., H. Domínguez-Vega, L. Soria-Díaz, T. Rubio-Blanco, C. C. Astudillo-Sánchez, V. Mundo, & A. Sunny, 2024. Negative effects of agricultural open-channel irrigation system on vertebrate populations in central Mexico.

Gould, J., J. Clulow, & S. Clulow, 2022. High clutch failure rate due to unpredictable rainfall for an ephemeral pool-breeding frog. Springer. Oecologia 198: 699–710. https://doi.org/10.1007/s00442-022-05139-2.

Grumbach, C., & F. M. Hilker, 2024. Allee pits in metapopulations: critical dispersal rates for connectivity to be beneficial. Springer. Theoretical Ecology 18: 1–16. https://doi.org/10.1007/s12080-024-00597-1.

Guedes, G. H. S., T. M. Mattos, G. da S. Camilo, W. Uehara, D. L. de P. Ferreira, & F. G. Araújo, 2020. Artificial flow regime promotes abiotic and biotic gradients: Testing the concept of longitudinal zonation in an off-river reservoir. Ecohydrology & Hydrobiology 20: 256–264. https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.02.002.

Gurnell, A. M., M. P. van Oosterhout, B. de Vlieger, & J. M. Goodson, 2006. Reach-scale interactions between aquatic plants and physical habitat: River Frome, Dorset. River Research and Applications 22: 667–680. https://doi.org/10.1002/rra.929.

Haeckel, E., 1866. Generelle Morphologie der Organismen.

Halbe, J., J. Adamowski, & C. Pahl-Wostl, 2015. The role of paradigms in engineering practice and education for sustainable development. Journal of Cleaner Production 106: 272–282. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.093.

Hanski, I., 1998. Metapopulation dynamics. Nature Publishing Group. Nature 396: 41–49. https://doi.org/10.1038/23876.

Hansson, S. V., J. Sonke, D. Galop, G. Bareille, S. Jean, & G. Le Roux, 2017. Transfer of marine mercury to mountain lakes. Nature Publishing Group. Scientific Reports 7: 12719. https://doi.org/10.1038/s41598-017-13001-2.

Hapich, H., V. Andrieiev, V. Kovalenko, Y. Hrytsan, & A. Pavlychenko, 2022. Study of fragmentation impact of small riverbeds by artificial waters on the quality of water resources. Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu. https://doi.org/10.33271/nvngu/2022-3/185.

Harabiš, F., & A. Dolný, 2011. Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. Springer. Journal of Insect Conservation 16: 121–130. https://doi.org/10.1007/s10841-011-9400-0.

Harden, C. P., & A. Fernández, 2022. Mountain Waterscapes: Geographies of Interactions, Transformations, and Meanings. In Sarmiento, F. O. (ed) Montology Palimpsest: A Primer of Mountain Geographies. Springer International Publishing, Cham. pp. 275–292.

Haselberger, S., U. Zangerl, S. Scheper, J.-C. Otto, L.-M. Ohler, R. R. Junker, & S. Kraushaar, 2022. Catchment-Scale Stability and Disturbance in Biogeomorphic Succession in an Alpine Glacier Foreland (Kaunertal Valley, Austria). Social Science Research Network, Rochester, NY.

Hassall, C., J. Hollinshead, & A. Hull, 2012. Temporal dynamics of aquatic communities and implications for pond conservation. Springer. Biodiversity and Conservation 21: 829–852. https://doi.org/10.1007/s10531-011-0223-9.

Havel, J. E., C. E. Lee, & J. M. Vander Zanden, 2005. Do Reservoirs Facilitate Invasions into Landscapes? BioScience 55: 518–525. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055%255B0518:DRFIIL%255D2.0.CO;2.

Hayes, N. M., B. R. Deemer, J. R. Corman, N. R. Razavi, & K. E. Strock, 2017. Key differences between lakes and reservoirs modify climate signals: A case for a new conceptual model. Limnology and Oceanography Letters 2: 47–62. https://doi.org/10.1002/lol2.10036.

Hertog, I. M., & E. Turnhout, 2018. Ideals and pragmatism in the justification of ecological restoration. Restoration Ecology 26: 1221–1229. https://doi.org/10.1111/rec.12680.

Hidding, B., J. M. Sarneel, & E. S. Bakker, 2014. Flooding tolerance and horizontal expansion of wetland plants: Facilitation by floating mats? Aquatic Botany 113: 83–89. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.11.003.

Higgs, E., D. A. Falk, A. Guerrini, M. Hall, J. Harris, R. J. Hobbs, S. T. Jackson, J. M. Rhemtulla, & W. Throop, 2014. The changing role of history in restoration ecology. Frontiers in Ecology and the Environment 12: 499–506. https://doi.org/10.1890/110267.

Hilty, J. A., W. Z. L. Jr, & A. M. Merenlender, 2012. Corridor Ecology: The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation. Island Press.

Hobbs, R. J., S. Arico, J. Aronson, J. S. Baron, P. Bridgewater, V. A. Cramer, P. R. Epstein, J. J. Ewel, C. A. Klink, A. E. Lugo, D. Norton, D. Ojima, D. M. Richardson, E. W. Sanderson, F. Valladares, M. Vilà, R. Zamora, & M. Zobel, 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. Global Ecology and Biogeography 15: 1–7. https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x.

Hobbs, R. J., E. Higgs, & J. A. Harris, 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration.

Hobbs, R. J., E. S. Higgs, & C. Hall, 2013. Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order. John Wiley & Sons.

Hof, C., M. Brändle, & R. Brandl, 2006. Lentic odonates have larger and more northern ranges than lotic species. Journal of Biogeography 33: 63–70. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01358.x.

Holyoak, M., M. A. Leibold, & R. D. Holt, 2005. Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities. University of Chicago Press.

Holzhausen, A., 2024. What we really know about the dormancy, reproduction, germination and cultivation of charophytes (Characeae). 9:. https://doi.org/10.3897/oneeco.9.e117655.

Huber, L., U. Schirpke, T. Marsoner, E. Tasser, & G. Leitinger, 2020. Does socioeconomic diversification enhance multifunctionality of mountain landscapes? Ecosystem Services 44: 101122. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101122.

Huc, S., J. Arlandis, A. Dupré la Tour, A. Rouillon, & T. Spiegelberger, 2018. SEM'LESALPES - Des semences d'origine locale pour la restauration de milieux ouverts en montagne alpine. Conservatoire Botanique National Alpin, Gap. p. 106.

Hughes, J. M., 2007. Constraints on recovery: using molecular methods to study connectivity of aquatic biota in rivers and streams. Freshwater Biology 52: 616–631. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01722.x.

Huikkonen, I.-M., I. Helle, & M. Elo, 2020. Heterogenic aquatic vegetation promotes abundance and species richness of Odonata (Insecta) in constructed agricultural wetlands. Insect Conservation and Diversity 13: 374–383. https://doi.org/10.1111/icad.12396.

Hunter, M. L., 2017. Conserving small natural features with large ecological roles: An introduction and definition. Biological Conservation 211: 1–2. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.019.

Imfeld, G., S. Payraudeau, S. Sauvage, F. Macary, C. Chaumont, J. D. Lebrun, A. Probst, J.-M. Sánchez-Pérez, J.-L. Probst, & J. Tournebize, 2023. Quel est le rôle des retenues collinaires pour limiter les flux de pesticides dans le paysage agricole ? Sciences Eaux & Territoires : 49–56. https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2023.43.7792.

IPBES, 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo.

Isselin-Nondedeu, F., & S. Gaucherand, 2020. Transplanting success of two alpine plant species in combination with mulching during restoration of a high-elevation peatland. Wetlands Ecology and Management 28: 71–84. https://doi.org/10.1007/s11273-019-09695-y.

Jacobsen, D., & O. Dangles, 2017. Ecology of High Altitude Waters. Oxford University Press.

Janssen, P., P. Cavaillé, F. Bray, & A. Evette, 2019. Soil bioengineering techniques enhance riparian habitat quality and multi-taxonomic diversity in the foothills of the Alps and Jura Mountains. Ecological Engineering 133: 1–9. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.017.

Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard, & K. Christoffersen, 2012. The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Springer Science & Business Media.

Johnson, P. T., J. D. Olden, & M. J. Vander Zanden, 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. Frontiers in Ecology and the Environment 6: 357–363. https://doi.org/10.1890/070156.

Jones, K. R., O. Venter, R. A. Fuller, J. R. Allan, S. L. Maxwell, P. J. Negret, & J. E. M. Watson, 2018. One-third of global protected land is under intense human pressure. American Association for the Advancement of Science. Science 360: 788–791. https://doi.org/10.1126/science.aap9565.

Jourdan, J., M. Plath, J. D. Tonkin, M. Ceylan, A. C. Dumeier, G. Gellert, W. Graf, C. P. Hawkins, E. Kiel, A. W. Lorenz, C. D. Matthaei, P. F. M. Verdonschot, R. C. M. Verdonschot, & P. Haase, 2019. Reintroduction of freshwater macroinvertebrates: challenges and opportunities. Biological Reviews 94: 368–387. https://doi.org/10.1111/brv.12458.

Jumeau, J., J. Lopez, A. Morand, L. Petrod, F. Burel, & Y. Handrich, 2020. Factors driving the distribution of an amphibian community in stormwater ponds: a study case in the agricultural plain of Bas-Rhin, France. European Journal of Wildlife Research 66: 33. https://doi.org/10.1007/s10344-020-1364-5.

Junk, W. J., S. An, C. M. Finlayson, B. Gopal, J. Květ, S. A. Mitchell, W. J. Mitsch, & R. D. Robarts, 2012. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. Springer. Aquatic Sciences 75: 151–167. https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z.

Jurasinski, G., & J. Kreyling, 2007. Upward shift of alpine plants increases floristic similarity of mountain summits. Journal of Vegetation Science 18: 711–718. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02585.x.

Kareiva, P., & M. Marvier, 2012. What Is Conservation Science? BioScience 62: 962–969. https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.11.5.

Keddy, P. A., 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. Journal of Vegetation Science 3: 157–164. https://doi.org/10.2307/3235676.

Kenney, T. C., & D. Lau, 1985. Internal stability of granular filters. NRC Research Press. Canadian Geotechnical Journal 22: 215–225. https://doi.org/10.1139/t85-029.

Kimura, M. T., 2021. Altitudinal migration of insects. Entomological Science 24: 35–47. https://doi.org/10.1111/ens.12444.

Kirkman, L. K., A. Barnett, B. W. Williams, J. K. Hiers, S. M. Pokswinski, & R. J. Mitchell, 2013. A dynamic reference model: a framework for assessing biodiversity restoration goals in a fire-dependent ecosystem. Ecological Applications 23: 1574–1587. https://doi.org/10.1890/13-0021.1.

Klaus, V. H., & K. Kiehl, 2021. A conceptual framework for urban ecological restoration and rehabilitation. Basic and Applied Ecology 52: 82–94. https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.02.010.

Klein, J. A., C. M. Tucker, A. W. Nolin, K. A. Hopping, R. S. Reid, C. Steger, A. Grêt-Regamey, S. Lavorel, B. Müller, E. T. Yeh, R. B. Boone, P. Bourgeron, V. Butsic, E. Castellanos, X. Chen, S. K. Dong, G. Greenwood, M. Keiler, R. Marchant, R. Seidl, T. Spies, J. Thorn, K. Yager, & the M. S. Network, 2019. Catalyzing Transformations to Sustainability in the World's Mountains. Earth's Future 7: 547–557. https://doi.org/10.1029/2018EF001024.

Klein, S., 2019. Measuring snow properties relevant to snowsports & outdoor. Östersund, Sverige: Mittuniversitetet .

Klenovšek, T., Ž. Tertinek, & A. Skledar, 2025. Umetne vodne akumulacije za zasneževanje na vzhodu Pohorja (Slovenija): mesta razmnoževanja in ekološke pasti za dvoživke. Acta Biologica Slovenica 68:. https://doi.org/10.14720/abs.68.4.21999.

Kok, P. J. R., A. Laking, C. Smith, A. Berti, A. Martel, & F. Pasmans, 2022. Tourism may threaten wildlife disease refugia. Conservation Letters 15: e12902. https://doi.org/10.1111/conl.12902.

Körner, C., 2003. Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems; with 47 Tables. Springer Science & Business Media.

Körner, C., 2004. Mountain Biodiversity, Its Causes and Function.

Körner, C., 2007. The use of 'altitude' in ecological research. Elsevier. Trends in Ecology & Evolution 22: 569–574. https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006.

Kotlarski, S., A. Gobiet, S. Morin, M. Olefs, J. Rajczak, & R. Samacoïts, 2022. 21st Century alpine climate change. Springer. Climate Dynamics 60: 65–86. https://doi.org/10.1007/s00382-022-06303-3.

Kowarik, I., 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. Environmental Pollution 159: 1974–1983. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022.

Kumar, S., R. Singh, D. Kumar, K. Bauddh, N. Kumar, & R. Kumar, 2023. An Introduction to the Functions and Ecosystem Services Associated with Aquatic Macrophytes. In Kumar, S., K. Bauddh, R. Singh, N. Kumar, & R. Kumar (eds) Aquatic Macrophytes: Ecology, Functions and Services. Springer Nature, Singapore. pp. 1–20.

Kutschera, U., 2009. Charles Darwin's Origin of Species, directional selection, and the evolutionary sciences today. Springer. Naturwissenschaften 96: 1247–1263. https://doi.org/10.1007/s00114-009-0603-0.

Laasonen, J., 2013. Risk of the trees and stumps to the embankment dam safety. Experimental study. In ResearchGate. Venice, Italy.

Lachat, B., 1998. Conserver, aménager, revitaliser les cours d'eau avec une logique naturelle. EDP Sciences. Annales de Limnologie - International Journal of Limnology 34: 227–241. https://doi.org/10.1051/limn/1998021.

Lacoul, P., & B. Freedman, 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. NRC Research Press. Environmental Reviews 14: 89–136. https://doi.org/10.1139/a06-001.

Lake, P. S., N. Bond, & P. Reich, 2007. Linking ecological theory with stream restoration. Freshwater Biology 52: 597–615. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01709.x.

Lamkin, M., & A. I. Miller, 2016. On the Challenge of Comparing Contemporary and Deep-Time Biological-Extinction Rates. BioScience 66: 785–789. https://doi.org/10.1093/biosci/biw088.

Lamouille-Hébert, M., F. Arthaud, & T. Datry, 2024. Climate change and the biodiversity of alpine ponds: Challenges and perspectives. Ecology and Evolution 14: e10883. https://doi.org/10.1002/ece3.10883.

Le Viol, I., J. Mocq, R. Julliard, & C. Kerbiriou, 2009. The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. Biological Conservation 142: 3163–3171. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.018.

Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau, & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. Ecology Letters 7: 601–613. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x.

Lencioni, V., & M. Gobbi, 2021. Monitoring and conservation of cryophilous biodiversity: concerns when working with insect populations in vanishing glacial habitats. Insect Conservation and Diversity 14: 723–729. https://doi.org/10.1111/icad.12522.

Lenfant, A., 2010. Instruction d'un dossier de barrage d'altitude. p. 4.

Levins, R., 1969. Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control1. Bulletin of the Entomological Society of America 15: 237–240. https://doi.org/10.1093/besa/15.3.237.

Li, T., Z. Zhu, Y. Shao, Z. Chen, & M. Roß-Nickoll, 2022. Soil seedbank: Importance for revegetation in the water level fluctuation zone of the reservoir area. Science of The Total Environment 829: 154686. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154686.

Linaraki, D., J. Baumeister, T. Stevens, & P. Burton, 2023. An Overview of Artificial Islands Growth Processes and Their Adaptation to Sea-Level Rise. In Baumeister, J., I. C. Giurgiu, D. Linaraki, & D. A. Ottmann (eds) SeaCities: Aquatic Urbanism. Springer Nature, Singapore. pp. 65–120.

Loke, L. H. L., R. J. Ladle, T. J. Bouma, & P. A. Todd, 2015. Creating complex habitats for restoration and reconciliation. Ecological Engineering 77: 307–313. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.037.

Loria, K. A., D. McKnight, D. M. Ragar, & P. T. J. Johnson, 2019. The life aquatic in high relief: shifts in the physical and biological characteristics of alpine lakes along an elevation gradient in the Rocky Mountains, USA. Springer. Aquatic Sciences 82: 1–16. https://doi.org/10.1007/s00027-019-0684-6.

Lorrey, A. M., L. Vargo, H. Purdie, B. Anderson, N. J. Cullen, P. Sirguey, A. Mackintosh, A. Willsman, G. Macara, & W. Chinn, 2022. Southern Alps equilibrium line altitudes: four decades of observations show coherent glacier–climate responses and a rising snowline trend. Cambridge University Press. Journal of Glaciology 68: 1127–1140. https://doi.org/10.1017/jog.2022.27.

Lozano, F., A. del Palacio, L. S. Ramos, L. Granato, A. Drozd, & J. Muzón, 2022. Recovery of local dragonfly diversity following restoration of an artificial lake in an urban area near Buenos Aires. Basic and Applied Ecology 58: 88–97. https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.11.006.

Lundholm, J., 2015. Frontiers | The ecology and evolution of constructed ecosystems as green infrastructure. https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00106.

Lundholm, J. T., & P. J. Richardson, 2010. MINI-REVIEW: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. Journal of Applied Ecology 47: 966–975. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01857.x.

Macdonald, E., & E. G. King, 2018. Novel ecosystems: A bridging concept for the consilience of cultural landscape conservation and ecological restoration. Landscape and Urban Planning 177: 148–159. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.04.015.

Mackay, E. B., I. D. M. Gunn, & L. Carvalho, 2022. A review of lake shoreline restoration techniques. UK Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster, UK.

Magnea, U., R. Sciascia, F. Paparella, R. Tiberti, & A. Provenzale, 2013. A model for high-altitude alpine lake ecosystems and the effect of introduced fish. Ecological Modelling 251: 211–220. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.12.014.

Magnier, É., 2016. Les impacts hydrologiques de la production de neige dans un domaine de moyenne montagne. Les éditions en environnements VertigO. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement. https://doi.org/10.4000/vertigo.17183.

Maltby, E., M. Acreman, M. S. A. Blackwell, M. Everard, & J. Morris, 2013. The challenges and implications of linking wetland science to policy in agricultural landscapes – experience from the UK National Ecosystem Assessment. Ecological Engineering 56: 121–133. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.086.

Manolaki, P., K. Guo, C. Vieira, E. Papastergiadou, & T. Riis, 2020. Hydromorphology as a controlling factor of macrophytes assemblage structure and functional traits in the semi-arid European Mediterranean streams. Science of The Total Environment 703: 134658. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134658.

Marnezy, A., 2008. Les barrages alpins. Association pour la diffusion de la recherche alpine et UGA Éditions. Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine : 92–102. https://doi.org/10.4000/rga.422.

Marnezy, A., & J.-P. Rampnoux, 2006. Retenues d'altitude et neige de culture dans les Alpes françaises du Nord: caractéristiques , répartition, alimentation en eau, impacts sur les milieux naturels.

Mascaro, J., R. F. Hughes, & S. A. Schnitzer, 2012. Novel forests maintain ecosystem processes after the decline of native tree species. Ecological Monographs 82: 221–228. https://doi.org/10.1890/11-1014.1.

Masters, B., 2012. The ability of vegetated floating Islands to improve water quality in natural and constructed wetlands: a review. Water Practice and Technology 7: wpt2012022. https://doi.org/10.2166/wpt.2012.022.

Mathwin, R., S. Wassens, J. Young, Q. Ye, & C. J. A. Bradshaw, 2021. Manipulating water for amphibian conservation. Conservation Biology 35: 24–34. https://doi.org/10.1111/cobi.13501.

Matiu, M., & F. Hanzer, 2022. Bias adjustment and downscaling of snow cover fraction projections from regional climate models using remote sensing for the European Alps. Copernicus GmbH. Hydrology and Earth System Sciences 26: 3037–3054. https://doi.org/10.5194/hess-26-3037-2022.

Matthews, J. A., 1992. The Ecology of Recently-deglaciated Terrain: A Geoecological Approach to Glacier Forelands. Cambridge University Press.

May, M. L., 2019. Dispersal by Aquatic Insects.

Mayring, P., 2007. On Generalization in Qualitatively Oriented Research. Forum Qualitative Sozialforschung / Forum: Qualitative Social Research 8:. https://doi.org/10.17169/fqs-8.3.291.

McKercher, L. J., M. E. Kimball, A. E. Scaroni, S. A. White, & W. H. J. Strosnider, 2023. Stormwater ponds serve as variable quality habitat for diverse taxa. Springer. Wetlands Ecology and Management 32: 109–131. https://doi.org/10.1007/s11273-023-09964-x.

M.E.A., M. E. A., 2005. Ecosystems and human well-being.

Meine, C., M. Soulé, & R. F. Noss, 2006. "A Mission-Driven Discipline": the Growth of Conservation Biology. Conservation Biology 20: 631–651. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00449.x.

Mendiondo, E. M., 2009. Global review of lake and reservoir eutrophication and associated management challenges.

Menges, E. S., 2008. Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? Australian Journal of Botany 56: 187–196. https://doi.org/10.1071/BT07173.

Miller, S., & M. J. Selgelid, 2007. Ethical and Philosophical Consideration of the Dual-use Dilemma in the Biological Sciences. Science and Engineering Ethics 13: 523–580. https://doi.org/10.1007/s11948-007-9043-4.

Miró, A., & M. Ventura, 2015. Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. Biological Invasions 17: 791–803. https://doi.org/10.1007/s10530-014-0769-z.

Miró, A., & M. Ventura, 2020. Introduced fish in Pyrenean high mountain lakes: impact on amphibians and other organisms, and conservation implications. Asociación Ibérica de Limnología.

Mitsch, W. J., 2012. What is ecological engineering? Ecological Engineering 45: 5–12. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.013.

Mitsch, W. J., & J. G. Gosselink, 2015. Wetlands. John Wiley & Sons.

Mitsch, W., & S. E. Jørgensen, 2003. Ecological engineering: A field whose time has come. Ecological Engineering 20: 363–377. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.05.001.

Molénat, J., K. Barkaoui, S. Benyoussef, I. Mekki, R. Zitouna, & F. Jacob, 2023. Diversification from field to landscape to adapt Mediterranean rainfed agriculture to water scarcity in climate change context. Current Opinion in Environmental Sustainability 65: 101336. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2023.101336.

Moore, G. M., S. Bendel, & P. B. May, 2019. Root Penetration of Polyvinyl Chloride (PVC) Stormwater and Sewer Pipes. Arboriculture & Urban Forestry (AUF). https://doi.org/10.48044/jauf.2019.028.

Mor, J.-R., I. Muñoz, S. Sabater, L. Zamora, & A. Ruhi, 2022. Energy limitation or sensitive predators? Trophic and non-trophic impacts of wastewater pollution on stream food webs. Ecology 103: e03587. https://doi.org/10.1002/ecy.3587.

Morán-Ordóñez, A., A. Pavlova, A. M. Pinder, L. Sim, P. Sunnucks, R. M. Thompson, & J. Davis, 2015. Aquatic communities in arid landscapes: local conditions, dispersal traits and landscape configuration determine local biodiversity. Diversity and Distributions 21: 1230–1241. https://doi.org/10.1111/ddi.12342.

Moreau, M., 2010. Visual perception of changes in a high mountain landscape: the case of the retreat of the Évettes Glacier (Haute-Maurienne, northern French Alps). Groupe français de géomorphologie. Géomorphologie : relief, processus, environnement 16: 165–174. https://doi.org/10.4000/geomorphologie.7901.

Morin, S., H. François, M. Réveillet, E. Sauquet, L. Crochemore, F. Branger, É. Leblois, & M. Dumont, 2023. Simulated hydrological effects of grooming and snowmaking in a ski resort on the local water balance. Copernicus GmbH. Hydrology and Earth System Sciences 27: 4257–4277. https://doi.org/10.5194/hess-27-4257-2023.

Muller, I., J. Friry, E. Buisson, & F. Mesleard, 2022. The Cassaïre wetland restoration project: defining the reference ecosystem. Institut méditerranéen de niodiversité et d'écologie - UMR 7263 (IMBE) / Naturalia Publication. Ecologia mediterranea 48: 47–56.

Naaim, M., G. Degoutte, & F. Delorme, 2010. Les vagues dans les retenues d'altitudes : analyse et méthodes pour la prévention. INRAE. Sciences Eaux & Territoires : 102–113. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2010.2.13.

Nagata, Y., N. Ishiyama, F. Nakamura, H. Shibata, K. Fukuzawa, & J. Morimoto, 2023. Contribution of Hydrological Connectivity in Maintaining Aquatic Plant Communities in Remnant Floodplain Ponds in Agricultural Landscapes. Springer. Wetlands 43: 1–14. https://doi.org/10.1007/s13157-023-01684-5.

Naiman, R. J., & H. Décamps, 1990. The Ecology and Management of Aquatic-terrestrial Ecotones. Taylor & Francis.

Nakamura, K., & G. Mueller, 2012. Review of the Performance of the Artificial Floating Island as a Restoration Tool for Aquatic Environments.

NF X10-900 Biodiversité et génie écologique - Méthodologie de conduite de projet en faveur des écosystèmes, 2022.

Norbu, N., Ugyen, M. C. Wikelski, & D. S. Wilcove, 2016. Partial altitudinal migration of the Near Threatened satyr tragopan Tragopan satyra in the Bhutan Himalayas: implications for conservation in mountainous environments | Oryx. Cambridge Core. https://doi.org/10.1017/S0030605315000757.

Nowakowski, A. J., M. E. Thompson, M. A. Donnelly, & B. D. Todd, 2017. Amphibian sensitivity to habitat modification is associated with population trends and species traits. Global Ecology and Biogeography 26: 700–712. https://doi.org/10.1111/geb.12571.

Odum, E. P., 1974. The strategy of ecosystem development.

Oertli, B., 2018. Editorial: Freshwater biodiversity conservation: The role of artificial ponds in the 21st century. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 28: 264–269. https://doi.org/10.1002/aqc.2902.

Oertli, B., & K. M. Parris, 2019. Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. Ecosphere 10: e02810. https://doi.org/10.1002/ecs2.2810.

Olivier Erard, 2024. Bilans hydrologiques du Ruisseau de l'Arc de 2020 à 2024. ADS, Les Arcs.

O'Reilly, C. M., S. Sharma, D. K. Gray, S. E. Hampton, J. S. Read, R. J. Rowley, P. Schneider, J. D. Lenters, P. B. McIntyre, B. M. Kraemer, G. A. Weyhenmeyer, D. Straile, B. Dong, R. Adrian, M. G. Allan, O. Anneville, L. Arvola, J. Austin, J. L. Bailey, J. S. Baron, J. D. Brookes, E. de Eyto, M. T. Dokulil, D. P. Hamilton, K. Havens, A. L. Hetherington, S. N. Higgins, S. Hook, L. R. Izmest'eva, K. D. Joehnk, K. Kangur, P. Kasprzak, M. Kumagai, E. Kuusisto, G. Leshkevich, D. M. Livingstone, S. MacIntyre, L. May, J. M. Melack, D. C. Mueller-Navarra, M. Naumenko, P. Noges, T. Noges, R. P. North, P.-D. Plisnier, A. Rigosi, A. Rimmer, M. Rogora, L. G. Rudstam, J. A. Rusak, N. Salmaso, N. R. Samal, D. E. Schindler, S. G. Schladow, M. Schmid, S. R. Schmidt, E. Silow, M. E. Soylu, K. Teubner, P. Verburg, A. Voutilainen, A. Watkinson, C. E. Williamson, & G. Zhang, 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. Geophysical Research Letters 42: 10,773-10,781. https://doi.org/10.1002/2015GL066235.

Osorio, V., M. Á. Puig, T. Buchaca, I. Sabás, A. Miró, F. Lucati, J. Suh, Q. Pou-Rovira, & M. Ventura, 2022. Non-native minnows cause much larger negative effects than trout on littoral macroinvertebrates of high mountain lakes. Biological Conservation 272: 109637. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109637.

Paccard, P., 2010. Gestion durable de l'eau en montagne : le cas de la production de neige en stations de sports d'hiver. phdthesis, Université de Savoie.

Pachoud, C., E. Bruley, J. Grosinger, A.-S. Crépeau, E. Salim, C. Savre, & Y. Vialette, 2023. Joint problem framing: a transdisciplinary methodology for a sustainable future in mountain areas. Springer. Sustainability Science 18: 1291–1309. https://doi.org/10.1007/s11625-022-01285-x.

Palmer, M. A., R. F. Ambrose, & N. L. Poff, 1997. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. Restoration Ecology 5: 291–300. https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00543.x.

Palomo, I., 2017. Climate Change Impacts on Ecosystem Services in High Mountain Areas: A Literature Review.

Parolo, G., & G. Rossi, 2008. Upward migration of vascular plants following a climate warming trend in the Alps. Basic and Applied Ecology 9: 100–107. https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.01.005.

Pausas, J., & W. Bond, 2018. Humboldt and the reinvention of nature. Journal of Ecology 107: 1031–1037. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13109.

Pecl, G. T., M. B. Araújo, J. D. Bell, J. Blanchard, T. C. Bonebrake, I.-C. Chen, T. D. Clark, R. K. Colwell, F. Danielsen, B. Evengård, L. Falconi, S. Ferrier, S. Frusher, R. A. Garcia, R. B. Griffis, A. J. Hobday, C. Janion-Scheepers, M. A. Jarzyna, S. Jennings, J. Lenoir, H. I. Linnetved, V. Y. Martin, P. C. McCormack, J. McDonald, N. J. Mitchell, T. Mustonen, J. M. Pandolfi, N. Pettorelli, E. Popova, S. A. Robinson, B. R. Scheffers, J. D. Shaw, C. J. B. Sorte, J. M. Strugnell, J. M. Sunday, M.-N. Tuanmu, A. Vergés, C. Villanueva, T. Wernberg, E. Wapstra, & S. E. Williams, 2017. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. American Association for the Advancement of Science. Science 355: eaai9214. https://doi.org/10.1126/science.aai9214.

Pekel, J.-F., A. Cottam, N. Gorelick, & A. S. Belward, 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. Nature Publishing Group. Nature 540: 418–422. https://doi.org/10.1038/nature20584.

Peng, J., H. Tang, C. Su, H. Jiang, J. Dong, & D. Xu, 2023. Regarding reference state to identify priority areas for ecological restoration in a karst region. Journal of Environmental Management 348: 119214. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119214.

Pepin, N., R. S. Bradley, H. F. Diaz, M. Baraer, E. B. Caceres, N. Forsythe, H. Fowler, G. Greenwood, M. Z. Hashmi, X. D. Liu, J. R. Miller, L. Ning, A. Ohmura, E. Palazzi, I. Rangwala, W. Schöner, I. Severskiy, M. Shahgedanova, M. B. Wang, S. N. Williamson, D. Q. Yang, & Mountain Research Initiative EDW Working Group, 2015. Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. Nature Publishing Group. Nature Climate Change 5: 424–430. https://doi.org/10.1038/nclimate2563.

Peredo Arce, A., T. Hörren, M. Schletterer, & J. Kail, 2021. How far can EPTs fly? A comparison of empirical flying distances of riverine invertebrates and existing dispersal metrics. Ecological Indicators 125: 107465. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107465.

Petruzziello, A., L. Bonacina, F. Marazzi, S. Zaupa, V. Mezzanotte, & R. Fornaroli, 2021. Effects of high-altitude reservoirs on the structure and function of lotic ecosystems: a case study in Italy. Springer. Hydrobiologia 848: 1455–1474. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04510-9.

Peyras, L., & P. Mériaux, 2009. Retenues d'altitude. Editions Quae.

Peyras, L., P. Mériaux, G. Degoutte, L. Deroo, A. Évette, H. Girard, D. Laigle, & M. Lefranc, 2010. Retenues d'altitude pour la production de neige de culture : recommandations pour la conception, la réalisation, la surveillance et la réhabilitation. Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), Paris. Sciences Eaux & Territoires Numéro 2: 92–100. https://doi.org/10.3917/set.002.0092.

Piccolo, J., 2020. Celebrating Aldo Leopold's land ethic at 70 - Consensus.

Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso, D. L. Childers, M. J. Mcdonnell, & W. Zhou, 2016. Evolution and future of urban ecological science: ecology in, of, and for the city. American Association for the Advancement of Science. Ecosystem Health and Sustainability 2: e01229. https://doi.org/10.1002/ehs2.1229.

Pickett, S. T. A., M. Shachak, R. S. Ostfeld, & G. E. Likens, 1997. Toward a Comprehensive Conservation Theory. In The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems, and biodiversity. Boston, MA. pp. 384–399.

Pintaldi, E., C. Hudek, S. Stanchi, T. Spiegelberger, E. Rivella, & M. Freppaz, 2017. Sustainable Soil Management in Ski Areas: Threats and Challenges. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Sustainability 9: 2150. https://doi.org/10.3390/su9112150.

Poelzer, G., & S. Yu, 2021. All trust is local: Sustainable development, trust in government and legitimacy in northern mining projects. Resources Policy 70: 101888. https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101888.

Poirier, A.-C., 2024. Que sont les méga-bassines et qu'en dit la science ? Dix questions pour tout comprendre. https://vert.eco/articles/que-sont-les-mega-bassines-et-quen-dit-la-science-dix-questions-pour-tout-comprendre.

Pollux, B. J. A., A. Luteijn, J. M. Van Groenendael, & N. J. Ouborg, 2009. Gene flow and genetic structure of the aquatic macrophyte Sparganium emersum in a linear unidirectional river. Freshwater Biology 54: 64–76. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02100.x.

Poulain, D., L. Peyras, & P. Meriaux, 2011. Feedback and guidelines for geomembrane lining systems of mountain reservoirs in France. Geotextiles and Geomembranes 29: 415–424. https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2010.12.002.

Prach, K., & L. R. Walker, 2011. Four opportunities for studies of ecological succession.

Preston, F. W., 1962. The Canonical Distribution of Commonness and Rarity: Part I. Ecological Society of America. Ecology 43: 185–215. https://doi.org/10.2307/1931976.

Preti, F., V. Capobianco, & P. Sangalli, 2022. Soil and Water Bioengineering (SWB) is and has always been a nature-based solution (NBS): a reasoned comparison of terms and definitions. Ecological Engineering 181: 106687. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106687.

Pulliam, H. R., 1988. Sources, Sinks, and Population Regulation. The University of Chicago Press. The American Naturalist 132: 652–661. https://doi.org/10.1086/284880.

Reid, A. J., A. K. Carlson, I. F. Creed, E. J. Eliason, P. A. Gell, P. T. J. Johnson, K. A. Kidd, T. J. MacCormack, J. D. Olden, S. J. Ormerod, J. P. Smol, W. W. Taylor, K. Tockner, J. C. Vermaire, D. Dudgeon, & S. J. Cooke, 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. Biological Reviews 94: 849–873. https://doi.org/10.1111/brv.12480.

Reverdy, Z., S. Girard, N. Carluer, & S. Pinjon, 2025. Ralentir et conserver l'eau dans les têtes de bassin versant : enjeux, solutions et évaluation des effets hydrologiques. INRAE ; ENS de Lyon.

Rey, F., 2018. Restaurer les milieux et prévenir les inondations grâce au génie végétal.

Rey, F., 2021. Harmonizing Erosion Control and Flood Prevention with Restoration of Biodiversity through Ecological Engineering Used for Co-Benefits Nature-Based Solutions. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Sustainability 13: 11150. https://doi.org/10.3390/su132011150.

Rey, F., 2025. Des Solutions fondées sur la Nature: Une réponse aux défis environnementaux et sociétaux. Quae.

Rey, F., C. Bifulco, G. B. Bischetti, F. Bourrier, G. De Cesare, F. Florineth, F. Graf, M. Marden, S. B. Mickovski, C. Phillips, K. Peklo, J. Poesen, D. Polster, F. Preti, H. P. Rauch, P. Raymond, P. Sangalli, G. Tardio, & A. Stokes, 2019. Soil and water bioengineering: Practice and research needs for reconciling natural hazard control and ecological restoration. Science of The Total Environment 648: 1210–1218. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.217.

Rey, F., F. Gosselin, & A. Doré, 2014. Ingénierie écologique: Action par et/ou pour le vivant ? Editions Quae.

Reynard, E., 2001. Aménagement du territoire et gestion de l'eau dans les stations touristiques alpines. Le cas de Crans-Montana-Aminona (Valais, Suisse). Revue de Géographie Alpine 89: 7–19. https://doi.org/10.3406/rga.2001.3045.

Reynard, E., 2008. Transporter l'eau : regards croisés sur les réseaux urbains et ruraux de l'eau en Suisse.

Reynard, E., 2020. Mountain Tourism and Water and Snow Management in Climate Change Context. Association pour la diffusion de la recherche alpine et UGA Éditions. Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine. https://doi.org/10.4000/rga.6816.

Richardson, P. J., J. T. Lundholm, & D. W. Larson, 2010. Natural analogues of degraded ecosystems enhance conservation and reconstruction in extreme environments. Ecological Applications 20: 728–740. https://doi.org/10.1890/08-1092.1.

Robertson, B. A., & R. L. Hutto, 2006. A Framework for Understanding Ecological Traps and an Evaluation of Existing Evidence. Ecology 87: 1075–1085. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87%255B1075:AFFUET%255D2.0.CO;2.

Rocha, É. G. da, E. Brigatti, B. B. Niebuhr, M. C. Ribeiro, & M. V. Vieira, 2021. Dispersal movement through fragmented landscapes: the role of stepping stones and perceptual range. Springer. Landscape Ecology 36: 3249–3267. https://doi.org/10.1007/s10980-021-01310-x.

Roger, L., 2013. Synthèse des connaissances et études existantes sur les retenues collinaires. report, irstea. , 63 pp.

Rosenzweig, M. L., 1991. Habitat Selection and Population Interactions: The Search for Mechanism. The University of Chicago Press. The American Naturalist 137: S5–S28. https://doi.org/10.1086/285137.

Rosenzweig, M. L., 1995. Species Diversity in Space and Time. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/cbo9780511623387.

Rosenzweig, M. L., 2003a. Reconciliation ecology and the future of species diversity. Oryx 37: 194–205. https://doi.org/10.1017/S0030605303000371.

Rosenzweig, M. L., 2003b. Win-Win Ecology: How the Earth's Species Can Survive in the Midst of Human Enterprise. Oxford University Press.

Roseo, F., C. Celada, & M. Brambilla, 2025. Ski resorts threaten climate refugia for high-elevation biodiversity under current and future conditions in the Alps. Biological Conservation 301: 110890. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110890.

Rosset, V., & B. Oertli, 2011. Freshwater biodiversity under climate warming pressure: Identifying the winners and losers in temperate standing waterbodies. Biological Conservation 144: 2311–2319. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.009.

Roth, J. S., & L. K. Reynolds, 2023. Macrophyte species richness improves resilience to grazing. Journal of Ecology 111: 2146–2159. https://doi.org/10.1111/1365-2745.14153.

Różańska-Boczula, M., & J. Sender, 2025. Exploring the relationships between macrophyte groups and environmental conditions in lake ecosystems. Nature Publishing Group. Scientific Reports 15: 11162. https://doi.org/10.1038/s41598-024-80553-5.

Roznere, I., & J. E. Titus, 2017. Zonation of emergent freshwater macrophytes: Responses to small-scale variation in water depth1.

Rundel, P. W., & C. I. Millar, 2016. TWENTY-NINE. Alpine Ecosystems. In Mooney, H., & E. Zavaleta (eds) Ecosystems of California.

Sala, O. E., F. S. Chapin, Iii, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker, & D. H. Wall, 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. American Association for the Advancement of Science. Science 287: 1770–1774. https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770.

Salmon, Q., F. Colas, S. Westrelin, J. Dublon, & J.-M. Baudoin, 2022. Floating Littoral Zone (FLOLIZ): A solution to sustain macroinvertebrate communities in regulated lakes? Ecological Engineering 176: 106509. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106509.

Sánchez-Hernández, J., F. Cobo, & P.-A. Amundsen, 2015. Food Web Topology in High Mountain Lakes. Public Library of Science. PLOS ONE 10: e0143016. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143016.

Saulnier-Talbot, É., & I. Lavoie, 2018. Uncharted waters: the rise of human-made aquatic environments in the age of the "Anthropocene." Anthropocene 23: 29–42. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2018.07.003.

Scheffers, B. R., & C. A. Paszkowski, 2013. Amphibian use of urban stormwater wetlands: The role of natural habitat features. Landscape and Urban Planning 113: 139–149. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.01.001.

Scherrer, D., Y. Vitasse, A. Guisan, T. Wohlgemuth, & H. Lischke, 2020. Competition and demography rather than dispersal limitation slow down upward shifts of trees' upper elevation limits in the Alps. Journal of Ecology 108: 2416–2430. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13451.

Schmeller, D. S., D. Urbach, K. Bates, J. Catalan, D. Cogălniceanu, M. C. Fisher, J. Friesen, L. Füreder, V. Gaube, M. Haver, D. Jacobsen, G. Le Roux, Y.-P. Lin, A. Loyau, O. Machate, A. Mayer, I. Palomo, C. Plutzar, H. Sentenac, R. Sommaruga, R. Tiberti, &

W. J. Ripple, 2022. Scientists' warning of threats to mountains. Science of The Total Environment 853: 158611. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158611.

Schmidt, S. k, S. C. Reed, D. R. Nemergut, A. Stuart Grandy, C. C. Cleveland, M. N. Weintraub, A. W. Hill, E. K. Costello, A. f Meyer, J. c Neff, & A. m Martin, 2008. The earliest stages of ecosystem succession in high-elevation (5000 metres above sea level), recently deglaciated soils. Royal Society. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 275: 2793–2802. https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0808.

Schooley, R. L., & B. J. Cosentino, 2016. Metapopulation Dynamics of Wetland Species.

Schubert, H., I. Blindow, E. Nat, H. Korsch, T. Gregor, L. Denys, N. Stewart, K. van de Weyer, R. Romanov, & M. T. Casanova, 2024. Charophytes of Europe. Springer Nature.

Schutten, J., J. Dainty, & A. J. Davy, 2005. Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. Journal of Ecology 93: 556–571. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.00980.x.

Seddon, E., M. Hill, M. T. Greenwood, C. Mainstone, K. Mathers, J. C. White, & P. J. Wood, 2019. The use of palaeoecological and contemporary macroinvertebrate community data to characterize riverine reference conditions. River Research and Applications 35: 1302–1313. https://doi.org/10.1002/rra.3490.

Seddon, N., A. Chausson, P. Berry, C. A. J. Girardin, A. Smith, & B. Turner, 2020. Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. Royal Society. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 375: 20190120. https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0120.

She, P., C. Lv, X. Zhao, Y. Xiong, J. Li, Z. Li, Q. Chou, L. Huang, K. Li, & T. Cao, 2025. Submerged Macrophyte Coverage and Composition: Key Regulators of Buffering Capacity and Resilience in Freshwater Ecosystems to Nutrient Pulses. Freshwater Biology 70: e70060. https://doi.org/10.1111/fwb.70060.

Sherard, J. L., & L. P. Dunnigan, 1989. Critical Filters for Impervious Soils. American Society of Civil Engineers.

Šigutová, H., M. Šigut, A. Dolný, & F. Harabiš, 2022. Individual variability in habitat selection by aquatic insects is driven by taxonomy rather than specialisation. Nature Publishing Group. Scientific Reports 12: 20735. https://doi.org/10.1038/s41598-022-25363-3.

Simion, H., V. Giombini, E. Tasser, T. Marsoner, & L. Egarter Vigl, 2023. Enhancing understanding of ecosystem multifunctionality in mountain regions. Ecological Solutions and Evidence 4: e12265. https://doi.org/10.1002/2688-8319.12265.

Son, S.-H., S.-J. Kwon, J.-H. Im, S.-K. Kim, D. Kong, & J.-Y. Choi, 2021. Aquatic Macrophytes Determine the Spatial Distribution of Invertebrates in a Shallow Reservoir. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Water 13: 1455. https://doi.org/10.3390/w13111455.

Soomers, H., D. Karssenberg, M. B. Soons, P. A. Verweij, J. T. A. Verhoeven, & M. J. Wassen, 2012. Wind and Water Dispersal of Wetland Plants Across Fragmented Landscapes. Springer. Ecosystems 16: 434–451. https://doi.org/10.1007/s10021-012-9619-y.

Soulé, M. E., 1985. What Is Conservation Biology? [American Institute of Biological Sciences, Oxford University Press]. BioScience 35: 727–734. https://doi.org/10.2307/1310054.

Spears, G. Nash, S. Birk, L. Carvalho, T. Okruszko, A. Schwerk, & J. Williamson, 2025. Digital reports on results of the monitoring of the MERLIN case studies. p. 10.

Spitale, D., N. Angeli, V. Lencioni, M. Tolotti, & M. Cantonati, 2015. Comparison between natural and impacted Alpine lakes six years after hydropower exploitation has ceased. Springer. Biologia 70: 1597–1605. https://doi.org/10.1515/biolog-2015-0185.

Standish, R. J., R. J. Hobbs, & J. R. Miller, 2012. Improving city life: options for ecological restoration in urban landscapes and how these might influence interactions between people and nature. Springer. Landscape Ecology 28: 1213–1221. https://doi.org/10.1007/s10980-012-9752-1.

Steffen, W., J. Grinevald, P. Crutzen, & J. McNeill, 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. Royal Society. Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences 369: 842–867. https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0327.

Steinbauer, M. J., R. Field, J.-A. Grytnes, P. Trigas, C. Ah-Peng, F. Attorre, H. J. B. Birks, P. A. V. Borges, P. Cardoso, C.-H. Chou, M. De Sanctis, M. M. de Sequeira, M. C. Duarte, R. B. Elias, J. M. Fernández-Palacios, R. Gabriel, R. E. Gereau, R. G. Gillespie, J. Greimler, D. E. V. Harter, T.-J. Huang, S. D. H. Irl, D. Jeanmonod, A. Jentsch, A. S. Jump, C. Kueffer, S. Nogué, R. Otto, J. Price, M. M. Romeiras, D. Strasberg, T. Stuessy, J.-C. Svenning, O. R. Vetaas, & C. Beierkuhnlein, 2016. Topography-driven isolation, speciation and a global increase of endemism with elevation. Global Ecology and Biogeography 25: 1097–1107. https://doi.org/10.1111/geb.12469.

STEPSol, 2024. Etude technico économique pour la réalisation d'une Station de Transfert d'Energie par Pompagne aux Arcs.

Stewart, S. D., D. Kelly, L. Biessy, O. Laroche, & S. A. Wood, 2021. Individual diet specialization drives population trophic niche responses to environmental change in a predator fish population. Food Webs 27: e00193. https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2021.e00193.

Strayer, D. L., & D. Dudgeon, 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. The University of Chicago Press. Journal of the North American Benthological Society 29: 344–358. https://doi.org/10.1899/08-171.1.

Strong, A. M., C. C. Rimmer, K. P. McFarland, & K. Hagen, 2009. Effects of Mountain Resorts on Wildlife. In Mountain Resorts. Routledge.

Stuble, K. L., S. E. Fick, & T. P. Young, 2017. Every restoration is unique: testing year effects and site effects as drivers of initial restoration trajectories. Journal of Applied Ecology 54: 1051–1057. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12861.

Suding, K. N., K. L. Gross, & G. R. Houseman, 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology.

Susskind, L., J. Chun, A. Gant, C. Hodgkins, J. Cohen, & S. Lohmar, 2022. Sources of opposition to renewable energy projects in the United States. Energy Policy 165: 112922. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2022.112922.

Tahir, H., G. Stoltz, G. Veylon, & L. Peyras, 2025. Impact of test speed on the thermo-mechanical behavior of various types of geomembranes. Geotextiles and Geomembranes 53: 1588–1599. https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2025.08.002.

Tanguay, L., & J.-F. Bissonnette, 2025. A Meta-Review and Redefinition of the Social Acceptability and Acceptance Concepts for Natural Resource Management, And Their Application in Ecological Restoration . Social Science Research Network, Rochester, NY.

Tasser, E., & U. Tappeiner, 2002. Impact of land use changes on mountain vegetation. Applied Vegetation Science 5: 173–184. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00547.x.

Tavares, R. I. S., G. C. Pestana, A. D. Rocha, D. C. Schiavone, & R. Guillermo-Ferreira, 2018. Come to the dark side: habitat selection of larval odonates depends on background visual patterns. Ecological Entomology 43: 640–646. https://doi.org/10.1111/een.12643.

Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, & G. Merriam, 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. [Nordic Society Oikos, Wiley]. Oikos 68: 571–573. https://doi.org/10.2307/3544927.

Testi, B., 2021. Les retenues d'altitude pourraient-elles d'avantage contribuer à la biodiversité ? INRAE - Université Grenoble Alpes. p. 57.

Thomaz, S. M., 2023. Ecosystem services provided by freshwater macrophytes. Hydrobiologia 850: 2757–2777. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04739-y.

Thomaz, S. M., 2025. Asexual reproduction of aquatic macrophytes via stem fragments: A review on determinants of plant fragmentation and propagule dispersal. Hydrobiologia . https://doi.org/10.1007/s10750-025-05942-x.

Thomaz, S. M., & E. R. da Cunha, 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. https://doi.org/10.4322/actalb.02202011.

Thornhill, I., L. Batty, M. Hewitt, N. R. Friberg, & M. E. Ledger, 2017. The application of graph theory and percolation analysis for assessing change in the spatial configuration of pond networks. Springer. Urban Ecosystems 21: 213–225. https://doi.org/10.1007/s11252-017-0724-8.

Tiberti, R., M. Mangiacotti, & R. Bennati, 2021. The upward elevational shifts of pond breeding amphibians following climate warming. Biological Conservation 253: 108911. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108911.

Tiberti, R., A. von Hardenberg, & G. Bogliani, 2014. Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes: a case of study from the European Alps. Hydrobiologia 724: 1–19. https://doi.org/10.1007/s10750-013-1696-1.

Tickner, D., J. J. Opperman, R. Abell, M. Acreman, A. H. Arthington, S. E. Bunn, S. J. Cooke, J. Dalton, W. Darwall, G. Edwards, I. Harrison, K. Hughes, T. Jones, D. Leclère, A. J. Lynch, P. Leonard, M. E. McClain, D. Muruven, J. D. Olden, S. J. Ormerod, J. Robinson, R. E. Tharme, M. Thieme, K. Tockner, M. Wright, & L. Young, 2020. Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. BioScience 70: 330–342. https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002.

Tisserant, M., P. Janssen, A. Evette, E. González, P. Cavaillé, & M. Poulin, 2020. Diversity and succession of riparian plant communities along riverbanks bioengineered for erosion control: a case study in the foothills of the Alps and the Jura Mountains. Ecological Engineering 152: 105880. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105880.

Tonkin, J. D., F. Altermatt, D. S. Finn, J. Heino, J. D. Olden, S. U. Pauls, & David. A. Lytle, 2018. The role of dispersal in river network metacommunities: Patterns, processes, and pathways. Freshwater Biology 63: 141–163. https://doi.org/10.1111/fwb.13037.

Valéry, A., H. François, C. Carmagnola, X. Tranchant, R. Samacoïts, O. Mermillod, M. Le Lay, F. Leclercq, J-M. Soubeyroux, L. Guily, & S. Morin, 2025. Évolution de la ressource en eau et de la demande en eau dans une station de sports d'hiver dans le contexte du changement climatique. Taylor & Francis. LHB 111: 2473589. https://doi.org/10.1080/27678490.2025.2473589.

Vanham, D., E. Fleischhacker, & W. Rauch, 2009. Impact of snowmaking on alpine water resources management under present and climate change conditions. Water Science and Technology 59: 1793–1801. https://doi.org/10.2166/wst.2009.211.

Vanham, D., S. Toffol, E. Fleischhacker, & W. Rauch, 2007. Water demand for snowmaking under climate change conditions in an alpine environment.

Ventura, M., R. Tiberti, T. Buchaca, D. Buñay, I. Sabás, & A. Miró, 2017. Why should we preserve fishless high mountain lakes? Advances in Global Change Research. High Mountain Conservation in a Changing World: 181–205. https://doi.org/10.1007/978-3-319-55982-7_8.

Villaret, J.-C., J. Van Es, T. Sanz, G. Pache, T. Legland, A. Mokilajczak, S. Abdulhak, L. Garraud, & B. Lambey, 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.

Vivier, A., E. Buisson, A. Carré, L. Germain, S. Gallet, R. Jaunatre, N. Morard, F. Auscher, N. Bourgon, J. Chiffard-Carricaburu, T. Courteille, L. Curtet, A. Dausse, G. Decocq, I. Gailhard-Rocher, G. Gayet, M. Lucas, G. Melun, J. Millet, K. Monod, C. Mutillod, J. Sagan, P.-F. Staub, L. Tatin, C. Vidaller, & V. Zaninotto, 2025. Éléments de cadrage sur la restauration écologique et la restauration des écosystèmes. Références historiques, rappels de définitions et de principes d'action, critères d'évaluation et de suivi des projets, exemples d'utilisation. OFB – Patrinat - REVER. p. 147.

von der Thannen, M., Hoerbinger, Stephan, Paratscha, Roman, Smutny, Roman, Lampalzer, Thomas, Strauss, Alfred, & H. P. and Rauch, 2020. Development of an environmental life cycle assessment model for soil bioengineering constructions. Taylor & Francis. European Journal of Environmental and Civil Engineering 24: 141–155. https://doi.org/10.1080/19648189.2017.1369460.

Wagner, N. D., L. He, & E. Hörandl, 2021. The Evolutionary History, Diversity, and Ecology of Willows (Salix L.) in the European Alps. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Diversity 13: 146. https://doi.org/10.3390/d13040146.

Wang, H., Y. Gao, Y. Li, N. Li, C. C. Grueter, H. Xu, Z. Huang, L. Cui, & W. Xiao, 2023. Stepping Stone Strategy: A Cost-Effective Way to Address Habitat Fragmentation of Endangered Wildlife in Montane Forest. American Association for the Advancement of Science. Ecosystem Health and Sustainability 9: 0073. https://doi.org/10.34133/ehs.0073.

Wang, Y., S. Lu, F. Zi, H. Tang, M. Li, X. Li, C. Fang, & H. O. Ikhumhen, 2022. Artificial and Natural Water Bodies Change in China, 2000–2020. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Water 14: 1756. https://doi.org/10.3390/w14111756.

Warburton, J., 2006. Mountain environments. In Environmental Sedimentology. John Wiley & Sons.

Watson, J. E. M., N. Dudley, D. B. Segan, & M. Hockings, 2014. The performance and potential of protected areas. Nature Publishing Group. Nature 515: 67–73. https://doi.org/10.1038/nature13947.

White, M. S., M. A. Xenopoulos, K. Hogsden, R. A. Metcalfe, & P. J. Dillon, 2008. Natural lake level fluctuation and associated concordance with water quality and aquatic communities within small lakes of the Laurentian Great Lakes region. Hydrobiologia 613: 21–31. https://doi.org/10.1007/s10750-008-9469-y.

Williamson, C. E., J. E. Saros, & D. W. Schindler, 2009. Sentinels of Change. American Association for the Advancement of Science. Science 323: 887–888. https://doi.org/10.1126/science.1169443.

With, K. A., 2019. An Introduction to Landscape Ecology: Foundations and Core Concepts. In With, K. A. (ed) Essentials of Landscape Ecology. Oxford University Press. p. 0.

Yoccoz, N. G., A. Delestrade, & A. Loison, 2010. Impact of climatic change on alpine ecosystems: inference and prediction. Association pour la diffusion de la recherche alpine et UGA Éditions. Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine . https://doi.org/10.4000/rga.1293.

Young, T. P., 2000. Restoration ecology and conservation biology. Biological Conservation 92: 73–83. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00057-9.

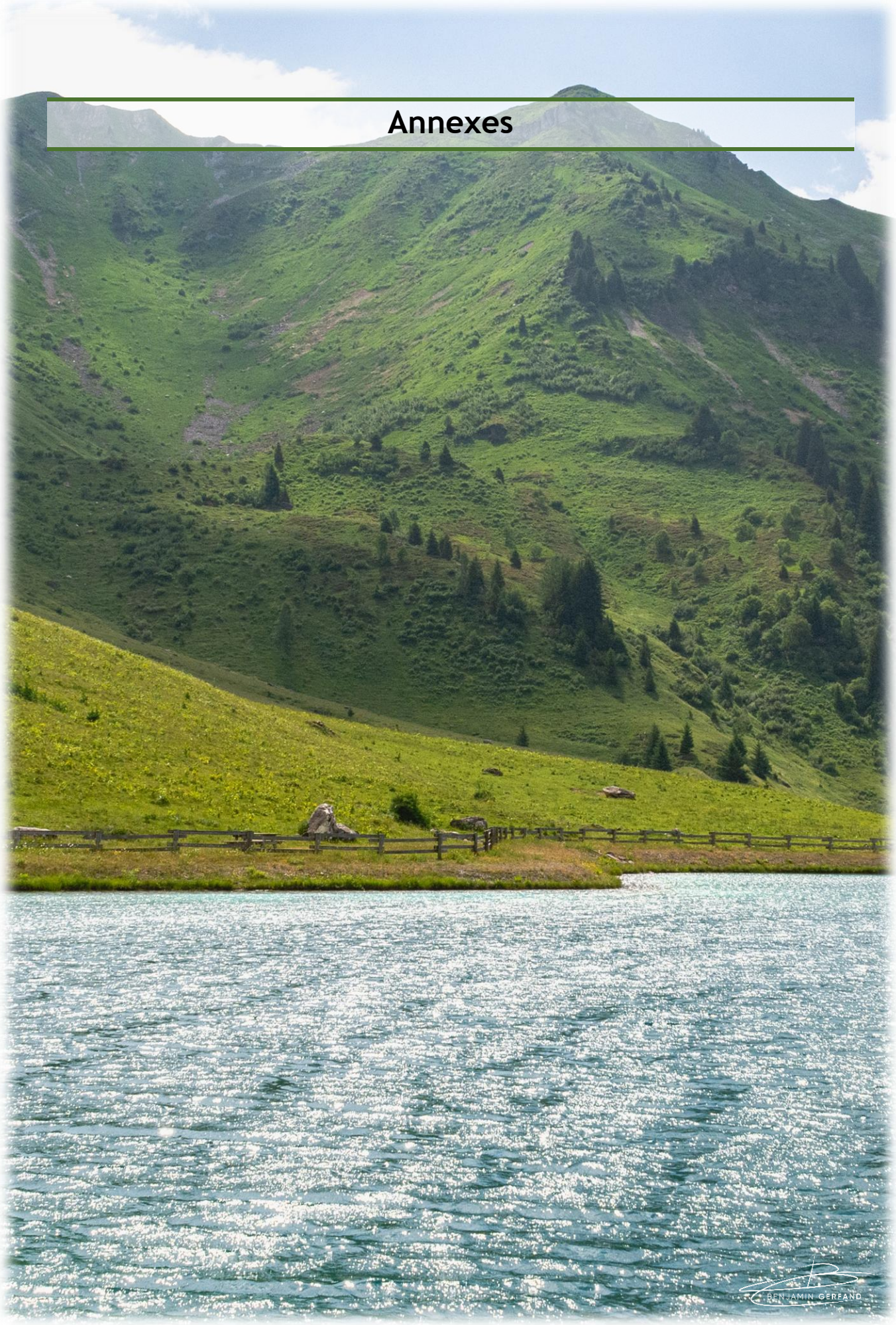
Young, T. P., D. A. Petersen, & J. J. Clary, 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. Ecology Letters 8: 662–673. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00764.x.

Zamora-Marín, J. M., C. Ilg, E. Demierre, N. Bonnet, A. Wezel, J. Robin, D. Vallod, J. F. Calvo, F. J. Oliva-Paterna, & B. Oertli, 2021. Contribution of artificial waterbodies to biodiversity: A glass half empty or half full? Science of The Total Environment 753: 141987. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141987.

Zhang, X., K. Jiao, S. Ma, & Y. Wu, 2025. Effect of Scratches on Mechanical Properties and Impermeability of PVC-P Geomembranes. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Polymers 17: 277. https://doi.org/10.3390/polym17030277.

Zioło, M., I. Bąk, & A. Spoz, 2024. Literature review of greenwashing research: State of the art. Corporate Social Responsibility and Environmental Management 31: 5343–5356. https://doi.org/10.1002/csr.2842.

Annexes



Retenue d'altitude – 1800 m – Haute-Savoie

« Le moteur de la vie, c'est le lien. Tout est lié, rien ne se suffit en soi. (…) Notre Terre repose sur un équilibre où chacun a sa place, n'existe que dans l'existence de l'autre. Un équilibre subtil, fragile, qu'un rien peut rompre. »

Yann-Arthus Bertrand

Annexe 1 — La ressource en eau dans le bassin-versant du ruisseau de l'Arc (Arc 2000).

Le bassin-versant du ruisseau de l'Arc (Arc 2000), situé sur le domaine des Arcs / Peisey-Vallandry (Bourg-Saint-Maurice, vallée de la Tarentaise, Savoie), est un bassin-versant de haute altitude de 13 km² s'étendant entre 1 800 et 3 200 m. Il constitue le site d'étude principal des travaux menés dans les chapitres 3 et 5 de cette thèse. Cette annexe présente des éléments de contexte complémentaires, afin de décrire les enjeux gravitant autour de la ressource en eau.

1. Contexte hydrogéologique du bassin-versant

Le réseau hydrographique du bassin-versant est organisé autour du Ruisseau de l'Arc, qui est alimenté par des affluents tels que les ruisseaux du Plan des Eaux, du Pré Saint-Esprit et du Marais, ainsi que par des chenaux temporaires actifs lors de la fonte nivale ou d'épisodes pluvieux intenses. Les apports en eau du bassin-versant résultent des précipitations annuelles (pluie et neige), dont une part significative est restituée à l'atmosphère par évapotranspiration (ETP). Les apports nets (différence entre précipitations et ETP) représentent l'eau disponible pour l'alimentation des cours d'eau, la recharge souterraine ou les usages anthropiques (Olivier Erard, 2024; Fig. 8). D'après le suivi hydrométrique réalisé entre 2020 et 2024 (Abest Ingénierie, 2024), le fonctionnement hydrologique du bassin-versant est sujet à une forte saisonnalité et une variabilité interannuelle importante. Les apports totaux ont varié d'environ 10 à 17 millions de m³ par an, reflétant une forte sensibilité aux conditions météorologiques annuelles. Les apports nets ont été particulièrement faibles en 2021–2022 (≈ 3,8 millions de m³), en raison d'un déficit marqué en précipitations, couplé à une ETP élevée. À l'inverse, les bilans de 2022–2023 et 2023–2024 ont montré des apports nets plus importants (respectivement 11,1 et 10,7 millions de m³), grâce à un enneigement hivernal plus abondant et une fonte plus progressive au printemps.

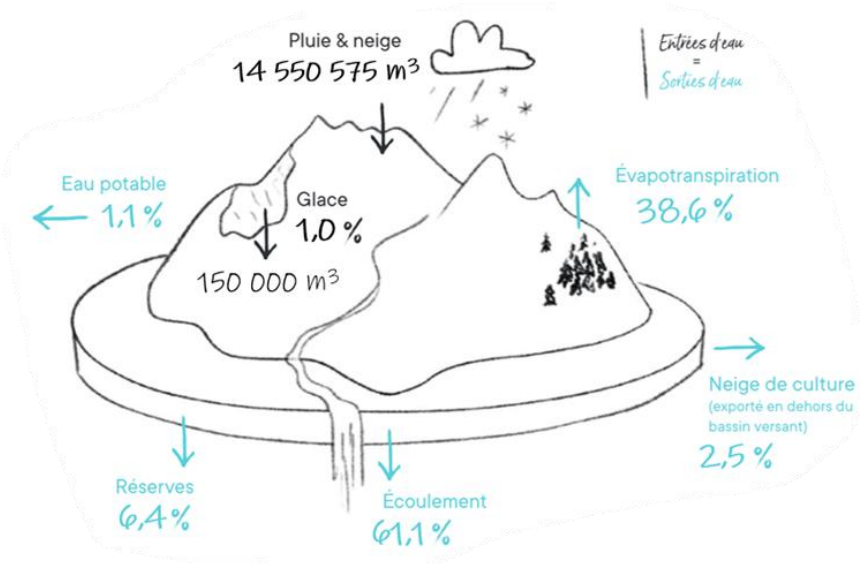


Fig. 8 Répartition moyennes des entrées et sorties d'eau sur le bassin-versant du ruisseau de l'Arc entre 2020 et 2024. Issue de l'étude d'Olivier Erard pour la société ADS.

Ces variations se répercutent directement sur l'écoulement annuel du ruisseau de l'Arc mesuré à la station du Pré Saint-Esprit. La montée en débit liée à la fonte nivale intervient généralement entre avril et juin, mais son intensité et sa durée dépendent étroitement du rythme de disparition du manteau neigeux. Une fonte précoce et rapide, comme en 2021–2022, génère un pic court et avancé, tandis qu'une fonte tardive et étalée, observée par exemple en 2022–2023, se traduit par une montée en charge progressive et un pic plus tardif.

Le bassin-versant repose également sur un ensemble géologique hétérogène qui conditionne fortement la qualité physico-chimique des eaux (Avignon Université, 2024a, 2024b). Dans les secteurs amont dominent des schistes (complexe schisteux supérieur du massif de Bellecôte), localement associés à des cargneules et à une nappe des gypses non-affleurantes (zone briançonnaise). Ces formations, très solubles, génèrent en amont des eaux enrichies en sulfates, calcium et magnésium. À l'inverse, les secteurs aval sont constitués de dépôts morainiques et alluviaux plus récents. Les eaux qui y circulent sont moins minéralisées, de type bicarbonaté calco-magnésien, traduisant un temps de contact plus court avec les substrats. Enfin, les eaux issues de la fonte nivale, peu minéralisées, dominent au printemps mais voient leur contribution décroître rapidement en été.

2. Captages et stockage de l'eau pour la production de neige

La ressource en eau du bassin-versant du ruisseau de l'Arc fait l'objet d'un ensemble d'aménagements hydrauliques destinés à sécuriser les volumes nécessaires à la production de neige de culture du domaine des Arcs / Peisey-Vallandry. Trois captages principaux assurent l'alimentation du réseau (Abest Ingénierie, 2024; Olivier Erard, 2024) :

- Le captage gravitaire des Plagnettes sur le ruisseau du Plan des Eaux, qui constitue la principale source d'alimentation au printemps ;
- Le captage souterrain KL, situé sur le ruisseau du Marais, mobilisable en automne pour compléter les besoins si nécessaire ;
- Le captage du Pré Saint-Esprit, sur le ruisseau de l'Arc, utilisé uniquement en dernier recours pour prélever des eaux de surface en cas de déficit sévère.

Ils sont encadrés par un arrêté préfectoral (2007, modifié en 2011) qui fixe les droits d'eau autorisés et les débits réservés à respecter en période d'étiage. Historiquement, les volumes prélevés pour la production de neige s'élèvent à environ 250 000 à 350 000 m³ au printemps, complétés par 60 000 à 110 000 m³ en automne. Depuis 2020, une réduction volontaire des prélèvements hivernaux a été mise en place, les limitant à moins de 20 000 m³ entre décembre et janvier afin de garantir le respect des débits réservés.

L'eau captée est destinée au réseau neige du domaine, qui comprend 680 enneigeurs couvrant 183 hectares de pistes. L'utilisation de l'eau se concentre à l'automne et au début de l'hiver, lorsque les conditions thermiques permettent la production de neige de culture. En moyenne, la production de neige mobilise 345 000 à 405 000 m³ d'eau par an, soit 3 à 9,5 % des apports

nets annuels du bassin-versant. Ce volume représente également 65 à 75 % des droits d'eau annuels au titre des débits réservés, illustrant l'importance de la gestion fine des prélèvements au regard des contraintes environnementales.

Le calendrier saisonnier de prélèvement et d'utilisation de l'eau implique une anticipation importante de son stockage. Le bassin-versant compte deux retenues d'altitude destinées au stockage de l'eau pour la production de neige :

- La retenue de l'Adret des Tuffes (alt. 2 212 m) est l'ouvrage majeur du système. Mise en service en 2008, sa digue de 21 m de hauteur et sa surface de 4,5 ha en font un barrage de catégorie C, permettant un stockage de 406 000 m³ d'eau, dont 20 000 m³ réservés à l'eau potable.

- La retenue du Renard (alt. 2 484 m), d'un volume de 6 000 m³, est appelée à être remplacée et agrandie dans le cadre du projet de retenue du Plan Vert (125 000 à 135 000 m³). À terme, la capacité totale de stockage atteindrait ~546 000 m³, renforçant la sécurisation des volumes destinés à l'enneigement.

Le remplissage des retenues s'effectue majoritairement autour du mois de juin via le captage des Plagnettes. Sur cette période, les retenues bénéficient également d'un apport naturel par la fonte nivale et les précipitations, représentant 6 à 7 % de leur remplissage annuel, soit environ 25 000 à 30 000 m³.

3. Spécificités de la retenue de l'Adret des Tuffes

3.1. Conception de la retenue

La retenue de l'Adret des Tuffes a été créée par le surcreusement d'une dépression naturelle, associé à la mise en œuvre de deux digues en remblais morainiques : une digue aval de 21,7m (fonction barrage) et une digue amont de 10 m (fonction pare-blocs/paravalanche). Ces digues sont rendues étanches par un Dispositif d'Étanchéité par Géomembrane (DEG ; Fig. 9) appliqué sur le parement amont et prolongé sur l'ensemble du fond et des berges du réservoir. La géologie locale (micaschistes, cargneules et gypse) est particulièrement sensible à l'eau et sujette à l'érosion interne. Pour prévenir tout risque de fuite ou d'instabilité, une double géomembrane d'étanchéité a été mise en œuvre sur l'ensemble de la surface du réservoir (Delorme et al., 2009; Fig. 9), une solution rare mais justifiée ici par les risques liés à la nature des fondations. Le système de drainage synthétique placé entre ces deux géomembranes permet de collecter les fuites éventuelles et joue un rôle essentiel dans le dispositif d'auscultation de la retenue. Le DEG (Fig. 9) se compose, de haut en bas, de :

- 50 cm d'enrochement (30/400 mm) pour protéger la surface contre l'action de la glace et du batillage,
- 30 cm de graviers de confinement (0/30 mm), évitant le poinçonnement de la géomembrane,

- Un géotextile anti-poinçonnement,
- Une géomembrane PVC principale (2 mm d'épaisseur), posée sur un drain synthétique,
- Une géomembrane secondaire (1,2 mm), également posée sur un drain synthétique.

Les berges ont été construites avec une pente d'environ 3H/1V (18,4°), imposée par les exigences de stabilité du DEG, qui conditionnent la sécurité et la durabilité de l'ouvrage. En 2021, des mesures *in situ* montrent que les pentes des berges sont plutôt de 15°, celle de l'alimentation en eau de 17° et celle de l'évacuateur de crue de 2°.

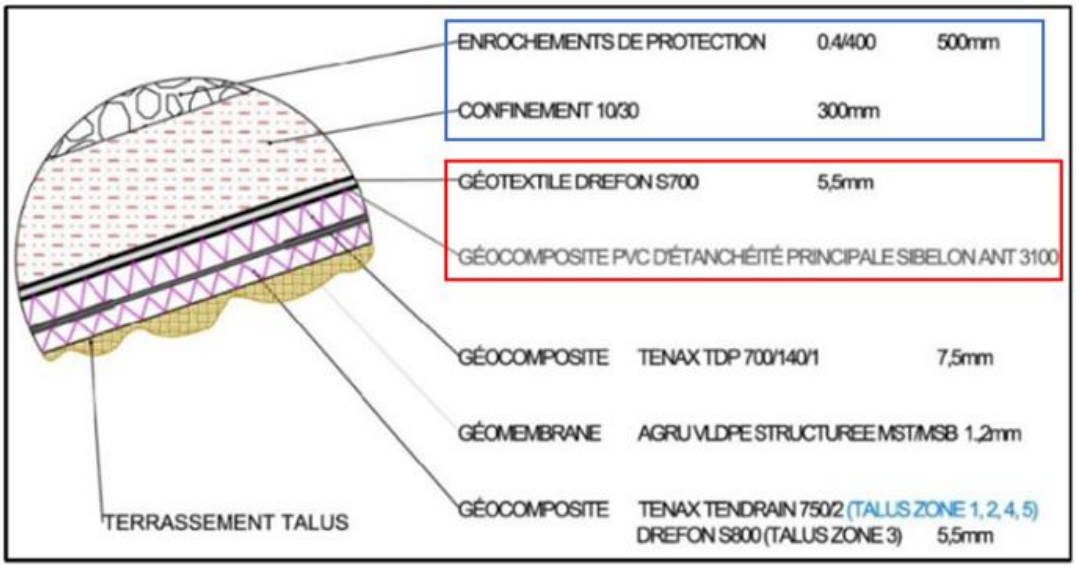


Fig. 9 Coupe schématique du Dispositif d'Étanchéité par Géomembrane (DEG) sur les talus de la retenue de l'Adret des Tuffes (© ADS). Les matériaux de couverture sont encadrés en bleu, et la géomembrane la plus superficielle et son géotextile anti-poinçonnement sont encadrés en rouge.

3.2. Usages de la retenue

La retenue de l'Adret des Tuffes a été conçue principalement pour répondre aux besoins en eau de production de neige de culture sur le domaine de montagne des Arcs. Elle permet aujourd'hui d'enneiger environ 42 % des surfaces de pistes, en constituant une sous-couche sur les pistes pour favoriser l'accroche de la neige naturelle et assurer un manteau neigeux stable tout au long de la saison. L'utilisation de l'eau entraîne une baisse significative du niveau d'eau de la retenue, pouvant atteindre ~13 mètres, jusqu'au volume minimal de 20 000 m³, réservé à la réserve en eau potable. En période estivale, le niveau d'eau reste relativement stable, avec des fluctuations n'excédant pas une trentaine de centimètres, en lien avec l'évaporation et les précipitations, dont le bilan est généralement positif.

Bien qu'elle soit avant tout un outil technique dédié à la neige de culture, la retenue a progressivement intégré une logique de multi-usages estivaux. Située à proximité immédiate de circuits de randonnée et de VTT, elle constitue un point d'attractivité touristique. Elle est également utilisée comme site de pêche, à la suite d'un alevinage régulier assuré par la Fédération de pêche de Savoie. À noter que la baignade est officiellement interdite, mais

difficile à faire respecter en l'absence de surveillance, tant pour les personnes que pour les animaux domestiques. Enfin, le volume de 20 000 m³, mobilisable en cas de besoin, a notamment été utile à certains agriculteurs lors de l'épisode caniculaire de 2022, illustrant le rôle stratégique de la retenue en période de tension hydrique.

3.3. Propriétés physico-chimiques de l'eau

Les analyses réalisées entre 2019 et 2024 montrent que l'eau de la retenue de l'Adret des Tuffes présente des caractéristiques physico-chimiques typiques des milieux lacustres de haute altitude (Gerfand et al., 2025). Les mesures thermiques acquises entre 2023 et 2025 montrent un plan d'eau globalement froid, oscillant entre 6 °C lors de l'alimentation printanière et 15–16 °C en surface au pic de l'été. Les teneurs en nutriments sont faibles : les nitrates et l'azote total restent à des concentrations modestes, l'ammonium et les orthophosphates sont quasi-indétectables, et la chlorophylle *a* demeure inférieure à 1 µg/L (Savoie Labo, 2022). Ces indicateurs convergent vers un niveau de productivité primaire très limité, en cohérence avec la faible turbidité et un carbone organique total lui aussi réduit. L'ensemble traduit un milieu oligotrophe, peu affecté par des apports organiques ou anthropiques.

L'eau est faiblement à modérément minéralisée, avec un pH basique et une conductivité électrique relativement faible. Le calcium et les sulfates dominent le cortège ionique, ce qui reflète l'influence géologique du bassin-versant : dissolution limitée des cargneules et des gypses en amont, en mélange avec des eaux issues des formations morainiques en aval. Les campagnes hydrochimiques de 2024 confirment que la retenue est alimentée par un mélange de trois masses d'eau, dont les proportions expliquent la variabilité saisonnière de la minéralisation observée au cours de l'année :

- Des eaux de fonte, pouvant représenter jusqu'à 60 % de l'alimentation estivale ;
- Des eaux souterraines d'origine schisteuse ;
- Des eaux issues des dépôts morainiques.

Les analyses de micropolluants (2019–2020) révèlent des concentrations très faibles, souvent inférieures aux limites de détection, pour un large spectre de familles chimiques (pesticides, phénols, produits azotés ou organophosphorés). La qualité bactériologique est également excellente, sans détection de coliformes ni d'E. coli. L'ensemble reflète une eau peu impactée par les activités humaines, malgré la fréquentation touristique du secteur.

4. Références

Abest Ingénierie, 2024. Etude de la ressource en eau. ADS, Les Arcs.

Avignon Université, 2024a. Contexte hydrogéologique Arc 2000 - Analyse sommaire sur la base des données hydrochimiques des campagnes de juillet, août et octobre 2024. Arc 2000. p. 5.

Avignon Université, 2024b. Contexte hydrogéologique Arc 2000 - Complément d'analyse à partir des données isotopiques. ADS, Arc 2000. p. 4.

Delorme, F., A. Lochu, P. Kraemer, A. Scuero, G. Vaschetti, S. Prost, & P. Recalcati, 2009. Retenue d'altitude de l'Adret des Tuffes : une étanchéité par double géomembrane intégralement en géosynthétiques.

Gerfand, B., F. Arthaud, A. Evette, B. Testi, L. Peyras, & S. Gaucherand, 2025. Ecological quality of snowmaking reservoirs in the Alps and management perspectives. Aquatic Sciences 87: 9. https://doi.org/10.1007/s00027-024-01136-0.

Olivier Erard, 2024. Bilans hydrologiques du Ruisseau de l'Arc de 2020 à 2024. ADS, Les Arcs.

Savoie Labo, 2022. Rapport d'analyse. Compagnie des Alpes, Bourg-Saint-Maurice.

Annexe 2 — Cartographie et liste des espèces inventoriées dans les plans d'eau situés à proximité la retenue de l'Adret des Tuffes (Arc 2000)

Description des données présentées

La cartographie présente les 14 plans d'eau visités dans un rayon de 3 km autour de la retenue de l'Adret des Tuffes, située sur le bassin-versant d'Arc 2000. Ce rayon de 3 km ne tient pas compte des reliefs, des infrastructures humaines ni des autres barrières à la dispersion. Il s'étend ainsi jusqu'aux cœurs de station Arc 1800, Arc 1950 et Arc 2000, ainsi qu'aux limites du Parc national de la Vanoise. Un premier recensement par analyse cartographique avait initialement permis d'identifier 29 plans d'eau sur la zone d'étude, numérotés de 1 à 29. Ces 29 plans d'eau ont ensuite fait l'objet de visites de terrain afin de vérifier leur existence et la présence d'eau en période estivale. À l'issue de cette vérification, seuls 14 plans d'eau ont été retenus et visités pour la réalisation des inventaires de la faune et de la flore. La numérotation d'origine a été conservée afin d'assurer la cohérence entre la cartographie et les données issues du travail cartographique initial ; par conséquent, les numéros des plans d'eau présentés ne sont pas nécessairement consécutifs.

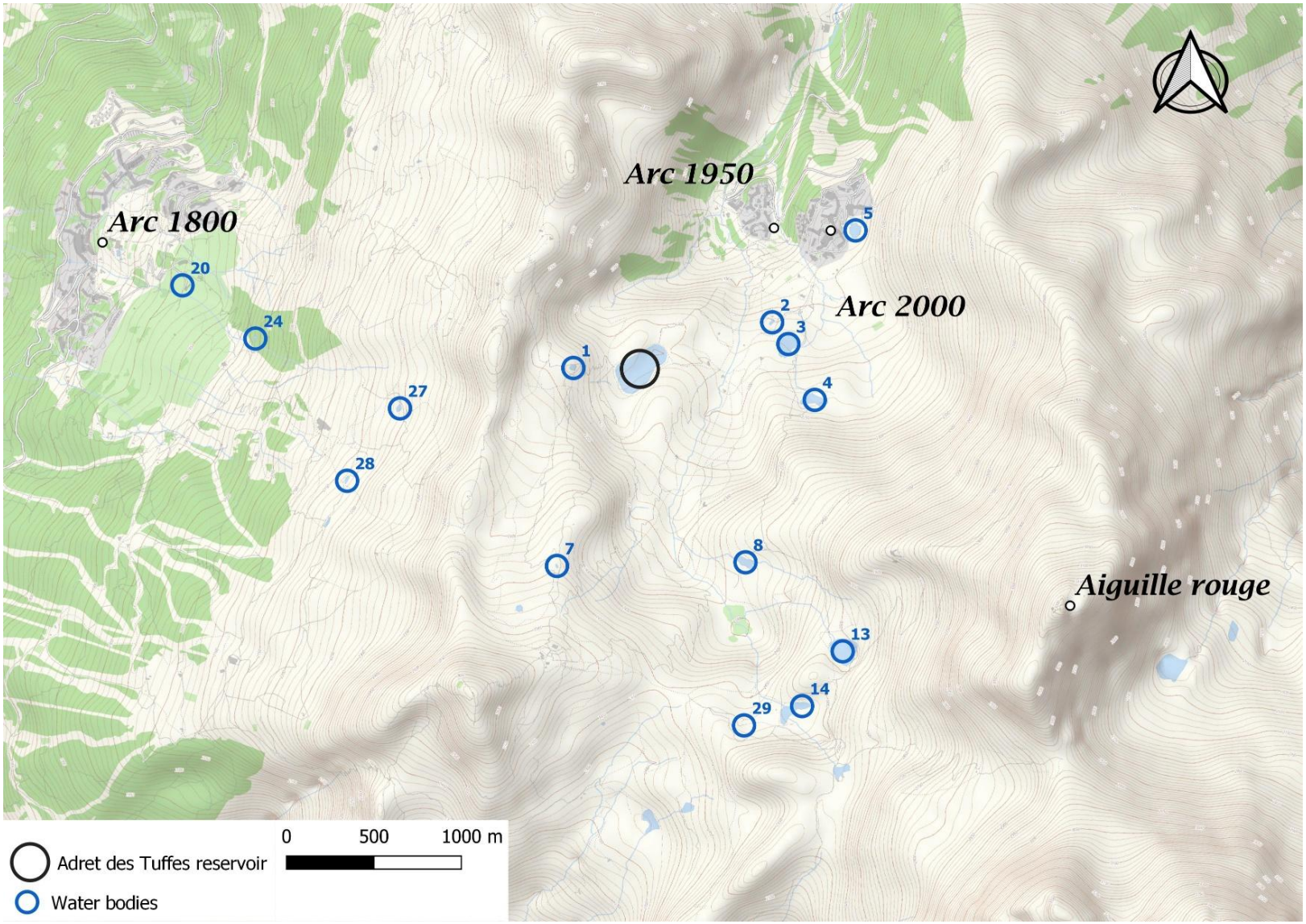
Les listes d'espèces présentées dans les tableaux concernent ces 14 plans d'eau, décrits en termes de type, d'origine, de localisation, de surface et de distance à la retenue étudiée. Les inventaires ont été réalisés sur différents groupes taxonomiques, selon des protocoles spécifiques à chacun, générant des données de nature variable, dont voici le détail pour les groupes taxonomiques déjà traités dont voici le détail pour les groupes taxonomiques déjà traités dont voici le détail pour les groupes taxonomiques déjà traités :

Groupe taxonomique	Protocole	Format des données
Macroinvertébrés	Filet surber	Abondances absolues
Odonates adultes	Prospection visuelle sur l'ensemble du périmètre du plan d'eau avec filet à papillon pendant 15 min	Classes d'abondances semi-quantitatives
Amphibiens	Prospection visuelle sur l'ensemble du périmètre du plan d'eau pendant 15 min	Classes d'abondances semi-quantitatives
Ichtyofaune	Observation visuelle + demande d'informations auprès de l'AAPPMA	Présence / Absence
Macrophytes	Identification de toutes les espèces présentes sur la surface d'eau libre	Liste d'espèces présentes

Classes d'abondances semi-quantitatives utilisées :

- « 0 » = Absence
- « Unique » = Un seul individu
- « Quelques » = Plus d'un unique individu, mais abondance très faible (< 10)
- « Nombreux » = Grand nombre d'individus, mais possibilité de les compter
- « Indénombrables » = Grand nombre d'individus, mais impossibilité de les compter

Cartographie des plans d'eau inventoriés



Tableaux des résultats d'inventaires pour chaque plan d'eau

n° site	Nom site	Type plan d'eau	Origine	X (°)	Y (°)	Z (m)	Surface (m²)	Distance à retenue (m)	Inventaire	Date prélèvement	Groupe	Taxon	Stade	Abondance
1	Lac de la montée	Lac	Naturelle	6.81322	45.56524	2286	863	381	Macroinvertébrés	30/07/2024	Chironomides	Tanypodinae	larve	8
											Chironomides	Chironomini	larve	13
											Chironomides	Orthocladiinae ss	larve	9
											Odonates	Aeshna juncea	larve	1
											Dipteres	Chaoboridae	larve	1
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	20
									Odonates adultes	30/07/2024	Zygoptere	Coenagrion hastulatum	adulte	nombreux
											Anisoptere	Aeshna juncea	adulte	quelques
											Anisoptere	Aeshna juncea	exuvie	indenombrable
											Anisoptere	Somatochlora metallica	adulte	unique
									Amphibiens	30/07/2024	NA	NA	NA	0
									Ichtyofaune	30/07/2024	NA	NA	NA	Absence
									Macrophytes	01/08/2024	Hélophytes	Juncus filiformis	NA	NA
											Hélophytes	Carex nigra	NA	NA
											Hydrophytes	Sparganium angustifolium	NA	NA
											Hélophytes	Caltha palustris	NA	NA
2	Mare Chalets de l'Arc	Mare	Artificielle	6.82793	45.5671	2163	439	801	Macroinvertébrés	30/07/2024	Trichopteres	Limnephilini	larve	18
											Trichopteres	Trichopteres	fourreaux vides	48
											Chironomides	Chironominae	larve	8
											Chironomides	Tanytarsini	larve	14
											Chironomides	Tanypodinae	larve	1
											Achetes	Helobdella stagnalis	indetermine	56
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	115
									Odonates adultes	30/07/2024	NA	NA	NA	0
									Amphibiens	30/07/2024	Anoures	Rana temporaria	subadulte	nombreux
											Anoures	Rana temporaria	têtard à pattes	nombreux
											Anoures	Rana temporaria	têtard	nombreux
									Ichtyofaune	30/07/2024	NA	NA	NA	Absence
									Macrophytes	01/08/2024	Hélophytes	Carex nigra	NA	NA
											Hélophytes	Carex canescens	NA	NA
											Hélophytes	Caltha palustris	NA	NA
											Hélophytes	Juncus filiformis	NA	NA
											Hélophytes	Carex rostrata	NA	NA
											Hélophytes	Ariophorum latifolium	NA	NA
											Hydrophytes	Potamogeton pectinatus	NA	NA

n° site	Nom site	Type plan d'eau	Origine	X (°)	Y (°)	Z (m)	Surface (m²)	Distance à retenue (m)	Inventaire	Date prélèvement	Groupe	Taxon	Stade	Abondance
3	ZH Adret des Tuffes	Zone humide / Lac	Naturelle	6.82904	45.56594	2178	9974	856	Macroinvertébrés	30/07/2024	Gasteropodes	Radix labiata	indetermine	7
											Chironomides	Chironominae	larve	24
											Chironomides	Tanytarsini	larve	3
											Chironomides	Chironomini	larve	2
											Chironomides	Orthocladiinae ss	larve	23
											Dipteres	Ceratopogonidae	larve	1
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	22
											Achetes	Helobdella stagnalis	indetermine	1
											Odonates	Aeshnidae	larve	1
											Heteropteres	Micronecta	adulte	1
											Coleopteres	Hydroporinae	larve	1
											Trichopteres	Trichopteres	fourreaux vides	NA
									Odonates adultes	30/07/2024	Zygoptere	Coenagrion hastulatum	adulte	quelques
											Anisoptere	Aeshna juncea	adulte	quelques
											Anisoptere	Sympetrum sp.	adulte	quelques
									Amphibiens	30/07/2024	NA	NA	NA	0
									Ichtyofaune	30/07/2024	NA	NA	NA	Absence
									Macrophytes	01/08/2024	Hélophytes	Carex nigra	NA	NA
											Hélophytes	Carex rostrata	NA	NA
											Hélophytes	Caltha palustris	NA	NA
											Hélophytes	Carex flava	NA	NA
											Hélophytes	Juncus alpinoarticulatus	NA	NA
											Hélophytes	Carex echinata	NA	NA
											Hélophytes	Carex frigida	NA	NA
											Hélophytes	Eriophorum angustifolium	NA	NA
											Hélophytes	Eriophorum latifolium	NA	NA
											Hélophytes	Carex davalliana	NA	NA
											Hélophytes	Trichoforum cespitosum	NA	NA
											Ptéridophytes	Equisetum variegatum	NA	NA
4	Lac Saint-Jacques	Lac	Naturelle	6.83077	45.563	2227	6957	1015	Macroinvertébrés	31/07/2024	Achetes	Helobdella stagnalis	indetermine	8
											Chironomides	Tanypodinae	larve	1
											Chironomides	Tanytarsini	larve	2
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	9
											Trichopteres	Trichopteres	fourreaux vides	3
									Odonates adultes	30/07/2024	NA	NA	NA	0
									Amphibiens	30/07/2024	Anoures	Rana temporaria	têtard	indenombrable
											Anoures	Rana temporaria	têtard à pattes	quelques
									Ichtyofaune	30/07/2024	NA	NA	NA	Absence
									Macrophytes	01/08/2024	Hydrophytes	Potamogeton pectinatus	NA	NA
											Hélophytes	Carex nigra	NA	NA
											Hélophytes	Juncus articulatus	NA	NA
											Hélophytes	Rorippa islandica	NA	NA
											Hydrophytes	Stuckenia filiformis	NA	NA

Annexe 2 Cartographie et liste des espèces inventoriées dans les plans d'eau situés à proximité de la retenue de l'Adret des Tuffes (Arc 2000)

n° site	Nom site	Type plan d'eau	Origine	X (°)	Y (°)	Z (m)	Surface (m²)	Distance à retenue (m)	Inventaire	Date prélèvement	Groupe	Taxon	Stade	Abondance
5	Lac des Combes	Lac	Naturelle	6.83435	45.57162	2115	4493	1464	Macroinvertébrés	30/07/2024	Megalopteres	Sialis lutaria	larve	1
											Chironomides	Orthocladiinae ss	larve	6
											Chironomides	Chironomini	larve	4
											Chironomides	Tanypodinae	larve	2
											Bivalve	Bivalve	indetermine	1
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	21
									Odonates adultes	31/07/2024	Zygoptere	Coenagrion hastulatum	adulte	unique
											Anisoptere	Aeshna juncea	adulte	unique
									Amphibiens	31/07/2024	Anoures	Rana temporaria	têtard	unique
											Anoures	Rana temporaria	adulte	quelques
											Anoures	Bufo bufo	adulte	quelques
									Ichtyofaune	31/07/2024	Cyprinides	Phoxinus phoxinus	indetermine	Presence
									Macrophytes	01/08/2024	Hydrophytes	Chara globularis	NA	NA
											Hydrophytes	Potamogeton berchtoldii	NA	NA
											Hélophytes	Juncus filiformis	NA	NA
											Ptéridophytes	Equisetum palustre	NA	NA
											Hélophytes	Carex nigra	NA	NA
											Hélophytes	Carex rostrata	NA	NA
7	PE Plan Vert	Mare	Naturelle	6.81132	45.5551	2451	179	1223	Macroinvertébrés	30/07/2024	Nematodes	Nematodes	indetermine	172
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	12
											Heteropteres	Micronecta	adulte	4
											Chironomides	Chironomini	larve	1
											Dipteres	Ceratopogoninae	larve	2
											Coleopteres	Scarodytes	larve	1
											Trichopteres	Limnephilini	larve	5
									Odonates adultes	30/07/2024	NA	NA	NA	0
									Amphibiens	30/07/2024	Anoures	Rana temporaria	têtard	indenombrable
									Ichtyofaune	30/07/2024	NA	NA	NA	Absence
									Macrophytes	01/08/2024	Hélophytes	Carex nigra	NA	NA
											Hélophytes	Juncus filiformis	NA	NA
8	Plan de l'Homme	Lac	Naturelle	6.82513	45.55482	2364	3898	1262	Macroinvertébrés	30/07/2024	Chironomides	Orthocladiinae ss	larve	10
											Chironomides	Diamesinae	larve	3
											Chironomides	Tanytarsini	larve	2
											Dipteres	Dasyheleinae	larve	1
											Gasteropodes	Planorbidae	indetermine	1
											Nematodes	Nematodes	indetermine	5
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	38
											Trichopteres	Limnephilini	larve	3
									Odonates adultes	30/07/2024	NA	NA	NA	0
									Amphibiens	30/07/2024	NA	NA	NA	0
									Ichtyofaune	30/07/2024	NA	NA	NA	Absence
									Macrophytes	01/08/2024	Hélophytes	Carex nigra	NA	NA
											Hélophytes	Rorippa islandica	NA	NA
											Hélophytes	Rorippa sylvestris	NA	NA
											Hélophytes	Juncus filiformis	NA	NA
											Hélophytes	Carex sp.	NA	NA
											Hélophytes	Tussilago farfara	NA	NA

n° site	Nom site	Type plan d'eau	Origine	X (°)	Y (°)	Z (m)	Surface (m²)	Distance à retenue (m)	Inventaire	Date prélèvement	Groupe	Taxon	Stade	Abondance
13	Lac Marlou	Lac	Naturelle	6.83192	45.55	2505	17639	1991	Macroinvertébrés	30/07/2024	Bivalve	Pisidium	indetermine	20
											Trichopteres	Limnephilini	larve	1
											Chironomides	Chironomidae	larve	9
											Chironomides	Tanytarsini	larve	13
											Chironomides	Orthocladiinae ss	larve	15
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	58
									Odonates adultes	30/07/2024	NA	NA	NA	0
									Amphibiens	30/07/2024	NA	NA	NA	0
									Ichtyofaune	30/07/2024	Cyprinides	Phoxinus phoxinus	indetermine	Presence
											Salmonides	Salvelinus namaycush	indetermine	Presence
											Salmonides	Salmo trutta	indetermine	Presence
									Macrophytes	01/08/2024	Hélophytes	Carex nigra	NA	NA
											Hélophytes	Eriophorum angustifolium	NA	NA
											Hélophytes	Eriophorum latifolium	NA	NA
14	PE / ZH Pissevieille	Zone humide / Lac	Naturelle	6.82875	45.54729	2483	8553	2141	Macroinvertébrés	01/08/2024	Gasteropodes	Galba trunculata	indetermine	1
											Bivalve	Pisidium	indetermine	2
											Chironomides	Chironomini	larve	13
											Chironomides	Orthocladiinae ss	larve	24
											Chironomides	Diamesinae	larve	1
											Chironomides	Tanypodinae	larve	3
											Chironomides	Chironomini	nymphe	1
											Chironomides	Tanytarsini	nymphe	1
											Chironomides	Orthocladiinae sl	nymphe	11
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	35
											Trichopteres	Stenophylax	larve	NA
									Odonates adultes	01/08/2024	NA	NA	NA	0
									Amphibiens	01/08/2024	Anoures	Rana temporaria	têtard	indenombrable
											Anoures	Rana temporaria	adulte	unique
									Ichtyofaune	01/08/2024	NA	NA	NA	Absence
									Macrophytes	01/08/2024	Hélophytes	Carex nigra	NA	NA
											Hélophytes	Caltha palustris	NA	NA
											Hélophytes	Eriophorum scheuchzeri	NA	NA
											Hélophytes	Eriophorum latifolium	NA	NA
											Hélophytes	Eriophorum angustifolium	NA	NA
											Hélophytes	Juncus filiformis	NA	NA
											Hydrophytes	Ranunculus cf trichophyllus	NA	NA
											Bryophytes	Sphagnum sp.	NA	NA
20	PE de la Vagère	Retenue	Artificielle	6.78491	45.57046	1808	126	2685	Macroinvertébrés	31/07/2024	Gasteropodes	Radix labiata	indetermine	2
											Chironomides	Chironomidae	larve	1
											Chironomides	Tanytarsini	larve	1
											Chironomides	Chironomini	larve	12
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	35
									Odonates adultes	30/07/2024	Zygoptere	Coenagrion hastulatum	adulte	quelques
											Anisoptere	Aeshna juncea	adulte	quelques
											Anisoptere	Sympetrum sp.	adulte	unique
											Anisoptere	Odonate sp.	exuvie	quelques
									Amphibiens	30/07/2024	Anoures	Rana temporaria	subadulte	unique
									Ichtyofaune	30/07/2024	Cyprinides	Phoxinus phoxinus	indetermine	Presence
									Macrophytes	01/08/2024	NA	NA	NA	NA

Annexe 2 Cartographie et liste des espèces inventoriées dans les plans d'eau situés à proximité de la retenue de l'Adret des Tuffes (Arc 2000)

n° site	Nom site	Type plan d'eau	Origine	X (°)	Y (°)	Z (m)	Surface (m²)	Distance à retenue (m)	Inventaire	Date prélèvement	Groupe	Taxon	Stade	Abondance
24	PE des Villards	Mare	Naturelle	6.79006	45.56754	1927	369	2205	Macroinvertébrés	31/07/2024	Chironomides	Tanypodinae	larve	50
											Chironomides	Orthocladiinae ss	larve	2
											Chironomides	Tanytarsini	larve	6
											Chironomides	Chironomini	larve	14
											Oligochetes	Lumbricidae	indetermine	28
									Odonates adultes	31/07/2024	Anisoptere	Aeshna juncea	adulte	quelques
									Amphibiens	31/07/2024	Anoures	Rana temporaria	subadulte	unique
											Anoures	Rana temporaria	têtard	indenombrable
									Ichtyofaune	31/07/2024	NA	NA	NA	Absence
									Macrophytes	01/08/2024	NA	NA	NA	NA
27	PE du Renard	Mare	Naturelle	6.80039	45.5636	2183	793	1394	Macroinvertébrés	31/07/2024	Trichopteres	Trichopteres	pupe	1
											Chironomides	Tanypodinae	larve	13
											Chironomides	Tanytarsini	larve	119
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	71
									Odonates adultes	31/07/2024	Anisoptere	Aeshna juncea	adulte	unique
									Amphibiens	31/07/2024	Anoures	Rana temporaria	têtard	indenombrable
											Anoures	Rana temporaria	têtard à pattes	unique
											Anoures	Rana temporaria	adulte	quelques
									Ichtyofaune	31/07/2024	NA	NA	NA	Absence
									Macrophytes	01/08/2024	NA	NA	NA	NA
28	PE du Petit Renard	Retenue	Artificielle	6.79627	45.56	2179	483	1790	Macroinvertébrés	31/07/2024	Bivalve	Pisidium	indetermine	20
											Chironomides	Chironomini	larve	199
											Chironomides	Tanytarsini	larve	154
											Chironomides	Tanypodinae	larve	18
											Chironomides	Tanypodinae	nymphe	1
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	31
											Trichopteres	Trichopteres	fourreaux vides	NA
									Odonates adultes	31/07/2024	Anisoptere	Odonate sp.	exuvie	quelques
											Anisoptere	Aeshna juncea	adulte	quelques
									Amphibiens	31/07/2024	Anoures	Rana temporaria	têtard	indenombrable
											Anoures	Rana temporaria	subadulte	unique
											Anoures	Rana temporaria	adulte	unique
									Ichtyofaune	31/07/2024	NA	NA	NA	Absence
									Macrophytes	01/08/2024	NA	NA	NA	NA

n° site	Nom site	Type plan d'eau	Origine	X (°)	Y (°)	Z (m)	Surface (m²)	Distance à retenue (m)	Inventaire	Date prélèvement	Groupe	Taxon	Stade	Abondance
29	PE du Col de la Chal	Mare	Naturelle	6.821715	45.548153	2476	308	2132	Macroinvertébrés	01/08/2024	Dipteres	Dipteres	larve	1
											Chironomides	Chironomini	larve	1
											Oligochetes	Oligochetes	indetermine	62
											Trichopteres	Limnephilinae	larve	8
									Odonates adultes	01/08/2024	NA	NA	NA	0
									Amphibiens	01/08/2024	NA	NA	NA	0
									Ichtyofaune	01/08/2024	NA	NA	NA	Absence
									Macrophytes	01/08/2024	Hélophytes	Carex nigra	NA	NA
											Hélophytes	Trichoforum sp.	NA	NA

Annexe 3 — Article publié dans la revue Sciences Eaux & Territoires : Les fascines d'hélophytes : une solution durable pour stabiliser les berges et préserver la biodiversité

Marie DIDIER[1], Sarah MENOLI[1], André EVETTE[1], Solange LEBLOIS[1], Benjamin GERFAND[1,2], Juliette ROUSSET[1], Anne VIVIER[3], Pierre-André Frossard[4]

https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.48.9337

Dans un contexte de dégradation des berges liée aux pressions anthropiques, les techniques de génie végétal constituent des réponses pertinentes alliant efficacité technique et respect des écosystèmes. Les fascines d'hélophytes s'inscrivent dans cette logique en proposant une solution fondée sur la nature, adaptée aux milieux calmes, pour stabiliser les berges tout en favorisant la biodiversité. Cet article présente les principes de mise en œuvre, les matériaux utilisés et les bénéfices attendus de cette technique, en vue d'en faciliter l'intégration dans les projets de restauration écologique.

[1] Univ. Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM, 38402 St-Martin-d'Hères, France.
[2] ADS-Domaine de Montagne Les Arcs/Peisey-Vallandry/Villaroger, 73700, Bourg-Saint-Maurice, France.
[3] Office français de la biodiversité (OFB), 94300 Vincennes, France.
[4] Hépia Genève, Filière Gestion de la nature, Jussy, Suisse.

Pour citer cet article :
DIDIER, Marie, Menoli Sarah, Evette André, Leblois Solange, Gerfand Benjamin, Rousset Juliette, Vivier Anne, et Frossard Pierre-André. "Les fascines d'hélophytes : une solution durable pour stabiliser les berges et préserver la biodiversité." Sciences Eaux & Territoires 48 (2025): 9337-9337.

Introduction

Les berges des cours d'eau jouent un rôle écologique central en tant qu'interface entre milieux terrestres et aquatiques, accueillant une biodiversité remarquable. Les ripisylves qui les constituent assurent des fonctions clés : stabilisation des sols, épuration des eaux, régulation thermique des milieux aquatiques, atténuation des crues, fourniture d'habitats variés et maintien de la continuité écologique au sein des corridors rivulaires (Gregory ***et al.***, 1991 ; Naiman et Décamps, 1997).

Cependant, ces milieux sont aujourd'hui fortement menacés par les pressions anthropiques : rectification et canalisation des cours d'eau, artificialisation des berges, fragmentation des habitats, pollution, surexploitation des zones riveraines ou encore surfréquentation (Wohl, 2018). Ces interventions altèrent la dynamique morphologique et hydrologique des systèmes fluviaux, entravent les processus naturels de régénération et compromettent la survie de nombreuses espèces inféodées aux milieux humides. En 2019, en France hexagonale, parmi les 10 714 cours d'eau du territoire, seulement 43,8 % sont considérés comme en bon état chimique et 43,3 % en bon état écologique (Eaufrance, 2019).

Dans ce contexte, le génie végétal – une approche centrée sur l'utilisation de la végétation vivante et des processus biologiques pour restaurer et stabiliser les berges – s'impose comme une solution fondée sur la nature (SfN) particulièrement pertinente (Fernandes et Guiomar, 2018). S'inspirant des dynamiques naturelles, en utilisant le pouvoir fixateur des plantes et leurs effets sur l'hydraulique locale, ces techniques visent à réconcilier les enjeux de protection contre l'érosion avec ceux de la conservation des milieux aquatiques et de leur biodiversité (UICN, 2016) [1].

Le génie végétal offre une palette de techniques aux caractéristiques variées, dont le choix dépend des objectifs du projet et des conditions locales : nature du substrat, niveau d'énergie hydraulique, ensoleillement, humidité du sol, etc. (Lachat, 1994). Les structures végétalisées renforcées (comme les caissons, ou fascines de ligneux) sont souvent privilégiées dans des contextes à dynamique fluviale modérée à forte. À l'inverse, dans les milieux à faible énergie, les fascines ou banquettes d'hélophytes constituent une solution originale.

Les fascines d'hélophytes reposent sur l'utilisation de plantes semi-aquatiques, les hélophytes, capables de croître avec leurs parties inférieures immergées et leurs organes aériens émergents. Ces espèces – telles que ***Phragmites australis*** (roseau commun), *Iris pseudacorus* (iris des marais), *Typha latifolia* (massette), ou encore diverses espèces de carex (*Carex spp.*), joncs (*Juncus spp.*), ou salicaires (*Lythrum salicaria*) – possèdent un développement végétatif vigoureux et des systèmes racinaires denses et fibreux. Ces caractéristiques leur confèrent une grande capacité de fixation des sédiments tout en favorisant une forte diversité fonctionnelle et faunistique (Adamson, 1939 ; Arrigoni, 1996 ; Adam *et al.*, 2008).

Malgré leur potentiel avéré, ces structures sont encore peu mises en œuvre, en raison d'un déficit de retour d'expérience, d'un manque de prescription technique normalisée et parfois d'une sous-estimation de leur efficacité dans les contextes adaptés.

L'objectif de cette note est donc de présenter les fascines d'hélophytes comme une méthode efficace, durable et écologiquement intégrée pour la stabilisation du pied de berge dans certains types de milieux à faible énergie. Elle vise à expliciter les principes de cette technique, ses conditions d'application, ses atouts, ses limites, ainsi que les recommandations pratiques permettant d'en assurer le bon fonctionnement.

Mise en œuvre des fascines d'hélophytes

Principe et définition

Les fascines d'hélophytes sont des ouvrages végétalisés implantés en pied de berge, conçus pour stabiliser les berges tout en favorisant la biodiversité rivulaire. Elles reposent sur l'utilisation de boudins en géotextile biodégradable, préfabriqués ou confectionnés directement sur site. Ces boudins sont remplis de matériaux granulaires, de nature minérale (graviers, sable) et organique (terre végétale, compost, fibres), dans lesquels sont insérées des mottes d'hélophytes.

Une fois mis en place, les boudins végétalisés sont fixés au substrat à l'aide de pieux en bois, assurant leur stabilité face aux sollicitations hydrauliques faibles à modérées (figure 1). Les pieux peuvent former une rangée devant le boudin ou à travers celui-ci selon la variante. Cette technique repose sur une double stratégie : une stabilisation immédiate offerte par la structure du boudin et son lestage, et une consolidation progressive grâce au développement racinaire des hélophytes, dont les systèmes denses et fibreux contribuent à l'ancrage des sédiments et à la cohésion des matériaux de berge.

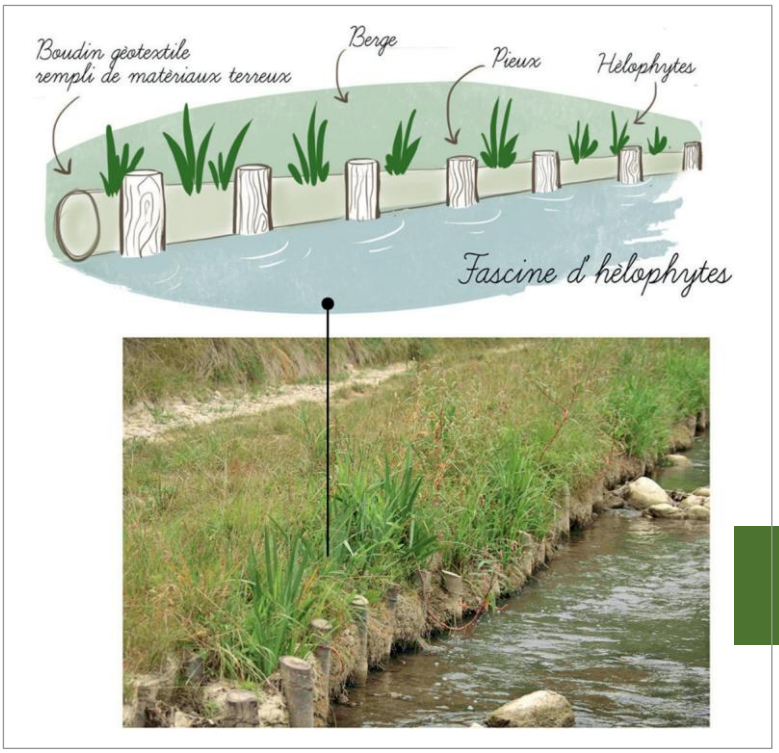


Figure 1 La fascine d'hélophytes et ses composants. Dessin : © C. Dorget ; photo : © P.-A. Frossard.

Les fascines d'hélophytes créent ainsi une couverture végétale dense et souple en pied de berge, capable de dissiper l'énergie de l'eau, de filtrer les particules fines, et de fournir des habitats pour de nombreuses espèces aquatiques et amphibies. Leur mise en œuvre s'inscrit pleinement dans les principes du génie végétal, en mobilisant des processus écologiques pour répondre à des enjeux de protection contre l'érosion.

Comme pour d'autres ouvrages de stabilisation, les fascines d'hélophytes sont rarement utilisées seules. Elles sont généralement associées à d'autres techniques végétales sur le haut de berge ou le talus (plantations d'arbustes, semis, tressage de ligneux), afin de garantir une cohésion verticale de

l'ensemble de la berge et d'assurer une restauration complète des fonctions écologiques et mécaniques du système rivulaire.

Contexte d'utilisation

Les fascines d'hélophytes sont particulièrement adaptées à la revégétalisation et à la stabilisation des pieds de berge dans des eaux calmes, telles que les lacs, canaux, étangs, bras-morts ou les zones lentiques des grands cours d'eau, mais aussi dans certains types de cours d'eau à faible énergie (Adam et al., 2008). Avec la banquette d'hélophytes (variante plus structurée de la plantation d'hélophytes simple), la fascine constitue la technique à base d'hélophytes la plus efficace contre les glissements superficiels et les sapements, ainsi que contre un batillage modéré, qu'il soit dû à la navigation sur de petits canaux ou au clapotis des vagues causé par le vent sur des plans d'eau. Cette technique s'avère particulièrement efficace dans les zones présentant des irrégularités, comme la présence de souches ou de canalisations, puisqu'elle s'ajuste à ces contraintes sans nécessiter de modifications importantes du site et s'adapte à la courbure naturelle de la berge.

Matériaux et technique de mise en œuvre

Les matériaux nécessaires pour réaliser une fascine d'hélophytes sont les suivants (figure 2) (Schiechtl et Stern, 1997 ; Eubanks et Meadows, 2002) :

- **Boudin de géotextile** : préfabriqué ou fabriqué sur site, à base de géotextiles biodégradables. Cela comprend un géotextile aiguilleté (largeur ≥ 2,2 m, densité ⍰ 1 000 g/mZ) et un géotextile tissé ou noué (largeur ≥ 2 m, densité minimale 740 g/mZ). Le boudin est rempli de matériaux gravelo-terreux ;
- **Système de fermeture et maintien** : des pieux morts (diamètre de 8-12 cm, longueur ≥ 200 cm) et une corde naturelle (par exemple, en coco) ;
- **Agrafes** [2] : la taille dépend du chantier. Permet d'assurer la fixation du géotextile ;
- **Mottes d'hélophytes** : prévoir environ trois à six plants par mètre linéaire pour une couverture végétale efficace ;
- **Ramilles anti-affouillement** (optionnel) : des branches non susceptibles de rejeter, placées perpendiculairement au courant, sous la fascine, pour limiter l'érosion en attendant le développement des racines. Compter environ quarante ramilles par mètre linéaire.

Le site doit être ensoleillé et le choix des hélophytes doit tenir compte des conditions locales (sol, température…) et des espèces naturellement présentes sur le site, pour s'inspirer des modèles naturels, assurer la pérennité de l'ouvrage et limiter les risques liés à l'introduction de souches inadaptées ou exogènes. La sélection d'espèces locales pourra s'appuyer sur la marque « Végétal Local », qui garantit une provenance régionale des végétaux et favorise l'utilisation de plantes adaptées aux conditions écologiques spécifiques du territoire (Huc et al., 2023). Il est recommandé de vérifier la disponibilité des espèces auprès de pépinières spécialisées ou de prévoir un contrat de culture à l'avance, et de prévoir au moins huit espèces différentes pour garantir une biodiversité suffisante (Adam et al., 2008). Des prélèvements peuvent également être faits sur site ou à proximité

sur le bassin versant, en tenant compte de la taille des populations locales et de l'impact des prélèvements sur le milieu.

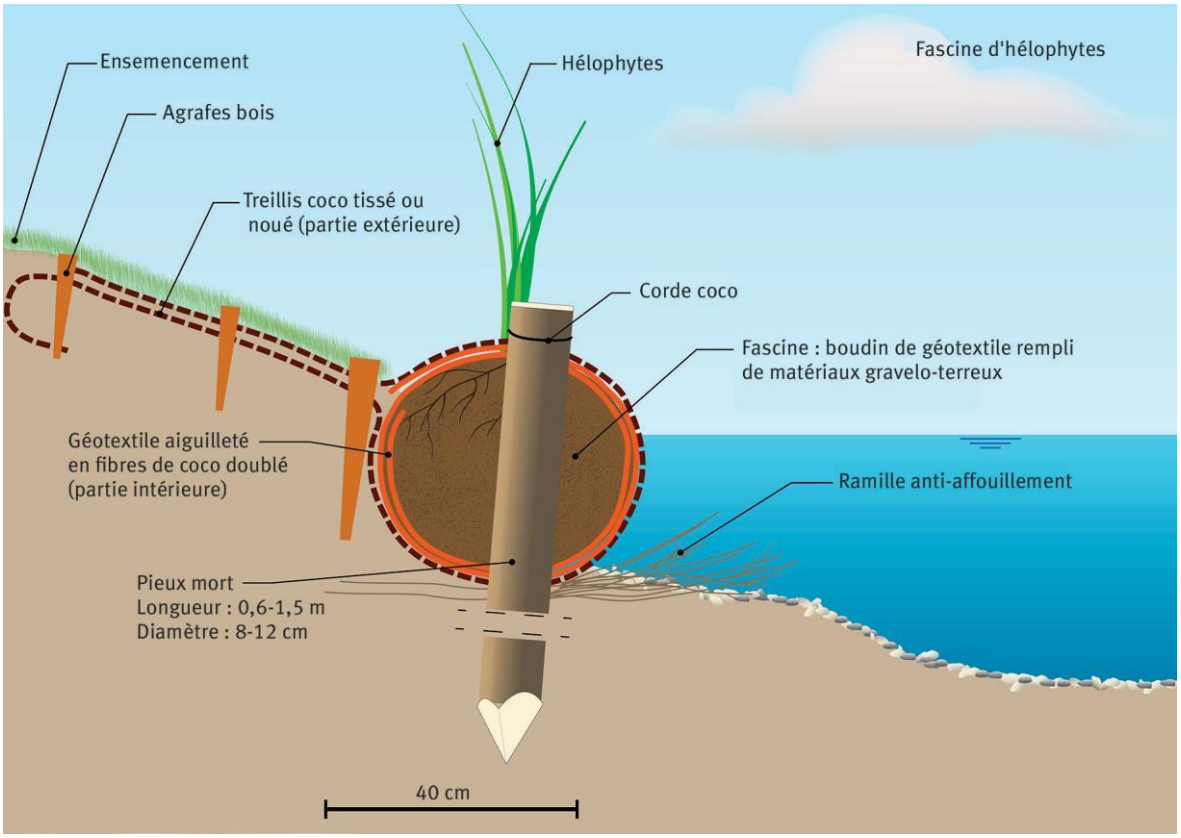


Figure 2 Profil en vue transversale d'une fascine d'hélophytes en pied de berge de cours d'eau (variante où la rangée de pieux se situe à travers le boudin).

Le boudin de géotextile peut être confectionné directement sur place ou utilisé sous forme préfabriquée, parfois préplanté d'hélophytes. Cette seconde option peut être envisagée dans des contextes très spécifiques, où les conditions d'implantation sont particulièrement homogènes. Elle permet un gain de temps sur le terrain, mais engendre un coût plus élevé. L'utilisation de boudins préfabriqués et/ou préplantés doit toutefois être envisagée avec précaution dans une logique d'écoconception. Il est essentiel de s'assurer de l'origine et de la nature des matériaux utilisés, en particulier le type de géotextile et son impact environnemental ainsi que de la provenance des végétaux. Une sélection d'espèces trop standardisée pourrait en effet entraîner une uniformisation de la flore, réduisant la diversité végétale locale et contribuant à la banalisation des écosystèmes rivulaires.

En ce qui concerne la mise en place de la fascine d'hélophytes, une petite plate-forme en pied de berge d'une profondeur et largeur de 40 à 50 cm doit être créée pour y poser le boudin. Cela permet d'améliorer la stabilité et l'ancrage de l'ouvrage (Schiechtl et Stern, 1997). La position du boudin doit être soigneusement ajustée en fonction du niveau moyen annuel de l'eau et de ses variations, de manière à ce qu'environ un tiers de la structure reste hors de l'eau, avec un dépassement de 5 à 10 cm au-dessus du niveau de l'eau une fois les travaux terminés (Schiechtl et Stern, 1997). Toutefois, la méthode la plus fiable reste l'observation des modèles naturels, en

s'appuyant sur la hauteur des hélophytes présents à proximité du site d'intervention. Pour une mise en œuvre détaillée de ces techniques, des guides spécialisés sont disponibles en ligne (par exemple : Didier et al., 2025).

Résultats et avantages

Effets sur la stabilisation des berges

Le rôle stabilisateur de la fascine d'hélophytes sur les berges s'effectue *via* une combinaison de mécanismes physiques et biologiques. Initialement, le boudin de géotextile biodégradable offre une barrière mécanique contre l'érosion, les effets du batillage et les courants. Progressivement, les hélophytes insérées dans la structure prennent le relais : leurs tiges souples dissipent l'énergie de l'eau, tandis que leurs racines développent un réseau dense et ramifié qui ancre solidement et profondément le substrat.

Leur mise en place assure une protection immédiate contre l'érosion dès leur installation et la résistance de l'ouvrage augmente avec le temps grâce au développement des végétaux, selon le principe général des techniques vivantes. La résistance de la fascine d'hélophytes est de 30 N/m^2 à la pose et 60 N/m^2 après trois à quatre saisons de végétation (Schiechtl et Stern, 1997).

Bénéfices écologiques

Outre les avantages généraux typiques liés à la protection et la stabilisation des berges des ouvrages de génie végétal, les fascines d'hélophytes présentent également des intérêts écologiques spécifiques qui en font une solution attrayante pour la stabilisation des berges. Les fascines d'hélophytes se distinguent par leur souplesse et leur efficacité immédiate, par rapport à un simple bouturage, offrant une structure adaptable et une surface rugueuse favorisant une sédimentation importante. Les hélophytes qui les composent montrent une grande adaptabilité aux fluctuations des niveaux d'eau, ce qui renforce leur résilience dans des milieux dynamiques (Eubanks et Meadows, 2002). Les fascines d'hélophytes contribuent également à diversifier les structures végétales en berge, en trouvant leur place sur les tronçons les moins exposés aux contraintes tractrices. Elles peuvent ainsi être utilisées en complément d'autres structures ligneuses, notamment les fascines de saules. En effet, l'usage exclusif de ces dernières sur de longs tronçons tend à enfermer et banaliser les cours d'eau de faible gabarit, voire à accentuer un effet de chenalisation. L'intégration des fascines d'hélophytes favorise au contraire une plus grande hétérogénéité des habitats, soutenant la colonisation naturelle et l'établissement progressif d'une végétation rivulaire diversifiée.

Bénéfices économiques

L'implantation de fascines d'hélophytes est souvent moins coûteuse que d'autres techniques plus lourdes, comme l'enrochement en pied de berge, ce qui constitue un avantage économique significatif. Le coût se situe généralement entre 50 et 100 euros HT par mètre linéaire. Par ailleurs, ces structures nécessitent peu, voire aucun entretien, ce qui les rend particulièrement attractives et économiques à long terme.

En comparaison à des techniques plus basiques, comme la simple plantation d'hélophytes, l'installation de fascines demande une main-d'œuvre plus importante, notamment pour l'assemblage et l'ancrage, pouvant entraîner des coûts supérieurs, surtout dans le cas de boudins préfabriqués, coûts restants tout de même abordables (Donat, 1995 ; Schiechtl et Stern, 1997).

Limites et conditions de succès

Malgré leurs nombreux avantages, les fascines d'hélophytes présentent certaines limites qu'il convient de prendre en compte. Elles sont peu adaptées aux cours d'eau soumis à des vitesses d'écoulement élevées et où les forces érosives peuvent compromettre leur stabilité. De plus, la hauteur de l'ouvrage limitée, généralement entre 30 et 40 cm, réduit leur possibilité d'utilisation sur des berges à pente prononcée ou sujettes à une forte érosion verticale. L'ensemble de ces contraintes rappellent l'importance d'une évaluation préalable des conditions du site pour garantir la pertinence de cette méthode.

Remarques finales

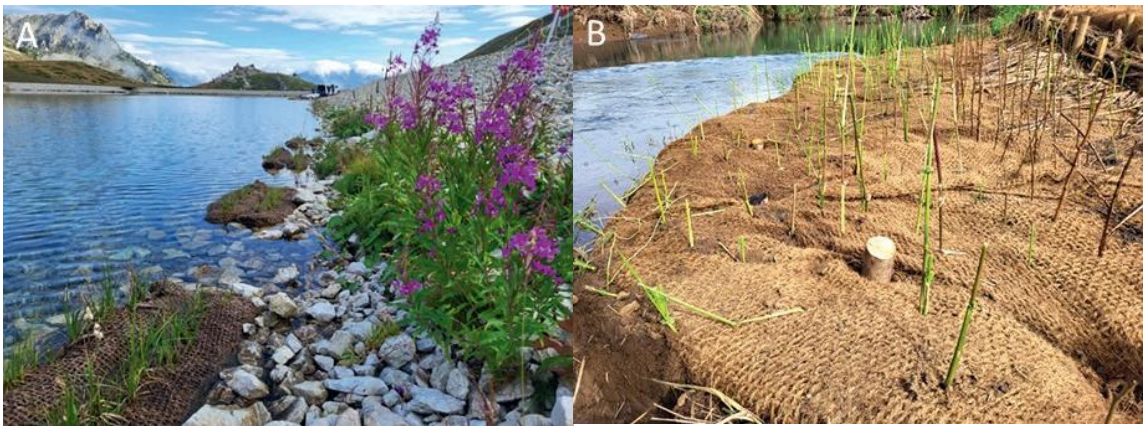


Figure 3 Fascine d'hélophytes sur une retenue d'altitude, (B) Banquette d'hélophytes sur une rivière en Guadeloupe. Photo : © A. Evette.

Encore sous-utilisées, les fascines d'hélophytes possèdent un fort potentiel d'adaptation à des contextes géographiques variés, tels que l'étage subalpin (notamment pour la revégétalisation des plans d'eau et retenues) ou encore les milieux tropicaux, où leur application tend à se développer (figure 3). Répondre à la demande croissante pour ces techniques dans ces environnements nécessite des études approfondies afin d'en optimiser la conception et la résistance. En élargissant leur champ d'application, ces structures pourraient devenir des solutions clés pour la gestion durable des écosystèmes, leur résilience et in fine la prévention des risques via la restauration de l'hydrosystème, tout en s'adaptant aux spécificités locales.

Références

Adam, P., Debiais, N., Gerber, F., & Lachat, B. (2008). *Le génie végétal. Un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques.* La Documentation française Éd. MEDDE.

Adamson, R. S. (1939). The Classification of Life-Forms of Plants. *Botanical Review, 5*(10), 546-561. https://doi.org/10.1007/BF02868932

Arrigoni, P. V. (1996). A classification of plant growth forms applicable to the Floras and Vegetation types of Italy. *Webbia, 50*(2), 193-203. https://doi.org/10.1080/00837792.1996.10670600

Donat, M. (1995). *Bioengineering techniques for streambank restoration. A review of Central European practices (Watershed Restoration Project Report No. 2).* Ministry of Environment, Lands and Parks and Ministry of Forests.

Eaufrance. (2019). *La qualité des rivières*. Eaufrance, le service public d'information sur l'eau. https://www.eaufrance. fr/la-qualite-des-rivieres

Eubanks, C., & Meadows, D. (2002). *A Soil Bioengineering Guide for Streambank and Lakeshore Stabilization.* U.S. Department of Agriculture Forest Service, Technology and Development Program. https://catalog.hathitrust.org/Record/007423493

Fernandes, J. P., & Guiomar, N. (2018). Nature-based solutions : The need to increase the knowledge on their potentialities and limits. *Land Degradation & Development, 29*(6), 1925-1939. https://doi.org/10.1002/ldr.2935

Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience, 41*(8), 540-551. https://doi.org/10.2307/1311607

Huc, S., Delafoulhouze, M., Terpereau, G., Mulatero, C., & Vahé, L. (2023). *Guide d'aide à la définition des étapes de restauration des écosystèmes herbacés avec des végétaux sauvages et locaux*. Conservatoire Botanique National Alpin. http://www.cbn-alpin-biblio.fr/GED_CBNA/128698094687/BB_45646.pdf

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. https://side.developpement-durable.gouv.fr/ACCIDR/digital-viewer/c-219342

Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997). The Ecology of Interfaces : Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics, 28*(1), 621-658. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621

Schiechtl, H. M., & Stern, R. (1997). *Water bioengineering techniques for watercourse bank and shoreline protection*. Blackwell Science. UICN. (2016). *Rapport Annuel 2016.* Union Internationale pour la Conservation de la Nature. https://portals.iucn.org/library/node/46690

Wohl, E. (2018). Human Alterations of Rivers. Dans E. Wohl (dir), *Sustaining River Ecosystems and Water Resources* (pp. 59-104). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65124-8_3

Annexe 4 — Article court en révision dans la revue Sciences Eaux & Territoires, dans le cadre de la synthèse des travaux du Pôle R&D Ecla : Végétaliser les retenues d'altitude pour atténuer leur impact sur la biodiversité

Florent ARTHAUD[1,2,3], Benjamin GERFAND[4,5], Stephanie GAUCHERAND[4], André EVETTE[4], Léo TIXIER[5], Pierre BERTELOOT[6], Samuel WESTRELIN[2,6]

Chapeau

Les retenues d'altitude se multiplient rapidement dans les massifs alpins pour stocker l'eau qui soutient l'enneigement artificiel. Ces retenues, qui transforment les paysages, sont très peu biogènes. Le pôle ECLA, avec le soutien financier de l'Union Européenne dans le cadre du programme Interreg France-Italie ALCOTRA BECCA, teste des solutions d'intégration écologique et de végétalisation de ces retenues conciliant usages humains et conservation de zones humides naturelles.

Résumé

Les retenues d'altitude constituent aujourd'hui une part significative du réseau de plans d'eau de montagne, mais leur création entraîne souvent la destruction de zones humides et d'habitats fonctionnels. Les inventaires biologiques témoignent de communautés considérablement appauvries et d'une quasi-absence de végétation aquatique, transformant certaines retenues en « pièges écologiques ». Pour tester des solutions permettant leur meilleure intégration environnementale, un projet de végétalisation a été mené sur la retenue de l'Adret des Tuffes (Les Arcs 2000). Des fascines d'hélophytes et d'hydrophytes ont été implantées sur les berges et sur un radeau flottant. Les hélophytes se sont bien développées sur les berges et le radeau, tandis que les hydrophytes ont survécu sur le radeau mais très peu en berges, du fait des exondations printanières. Un suivi faunistique est réalisé pour évaluer la capacité d'accueil de ces aménagements, alors que la retenue présente initialement une faible abondance d'amphibiens et une diversité limitée d'invertébrés. Sur cette base, des recommandations sont proposées pour renforcer la qualité écologique des retenues existantes comme les caractéristiques du substrat et des pentes des berges, la végétalisation avec des espèces locales et l'adaptation des cycles de remplissage aux périodes de reproduction. Ces mesures visent à permettre de concilier au mieux usages humains et conservation de la biodiversité en montagne.

[1] Univ. Savoie Mont Blanc, INRAE, CARRTEL, Thonon-les-Bains, France
[2] Pôle R&D ECLA, France
[3] Service EcoAqua, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, OFB, Thonon-les-Bains, France
[4] Université Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM, 38000, Grenoble, France
[5] ADS–Domaine de Montagne Les Arcs/Peisey-Vallandry/Villaroger, Bourg-Saint-Maurice, France
[6] INRAE, Aix Marseille Univ., RECOVER, Aix-en-Provence, France

Les retenues d’altitude, enjeux divers

En montagne, les retenues d’altitude se sont multipliées en quelques décennies. Destinées principalement au stockage d’eau pour l’enneigement artificiel, elles sont de plus en plus nombreuses et volumineuses : certaines dépassent désormais plusieurs centaines de milliers de mètres cubes. Cette expansion rapide transforme les paysages alpins et interroge quant à leurs conséquences écologiques une fois mises en eau.

Leur rôle dans le paysage aquatique en montagne reste ambivalent. Leur implantation conduit souvent à la destruction d’habitats plus anciens et fonctionnels comme des zones humides. Dans les Alpes du nord, elles représentent aujourd’hui plus de 5 % de l’ensemble des plans d’eau présents dans la même tranche altitudinale (Gerfand et al. 2025). Elles forment ainsi une part non négligeable du réseau de plans d’eau et peuvent constituer, même temporairement, des refuges, des zones relais ou des corridors de dispersion pour certaines espèces dans un contexte de fragmentation accrue des milieux alpins.

Les inventaires biologiques réalisés sur un échantillon représentatif de retenues montrent toutefois des communautés particulièrement pauvres, dominées par quelques espèces ubiquistes. Cela pourrait en partie s’expliquer par la conception homogène et minérale des berges et les conditions particulières engendrées par l’exploitation de ces retenues. En outre, la présence fréquente de poissons introduits perturbe les relations trophiques et limite la diversité faunistique. L’absence quasi systématique de végétation aquatique prive ces milieux de fonctions essentielles : production primaire, oxygénation, abris et supports de ponte pour invertébrés aquatiques et amphibiens. Dans ces conditions, les retenues d’altitude peuvent agir comme de véritables « pièges écologiques », attirant certaines espèces sans offrir les conditions nécessaires à leur reproduction et leur survie. Quelques observations isolées de colonisation spontanée de plantes hélophytes ou hydrophytes ouvrent cependant une piste : ces milieux pourraient évoluer vers une meilleure qualité environnementale, à condition d’enclencher et accompagner les dynamiques de végétation par des travaux d'ingénierie écologique. En effet ces milieux sont particulièrement minéraux et les conditions climatiques extrêmes y ralentissent les dynamiques de succession écologique.

Expérimentation de végétalisation et effets pour la faune

Suite à ce constat, un projet de végétalisation a été mis en place sur la retenue de l’Adret des Tuffes (Arcs 2000), en collaboration avec le laboratoire LESSEM d’INRAE, ADS Domaine de Montagne Les Arcs / Peisey-Vallandry et le Pôle R&D ECLA, et avec le soutien financier de l'Union Européenne dans le cadre du programme Interreg France-Italie ALCOTRA BECCA. Cette initiative vise à tester des techniques de génie végétal pour établir une végétation sur les berges et évaluer son attractivité pour la faune locale.

Les interventions ont consisté à installer des fascines d'hélophytes (*Carex nigra* et *Eriophorum angustifolium*) et d’hydrophytes (*Chara globularis* et *Chara vulgaris*) locales sur les berges au printemps 2023, puis sur un radeau flottant au centre de la retenue, mis en place au printemps 2024 (Photo 1). Les hydrophytes ont montré une bonne croissance initiale aussi bien sur les

berges que sur le radeau flottant. Toutefois, leur croissance après le premier hiver n'a été observée que sur le radeau. Sur les berges, leur croissance semble fortement compromise ou très retardée, probablement en raison de la période d'exondation prolongée entre la fonte nivale et le remplissage printanier, malgré la tolérance relative des characées à l'assèchement. En revanche, les hélophytes se sont bien développés sur les berges. Sur le radeau flottant, la croissance aérienne des hélophytes est restée limitée la première année, mais a connu une reprise notable la seconde année, favorisée par un réseau racinaire aquatique très développé sous le radeau.

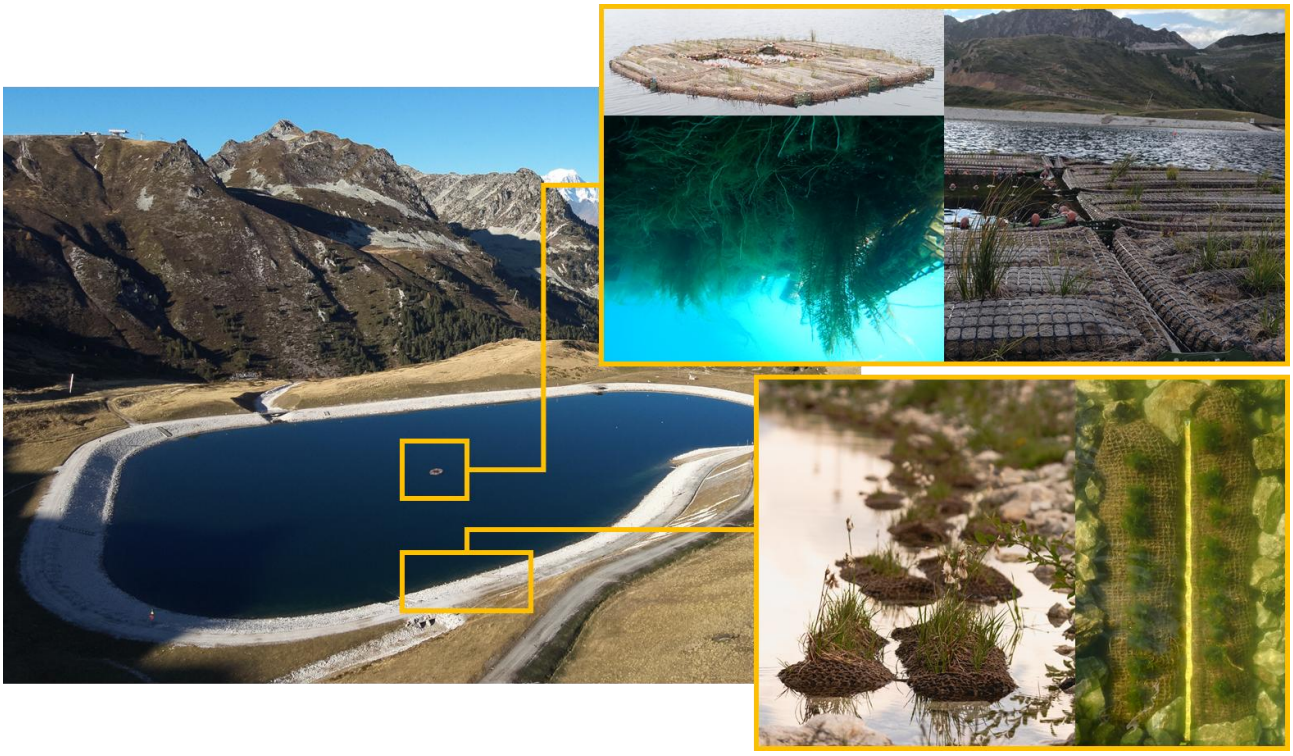


Photo 1. Retenue de l'Adret des Tuffes (Arc 2000) ; avec un zoom sur les berges végétalisées et le radeau flottant. Crédits photo : © Christian Gonthier © B. Gerfand © Ecocéan © Adeline François – 2025.

Parallèlement, un suivi de la biodiversité faunistique a été mis en place sur les berges végétalisées et sur des zones témoins non végétalisées, et sur le radeau. Ce suivi inclut l'inventaire des amphibiens, des invertébrés aquatiques et stades adultes d'odonates et du zooplancton. La végétalisation des berges et du radeau flottant étant très récente, le suivi, engagé depuis moins de deux ans, constitue avant tout un état de référence et ne permet pas encore d'évaluer les effets de la végétalisation sur la biodiversité. Quelques individus de grenouilles rousses ont été observés sur les berges végétalisés et témoin, mais pas encore sur le radeau. Les communautés de macroinvertébrés des berges semblent relativement peu diversifiées et dominées par les chironomes. La colonisation a également eu lieu jusqu'au radeau flottant, présentant des taxons similaires, mais aussi d'autres taxons comme des larves d'odonates. Une forte densité de vairons, poissons introduits, a également été mesurée sur l'ensemble des zones étudiées. La poursuite de ces suivis permettra, parallèlement au

développement de la végétation, d'évaluer l'efficacité des aménagements sur la colonisation par la faune et leur capacité à fournir ressources et abris.

Vers une meilleure intégration environnementale des retenues d'altitude

Dans un contexte de pression environnementale et de déclin des habitats aquatiques et humides naturels, la priorité reste d'éviter toute création de nouvelles retenues d'altitude lorsqu'elle menace ces habitats clés pour la biodiversité et le fonctionnement hydrologique des massifs. Pour les infrastructures existantes, plusieurs leviers peuvent améliorer leur qualité écologique : ajouter du substrat sur les retenues à géomembrane apparente (retenues dites non-confinées), aménager des pentes douces et des échappatoires pour la faune, végétaliser les berges avec des espèces locales adaptées aux contraintes d'altitude, et proscrire l'introduction de poissons pour limiter la prédation et la compétition avec la faune indigène. Les cycles de remplissage et de vidange devraient être adaptés aux périodes de reproduction des espèces localement présentes, et des suivis écologiques réguliers mis en place pour ajuster les pratiques. À grande échelle, la production de plantes adaptées, leur implantation directement dans le substrat sans confection de fascines, et l'intégration de la végétalisation dès la conception des futures retenues sont des pistes à poursuivre. Combinés à une meilleure prise en compte des processus écologiques dans les retenues d'altitude, ces dispositifs permettraient de tendre vers des infrastructures conciliant mieux les usages anthropiques et les enjeux de conservation en montagne.

Remerciement

Ce projet a également reçu le soutien financier de l'Union Européenne dans le cadre du programme Interreg France-Italia ALCOTRA BECCA. Les auteurs remercient vivement Virginie Diouloufet pour son investissement dans le travail de terrain et sa contribution au tri des macroinvertébrés au laboratoire. Merci également à Gaït Archambaud-Suard pour son aide dans la détermination des macroinvertébrés et à Hector Rodriguez-Perez pour ses conseils sur le compartiment zooplancton notamment.

Références (sélection)

Gerfand, B., Arthaud, F., Evette, A. *et al.* Ecological quality of snowmaking reservoirs in the Alps and management perspectives. *Aquat Sci* 87, 9 (2025). https://doi.org/10.1007/s00027-024-01136-0

Liste des figures

FIG. 1.1 CASCADE D'EFFETS DES CHANGEMENTS GLOBAUX SUR LES ECOSYSTEMES DE MONTAGNE ET LES SOCIETES HUMAINES. INSPIRE DE SCHMELLER ET AL. (2022). 27

FIG. 1.2 LIENS ENTRE DIFFERENTS CONCEPTS ET DISCIPLINES AUTOUR DES SOLUTIONS FONDEES SUR LA NATURE. CETTE APPROCHE S'INSCRIT DANS UNE GRADATION D'ECHELLES, SOULIGNANT LA NECESSITE DE POLITIQUES ET DE STRATEGIES DE GESTION ADAPTEES, IMPLIQUANT LES ACTEURS LOCAUX POUR CONCILIER AMENAGEMENT ET CONSERVATION. INSPIRE DE (REY, 2021, 2025). 31

FIG. 1.3 ÉTENDUE DU GENIE VEGETAL ET DES DOMAINES ASSOCIES. ISSU DE BONIN ET AL. (2013). 31

FIG. 1.4 LE CONTINUUM DE REPARATION DES ECOSYSTEMES DEGRADES, ADAPTE DE GANN ET AL. (2019), DANS LEQUEL LA CONSERVATION A ETE PLACEE EN AMONT DE TOUTE DEGRADATION HUMAINE DE L'ECOSYSTEME. 32

FIG. 1.5 TRAJECTOIRES POSSIBLES D'UN ECOSYSTEME DE REFERENCE AU COURS DU TEMPS, D'APRES VIVIER ET AL. (2025). EN L'ABSENCE DE DEGRADATION, L'ECOSYSTEME MAINTIENT SA TRAJECTOIRE INITIALE. EN CAS DE DEGRADATION, IL PEUT SUIVRE DIFFERENTES TRAJECTOIRES SELON LE TYPE DE GESTION MISE EN ŒUVRE ET SON POTENTIEL DE RESILIENCE. 32

FIG. 1.6 TRAJECTOIRES POSSIBLES D'EVOLUTION DES ECOSYSTEMES SELON L'INTENSITE DES ALTERATIONS BIOTIQUES ET ABIOTIQUES. LES ECOSYSTEMES PEUVENT PASSER D'UN ETAT HISTORIQUE A DES ETATS HYBRIDES OU NOUVEAUX SELON L'AMPLEUR DES CHANGEMENTS. LE RETOUR A UN ETAT MOINS TRANSFORME RESTE POSSIBLE AVANT LE DEPASSEMENT DU SEUIL DE NOUVEAUTE, AU-DELA DUQUEL SEULES DES INTERVENTIONS CIBLEES PEUVENT RESTAURER CERTAINES FONCTIONS. INSPIRE DE HOBBS ET AL. (2009). 35

FIG. 1.7 QUATRE AXES DE CONCILIATION ENTRE RESTAURATION ECOLOGIQUE ET CONSERVATION CULTURELLE DU PAYSAGE, ILLUSTRANT LE ROLE DU CONCEPT D'ECOSYSTEMES NOUVEAUX COMME CADRE DE DIALOGUE INTERDISCIPLINAIRE. ISSU DE MACDONALD & KING (2018). 36

FIG. 1.8 (A) LES DEUX STRATEGIES CLASSIQUES DE LA CONSERVATION ECOLOGIQUE : LA CREATION DE RESERVES POUR PRESERVER DES MILIEUX INTACTS, ET LA RESTAURATION POUR RAMENER DES ZONES DEGRADEES VERS UN ETAT DE HAUTE QUALITE ECOLOGIQUE. (B) L'ECOLOGIE DE LA RECONCILIATION PROPOSE UNE APPROCHE COMPLEMENTAIRE EN CONSIDERANT LA CAPACITE DES MILIEUX ANTHROPISES A ACCUEILLIR LA BIODIVERSITE COMME UN CONTINUUM, PLUTOT QUE COMME UNE OPPOSITION BINAIRE ENTRE NATUREL ET ARTIFICIEL. ISSU DE ROSENZWEIG (2003A). 37

FIG. 1.9 EXEMPLES DE PLANS D'EAU ARTIFICIELS ISSUS DE CONTEXTES D'AMENAGEMENT VARIES, PRESENTANT DES DEGRES DE NATURALISATION CONTRASTES (© BENJAMIN GERFAND). (A) BASSIN D'ORAGE COLLECTANT LES EAUX DE RUISSELLEMENT ROUTIER ; (B) RETENUE DE GESTION DES EAUX PLUVIALES EN ZONE PERIURBAINE ; (C) BARRAGE HYDROELECTRIQUE, AVEC PRESENCE D'UNE MARE ARTIFICIELLE SUR LA BERGE ; (D) RETENUE DESTINEE A L'IRRIGATION D'UN PARCOURS DE GOLF ; (E) PLAN D'EAU FORME DANS UNE ANCIENNE CARRIERE ; (F) ZONE D'ACCUMULATION D'EAU ISSUE DU DRAINAGE AGRICOLE, EN CONTREBAS D'UN PONT ROUTIER. 39

FIG. 1.10 (A) PRODUCTION DE NEIGE DE CULTURE (© ADS) ; (B) DISPONIBILITE ET BESOINS EN EAU DANS LE MASSIF ALPIN (ISSU DE MARNEZY, 2008). 40

FIG. 1.11 EXEMPLES DE RETENUES D'ALTITUDE ILLUSTRANT LA DIVERSITE DES FORMES, DES REVETEMENTS, DES NIVEAUX DE NATURALITE ET DE CONCEPTION. (A) ET (E) : © BENJAMIN GERFAND ; (B) : © CHRISTIAN GONTHIER ; (C) : © RUDY GUILLOT ; (D), (F) ET (G) : © BAPTISTE TESTI. 41

FIG. 1.12 COUPE TRANSVERSALE DE DEUX TYPES DE RETENUES D'ALTITUDE. PARTIE GAUCHE (A) : RETENUE SEMI-CONFINEE (CONSOLIDEE PAR UN ENROCHEMENT SUR LA RIVE HAUTE) ; PARTIE DROITE (B) : RETENUE CONFINEE. (DESSIN © BAPTISTE TESTI). 43

FIG. 1.13 MORTALITE D'AMPHIBIENS (A - E) ET DE MAMMIFERES (BLAIREAU ; F) DANS LES RETENUES D'ALTITUDE (© BENJAMIN GERFAND, ETIENNE BONCOURT ET BAPTISTE TESTI). 44

FIG. 1.14 REPRESENTATION DES FILTRES ECOLOGIQUES CONDUISANT A LA FORMATION D'UNE COMMUNAUTE LOCALE A PARTIR D'UN POOL REGIONAL D'ESPECES (INSPIRE DE KEDDY, 1992). 46

Fig. 1.15 Stades theoriques d'une succession ecologique primaire (en-bas) et secondaire (en-haut), distinguant les differents stades de developpement de la vegetation et les echelles temporelles impliquees (© Encyclopaedia Britannica, Inc. 2006). 47
Fig. 1.16 Dynamique de comblement naturel d'un plan d'eau. La succession se traduit par le remplacement progressif des communautes aquatiques pionnieres (hydrophytes submerges) par des helophytes, des especes hygrophiles, puis des formations arbustives ou forestieres, en lien avec l'enrichissement sedimentaire du milieu et les changements physico-chimiques (© Rural concept). 47
Fig. 1.17 Gradient de vegetation structurant un ecotone typique entre milieu aquatique et terrestre. Le schema illustre les principaux groupes de plantes amphiphytes en fonction de leur position le long du gradient d'humidite des berges. Issu de Chauvin (2022). 48
Fig. 1.18 Schema conceptuel des differents niveaux organisationnels et echelles spatiales dans le cadre de la metacommunaute. Les populations locales sont regroupees en communautes, elles-memes integrees dans des metapopulations et metacommunautes regionales. Ces niveaux interagissent via les processus de dispersion, d'extinction et d'interactions interspecifiques, reliant la dynamique locale a la biodiversite regionale (issu de Chase et al. 2020). 49
Fig. 1.19 Types morphologiques de corridors ecologiques : lineaire, paysager (en mosaïque) et ponctuel (stepping-stone). Adapte de Ćurcic et al. (2013). 51

Fig. 2.1 Location of the 4 French counties studied and of the 136 snowmaking reservoirs identified in the study area. The snowmaking reservoirs visited during this study are denoted with an orange star. 63
Fig. 2.2 Classic structure and equipment of snowmaking reservoirs. Left, a snowmaking reservoir with partial Geomembrane Liner Systems (GLS) coverage (geomembrane visible under the shoreline and riprap visible above). Right, a snowmaking reservoir with full GLS coverage. Drawing by B. Testi 66
Fig. 2.3 Cumulative number of reservoirs built between 1989 and 2021 (n = 112) by volume class (in m^3). The vertical dashed line denotes 2006, which is used as a reference year. 67
Fig. 2.4 Comparison of the physico-chemical characteristics of snowmaking reservoirs (red) and mountain lakes (blue). **a** Oxygen percentage (O2–), **b** chlorophyll a concentration, **c** nitrate (NO3–) concentration, **d** conductivity, **e** complete alkalimetric title (CAT), **f** pH. The limit of quantification for each assay is indicated by a horizontal dashed grey line. Asterisks indicate the statistical significance of differences, as determined using the Wilcoxon test, at ***p-value ≤ 0.001, **p-value ≤ 0.01, *p-value ≤ 0.05, .p-value ≤ 0.1, n.s. 69

Fig. 3.1 (a) Location of the Savoie county in France; (b) Location of the Adret des Tuffes reservoir (black circle) and the surrounding waterbodies (blue circles) in Les Arcs Mountain Resort; (c) Aerial view of the Adret des Tuffes reservoir (© ADS – Christian Gonthier). 92
Fig. 3.2 (a) Top view showing the arrangement of coir plant rolls and experimental plots along the shoreline. (b) Cross-sectional view of the experimental bank, indicating the relative position of helophyte and hydrophyte plots in relation to summer water level fluctuations. (c) Photograph of the coir rolls arrangement. (d) Traits measured on helophyte tussocks during monitoring campaigns. (e) Vertical photographs of hydrophyte rolls used to estimate tuft projected surface area through image analysis. 94
Fig. 3.3 (a) Mean maximum leaf height per tussock, (b) mean horizontal tussock surface area, (c) mean number of vegetative offshoots per tussock measured at the end of three growing seasons, and (d) proportion (%) of tussocks producing at least one inflorescence during each growing season since initial planting in autumn 2023. Error bars represent standard deviations. Results of global tests are reported above the bars, while post-hoc pairwise differences between years are indicated by connecting lines. Levels of significance are denoted by asterisks (*p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001). 97
Fig. 3.4 View of the experimental shoreline showing helophyte coir rolls and spontaneous terrestrial colonization on adjacent riprap (© André Evette). 99

Fig. 4.1 (a) Sketch of the rhizotrons. (b) Photograph of the insertion of the geomembrane between the two parts of the rhizotron (© Salomé Joulin). 127
Fig. 4.2 Distribution of belowground axis diameters for the three helophyte species. Average cumulative length (cm) and standard deviation of belowground structures detected by WinRHIZO is shown for each diameter class (<0.5 mm; 0.5–1 mm; 1–1.5 mm; 1.5–2 mm; 2–2.5 mm; >2.5 mm). Bars also indicate the percentage contribution of each diameter class to the total belowground system. 132
Fig. 4.3 Representative examples of the final photographic observation of the belowground systems of the three helophyte species through the rhizotron panel (April 2025). The draining sand layer is visible at bottom right, and the geomembrane is located at the lower limit of each photograph. The full chronicle is available in Appendix 5, 6 and 7. © Benjamin Gerfand. 133
Fig. 4.4 Comparison of tests conducted on geomembranes aged with or without plants for (A) tensile force (N), (B) elongation (mm), (C) puncture force (N), and (D) depression (mm). 134
Fig. 4.5 Comparison of the average plasticizer content (%) in geomembranes aged with or without plants. 136

Fig. 5.1 Schema synthetique des principaux elements structurels d'une retenue d'altitude. Les differents types de vegetation potentiellement implantables sont distingues selon leur position sur la structure : en vert fonce, la vegetation terrestre herbacee et ligneuse ; en orange, la vegetation terrestre herbacee ; en vert clair, la zone de vegetation helophyte ; en bleu, la vegetation hydrophyte. © Benjamin Gerfand. 160
Fig. 5.2 Coupe generale d'un talus amont avec une zone refuge (BECCA 2026, In prep.). 162
Fig. 5.3 (a) Coupe d'une zone refuge etroite avec confinement, et (b) large avec beche en beton (BECCA 2026, In prep.) 163
Fig. 5.4 (a) Vue d'ensemble (© Thibault Trameson) et (b) vue interieure (© Benjamin Gerfand) de la retenue du Renard (Station des Arcs). 165
Fig. 5.5 Illustration theorique de la future retenue de Plan Vert, de ses usages, et amenagements (© Agence Follea-Gautier, Thibault Trameson, 2025). 168
Fig. 5.6 Schema de principe du fonctionnement d'une station de transfert d'energie par pompage (a) en stockage d'energie par pompage, ou (b) en destockage d'energie par turbinage (STEPSol 2024). 169
Fig. 5.7 (a) Relief en "V" forme au niveau de l'exutoire d'une mare d'altitude (© Benjamin Gerfand) et (b) dessin d'intention de ce relief applique a la future retenue de Plan Vert (© Agence Follea-Gautier, Thibault Trameson, 2025). 170
Fig. 5.8 Repartition possible des quatre types de berges identifies sur les berges de la future retenue de Plan Vert (© Agence Follea-Gautier, Thibault Trameson, 2025). La couleur de chaque type de berge illustre leur repartition relative autour de la retenue et les zones de transition entre plusieurs profils. 171
Fig. 5.9 Dessins en coupe des quatre types de berge identifiees dans les plans d'eau naturels (© Agence Follea-Gautier, Thibault Trameson, 2025). 172
Fig. 5.10 Plan technique de la retenue de Plan Vert, integrant les zones refuge et la zone humide connexe (© ABEST). 173

Fig. 6.1 Exemples de situations ecologiques le long des gradients de nouveaute et d'influence humaine, adaptes de Lundholm & Richardson (2010). Les ecosystemes representes illustrent la diversite des structures et processus ecologiques selon leur degre d'intervention humaine (faible a fort) et leur degre de nouveaute ecologique (analogue a nouveau). 183
Fig. 6.2 Exemples de plantes helophytes ayant colonise spontanement les berges des trois retenues d'altitude visitees. (© Benjamin Gerfand photos 1 et 2 ; © Rudy Guillot photo 3). 192
Fig. 6.3 Radeaux flottants vegetalises pour la restauration des habitats littoraux. (a–c) Lac de Serre-Ponçon, projet UROS : (a) vue en surface (© Remy Dubas) ; (b) developpement de la vegetation aquatique sous le radeau (© Remy Dubas) ; (c) inventaire de la biodiversite par un plongeur (© Quentin Salmon). (d–f) Retenue de l'Adret des Tuffes : (d) vue en surface (© Virginie Diouloufet) ; (e) vegetation helophyte sur le radeau (© Ecocean) ; (f) developpement racinaire des helophytes et bacs a hydrophytes (© Ecocean). 193

Fig. 6.4 Typologie des milieux aquatiques continentaux selon leur origine (genese naturelle ou anthropique) et l'evolution de leur degre de perturbation (ontogenie), adaptee de Saulnier-Talbot & Lavoie (2018). 195
Fig. 6.5 Typologie des plans d'eau artificiels proposee pour situer les retenues d'altitude parmi d'autres types de retenues. Elle complete les travaux de Saulnier-Talbot & Lavoie (2018), en se concentrant sur les plans d'eau conçus par l'humain, et en les distinguant selon (i) les principaux services rendus aux societes humaines ; (ii) l'usage principal de la retenue ; (iii) le fonctionnement hydrologique simplifie selon le mode principal d'alimentation. 196
Fig. 6.6 Exemples de mortalite animale liee a des infrastructures hydrauliques artificielles. (a) Renard noye dans un canal d'irrigation au Bresil (© Onçafari) ; (b) Renard noye dans un canal d'irrigation en Argentine (© CECARA) ; (c) Leopard piege dans un reservoir d'eau au Bengale (© NDTV) ; (d) Écureuil noye dans un abreuvoir pour le betail aux États-Unis (© Tim Flood). 198
Fig. 6.7 Facteurs influençant la qualite ecologique et la composition des communautes aquatiques dans les bassins de gestion des eaux pluviales. La figure illustre, d'apres McKercher et al. (2023), les principaux facteurs associes aux habitats de faible qualite (1. Impacts anthropiques accrus, 2. pollutions chimiques, 3. qualite d'eau degradee, 4. proliferations algales nuisibles, 5. pieges ecologiques) et aux habitats de haute qualite (6. Bonne qualite d'eau, 7. macrophytes emergents developpes, 8. structure trophique equilibree, 9. vegetation rivulaire abondante, 10. engagement et sensibilisation du public). 199

Liste des tables

Table 2.1 Volume, surface area, elevation and number of snowmaking reservoirs in the French counties studied in 2021 64
Table 4.1 Mechanical and chemical properties of the geomembranes tested after aging under the five experimental modalities. 135
Table 6.1 Principales categories de traits fonctionnels utilisees pour evaluer la compatibilite ecologique et technique des especes vegetales candidates a la vegetalisation des berges des retenues d'altitude. Ce tableau synthetise la description des grandes familles de traits mobilisees, avec des exemples de traits et d'usages potentiels associes en termes de selection, de gestion ou de valorisation. L'ensemble des traits detailles est croise dans une matrice traits-especes. 191

Biodiversité et solutions de végétalisation des retenues d'altitude : vers des écosystèmes nouveaux ?

Les milieux aquatiques et humides, et la biodiversité associée, connaissent un déclin marqué à l'échelle mondiale sous l'effet des changements globaux, avec des conséquences majeures pour les sociétés humaines. En montagne, ces écosystèmes sont particulièrement vulnérables : la longue durée d'enneigement, les températures extrêmes, l'intensité du rayonnement UV et la courte période de végétation limitent la résilience des communautés face aux pressions anthropiques. Le changement climatique accroît la fréquence des événements extrêmes, tandis que les activités humaines détruisent, fragmentent et dégradent les habitats naturels. Dans ce contexte, les domaines skiables ont développé des retenues d'altitude, principalement pour sécuriser l'enneigement artificiel. Bien que leurs impacts environnementaux aient été documentés, leurs caractéristiques en tant qu'habitats potentiels pour la biodiversité alpine, ainsi que les moyens d'en améliorer la qualité écologique, demeuraient peu étudiés. La présente thèse contribue à combler ces lacunes au moyen d'une approche transdisciplinaire, croisant les concepts de l'écologie avec les outils de l'ingénierie écologique et les connaissances issues du génie civil et de l'ingénierie des barrages, en étroite collaboration avec les gestionnaires et les exploitants. Les résultats montrent que les retenues d'altitude sont désormais des éléments du paysage aquatique alpin. Elles partagent certaines caractéristiques avec les milieux naturels, mais présentent aussi des conditions défavorables résultant de leur gestion et de leur artificialité, et notamment l'absence de végétation aquatique (hydrophytes) et semi-aquatique (hélophytes) sur les berges. Pour y remédier, une première expérimentation de végétalisation de retenue d'altitude a été conduite à 2212 m sur la retenue de l'Adret des Tuffes (Domaine de montagne des Arcs / Peisey-Vallandry). Des espèces d'hélophytes et d'hydrophytes locales ont été implantées dans des fascines végétalisées, positionnées sur les berges de la retenue. Leur reprise et leur développement se sont accompagnés de la colonisation d'autres espèces végétales, ouvrant la voie à une végétalisation à plus grande échelle. En parallèle, la compatibilité entre les systèmes racinaires des espèces recommandées et les géomembranes d'étanchéité des retenues a été examinée. Une expérimentation en rhizotrons a ainsi permis de suivre en continu la croissance des racines de trois espèces d'hélophytes, de caractériser leur morphologie, et de tester la résistance mécanique et chimique des géomembranes exposées pendant plusieurs mois au contact des racines. Les résultats ont montré que, dans ces conditions expérimentales, aucune altération du matériau n'était observée et que les espèces étudiées présentaient un enracinement compatible avec la sécurité des ouvrages. L'ensemble de ces travaux a conduit à formuler des recommandations opérationnelles pour améliorer l'intégration environnementale des retenues d'altitude, qu'il s'agisse de réhabiliter les infrastructures existantes ou de concevoir les futures retenues. Certaines de ces recommandations sont déjà mises en œuvre dans de nouveaux projets. Enfin, en replaçant les retenues d'altitude dans un cadre plus large, cette thèse propose également des pistes pour renforcer l'intégration environnementale d'autres types d'ouvrages hydrauliques.

Benjamin Gerfand