



Numéro National de Thèse : 2023ENSL0010

THESE

en vue de l'obtention du grade de Docteur, délivré par
l'ECOLE NORMALE SUPERIEURE DE LYON

École Doctorale N° 483
Sciences Sociales

Discipline : Géographie
Spécialité : Aménagement Urbanisme

Soutenue publiquement le 06/04/2023, par :

Julien GODFROY

Approche couplée LiDAR - hyperspectral pour la caractérisation des corridors fluviaux

Devant le jury composé de :

HUBERT-MOY, Laurence	PR	Université Rennes 2	Rapporteure
LIEBAULT, Frédéric	DR	INRAE	Rapporteur
DELACOURT, Christophe	PR	Université de Bretagne Occidentale	Membre
LISSAK, Candide	MCF	Université de Caen Normandie	Membre
LEJOT, Jérôme	MCF	Université Lumière Lyon 2	Membre
PIÉGAY, Hervé	DR	CNRS - ENS de Lyon	Directeur de thèse

Remerciements

Arrivé au terme de mon travail de thèse, je tiens tout d'abord à exprimer ma gratitude envers **Hervé Piégay** et **Jérôme Lejot** pour leur encadrement. Ils ont su être disponibles et à l'écoute lorsque j'en avais le plus besoin. **Hervé**, tu m'as montré beaucoup de soutien tout au long de mon parcours et encore maintenant, j'en suis conscient et je t'en remercie. **Jérôme**, ta présence sur le site de Lyon 2 et les confinements associés à la crise sanitaire ont mis de la distance dans nos échanges en limitant ceux en présentiel, mais j'ai beaucoup apprécié ces moments. Je suis pleinement conscient du temps que vous avez consacré avec moi à ce projet, ainsi que de votre disponibilité pour échanger y compris dans les moments où vous étiez les plus pris. Encore une fois, merci beaucoup.

Je souhaite également remercier **Laurence Hubert-Moy** et **Frédéric Liebault** pour avoir accepté d'être les rapporteurs de cette thèse et d'évaluer mon manuscrit. Merci d'avance pour votre retour. Mes pensées vont également vers **Christophe Delacourt** et **Candide Lissak** qui ont eux accepté d'être membres de mon jury, en compagnie de mes rapporteurs et de mes encadrants. Un grand merci.

Cette thèse n'aurait pas été possible sans le soutien de mes partenaires praticiens et financeurs. Je remercie les membres du Syndicat de Rivière Ain Aval et ses Affluents (**Samuel Monnet, Alain Duplan, Céline Thicoïpé, Willy Bertin...**) pour le soutien qu'ils ont apporté à ma thèse et les échanges que nous avons pu avoir avant et pendant celle-ci. Je tiens également à saluer l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse qui a accepté de co-financer ma thèse avec l'École Universitaire H2O'Lyon, et plus particulièrement les membres qui se sont impliqués dans le cadre de mon comité de suivi (**Cécile Marqueste, Florence Javion, Benoît Terrier...**). Merci à vous ainsi qu'aux personnes que je ne connais pas mais qui ont rendu tout ceci possible.

Dans son cadre universitaire et scientifique, mon travail a été effectué au sein de l'unité mixte de recherche Environnement, Ville, Société d'une part, et de la communauté s'étant construite autour de l'École Universitaire de Recherche H2O'Lyon d'autre part. Je tiens à remercier EVS pour m'avoir accueilli dès mon premier stage de master, et pour avoir accompagné mon parcours de recherche jusqu'à cette thèse. J'ai également une pensée forte pour la communauté de l'EUR (**Claire-Lise Meyer, Élisabeth Leniti, Barbara Belletti** maintenant...) qui au-delà d'avoir financé

Remerciements

ce projet m'a permis de faire de nombreuses rencontres et de m'impliquer dans le déroulé de la vie scientifique lyonnaise sur les thématiques de l'eau et des hydrosystèmes.

Avant d'entamer cette thèse, il y avait un étudiant qui ne connaissait pas la géomorphologie fluviale, mais qui avait été formé dans les sciences géomatiques et qui, au fil d'opportunités, à pu se forger également une connaissance disciplinaire en sciences de l'eau. Je tiens donc à adresser mes remerciements aux encadrants de mon master en Géographies Numériques (**Hélène Mathian, Thierry Joliveau, Claire Cuntz...**) qui ont dû s'adapter pour me permettre de soutenir mon mémoire plus tôt, et qui ont su transmettre un intérêt pour les méthodes numériques en géographie et un regard critique sur celles-ci, et ce au-delà des thématiques de télédétection sur lesquelles a porté mon travail de thèse. Un grand merci également pour **Oldrich Navratil** et **François Mialhe** qui m'ont accompagné dans ma première découverte des systèmes fluviaux (et merci pour les lectures !) ainsi que pour **Kristell Michel** et **Hervé Piégay** qui ont su nourrir mon intérêt pour le monde de la recherche jusqu'au dépôt du projet de thèse, et encore aujourd'hui en étant accompagnés par **Jérôme Lejot**. Toujours dans cette phase d'avant-thèse, je remercie **Mathieu Cassel** pour m'avoir permis de travailler quelques temps sur les sédiments du Rhône, et **Jérémy Riquier** pour m'avoir accueilli sur le projet RhônEco avant que je ne démarre la thèse (tu ne le sais pas, mais les entretiens téléphoniques réguliers ont été très formateurs pour moi !).

Durant la thèse elle-même, il y a eu beaucoup, beaucoup, beaucoup plus de monde et je remercie chacune et chacun ayant été là. Que ce soient des conseils scientifiques, de l'aide administrative, ou tout simplement des interactions lors des événements sociaux pour faire laboratoire ou tout au long du quotidien, l'ensemble est important pour moi et m'a permis de me sentir bien et accompagné tout au long de ma thèse. Je me suis senti bien dans les routines du laboratoire et nos échanges quotidiens, et cela m'a permis de beaucoup progresser y compris sur le plan personnel. Merci beaucoup.

Je suis ravi d'avoir pu travailler au sein de la plateforme ISIG (**Lise Vaudor, Samuel Dunesme, Fanny Arnaud, Hélène Mathian...**), avec notamment un fort investissement de **Kristell Michel** (j'espère que ton nouveau travail te plaît, et que ça te permet d'apprendre de nouvelles choses au quotidien) ainsi que les nombreux apports de **Franck Perret** sans qui les acquisitions traitées au cours de ma thèse n'auraient pas pu être possibles. Rendez-vous compte, en 2022 on a acquis plus de 300 Go de données brutes exploitables avec la caméra hyperspectrale !

Sur le plan scientifique, mon travail a également beaucoup gagné de la présence de mes collaborateurs et co-auteurs. Ainsi, dès le début de mon stage **Luca Demarchi** s'est montré disponible pour me guider dans la découverte de l'imagerie hyperspectrale. **Simone Bizzi** m'a donné de précieux conseils pour clarifier la lecture de l'ensemble de mon travail sur les forêts riveraines. Merci beaucoup à vous deux. Je remercie également **Baptiste Marteau**, **Pierre Lochin**, et **Antoine Vernay** pour tous les échanges que nous avons eu dans le cadre de DéPréSHyF sur les questions d'imagerie thermique et de stress des peuplements forestiers. Peut-être que ma thèse se termine, mais pas nos projets scientifiques ! Merci à vous tous. Je tiens finalement à saluer également dans ce paragraphe les quelques stagiaires qui ont travaillé avec moi (**Enna Brunel** et **Tomáš Gramblička**), vous retrouverez vos noms plus loin dans le manuscrit si vous le lisez entièrement ! C'était un plaisir que de travailler avec vous au quotidien.

Comme je l'ai déjà mentionné, je suis bien conscient que mon quotidien au sein du laboratoire ne se résume pas qu'à la vie scientifique. Je tiens tout d'abord à remercier chaleureusement l'équipe de direction de l'UMR et celle de la composante biogéophile, ainsi que tous les gestionnaires avec lesquels j'ai pu interagir (surtout **Patrick Gilbert**, **Abdoulaye Mohamed** et toute l'équipe pour les ordres de missions et états de frais !), et plus particulièrement **Monique Noharet** qui était présente au quotidien si besoin, mais aussi juste pour échanger. Ils contribuent tous de part leurs efforts quotidiens à l'ambiance que j'ai pu apprécier au sein du laboratoire ces dernières années.

J'ai eu la chance de partager mon bureau avec de nombreuses personnes qui ont nourri des échanges au quotidien. Après avoir quitté la salle des stagiaires, je peux citer **Mathieu Cassel** (est-ce que tu te plais à Dynamique Hydro ?), **Nicolas Tissot** (bientôt le nez hors de ces lônes !), **Théo Bulteau** (alors, tu as une date toi ?), **Mailys Genouel** (je te nomme « meilleure collègue de bureau » face à une absence de candidats !), **Almudena Plichon** (j'espère que ton stage t'a plu), et **Eloïse Bellet** (réflexion faite, tu voulais peut-être concourir aussi ?).

J'en profite pour remercier tous mes collègues doctorants et post-doctorants, et vous communiquer mes meilleurs vœux (on est encore en janvier !) professionnels pour les futures prises de postes (dans la recherche ou ailleurs). Puissent-elles être rapides et, surtout, satisfaisantes ! Sans mentionner à nouveau ceux qui ont partagé mon bureau (mais qui reçoivent également ces vœux), merci à **Gabrielle Seignemartin** (alors, l'ENTPE ?), **Samuel Dunesme** (toi tu as eu ta prise de poste !), **Christophe Rousson** (toi aussi techniquement !), **Stéphanie Vukélic** (bon courage pour

Remerciements

finir tes questionnaires et cartographies), **Camille Scheffler** (plus que toi pour représenter le master...), **Pierre Lochin** (bientôt la suite de DéPréSHyF !) et **Cyrille Vallet** (j'espère avoir des nouvelles du statut juridique du Rhône), ainsi qu'à **Barbara Belletti** (beaucoup de courage pour les ouvertures de postes), **Baptiste Marteau** (toi aussi, et merci au passage pour avoir redynamisé les cafés fluviaux !), **Hossein Ghaffarian** (je me porte disponible pour le point GPS quand tu pourras finalement faire ton terrain), **Borbála Hortobágyi** (alors, ces cours ?) et **Alexandre Peeters** (je te rajoute des vœux de beaucoup de traceurs détectés).

Merci également à tous les autres membres de la composante que je croise au quotidien dans le couloir, qu'ils soient personnels d'appui à la recherche (permanents ou non) ou chercheurs, et qui ont également alimenté tous les petits moments du quotidien. Je pense à **Fanny Arnaud** (j'espère pouvoir attraper le prochain cycle de formation données ouvertes), **Lise Vaudor** (grâce à toutes les formations R je n'ai pas eu besoin de t'embêter pendant la thèse), **Marylise Cottet** (beaucoup de soutien pour les prochains téléthons), **Hélène Mathian** (merci beaucoup pour ton implication dans l'atelier de spatialités numériques et la liste magis-jeunes) et **Yves Le Lay** (beaucoup de courage pour la gestion de la composante, ça ne doit pas être facile du tout...). Je n'oublie bien sûr pas les nouveaux ou ceux qui n'étaient que de passage comme **Romain Monassier** (alors, ce nouveau master ?), **Brice Noirot** (ça m'a fait plaisir de te revoir à I.S. Rivers), **Robinson Nedelec** (il te reste encore beaucoup de terrain ?), **Louis Manière** (tu viens d'arriver donc je te souhaite mes meilleurs vœux pour ton parcours) et **Louis Rey** (maintenant que tout est rédigé, on va se caler la formation hyperspectrale).

Je n'ai pas non plus oublié ceux de « l'autre couloir » même si nos échanges ont été plus limités. Je salue notamment **Jean-Benoît Bouron** (merci pour tous les échanges sur le temps méridional, même s'ils sont devenus plus rares après la Covid-19), **Ninon Briot** (tout comme Jean-Benoît !), **Raphaëlle Segond** (un grand merci pour la co-organisation des séminaires biogéofluviaux) et **Louis Dall'aglio** (beaucoup de courage pour la représentation des doctorants et post-doctorants de la composante).

On parle souvent de « faire laboratoire », mais un projet scientifique ou une communauté, ça ne se résume pas à un laboratoire ou à une unique composante. J'ai une pensée forte et chaleureuse pour mes collègues du groupe de travail doctorant et post-doctorants de H2O'Lyon (**Zoé Fau**, **Jessica Laible**, **Anthony Lemoine**, **Baptiste Marteau**, **Samuel Mouron**, **Émeline Perret**, **Noémie Pernin**, **Camille Touchet**, **Morgane Touzot**). C'était une chouette expérience que d'organiser à

vos côtés les Journées Objectif'Pro et les Soirées-ateliers Doc.H2O, et je trouve que cela a été très formateur tant professionnellement que socialement. Un grand merci également aux équipes du LEHNA avec lesquelles j'ai pu échanger et travailler (**Antoine Vernay, Sara Puijalon, Léo Rasse**). Là encore, je trouve que le décroisement en fin de doctorat peut être très enrichissant.

Pour conclure ces remerciements qui n'ont pas vocation à être exhaustifs, mes pensées se tournent vers l'ensemble de mes proches. Ils m'ont accompagné au cours de cette aventure qu'est la thèse, et ils m'accompagneront également au cours de bien d'autres aventures. Un grand merci à VOUS.

Sommaire

Remerciements.....	3
Sommaire.....	9
Résumé.....	11
Abstract.....	13
Introduction générale.....	15
Chapitre 1 – Cadre scientifique et opératoire.....	19
Cadre Scientifique.....	21
Cadre Géographique.....	59
Données et méthode.....	71
Chapitre 2 – Restitution de la bathymétrie des cours d'eau.....	97
How flow conditions affect water channel bathymetry predictions from hyperspectral data on long river corridors.....	99
Reproductibilité des campagnes hyperspectrales et suivi de la bathymétrie des rivières.....	137
Chapitre 3 – Caractérisation et suivi de l'état sanitaire des forêts riveraines.....	159
Combining Hyperspectral, LiDAR, and Forestry Data to Characterize Riparian Forests along Age and Hydrological Gradients.....	161
Intérêt des séries temporelles LiDAR pour le suivi des forêts riveraines pionnières.....	207
Imagerie hyperspectrale pour la caractérisation des espèces typiques des forêts alluviales.....	225
Chapitre 4 – Apport de l'imagerie infrarouge thermique pour le suivi du stress hydrique.....	237
Aerial thermal infrared images can help monitor water stress in riparian forest.....	239
Détection précoce du stress hydrique des forêts alluviales.....	263

Sommaire

Chapitre 5 – Discussion - Conclusion.....	277
Synthèse des acquis et des innovations.....	279
Intérêts et limites des approches multi-temporelles pour le diagnostic et le suivi des milieux fluviaux.....	291
Préconisations et recommandations pour le monde opérationnel.....	299
Bibliographie.....	319
Annexes.....	347
Liste des figures.....	351
Liste des tableaux.....	357
Table des matières.....	361

Résumé

Cette thèse explore le potentiel des outils émergents de télédétection fluviale (LiDAR terrestre et bathymétrique, imageur hyperspectral, imageur infra-rouge thermique) pour la caractérisation et le suivi des corridors fluviaux. Le cadre géographique d'application est la basse vallée de l'Ain, concernée par des enjeux liés à l'incision du chenal et par un projet de recharge sédimentaire.

Dans un premier temps, l'imagerie hyperspectrale nous permet de restituer les profondeurs d'eau sur un linéaire de 20 kilomètres pour un débit de référence et des profondeurs allant jusqu'à 2,5 mètres. Cela nous permet de confirmer la possibilité d'extrapoler un modèle sur un long linéaire fluvial, et de restituer des profondeurs d'eau pour différents débits à partir d'une même campagne. Nous évaluons les erreurs survenant sur l'ensemble du linéaire, puis ré-exploitions les méthodes développées pour identifier les changements morphologiques survenus entre 2015 et 2022 et éprouver la robustesse de ces méthodes pour le suivi.

Dans un second temps, nous couplons inventaire forestier et données LiDAR et hyperspectrales pour caractériser la forêt riveraine. Nous montrons que ces données décrivent bien les changements morphologiques des peuplements le long d'un gradient d'âge et permettent de prédire le niveau de connectivité hydrologique des ripisylves. La modification des conditions physiques des milieux forestiers entraînée par l'incision du chenal conduit à un assèchement du milieu et nous amène à identifier un stress hydrique potentiel des peuplements.

Dans un troisième temps, nous explorons ce stress hydrique potentiel à partir de campagnes aéroportées d'imagerie infrarouge thermique et de relevés de terrain écophysologiques. Bien que l'usage de caméras thermiques sur des plateformes aéroportées permette de caractériser le stress hydrique, la saisonnalité du phénomène nécessite de réaliser des acquisitions multiples ou durant une fenêtre spécifique afin de bien le détecter.

L'ensemble de ces travaux nous permet de formuler des recommandations à la fois pour la gestion des milieux fluviaux et pour l'usage des données de télédétection dans les campagnes de monitoring de ces environnements.

Mots-clef : Télédétection fluviale ; Bathymétrie ; Forêt Riveraine ; Stress hydrique ; Incision ; Rivière ; Ain ; Imagerie hyperspectrale ; Imagerie infrarouge thermique ; LiDAR.

Abstract

This PhD. aims at assessing the ability of emerging fluvial remote sensing techniques (such as terrestrial and topo-bathymetric LiDAR, hyperspectral imaging, and thermal infrared imaging) to characterize and monitor fluvial corridors. The study site is the lower basin of the Ain River which is affected by a range of issues related to channel incision, and is the location of a gravel augmentation project.

First, we use hyperspectral imaging to predict channel bathymetry for a reference discharge and depths up to 2.5 meters along a river reach of 20 km. This allows us to confirm the ability of hyperspectral optical models to be extrapolated to a long river reach, and to retrieve with a single campaign bathymetric data for multiple discharge conditions. We study the errors occurring along the 20 km reach, and then we use the same methodology to identify morphological changes occurring between 2015 and 2022 and to therefore evaluate its applicability for change monitoring.

Second, we combine forestry field surveys with LiDAR and hyperspectral data in order to characterize the riparian forest. We demonstrate the ability of such datasets to describe morphological changes along an age gradient and to predict the degree of hydrological connection of the riparian forest. Changes in the physical site conditions of the riparian forest due to channel incision leads to dryer forest conditions, and suggest the presence of potential water stress at the plot level.

Third, we explore this water stress hypothesis by using thermal infrared imaging and eco-physiological field measurements. While mounting thermal infrared sensors on an airborne vector can enable water stress characterization, targeting a specific acquisition window or acquiring multiple campaigns is required to detect stress conditions due to their variability during summer.

This works then allows us to make recommendations for both the management and restoration of fluvial systems and the use of remote-sensing data to characterize and monitor such environments.

Keywords: Fluvial remote-sensing; Bathymetry; Riparian forest; water stress; channel incision; river; Ain river; Hyperspectral imaging; Thermal infrared imaging; LiDAR.

Introduction générale

Du fait des pressions anthropiques croissantes enregistrées par les rivières au cours du XX^{ème} siècle et du XXI^{ème} siècle, leurs dynamiques ont été profondément perturbées, avec des impacts qui se répercutent sur leurs différentes composantes. Une des réponses apportées par les sociétés humaines pour pallier les impacts de cette anthropisation est le développement croissant de projets de restauration visant à rétablir les fonctions écosystémiques de ces milieux dégradés. Dans ce contexte, il devient crucial de comprendre les dynamiques des hydrosystèmes fluviaux, et donc d'être capable de poser des diagnostics sur leur état et d'en assurer un suivi au cours du temps afin de mieux comprendre leur réponse à ces efforts de restauration ou aux pressions croissantes et changeantes auxquels ils sont soumis (*e.g.* changement climatique, développement de l'énergie hydraulique).

La télédétection fluviale a émergé au cours des dernières décennies comme un champ disciplinaire permettant d'appréhender les dynamiques spatio-temporelles et multi-scalaires qui sont au cœur de l'étude des milieux fluviaux. Si certains des outils employés en télédétection fluviale commencent à être transférés vers le monde de l'opérationnel et que leur usage se démocratise, d'autres sont encore émergents, et leur capacité à lever certains des verrous méthodologiques existant en télédétection fluviale est encore à explorer.

C'est dans ce contexte que s'inscrit notre travail de thèse, intitulé « Approche couplée LiDAR – hyperspectral pour la caractérisation des corridors fluviaux » au double objectif exploratoire et opérationnel. Nous proposons d'analyser ces outils émergents (données LiDAR et imagerie hyperspectrale) et l'imagerie infrarouge thermique, pour évaluer leur intérêt dans le cadre de diagnostics opérationnels des milieux fluviaux et de leur suivi. Dans ce sens, nous nous focalisons sur la restitution des profondeurs de la colonne d'eau (qui recoupent des enjeux en termes de suivi sédimentaire et dynamique des habitats ainsi que des questions méthodologique sur la prédiction de la bathymétrie à partir de techniques d'imagerie) et sur l'évaluation de la santé des forêts riveraines (qui nécessite une approche multi-sources pour être appréhendée dans sa complexité, et pour laquelle les techniques existantes peuvent présenter de fortes variabilités saisonnières dans leur applicabilité).

Pour ce faire, nous avons choisi le site de la basse vallée de l'Ain. En effet, sa partie avale est sujette à un déficit sédimentaire qui conduit à la propagation d'une incision, et à la mise en place d'une politique de gestion pour pallier ce déficit. Ceci inclut des travaux de réinjection sédimentaire dont la programmation initiale était en phase avec le calendrier de thèse, avant leur report du fait de la crise sanitaire. L'impact de ce déficit sur la forêt alluviale de la basse vallée était, quant à lui, déjà pressenti à la suite d'inventaires forestiers, mais il reste encore peu compris. Utiliser le patrimoine de données qui existait déjà sur la basse vallée de l'Ain, et le nourrir au cours de la thèse pour répondre à ces enjeux locaux nous permet de créer des connaissances nouvelles pour informer les pratiques locales de gestion et émettre des préconisations opérationnelles sur l'usage de différents capteurs de télédétection.

Pour répondre à ces enjeux multiples, la thèse s'articule autour de cinq chapitres :

- Le Chapitre 1 développe le cadre scientifique, géographique et opérationnel dans lequel s'inscrit la thèse, et nourrit la problématique de ce travail. Y est présenté un état de l'art sur les enjeux actuels en géomorphologie fluviale et en télédétection fluviale autour desquels se structure notre travail. Les problématiques de transport sédimentaire de la basse vallée de l'Ain y sont abordées, tout comme leurs conséquences sur la forêt riveraine et les politiques locales de gestion, afin de dégager les enjeux présents à une échelle plus locale et opérationnelle. Les jeux de données exploités, et les méthodologies employées au cours de la thèse y sont décrites.
- Le Chapitre 2 s'intéresse à la restitution de la bathymétrie par imagerie hyperspectrale. Il pose des questions méthodologiques sur le fait de prédire les profondeurs d'eau sur 20 kilomètres de linéaire et pour des débits différents, en croisant l'imagerie hyperspectrale avec un modèle 2D basé sur un LiDAR topo-bathymétrique, celui-ci permettant d'ajuster le niveau de l'eau à un débit donné. Dans un second temps, la méthodologie développée est éprouvée sur plusieurs acquisitions afin d'identifier des changements morphologiques et d'évaluer la capacité de cet outil à répondre aux enjeux croissants de suivi sédimentaire.

- Le Chapitre 3 se focalise sur le diagnostic et le suivi de la forêt riveraine à partir de données LiDAR et d'images hyperspectrales. Dans un premier temps, les effets du déficit sédimentaire sur la forêt riveraine sont mis en évidence sur la section amont de la basse vallée en combinant ces données de télédétection à des données d'inventaires forestiers. Cela permet d'explorer la déconnexion physique des milieux et certains de ses impacts écologiques, structuraux et écophysiologiques sur les peuplements forestiers. Ce travail est ensuite complété par les résultats préliminaires d'études en cours sur la croissance de la forêt riveraine pionnière. L'intérêt de l'utilisation de campagnes LiDAR multidates pour aborder cette thématique, ainsi que sur les apports potentiels de l'imagerie hyperspectrale pour caractériser les espèces de la forêt riveraine et leur niveau de stress sont ensuite présentés et discutés.
- Le Chapitre 4 utilise l'imagerie infrarouge thermique ainsi que des relevés écophysiologiques effectués sur le terrain pour évaluer le stress hydrique potentiel des peuplements riverains de la basse vallée de l'Ain, provenant d'une déconnexion physique. Une série temporelle d'images thermiques acquises par le laboratoire est étudiée, afin d'effectuer une validation croisée du diagnostic présenté dans le troisième chapitre et d'évaluer les atouts de l'imagerie infrarouge thermique pour le diagnostic du stress hydrique des forêts riveraines. Ces résultats sont ensuite complétés par les résultats préliminaire d'une étude en cours qui ont permis de valider une seconde fois nos hypothèses en effectuant des relevés de terrain écophysiologiques sur la basse vallée de l'Ain.
- Le Chapitre 5 synthétise les résultats de nos travaux et notre réponse aux enjeux qui étaient dégagés dans le premier chapitre. Dans un premier temps, nous discutons des acquis apportés à notre champ disciplinaire, ainsi que ceux apportés à la compréhension de la basse vallée de l'Ain. Dans un deuxième temps, nous discutons de l'intérêt des campagnes multidates pour la caractérisation ou pour le suivi des milieux fluviaux et abordons les limites potentielles des méthodes que nous avons développées au cours de la thèse. Dans un troisième temps, nous répondons aux objectifs opérationnels qui étaient posés initialement en émettant des préconisations quant à la gestion de la basse

vallée de l'Ain, mais aussi en ce qui concerne l'usage de capteurs de télédétection par les acteurs de l'eau.

Chapitre 1 –

Cadre scientifique et opératoire

Ce premier chapitre du travail de thèse vise à présenter les objectifs, et à poser les fondations sur lesquelles sont construites les chapitres suivants.

Il est séparé en trois sections :

- La première « **Cadre scientifique** » présente une synthèse de la bibliographie et des enjeux de caractérisation et de suivi des systèmes fluviaux au XXI^{ème} siècle, et introduit la télédétection fluviale comme une réponse à ces enjeux. La problématique de notre travail qui constitue le fil directeur de cette thèse est également abordée dans cette section : en quoi les outils innovants dans le domaine de la télédétection pourraient-ils alimenter les diagnostics et les suivis nécessaires aux pratiques de gestion ?

- La deuxième « **Cadre géographique** » présente le site d'étude choisi pour la thèse : la basse vallée de l'Ain. Les enjeux associés aux changements globaux et leur impact sur la rivière d'Ain et sa forêt alluviale sont présentés, ainsi que le contexte opérationnel de gestion dans lequel s'inscrit la thèse à travers les travaux de restauration menés par le syndicat de rivière s'occupant de la basse vallée de l'Ain.

- La troisième « **Données et méthode** » aborde dans un premier temps la mise en opération du capteur hyperspectral dont dispose EVS avant de détailler l'ensemble des jeux de données utilisés dans ces travaux de thèse, et de poser les grandes lignes de la méthodologie appliquée et détaillée dans les prochains chapitres.

Cadre Scientifique

1 – Les systèmes fluviaux au XXI^{ème} siècle : des milieux en évolution sous pressions anthropiques.

1.1 – Des milieux interconnectés aux fonctions écosystémiques multiples.

1.1.1 – Le socio-hydrosystème fluvial : une mosaïque d'écosystèmes aux interactions bilatérales.

La géomorphologie actuelle s'appuie sur des avancées successives qui ont permis de mieux comprendre le fonctionnement systématique des fleuves et leurs facteurs de contrôle (Huggett, 2007). L'introduction de la notion de système ouvert en géographie (Strahler, 1952) a notamment conduit à considérer les objets d'étude de la géographie physique comme des systèmes dynamiques dont l'analyse nécessite la prise en compte des caractères tant spatiaux que temporels des processus causaux (Schumm and Lichty, 1965).

Dans le cas de la géomorphologie fluviale, ces avancées conceptuelles ont résulté en l'émergence de la notion de système fluvial, puis de celle d'hydrosystème fluvial à la fin du XX^{ème} siècle (Piégay and Schumm, 2003). Cette première notion présente notamment les caractères morphologiques des cours d'eau (sinuosité, pente, etc.) comme résultant d'un gradient longitudinal des flux d'eau et de sédiments. Le système fluvial est ainsi un système en cascade au sein duquel les caractéristiques d'un tronçon vont être déterminées par des facteurs locaux comme la lithologie, mais aussi par une réponse aux conditions présentes à l'amont ou à l'aval (*e.g.* : réajustement de la pente par érosion progressive ou régressive à la suite d'un déficit en sédiments).

La notion d'hydrosystème fluvial étend ce concept à des ensembles fonctionnels intégrant le caractère écologique de ces milieux et mettant en avant le lien unique entre écologie et hydrologie qui définit ces espaces (Amoros *et al.*, 1982). Fruit des recherches interdisciplinaires menées sur le Haut-Rhône dans le cadre du Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'ENvironnement (PIREN), le concept d'hydrosystème fluvial [Figure 1] conduit à considérer la plaine alluviale

comme un ensemble d'écosystèmes en interdépendance interagissant entre eux selon des flux bilatéraux (Amoros *et al.*, 1988; Roux, 1982).

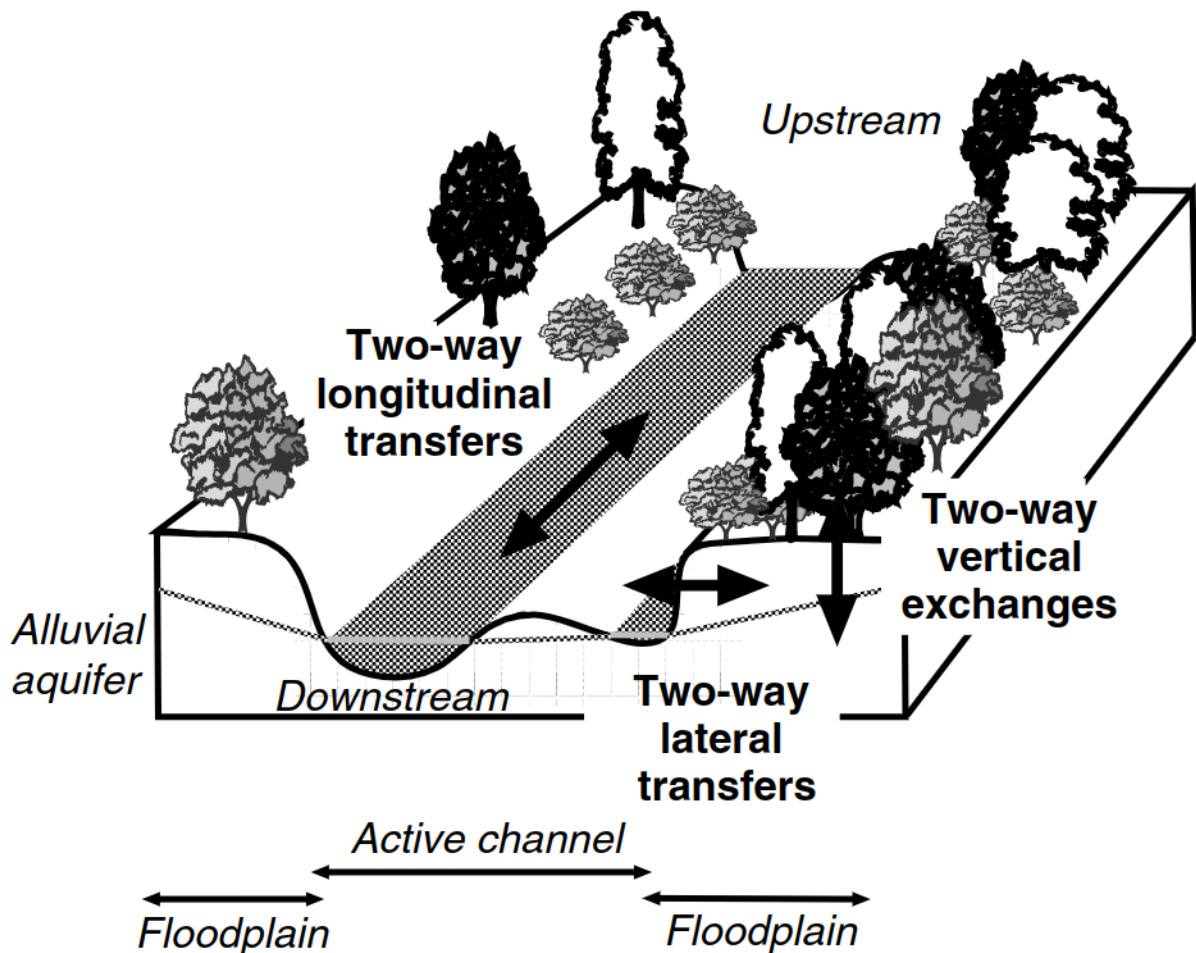


Figure 1: Représentation conceptuelle de l'hydrosystème fluvial telle que tirée de Piégay et Schumm (2003).

Ces flux d'eau, d'énergie et de matières (sédiments, matière organique, polluants, *etc.*) s'expriment dans un espace dont les dimensions sont longitudinales, latérales, verticales, et temporelles. On y retrouve ainsi les interactions réciproques amont – aval présentes dans le système fluvial, mais aussi des mécanismes comme les échanges latéraux entre le chenal actif et la plaine alluviale lors de crues ou d'inondations, ou encore les échanges entre la forêt, le chenal et

l'aquifère. Les espaces de transition inféodés à la dynamique fluviale résultent en une remarquable diversité de milieux et d'espèces (Naiman *et al.*, 1988).

Aujourd'hui, la nécessité de prendre également en compte la dimension sociale des écosystèmes est évidente (Ashmore, 2015; Dufour, 2015; Lave *et al.*, 2014). Au-delà d'une vision de l'anthropisation comme source de pressions et de changements néfastes pour l'hydrosystème, les travaux de recherche s'intéressent désormais aux problématiques que pose la gestion intégrée de ces espaces (Hein *et al.*, 2021; Piégay *et al.*, 2008). Les politiques locales et nationales sont par exemple alimentées par les conflits d'usages et les perceptions qu'en ont les citoyens (Cottet *et al.*, 2013; Le Lay *et al.*, 2013), mais aussi par l'émergence de nouveaux outils de protection de ces milieux dans des domaines tels que le droit, avec la notion de personnalité juridique d'un fleuve (Eckstein *et al.*, 2019; O'Donnell and Talbot-Jones, 2018).

Dans le cadre de cette thèse, nous nous intéressons plus spécifiquement à deux compartiments du socio-hydrosystème fluvial du fait des problématiques de gestion qu'ils posent, des dangers auxquels ils sont confrontés et des bénéfices qu'ils apportent à l'environnement ainsi qu'à nos sociétés : le chenal en eau et la forêt riveraine.

1.1.2 – Le chenal en eau : le milieu physique qui héberge la vie aquatique au sein de l'hydrosystème fluvial.

La dynamique du cours d'eau, qui est définie par l'interaction du transport sédimentaire, du régime hydrologique de la rivière et des conditions locales de résistance, conduit à l'existence d'une bande active composée d'un chenal en eau dont l'étendue varie selon les débits et de bancs de galets qui se font inonder et remobiliser lors des crues.

Les variables conduisant à l'adoption d'un style fluvial spécifique peuvent à plus fine échelle contribuer à la création d'une mosaïque d'habitats présents au sein de la rivière (Frissell *et al.*, 1986). On retrouve ainsi dans le chenal une variété de faciès (*e.g.* : seuils, radiers, mouilles) qui conduisent à la création de milieux aux propriétés différentes (vitesse du courant, profondeur de l'eau, luminosité...) (Malavoi, 1989). Ces propriétés sont amenées à évoluer dans le temps selon la saison (ex: profondeur, intermittence) mais aussi en réponse aux modifications morphologiques résultant des échanges qu'entretient le chenal avec les autres compartiments de l'hydrosystème fluvial. Au sein d'un seuil ou d'une mouille, on peut ainsi trouver une variété de micro-habitats, due

par exemple à la variabilité de la granulométrie du fond du lit, de la présence d'embâcles, ou encore du développement d'un couvert algal [Figure 2].

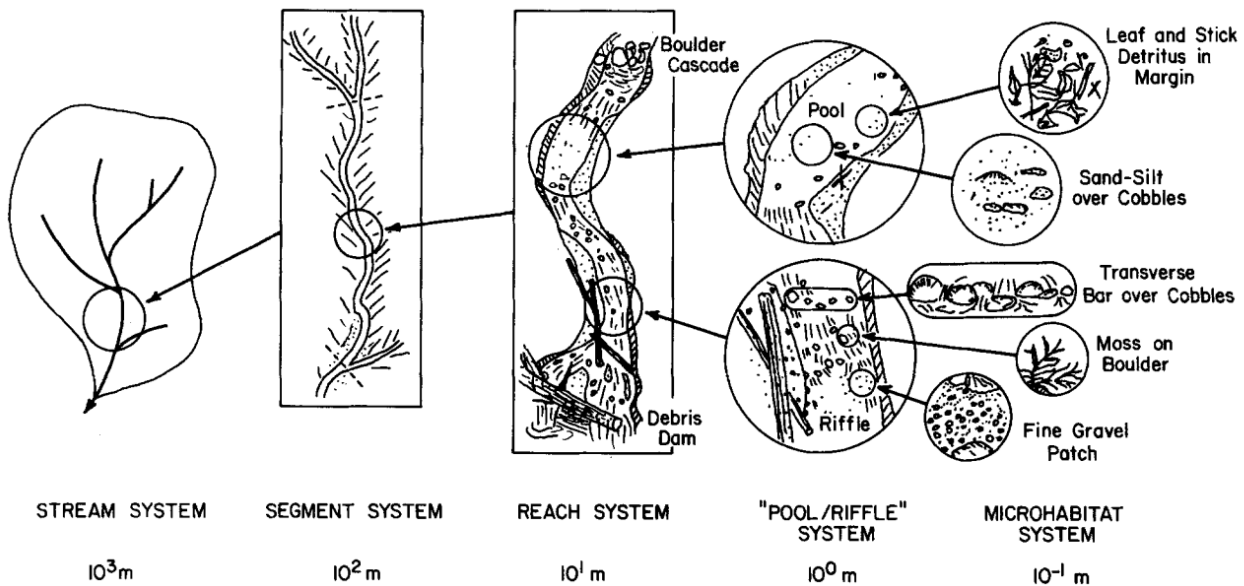


Figure 2: Changements d'échelle et habitats associés au sein d'un système fluvial. Figure tirée de Frissell et al. (1986).

Bien que la notion soit plus complexe en pratique, on attribue communément à la diversification des habitats et micro-habitats qui existent en géomorphologie fluviale une diversification et une modification des communautés lotiques qui y vivent (Beisel *et al.*, 1998; Gosselin *et al.*, 2012; Pardo and Armitage, 1997). Par exemple, à la fin du XX^{ème} siècle émerge le concept de continuum fluvial (Vannote *et al.*, 1980), selon lequel la composition des communautés aquatique subit un changement progressif de la source d'un fleuve à son embouchure en réponse au gradient de conditions physiques du système fluvial, comme l'augmentation de la largeur et de la profondeur du chenal ou l'intensification de l'apport en matière organique par ses annexes.

Le prisme des habitats physiques présents au sein du chenal en eau et de la façon dont ils évoluent au cours d'une année et en réponse aux pressions qui s'exercent sur le milieu, est de fait utile pour comprendre les écosystèmes aquatiques et les espèces qui le composent (García-Roger *et al.*, 2013; Hawkins, 1984). Certaines d'entre elles sont sensible à la lithologie du substrat (ex: moulette perlière (Quinlan *et al.*, 2015) ou certaines espèces de poissons (Heggenes and Gunnar

Dokk, 2001)) tandis que d'autres répondent aux conditions physico-chimiques du chenal comme sa température et la concentration en oxygène (Davis, 1975; Mohseni *et al.*, 2003).

1.1.3 – La forêt riveraine.

La forêt riveraine qui borde les cours d'eau et constitue la composante forestière de l'hydrosystème fluvial répond à une variété de définitions et d'appellations (Piégay *et al.*, 2003), certaines excluant par exemple les groupements de bois durs qui forment certaines forêts de plaines alluviales. Dans ce manuscrit, les termes de forêt riveraine, forêt alluviale, ou encore ripisylve seront utilisés de façon indifférenciée. Ils seront employés pour décrire les écosystèmes forestiers dont le fonctionnement est fortement affecté par la dynamique fluviale et les échanges réguliers de flux d'eau et de matière avec le chenal ou la nappe (Bendix and Hupp, 2000; Junk *et al.*, 1989; Naiman *et al.*, 1993).

Les espèces pionnières colonisent les espaces libérés par la rivière grâce à des processus spécifiques comme la mobilité latérale du chenal principal ou le recouplement de méandres. Les espèces qui, comme le saule et le peuplier, s'installent sur les bancs de galets sont primordiales pour les milieux fluviaux puisqu'elles modifient l'espace qu'elles colonisent, par exemple en piégeant des sédiments fins lors des crues, ce qui contribue à la formation d'un horizon et au déroulement d'une succession (Edwards *et al.*, 1999).

La végétation qui compose la forêt riveraine coévolue avec les systèmes fluviaux, par exemple à travers la stabilisation des berges par les racines, ce qui est exemplifié par la diversification des styles fluviaux au Carbonifère, qui a suivi l'arrivée de la végétation à la surface du globe (Davies and Gibling, 2011). Cette coévolution a permis à ces espèces pionnières d'acquérir des propriétés spécifiques comme le fait de pouvoir résister à l'action mécanique d'une crue modérée (Karrenberg *et al.*, 2002) ainsi qu'une forte croissance racinaire durant les premières années de vie de l'individu (Corenblit *et al.*, 2014).

Ainsi, le cycle de vie des espèces de la forêt riveraine est profondément lié aux dynamiques du milieu qu'elles colonisent, et conduit à en modifier les propriétés (Corenblit *et al.*, 2020). En contribuant à la création d'un horizon, les plantules qui résistent aux crues contribuent à l'exhaussement de la surface colonisée par la forêt riveraine, ainsi qu'à l'implantation de nouvelles

espèces. Aux espèces pionnières succèdent alors des espèces post-pionnières, souvent caractérisées par des peuplements de bois durs comme le frêne commun (*Fraxinus excelsior*) qui n'ont pas les mêmes propriétés racinaires que des espèces comme le peuplier noir (*Populus nigra*) (Dufour, 2005). Les successions forestières conduisent à une maturation de la forêt riveraine et à la disparition des espèces pionnières, mais la dynamique de la rivière peut conduire à l'érosion de cette forêt mature et à la création de nouveaux espaces colonisables. Ce processus rajeunit les forêts pionnières et assure le maintien d'une forêt riveraine typique composée d'une forte diversité d'espèces et de stades forestiers.

Les interactions réciproques qu'entretient la forêt riveraine avec les autres composantes de l'hydrosystème fluvial en font un bon indicateur de la santé des milieux fluviaux, bien qu'elle soit parfois négligée par les politiques publiques (González del Tánago *et al.*, 2021; Urbanič *et al.*, 2022). En effet, la ripisylve est source de nombreuses fonctions et services écosystémiques qui vont au-delà de celles déjà évoquées associées à sa coévolution avec les espaces qu'elle colonise (Riis *et al.*, 2020).

Une forêt riveraine en bonne santé et présentant une mosaïque d'âges et d'habitats est non seulement le support d'une biodiversité importante, tant du point de vue floristique que faunistique (Naiman *et al.*, 1993; Naiman and Decamps, 1997), mais elle contribue également à maintenir les conditions physico-chimiques propices à la vie aquatique en régulant la température de l'eau par l'ombrage qu'elle apporte (Poole and Berman, 2001; Roth *et al.*, 2010; Wondzell *et al.*, 2019) et en améliorant la qualité de l'eau présente au sein de l'hydrosystème (Dosskey *et al.*, 2010; Tabacchi *et al.*, 2000).

Nous venons de voir que la dynamique fluviale tient une place particulière au sein de l'hydrosystème fluvial puisque l'ensemble des écosystèmes qui composent la plaine alluviale sont interconnectés à travers la composante eau. La santé d'une rivière dépend donc des milieux avec lesquels elle s'interface. De fait, nous pouvons nous demander comment se portent (et se porteront) ces milieux dans le contexte actuel des changements globaux entraînés par les pratiques humaines.

1.2 – Des pressions anthropiques historiques qui s'intensifient et fragilisent les systèmes fluviaux.

1.2.1 – Une profonde perturbation des dynamiques sédimentaires et hydrologiques des hydrosystèmes.

Les hydrosystèmes fluviaux actuels sont particulièrement marqués par les pressions anthropiques. Les activités humaines entraînent des modifications de l'utilisation des sols dans les bassins versants en raison de l'expansion des zones agricoles ou urbaines (Entwistle *et al.*, 2019), des politiques de reboisement des milieux montagneux mises en place pour lutter contre les catastrophes naturelles (Combes, 1989), ou encore de la déprise agro-pastorale qui a suivi la Seconde Guerre mondiale. Ces changements de l'usage des sols se sont intensifiés depuis le début du XIX^{ème} siècle et ont conduit à la réduction des flux sédimentaires entrant au sein du système fluvial (Liébault and Piégay, 2002).

Les flux d'eau et de matières qui s'expriment au sein des hydrosystèmes fluviaux ont été par ailleurs modifiés par la construction d'ouvrages pour stabiliser les berges, protéger les populations des inondations, ou encore répondre aux demandes de production énergétique. Ces constructions ont conduit à la fragmentation des rivières, notamment en Europe, aux États-Unis, et en Asie [Figure 3]. Aujourd'hui, seul un tiers des grandes rivières mondiales (> 1000 km) ont un écoulement qui reste libre (Grill *et al.*, 2019), et plus d'un million d'obstacles ont été recensés sur les rivières d'Europe (Belletti *et al.*, 2020). Cette fragmentation s'explique non seulement par les grands barrages, mais aussi par un nombre important de petites structures qui font obstacle à l'écoulement. Elle est amenée à prendre de l'ampleur à l'échelle globale, notamment avec l'essor des projets hydro-électriques dans l'hémisphère sud (Almeida *et al.*, 2022; Zarfl *et al.*, 2015), et la construction de barrages reste donc un enjeu actuel (Kondolf *et al.*, 2022).

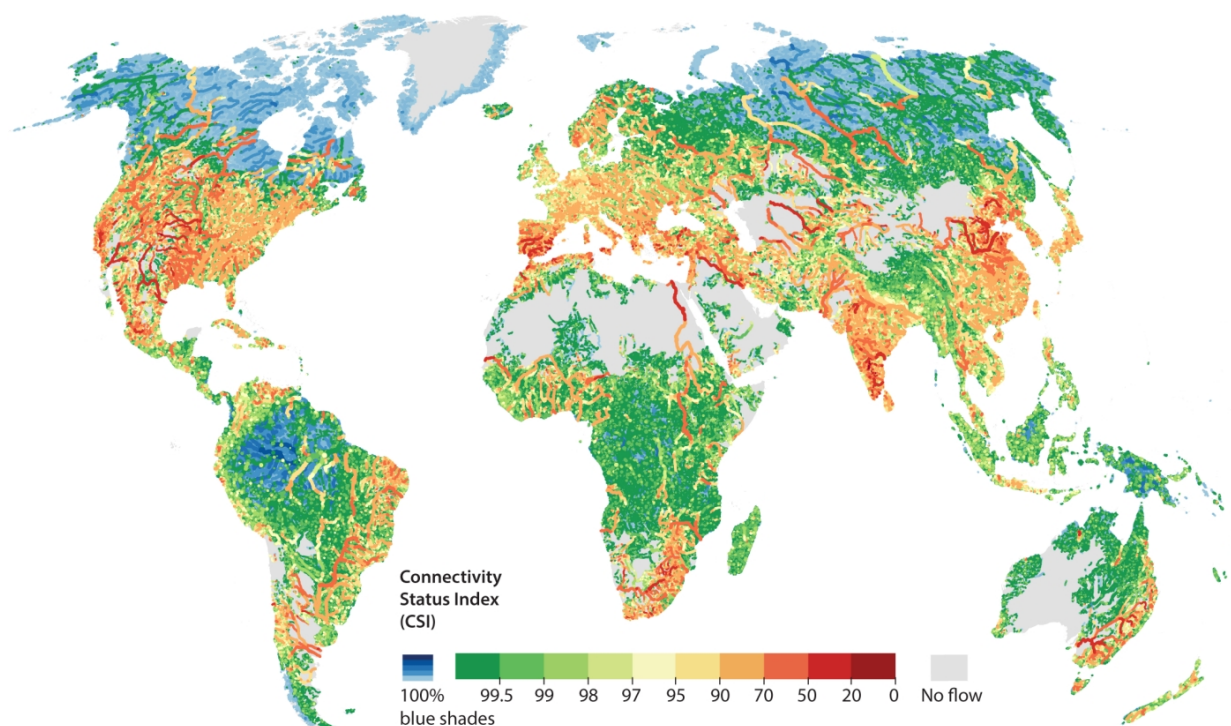


Figure 3: Connectivity Status Index (CSI) pour les rivières à l'échelle mondiale. Carte produite par Grill et al. (2019).

Les déficits sédimentaires associés à la réduction des apports en sédiment et de la capacité de transfert de la charge grossière vers l'embouchure des grands fleuves sont accentués par l'extraction de matériaux au sein du chenal, ce qui crée des pièges à sédiments (Kondolf, 1997). Ces prélèvements dans le lit mineur répondent à une demande en granulats pour le développement urbain qui s'intensifie (Gavriletea, 2017; Lich Dinh *et al.*, 2022). Si la régulation de ces extractions est maintenant forte en Amérique du Nord et en Europe, cette pratique (légale et illégale) reste fortement développée, notamment dans les pays d'Asie du Sud-Est (Koehnken *et al.*, 2020).

L'anthropisation des milieux n'est pas seulement associée au développement d'infrastructures et aux besoins des communautés riveraines, elle induit également des pressions sur le climat lui-même. Le réchauffement de l'atmosphère entraîne un réchauffement de l'eau des rivières (Liu *et al.*, 2020; van Vliet *et al.*, 2013). L'altération du régime de précipitations devrait conduire à une diminution des débits (Boé, 2007; Marx *et al.*, 2018) mais également à une augmentation des événements extrêmes (Knox, 2000). La saisonnalité des apports en eau devrait

également être affectée, par exemple par la modification des périodes de fonte des glaces (Andrew and Sauquet, 2017; Randle *et al.*, 2021).

L'ensemble des pressions mentionnées ici ne'est pas exhaustif et nous nous sommes focalisés sur celles qui affectent le transport sédimentaire au sein du cours d'eau, ainsi que le régime hydrologique des rivières du globe. D'autres types de pressions existent, comme celles conduisant à la pollution des milieux par des plastiques et des métaux lourds (Munari *et al.*, 2021; Seignemartin, 2020).

1.2.2 – Des systèmes fluviaux fragilisés.

Ces pressions contribuent à une altération massive des hydrosystèmes fluviaux à l'échelle globale, ainsi qu'à la fragilisation des écosystèmes.

En entraînant une modification des conditions physiques du chenal (hauteur d'eau, température, augmentation de l'intermittence), le changement climatique se répercute sur les communautés aquatiques, notamment pour des espèces pour lesquelles quelques degrés de différence au sein du chenal peuvent avoir un impact drastique (Pörtner, 2021). Les forêts riveraines sont également très sensibles au changement climatique (O'Briain, 2019; Rivaes *et al.*, 2013; Stella *et al.*, 2013). Par exemple, la reproduction des espèces riveraines est partiellement dépendante de la synchronicité entre les crues et les phases de germination (Perry *et al.*, 2012), et des espèces pionnières comme le *Populus nigra* dépendent de la ressource en eau phréatique, et sont donc impactées par sa diminution en période de sécheresse (Singer *et al.*, 2013).

Du fait des modifications des usages des bassins versants, de nombreuses rivières ont connu une modification de leur fonctionnement pour accommoder la diminution des apports en sédiments et le contrôle des crues par les barrages. Une diminution de l'activité torrentielle et la rétraction de la bande active de nombreuses rivières de montagne ont pu être observées (Liébault and Piégay, 2002; Surian and Rinaldi, 2003). De nombreuses rivières ont subi une incision de leur lit à la suite d'un déficit sédimentaire qui ne peut plus être comblé dans les systèmes anthropisés (Belletti *et al.*, 2016; Kondolf *et al.*, 2007; Surian and Rinaldi, 2003). Les risques côtiers sont désormais importants dans les grands deltas qui ne voient plus de matière grossière délivrée à leur embouchure, par exemple dans le cas du bassin du Mékong (Kondolf *et al.*, 2022, 2018, 2014).

L'altération physique des cours d'eau a contribué à la déconnexion des forêts riveraines et de l'hydrosystème fluvial dans lequel celles-ci s'inscrivent historiquement. Sur le Rhône, les aménagements pour accommoder la navigation et la construction d'ouvrages hydro-électriques ont contribué à une moindre colonisation des milieux riverains par des espèces pionnières en faveur d'espèces post-pionnière et d'essences exotiques (Janssen *et al.*, 2021; Räßle, 2018). Si la rétraction de la bande active de cours d'eau a permis la mise en place d'une forêt alluviale mature, comme dans la basse vallée de l'Ain (Dufour, 2005), la capacité de rajeunissement de ces nouveaux espaces est menacée par des déficits sédimentaires qui entraînent une diminution de la mobilité latérale nécessaire au renouvellement de ces milieux (Rollet *et al.*, 2014). De plus, au-delà des changements de composition forestière, des perturbations comme l'incision du chenal peuvent conduire à une augmentation du stress hydrique des peuplements et de la mortalité des individus (Scott *et al.*, 2000).

La profonde modification des hydrosystèmes fluviaux au cours des derniers siècles est désormais un constat. Cependant, comme décrit dans ce manuscrit, l'hydrosystème fluvial joue un rôle fondamental dans le maintien d'une biodiversité unique, et est source de nombreux services écosystémiques assurant la pérennité de nos deltas ainsi que la qualité de notre eau. On peut donc se demander quelle est la réponse des acteurs de l'eau à cette situation ?

1.3 – Vers les actions de préservation, de restauration et l'évolution des pratiques de gouvernance.

Pour répondre aux enjeux de gestion de ces milieux soumis à de fortes pressions, une approche intégrée reposant sur une démarche de co-construction associant les scientifiques, les politiques publiques, les gestionnaires, et les usagers est nécessaire. En France, la gestion de l'eau se fait à l'échelle des bassins versants à travers les Agences de l'Eau créées par la loi sur l'eau de 1964 (Morandi *et al.*, 2016), et l'importance de maintenir des hydrosystèmes en bonne santé a été reconnue à l'échelle européenne, notamment avec la mise en place de la directive-cadre sur l'eau en 2000 (Voulvoulis *et al.*, 2017).

Les approches de gestion des systèmes fluviaux ont évolué depuis une vision très répandue avant la fin du XX^{ème} siècle, selon laquelle la priorité était donnée à l'anthropisation des systèmes

fluviaux au bénéfice de la navigation et pour diminuer les risques sur les populations humaines, vers une volonté de restaurer ces écosystèmes dégradés (Wohl *et al.*, 2015). Ainsi, le nombre de projets de restauration de rivières et de leurs annexes s'est envolé depuis les années 1990 (Bernhardt *et al.*, 2005; Wohl *et al.*, 2005).

Les premiers travaux de restauration cherchaient à retrouver des formes spécifiques, des états de référence idéalisés, sans s'inscrire dans une réflexion sur les processus géomorphologiques nécessaires pour assurer la pérennité de ces milieux restaurés ainsi que celle de leur fonctionnement (Kondolf, 1995). Un changement de paradigme a amené à considérer une restauration des processus fluviaux afin de garantir les bénéfices sociétaux et environnementaux qui découlent des fonctions écosystémiques (Dufour and Piégay, 2009; Smith *et al.*, 2014).

Plusieurs vecteurs servent ces travaux de restauration, qui bénéficient également d'une évolution des pratiques de gestion au sein des hydrosystèmes. Sur le Rhône, de nombreuses lônes ont été recreusées et les débits dans les sections court-circuitées pour la navigation ont été augmentés (Lamouroux *et al.*, 2015). Sur l'Ain, des opérations similaires ont eu lieu et ont conduit à une déstabilisation des berges et à une réinjection de matériaux grossiers pour pallier un déficit sédimentaire en secteur incisé (Lejot, 2008; Rollet *et al.*, 2014). Sans agir directement sur le chenal et son régime hydrologique, comme avec la mise en place de débits fonctionnels (Mahoney and Rood, 1998; Opperman *et al.*, 2010) ou de lâchers morphogènes (Loire, 2019), l'introduction d'espèces au rôle clef dans l'ingénierie écologique peut aussi contribuer à restaurer formes et processus (Evette, 2017; Wheaton *et al.*, 2019).

Cependant, si l'évolution des pratiques de gestion des milieux fluviaux et les travaux de restauration qui ont été engagés dans beaucoup de pays ont pour objectif de recréer des habitats et les dynamiques permettant leur longévité, tous les programmes de restauration ne sont pas des réussites (Bernhardt and Palmer, 2011). Les projets de restauration participent à la construction des connaissances fondamentales sur les hydrosystèmes nécessaires à l'exécution de projets réussis (Wohl *et al.*, 2015). La réussite des travaux dépend d'une bonne compréhension de l'état initial du système et des pressions qui affectent les milieux que l'on souhaite restaurer (Lamouroux *et al.*, 2015), et leurs effets doivent s'évaluer sur le long terme. Par exemple, certaines des lônes restaurées du Rhône présentent une variété de trajectoires qui peuvent conduire à l'atterrissement de certaines lônes d'ici quarante ans (Riquier *et al.*, 2017), et la diversité écologique de certains secteurs

reconnectés n'a augmenté que plusieurs années après les travaux initiaux de restauration (Henry *et al.*, 2002).

Le fait de caractériser les enjeux auxquels les hydrosystèmes font face et mettre en place des stratégies de gestion efficaces pour pallier les effets négatifs des changements globaux sur les communautés aquatiques et forestières requiert l'analyse des trajectoires de ces hydrosystèmes. De telles analyses ont longtemps été limitées par un manque de données, les campagnes de terrain traditionnelles étant longues et coûteuses et ne permettant pas de rendre compte d'une vision spatialement continue des milieux. Cependant, l'émergence de la télédétection depuis la fin du XX^{ème} siècle a fait basculer la géomorphologie fluviale dans une ère où les données sont abondantes et permettent d'appréhender des processus à fines échelles sur de larges territoires. Aujourd'hui, la télédétection occupe une place importante en géomorphologie fluviale pour caractériser les milieux et suivre leur évolution à de multiples échelles spatio-temporelles, et donc pour répondre tant à des questions de recherche fondamentale qu'à des enjeux de gestion. C'est au sein de la télédétection fluviale, champ de recherche en plein essor, que s'inscrit ce travail de thèse, qui est marqué par des dimensions tant exploratoires (nouveaux outils) qu'opérationnelles (leur capacité à répondre aux enjeux de gestion et de restauration des hydrosystèmes).

2 – La télédétection fluviale : des outils émergents pour caractériser et suivre les évolutions des milieux fluviaux.

2.1 – Concepts clefs de la télédétection fluviale.

2.1.1 – Télédétection et observation de la terre.

La télédétection est une science qui s'intéresse fondamentalement à la façon d'obtenir une information sur un objet sans être au contact de celui-ci. Son évolution est aujourd'hui marquée par le développement de nouveaux capteurs. Un appareil photographique ou une caméra sont des capteurs pouvant être utilisés en télédétection, à l'instar de transpondeurs actifs pour suivre le mouvement de populations animales (Pereira *et al.*, 2008) ou le transport solide en rivière (Cassel *et al.*, 2017).

Dans le cadre de cette thèse, nous nous intéressons à des techniques de télédétection passive, qui permettent d'obtenir des informations sur les propriétés d'un objet en captant les rayonnements naturellement réfléchis par celui-ci, et à des techniques de télédétection active, qui consistent à émettre un rayonnement de manière à ce que nous soit restituées des informations sur l'objet considéré.

Un exemple de capteur utilisé en télédétection passive est l'appareil photographique. En restituant les couleurs d'un objet observable au sein d'une image, il synthétise en fait le spectre de réflectance qu'émet naturellement cet objet. Dans le cas de surfaces illuminées par le soleil, une partie du rayonnement solaire est absorbée (spectre d'absorption) et une partie est réfléchi (spectre de réflectance). Lorsqu'il produit une image numérique, un appareil photographique couleur synthétise ce rayonnement en trois canaux appartenant au domaine du visible (bleu, vert et rouge) qui permettent ensuite de restituer les couleurs de l'objet. La résolution spatiale de l'image ainsi produite correspond à la taille des pixels constituant cette image, ce qui est fonction des propriétés du capteurs et de sa distance à l'objet imagé.

Les capteurs utilisés en télédétection passive peuvent synthétiser cette information dans un plus grand nombre de bandes spectrales et ne sont pas limités au domaine du visible. Comme le rayonnement d'un objet est continu, il est synthétisé en une bande spectrale qui couvre un ensemble de longueurs d'ondes spécifiques et dont la largeur définit la résolution spectrale du capteur : plus elle est fine, plus cette résolution est élevée.

On peut alors distinguer un appareil photographique couleur classique d'un capteur multispectral et d'un capteur hyperspectral [Figure 4]. Le capteur multispectral se distingue par un plus grand nombre de bandes spectrales, qui peuvent parfois avoir une résolution spectrale plus fine que celles d'un appareil photographique couleur. Un capteur hyperspectral fonctionne de manière similaire mais en poussant plus loin la résolution spectrale. De fait, sur un domaine spectral identique (*e.g.* le visible), un capteur hyperspectral acquiert un très grand nombre de bandes spectrales fines (*e.g.* < 5 nm) (Yuen and Richardson, 2010). Les informations obtenues par un tel capteur sont alors proches de celles obtenues par des techniques de spectroscopie.

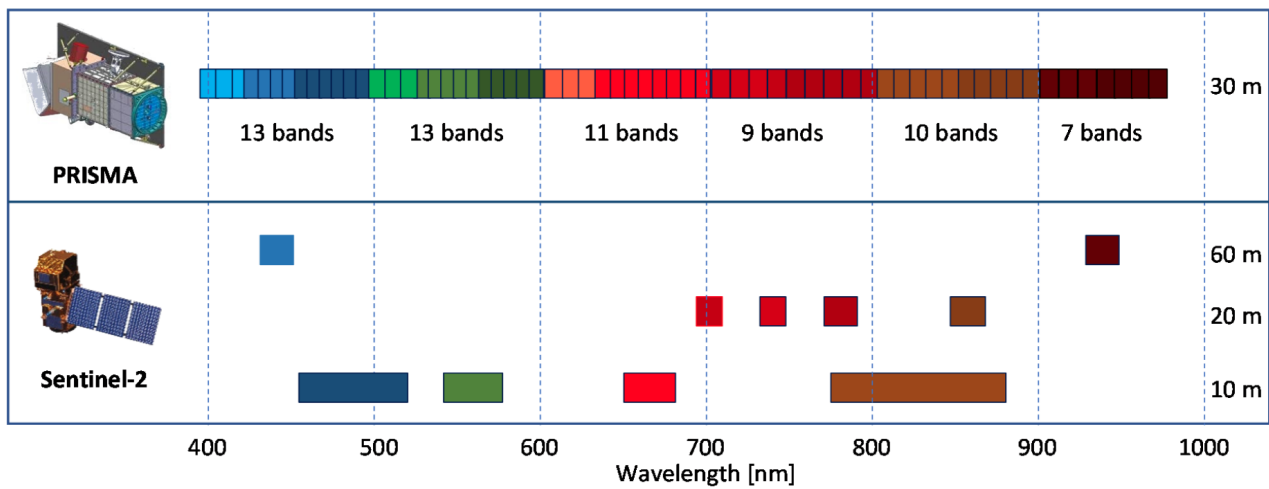


Figure 4: Bandes spectrales acquises par un capteur hyperspectral embarqué sur un satellite (PRISMA) et par un capteur multispectral lui aussi embarqué sur un satellite (Sentinel-2). Le capteur hyperspectral acquiert un grand nombre de bandes très fines et contiguës. Figure tirée de (Niroumand-Jadidi et al., 2020).

Dans le domaine de la télédétection active, c’est le capteur qui émet un rayonnement selon une longueur d’onde donnée. Un exemple de capteur utilisé est le LiDAR (*Light Detection And Ranging*). Un capteur LiDAR émet un rayonnement, généralement dans le domaine du proche-infrarouge. Le temps de retour de ce rayonnement jusqu’au capteur permet alors de retrouver la distance de celui-ci à l’objet qui a réfléchi le rayonnement. Contrairement aux images produites par les techniques de télédétection passive décrites préalablement, un capteur LiDAR fournit une information tri-dimensionnelle qui se présente généralement sous la forme d’un nuage de points dense restituant la structure du milieu étudié [Figure 5]. En fonction de l’altitude de vol et de la longueur d’onde à laquelle le rayonnement est émis, il peut pénétrer le couvert forestier (Laslier, 2018) ou encore la colonne d’eau d’une rivière (Legleiter and Harrison, 2019). La résolution spatiale d’une donnée LiDAR est alors définie par le nombre de points présents au sein d’un mètre carré, ainsi que la distance interpoints.

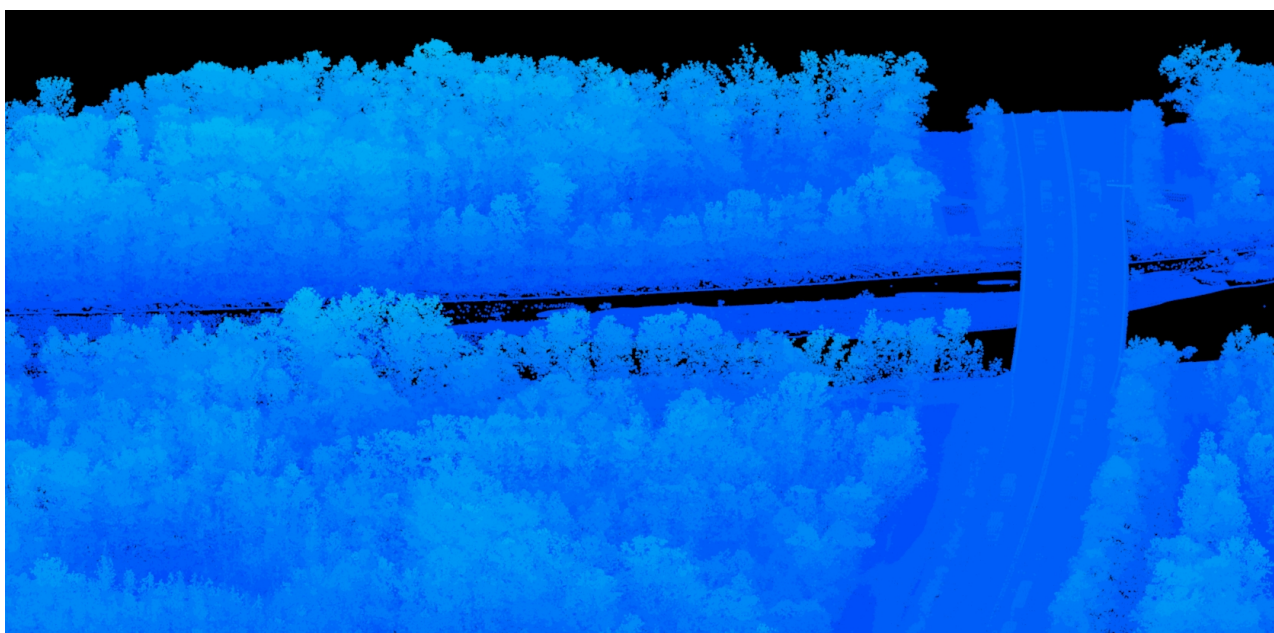


Figure 5: Nuage de points LiDAR sur le corridor fluvial de l'Ain. Le nuage de points met en avant la structure de la forêt riveraine autour du chenal principal, ainsi que la présence d'un pont.

2.1.2 – Vers l'augmentation des résolutions spatiales et spectrales et la diversification des vecteurs d'acquisition.

Les premières sources de données de télédétection proviennent des séries de photographies aériennes historiques et de la mise en orbite de satellites d'observation de la Terre. On peut ainsi citer les photographies produites par l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN) entre 1950 et 1975, ou encore le lancement du premier satellite Landsat en 1972.

Rapidement, les avancées technologiques ont conduit à la production de capteurs aux résolutions spectrales plus importantes (satellites hyperspectraux), à l'augmentation des résolutions spatiales (satellites produisant des données inframétriques), et à celle des temps de revisite de ces satellites jusqu'à permettre des acquisitions journalières [Tableau 1].

Tableau 1: Exemples de sources de données d'observation de la Terre par satellite

Donnée	Vecteur	Année	Résolution spatiale (m)	Résolution spectrale	Temps de revisite
MODIS	Satellite	1999	250 – 1000	36 Bandes (405 – 14385 nm)	1 à 2 jours
Landsat 7	Satellite	1999	30 – 60	8 Bandes (450 – 2350 nm + infrarouge thermique)	16 jours
WorldView-2	Satellite	2009	0.5 – 2	9 Bandes (400 – 1040 nm)	1 jour
Pléiades	Satellite	2011	0.50 – 2	4 Bandes (430 – 940 nm)	1 jour
Sentinel-2	Satellite	2015	10 – 60	12 Bandes (400 – 2500 nm)	10 jours
PRISMA	Satellite	2019	30	250 Bandes (400 – 2500 nm)	29 jours

L'augmentation au cours du temps de la taille des archives satellites disponibles permet désormais des études pluriannuelles qui peuvent exploiter plusieurs décennies d'archives (Gupta *et al.*, 2013; Pickens *et al.*, 2020). Les temps de revisite très rapides de certains satellites maximisent le nombre d'acquisitions sans couverture nuageuse et permettent la détection et le suivi journalier de phénomènes rapides comme les incendies (Campagnolo *et al.*, 2021), les événements hydrologiques significatifs ou des dynamiques saisonnières.

Ces progrès techniques ne concernent cependant pas que les satellites, puisque les capteurs utilisés en télédétection ont pu être miniaturisés et être embarqués non seulement sur des avions mais aussi sur des drones. L'usage de ces drones s'est fortement démocratisé dans le cadre de la recherche scientifique (Huylenbroeck *et al.*, 2020; Piégay *et al.*, 2020) et est devenu plus abordable, y compris pour le grand public.

Aujourd'hui, le choix du vecteur d'acquisition (satellite, avion, ULM, drone...) influe donc sur la résolution spatiale des données en sortie [Figure 6], mais aussi sur le coût et la flexibilité des missions effectuées. Les campagnes aéroportées permettent par exemple de programmer simultanément des acquisitions et des campagnes de terrain fournissant des données de calibration ou de validation synchrones aux informations obtenues par télédétection. L'usage des satellites permet de travailler avec des chroniques temporelles qui remontent à la fin des années 1990, mais aussi d'effectuer des analyses à l'échelle globale.



Figure 6: Composition colorée sur un secteur de l'Ain par satellite (jaune), avion (vert), et drone (rose). Chaque cadre coloré correspond à l'emprise spatiale de l'image suivante dans le changement d'échelle.

2.1.3 – L'émergence de la télédétection fluviale.

Si les images acquises par les premiers satellites ont permis l'étude de grands cours d'eau comme l'Amazone (Mertes *et al.*, 1993; Salo *et al.*, 1986), la miniaturisation des capteurs employés en télédétection et la possibilité de les embarquer sur des vecteurs aéroportés ont rapidement permis d'atteindre des résolutions spatiales propices à l'analyse de cours d'eau de toute taille à la surface du globe (Marcus and Fonstad, 2008). Depuis le début des années 2000, les données de télédétection ont donc été de plus en plus utilisées en géomorphologie fluviale (Piégay *et al.*, 2015), ce qui a conduit à l'émergence de la télédétection fluviale comme discipline de recherche à part entière (Carbonneau *et al.*, 2012; Carbonneau and Piégay, 2012; Marcus and Fonstad, 2010).

À travers l'acquisition de données à l'échelle des bassins versants, il a été possible de cartographier, caractériser et quantifier les composantes des hydrosystèmes fluviaux et leurs paramètres morphologiques (Alber and Piégay, 2011; Demarchi *et al.*, 2017; Michez *et al.*, 2013). Là où les données étaient souvent manquantes pour caractériser l'évolution des hydrosystèmes (Liébault and Piégay, 2002), les campagnes de télédétection ont permis de mieux comprendre l'évolution récente des cours d'eau et de leurs bassins versants (Alber and Piégay, 2017; Bizzi *et al.*, 2019), et les données deviennent à présent abondantes (Entwistle *et al.*, 2018).

L'imagerie à très haute résolution spatiale, comme lors d'acquisitions à l'aide d'un drone, permet d'effectuer des analyses à des échelles spatiales plus fines, et donc de suivre des phénomènes locaux comme les effets d'une opération de recharge sédimentaire sur la morphologie du chenal (Jérôme Lejot *et al.*, 2007). Elle est également utilisée pour calibrer et valider les chaînes de traitement développées pour analyser des images satellites afin de produire des classifications (Carbonneau *et al.*, 2020) ou d'en extraire des informations comme l'évolution longitudinale de la taille des sédiments sur les bancs exondés (Marchetti *et al.*, 2022).

Aujourd'hui, les capteurs et techniques développés par les chercheurs dans le champ de la télédétection fluviale au cours des vingt dernières années se démocratisent et sont de plus en plus accessibles aux bureaux d'étude et aux gestionnaires de rivières. Par exemple, les drones grand public peuvent permettre d'extraire des informations topographiques par approche photogrammétrique (Carbonneau and Dietrich, 2017), et des plateformes de visualisation visant à faciliter l'accès aux données acquises par les satellites d'observation de la Terre ont été mises en place (Huntington *et al.*, 2017). Cela rend accessible la caractérisation et le suivi des corridors fluviaux à une échelle locale, mais aussi pour des tronçons de plusieurs kilomètres pour peu que la résolution des images satellites soit suffisante pour l'hydrosystème étudié.

Malgré les progrès de la télédétection fluviale et la masse de plus en plus importante de données disponibles, certains paramètres d'intérêt sont difficiles à extraire, comme la bathymétrie des cours d'eau (Piégay *et al.*, 2020). De plus l'intégration de la télédétection dans les pratiques de gestion reste encore à promouvoir (Huylbroeck *et al.*, 2020).

2.2 – Caractérisation et suivi du chenal en eau.

2.2.1 – Évolution planimétrique du chenal.

L'extraction des unités morphologiques de la bande active (ex: chenal en eau et bancs) est rendue possible par des classifications automatiques ou supervisées s'appuyant sur des images multispectrales acquises par satellite ou par avion (Buscombe and Ritchie, 2018; Carbonneau *et al.*, 2020). Des variables morphologiques comme la largeur de la bande active peuvent alors être mesurées sur un continuum à plusieurs dates, et exploiter une série temporelle d'images permet de suivre l'évolution planimétrique du chenal (Cavallo *et al.*, 2021; Michalková *et al.*, 2011; Scorpio *et al.*, 2018, 2015).

Cette dernière peut également être obtenue à partir de campagnes utilisant un LiDAR topographique, qui conduisent à l'extraction d'unités morphologiques de la bande active (Bizzi *et al.*, 2016; Stout and Belmont, 2014). Un nuage de points LiDAR étant tri-dimensionnel, ces jeux de données fournissent également une information sur l'évolution altimétrique des bancs exondés et des berges de la rivière, ce qui peut servir à quantifier les processus d'érosion (Milan *et al.*, 2007; Taylor *et al.*, 2018), ainsi qu'à détecter des paléo-chenaux (Notebaert *et al.*, 2009).

2.2.2 – Évolution altimétrique du chenal : restituer la bathymétrie.

La caractérisation de la topographie immergée du lit mineur de la rivière et son suivi au cours du temps restent plus délicats [Tableau 2]. Traditionnellement, la profondeur du chenal en eau est obtenue à travers l'utilisation d'écho-sondeurs qui permettent d'acquérir des profils en long ou en travers restituant la bathymétrie du secteur étudié (Yorke and Oberg, 2002). Les changements morphologiques peuvent alors être suivis en comparant différents profils (Flener *et al.*, 2015). Cependant, ces capteurs sont généralement embarqués sur des bateaux ou sur des drones

aquatiques, et leur utilisation est donc limitée en zones peu profondes (Kasvi *et al.*, 2019). Plusieurs techniques de télédétection permettent de restituer une bathymétrie spatialement continue en milieu fluvial, mais les gammes de profondeurs considérées restent souvent très restreintes par la turbidité du milieu (Lague and Feldmann, 2020; Legleiter and Harrison, 2019).

Tableau 2: Techniques de restitution de la bathymétrie en milieu fluvial ainsi que les profondeurs d'eau et limites qui leur sont associées.

Technique	Altitude du chenal	Profondeurs	Contraintes
Echosondeur	Relative	> 0,8 m	Être embarqué sur un bateau ou un drone aquatique réduit la couverture spatiale, difficulté à restituer des zones peu profondes
LiDAR Topo-bathymétrie	Absolue	< 1 à 6 m	Coût, difficulté à restituer des zones peu profondes, temps de traitement
Photogrammétrie <i>Structure from Motion</i>	Absolue	< 1 à 1,5 m	Nécessité de voir le fond du chenal (turbidité, ombrage...), linéaire restitué généralement restreint
Modèle optique multispectral	Relative	< 1 à 1,5 m	Nécessité de voir le fond du chenal (turbidité, ombrage...), linéaire restitué généralement restreint hors satellite, sensible aux changements de lithologie
Modèle optique hyperspectral	Relative	< 4 à 10 m	Nécessité de voir le fond du chenal (turbidité, ombrage) mais meilleure robustesse que le multispectral, poids des données, pour l'instant les applications publiées restent sur des linéaires restreints

Bien que les LiDAR topographiques soient conçus pour émettre un signal dans une longueur d'onde qui ne pénètre pas la colonne d'eau, des capteurs conçus pour des applications bathymétriques existent et permettent d'avoir une restitution topo-bathymétrique spatialement continue du milieu considéré. En effet, en couplant un laser infrarouge absorbé par la surface de l'eau et un laser vert pénétrant la colonne d'eau, un nuage de points bathymétrique peut alors être extrait (Lague and Feldmann, 2020; Mandlbürger *et al.*, 2015; Tonina *et al.*, 2019). Bien que la restitution de la géométrie du fond du lit nécessite de distinguer le signal du fond de celui à la surface de l'eau, l'usage du LiDAR topo-bathymétrique peut être difficile en eaux peu profondes ou dans le cas d'un développement végétatif, et les acquisitions correspondent principalement à des campagnes aéroportées qui restent coûteuses. En revanche, des capteurs pouvant être embarqués sur des drones émergent et commencent à être commercialisés (Islam *et al.*, 2022; Mandlbürger *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2022).

L'une des techniques de télédétection les plus accessibles pour la production de données topographiques est l'usage de la photogrammétrie SfM (*Structure from Motion*) qui permet de restituer la morphologie des zones immergées (Carbonneau and Dietrich, 2017; Dietrich, 2017). En effet, les approches photogrammétriques recréent un nuage de points tri-dimensionnel, en exploitant un grand nombre de photographies de la scène étudiée.

Ces approches sont néanmoins limitées d'une part par la présence d'un couvert végétatif dense et d'autre part par la nécessité d'effectuer les campagnes dans une fenêtre de temps limitée : celle de basses eaux. En effet, puisque la photogrammétrie est dépendante de la capacité des images à détecter les détails de la morphologie immergée, l'eau doit être à la fois être claire et peu profonde (< 1,5 mètres), ce qui correspond généralement à des acquisitions en période d'étiage (Eltner *et al.*, 2021; Feurer, 2008; Pontoglio *et al.*, 2020; Woodget *et al.*, 2015).

Il est également possible de restituer la bathymétrie d'un cours d'eau à partir d'images couleurs ou multispectrales mais en exploitant un modèle optique plutôt qu'un modèle photogrammétrique. En effet, l'absorption de la colonne d'eau et la quantité du signal qu'elle réfléchit dépendent de sa profondeur, selon la loi de Beer-Lambert (Lyzenga, 1978). Ces applications sont développées pour restituer la profondeur des milieux côtiers (Giardino *et al.*, 2019), mais elles présentent des limites similaires à la photogrammétrie dans le cas des rivières : eaux claires, peu profondes (< 1,5 mètres) et substrat homogène (Kasvi *et al.*, 2019). Par ailleurs, les applications sur

de longs corridors avec des acquisitions par drone et par avion sont compliquées du fait de la difficulté associée à l'obtention d'une mosaïque d'images homogènes (Lejot, 2008).

Néanmoins, des études récentes ont montré que l'usage de satellites multispectraux à très haute résolution spatiale pouvait permettre de produire des modèles optiques robustes pour restituer la bathymétrie de rivières en eaux claires et peu profondes (Niroumand-Jadidi *et al.*, 2022, 2018). De plus, l'augmentation de la résolution spectrale des capteurs a conduit à l'émergence de capteurs hyperspectraux commerciaux qui ont permis de restituer des profondeurs atteignant 9,5 mètres sur la rivière Kootenai (Legleiter and Fosness, 2019).

De fait, l'imagerie hyperspectrale apparaît comme une technique prometteuse pour caractériser et suivre la bathymétrie des cours d'eau, notamment dans un contexte où des données hyperspectrales acquises par satellite commencent à être disponibles pour la recherche (Loizzo *et al.*, 2018; Niroumand-Jadidi *et al.*, 2020; Vangi *et al.*, 2021), même si leur résolution reste trop grossière (30 mètres) pour de nombreux cours d'eau.

2.2.3 – Restitution de la bathymétrie par imagerie hyperspectrale.

Les études effectuées en s'appuyant sur l'imagerie hyperspectrale ont fait ressortir une forte corrélation de la profondeur de la colonne d'eau avec sa réflectance entre 400 et 800 nanomètres. Si l'utilisation d'une longueur d'onde unique entre 600 et 800 nanomètres a permis de cartographier la bathymétrie sur un secteur peu profond de la rivière d'Ain (Gentile *et al.*, 2016), une seconde bande spectrale de plus faible longueur d'onde est généralement associée (Legleiter *et al.*, 2009).

La restitution de la bathymétrie se fait alors en calibrant un modèle optique sur des données de validation pour lesquelles on cherche le ratio de bandes le plus corrélé à la profondeur de l'eau, et donc le moins sensible aux changements de conditions de turbidité et de réflectance du fond (Dilbone *et al.*, 2018; Legleiter *et al.*, 2009). Les profondeurs restituées sont alors limitées principalement par les propriétés d'absorption de la colonne d'eau et par la sensibilité du capteur selon les conditions d'acquisition (ex : luminosité) (Legleiter *et al.*, 2018).

La recherche en télédétection fluviale a conduit à tester les modèles bathymétriques dérivés d'images hyperspectrales pour une série de rivières aux conditions variables (ex : turbidité, profondeur) et les gammes de profondeurs ainsi restituées sont plus importantes que celles que l'on retrouve avec les modèles optiques dérivés d'images visibles ou multispectrales [Tableau 3].

Cependant, la plupart de ces études sont restées limitées à des tronçons courts (< 2km) (Legleiter and Fosness, 2019) et n'ont pas intégré de suivi morphologique exploitant des campagnes répétées dans le temps.

En conséquence, la capacité de l'imagerie hyperspectrale à répondre aux attentes des praticiens et des gestionnaires des milieux fluviaux en terme de caractérisation de la bathymétrie reste à évaluer. En effet, répondre à ces attentes nécessiterait de pouvoir restituer la bathymétrie d'un cours d'eau sur de longs linéaires au sein desquels la lithologie, la turbidité et la profondeur sont variables. Il est donc nécessaire de mieux comprendre les limites associées à l'imagerie hyperspectrale pour la restitution de la bathymétrie en milieu fluvial, notamment d'un point de vue opérationnel.

Tableau 3: Restitution de la bathymétrie par imagerie hyperspectrale en contexte fluvial.

Référence	Rivière	Longueur de tronçon	Bandes spectrales	Prof. Rivière	Prof. max Modèle	Erreur
(Legleiter <i>et al.</i> , 2009)	Soda Butte Creek (US)	< 1 km	ln(624/693)	< 1 m	/	R ² = 0,806 Erreur = 0,09 m
(Legleiter <i>et al.</i> , 2011a, 2011b)	Platte River (US)	< 1 km	ln(499/657)	< 1 m	/	R ² = 0,596 Erreur = 0,18 m
(Legleiter <i>et al.</i> , 2016)	Snake & Blue-Colorado Rivers (US)	< 1 km	ln(519/605) ln(595/614)	2,8 m 2,4 m	/	R ² = 0,935 Erreur = 0,14 m R ² = 0,583 Erreur = 0,24 m
(Legleiter, 2016)	Snake River (US)	1 km	MNF	4,2 m	/	R ² = 0,79 Erreur = 0,27 m
(Gentile <i>et al.</i> , 2016)	Ain (France)	< 1 km	776 nm	< 1 m	/	R ² = 0,76 Erreur = 0,13 m
(Dilbone <i>et al.</i> , 2018)	Niobara River (US)	1,5 km	ln(490/699) ln(533/647)	2,6 m	/	R ² = 0,81 à 0,82

Référence	Rivière	Longueur de tronçon	Bandes spectrales	Prof. Rivière	Prof. max Modèle	Erreur
			ln(595/704)			Erreur = 0,11 m
(Legleiter <i>et al.</i> , 2018)	Deschutes & Snake Rivers (US)	3,67 km 1,2 km	ln(520/700) Deux bandes adjacentes à 600 nm	8,9 m 3,9 m	3,6 m /	R ² = 0,70 R ² = 0,83 Erreur = /
(Legleiter and Harrison, 2019)	Sacramento River (US)	1,6 km	ln(573/587) ln(571/595) ln(571/587)	3,8 m	/	R ² = 0,91 à 0,95 Erreur = 0,17 à 0,22 m
(Legleiter and Fosness, 2019)	Kootenai River (US)	Six sites (< 1 km) sur un tronçon de 16,75 km	ln(487/587)	30 m	9,5 m	R ² = 0,94 Erreur = 0,62 m

2.2.4 – Propriétés physiques et chimiques du chenal.

Les techniques développées en télédétection fluviale permettent également d'extraire des informations physico-chimiques sur la colonne d'eau, ou tout du moins sur la surface de celle-ci.

L'imagerie infra-rouge thermique est par exemple couramment utilisée pour caractériser la température de surface des eaux de rivière sur des linéaires importants (Dugdale, 2016; Dugdale *et al.*, 2019; Wawrzyniak *et al.*, 2013). Elle permet ainsi d'identifier des zones d'arrivées phréatiques ou des secteurs pouvant servir de refuges pour les communautés piscicoles pendant les chaleurs estivales (Dole-Olivier *et al.*, 2019; Wawrzyniak *et al.*, 2016). Elle permet également d'évaluer l'impact d'opérations de restauration comme la réinjection de sédiments grossiers sur les fonctionnalités thermiques des milieux restaurés (Marteau *et al.*, 2022a).

Par ailleurs, des études récentes exploitent l'imagerie hyperspectrale afin d'évaluer des paramètres liés à la qualité de l'eau (turbidité, teneur en chlorophylle, *etc.*) dans des milieux fluviaux et lacustres (Cui *et al.*, 2022; Niroumand-Jadidi *et al.*, 2020; Wu *et al.*, 2014).

2.3 – Caractérisation et suivi de la forêt riveraine.

2.3.1 – Spectre de réflectance de la végétation et propriétés biochimiques des plantes.

Le spectre de réflectance de la végétation chlorophyllienne dépend des propriétés biologiques, physiologiques et structurales des individus et des peuplements imagés. De fait, nous commençons par poser ici sur ce spectre de réflectance des bases issues d'études en laboratoire ainsi que des premiers travaux d'observation de la Terre, avant de nous focaliser sur la télédétection des forêts alluviales dans les prochains paragraphes du manuscrit.

Dans le domaine du visible, l'absorption des rayonnements solaires par la végétation est dominée par les pigments, en particulier par la chlorophylle [Tableau 4]. La chlorophylle « a » est caractérisée par des pics d'absorptions dans le bleu (420 nm et 490 nm) et dans le rouge (660 nm), tandis que la chlorophylle « b » et les caroténoïdes absorbent plutôt dans la région du bleu, de 400 nm à 500 nm (Lichtenthaler and Buschmann, 2001). Le ratio de la teneur en chlorophylle a et b des plantes et de celle en caroténoïdes est un bon indicateur de la verdure des plantes. Une plante soumise à une situation de stress ou de sénescence voit sa teneur en chlorophylle diminuer plus vite que sa teneur en carotène, ce qui conduit à un changement de coloration de la feuille vers le jaune, l'orange, puis le rouge.

Tableau 4: Pics d'absorption des principaux pigments de la végétation dans le visible, d'après (Kumar *et al.*, 2001).

Pigment	Maximum d'absorption (nm)
Chlorophylle a	420, 490, 660
Chlorophylle b	435, 643
Beta-Carotène	425, 450, 480

Pigment	Maximum d'absorption (nm)
Alpha-Carotène	420, 440, 470
Xanthophylles	425, 450, 475

Dans la région du *red-edge* (690 – 720 nm), le spectre de la végétation caducifoliée est caractérisé par un bond entre la faible réflectance de la chlorophylle dans le domaine du rouge et une grande réflectance des plantes dans le domaine du proche-infrarouge.

Au début du proche-infrarouge (720 – 1300 nm), les plantes présentent généralement une réflectance élevée qui dépend de la structure des feuilles et de la canopée. La structure interne de la feuille impacte la diffusion des radiations en son sein et, à son échelle, il s'agit du volume d'air intercellulaire qui gouverne la réflectance (Gausman *et al.*, 1970). À l'échelle de la canopée, la réflectance dans le proche-infrarouge mesure la quantité de surface foliaire. Cette région du spectre de la végétation permet de fait de percevoir le stress à l'échelle d'une communauté à travers son impact structural (réduction du nombre de feuilles, modification de la géométrie du feuillage...) (Knipling, 1970).

Pour des longueurs d'ondes plus élevées (1300 – 2500 nm), le spectre de réflectance de la végétation est caractérisé par l'absorption de l'eau présente au sein de la feuille, ce qui correspond à des pics d'absorption aux alentours de 1400, 1900, 2500 nanomètres (Govender *et al.*, 2007).

Dans le domaine de l'infrarouge thermique (3000 – 14000 nm), le spectre de la végétation est principalement associé au mécanisme d'évapotranspiration, qui est l'un des indicateurs précoces du stress hydrique chez la plante (Buitrago Acevedo *et al.*, 2017; Gerhards *et al.*, 2019; Meerdink, 2018; Neinavaz *et al.*, 2017). Néanmoins, le domaine de l'infrarouge thermique est également associé à d'autres composantes de la plante, comme les polysaccharides (Neinavaz *et al.*, 2021), qui peuvent permettre de caractériser l'espèce à laquelle appartient une feuille (Rock *et al.*, 2016).

Ces propriétés biochimiques ont été utilisées dans le développement de nombreux indices pour le domaine de la télédétection, notamment dans le cas de l'imagerie hyperspectrale [Tableau 5] (Roberts *et al.*, 2011). Ces indices reflètent les paramètres biologiques, physiologiques et structuraux des peuplements étudiés. Ils sont aujourd'hui utilisés pour le suivi de la santé des peuplements et pour la cartographie d'espèces en milieu agricole ou forestier (Ballanti *et al.*, 2016; Ghosh *et al.*, 2014; Pang *et al.*, 2009; Peerbhay *et al.*, 2013; Singh *et al.*, 2020).

Tableau 5: Quelques exemples d'indices utilisés en télédétection pour étudier la végétation.

Nom	Objet de la mesure	Référence
CARI	Teneur en chlorophylle	(Kim <i>et al.</i> , 1994)
ReNDVI	Teneur en chlorophylle	(Gitelson and Merzlyak, 1994)
PRI	Teneur en caroténoïdes	(Gamon <i>et al.</i> , 1997)
PSRI	Stress et sénescence	(Merzlyak <i>et al.</i> , 2002)
WBI	Teneur en eau	(Penuelas <i>et al.</i> , 1997)
NDLI	Contenu ligno-cellulaire	(Serrano <i>et al.</i> , 2002)
NDNI	Teneur en nitrogène	(Serrano <i>et al.</i> , 2002)
ANTH1	Teneur en anthocyanine	(Gitelson <i>et al.</i> , 2001)
VOG1	Teneur en chlorophylle et en eau	(Vogelmann <i>et al.</i> , 1993)

2.3.2 – Interactions réciproques des ripisylves et de l'hydrosystème, et évolution spatio-temporelle de la forêt riveraine.

Le déploiement des techniques d'imagerie a permis l'extraction des unités de la bande active, et donc de contribuer à la cartographie des forêts alluviales à des échelles de temps variées. Les surfaces forestières peuvent être extraites d'une image à l'aide de classifications automatiques ou supervisées, et permettent la délimitation des forêts riveraines (Dufour *et al.*, 2012). Les unités végétatives ainsi considérées peuvent donc être étudiées dans leurs dynamiques spatio-temporelles, notamment en lien avec des contraintes environnementales et biogéomorphologiques [Tableau 6].

Tableau 6: Quelques références s'intéressant aux dynamiques spatiales et/ou temporelles de la forêt riveraine en lien avec l'hydrosystème.

Référence	Capteur Vecteur	Unités Forestières	Séries Temporelles	Informations Structurales	Séries Temporelles Structurales
(Mertes <i>et al.</i> , 1995)	<u>Multispectral</u> Satellite	X			
(Ferreira <i>et al.</i> , 2005)	<u>Photographies</u> Aéroporté	X	X		
(Johansen <i>et al.</i> , 2007)	<u>Multispectral</u> Satellite	X			
(Bertoldi <i>et al.</i> , 2011)	<u>Photographies</u> Aéroporté <u>LiDAR</u> Aéroporté	X		X	
(Corenblit <i>et al.</i> , 2016)	<u>Photographies</u> Aéroporté	X	X	X	X
(Vautier <i>et al.</i> , 2016)	<u>Photographies</u> Aéroporté	X	X	X	X
(Bywater-Reyes <i>et al.</i> , 2017)	<u>LiDAR</u> Aéroporté <u>LiDAR</u> Terrestre			X	
(Lallias-Tacon <i>et al.</i> , 2017)	<u>Photographie</u> Aéroporté <u>LiDAR</u> Aéroporté	X	X	X	

Référence	<u>Capteur</u> <i>Vecteur</i>	Unités Forestières	Séries Temporelles	Informations Structurales	Séries Temporelles Structurales
(Räpple <i>et al.</i> , 2017)	<u>Photographies</u> <i>Drone</i> <u>LiDAR</u> <i>Aéroporté</i>	X	X	X	

Dès la fin du XX^{ème} siècle, des travaux pionniers exploitant des images satellites, notamment sur l'Amazone (Mertes *et al.*, 1995), ont permis d'appréhender la distribution spatiale d'unités forestières en fonction des contraintes environnementales. En effet, les images couleurs ou multispectrales permettent de distinguer différents types de couvertures végétales, en séparant par exemple la couverture herbacée des canopées formées par des forêts matures de densités variées (Goetz, 2006; Johansen *et al.*, 2007).

Des acquisitions répétées permettent alors d'évaluer les processus de colonisation ou de déforestation au sein des forêts riveraines en assignant des classes d'âge aux différentes unités forestières selon l'année à partir de laquelle elles deviennent visibles par imagerie (Ferreira *et al.*, 2005; Henshaw *et al.*, 2013).

L'émergence des données LiDAR au début des années 2000 (Goetz, 2006) puis de l'imagerie par drone (Dufour *et al.*, 2013) a ensuite conduit à une augmentation des études s'intéressant aux forêts riveraines par télédétection (Huylensbroeck *et al.*, 2020). Les techniques de télédétection produisant des nuages de points tridimensionnels permettent de compléter les informations disponibles sur la forêt riveraine et ses différentes strates en intégrant des paramètres structuraux comme la hauteur de la végétation, qui est corrélée à l'âge des peuplements (Farid *et al.*, 2006), mais aussi à leurs conditions de croissance.

Une campagne LiDAR peut alors être croisée avec des photographies historiques ou des images satellites pour confronter les informations sur l'installation de la végétation pionnière avec des paramètres structuraux et topographiques acquis pour une date donnée (Räpple, 2018). Les approches par LiDAR permettent de quantifier les processus biogéomorphologiques qui surviennent au sein de la plaine alluviale, que ce soit avec des capteurs terrestres ou embarqués sur des vecteurs aéroportés (Bywater-Reyes *et al.*, 2017; Lallias-Tacon *et al.*, 2017).

Récemment, les techniques de photogrammétrie ont également été appliquées à de telles études puisqu'elles permettent d'extraire une information structurale similaire à celle fournie par les données LiDAR, tout du moins pour la hauteur des peuplements et l'élévation des surfaces non couvertes par la végétation (Corenblit *et al.*, 2016; Hortobágyi, 2018; Vautier *et al.*, 2016). Du fait de l'accessibilité des campagnes photogrammétriques, elles conduisent à des campagnes répétées permettant de suivre l'évolution de la structure de la végétation riveraine au cours du temps, ce qui reste plus rare lorsque des données LiDAR sont utilisées.

2.3.3 – Cartographie d'espèces.

Un pan de la télédétection fluviale s'est intéressé à la cartographie des forêts riveraines non pas en les séparant en unités forestières relativement homogènes (groupes de hauteur, de densité, etc.) mais en cherchant à produire une cartographie à l'échelle de l'espèce, ou bien à identifier la localisation d'individus appartenant à des espèces invasives [Tableau 7].

Tableau 7: Détection et/ou classification d'espèces par télédétection en contexte fluvial.

Référence	Capteur Vecteur	Série temporelle	Espèces	Observations
(Underwood <i>et al.</i> , 2006)	<u>Hyperspectral</u> Aéroporté		Espèces invasives (<i>Egeria densa</i> , <i>Eichhornia crassipes</i>)	Végétation aquatique.
(Hamada <i>et al.</i> , 2007)	<u>Hyperspectral</u> Aéroporté		Espèces invasives (<i>Tamarisk</i> sp.)	Incertitudes élevées. Précision 70 – 95 %, mais 15 – 30 % de faux positifs.
(Kaneko and Nohara, 2014)	<u>Photographies</u> Drone <u>Photographies</u> Aéroporté		<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha domingensis</i> , <i>Miscanthus sacchariflorus</i>	Très haute résolution spatiale qui permet une identification visuelle.

Référence	Capteur Vecteur	Série temporelle	Espèces	Observations
(Michez <i>et al.</i> , 2016a)	<u>Multispectral</u> Aéroporté	X	Espèces invasives (<i>Fallopia</i> sp., <i>Heracleum</i> sp., <i>Impatiens</i> sp.)	68 – 97 % de précision. Campagnes choisies en fonction de la phénologie des espèces cibles.
(Michez <i>et al.</i> , 2016b)	<u>Multispectral</u> Aéroporté	X	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Salix</i> sp., <i>Quercus robur</i>	75 – 84 % de précision. Campagnes choisies en fonction de la phénologie des espèces cibles.
(Richter <i>et al.</i> , 2016)	<u>Hyperspectral</u> Aéroporté	X	<i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Aesculus hippocastanum</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>carpinus betulus</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Populus balsamifera</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Quercus rubra</i> , <i>Tilia cordata</i>	Forêt de plaine alluviale mature et éloignée de la dynamique fluviale.
(Martin <i>et al.</i> , 2018)	<u>Multispectral</u> Satellite <u>Multispectral</u> Drone	X	Espèces invasives (<i>Fallopia japonica</i> , <i>Fallopia bohemica</i>)	Faux positifs et vrais négatifs > 10-15 %.
(Laslier <i>et al.</i> , 2019)	<u>LiDAR</u> Aéroporté		Peuplier, Saule, Châtaignier, Chêne, Frêne, Aulne, Tilleul	Petit corridor fluvial plutôt que forêt dense.

Référence	<u>Capteur</u> <u>Vecteur</u>	Série temporelle	Espèces	Observations
(da Silva <i>et al.</i> , 2022)	<u>Hyperspectral</u> <i>Drone</i> <u>LiDAR</u> <i>Drone</i>		<i>Agropyretalia, Chelidonio-Aceretum, Salicetum albo-fragilis, Cyperus-Limosella, Salicetum triando-viminalis, Rudbeckio-Solidaginetum, Xantho-Chenopodietum, Calamagrostietum, Phalaridetum</i>	Communautés herbacées principalement.

Ces approches sont fondées sur le fait que le spectre de la végétation diffère en fonction de l'espèce concernée, de la structure des peuplements et de la date d'acquisition. Par exemple, un saule blanc mature est considéré comme ayant un feuillage à la couleur distinctive, ce qui permet de le repérer dans une forêt de type frênaie ou peupleraie (Dufour *et al.*, 2012). La photo-interprétation notamment peut permettre aux experts forestiers d'estimer la présence de certaines espèces, surtout lorsqu'une image acquise par drone donne accès à des détails distinctifs du feuillage (Kaneko and Nohara, 2014).

Les approches par cartographie automatique restent difficiles à mettre en œuvre, du fait du nombre importants de faux négatifs ou de vrais positifs (Hamada *et al.*, 2007; Martin *et al.*, 2018) et parce qu'elles requièrent généralement l'acquisition de données répétées dans le temps afin de viser des fenêtres phénologiques spécifiques aux espèces cibles, comme les périodes de floraison et celles de sénescence (Michez *et al.*, 2016a, 2016b). L'utilisation de données multispectrales présente également le désavantage de ne posséder qu'un faible nombre de canaux (souvent bleu, vert, rouge et proche-infrarouge), qui sont à bandes larges, ce qui reste insuffisant pour évaluer des paramètres comme la teneur en pigments de la feuille. L'usage de l'imagerie hyperspectrale (Hamada *et al.*, 2007; Richter *et al.*, 2016; Underwood *et al.*, 2006) a permis d'atteindre des taux de fiabilité élevés avec des campagnes uniques en contexte multi-espèces, mais cela reste innovant. Une autre innovation est celle apportée par les données LiDAR, qui peuvent permettre d'identifier des espèces par le biais des différences structurales qui existent entre elles (Laslier *et al.*, 2019).

Le couplage de données hyperspectrales et LiDAR a été effectué pour cartographier la présence de certaines communautés, notamment herbacées, en milieu humide (da Silva *et al.*, 2022; Demarchi *et al.*, 2020). Un tel couplage reste cependant innovant pour la forêt alluviale. Contrairement à un milieu forestier plus continental ou plus post-pionnier comme dans les travaux de Richter *et al.* (2016), les forêts alluviales typiques des berges de rivière présentent des caractéristiques qui complexifient ces tentatives de classification (mixité d'âges, d'espèces, de stades de successions forestières, densité de la couverture forestière, et aussi des accès contrastés à la ressource en eau) mais qui n'ont été que peu abordées par la littérature (Michez *et al.*, 2016b).

2.3.4 – État sanitaire et stress au sein des peuplements forestiers riverains.

L'ensemble des techniques de télédétection citées précédemment peut déjà fournir une information sur l'état de santé des peuplements forestiers riverains et sur leur réponse aux actions anthropiques. Cependant, certaines approches de télédétection sont ancrées dans le fonctionnement écophysologique de la végétation et dans la relation de celui-ci avec le spectre de réflectance des canopées imagées [Tableau 8].

Tableau 8: Quelques références bibliographiques évaluant l'état de santé des forêts riveraines à travers des indicateurs obtenus par télédétection.

Référence	Capteur Vecteur	Série Temporelle	Objectif
(Neale <i>et al.</i> , 2011)	<u>Thermique</u> Aéroporté		Estimer l'évapotranspiration des communautés forestières.
(Fu and Burgher, 2015)	<u>Landsat</u> Satellite	X	Utiliser le NDVI pour évaluer la réponse de la forêt riveraine aux contraintes climatiques (précipitations) et hydrologiques (débits, crues, nappe)
(Milani <i>et al.</i> , 2019)	<u>Hyperspectral</u> Aéroporté		Prédire la distribution de stratégies CSR au sein de communautés de saules par imagerie hyperspectrale.

Référence	Capteur Vecteur	Série Temporelle	Objectif
(Lurtz <i>et al.</i> , 2020)	<u>Landsat</u> <i>Satellite</i>	X	Relation entre évapotranspiration des peuplements et la profondeur de la nappe.
(Ciężkowski <i>et al.</i> , 2020)	<u>Landsat</u> <i>Satellite</i>	X	Comparer des indices optiques et thermiques pour détecter le stress.
(Mayes <i>et al.</i> , 2020)	<u>Landsat</u> <i>Satellite</i>	X	Comprendre l’usage en eau des communautés ripariennes par imagerie thermique.
(Kibler <i>et al.</i> , 2021)	<u>Hyperspectral</u> <i>Aéroporté</i> <u>Landsat</u> <i>Satellite</i>	X	Évaluer l’impact de la sécheresse sur la santé et la mortalité de la forêt riveraine. Calibration hyperspectrale pour la série temporelle Landsat.
(Guerra-Hernández <i>et al.</i> , 2021)	<u>Multispectral</u> <i>Drone</i>		Évaluer l’état de santé d’aulnes glutineux dans un secteur où ils sont affectés par un pathogène.

C’est le cas par exemple d’indices comme le NDVI (Rouse *et al.*, 1974) ou le NDWI (Gao, 1996), qui évaluent l’activité chlorophyllienne de la végétation pour le premier et la teneur en eau de la canopée pour le second. Accessibles par des capteurs multispectraux à bandes larges tels que ceux embarqués sur des satellites d’observation de la Terre (MODIS, Landsat, Sentinel), un déclin de la valeur du NDVI a été constaté en période de sécheresse lorsque le niveau de la nappe diminue et que la forêt évapotranspire plus (Fu and Burgher, 2015). À plus fine échelle, l’usage de capteurs multispectraux embarqués sur drone a permis d’évaluer l’impact d’un pathogène sur des aulnes glutineux (*Alnus glutinosa*) à l’échelle de l’individu en combinant des indices multispectraux à un modèle photogrammétrique (Guerra-Hernández *et al.*, 2021).

Des cartographies fonctionnelles peuvent également être produites en s’appuyant sur l’impact des différences fonctionnelles (*e.g.* végétation photosynthétique) sur le spectre de réflectance de la végétation. En séparant la végétation en fonction de son activité photosynthétique,

Kibler *et al.* (2021) ont pu montrer une forte mortalité au sein d'une forêt riveraine californienne en réponse à une période de sécheresse couplée aux diminutions de niveau de la nappe.

L'acquisition d'informations concernant la température de la canopée, généralement obtenue à partir des satellites d'observation de la Terre, permet d'appréhender l'évapotranspiration – et donc potentiellement le stress hydrique – des peuplements (Neale *et al.*, 2011). Une étude a ainsi pu mettre en évidence un stress hydrique au sein de peuplements disposant d'une moins bonne connexion à la nappe (*e.g.* abaissement de la nappe à la suite du réchauffement climatique) en fonction de leur évapotranspiration (Lurtz *et al.*, 2020).

L'usage de données issues des satellites d'observation de la Terre est courant dans les diagnostics sanitaires puisque, malgré leurs résolutions spatiales grossières (*e.g.* 30 mètres pour Landsat), la présence d'archives sur plusieurs années permet d'analyser les réponses des communautés à des événements et de mieux comprendre l'usage de la ressource en eau par les forêts riveraines au cours de la saison (Mayes *et al.*, 2020).

Récemment, l'usage de l'imagerie hyperspectrale émerge pour ces approches sanitaires. Elle permet de calibrer et valider les approches développées avec des capteurs multispectraux visant à évaluer des réponses physiologiques (Kibler *et al.*, 2021). Des campagnes aéroportées ont permis de relier le spectre de réflectance de saules (à travers les teneurs en pigments et les traits physiologiques) à leur stratégie écologique (triangle CSR (Grime, 1974)), et de distinguer des stratégies différentes au sein de communautés soumises à des pressions anthropiques plus élevées (Milani *et al.*, 2019).

Ces approches sont fondées sur les processus physiques associés à la réflectance de la végétation, mais les données de contrôle sont souvent peu présentes, notamment lorsqu'elles devraient être écophysiologiques (*e.g.* mesure du stress hydrique *in situ* à l'échelle d'individus pour valider les hypothèses).

3 – Problématisation.

Si les hydrosystèmes fluviaux sont source de nombreux services pour nos sociétés, ils sont en danger face aux changements globaux qui s'intensifient, et ont besoin d'être préservés ou restaurés. À la croisée des enjeux opérationnels qui en découlent se trouve le besoin de caractériser les pressions auxquelles ces écosystèmes sont soumis et de comprendre leurs trajectoires dans le

temps. Il s'agit en effet d'une information essentielle pour accompagner les pratiques de gestion et pour prédire la réponse des systèmes fluviaux aux actions anthropiques, comme la restauration écologique des cours d'eau ou l'intensification de certaines pressions à l'instar du changement climatique.

Dans le domaine de la géomorphologie fluviale, la caractérisation et le suivi des hydrosystèmes fluviaux impliquent désormais l'usage croisé de données de télédétection et de campagnes de terrain. Or, les techniques développées en télédétection fluviale et leur capacité à répondre à des enjeux opérationnels évoluent au cours du temps avec le développement de nouveaux capteurs ainsi qu'avec l'accessibilité croissante des campagnes leur étant associées. Si les techniques qui émergent aujourd'hui en télédétection fluviale sont amenées à être transférées demain vers le milieu opérationnel (*e.g.* l'usage des drones avec caméras multispectrales, l'acquisition de données LiDAR aéroportées...), il est nécessaire d'explorer la capacité des nouvelles données de télédétection (*e.g.* imagerie hyperspectrale, séries temporelles LiDAR...) à répondre aux besoins des praticiens, et d'évaluer la plus-value qu'elles apportent face à des alternatives déjà existantes et potentiellement plus accessibles.

L'activité anthropique a profondément bouleversé le transport sédimentaire en rivière. De fait, les données bathymétriques sont importantes pour répondre aux enjeux actuels du monde de la gestion, qui requièrent la capacité de suivre l'impact des déficits sédimentaires qui se sont généralisés sur les cours d'eau d'Europe et d'évaluer l'efficacité des techniques de recharge sédimentaire. Un premier volet du travail de thèse s'intéressera donc à la cartographie de la bathymétrie des rivières. Il s'agira alors d'évaluer la capacité de l'imagerie hyperspectrale à caractériser la bathymétrie de tronçons fluviaux de plusieurs kilomètres et à détecter des changements morphologiques. Le LiDAR sera utilisé ici afin de valider les observations.

Les changements globaux ont également profondément affecté les forêts riveraines qui bordent les cours d'eau. Aujourd'hui, des pressions s'intensifient sur leur accès à la ressource en eau, ce qui est susceptible de dégrader ces milieux. De fait, un deuxième volet du travail de thèse s'intéressera à la caractérisation de l'état sanitaire des forêts alluviales, et évaluera le potentiel de la télédétection fluviale pour cartographier cette dégradation et informer les pratiques de gestion. Pour ce faire, nous explorerons cette fois le couplage de l'imagerie hyperspectrale et des données LiDAR, mais nous évaluerons aussi l'alternative apportée par l'acquisition d'images infrarouges thermiques depuis un vecteur aéroporté, qui offre une résolution spatiale plus adaptée aux besoins du monde

opérationnel que l'imagerie satellite mais ne permet que difficilement l'usage de séries temporelles sur une saison estivale. Au sein de cet axe, nous aborderons des questions de stress hydrique, mais aussi d'inventaire forestier et de suivi des dynamiques de colonisation et de croissance de la forêt pionnière.

Dans sa globalité, le travail de thèse permettra ainsi d'appréhender l'apport potentiel de techniques de télédétection innovantes, comme l'imagerie hyperspectrale ou les séries temporelles LiDAR, à la compréhension et au suivi des hydrosystèmes fluviaux. Cet apport pourra être nuancé au regard des techniques déjà existantes, comme l'acquisition d'images visibles ou d'images proche-infrarouges, ce qui permettra d'évaluer l'intérêt et les limites des approches de suivi et d'émettre des recommandations opérationnelles à destination des praticiens. Ce regard critique sur les techniques de télédétection émergentes et les préconisations qui y seront associées n'a pas pour objectif d'être exhaustif sur le temps de la thèse, et le manuscrit inclura les premiers résultats de projets en cours s'inscrivant dans la continuité de nos travaux scientifiques.

Cadre Géographique

1 – La Basse Vallée de l'Ain

L'Ain prend sa source sur le plateau de Nozeroy en Suisse et se jette dans le Rhône, dont il est l'affluent de rive droite le plus important entre la Suisse et Lyon. Ses affluents principaux sont l'Albarine, la Bienne, et l'Oignin. Avec ses affluents, l'Ain draine la majeure partie du Jura Central et du Jura Méridional, un bassin où ont lieu de nombreux phénomènes karstiques. La superficie du bassin versant de l'Ain atteint 3700 km², ce qui représente un dix-huitième de celle du bassin versant du Rhône.

Le régime général du bassin de l'Ain est un régime pluvio-nival océanique (Jonac, 1974) pour lequel les précipitations constituent l'apport principal en eau et sont déterminées localement par l'altitude. Les pics de débits se situent donc durant les mois d'hiver et au début du printemps. Le module inter-annuel de l'Ain à Pont d'Ain est de 103 m³.s⁻¹, tandis que l'étiage quinquennal y est de 16 m³.s⁻¹. Lors des cinq dernières années, les crues les plus importantes ont atteint les 1000 m³.s⁻¹, ce qui est bien au-dessus du débit de débordement extrapolé pour la plaine alluviale sur des sites non incisés (530 m³.s⁻¹) et légèrement en deçà de celui extrapolé pour les sites les plus incisés de la basse vallée (1200 m³.s⁻¹) (Dufour, 2005; Rollet, 2007).

La partie médiane de la rivière d'Ain concentre les infrastructures hydroélectriques qui correspondent principalement à cinq retenues d'eau artificielles résultant de la construction de barrages à partir des années 1930 [Tableau 9]. À ces cinq barrages s'ajoute celui de Moux-Charmines qui a été construit sur l'Oignin. Troisième retenue de France, le barrage de Vouglans est celui qui a le plus d'impact sur le bassin versant, et qui détermine son fonctionnement hydrologique puisqu'il écrête les crues (Rollet, 2007). Avant le développement de ces barrages, on retrouvait surtout des usines électriques implantées au fil de l'eau.

Tableau 9: Les barrages implantés sur la rivière d’Ain, du barrage le plus amont au plus aval.

Barrage	Année de construction	Retenue (hm³)
Vouglans	1963 – 1969	420
Saut-Mortier	1962 – 1968	1,3
Coiselet	1968 – 1970	3,7
Cize-Bolozon	1928 – 1931	3,3
Allement	1956 – 1960	2

La partie aval de la rivière d’Ain s’étend sur une large plaine alluviale [Figure 7] qui s’étend du barrage d’Allement, l’ouvrage hydroélectrique le plus en aval, à la confluence de l’Ain et du Rhône. La plaine alluviale couvre une surface de 600 km² pour un linéaire de quarante kilomètres qui n’est plus creusé dans des plateaux glaciaires (Nozeroy, Champagnole, Arinthod) mais dans un épandage fluvio-glaciaire qui date de la fin du Würmien (Bravard, 1986). On y retrouve localement des affleurements molassiques et morainiques.

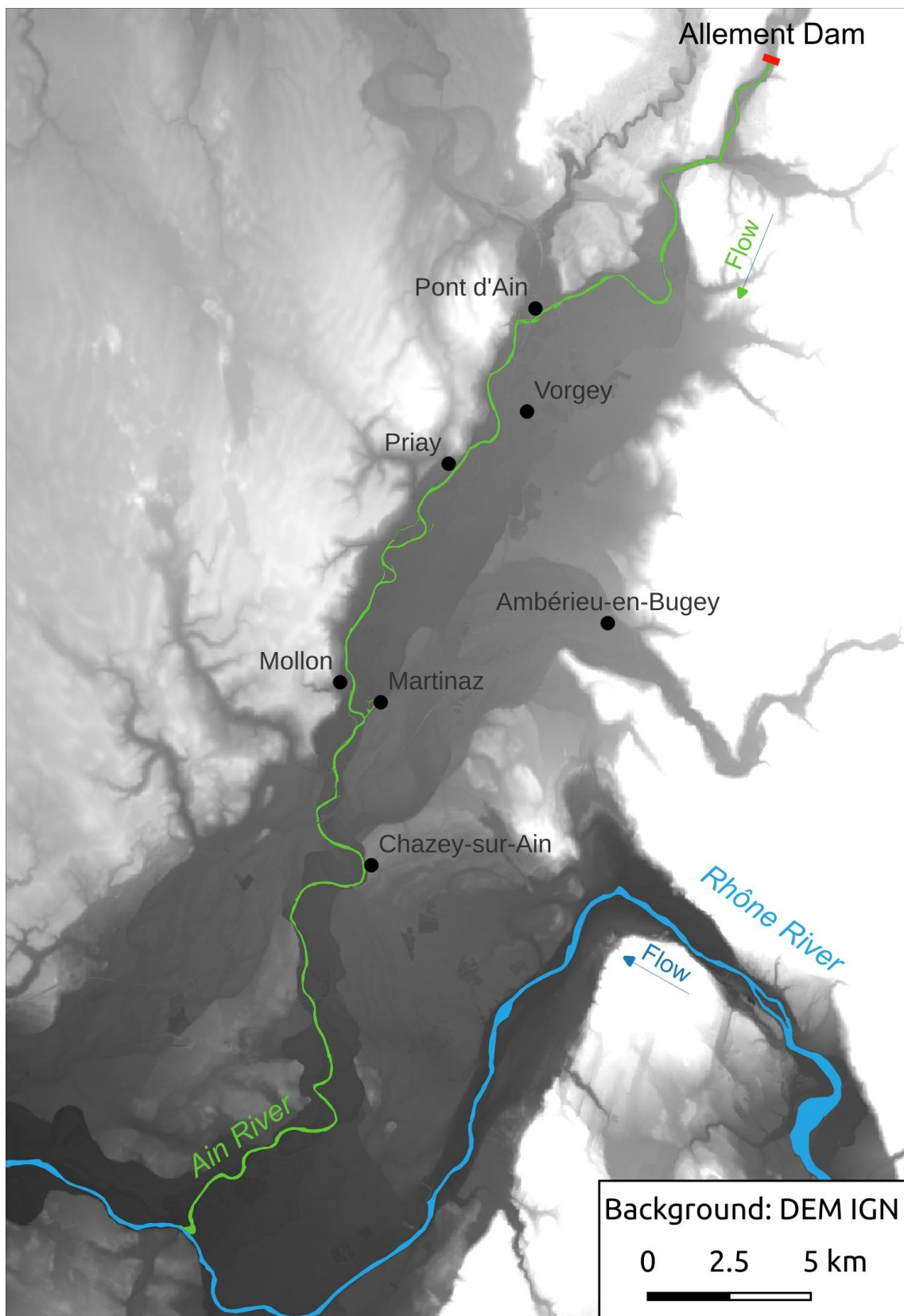


Figure 7: La basse vallée de l'Ain : bande actives et localités.

2 – Evolution du chenal sous contraintes anthropiques.

Le tronçon fluvial de la basse vallée de l'Ain a été marqué par une métamorphose fluviale importante au cours du XX^{ème} siècle, qui a conduit la rivière à adopter un style sinueux caractérisé localement par la présence de larges méandres actifs. Sa trajectoire actuelle est marquée par un déficit sédimentaire, et par la progradation d'une incision du chenal en aval des ouvrages hydroélectriques (Rollet, 2007). La mobilité de ces méandres et l'érosion des berges de la rivière sont cruciaux pour lutter contre le déficit sédimentaire du chenal et maintenir un renouvellement de la forêt alluviale (Bravard *et al.*, 1999).

De la fin du XVIII^{ème} siècle au début du XX^{ème} siècle, les documents d'époque témoignent de l'existence d'une rivière en tresses (localement) avec des bras multiples, des bancs caillouteux et des îles boisées, du fait d'une charge de fond abondante couplée à des débits de pointe supérieurs à 2000 m³.s⁻¹ (Bravard, 1991). Une première phase de simplification du chenal en système à méandres mobiles s'est déroulée durant la première moitié du XX^{ème} siècle après une rétraction de la bande active et une incision majeure du chenal.

Une seconde phase de simplification du style fluvial a résulté en l'adoption d'un style sinueux à lit unique dans les années 1950 à 1975. Ce changement de style résulte principalement des modifications des pratiques agro-sylvo-pastorales après la Seconde Guerre Mondiale, qui ont conduit à une recolonisation des bords de l'Ain par une forêt alluviale, et à la rétraction de la bande active de la rivière (Dufour, 2005).

Si la chaîne de barrages construits en amont de la basse vallée n'est pas à l'origine du changement de style de l'Ain, ces barrages constituent un danger pour le maintien de la dynamique actuelle de la rivière. En effet, ils modifient fortement le transport sédimentaire du cours d'eau, ce qui est susceptible de mener à une nouvelle métamorphose fluviale, ainsi qu'à la disparition des secteurs à méandres mobiles. Aujourd'hui, le déficit sédimentaire atteint 10 000 à 15 000 m³.an⁻¹ et l'incision du chenal progresse de 500 mètres par an vers l'aval (Rollet, 2007; Rollet *et al.*, 2014) bien qu'elle soit localement contrôlée par l'exhumation du substratum.

Des travaux ont conduit à la sectorisation géomorphologique de la basse vallée de l'Ain (Rollet, 2007; Rollet *et al.*, 2014) en quatre tronçons aux propriétés distinctes [Figure 8]. Le secteur R1 est celui marqué par l'incision progradante du chenal, et il est donc le plus impacté par le déficit sédimentaire. En revanche, dans le secteur R2, le flux de grossiers venant de l'amont et l'érosion

des berges de la rivière arrivent encore à maintenir une dynamique fluviale localement, résultant en des méandres actifs qui retiennent partiellement et temporairement la charge de fond lorsqu'ils se développent. De fait, le secteur R3 est également caractérisé par un certain déficit sédimentaire. De plus, la mobilité latérale du chenal y est contrainte du fait de l'affleurement de blocs morainiques. Cette mobilité ne revient que dans le secteur R4 qui s'étend jusqu'à la confluence de l'Ain et du Rhône, et produit un excédent de sédiments qui est alors transporté vers le Rhône.

Le manque de continuité sédimentaire sur la rivière d'Ain et le pavage qui en résulte dans la partie amont de la basse vallée conduisent à un appauvrissement des méso-habitats du chenal. Ainsi, un effet a pu être observé sur les communautés piscicoles avec une raréfaction de l'ombre commun (*Thymallus thymallus*) en secteur incisé (Rollet *et al.*, 2014).

Le changement climatique est également un facteur contribuant à l'évolution des propriétés physiques du chenal et de ses habitats. En effet, l'augmentation des températures de l'air de 4°C entre 1950 et 2099 se traduirait par une forte baisse des débits en été et en automne, ainsi que par un réchauffement de la température de l'eau en toute saison (Poirel *et al.*, 2010). D'après une étude conduite à l'échelle de la France, les impacts du changement climatique sur les débits sont à attendre dès le milieu du XXI^{ème} siècle et devraient conduire à une augmentation du nombre de jours d'étiage (Boé, 2007).

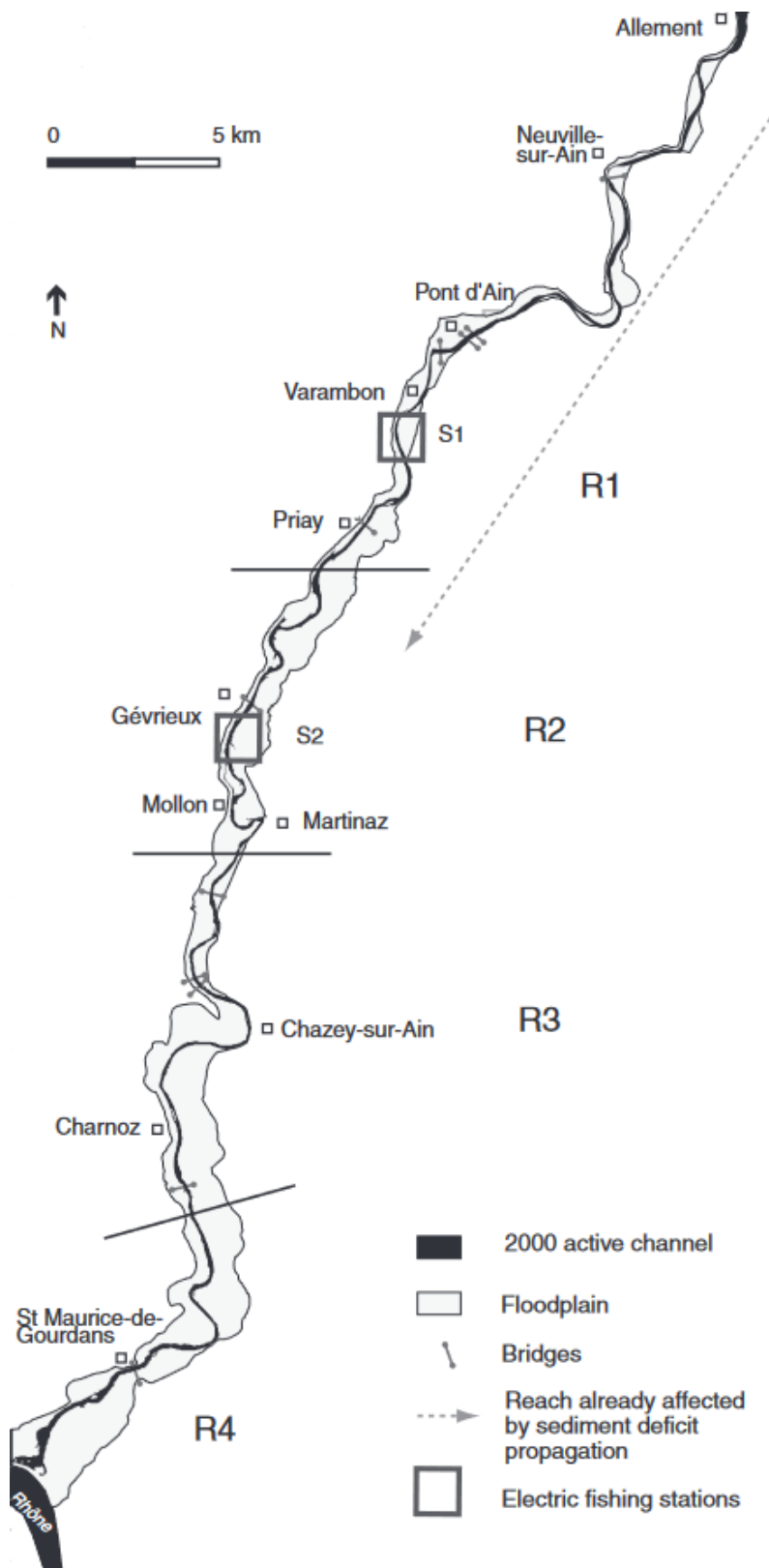


Figure 8: Sectorisation géomorphologique de la basse vallée de l'Ain (issue de Rollet et al., 2014).

3 – Forêt Riveraine de la basse vallée de l'Ain.

La forêt riveraine de la basse vallée de l'Ain a fait l'objet d'une série d'inventaires floristiques et forestiers qui ont dans un premier temps cherché à caractériser les espèces présentes, puis dans un second temps à suivre l'évolution des milieux qui la composent. Dès la fin du XXème siècle, les travaux menés par Pautou et Girel (1986) mettent en évidence l'existence d'espaces aux statuts hydriques contrastés [Figure 9]. Les peuplements pionniers sont dominés par le saule (*Salix alba*, *Salix eleagnos*...) et le peuplier (*Populus nigra*), alors que l'on retrouve dans les espaces plus anciens la présence d'aulnaies (*Alnus glutinosa*) dans les zones de dépôts de limons, de fruticées, et de rares forêts de bois durs dominées par le frêne (*Fraxinus excelsior*).

Ces auteurs mentionnent la présence de milieux qu'ils qualifient d'interfaces où les processus hydrologiques permettent le développement de biotopes riches en diversité : communautés végétales aquatiques, pelouses, communautés forestières à plusieurs stades de succession... Déjà, ils soulignent que ces milieux sont en danger du fait de l'incision du chenal et de l'abaissement associé du niveau de la nappe, qui rendent leur évolution difficile à prévoir.

Les travaux de Dufour (Dufour, 2005; Dufour and Piégay, 2008) ont permis de mettre en lumière l'un des aspects de l'impact de cette déconnexion au chenal sur la croissance du frêne. Pour des placettes forestières sélectionnées dans des secteurs dégradés, le diamètre des frênes croît plus faiblement que pour des placettes forestières sélectionnées dans des secteurs où l'élévation de la forêt au chenal reste stable. Il a notamment été possible d'identifier une hauteur de déconnexion de 1,5 à 2 mètres au-dessus du niveau d'eau du chenal au module.

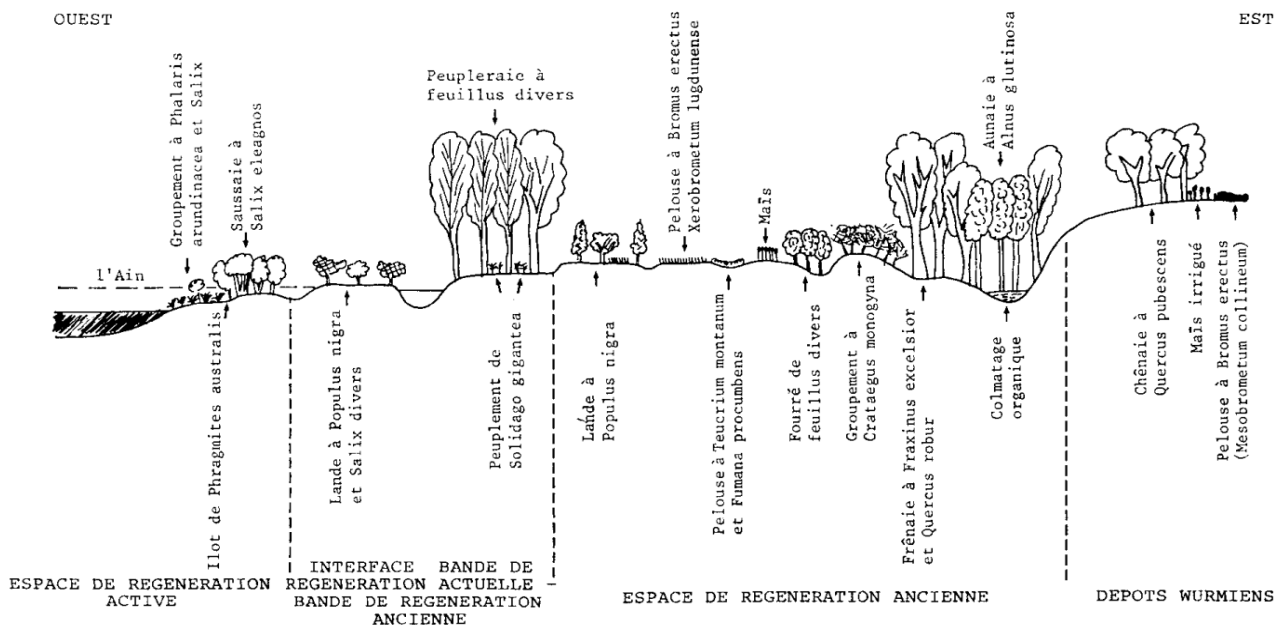


Figure 9: Profil transversal de la basse vallée de l'Ain dessiné par Pautou et Girel (1986).

Les travaux de Dufour ont par ailleurs montré que c'est l'adoption du style fluvial à larges méandres actifs qui a permis aux successions végétales d'atteindre des stades plus avancés que dans le cas de l'ancien système en tresses et qui permet le renouvellement de ces habitats (Dufour, 2005). Les habitats nomades de la basse vallée de l'Ain, dont les faciès principaux sont le saule et le peuplier, sont donc dépendants de la dynamique fluviale de la rivière, et leur rajeunissement est également menacé par le déficit sédimentaire (Dumas, 2004).

La mise en place d'un suivi forestier sur l'ensemble de la basse vallée de l'Ain avec une placette forestière par hectare de forêt a permis de suivre l'évolution de ces espaces entre 2007 et 2017 (Dumas and Perrin, 2006; Dumas, 2017). La surface des peupleraies noires diminue au profit des espèces de bois durs dans la plupart des secteurs, puisque seul le secteur de la confluence avec le Rhône ainsi que celui près des communes de Mollon et de Martinaz [Figure 8] assurent le renouvellement du milieu. Dans les secteurs où la forêt n'est pas renouvelée, elle évolue progressivement vers un stade à bois durs plus mature et souvent plus sec où le frêne devient dominant. Dans les secteurs où elle est renouvelée, les espèces typiques de ces habitats pionniers rentrent en compétition avec des espèces invasives qui apprécient les milieux connectés à la rivière, comme l'érable négundo et la renouée du Japon.

Si la mobilité de la rivière reste suffisante pour assurer un renouvellement de la forêt riveraine pionnière et des habitats typiques dans certaines parties en aval de la basse vallée, la compréhension de l'impact du déficit sédimentaire de la rivière d'Ain et de la déconnexion physique qu'il engendre (incision du lit, réduction de la fréquence des crues dans la plaine, assèchement des horizons superficiels du sol et enfoncement de la nappe) sur les communautés forestières reste fragile (Rollet *et al.*, 2014).

Malgré une résolution spatiale trop grossière pour permettre une analyse fine de la forêt alluviale, des images Landsat ont pu être exploitées afin de mettre en évidence un gradient amont – aval dans le NDVI de la forêt riveraine de l'Ain, ce qui suggère un impact potentiel des barrages sur l'état sanitaire de la forêt dans les secteurs les plus incisés (Lejot *et al.*, 2011). Les variables morphologiques de cette déconnexion (sédimentation de la plaine, altitude relative au chenal d'étiage, *etc.*) restent par ailleurs absentes de ces études.

4 – Travaux de restauration et enjeux de gestion.

La basse vallée de l'Ain est donc une mosaïque d'écosystèmes à forte valeur patrimoniale, que ce soit par ses forêts pionnières typiques ou par la présence d'espèce colonisant la rivière ou ses annexes, comme l'ombre commun. Néanmoins, cette biodiversité est aujourd'hui fragilisée par le déficit sédimentaire de la rivière, ainsi que par le changement climatique dont les impacts devraient s'intensifier au cours des années à venir. Les enjeux de gestion y sont donc nombreux. Pour y répondre, le territoire est géré par le Syndicat de la Rivière Ain Aval et ses Affluents (SR3A, anciennement Syndicat de la Basse Vallée de l'Ain) qui a été créé en 1998.

Avant la création du syndicat, le site de la confluence Ain-Rhône avait été classé par le décret du 3 décembre 1990. Par la suite, l'ensemble de la plaine alluviale de la basse vallée de l'Ain a été désignée comme périmètre Natura 2000, et un Schéma d'Aménagement et Gestion des Eaux (SAGE) a été mis en place en 2001. Ce dernier incluait la volonté de maintenir une dynamique fluviale active et de préserver l'érosion des berges de la rivière d'Ain.

Dans le cadre du programme LIFE Nature « Conservation des habitats créés par la dynamique fluviale de la rivière d'Ain (2002 – 2006) » les îlots de Bellegarde (2005) et de Carronnières (2006) ont été restaurés. Les sédiments grossiers prélevés dans le cadre de ces travaux de restauration ont été réinjectés dans la rivière et ont pu être remobilisés par celle-ci. En effet,

comme l'a démontré Rollet (2007), la réinjection annuelle de 10 000 m³ pourrait freiner la progression de l'incision du chenal. Cette réinjection a donné lieu à un suivi par télédétection de ses effets morphogènes sur la topographie du chenal (Lejot, 2008).

C'est actuellement au tour de l'ancienne lône de Terre Soldats de faire l'objet de travaux de restauration [Figure 10], dans le double objectif de réactiver l'ancien bras de la rivière qui est présent sur le secteur et de réinjecter les galets prélevés pendant les travaux. Pour ce faire, un défrichage forestier a été réalisé durant l'hiver 2021 – 2022 et des travaux de terrassement ont démarré à la fin du mois d'août 2022.



Figure 10: Panneau de sensibilisation décrivant l'opération de recharge sédimentaire conduite par le SR3A en 2022 et 2023.

Les travaux développés au sein de cette thèse explorent différentes solutions techniques et méthodologiques pour répondre aux enjeux opérationnels et fondamentaux qui co-existent sur la rivière d'Ain.

Pallier le déficit sédimentaire du chenal en réinjectant des galets nécessite des outils de caractérisation et de suivi de la topographie du fond du lit. Le suivi des formes immergées est indispensable pour évaluer l'efficacité de la réinjection sur le transport solide, mais aussi sur la

modification de la mosaïque d'habitats disponibles au sein du chenal. Cet enjeu de suivi s'inscrit dans un contexte où les outils scientifiques disponibles pour acquérir une information bathymétrique robuste restent difficile à employer sur de longs linéaires fluviaux, fortement impactés par des conditions d'acquisition contrastées (notamment le débit pour comparer deux dates) et sont pour la plupart coûteux.

Comprendre les impacts de ce déficit sédimentaire et de l'incision qui en résulte sur les communautés forestières est également un enjeu majeur. Les travaux déjà amorcés sur la basse vallée ont permis de détecter un impact potentiel sur les communautés à travers des suivis traditionnels à la fois longs et coûteux, mais ils ont également souligné que les outils de télédétection pourraient permettre de préciser nos connaissances sur ce sujet. Caractériser et cartographier les impacts de l'incision du chenal sur la forêt riveraine est un enjeu majeur qui reste également novateur pour le domaine de la télédétection fluviale, car cela fait appel à différents types d'informations qu'il faut mettre en lien.

Cependant, alors que le calendrier initial des travaux de thèse prévoyait d'effectuer un état zéro pré-restauration, puis d'évaluer les premiers impacts des travaux et de la réinjection sur les différentes composantes du corridor fluvial de l'Ain, les périodes de confinement associées à la crise sanitaire de la Covid-19 ont repoussé les travaux, et donc décalé leur temporalité par rapport à celle de la thèse. Ce délai n'a pas permis de suivre pleinement les travaux de restauration, mais a donné la possibilité de mieux explorer les potentialités des différents outils de télédétection pour répondre à ces enjeux et commencer à les aborder sous un angle opérationnel.

Données et méthode

1 – Mise en fonction d'une caméra hyperspectrale.

1.1 – Description du capteur.

Le laboratoire possède une caméra Nano-Hyperspec commercialisée par Headwall. Cette caméra dispose d'une focale de 17 mm, et produit des images comportant 480 bandes spectrales entre 170 et 1230 nanomètres, avec une largeur de bande moyenne de 2 nanomètres environ. Lors de son utilisation, des données sont acquises sur 420 bandes spectrales entre 300 nanomètres et 1230 nanomètres. Le reste des bandes, dans le domaine de l'ultraviolet, ne comporte pas de données mais est quand même exporté par le capteur – et peut donc être supprimé dès le début de la chaîne de traitement pour gagner en poids de fichier.

La caméra Nano-Hyperspec a été pensée pour être embarquée sur des plateformes non conventionnelles telles que les drones. Dans le cas du laboratoire, cette caméra est embarquée sur un drone M600 de DJI [Figure 11]. Cette caméra est un système de type *pushbroom* qui acquiert une image en continu au cours du vol, ce qui contraste avec des caméras acquérant une image à intervalles de temps réguliers. De fait, lors du paramétrage de la caméra préalable à chaque acquisition, son temps d'exposition et la *frame period* doivent être déterminés en fonction des conditions d'illumination de la scène. Ce premier paramètre contrôle l'intensité du spectre de réflectance acquis par la caméra en fonction du temps pris par celle-ci pour acquérir cette donnée, et le second paramètre, qui doit être supérieur au premier, correspond au temps donné à la caméra pour acquérir une ligne de pixels de l'image finale. Par conséquent, en contrôlant ces paramètres, la vitesse de vol du drone sur lequel est embarquée la caméra dépend en premier lieu des conditions d'illumination de la scène.



Figure 11: Caméra hyperspectrale montée sur le drone. La nacelle ajuste automatiquement la position de la caméra pendant le vol et maintient sa stabilité.

Cette caméra est associée à un GPS et à une centrale inertielle (IMU) qui lui permettent d'enregistrer sa position avec un pas de 5 millisecondes. L'information de positionnement transmise par le GPS enclenche l'acquisition des images lorsque la caméra rentre dans la zone d'intérêt, et l'interrompt lorsqu'elle en sort. Par conséquent, le fonctionnement du GPS et de l'IMU contrôle l'acquisition des images hyperspectrales, et permet également de connaître les conditions (longitude, latitude, altitude, *roll*, *pitch*, *yaw*) correspondant à chacune des lignes acquises sur une image. L'ensemble des paramétrages qui conduisent à l'acquisition des données sur le terrain (zone d'étude, temps d'exposition, *frame period*) sont définis à travers l'utilisation d'un logiciel propriétaire développé par Headwall, qui s'appelle Hyperspec III.

Une fois les données acquises, elles sont traitées sur un second logiciel propriétaire dont la licence est fournie avec la caméra : SpectralView. Ce logiciel permet d'effectuer la correction radiométrique et atmosphérique des données acquises par le capteur pour obtenir des valeurs de réflectance. Il permet également d'effectuer la correction géométrique et le géo-référencement des images obtenues, ainsi que de les mosaïquer entre elles. Finalement, la présence d'un mode *batch* permet d'effectuer l'ensemble de ces traitements pour plusieurs images simultanément.

1.2 – Verrous initiaux.

1.2.1 – Sur l'acquisition de données.

L'un des premiers verrous initialement associé à la caméra hyperspectrale est que l'acquisition des données s'est révélée être infructueuse ou incomplète sur certaines campagnes. En effet, ces campagnes ont résulté en l'acquisition d'images de longueur très réduite (quelques lignes [Figure 12 a)]) et ne couvrant pas l'entièreté de la zone d'étude. Ces campagnes correspondent à des acquisitions d'images qui sont coupées subitement puis qui reprennent de façon plus ou moins fréquente au cours du vol plutôt qu'à une acquisition continue au sein de la zone d'étude.

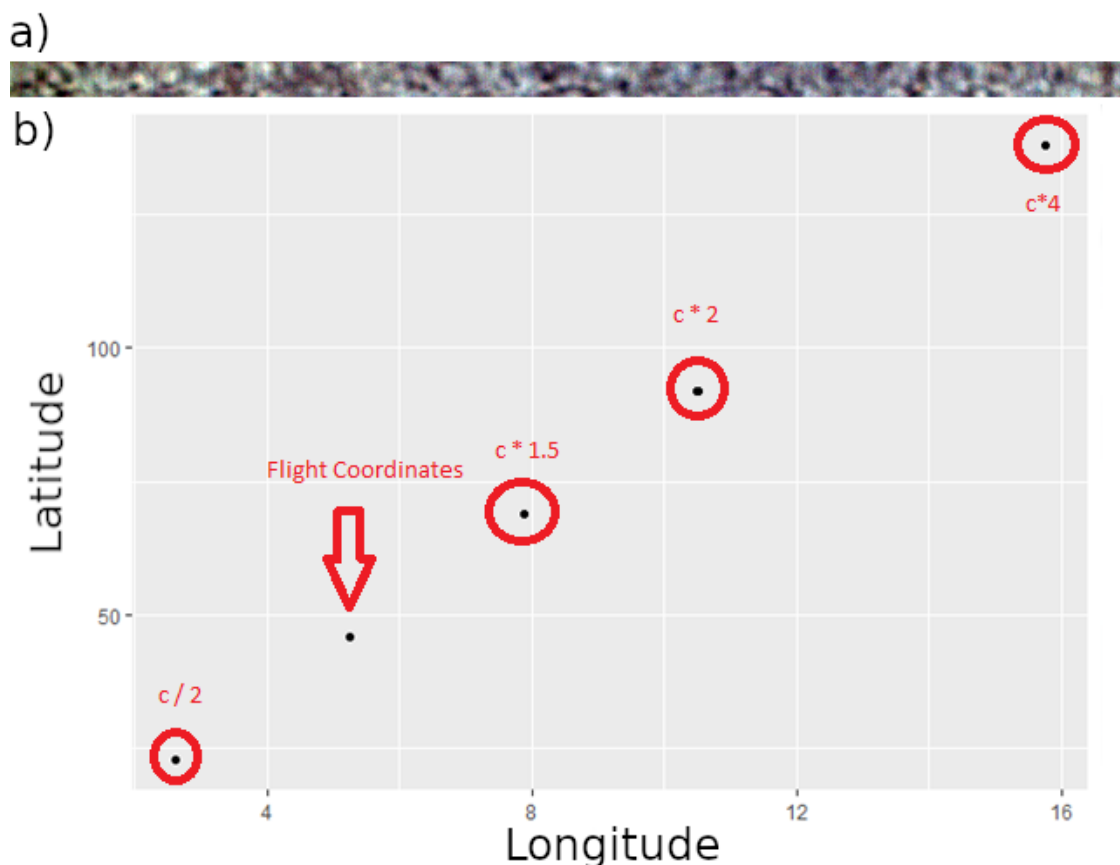


Figure 12: Défaillance du GPS : Image hyperspectrale produite (a) et données de latitude et longitude enregistrées lors de la campagne (b).

L'analyse des données GPS a révélé un dysfonctionnement. En effet, alors que la trace GPS de la caméra devrait être localisée sur le site d'étude, les enregistrements montrent des valeurs d'altitude, de latitude et de longitude aberrantes tout au long du vol [Figure 12 b)]. Si ces valeurs correspondent à un multiple des valeurs réelles (*e.g.* x2, x4) et peuvent donc être post-traitées pour rétablir le tracé réel du vol [Figure 13], elles conduisent à une coupure de l'enregistrement de données par la caméra. Par conséquent, ce problème technique peut conduire à des campagnes infructueuses, d'autant plus qu'il n'est pas possible de géo-référencer les données si un autre mode d'enregistrement est sélectionné (continu vs. déclenché par GPS) puisque aucune information n'est enregistrée par le GPS et la station inertielle dans le cas d'une acquisition en continu.

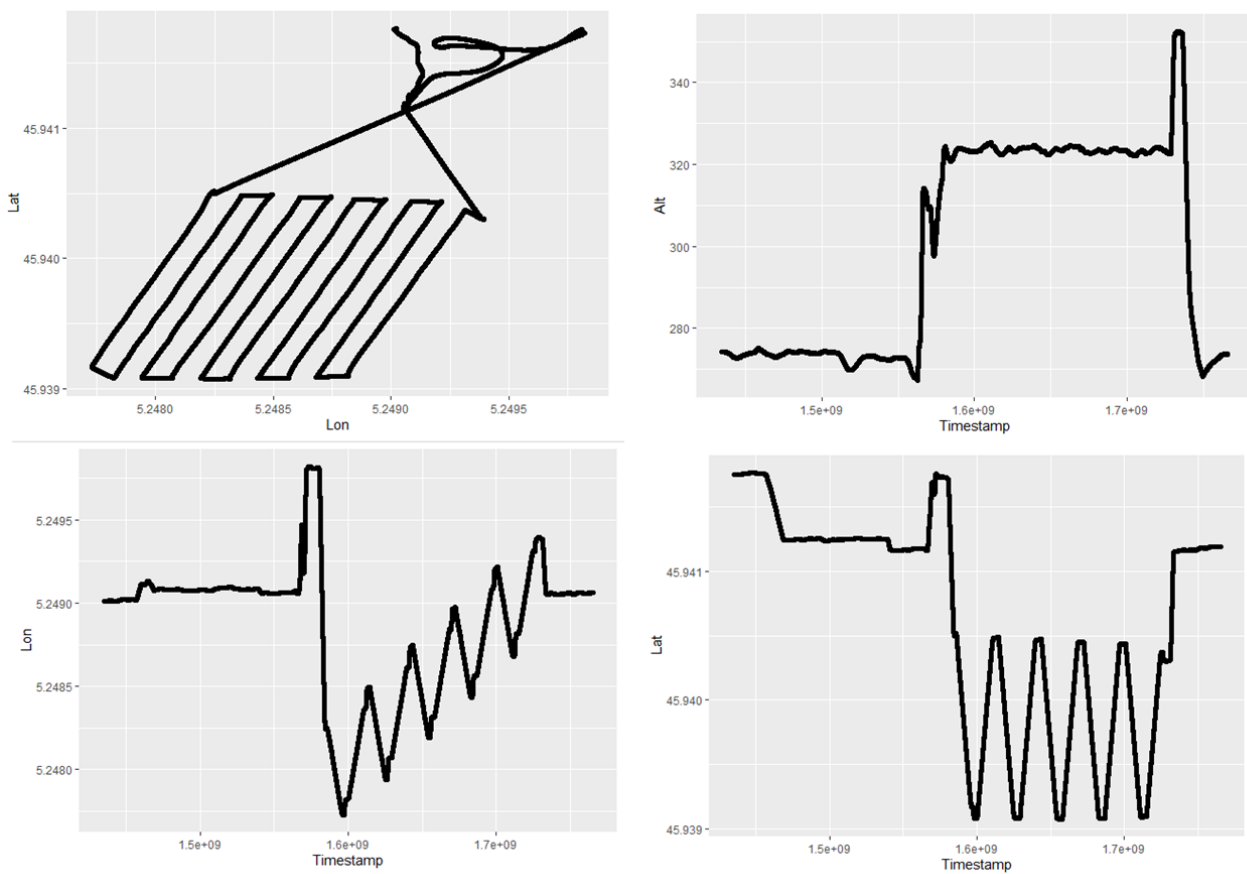


Figure 13: Données obtenues après post-traitement des enregistrements GPS. Le vol est le même que celui présenté en Figure 12.

Afin de pallier partiellement ce problème, les données fournies par le GPS et par la station inertielle durant la phase de paramétrage de la caméra préalable au vol peuvent être observées pour

évaluer la nécessité de redémarrer le système si des valeurs anormales sont constatées. Cependant, ce dysfonctionnement peut aussi survenir de façon très ponctuelle au milieu de l'acquisition. L'hypothèse actuelle quant à l'origine de ce problème est celle d'une défaillance de la soudure des fils reliant le GPS à la caméra, et dont les effets peuvent s'accroître par la pression exercée lors de la stabilisation de la caméra par sa nacelle. La soudure a donc été renforcée.

1.2.2 – Sur les surfaces couvertes.

Un second verrou est associé aux acquisitions hyperspectrales par drone, et à la réglementation qui concerne les survols. En France, un drone ne peut pas dépasser les 120 mètres d'altitude, et, dans le cas de la rivière d'Ain, cette régulation est renforcée par la présence d'habitations près des berges de la rivière ainsi que par l'aérodrome militaire d'Ambérieu-en-Bugey. Dans les zones où le survol est autorisé, l'altitude maximale de vol au-dessus du sol peut donc varier entre 50 et 120 mètres.

Or, le paramètre d'altitude n'est que l'un des facteurs conditionnant la distance entre le capteur et l'objet imagé. Dans le cas du survol d'une forêt riveraine, la hauteur de la canopée est une seconde contrainte quant à la distance capteur – objet. Ainsi, un vol effectué à 50 mètres d'altitude pour des contraintes réglementaires peut ne correspondre qu'à une distance objet – capteur de 30 mètres, si on considère une forêt riveraine dont la canopée est localisée en moyenne à 20 mètres au-dessus du sol.

Cette distance objet-capteur détermine la résolution spatiale et la fauchée des images acquises par la caméra, et le Tableau 10 indique la distance qui devrait être respectée entre chaque ligne de vol pour atteindre un taux de recouvrement de 20 % entre chaque image. Ce tableau met en évidence les limites associées au survol par drone : dans le cas d'une distance objet – capteur de 30 mètres, la fauchée ne serait que de huit mètres, et de nombreuses lignes de vol seraient alors nécessaires pour imager une surface qui ne ferait que 100 mètres de large.

Tableau 10: Résolution spatiale, largeur de la fauchée et distance inter-ligne pour obtenir un taux de recouvrement de 20% pour différents scénarii de distance objet-capteur.

Distance objet – capteur (m)	Résolution spatiale (cm)	Fauchée (m)	Distance entre les lignes de vol (m)
450	18,9	121	96,75
120	5	32,25	25,8
100	4,2	26,9	21,5
80	3,4	21,5	17,2
50	2,1	10,75	13,5
30	1,25	8	6.5

Cette contrainte d'altitude associée à la superficie pouvant être couverte par un survol drone est directement impactée par celle concernant la vitesse de vol, qui est supposée être fonction des conditions d'illumination de la scène. Moins l'altitude de la caméra est élevée et plus la vitesse de vol doit être faible pour des conditions d'illuminations identiques. Pour une hauteur de vol de 50 mètres, la vitesse de vol idéale devrait être de l'ordre de sept mètres par seconde dans de bonnes conditions d'illumination, mais pourrait descendre en dessous de trois mètres par seconde si la scène n'est pas suffisamment ensoleillée.

Afin de lever ce verrou, qui limite les superficies pouvant être imagées lors d'un survol, des tests ont été réalisés afin d'embarquer la caméra hyperspectrale sur un ULM plutôt qu'un drone. Cette configuration permet de voler à des altitudes beaucoup plus importantes (450 mètres par exemple) qui conduisent à l'acquisition d'images dont la fauchée est plus adaptée à l'étude de larges rivières. En revanche, la vitesse de vol d'un ULM peut difficilement s'adapter aux conditions d'ensoleillement de la scène, qui risquent d'être variables pour un vol sur un linéaire important.

1.2.3 – Sur le traitement des données.

Si elles exploitent les logiciels fournis par Headwall, les chaînes de traitement associées aux données hyperspectrales n'étaient pas fonctionnelles au début de la thèse. En effet, les fichiers de

calibration de la caméra contribuant aux corrections radiométriques et atmosphériques n'étaient pas présents et ont dû être obtenus *via* le service après-vente de la compagnie. De plus, le dispositif de géo-référencement apparaissait comme dysfonctionnel puisque, malgré les paramétrages définis par les ingénieurs de la compagnie, il conduisait à l'obtention d'images déformées et ne correspondant pas à la réalité terrain, et ce malgré des images brutes de qualité.

Ces déformations se sont révélées être dues à un décalage entre l'ellipsoïde du modèle numérique de surface fourni pour le géo-référencement et celle correspondant aux enregistrements du GPS de la caméra. Concrètement, cela se manifestait par un décalage altitudinal de 50 mètres entre les deux jeux de données, ce qui conduisait le module de géo-référencement à sur-évaluer l'altitude de vol, et donc à déformer les images acquises en leur attribuant une fauchée plus importante lors de leur ortho-rectification [Figure 14].

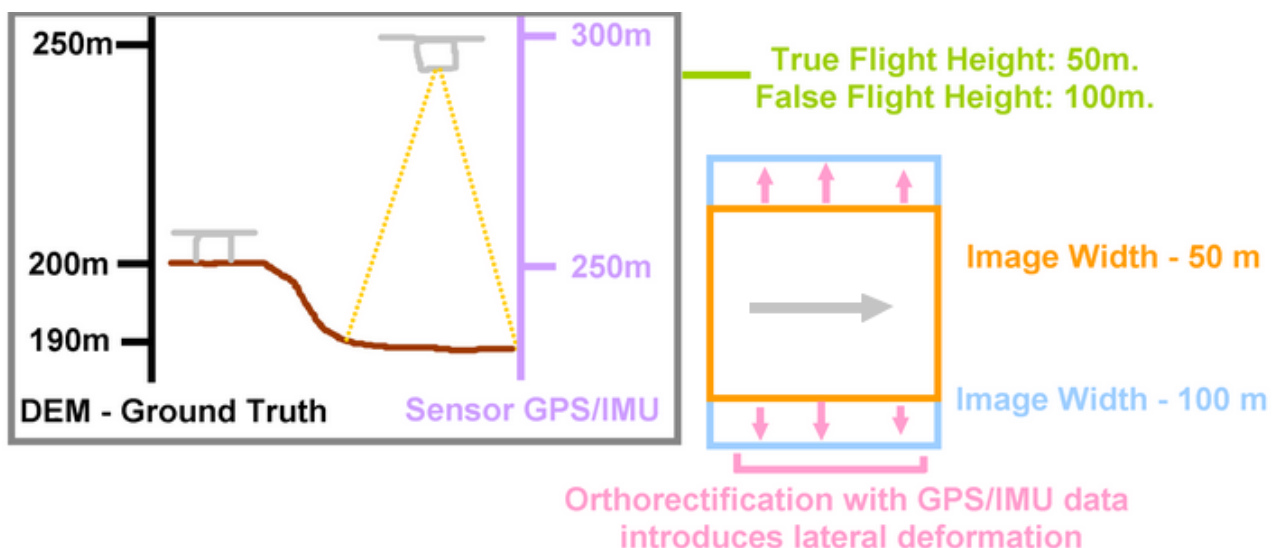


Figure 14: Schéma illustrant le problème d'orthorectification des images acquises par la caméra hyperspectrale. Les valeurs de fauchée sont arbitraires et sont uniquement illustratives.

1.3 – Acquisitions et développements méthodologiques pour lever les verrous.

1.3.1 – Acquisitions initiales par drone.

Les verrous méthodologiques associés à la chaîne de traitement et présentés précédemment ont pu être levés après une série d'acquisitions par drone venues compléter celles qui avaient

été effectuées avant le début de la thèse [Tableau 11]. Ces tests ont permis d'identifier les problèmes survenant lors du traitement des données hyperspectrales et de vérifier que l'ensemble de la méthodologie conduisant à l'acquisition d'une orthomosaïque hyperspectrale finale était au point, en extrayant une mosaïque pour chaque campagne test.

Tableau 11: Campagnes acquises avec la caméra hyperspectrale pour corriger et valider la chaîne de traitement. La campagne en italique a été acquise lors du travail de thèse

Date	Altitude (m)	Frame Period (ms)	Nombre d'images
16/10/2019	60	5,55	7
<i>02/07/2021</i>	<i>60</i>	<i>5,55</i>	<i>9</i>
<i>21/07/2021</i>	<i>120</i>	<i>7,95</i>	<i>12</i>

1.3.2 – Tentative d'acquisitions par ULM plutôt que par drone.

Afin d'évaluer la capacité de la caméra hyperspectrale à acquérir des données sur un linéaire fluvial plus important, et donc plus adapté aux besoins des gestionnaires des grandes rivières et des grands fleuves, le capteur hyperspectral a été embarqué sur un ULM. Monter la caméra drone sur un tel appareil entraîne plusieurs contraintes sur les acquisitions, qui sont associées à la constance (vitesse, altitude) du vol de l'ULM, au fait que l'appareil, et donc la caméra, soient moins stables que sur un drone, et au fait que le GPS et la centrale inertielle ne sont pas adaptées aux conditions de vol.

Un premier test a été mené le 20 juin 2022 au cours duquel la caméra hyperspectrale a été montée sur un système de fixation conçu à cette occasion par EVS pour pouvoir accueillir conjointement plusieurs caméras du laboratoire (hyperspectrale, thermique, visible, proche-infrarouge). Ce support a été combiné à un stabilisateur et à une protection contre le vent, afin de minimiser la friction et d'assurer le positionnement des appareils tout au long du vol. Cependant, les capteurs ont été fortement secoués au cours du vol, et ce malgré la présence conjointe du stabilisateur, qui ne parvenait pas à repositionner les caméras, et de la protection contre le vent.

Aucune donnée hyperspectrale n'a été acquise pour ce vol puisque la durée totale de la préparation des caméras et du survol était trop importante pour la batterie utilisée.

Un second test a été effectué le 19 juillet 2022 en changeant de stabilisateur pour un modèle d'une puissance supérieure. Cette campagne, effectuée dans le cadre du projet DéPréSHyF (cf. Chapitre 4) a permis d'acquérir 230 Go de données hyperspectrales brutes sur la basse vallée de l'Ain, et les premiers résultats associés sont détaillés dans le Chapitre 2.

1.4 – Limites et incertitudes actuelles.

1.4.1 – Contraintes liées aux conditions d'acquisition.

Comme décrit précédemment, la caméra hyperspectrale est un capteur de type *pushbroom* pour lequel l'altitude de vol, les conditions d'ensoleillement de la scène et la vitesse de vol du vecteur sur lequel elle est embarquée affectent la qualité générale des images acquises. La relation entre le temps d'exposition nécessaire pour acquérir une ligne de données, les conditions d'ensoleillement de la scène et la vitesse de vol sont encore peu maîtrisées.

Étant donné qu'il est difficile de prévoir les conditions d'ensoleillement le jour de la campagne, la vitesse de vol optimale ne peut être obtenue qu'une fois sur le terrain. Or, l'élaboration du plan de vol et le choix de la zone d'intérêt pour le survol se font avant les campagnes, ce qui nécessite de viser des conditions d'ensoleillement optimales et limite donc théoriquement les acquisitions à la période estivale. En effet, pour un ensoleillement moins important (par exemple en novembre), la vitesse de vol se retrouvera extrêmement réduite, ce qui en retour réduira la superficie couverte par l'acquisition. Une alternative serait d'effectuer un vol à vitesse fixe et sans régler de façon optimale le temps d'exposition de la caméra, mais l'impact de ce choix sur la qualité des données à attendre pour différentes applications reste à explorer.

1.4.2 – Contraintes restantes sur la chaîne de traitement.

Les dernières contraintes restent présentes sur la chaîne de traitement correspondent notamment aux limites associées à l'utilisation de SpectralView.

Le passage de l'image acquise par le capteur à celle contenant des valeurs de réflectance (nombre capteur → radiance → réflectance) écrase les métadonnées permettant le géo-référencement de l'image (numéro du premier frame de l'image). Il n'est donc pas possible de géo-référencer individuellement les images de réflectance à partir de SpectralView sans retravailler les données brutes. En revanche, l'information de géo-référencement associée à une image est écrite dans un fichier à part de l'image géo-référencée. Il est donc possible de générer cette information à partir de l'image brute, puis de mosaïquer entre elles des images de réflectance.

Géo-référencer les images au plus près de la réalité nécessite par ailleurs d'ajuster les paramètres de *roll*, *pitch*, *yaw*, et altitude enregistrés au cours du vol en introduisant un delta à appliquer sur l'ensemble des données associées à l'image. Ce faisant, la largeur et la géométrie d'un objet connu peuvent être restituées au plus proche de la réalité, mais les valeurs optimales de ces paramètres peuvent varier d'une image à l'autre au cours du même vol [Tableau 12] et une modification de l'ordre de 0,1° peut résulter en des ajustements de l'ordre de plusieurs pixels, ce qui est à croiser avec le fait que la caméra hyperspectrale peut tanguer lors des acquisitions malgré la présence d'une nacelle de stabilisation.

Tableau 12: Ajustements des paramètres de roll, pitch, et yaw pour plusieurs images acquises durant un survol ULM.

Image	Roll	Pitch	Yaw
raw_183830	0,3	0	- 90,2
raw_187830	- 0,1	- 0,2	- 90,2
raw_191830	- 0,1	- 0,2	- 90,2
raw_195830	- 0,1	- 0,2	- 90,2
raw_199830	- 0,1	- 0,4	- 90,2
raw_238700	0	- 0,65	- 91
raw_242700	- 0,1	- 0,4	- 90,2
raw_246700	- 0,1	- 0,2	- 90,2
raw_250700	- 0,1	- 0,2	- 90,2

Image	Roll	Pitch	Yaw
raw_254700	- 0,1	- 0,2	- 90,2

Globalement, la qualité du géo-référencement est donc affectée par les conditions de vol, mais aussi par la disponibilité d'un modèle numérique de surface de haute résolution correspondant à la scène imagée. En effet, l'utilisation d'un modèle numérique de terrain (par exemple mondial) produit des déformations importantes sur le bâti puisque sa hauteur affecte la distance capteur – objet et donc la taille du pixel. Cette qualité se répercute par la suite sur celle de la mosaïque produite puisque SpectralView ne crée pas une mosaïque homogène lorsque le taux de recouvrement est important et que l'erreur reste de l'ordre de quelques pixels, c'est-à-dire d'une quinzaine de centimètres pour un survol drone à 120 mètres.

Par ailleurs, si SpectralView permet de lancer des traitements par lots, et donc de géo-référencer l'ensemble des images acquises au cours d'une campagne en même temps (en supposant des paramètres identiques pour chaque image), les temps de traitement sont beaucoup plus longs par lot qu'en effectuant le même traitement sur chaque image de façon individuelle. En passant par le traitement par lot, un processus qui durerait une journée si chaque image était traitée individuellement peut prendre une semaine.

Ces contraintes limitent la flexibilité avec laquelle les chaînes de traitement sous SpectralView peuvent être déployées pour des jeux de données importants.

2 – Données acquises et disponibles sur le site d'étude.

2.1 – Données de télédétection.

2.1.1 – Imagerie visible et proche-infrarouge.

Des séries de photographies aériennes acquises par capteurs visible et proche-infrarouge ont été utilisées dans le présent travail et incluent des acquisitions de l'Institut Géographique National (IGN), ainsi que des acquisitions effectuées dans le visible avec un drone Phantom 4 RTK de DJI [Tableau 13].

Tableau 13: Images visibles et proche-infrarouge exploitées durant le travail de thèse. Les données en italiques ont été acquises durant la thèse.

Date	Source	Couverture	Nombre d'images	Résolution spatiale (cm)
[1945 – 2018]	BD Ortho	Basse Vallée	/	50 – 100
[2005 – 2018]	BD Ortho IR	Basse Vallée	/	50
<i>14/10/2021</i>	<i>Phantom 4 RTK</i>	<i>Mollon (chenal)</i>	<i>818</i>	<i>1,6</i>
<i>26/07/2022</i>	<i>Phantom 4 RTK</i>	<i>Mollon (végétation)</i>	<i>318</i>	<i>3,4</i>

Les séries de photographies aériennes de l'IGN couvrent la basse vallée de l'Ain, comme le reste de la France, avec des campagnes répétées depuis le milieu du XX^{ème} siècle et dont la résolution spatiale est généralement inframétrique. Pour les images en noir et blanc ou dans le visible faisant partie de la BD Ortho, les campagnes ont été effectuées en 1945, 1954, 1963, 1971, 1980, 1991, 1996, 2000, 2005, 2009, 2015, et 2018. Les images proche-infrarouge de la BD Ortho IR ont elles été acquises en 2005, 2012, 2015, et 2018 pour le département de l'Ain. La dernière campagne, en date de l'été 2021, n'a pas encore été pleinement intégrée à nos travaux ; ces données ont pour l'instant surtout été utilisées pour extraire l'âge des unités forestières de la basse vallée.

Deux campagnes d'acquisition d'images dans le visible ont également été réalisées dans le cadre de la thèse, cette fois à l'aide du drone Phantom 4 RTK DJI du laboratoire, qui embarque un système permettant le géo-référencement de la position du drone au cours du vol et son post-traitement. En acquérant un grand nombre d'images géo-référencées, ce système est pensé pour la photogrammétrie et une précision absolue de l'ordre de cinq centimètres, tout en réduisant le besoin de points de contrôle au sol.

2.1.2 – Imagerie hyperspectrale.

Les données hyperspectrales utilisées pour ce travail sont le fruit de cinq campagnes différentes, trois de ces campagnes s'étant déroulées sur le temps de la thèse à l'issue de la mise en opération de la caméra hyperspectrale du laboratoire [Tableau 14]. Les deux autres campagnes, acquises en septembre 2015, proviennent d'un programme de recherche international monté par l'UMR 5600 EVS et le Joint Research Center (JRC) de l'Union Européenne, et financé par l'European Facility for Airborne Research (EUFAR). Le nom de ce projet est « rivers HYdroMORphological characterization by high-resolution remote SENSing data » (HYMOSENS2), et ses acteurs sont l'UMR 5600 EVS, le JRC, l'Université des Sciences de la Vie de Varsovie et l'Université Varmie et Mazurie d'Olsztyn.

Tableau 14: Données hyperspectrales utilisées dans le travail de thèse. Les données en italiques ont été acquises durant la thèse.

Date	Vecteur	Couverture	Nombre de bandes	Domaine spectral (nm)	Résolution spatiale (cm)
27/09/2015	Drone	Mollon (chenal)	16	500 – 845	6
29/09/2015	Aéroporté	Pont d'Ain à Chazey-sur-Ain	361	380 – 2500	100
<i>18/11/2021</i>	<i>Drone</i>	<i>Mollon (chenal)</i>	<i>460</i>	<i>300 – 1230</i>	<i>2,5</i>
<i>19/07/2022</i>	<i>Aéroporté</i>	<i>Basse Vallée</i>	<i>460</i>	<i>300 – 1230</i>	<i>20</i>
<i>27/07/2022</i>	<i>Drone</i>	<i>Mollon (végétation)</i>	<i>460</i>	<i>300 – 1230</i>	<i>5</i>

Le 27 septembre 2015, des images hyperspectrales ont été acquises par une caméra Rikola-2 montée sur un drone md4-1000 sur le site de Mollon. Ce capteur a permis d'acquérir 16 bandes spectrales comprises entre 500 et 845 nanomètres et pour une largeur de bande moyenne de 18 nanomètres environ. Le vol a été réalisé en conditions de basses eaux (27 m³.s⁻¹) dans le but de

développer des applications bathymétriques, et le drone a survolé la zone à une altitude de 100 mètres au dessus du sol, ce qui a conduit à une résolution spatiale de 6 centimètres en moyenne.

Le 29 septembre 2015, des images hyperspectrales ont été acquises entre Pont d'Ain et Chazey-sur-Ain par une caméra Specim AISA Fenix embarquée sur un avion de la Airborne Research Facility du National Environment Research Council (NERC-ARF) dans le cadre du projet EUFAR. Au cours de cette campagne, vingt lignes de vol ont été acquises (2 To une fois géo-référencées, 170 Go pour la mosaïque), composées chacune de 361 bandes spectrales entre 380 et 2500 nanomètres avec une largeur de bande moyenne de 4 nanomètres environ. Une altitude de vol de 720 mètres a conduit à une résolution spatiale des images de 1 mètre par pixel. Cette campagne a été réalisée dans le but d'évaluer les apports de l'imagerie hyperspectrale pour étudier la bathymétrie des cours d'eau et la forêt riveraine, avec un jeu de données exploité pour la première fois au cours de ce travail de thèse.

Le 18 novembre 2021, des images hyperspectrales ont été acquises par drone avec la caméra du laboratoire sur le secteur de Mollon, dans le but d'évaluer la capacité du capteur du laboratoire EVS à restituer la bathymétrie du chenal. Ce survol a été réalisé à 60 mètres d'altitude, et une mosaïque dont la résolution spatiale est de 2,5 centimètres par pixel et dont le poids est de 30 Go a pu être produite à l'issue de celui-ci.

Le 19 juillet 2022, des images hyperspectrales ont été acquises par ULM pour l'ensemble de la basse vallée de l'Ain avec la caméra hyperspectrale du laboratoire. Ce vol test a permis d'évaluer le protocole d'acquisition par ULM afin de fournir une information sur un linéaire important. Les images acquises ont une résolution spatiale de 20 centimètres environ. Cependant, l'ensemble de la basse vallée n'a pas été couverte par la campagne, qui se compose principalement d'une ligne de vol aller suivant le tracé de la rive gauche de la rivière d'Ain et d'une ligne de vol retour suivant le tracé de la rive droite de la rivière d'Ain. Le vol ayant été réalisé à vue, il ne fournit pas non plus de données en continu sur l'ensemble du chenal principal de l'Ain. Sur 138 images (230 Go pour les données brutes), seules cinq ont été traitées pour le moment, ce qui résulte en une mosaïque de 120 Go. Les acquisitions du 19 juillet 2022 ont été effectuées conjointement avec celles d'images dans le domaine de l'infrarouge thermique dans le cadre du projet DéPréSHyF, en mutualisant les acquisitions au cours d'un unique vol, *via* un dispositif de stabilisation permettant d'équiper plusieurs capteurs sur l'ULM.

Le 27 juillet 2021, des images hyperspectrales ont été acquises par drone sur le secteur de Mollon dans le but d'évaluer leur capacité à cartographier les espèces de la forêt riveraine pionnière et mature. Ce survol a été réalisé à 120 mètres d'altitude par rapport au niveau du sol, et a résulté en une mosaïque de 5 centimètres. 80 Go de données ont été acquis.

2.1.3 – Imagerie infrarouge thermique.

Des images dans le domaine de l'infrarouge thermique (IRT) ont été acquises sur la basse vallée de l'Ain au cours de quatre campagnes, trois étant intégrées aux travaux de Vincent Wawrzyniak (Wawrzyniak *et al.*, 2016) sur la température de surface de l'eau, et la dernière ayant été acquise dans le cadre du projet DéPréSHyF qui sera détaillé dans le Chapitre 4 du présent manuscrit [Tableau 15].

Tableau 15: Données infrarouge thermique utilisées dans le travail de thèse. Les données en italiques ont été acquises durant la thèse.

Date	Heure	Résolution spatiale (m)	Couverture	Débit moyen (m ³ .s ⁻¹)	Température maximale (°C) du jour
30/07/2010	15:00 à 16:00	1,50	Basse Vallée (corridor)	14,3	26,1
28/06/2011	17:45 à 18:30	0,70	Basse Vallée (corridor)	13,4	34,3
03/07/2014	18:07 à 19:04	0,60	Basse Vallée (corridor)	14,1	31,6
19/07/2022	12:20 à 13:27	0,35	<i>Basse Vallée</i>	16,2	37,6

Les données correspondant à la campagne de 2010 ont été acquises par une caméra Thermo Tracer TH7800 embarquée sur un ULM, celles de 2011 par un capteur VarioCAM® hr head

embarqué sur un hélicoptère, celles de 2014 par un capteur VarioCAM® hr research embarqué sur un hélicoptère, et celles de 2022 par le même capteur VarioCAM® hr research embarqué sur un ULM. Ces capteurs peuvent détecter des différences de température de l'ordre de 0,1°C au sein d'une même image, et l'ensemble des campagnes a été effectué en conditions de basses eaux et pour un ciel sans nuage.

La majorité de ces données a été acquise lors de vols à basse altitude centrés sur le chenal en eau de la rivière d'Ain, et de fait la fauchée des images est limitée au corridor fluvial le plus proche du chenal principal. La couverture de la forêt riveraine de la basse vallée de l'Ain est partielle, celle-ci ayant aussi pu se développer le long d'anciens bras morts.

2.1.4 – Données LiDAR.

Le travail de thèse exploite les données de plusieurs campagnes LiDAR réalisées par des prestataires externes sur la basse vallée de l'Ain [Tableau 16]. La moitié de ces campagnes a été effectuée au mois d'août (2015, 2018), ce qui correspond à la fin de la période végétative, pour laquelle les arbres ont encore des feuilles, tandis que l'autre moitié de ces campagnes a été effectuée en hiver (2016, 2021) après qu'ils ont perdu leurs feuilles.

Tableau 16: Caractéristiques des données LiDAR acquises sur la basse vallée – densité obtenue sur un même secteur de 300 x 300 mètres comprenant de la forêt riveraine à divers stades de maturité, le chenal en eau, ainsi que du bâti.

Date	Type	Densité	Couverture	Précision altimétrique	Précision planimétrique	Altitude de vol
26 Août 2015	Topo-Bathymétrique	42,5 pts/m ²	Pont d'Ain à Chazey-sur-Ain	5 cm	5 cm	329 m
9 Décembre 2016	Topographique	11 pts/m ²	Base Vallée	3 cm	3 cm	1300 m
22 Août 2018	Topographique	17,9 pts/m ²	Basse Vallée (corridor)	10 cm	20 cm	1050 m

Date	Type	Densité	Couverture	Précision altimétrique	Précision planimétrique	Altitude de vol
26 Février 2021	Topographique	29,5 pts/m ²	Basse Vallée	5 cm	5 cm	1700 m

Le LiDAR de 2015 correspond à un LiDAR topo-bathymétrique acquis en conditions de basses eaux ($16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) un mois avant les données hyperspectrales de la même année et à la fin de la période végétative. Ce jeu de données est une demande de EDF acquise et traitée par FIT Conseils et Dimitri Lague (Lague and Feldmann, 2020). Une altitude de vol de 329 mètres en moyenne et une acquisition bi-canaux (Optech Titan, 532 nm et 1064 nm) ont conduit à une densité de points ($42,5 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) supérieure à celle des autres données LiDAR disponibles sur la basse vallée de l'Ain. Cette campagne n'a couvert que la portion de la basse vallée comprise entre Pont d'Ain et Chazey-sur-Ain, puisque l'autorisation de survoler la zone près de Chazey-sur-Ain couverte, par le périmètre de la centrale nucléaire du Bugey n'a pas été obtenue.

Le LiDAR de 2016 a été acquis pour la Direction Départementale des Territoires par Geofit Expert pour caractériser l'aléa d'inondation entre le barrage d'Allement et le Rhône, donc sur l'ensemble de la basse vallée. Le vol a été effectué à 1300 mètres d'altitude, et le nuage de points a une densité de 11 points par mètre carré.

Le LiDAR de 2018 correspond à un second LiDAR acquis par Sintégra à la demande de EDF; il vise à compléter le jeu de données de 2015. Lors de cette campagne, un capteur topographique a été utilisé (Riegl LMS Q780i) à une altitude de vol de 1050 mètres, ce qui a conduit à une densité de 17.9 points par mètre carré. L'objectif de la campagne étant de s'intéresser à la morphologie de la rivière d'Ain uniquement, l'emprise des données est limitée à quelques dizaines de mètres perpendiculairement au tracé du chenal principal.

Le LiDAR de 2021 a été acquis à la demande du Syndicat de Rivière d'Ain Aval et ses Affluents par APEI en février. Cette acquisition a été effectuée avec un capteur Leica City Mapper 2 et pour un périmètre délimité en fonction des intérêts du SR3A et des questions de recherche abordées à EVS. Ces données LiDAR couvrent donc l'ensemble de la basse vallée de l'Ain, y compris la forêt riveraine de l'Ain. La densité du nuage de points est de 29,5 points par mètre carré et le survol a été effectué à 1700 mètres d'altitude.

2.2 – Validation terrain.

2.2.1 – Relevés de végétation et inventaires forestiers.

Afin d'étudier la forêt riveraine de la basse vallée de l'Ain, des campagnes de relevés sur la végétation ont été menées par les membres du laboratoire EVS ainsi que par l'Office National des Forêts (ONF) [Tableau 17].

Tableau 17: Relevés sur la végétation exploités pour le travail de thèse. La campagne en italiques a été effectuée au cours de la thèse.

Date	Opérateur	Échelle de la mesure	Inventaire forestier	Hauteur des arbres	Relevés sur l'état du sol
2015	EVS	Placette	X	X	X
2017	ONF	Placette	X		X
2022	<i>EVS</i>	<i>Individu</i>	<i>X</i>		

La première campagne de végétation effectuée par EVS s'est déroulée dans le cadre du projet HYMOSENS2 au cours des mois de septembre et d'octobre de l'année 2015. La méthodologie employée correspond à un recensement forestier à l'échelle de la placette. La position centrale de chacune des placettes forestières recensées a été obtenue à l'aide d'un GeoExplorer 6000 puis, dans un rayon de 10 mètres autour de cette position (placette de 20 mètres de diamètre), tous les individus dont le diamètre était supérieur à 30 centimètres ont été recensés. De plus, ceux dont le diamètre était plus petit mais supérieur à 7.5 centimètres ont également été recensés, mais dans un rayon de 5 mètres autour du centre de la placette. Pour chaque individu, ont été relevés sa hauteur, par classe de hauteur de 5 mètres d'intervalle, et son espèce, en fonction de la morphologie des feuilles. Un pénétromètre a été utilisé pour évaluer la profondeur de la couche de fines sur les placettes et les teneurs du sol en matière organique, en sables et en limons ont été évaluées.

Les placettes de cette campagne ont été choisies premièrement pour avoir des surfaces forestières du même âge sur un gradient vertical de connectivité au chenal (secteur incisé, secteur connecté) s'appuyant les travaux de Simon Dufour sur la croissance du frêne (Dufour, 2005), et

deuxièmement sur un gradient d'âge pour deux secteurs de la basse vallée de l'Ain (Mollon Nord, et l'île de Châtillon-la-Palud) où la mobilité latérale du chenal est active et contribue au renouvellement de la forêt riveraine. Cinq sites ont été relevés dans le premier groupe (Vorgey, Bellegarde, Cormoz, Martinaz, Mollon Sud) avec deux placettes par site, tandis que vingt placettes ont été relevées sur les deux sites du gradient d'âge [Figure 15].

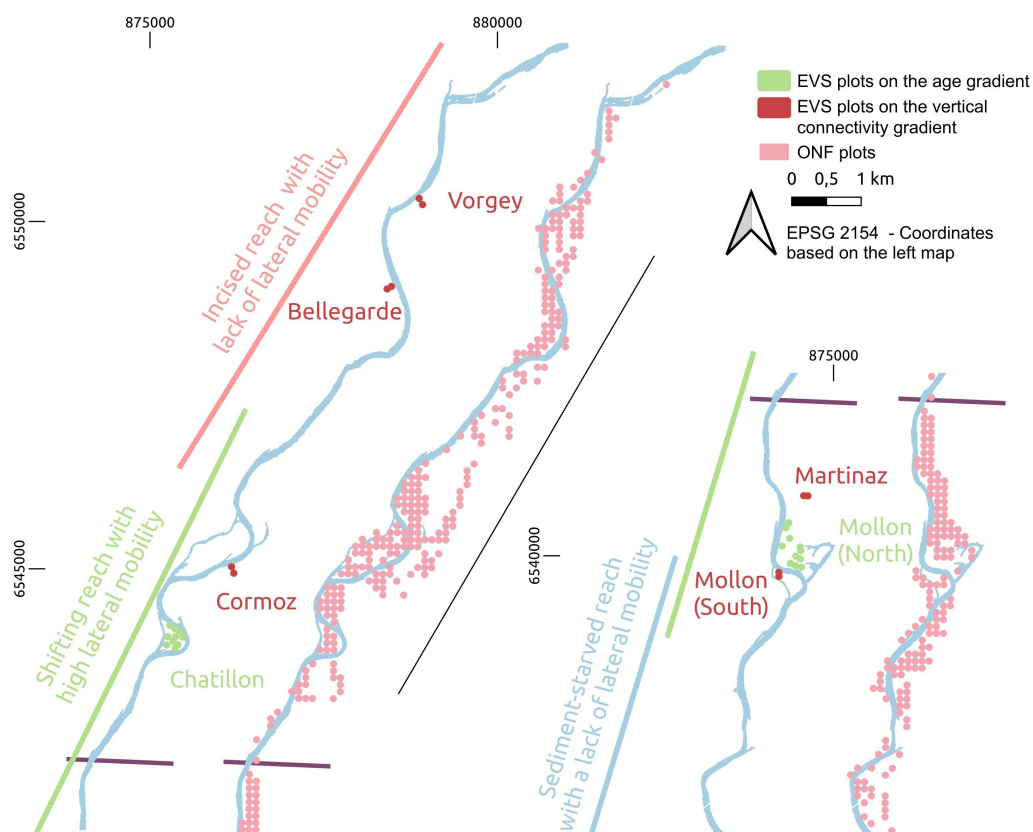


Figure 15: Localisation des placettes forestières de EVS et de l'ONF sur la basse vallée de l'Ain entre Pont d'Ain et Chazey-sur-Ain.

La campagne de végétation effectuée par l'ONF a conduit à un quadrillage de l'ensemble de la basse vallée de l'Ain, avec l'acquisition d'une placette forestière par hectare de forêt [Figure 15] ce qui donne une représentation continue du territoire, avec environ 400 placettes forestières entre Pont d'Ain et Chazey-sur-Ain.

La seconde campagne de relevés de la végétation, effectuée par EVS le 3 août 2022, portait sur un recensement de la localisation et de l'espèce d'individus sur le secteur de Mollon (à cheval sur Mollon nord et Mollon sud après recoupement du méandre). Ce recensement a pu concerner 173

individus dont le positionnement a été obtenu à l’aide d’un DGPS Zenith 35 Pro de Geomax. L’espèce de chaque individu a été déterminée selon la forme de ses feuilles, et un commentaire a été ajouté pour indiquer un état de stress visible dans le cas où un jaunissement des feuilles était identifié sur le terrain.

2.2.2 – Campagne de suivi du stress hydrique.

Dans le cadre du projet DéPréSHyF (Détection Précoce du Stress Hydrique des Forêts Alluviales : de l’individu au peuplement, de l’écophysiologie à la télédétection) qui est présenté dans le Chapitre 4, le stress hydrique de peupliers appartenant à la forêt riveraine de l’Ain a été suivi au cours de l’été 2022. La campagne de terrain s’est déroulée entre le 5 mai 2022 et le 27 septembre 2022 tant sur la basse vallée de l’Ain, que sur des sites de la réserve naturelle nationale du Haut-Rhône français [Tableau 18]. Ces relevés correspondent à un prélèvement de feuilles qui permet ensuite d’obtenir le statut hydrique de l’arbre à l’aide d’une chambre à pression (Scholander *et al.*, 1965; Turner, 1988), ainsi qu’à un prélèvement de phloème une fois par mois qui permet d’appréhender la composition des sucres de la sève d’un individu grâce à une analyse isotopique du carbone (Seibt *et al.*, 2008; Vernay *et al.*, 2020). Les sucres de la sève sont indicateurs de l’efficacité d’utilisation de l’eau par la plante, tandis que le potentiel hydrique mesuré par chambre à pression est indicateur d’un stress hydrique : plus il est faible et plus la plante est stressée.

Tableau 18: Date des relevés de feuilles et de phloème effectués dans le cadre du projet DéPréSHyF. La campagne du 5 mai a été effectuée sur l’Ain tandis que celle du 13 mai a été effectuée sur le Rhône. Pour les autres dates, seule une journée sépare les prélèvements sur les deux sites.

	Campagne								
	5 Mai	13 Mai	24 – 25 Mai	9 – 10 Juin	28 – 29 Juin	19 – 20 Juillet	9 – 10 Août	23 – 24 Août	26 – 27 Septembre
Feuilles	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Phloème	X	X		X		X		X	X

Au total, quarante peupliers noirs ont été suivis. Sur l'Ain, les vingt peupliers suivis étaient répartis par groupe de dix sur deux secteurs : un secteur présumé 'connecté-humide' près de Mollon et un secteur présumé 'déconnecté-sec' près de Varambon, qui correspondent tous deux à une forêt riveraine mature d'un âge similaire. Sur le Rhône, les vingt peupliers suivis étaient répartis par groupe de cinq sur quatre secteurs : deux secteurs présumés 'connectés-humides' en aval du site et deux secteurs présumés 'déconnectés-secs' en amont du site.

2.2.3 – Données bathymétriques.

La topographie du fond du lit de la rivière d'Ain a été acquise en août 2013 avec un DGPS Trimble R8 pour des secteurs traversables à pieds en conditions de basses eaux. Huit transects (82 points) ont été acquis pour un tronçon de 2 kilomètres à l'aval de Pont d'Ain, mais la majorité de ces transects ne couvrent pas toute la distance entre les deux berges de la rivière du fait de la présence de nombreuses zones de mouilles. De plus, dix-neuf transects (238 points) ont été acquis pour un tronçon de 4 kilomètres près du secteur de Mollon.

2.3 – Autres données.

2.3.1 – Modèle bathymétrique 2D.

Les sorties issues d'un modèle numérique 2D construit par l'INRAE pour la rivière d'Ain (Naudet *et al.*, 2015) ont été exploitées dans le cadre de la thèse afin d'obtenir les profondeurs d'eau associées aux différents débits correspondant aux campagnes hyperspectrales utilisées pour produire des modèles bathymétriques optiques. Ce modèle utilise la topographie de la basse vallée de l'Ain, telle qu'obtenue en combinant le LiDAR topo-bathymétrique de 2015 avec des relevés sur le terrain, et modélise la hauteur d'eau de la rivière en un point donné en simulant les écoulements sur cette topographie. Il a été calibré et validé par une première ligne d'eau acquise à $16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à partir des données LiDAR, et puis par une seconde acquise à $90 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à partir d'un DGPS embarqué sur un bateau. Le modèle 2D a été ajusté de façon à avoir une erreur de plus ou moins 10 centimètres par rapport aux lignes d'eau mesurées.

2.3.2 – Archives météorologiques et hydrologiques.

Des chroniques de débits, de précipitations et de températures ont été exploitées au cours du travail de thèse pour être confrontées aux données terrain et à celles acquises par télédétection. Les données de débit proviennent de la station de jaugeage de Pont d'Ain et sont disponibles sur HydroPortail (www.hydro.eaufrance.fr), tandis que les données de température et de précipitations proviennent de la station météorologique de Pont d'Ain (<http://www.meteo01.fr/>).

3 – Méthodologie générale de la thèse.

Le patrimoine de données pré-existantes et inexploitées sur la basse vallée de l'Ain dès le début de la thèse ainsi que les capteurs à disposition du laboratoire ayant pu servir à l'acquisition de données nouvelles ont présenté une opportunité unique de répondre aux enjeux présentés dans ce chapitre, qu'ils correspondent aux thématiques émergentes en télédétection fluviale ou aux problématiques locales associées au déficit sédimentaire de la basse vallée de l'Ain.

Si la méthodologie employée pour évaluer la capacité de ces jeux de données innovants en télédétection fluviale à alimenter les diagnostics et suivis nécessaires aux pratiques de gestion intégrée des milieux fluviaux est décrite plus en détail dans chacun des chapitres de la thèse, sa méthodologie est ici dressée dans ses grandes lignes [Figure 16].

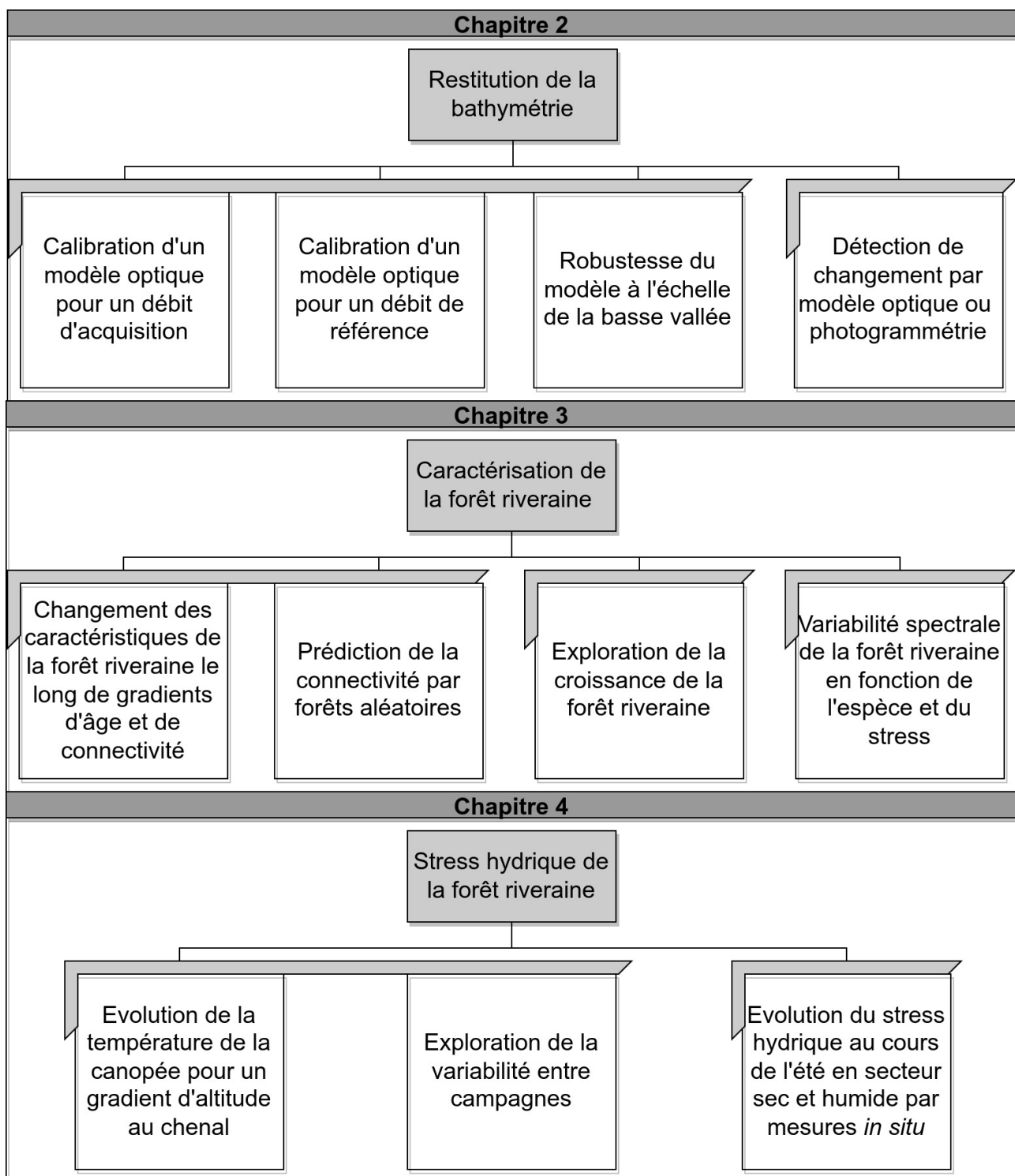


Figure 16: Grandes lignes thématiques des développements méthodologiques et des paramètres explorés effectués pour répondre aux enjeux de chacun des chapitres de la thèse.

Afin de répondre aux enjeux de restitution de la bathymétrie en milieu fluvial, qui font l'objet du deuxième chapitre de cette thèse, la réalisation d'un modèle optique liant la réflectance telle que mesurée par un capteur hyperspectral à la profondeur de l'eau est effectuée en évaluant un ratio de bandes optimal, qui maximise la corrélation entre la réflectance et la bathymétrie tout en minimisant l'impact de la turbidité et des variations du substrat. En se basant sur les développements méthodologiques et conceptuels déjà présentés dans la littérature (Dilbone *et al.*, 2018; Legleiter, 2021; Legleiter *et al.*, 2004), nous utilisons les données issues du modèle bathymétrique 2D de l'INRAE pour créer un jeu de calibration et de validation à l'échelle de la basse vallée de l'Ain pour lequel le niveau d'eau peut être ajusté à un débit de référence. Cela nous permet d'évaluer la potentialité de l'imagerie hyperspectrale à produire une cartographie de la profondeur d'eau du chenal pour un débit de basses eaux inférieur au débit d'acquisition, et de mettre à l'épreuve la robustesse des modèles produits pour 20 kilomètres de linéaire fluvial. Ces développements constituent la première section du chapitre 2 et sont repris dans sa seconde section, qui vise à évaluer la capacité de campagnes successives acquises pour des débits variables à détecter des changements dans la topographie du fond du lit. Dans cette deuxième section, l'utilisation de données drone dans le visible permet une approche photogrammétrique (*Structure from Motion*, SfM) de la restitution bathymétrique qui est à la fois peu coûteuse et opérationnelle (Dietrich, 2017; Kasvi *et al.*, 2019). Cette restitution est explorée, tout comme ses implications pour le futur des applications bathymétriques des campagnes d'imagerie hyperspectrale.

Le troisième chapitre de cette thèse s'intéresse à des enjeux de caractérisation et de suivi des forêts riveraines et de leur état sanitaire en exploitant des relevés terrain, des images hyperspectrales et des données LiDAR. Dans sa première section, l'évolution des paramètres topographiques (altitude relative au chenal de basses eaux, sédimentation sous canopée) et structuraux (distribution des hauteurs de la canopée) de placettes forestières pouvant être extraits de données LiDAR ainsi que la réflectance de leur canopée (indices hyperspectraux de verdure et de teneur en eau) sont explorés le long d'un gradient d'âge (issu de chroniques de photographies aériennes) et d'un gradient de connectivité à âge égal (*e.g.* secteur incisé présumé plus sec, secteur stable présumé connecté et plus humide). Ils sont alors exploités afin de prédire la connectivité de la forêt riveraine de la basse vallée de l'Ain par forêts aléatoires (random forest), suivant les méthodologies mises en place pour la cartographie d'espèces (da Silva *et al.*, 2022; Demarchi *et al.*, 2020). Dans sa seconde section, la série temporelle de données LiDAR disponible sur la basse vallée de l'Ain est explorée

dans l'optique de suivre la croissance de la végétation pionnière, en comparant les données LiDAR acquises pour plusieurs dates, et l'évolution de la hauteur de la forêt riveraine entre chaque campagne. Enfin, dans sa troisième section, la variabilité spectrale d'individus présents au sein d'une mosaïque forestière complexe (gradient de stress, diversité d'espèces) est étudiée dans une phase préalable de classification destinée à évaluer les limites de l'imagerie hyperspectrale à contribuer à la cartographie d'espèces dans ces milieux.

Dans le quatrième chapitre, les données issues des campagnes d'acquisition d'images IRT qui ont servi pour étudier la température de surface de l'eau de l'Ain sont ré-explorées sous le prisme du stress hydrique. La température de la canopée forestière pour chacune des campagnes est confrontée à l'altitude relative des placettes forestières à celle du chenal de basses eaux afin d'évaluer l'impact du gradient altitudinal de connexion au chenal (accès à la ressource en eau présente dans la nappe de surface) sur l'évapotranspiration de la forêt riveraine. Cela fait l'objet de la première section du chapitre, qui explore également les variations visibles entre chacune des campagnes et l'impact potentiel de variables climatiques (température, précipitations) et hydrologiques (débit). La seconde section présente les premiers résultats du projet DéPréSHyF et est donc limitée à une première étude des chroniques de potentiel hydrique de peupliers étudiés sur l'Ain et le Rhône au cours de l'été 2022, en confrontant ceux localisés en secteur présumé 'sec' et ceux localisés en secteur présumé 'humide'.

Chapitre 2 – Restitution de la bathymétrie des cours d'eau

Ce second chapitre du travail de thèse vise à présenter des résultats concernant l'usage de l'imagerie hyperspectrale pour prédire la profondeur de l'eau des rivières, ce qui peut permettre de suivre l'impact d'un déficit sédimentaire, ou au contraire d'une opération de recharge sédimentaire.

Il est séparé en deux sections :

- La première « **How flow conditions affect water channel bathymetry predictions from hyperspectral data on long river corridors** » présente les travaux que nous avons menés pour évaluer la capacité de l'imagerie hyperspectrale à restituer la profondeur de l'eau sur un linéaire important (20 km) et pour un débit de référence distinct de celui d'acquisition. En anglais, la section se veut être un article dont l'anglais est en cours de relecture avant soumission à la revue *Remote Sensing of Environment*.

- La seconde « **Reproductibilité des campagnes hyperspectrales et alternatives pour le suivi de la bathymétrie des rivières** » contient des résultats additionnels, associés à des travaux de recherche encore en cours. Cette section vise à compléter la première en étudiant l'opérationnalité des capteurs disponibles au laboratoire, et à approcher les questions de suivi en identifiant les changements morphologiques survenus depuis la campagne de 2015 qui fait l'objet de la première section du chapitre.

How flow conditions affect water channel bathymetry predictions from hyperspectral data on long river corridors

Abstract.

Hyperspectral remote-sensing is a promising tool for retrieving bathymetric information as it appears to be more robust than traditional colour imagery. However, it has only been applied on short reaches for which sparse bathymetric information was available, and provides a relative depth dependent on flow conditions. In this paper, we integrate data from a single green-LIDAR acquisition occurred during mean flow with a 2D bathymetric-hydraulic model to generate two datasets of bathymetries under two different flow conditions. We use these two datasets to calibrate and validate bathymetry estimations generated by UAV and airplane based hyperspectral acquisitions for a 0.35 km and 20 kilometers reach respectively under two different flow conditions (base tot l/s and mean tot l/s). First, we show that under base flow conditions accuracy between green Lidar and Hyperspectral UAV based campaigns are comparable and of the order of 10 cm error. In addition, we show that airplane data acquired under mean flow conditions can also retrieve base flow bathymetry with comparable errors. Then, we show that expanding the model to the full extent of the study reach and for two different flow conditions results in lower spatial accuracy overall (≈ 20 cm). Errors hotspots are mainly related to pool areas (> 2.5 m), surface turbulence, vegetation shadowing, and changes in the optical properties of the water column, although both models showed different sensitivity to such changes. Therefore, retrieving and monitoring bathymetric data from space may become more accessible with the arrival of hyperspectral satellites, but identifying the optimal band combination from limited calibration data will be challenging.

Key words.

Fluvial Remote Sensing; River; Bathymetry; Depth; Hyperspectral; Ain River

1 – Introduction.

Remote-sensing (RS) is a rapidly evolving field in fluvial sciences that aims at characterizing and monitoring channel geometry and riverscape features (Carbonneau *et al.*, 2012; Fonstad and Marcus, 2010). Through the use of sensors mounted on aerospace platforms such as satellites, aircrafts, or unmanned aerial vehicles (UAV), scientists can acquire spatially continuous information over a multitude of spatial scales from local plots to entire basins, which is key to an efficient monitoring of our river systems (Bizzi *et al.*, 2016; Demarchi *et al.*, 2016; Piégay *et al.*, 2020).

While satellite imagery has long since enabled studies of mainly large rivers, following the pioneer works on the Amazon from Landsat imagery (Mertes *et al.*, 1993), it provides increasingly fine spatial and spectral accuracy. On the other hand, lightweight UAVs and their associated sensors are becoming more effective and are rapidly spreading. They now provide low-cost options to acquire high quality data (Carbonneau and Dietrich, 2017) with high flexibility if local regulations allow it – enabling for example the monitoring of the immediate aftermath of a flood event. Whereas their load is limited in weight, they can already be used in conjunction with sensors of high spectral resolutions, such as hyperspectral sensors. However, UAV trade their flexibility for a limited spatial scope due to battery requirements and flight heights – permitted by law/regulations.

Among the useful information that can be retrieved from such imagery, bathymetry is of key importance in river characterization and process-based understanding. By deriving the geometry of the riverbed, it allows for mapping geomorphological features at the mesohabitat scale, which is an important factor conditioning fish species and macroinvertebrates diversity (Hugue *et al.*, 2016). Bathymetric maps produced through RS can help monitor changes in channel morphology (e.g., aggradation or degradation) (Flener *et al.*, 2013) following restoration projects, such as gravel augmentation, by comparing several states through classical Digital Elevation Models (DEM) differences (Williams, 2012).

Traditional surveying techniques monitor river bathymetry through the use of total stations, real-time kinetic GPS, or even terrestrial laser scanning (Brasington *et al.*, 2000; Milne and Sear, 1997; Smith and Vericat, 2014). While cross-sections or longitudinal profiles acquired by such methods are also used to calibrate or validate remotely-sensed bathymetry, those methods are

limited in their spatial coverage and time-consuming, especially when trying to survey long river reaches (Bangen *et al.*, 2014).

Therefore, bathymetric data is mostly acquired by echo-sounding methods such as multi-beam echo-sounders (MBES), or by using an acoustic doppler current profiler (ACDP) which can provide information about both depth and flow velocity (Flener *et al.*, 2015; Kasvi *et al.*, 2017; Yorke and Oberg, 2002). However, their applicability is not suitable for large or very shallow areas (Kaeser *et al.*, 2013; Kasvi *et al.*, 2019).

A remote-sensing option enabling depth retrieval in deeper waters is the use of a bathymetric LiDAR (or green waveform LiDAR) that penetrates the water surface (Lague and Feldmann, 2020; Mandlbürger *et al.*, 2015). Since topo-bathymetric LiDAR relies on being able to distinguish the bottom signal from the water surface signal, it can be difficult to use for low depths, and one of its key disadvantages is the cost of the sensors and the associated campaigns.

Color or multispectral imagery enables depth retrieval by producing a digital surface model through structure-from-motion photogrammetry (Eltner *et al.*, 2021; Feurer, 2008; Woodget *et al.*, 2015) or by calibrating an optical model linking at-sensor-radiance to the depth of the water column (P. E. Carbonneau *et al.*, 2006; Kim *et al.*, 2019; Lee *et al.*, 2022; J. Lejot *et al.*, 2007). Recent works have even shown that higher spatial resolution satellites such as WorldView-2 or WorldView-3 could provide bathymetric information in clear, shallow rivers (Niroumand-Jadidi *et al.*, 2022, 2018).

While such models struggle to reach depths above 1.5 meters and require clear water and low flow conditions due to high sensitivity to variations in the optical properties of the water column such as turbidity, another promising RS technology to retrieve bathymetry is hyperspectral imaging.

Retrieving bathymetry from hyperspectral data has shown to reach depths higher than traditionally achieved through photogrammetry or multispectral optical remote sensing, with depths up to 9.5 meters in the Kootenai River ((Legleiter and Fosness, 2019). Other studies in literature (presented in Table 19) have achieved depths up to three or four meters in different river systems spread around the world.

Table 19: References about retrieving bathymetry in river systems by using hyperspectral data.

Reference	Objective	Sensor	Reach Length	River Name	Bands/Ratios	Depths	Error / Precision	Validation / Ground Truth	Vector / Images per site or date
(Legleiter <i>et al.</i> , 2009)	<ul style="list-style-type: none"> - Ratio-based technique for depth retrieval - Simulations to quantify the effect of sediment etc. - Producing bathymetric maps under field conditions 	<ul style="list-style-type: none"> - AISA 34 Bands [495-808 nm] FWHM: 3.42nm 	- <1km	- Soda Butte Creek (US)	- $\ln(624/693)$	- < 1m	<ul style="list-style-type: none"> - $R^2 = 0.806$ - Standard Error = 0.0872m 	RTK GPS	N.A.
(Legleiter <i>et al.</i> , 2011b, 2011a)	<ul style="list-style-type: none"> - Mapping depth in turbid, sediment-laden channels. - Calibrating from image spectra, or field spectrometry 	<ul style="list-style-type: none"> - AISA 63 Bands [401-982 nm] FWHM: 9.5nm 	- <1km	- Platte River (US)	Image-derived - $\ln(499/657)$	- < 1m	<ul style="list-style-type: none"> Image-derived - $R^2 = 0.596$ - Standard Error = 0.175m 	RTK GPS	Aircraft N.A.

Reference	Objective	Sensor	Reach Length	River Name	Bands/Ratios	Depths	Error / Precision	Validation / Ground Truth	Vector / Images per site or date
							Field spectra-derived - R ² = 0.944 Standard Error = 0.045m		
(Legleiter <i>et al.</i> , 2016)	- Assessing depth retrieval accuracy - CASI hyperspectral sensor and bathymetric LIDAR - Clear vs. optically complex rivers	- CASI 1500H Pushbroom 22 Bands [380-1050nm] 64 Bands [380-1050nm]	- <1km	- Snake river (US) - Confluence Blue / Colorado Rivers (US)	- ln(519/605) - ln(595/614)	- 2.8m - 2.4m	- R ² = 0.935 Standard Error = 0.145m - R ² = 0.583 Standard Error =	RTK GPS ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler)	Aircraft N.A.

Reference	Objective	Sensor	Reach Length	River Name	Bands/Ratios	Depths	Error / Precision	Validation / Ground Truth	Vector / Images per site or date
		- Gemini NIR LiDAR - Aquarius green LiDAR					0.237m		
(Legleiter, 2016)	- Inferring depths by linking the frequency distributions of pixels values and depth	- CASI 1500H Pushbroom 48 bands [375-1045 nm]	- 1km	- Snake river (US)	- MNF transform	- 4.2m	- R ² : 0.79 RMSE: 0.27m	RTK GPS ADCP	N.A.
(Gentile <i>et al.</i> , 2016)	- Retrieving water depth in shallow rivers with high-resolution hyperspectral images	- Rikola 2D 16 bands [500-845] 15 bands [500-740]	- < 1km	- Ain (France)	- 776 nm	- <1m	- R ² = 0.76 Average error < 13 cm	Cross-sections from 2D hydraulic model	UAV 1 image
(Dilbone <i>et al.</i> , 2018)	- Evaluating depths retrieval methods	- CASI 1500H	- 1.5km	- Niobrara river (US)	- ln(490/699) - ln(533/647)	- 2.6m	- R ² = 0.813 –	RTK GPS ADCP	Fixed-wing

Reference	Objective	Sensor	Reach Length	River Name	Bands/Ratios	Depths	Error / Precision	Validation / Ground Truth	Vector / Images per site or date
	- Applying them to a turbid, sandy river - Multiple dates	Pushbroom 31 Bands [414-984 nm] FWHM: 9.5nm 48 bands [376-1046 nm] FWHM: 7.15nm			- ln(595/704)		0.81 – 0.826 - RMSE = 0.106m – 0.106m – 0.11m		aircraft 1 image
(Legleiter <i>et al.</i> , 2018)	- Inferring d_{max} from the imagery - Comparing it with theoretical d_{max} - Two streams with different turbidity and depth	- CASI 1500H Pushbroom 42 bands [405-989] 48 bands [368-1039]	- 3.67km - 1.2km	- Deschutes river (US) - Snake river (US)	- ln(520/700) - two adjacent bands near 600 nm	- Up to 8.87m $d_{max} =$ 3.57m - Up to 3.88m	- $R^2 = 0.7$ - $R^2 =$ 0.83	RTK GPS ADCP MBES	Aircraft 1 image

Reference	Objective	Sensor	Reach Length	River Name	Bands/Ratios	Depths	Error / Precision	Validation / Ground Truth	Vector / Images per site or date
						d_{\max} unknown			
(Legleiter and Harrison, 2019)	- Comparing sensors (including Satellite and LiDAR) - Testing non-linear regressions to depth	- WorldView-3 8 bands [400-954 nm] - CASI1500H Pushbroom 48 bands [373-1043 nm] - Nano-Hypespec 276 bands [396-1005 nm] - Riegl VQ-	- 1.6km	- Sacramento river, California (US)	Field Spectra: - <i>Linear</i> : $\ln(573/587)$ - <i>Quadratic</i> : $\ln(571/595)$ - <i>Lowess</i> : $\ln(571/587)$	- 3.8m	- <i>Linear</i> : $R^2 = 0.91$; RMSE = 0.22m - <i>Quadratic</i> : $R^2 =$ 0.93; RMSE = 0.21m - <i>Lowess</i> : $R^2 = 0.95$; RMSE = 0.17m	RTK GPS ACDP	Fixed-wing aircraft 1 image UAS Multiple flight lines

Reference	Objective	Sensor	Reach Length	River Name	Bands/Ratios	Depths	Error / Precision	Validation / Ground Truth	Vector / Images per site or date
		880-G							
(Legleiter and Fosness, 2019)	<ul style="list-style-type: none"> - Determining d_{\max} from the imagery - Masking areas where $d > d_{\max}$ - Model portability to other reaches 	<ul style="list-style-type: none"> - CASI 1500H Pushbroom 48 bands [368-1039 nm] 	<ul style="list-style-type: none"> - 16.75k m - Six sites 	- Kootenai, Idaho (US)	- $\ln(487/587)$	<ul style="list-style-type: none"> - 30m $d_{\max} = 9.5\text{m}$ 	<ul style="list-style-type: none"> - $R^2 = 0.94$ - RMSE = 0.62m 	MBES	Aircraft 19 flight strips

The spectral range most relevant to bathymetric mapping is in-between wavelengths from 400 to 800 nanometers, with band ratios in these ranges allowing for robust bathymetric restitution (Legleiter *et al.*, 2004). The wavelengths from 600 to 800 nanometers in particular, are strongly correlated to depths, and single bands in this range have been successfully used to create bathymetric models with an average error of 13 centimeters in depths up to one meter (Gentile *et al.*, 2016). Spectral bands available for predicting water depth are traditionally associated in a ratio with a shorter wavelength, more sensitive to change in suspended sediment concentrations that accounts for changes in the optical properties of the water column (Legleiter *et al.*, 2009).

Assuming a linear relation between an optimal band ratio and depth has led to accurate bathymetric restitution for both sandy and gravel-bed rivers under a wide range of environmental conditions (Dilbone *et al.*, 2018; Legleiter *et al.*, 2011a). The maximum depth retrievable with hyperspectral sensors is dependent on both the properties of the water column and the sensitivity of the sensor (Legleiter *et al.*, 2018).

While current research has assessed the applicability of hyperspectral bathymetric retrieval over a wide range of fluvial conditions, most studies have focused on short reaches from one or more rivers. An attempt to transfer a model established on a short reach (< 2km) to other similarly short isolated reaches has been published (Legleiter and Fosness, 2019), however data showing the applicability of such models to longer river segments, .e.g. of several tens of kilometers, is still lacking.

In addition, optical remote sensing is strongly reliant on acquisitions scheduled under optimal river conditions (e.g., turbidity, turbulence, depths). With multispectral imagery, this can lead to the need of scheduling multiple acquisitions in a short time-frame to guarantee optimal conditions, each requiring additional fieldwork should the water level change between acquisitions. However, the wide range of depths and conditions under which hyperspectral remote sensing has been able to retrieve bathymetric data suggests that for some fluvial systems, successful campaigns could occur under less restrictive depth constraints which could enable more flexible acquisitions.

Following those previous statements and identified challenging issues, the objectives of this study are:

- Calibrate a bathymetric model for two distinct flow conditions : the flow level of the campaign (127 m³/s) and a reference base flow (27 m³/s) for which data from a UAV equipped with an hyperspectral camera is available over a small reach of 350 meters.

- Assess the scalability of bathymetric models calibrated for a small reach over 20 kilometers of fluvial corridor and assessing the sources of errors by confronting it to a 2D bathymetric model based on green LiDAR data.

For this purpose, we use a 2D model based on green LiDAR data to adjust water depths for different discharges that covers the entire study reach, hence providing spatially continuous calibration and validation data. The coupling of field measurements, bathymetric LiDAR and their associated hydraulic model with hyperspectral imagery give this study a completely unique and original approach.

2 – Study Site.

The study reach is located on the Ain River, a large meandering gravel-bed river that is one of the main tributaries of the upper Rhône River, France [Figure 17]. It covers a 20 kilometers segment of the river that starts downstream the Allement dam and ends 18 kilometers from the Rhône, flight above this area being restricted due to the presence of the Bugey Nuclear Power Plant. The river flows on a large alluvial valley downstream from Pont d'Ain within a well-developed forest corridor.

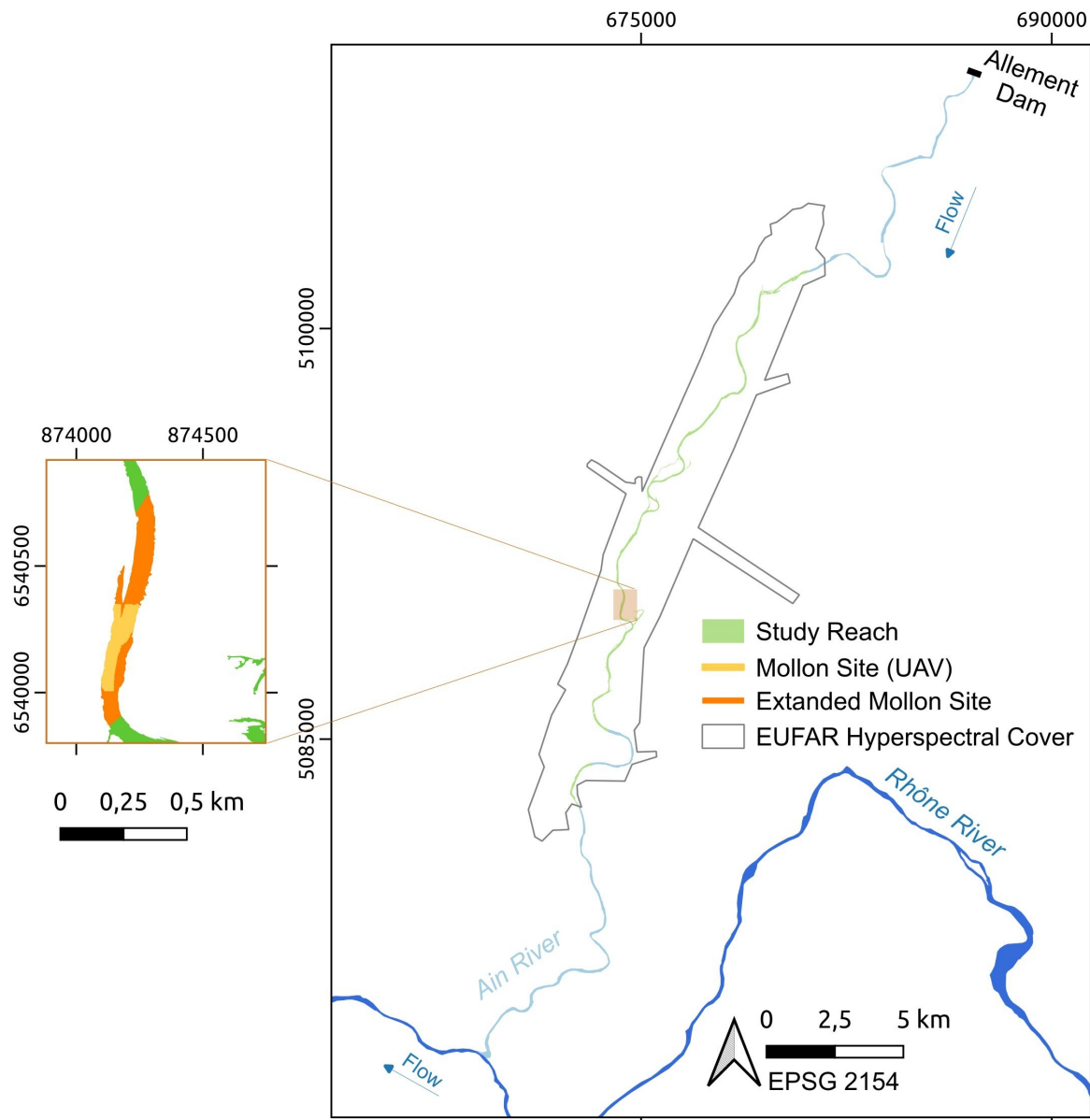


Figure 17: Location of the study reaches on the lower Ain River.

The hydrological regime of the Ain River is dominated by precipitations and snow melts, however multiple dams have been built on the river upstream the study reach for hydroelectric purposes, including the Vouglans dam which has the third largest reservoir in France. Those dams play an important role in controlling the river flow at both base and high flows. The mean annual discharge of the Ain River is $103 \text{ m}^3/\text{s}$ at Pont d'Ain, in the upstream portion of the reach, and $120 \text{ m}^3/\text{s}$ at Chazey-sur-Ain, downstream.

As a result of sediment starvation following damming, an incision is progressing downstream. Therefore, gravels are periodically injected in this section since 2005 and the stakes are high for bathymetric mapping and monitoring on this reach to assess channel responses to restoration.

Hyperspectral bathymetric approaches have been shown to be meaningful on a 450 meters long reach of the Ain River in an earlier study (Gentile *et al.*, 2016) for depths up to a meter. This suggests that further attempts at using hyperspectral imagery to characterize the river channel and study geomorphic changes could be worthwhile. However, this area was located in the upper portion of our study reach where the river has a fairly stable morphology due to sediment starvation and channel armoring, and is not indicative of the range of conditions in the lower Ain River section.

Indeed, the lower sections of our study reach has been geomorphologically active during the end of the 20th century (Rollet, 2007; Rollet *et al.*, 2014) and features wide and active meanders with gravel bars and recently-formed cut-off channels and side channels. At first, this study will focus on the Mollon site, which is a 350 meters long reach located in this area, featuring two gravel bars, a riffle, and water depths up to 1.5 meters during low flow.

Establishing strong bathymetric models by expanding site-based models on the Ain River would be key to monitoring channel bathymetry changes as a result of the gravel augmentation project in the upstream portion of our reach, south of Pont d'Ain. Therefore, exploring the ability of airborne hyperspectral dataset to retrieve bathymetry for a reference discharge along the entire 20km river section in this study, will allow the detection of geomorphic changes as future hyperspectral campaigns are acquired.

3 – Materials.

3.1 – Hyperspectral airborne acquisitions of the whole reach at 127 m³/s.

The focus of our analysis is on a hyperspectral dataset acquired in September 29th 2015 as part of a project funded by the European Facility of Airborne Research [Table 20].

Table 20: Remote sensing datasets in this study.

Acquisition	Spatial Resolution	Spectral Resolution	Discharge	Date	Reach / Site
Airplane	1 m	360 bands [380 – 2500 nm]	127 m ³ /s	29/09/15	Ain River
UAV	6 cm	16 bands [500 – 845 nm]	27 m ³ /s	27/09/15	Mollon Site

This led to the acquisition of a 2 To hyperspectral dataset comprised of twenty flight lines, imaged with a Specim AISA Fenix sensor flown on a NERC-ARF aircraft. Each flight line only featured a small portion of the aquatic corridor, due to the Ain River being a large meandering river. The volume of the geo-referenced flight lines was large in part due to the conjunction of the length of the study area and its North-East – South-West orientation that resulted in a large raster extent.

This push-broom sensor is comprised of two detectors that image a spectral range between 380 nanometers and 2500 nanometers in 361 spectral bands with a full width at half maximum (FWHM) of 4 nanometers. At a flight altitude of 720 meters, the ground resolution of the images is of 1m. The river discharge during the acquisition was at 127 m³/s (referred to as mean flow conditions, since this value is near to the mean annual flow for the Ain River) due to the need for higher hydro-electric production during this day.

3.2 – Hyperspectral UAV acquisitions of the Mollon reach at 27 m³/s.

As part of this field campaign, a UAV image was acquired with a Rikola 2D sensor during base flow conditions (27m³/s) over the Mollon Site on September 27th 2015, similarly to what was used by Gentile *et al.* (2016).

The Rikola 2D sensor was mounted on a md4-1000 quadcopter that flew at 100 meters above the ground, resulting in a mean ground resolution of 6 centimeters. This sensor allows for the selection of the central wavelengths of the bands to be recorded, in a spectral range from 500 to 900 nanometers, and allows the user to choose between a narrow or wide setting for the FWHM. For

this acquisition, 16 spectral bands were imaged between 500 and 845 nanometers with a mean FWHM of 18 nanometers.

The study site encompasses a large range of depth conditions up to 2 meters at base flow. 95% of the points from the 2D bathymetric model described below have depths under 2 meters at low flow conditions.

3.3 – LiDAR survey combined with a 2D model to predict bathymetry according to observed discharges.

In order to provide spatially continuous depth information for varying flow conditions, necessary in our study for validation of depth values computed from the hyperspectral data, we used a 2D hydraulic model built for the Ain River by INRAE (Naudet *et al.*, 2015). Such a model is built by filling a digital elevation model of the riverbed and its floodplain with water. The digital elevation model used is a combination of field campaigns, and of the topo-bathymetric LiDAR survey described below. Two water lines were used to calibrate and validate the model: one at 16m³/s from LiDAR data, and one at 90 m³/s from a classical DGPS survey from a boat, the higher quality one being the second one.

The topo-bathymetric LiDAR was acquired on August 26th 2015 at the request of EDF and processed by Lague and Feldmann (2020). The sensor was an Optech Titan flown on an aircraft 329 meters above the ground, and one day of acquisitions resulted in around ten billion points and a density of 18.6 pts/m². The survey provides a continuous vertical accuracy of around 10 centimeters. The acquisition was done for the aforementioned discharge of 16 m³/s. The LiDAR signal struggled at acquiring echoes in deep pool areas (> 2.5), and their geometry also had to be interpolated.

The 2D model shows that 95% of all points in our study reach have depths lower than or equal to 2 meters under base flow conditions (when the UAV hyperspectral campaign was realized), and depths lower than or equal to 2.5 meters under mean flow conditions (when the airborne hyperspectral campaign was realized).

3.4 – Field data to help validate the models.

Field data about the elevation of the riverbed was acquired in August 2013 with a Trimble R8 DGPS in wadable areas under low flow conditions. Eight transects (82 points under water during the hyperspectral campaign) were acquired for a 2 km reach in the upstream portion of our study site, although most of those transects are not complete due to the presence of pools. Nineteen transects (238 points under water during the hyperspectral campaign) were acquired for a 4 km reach in the downstream portion of our study site.

According to the waterline from the 2D model, this dataset contains depths up to 2.35 m under mean flow conditions ($127 \text{ m}^3/\text{s}$), with a mean depth of 1.27 m and a median depth of 1.28 m. Only 3% of the points have depths higher than 2 m, so this dataset does not cover pool areas (as they were not wadable under low flow conditions).

As there were no major flooding events between acquisitions and this field campaign, we can assume that there were no major changes in the riverbed structure.

4 – Methods.

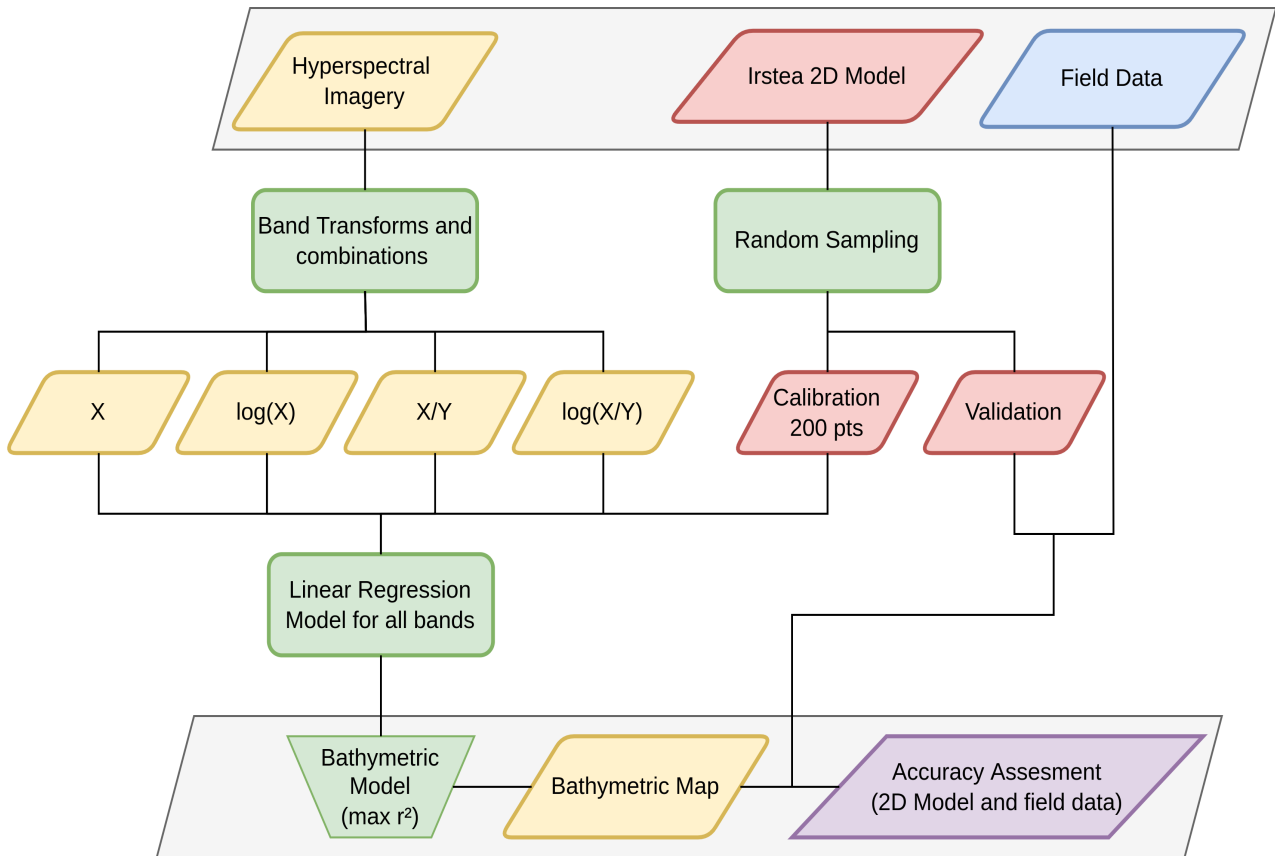


Figure 18: Flowchart summarizing the workflow used in this paper.

A mosaic was produced by putting together all 20 geo-referenced flight-lines from the EUFAR campaign. The hyperspectral images from both campaigns were then processed under the programming language R [Figure 18]. It was first masked and cropped to only keep water pixels in the portion of the reach where the models were calibrated, which allows for better processing times by reducing the size of the images. Transforms of the images were calculated in order to increase the dimensionality of the hyperspectral dataset by creating potentially meaningful variables associated with depth predictions, such as band ratios and log transforms.

In order to calibrate a bathymetric model based on the hyperspectral signal, random sampling was used to extract two hundred points from the LiDAR-based 2D hydraulic model using the two discharges values corresponding to water discharges recorded during the airborne and UAV

acquisition dates, respectively 127 and 27 m³/s. The hyperspectral information corresponding to each point in the calibration dataset was spatially extracted from the hyperspectral imagery in order to test the strength of a linear relationship between each spectral band and depth, with X and Y representing a single spectral band out of all the existing spectral bands. Band ratio and transforms were automatically computed for all available bands and a coefficient of determination associated with band and band combination was calculated and used to determine the spectral ranges most correlated with depths for each imagery – discharge combination. This process is similar to the one detailed by (Legleiter *et al.*, 2009).

The dataset acquired during the UAV campaign was processed for its acquisition discharge of 27m³/s, in base flow conditions. The dataset acquired by the airplane was processed for both its acquisition discharge of 127 m³/s and the base flow discharge of 27 m³/s in order to compare all three imagery – discharge combinations and assess the ability of campaigns acquired at higher discharges to accurately provide bathymetric information for a reference base flow condition.

To assess the spatial accuracy of the resulting models, all of the remaining points from the 2D model were tested against the resulting bathymetric maps. Negative error values were turned positive to provide meaningful mean and median errors for each map. In order to be able to compare the accuracy of models at different discharges, points were extracted from the 2D model for the same spatial coordinates between discharges.

Calibrating a model for a specific study site then allows for expanding this model to the entire reach for which hyperspectral information exists. Since the whole reach is also covered by the 2D model, the accuracy can be similarly tested under a wider range of river conditions.

However, in order to create an accurate model for the entire reach, the limited spatial extent of the UAV imagery was not representative enough of the range of depths across the entire study reach, covered by the airborne imagery. Indeed, depths under a meter were mostly absent due to the higher water level during the airplane acquisition: sections of the gravel bars that were not under water during base flow conditions are under water during mean flow conditions. Therefore, the calibration reach was extended in order to calibrate reach-wide models. The spatial extent from this Extended Mollon Reach is compared to the one from the Mollon Reach (UAV) in Figure 17.

In addition to the points from the LiDAR-based 2D model which allows for a spatially continuous assessment of error hotspots in the resulting bathymetric maps, the points from the 27 transects acquired with a DGPS were used to further investigate the accuracy of the hyperspectral

bathymetric maps through field data as they provide information about the topography of the river bed rather than discharge-specific depth measurements.

5 – Results.

5.1 – Testing on the Mollon Reach: mapping base flow bathymetry using both the UAV and hyperspectral images.

The best predictors of bathymetry in the Mollon site are bands from the green to the red portions of the visible spectrum. This is true for both the UAV [Figure 19] and airplane datasets [Figure 20 and Figure 21], for which the coefficients of determination of the linear regression against depth drop sharply after 700 nanometers. In a single band scenario, it peaks in the red spectrum with wavelengths ranges depending on the image – discharge combination considered but generally between 650 and 700 nanometers.

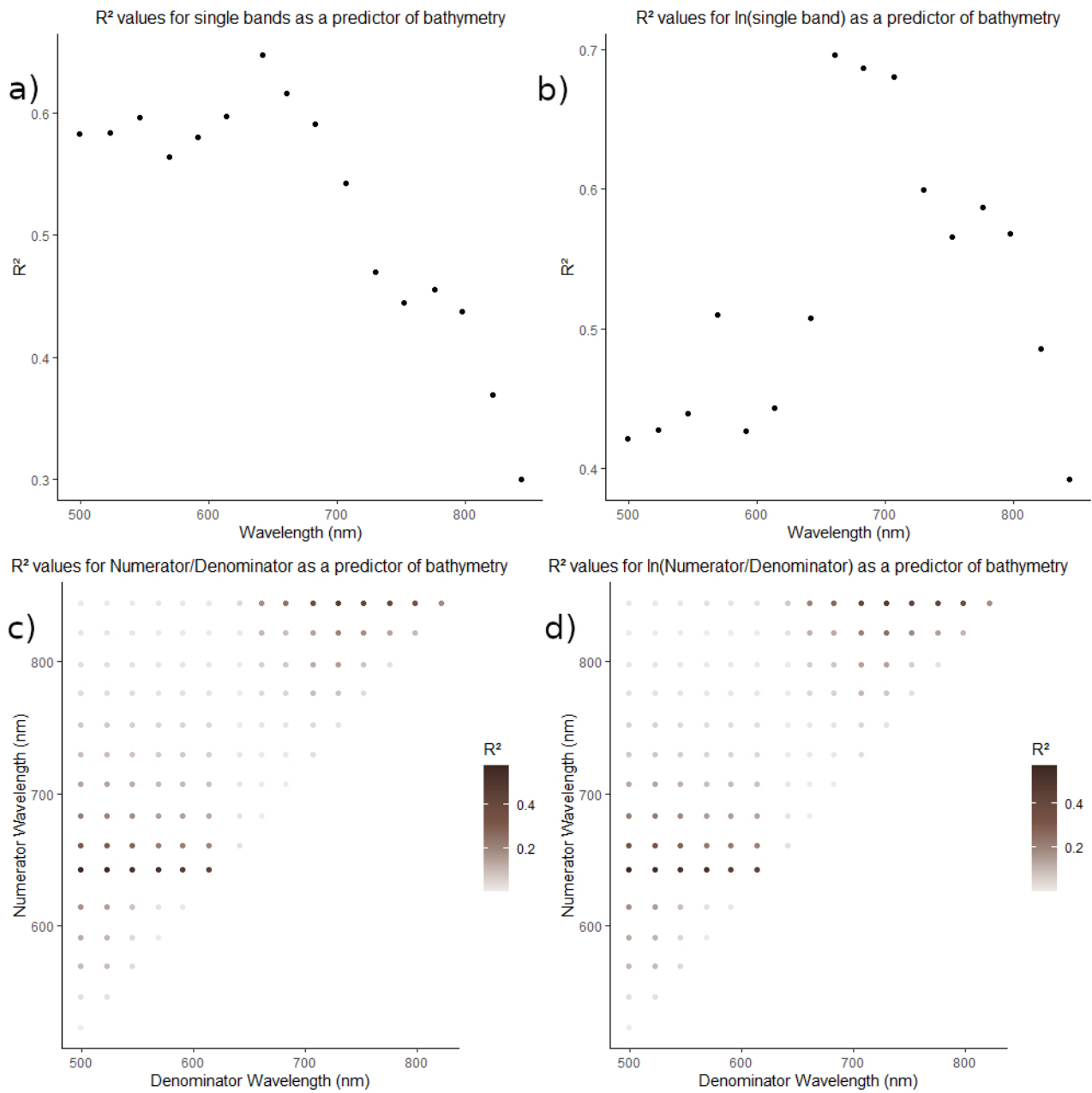


Figure 19: Square root of the optical bathymetric model for each spectral band (a, b) and band ratios (c, d) tested in the case of the base flow model calibrated for the UAV flight.

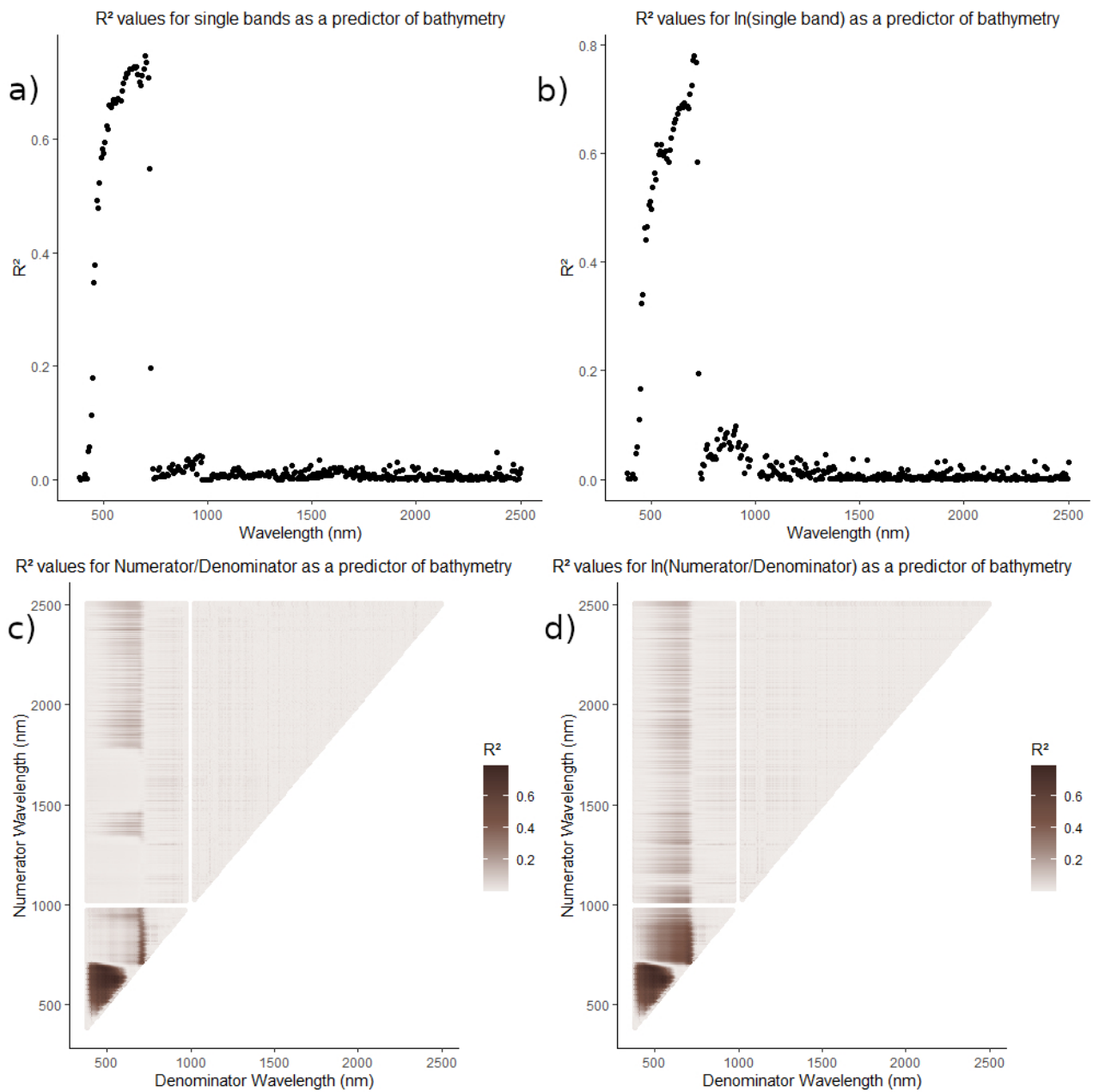


Figure 20: Square root of the optical bathymetric model for each spectral band (a, b) and band ratios (c, d) tested in the case of the base flow model calibrated for the airplane flight.

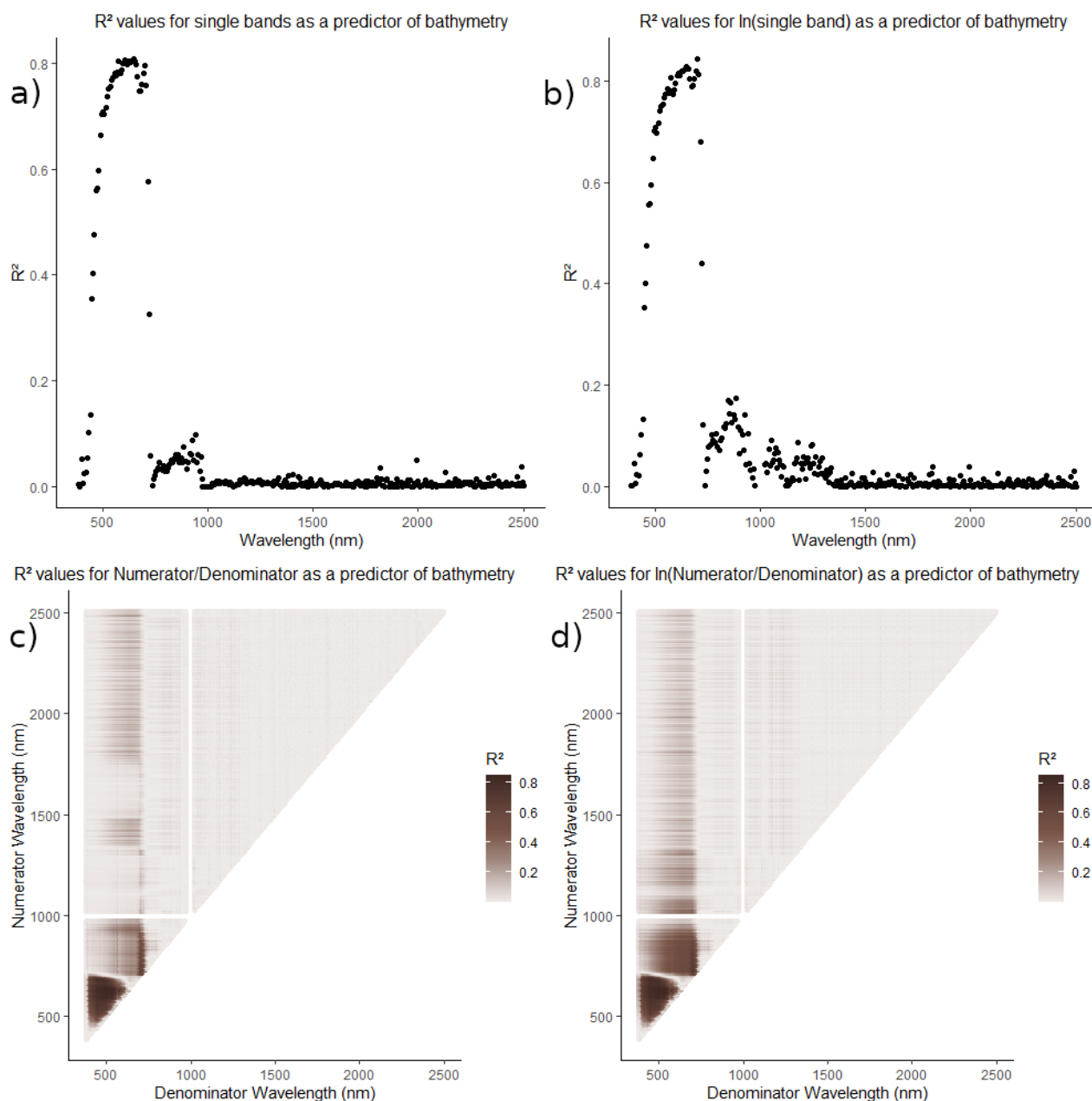


Figure 21: Square root of the optical bathymetric model for each spectral band (a, b) and band ratios (c, d) tested in the case of the mean flow model calibrated for the airplane flight.

However, while predictions using single bands or single band transforms are strong across both the UAV and airplane datasets, band ratios appear to be weaker predictors of bathymetric information for the UAV image, with maximum square root values below 0.6. This diverges from the models calibrated from the airplane dataset for which band ratios and their transforms perform similarly to single bands and their transforms.

The weaker relationship between band combinations and their transforms and depth for the UAV image is confirmed by higher spatial errors in the resulting bathymetric maps [Table 21]. Nevertheless, each of the image – discharge combination results in high accuracy models with a median error of less than 18 centimeters. However, the models calibrated from the airplane survey performed better overall than the ones from the UAV survey, reaching a median error closer to 10 centimeters.

Table 21: Errors associated with different bathymetric models for the Mollon Site where X is the spectral band for which r2 is the highest and X/Y is the band ratio for which r2 is the highest, out of all possible band combinations and is therefore a different spectral band for each campaign – discharge combination.

	UAV HS Image (Base Flow)				Airplane HS Image (Base Flow)				Airplane HS Image (Mean Flow)			
	<i>X</i>	<i>ln X</i>	<i>X/Y</i>	<i>ln X/Y</i>	<i>X</i>	<i>ln X</i>	<i>X/Y</i>	<i>ln X/Y</i>	<i>X</i>	<i>ln X</i>	<i>X/Y</i>	<i>ln X/Y</i>
Best Bands (nm)	642	661	499 642	499 642	690	690	526 622	512 670	642	697	505 642	505 642
R ²	0.70	0.75	0.56	0.55	0.79	0.80	0.80	0.80	0.81	0.84	0.85	0.85
Mean Error (cm)	17	15	22	21	14	13	14	15	14	12	13	13
Median Error (cm)	14	13	16	16	11	10	11	11	11	9	10	10

The best fitting model for all campaign – discharge combinations is the ln(X) model, for which the models result in the lowest median error. In the case of the base flow model calibrated for

the UAV campaign, this is the logarithmic transform of the spectral band at 661 nanometers. When the base flow model is calibrated for the airborne campaign, this is the logarithmic transform of the spectral band at 690 nanometers. Finally, the logarithmic transform of the spectral band at 697 nanometers performs best for the mean flow model.

The relative error of each bathymetric model is different depending on the range of depths to be retrieved [Figure 22]. It is the highest for low depth points (< 0.5 meters) for which a ten centimeters absolute error can in some cases lead to a 100% relative error. However, the mean relative error for those range of depths is still relatively low ($\approx 25\%$) considering they are the ones where the cumulative incertitude from the Green LiDAR bathymetry and the 2D model that adjusts flow level is the highest.

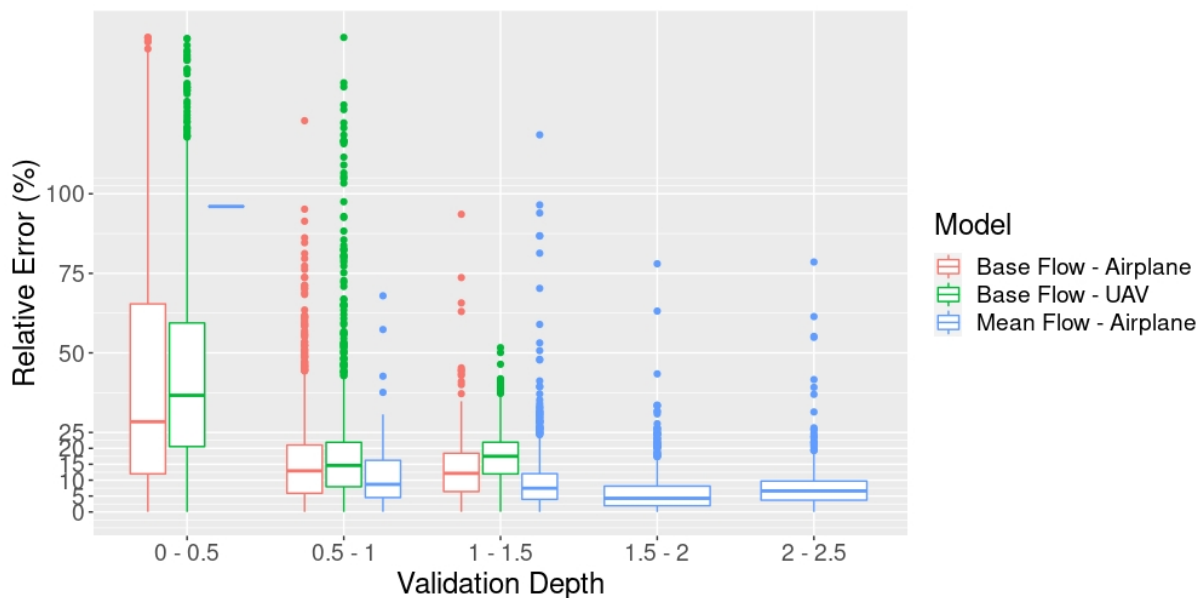


Figure 22: Error distribution of the $\ln(X)$ bathymetric model depending on the true depth (m).

For higher depths values, all of the models perform better with errors reaching only 10% of the depth to be predicted, and falling as low as 4% in the case of the higher depths (> 1.5 meters) from the mean flow model calibrated on the airplane data. On average, the mean of the relative error for low flow models is higher in the case of the airplane data which is coherent with its lower mean and median errors overall compared to the UAV-based model.

While the topography of the riverbed was also acquired in 2013 by using a DGPS to gather data along transects, only one such transect containing seven data points was located in the Mollon

Site (UAV) therefore it does not provide a sufficient amount of data to be compared with the validation from the 2D bathymetric model.

Regardless of the fact one of the campaigns was acquired for a higher water level, both bathymetric maps from the best fitting base flow models are visually similar when attempting to retrieve base flow bathymetry [Figure 23] and show the same riffle – pool succession in the main channel despite the higher spatial resolution of the UAV flight (10 centimeters vs. 1 meter).

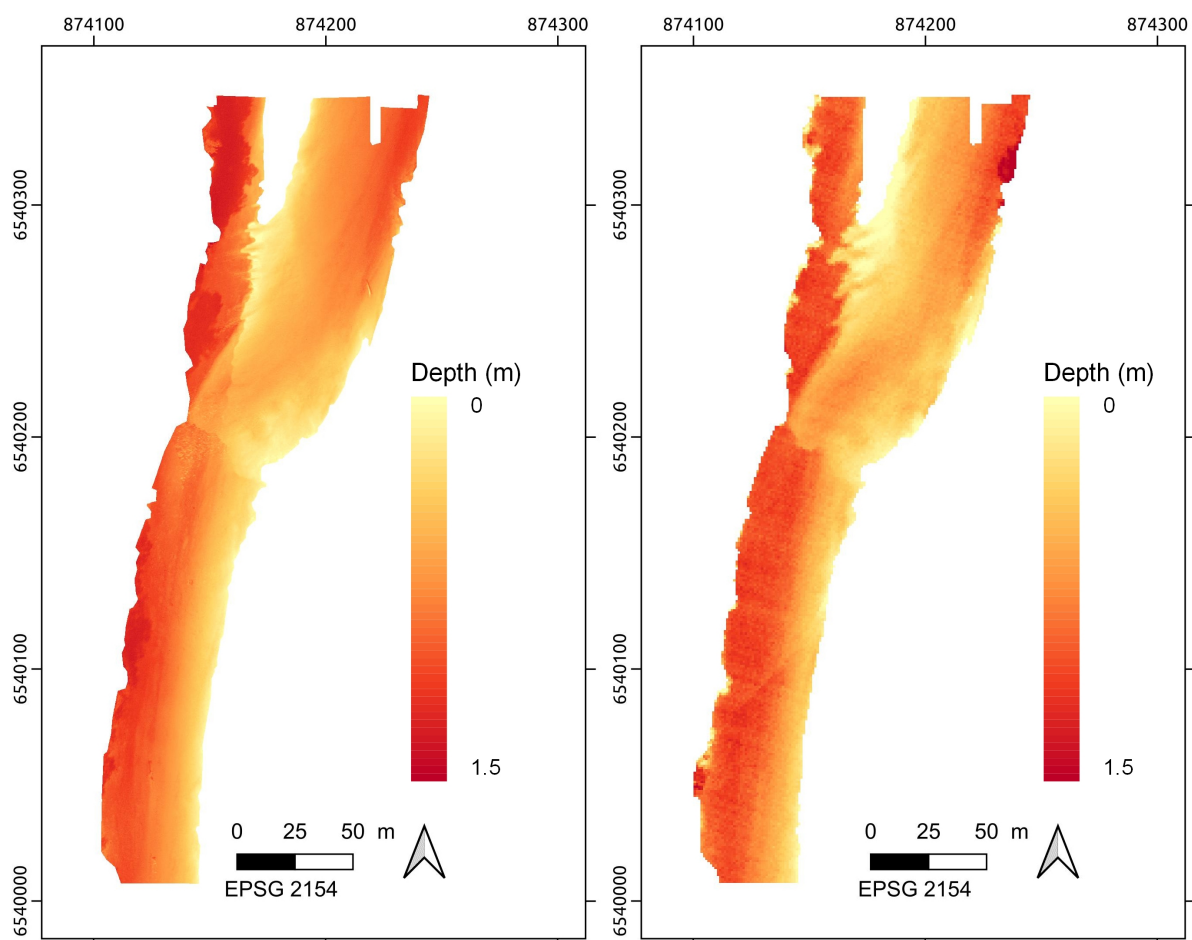


Figure 23: Base flow bathymetric map for the UAV flight (left, acquired at base flow) and the airplane flight (right, acquired at mean flow). The spatial resolution of the map for the UAV flight is at 10 cm per pixel while the spatial resolution of the airplane map is at 1 per pixel.

5.2 – Extrapolating a model to the whole reach.

Calibrating models on the Extended Mollon reach gives similar accuracy to the ones achieved on the Mollon Reach (UAV), with a mean error around 15 cm and a median error of around 10 centimeters. When extending them to the 20 kilometers reach covered by the airplane dataset, this results in bathymetric maps with fairly high mean errors (> 30 cm) and lower median errors (≈ 20 cm) when controlled against the 200 000+ points of the LiDAR-based 2D model that we used as a spatially continuous validation dataset [Table 22]. This observation is true for retrieving either base flow bathymetry or mean flow bathymetry from the same imagery, but band ratios and their transforms are better suited to such a task than single spectral bands, reaching R^2 around 0.8 instead of around 0.7.

Table 22: Errors when expanding site-based models to the 20km reach.

	Airplane HS Image (Base Flow)				Airplane HS Image (Mean Flow)			
	X	$\ln(X)$	X/Y	$\ln \frac{X}{Y}$	X	$\ln(X)$	X/Y	$\ln \frac{X}{Y}$
Best Bands (nm)	697	704	450 704	450 697	601	704	546 608	546 642
R^2 of the original model	0.68	0.76	0.78	0.75	0.69	0.78	0.87	0.87
Mean Error (cm)	41	35	32	35	50	43	35	35
Median Error (cm)	30	23	20	23	40	32	21	22
Mean Error < 2 m / 2.5 m (cm)	33	29	25	28	43	36	30	20

Median Error < 2 m / 2.5 m (cm)	27	21	18	22	35	29	19	20
---------------------------------------	----	----	----	----	----	----	----	----

The differences between the mean and median error values suggest that a small number of points are responsible for a higher mean error overall. Since the validation dataset covers the whole reach, error hotspots can provide information about the limits of this approach on the Ain River. For this investigation, the best performing model as defined by having the highest r^2 and lowest median error is selected (X/Y where X = 450 nm and Y = 704 nm for the base flow model, and X/Y where X = 546 nm and Y = 608 nm for the mean flow model).

The main limitation identified is linked to deep pools in the main river channel. They only account for less than 5% of the reach but are outside the range of the models due to the fact that they were only calibrated for depths up to 2.5 meters (or 2.0 meters for the base flow model). The distribution of relative errors with depth shows this limitation [Figure 24]. Indeed, while the relative errors can be between 25% and 10% of the depth to be retrieved for both the base flow and the mean flow model, this error starts to increase linearly after a cut-off depth (≈ 1.5 or 2 m for the base flow model, and ≈ 2.5 meters for the mean flow model).

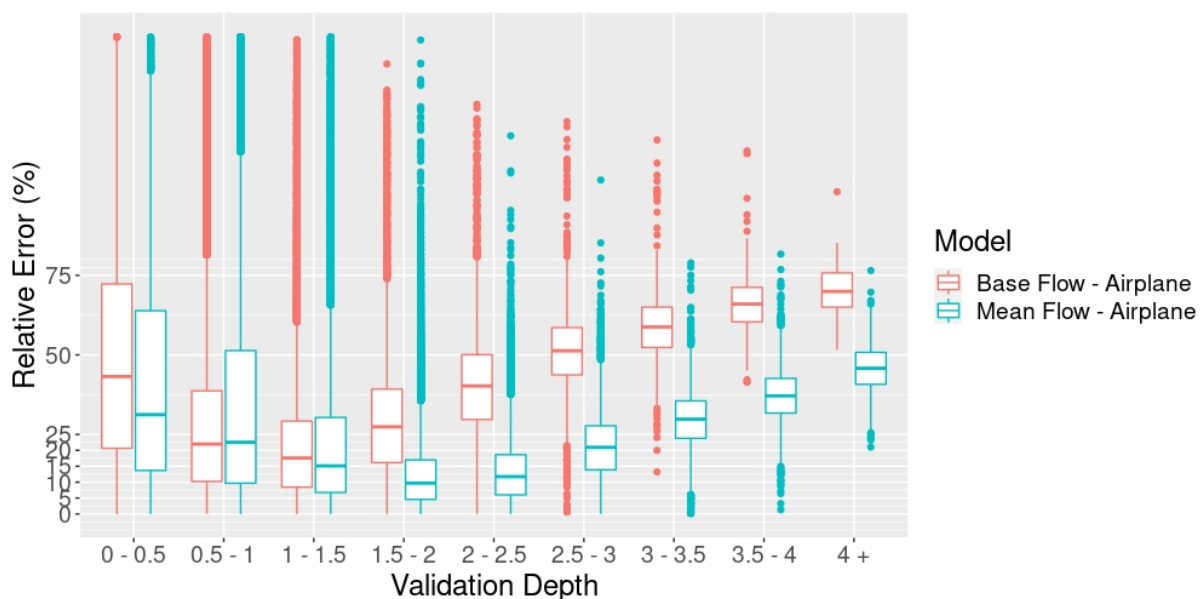


Figure 24: Error distribution of the X/Y bathymetric model depending on the true depth (m).

However, it is difficult to know whether those cut-off values are a limitation of the hyperspectral campaign or of the validation dataset, since we were unable to create a second bathymetric model specifically for those areas. As the higher depth areas are the one more sensitive to error propagation from the topographic information of the LiDAR-based 2D model (less points and less reliable depths), they are also the ones less suited to calibrate or validate a bathymetric model.

In the location shown in Figure 25, the LiDAR-based 2D model (B) shows the presence of deep (>2.5 m) pool areas near a bridge. The geometry of the riverbed as described by the 2D model includes pools both upstream and downstream of the bridge. While the hyperspectral-derived bathymetric map cannot accurately describe the depth of the pools (4 to 4.5 meters according to the 2D model), it suggests that both the area downstream and upstream of the central pools are deeper than they are in the 2D model. Therefore, the accuracy of the geometry of the LiDAR-based 2D model near pools can locally be lacking compared to the hyperspectral-derived bathymetric information.

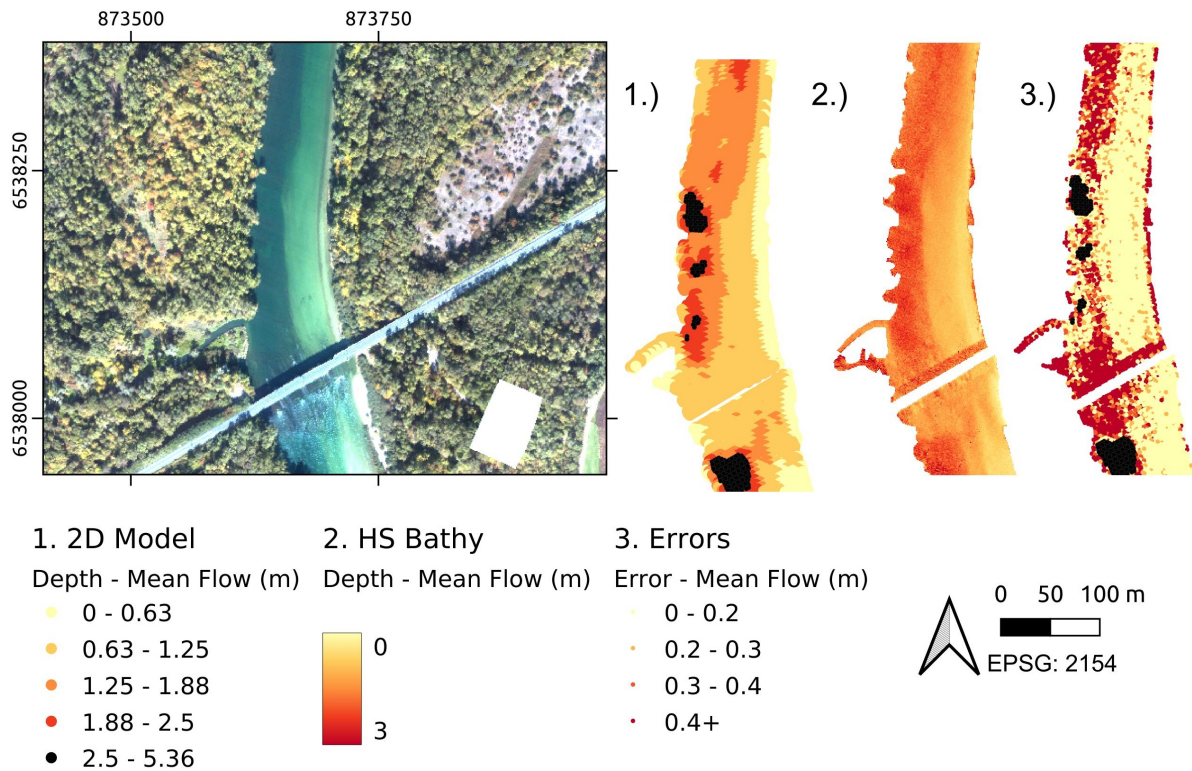


Figure 25: Cluster of errors related to pool geometry in the 2D model and higher depths (example with the X/Y mean flow model).

In addition, both the shadow from the bridge and the turbulence on the water surface appear to be having an impact on the predicted depth. Seeing they both have a strong impact on the reflectance of the water surface, the fact that they lead to errors is not surprising, and similar patterns can be seen near the banks where dense tree crown overhanging produces shadows [Figure 26] even though the flight was scheduled as close as possible to the solar zenith.

In Figure 26, we can see that there are differences in the quality of depth computations between the two models under more complex constrains. The base flow model (at 27 m³/s) which combines the 450 and 704 nanometers wavelengths is more sensitive to a variation in coloration than the medium flow model (127 m³/s) which combines the 546 and 608 nanometers wavelengths. Such a coloration can be due to the reshuffling of the pebbles and the biofilm that grew during the summer because of the flushing from the upstream dams that led to the increased discharge (127m³/s) from the previous days (15-30 m³/s).

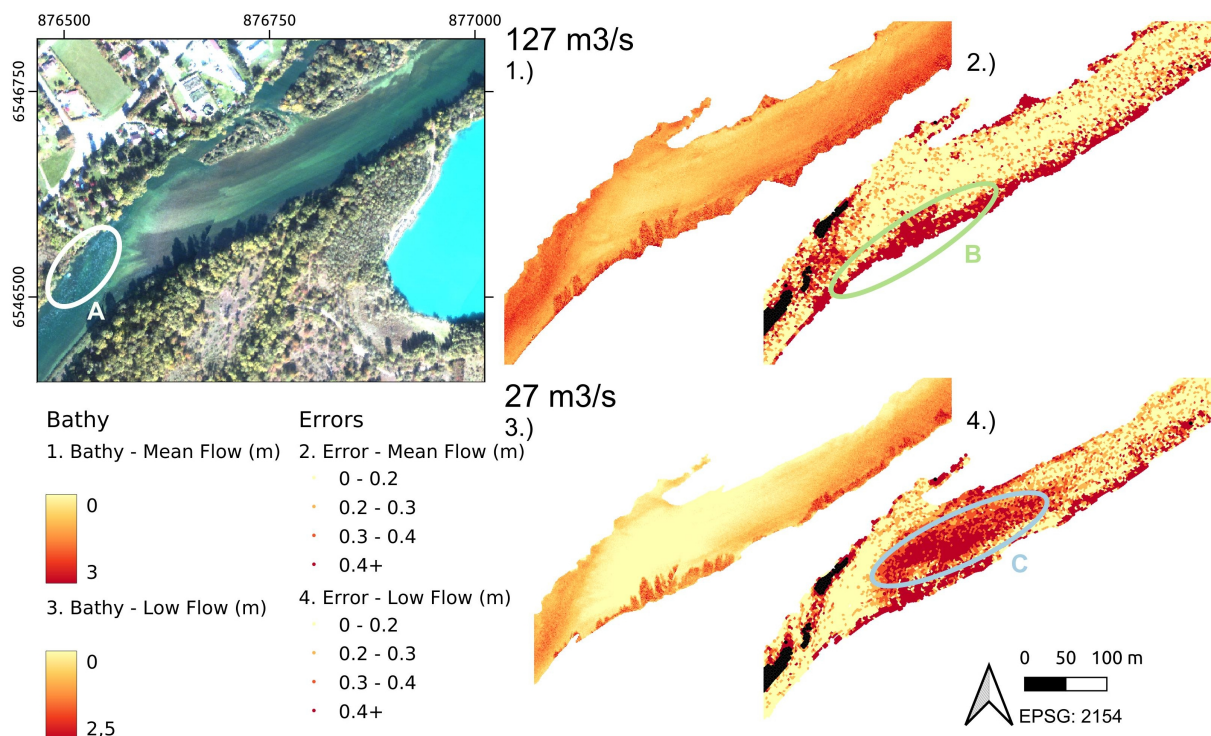


Figure 26: Cluster of errors for the two X/Y bathymetric models showing (A) errors related to surface turbulence and pool areas, (B) errors related to shadowing, and (C) errors in only the base flow model due to biofilm.

Therefore, the main characteristics leading to errors in the bathymetric models are under-sampled pool areas, phenomena that change the reflectance of the water surface such as surface turbulence in some riffle areas or shadowing, and changes in the substratum – in this case, biofilm cover. The mosaicking of every different flight line to create a unique image and the corresponding bathymetric model does not appear to have led to large scale image-specific artifacts as the distribution of errors is roughly similar between each flight line [Table 23].

Table 23: Error distribution between flight lines.

Flight line	Base Flow Error Mean / Median (cm)	Base Flow Depths Q1 / Q2 / Q3 / Max (m)	Mean Flow Error Mean / Median (cm)	Mean Flow Depths Q1 / Q2 / Q3 / Max (m)
01	106 – 103	1.77 – 2.15 – 2.48 – 3.26	85 – 79	2.57 – 2.94 – 3.30 – 4.07
02	39 – 23	0.49 – 0.82 – 1.34 – 3.62	32 – 19	0.97 – 1.44 – 1.95 – 4.48
03	34 – 21	0.48 – 0.82 – 1.21 – 3.62	29 – 17	0.87 – 1.31 – 1.83 – 4.48
04	32 – 21	0.44 – 0.76 – 1.14 – 2.99	28 – 16	0.75 – 1.13 – 1.68 – 3.85
05	29 – 19	0.42 – 0.69 – 1.10 – 4.29	31 – 19	0.79 – 1.17 – 1.68 – 5.07
06	36 – 21	0.39 – 0.79 – 1.29 – 4.38	36 – 22	0.85 – 1.31 – 1.91 – 5.12
07	39 – 26	0.38 – 0.73 – 1.20 – 4.38	35 – 20	0.77 – 1.18 – 1.75 – 5.12
08	40 – 23	0.58 – 0.92 – 1.45 – 4.40	34 – 18	0.95 – 1.44 – 2.04 – 5.23
09	36 – 22	0.61 – 0.99 – 1.45 – 4.40	34 – 21	1.08 – 1.58 – 2.11 – 5.29
10	34 – 21	0.49 – 0.79 – 1.25 – 4.30	37 – 24	0.98 – 1.40 – 1.92 – 5.20
11	33 – 19	0.41 – 0.60 – 1.00 – 4.30	38 – 24	0.90 – 1.22 – 1.60 – 5.20
12	29 – 20	0.43 – 0.69 – 1.13 – 3.94	33 – 21	0.89 – 1.27 – 1.71 – 4.76
13	30 – 17	0.51 – 0.78 – 1.10 – 3.80	28 – 16	0.91 – 1.40 – 1.84 – 4.70
14	34 – 21	0.33 – 0.52 – 0.70 – 1.09	33 – 28	0.90 – 1.12 – 1.33 – 1.68
15	18 – 14	0.43 – 0.62 – 0.87 – 2.55	33 – 26	1.01 – 1.13 – 1.51 – 3.57
16	-	-	-	-

Flight line	Base Flow Error Mean / Median (cm)	Base Flow Depths Q1 / Q2 / Q3 / Max (m)	Mean Flow Error Mean / Median (cm)	Mean Flow Depths Q1 / Q2 / Q3 / Max (m)
17	-	-	-	-
18	37 – 26	0.37 – 0.67 – 1.17 – 3.39	34 – 19	0.76 – 1.16 – 1.72 – 4.37
19	33 – 21	0.48 – 0.78 – 1.24 – 4.30	36 – 23	0.95 – 1.38 – 1.90 – 5.20
20	46 – 37	0.54 – 1.00 – 1.50 – 2.47	37 – 26	0.80 – 1.49 – 2.18 – 3.12

The two flight lines that could appear to be associated with higher errors overall are the first one and the last one. The first one only covers a small portion of the river which is one of the deeper pool areas previously mentioned, as exemplified by the first quartile depth being above the range of depths for which the bathymetric model was calibrated. The second one is the only East-West oriented flight line and is comprised of a typical sector of the river, and a newly forming channel with high vegetation cover and shadowing.

When excluding cut-off side channels with high vegetation encroachment and focusing on the ten kilometers of river from the most downstream point of the study area, the error of the bathymetric model is reduced to a mean error of ≈ 20 cm and a median error of ≈ 15 cm, probably due to fact that this area is featuring a lower amount of pools and less changes in biofilm cover. This information suggests that being able to minimize the sources of errors for a given acquisition could lead to a gain in accuracy of 5 or 10 centimeters.

This is further exemplified by the errors associated with the ground control data acquired in 2013 also being close to a mean error of ≈ 20 cm and a median error of ≈ 15 cm, for both the upstream and downstream reaches. Each individual transect has median errors ranging from 7 cm to 30 cm [Figure 27]. In the case of transects or points with higher errors, the ground control points are usually located on less uniform transects for which bed elevation changes a lot from pixel to pixel in the hyperspectral bathymetric model. The transect that features the highest errors is located near

an active gravel bar (30 cm median error, located at coordinates 874450,6539400 in Figure 27), and therefore sedimentation and erosion processes could have occurred between August 2013 and September 2015 even though no major flooding events were recorded.

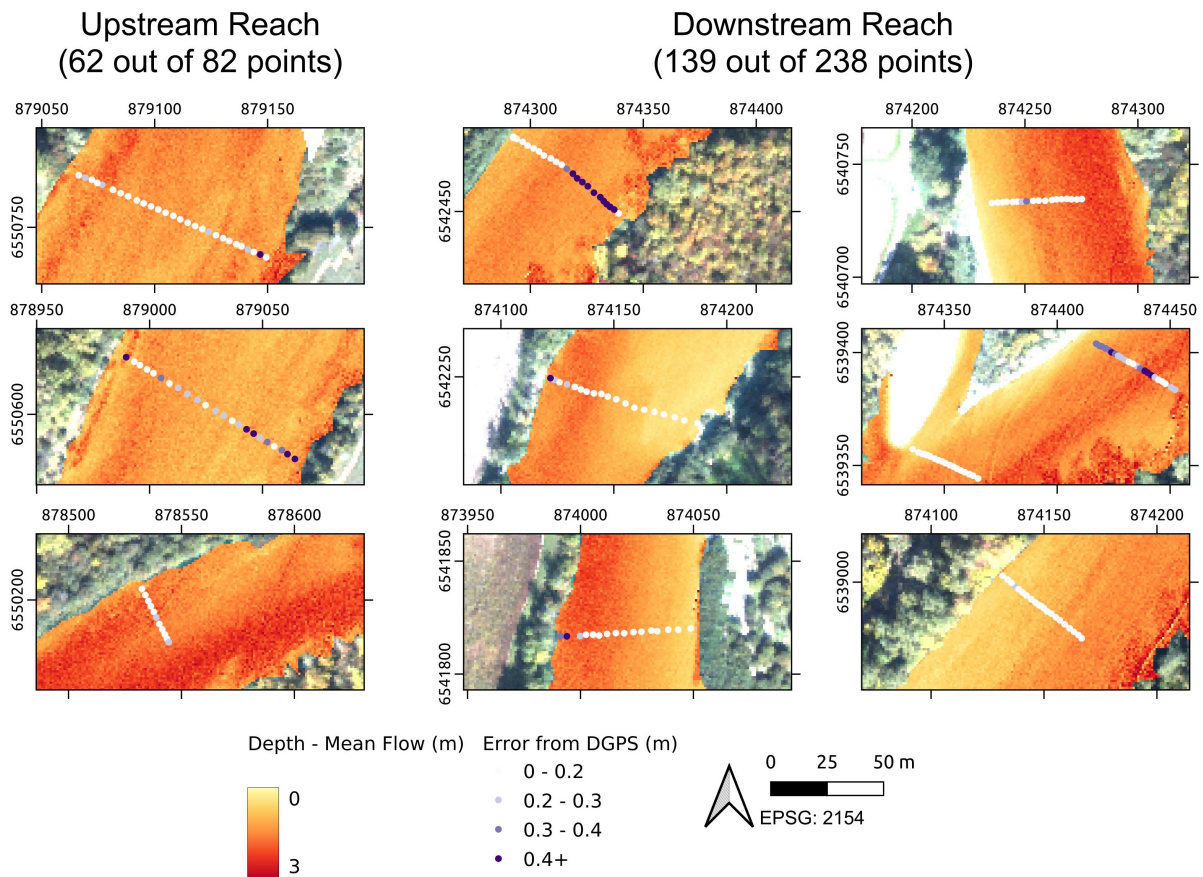


Figure 27: Map of absolute errors between the mean flow model and two thirds of the DGPS depths (201 points shown out of 320 in total).

Once again, the relative error of the retrieved depths is higher for shallow areas under 0.5 meters [Figure 28]. However, a 20% relative error for depths up to 0.5 meters is half of the one obtained by using the 2D model as ground truth. For higher depths, the relative error tends to hover around 10%, which is similar to the relative errors obtained for the mean flow bathymetric model when using the 2D model as ground truth.

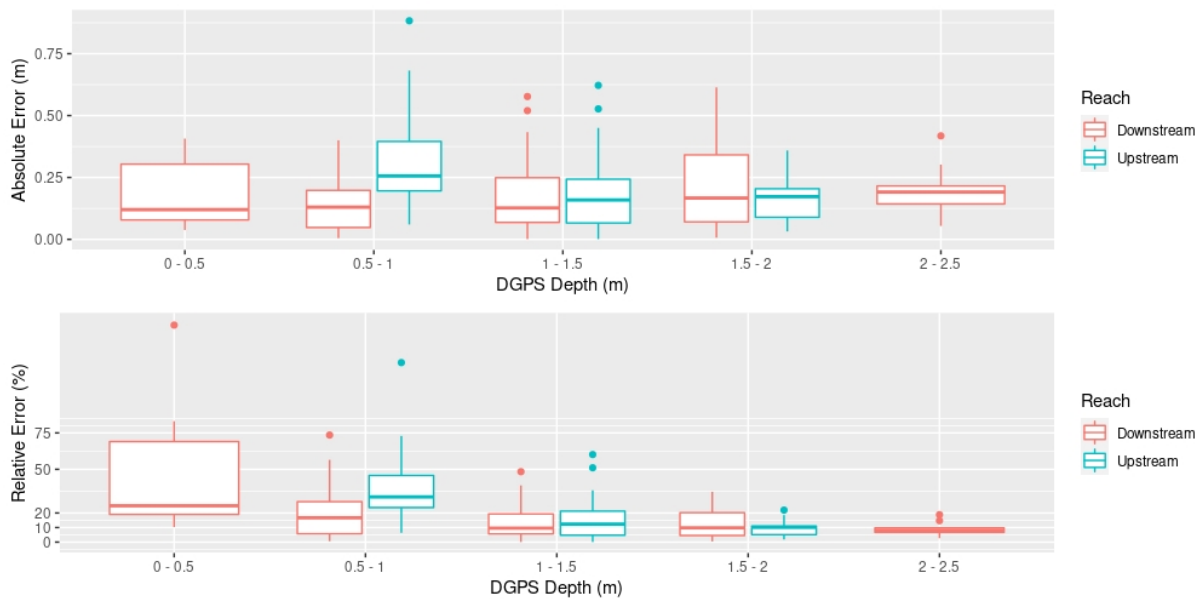


Figure 28: Absolute error (m) and relative error (%) of the mean flow model based on the range of depths to be retrieved according to the DGPS ground truth (238 observations for the downstream reach and 82 observations for the upstream reach).

6 – Discussion.

Results are fairly robust compared to the literature. The accuracy of the bathymetric models (10 – 20 cm) is in line with most of the results from Table 19 for both spatial extents, however the maximum depth that could be detected was only around 2.5 meters which is lower than a few of other studies (Legleiter *et al.*, 2018; Legleiter and Fosness, 2019; Legleiter and Harrison, 2019). In contrast, the spatial coverage achieved by the bathymetric models (up to 20 km) is higher than what was previously recorded for hyperspectral imaging in river studies, even though it trades some accuracy for the increased coverage.

Two different sensors were used with similar accuracy for the Mollon reach which, together with similar results from the literature, suggests the reproducibility of calibrating accurate bathymetric models for small reaches across a range of hyperspectral sensors, and reaching an accuracy of ≈ 10 cm. However, only one sensor and one flight were used to predict bathymetry for the 20 kilometers reach, therefore further campaigns are needed to assess the reproducibility of such results across sensors and environmental conditions.

The presented study has shed some lights on the hyperspectral sensor requirements that could be needed for monitoring river bathymetry for long river sections. The usage of a simple Rikola-2 sensor, mounted on a drone and recording 16 spectral bands in the range 500 and 845 nm, proved to be enough for this scope. On the other hand, the usage of a more complex and costly hyperspectral sensor mounted on an airplane and recording 361 bands in the range 300-2500nm, didn't show major advantages. The main spectral bands needed for achieving satisfying water depth retrievals are in the range 500-700nm, in line with other literature (see Table 19). Similarly, the much higher spectral resolution used by the airborne sensor, proved not to have a major impact on the final results.

The airplane flight showed a sharp drop in the predictive power of single bands when expanding the local model to a wider reach – and therefore range of environmental conditions. This is in line with expectations from the literature since band ratios help control for changes in the optical properties of the water column and of the riverbed. The poor performance of band ratios compared to single bands in the case of the UAV flight could be due to differences in flow conditions between the two flights, or to sensor limitations: the Rikola-2 sensor used for the UAV flight acquires each spectral band separately which can create differences between bands in the geo-referencing process.

While differences between flow conditions limit direct comparisons between the UAV flight and the airplane flight, both were successful at predicting base flow bathymetry even though the airplane flight occurred at a higher flow level. This could prove useful for change detection and monitoring in future campaigns since calibrating a base flow model for images acquired at different discharges prevents the need to use the absolute altitude of the riverbed, which requires knowledge of the water level during the campaign throughout a given reach.

However, the two models calibrated on the airplane flight diverge locally. First, the best band combination for predicting base flow bathymetry was different from the one for predicting mean flow bathymetry. This is due to the high number of band combinations that are strongly correlated to depth, since more than a hundred band combinations of the X/Y type achieved a r^2 higher than 0.75 for predicting mean flow bathymetry on the Mollon Site. Therefore, the model with the highest r^2 is highly dependent on calibration data.

Secondly, the geometry of the river changes depending on flow conditions, as the shallower areas of the mean flow model are not submerged under base flow conditions. This means that the

channel width is narrower and leads to divergences by changing the spatial extent of the river and restricting the range of depths for which the model needs to be effective. This introduces a bias when comparing both models directly, as one covers a wider range of depths.

The identification of those hotspots further showed the importance of the acquisition window for passive optical remote sensing of bathymetry. The presence of biofilm and vegetation cover are seasonal, and were impactful on the models. Similarly, shadowing has strong correlations to the time of the day and the position of the sun compared to riparian vegetation and is an issue, especially when longer flight times are required (two hours for the airplane flight in this study).

This is the case even though multiple flight lines had to be mosaicked to create an image for the full extent of the airplane flight, which is significant as image-to-image differences in reflectance led to errors in various studies using imagery to predict depth (P. E. Carbonneau *et al.*, 2006; J. Lejot *et al.*, 2007). The successful use of mosaics in other hyperspectral studies (Legleiter and Fosness, 2019; Legleiter and Harrison, 2019) is promising for reproducibility of results across long river reaches.

In the case of our study, the quality of the bathymetric models and the assessment of their accuracy is reliant on the LiDAR-derived 2D model used to adjust for flow conditions. This provides novel information for the literature by allowing for a spatially-continuous dataset to assess accuracy over a large extent instead of relying on the root-mean-square-deviation/error of the model itself, as done in a lot of other hyperspectral depth retrieval studies. However, it is also a downside to the inherent limitations of the 2D model which predicts depths depending on both the water level of the river, and an initial digital elevation model for the riverbed.

Although the two waterlines used to calibrate the model were acquired at discharge levels close to the ones from the images (16 m³/s and 90 m³/s), this dataset is inherently flawed for pool areas, which were the main weakness of the hyperspectral model. It relies on the bathymetric LiDAR survey to provide information about the depth and geometry of the rare pool areas on the study site but is prone to underestimate their depths, especially in areas where in-bed gravel mining occurred the last century.

The accuracy of the LiDAR data used as the topography of the riverbed is of ≈ 10 cm while the objective of the 2D model was to achieve an accuracy under 10 centimeters between the modeled waterline and the measured one. Therefore, by reaching a 20 centimeters accuracy overall,

and sometimes falling to a 10 cm accuracy locally, the hyperspectral bathymetric models are probably reaching the limits in achievable accuracy for this kind of calibration – validation data.

Nevertheless, our results are promising as bathymetric retrieval over long river corridors, a critical information to help characterize the diversity of mesohabitats in the riverbed and for river monitoring in general. Although models can struggle locally in areas where changes in the riverbed occur, different band combinations might still be able to accurately retrieve depth which highlights the importance of looking at a range of band combinations highly correlated to depth, instead of only the one with the best performance on the calibration data. Furthermore, to improve model accuracy in the future, calibration data should be designed to be representative of all the riverbed morphologies observable in the scene.

7 – Conclusion.

Hyperspectral-derived bathymetric maps were produced for two campaigns on the Ain River: one with an airplane flight under mean flow conditions and one with an UAV flight under base flow conditions. Both flights were able to produce maps with a similar accuracy (10 cm), even when using airplane images to predict base flow water depths. As the airplane flight was acquired over a long spatial extent (20 km), bathymetric models established on a short reach were able to be scaled up to the full spatial extent of the dataset. Distinct flow conditions, present at different acquisitions times, didn't affect water depth retrievals from hyperspectral data, since similar accuracy was obtained for predicting both base flow bathymetry and mean flow bathymetry (20 cm). The accuracy is derived from a 2D bathymetric model that provides continuous depth information over the study site for a given discharge level.

Error hotspots highlighted the sensibility of the model to shadows or surface illuminations and to changes in properties of the riverbed. Different band ratios had varying sensibility to changes in riverbed or water column optical properties. Another source of errors were the pools scattered along the study reach and only accounting for 5% of the total area of the study, probably due to limited light penetration after a certain water depth. Limitations from the data used for calibrating and validating the bathymetric models prevent us from knowing whether such depths could have been derived from the hyperspectral campaign with other band combinations or another model.

Nevertheless, the results of this study are highly promising for the ability of hyperspectral images to predict bathymetry over long flow channels. Further studies however are still needed to assess reproducibility on other rivers and for different conditions. As the optical properties of the riverbed and the water column are not necessarily the same across long flow channels, it is possible that the predictive power of some band combination diminishes locally, and therefore should be taken into account when attempting to scale-up local models to longer reaches.

Finally, the possibility of using simpler and cheaper hyperspectral cameras mountable on drones for water depth retrievals, combined with the capability of measuring at different water flow conditions, unlock the possibilities of monitoring river bathymetry which could be performed in the future with much cheaper and more flexible field campaigns, providing for quantitative geomorphic changes analysis. Similarly, the development of satellite hyperspectral sensors with high revisit time, such as PRISMA (30 m ground resolution and 29 days revisiting time) could also provide tools for efficient bathymetric retrieval although such options are currently limited to spatially large rivers.

Reproductibilité des campagnes hyperspectrales et suivi de la bathymétrie des rivières

1 – Contextualisation.

La section précédente de ce chapitre nous a permis d'évaluer la capacité de l'imagerie hyperspectrale à restituer la bathymétrie de la rivière d'Ain sur un linéaire de 20 kilomètres. Cette cartographie bathymétrique a pu être obtenue pour des débits différents à partir d'une même campagne, en faisant varier le niveau d'eau des données de calibration et de validation. Ces résultats sont encourageants pour évaluer le potentiel de l'imagerie hyperspectrale pour caractériser la profondeur de l'eau des rivières et l'évolution de la topographie du chenal au cours du temps.

En effet, les campagnes hyperspectrales restent plus abordables que l'acquisition d'un LiDAR topo-bathymétrique sur de larges linéaires en termes de coûts, et le traitement des données est plus simple d'accès. Par exemple, Carl Leigleiter a récemment partagé en *open-access* une boîte à outils permettant aux chercheurs et aux praticiens de produire des cartographies bathymétriques depuis des données multispectrales ou hyperspectrales (Leigleiter, 2021).

Cependant, il est encore nécessaire d'évaluer les potentialités de l'imagerie hyperspectrale pour suivre les changements morphologiques. De plus, les données exploitées dans la précédente section de ce chapitre s'appuyaient sur des données acquises dans le cadre d'un programme de recherche international soutenu par EUFAR (EUropean Facility for Airborne Research) et non nos propres acquisitions. Des travaux supplémentaires étaient donc nécessaires pour évaluer l'opérationnalité des outils présents au laboratoire pour évaluer la bathymétrie. En complément de la caméra hyperspectrale (la Nano-Hyperspec), le laboratoire EVS dispose également de drones embarquant des capteurs optiques RVB, tels que le Phantom 4 RTK de DJI, spécifiquement conçus pour les applications photogrammétriques. Ces derniers sont déployés de façon croissante dans la restitution de la profondeur de l'eau (Dietrich, 2017; Kasvi *et al.*, 2019; Pontoglio *et al.*, 2020), en particulier parce qu'elles sont de plus en plus abordables, y-compris pour les praticiens.

Dans cette section du chapitre sur la restitution de la bathymétrie, nous nous focalisons ainsi sur des acquisitions exploratoires réalisées dernièrement afin d'évaluer le caractère opérationnel des capteurs présents au laboratoire et leur capacité à contribuer à des programmes de suivi de la bathymétrie. À l'issue de ce travail, nous souhaitons pouvoir fournir des recommandations opérationnelles et de futurs axes de recherche.

2 – Données et Méthodes.

2.1 – Campagne hyperspectrale de novembre 2021.

Des données hyperspectrales ont été acquises par drone avec une caméra Nano-Hyperspec sur un linéaire restreint (≈ 100 mètres) de la basse vallée de l'Ain. Cette caméra permet d'acquérir 480 bandes spectrales entre 170 nm et 1230 nm avec une largeur de bande de 2 nm environ. La campagne a été effectuée le 18 novembre 2021 pour un débit de $111 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, lors de conditions d'ensoleillement relativement mauvaises (matinée brumeuse et présence d'une couverture nuageuse pendant le survol).

Le drone a survolé la zone à 60 mètres d'altitude et avec une vitesse de vol de $3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, ce qui ne correspondait pas à la vitesse idéale pour les conditions d'illumination de la scène, de l'ordre de quelques centimètres par seconde. Cette altitude de vol a permis d'acquérir 24 imageries réparties sur 12 lignes de vol qui ont été mosaïquées en une image dont la résolution spatiale est de 2.5 centimètres environ.

2.2 – Campagne photogrammétrique d'octobre 2021.

Des images couleurs classiques ont également été acquises sur un linéaire d'environ 400 mètres de la basse vallée de l'Ain à l'aide d'un drone Phantom 4 RTK DJI, conçu spécifiquement pour les applications photogrammétriques et embarquant un GPS haute résolution. Cette campagne s'est déroulée en conditions de basses eaux ($21 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et à une altitude de 60 mètres le 14 octobre 2021. Les conditions d'illumination présentes lors de l'acquisition de la scène étaient bonnes mais

ont conduit à un fort réfléchissement de la surface de l'eau en aval du seuil de Mollon [Figure 29]. La résolution spatiale de l'ortho-mosaïque associée à ce jeu de données est de 1,6 centimètres.



Figure 29: Exemple d'image RGB sur laquelle la surface de l'eau est fortement réfléchissante en aval du seuil de Mollon. Le Nord est au droit de l'image, donc le sens de l'écoulement va de la droite de l'image à sa gauche telle que présentée ici.

2.3 – Campagne hyperspectrale de juillet 2022.

En juillet 2022, un vol hyperspectral a été réalisé au-dessus de la basse vallée de l'Ain en montant la caméra Nano-Hyperspec sur un ULM. Cette campagne a été effectuée le 19 juillet 2022 pour un débit de $14 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. L'ULM a volé à une altitude moyenne de 400 mètres, pour une vitesse de vol moyenne de $8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Cependant, cette altitude et cette vitesse ont varié au cours du vol (e.g. ± 100 mètres en altitude) du fait des contraintes associées à un tel survol. De plus, le survol a été effectué à vue par le pilote, ce qui limite la surface imagée (fauchée de 80/100/130 mètres pour une

altitude de 300/400/500 mètres) et donc la continuité des données hyperspectrales acquises sur le chenal.

Les travaux présentés ici étant exploratoires, ils ne concernent qu'une faible zone survolée par l'ULM. Le tronçon étudié correspond à cinq images alignées sur une ligne de vol couvrant 4 kilomètres en suivant le centre de la ligne de vol, ce qui résulte en une mosaïque pesant 120 Go [Figure 30]. Sur cette ligne de vol, le tronçon de rivière imagé n'est pas continu (lié à des contraintes techniques lors du vol). La taille du pixel de cette mosaïque est de 20 centimètres environ.

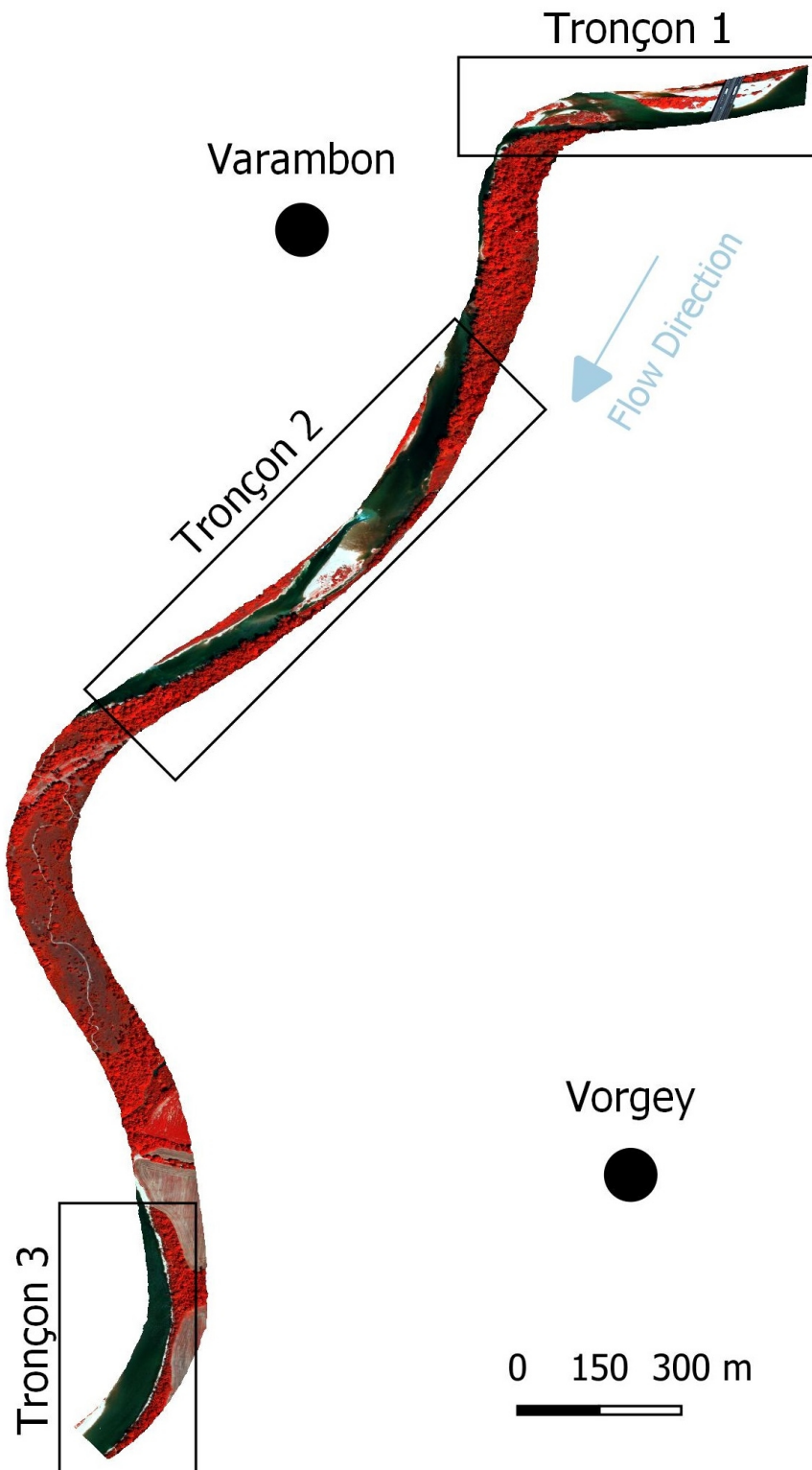


Figure 30: Tronçons étudiés pour la campagne hyperspectrale par ULM (2022) et mosaïque correspondant à la ligne de vol (R = 750 nm, V = 584 nm, B = 491 nm).

2.4 – Données de calibration et de validation des modèles bathymétriques.

Pour calibrer et valider les modèles bathymétriques produits, les données issues du modèle 2D de l'INRAE qui avaient été utilisées dans le cadre de l'article ont été réutilisées ici. Bien que ce modèle permette d'ajuster les hauteurs d'eau à un débit donné (et donc à une campagne donnée) et de fournir une donnée de validation spatialement continue sur la basse vallée de l'Ain, il est calibré pour la topographie du fond du lit en 2015. De fait, il présente ici un biais puisque des crues morphogènes se sont succédé entre 2015 et les campagnes aériennes qui font l'objet de cette partie du manuscrit. Ces crues morphogènes ont remobilisé le substrat, ce qui introduit des erreurs associées au changement de géométrie du fond du lit dans les modèles proposés et l'évaluation de leur qualité. Ce problème sera repris dans la discussion.

2.5 – Méthodologie.

Les données hyperspectrales ont été traitées avec le logiciel propriétaire associé à la caméra, SpectralView. Ceci a permis de géo-référencer chacune des images acquises et de produire la mosaïque la plus homogène possible comprenant l'ensemble des bandes spectrales enregistrées par la caméra. Cependant, pour une application bathymétrique et étant donné les faibles hauteurs de vol, le jeu de données n'a pas été transformé en réflectance de surface.

Les données géo-tagguées acquises par le Phantom 4 RTK ont quant à elles été traitées avec le logiciel MetaShape (Agisoft) afin d'extraire par photogrammétrie un nuage de points tridimensionnel (high quality et aggressive filtering). Ce nuage de points a ensuite conduit à produire un modèle numérique de surface (qui donne une information sur la topographie immergée) et une orthomosaïque.

Pour les mosaïques produites (hyperspectral ou couleur), la méthodologie appliquée pour extraire un modèle bathymétrique est celle détaillée dans l'article présenté en première section. Nous avons en outre calculé l'ensemble des ratios de bandes possibles en leur appliquant une transformation logarithmique. Le coefficient de corrélation entre chacune des bandes (pré-existantes et produites) et la bathymétrie du chenal en 2015 ont ensuite été calculés afin d'identifier la bande

ou le ratio de bande avec la corrélation la plus élevée. Un modèle bathymétrique a été produit à partir de celui-ci.

Afin de produire un modèle de hauteur d'eau depuis le modèle numérique de surface obtenu par photogrammétrie, l'altitude de la surface en eau dans la scène a été identifiée par photo-interprétation (contact eau – sédiment sur le banc de galets) puis soustraite à la partie du modèle numérique de surface couvrant la zone en eau. Les effets de la réfraction de la colonne d'eau sur le modèle photogrammétrique en sortie (Dietrich, 2017) n'ont pas été corrigés, et le modèle a été évalué tel quel dans une démarche restant actuellement exploratoire.

La qualité des modèles produits en sortie a été évaluée en comparant leurs hauteurs d'eau à celles fournies par le modèle 2D de l'INRAE qui restitue la bathymétrie de 2015. Dans le cas où d'importants changements morphologiques ont été observables sur les images (*e.g.* élargissement du chenal, érosion régressive) une seconde évaluation de leur qualité a été effectuée en se focalisant sur un secteur identifié comme stable et n'ayant pas subi de changements morphologiques.

3 – Premiers résultats.

3.1 – Détection de changements morphologiques par capteur hyperspectral embarqué sur drone.

La campagne hyperspectrale de novembre 2021 est fortement corrélée à la bathymétrie du chenal en 2015 ($r^2 > 0,70$), et l'utilisation des ratios de bandes conduit à une erreur moyenne de 23 centimètres et à une erreur médiane de 19 centimètres lorsque l'on cherche à restituer les profondeurs pour un débit de référence à $127 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ [Tableau 24]. Pour ce débit de référence, qui correspond à celui de la campagne hyperspectrale de 2015, les erreurs moyennes et médianes sont légèrement plus élevées que celles qui avaient été obtenues dans le cas de cette précédente campagne (15 cm en moyenne et 10 cm en médiane).

Tableau 24: Modèle optique avec le meilleur r^2 pour la campagne hyperspectrale de novembre 2021 et erreurs associées.

	X/Y	log(X/Y)
r^2	0,75	0,73
Bandes optimales	708 ; 803	701 ; 803
Erreur moyenne (cm)	23	23
Erreur médiane (cm)	19	19

Cependant, comparer les deux cartographies met en évidence des changements morphologiques survenus au niveau du seuil de Mollon entre 2015 et 2021 [Figure 31]. Ces changements s'expliquent par la présence de crues morphogènes en 2018, en 2020, et 2021. Il est notamment possible de constater une érosion régressive au niveau du seuil de Mollon, ainsi qu'une érosion en aval de ce seuil, près de la berge en rive gauche de la rivière, qui est soumise à l'érosion du chenal lors de sa mobilité latérale et où une zone de mouille s'est formée. Quelques secteurs d'aggradation sont également mis en évidence, notamment dans la continuité du banc de galets se situant à l'amont de la zone imagée.

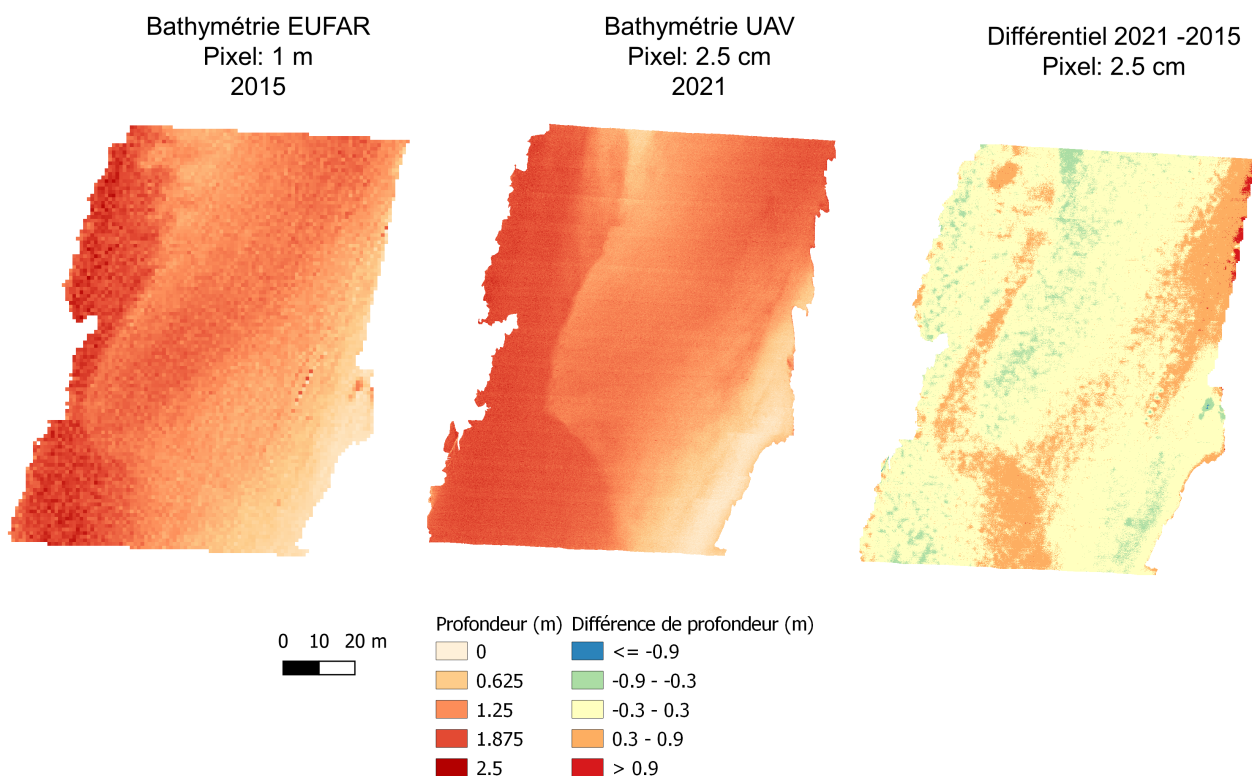


Figure 31: Mise en évidence d'une érosion régressive du seuil de Mollon entre 2021 et 2015. Débit de référence à $127 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

3.2 – Détection de changements morphologiques par capteur visible embarqué sur drone.

La cartographie de la bathymétrie du chenal en 2021 à partir de la campagne d'imagerie visible présente à première vue un taux d'erreur important tant pour le modèle optique empirique que pour le modèle photogrammétrique, puisque les erreurs moyennes sur l'ensemble du tronçon étudié dépassent les 30 centimètres [Tableau 25]. Cependant, cette erreur est significativement réduite pour le secteur qui ne semble pas avoir subi de changements géomorphologiques entre les données de validation de 2015 et la campagne de 2021. En effet, l'erreur moyenne diminue pour ce tronçon jusqu'à 15 centimètres pour le modèle optique empirique et 5,5 centimètres pour le modèle photogrammétrique (SfM). Malgré un taux d'erreur affiché plus important pour l'ensemble de la zone considérée, le modèle photogrammétrique semble plus performant, puisqu'il restitue mieux la bathymétrie du secteur stable.

Tableau 25: Modèles bathymétriques développés à partir de l'orthomosaique visible et erreurs associées en considérant l'ensemble des points de validation (malgré les changements morphogènes) ou uniquement ceux localisés en secteur stable.

	Régression à bande unique	Modèle SfM
r ²	0,50	/
Bande	Rouge	/
Erreur moyenne (cm)	30	42
Erreur médiane (cm)	24	37
Erreur moyenne sur le secteur stable (cm)	16	5,5
Erreur médiane sur le secteur stable (cm)	14	4,5

L'orthomosaique par elle-même permet de constater une végétalisation de la partie du banc qui était émergée au module de la rivière en 2015 ($\approx 120 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), ainsi qu'une érosion de la berge en rive gauche du fait d'une mobilité latérale du chenal, qui a conduit à un élargissement du chenal localement, notamment près du seuil [Figure 32]. Cette zone érodée est à présent occupée par des mouilles, alors que la partie du chenal qui correspondait à cette zone de mouille en 2015 s'est retrouvée exhauscée. D'après le modèle photogrammétrique, ces zones de mouille atteindraient une profondeur de deux mètres. Cependant, aucune donnée de validation terrain ne permet de valider cette hypothèse.

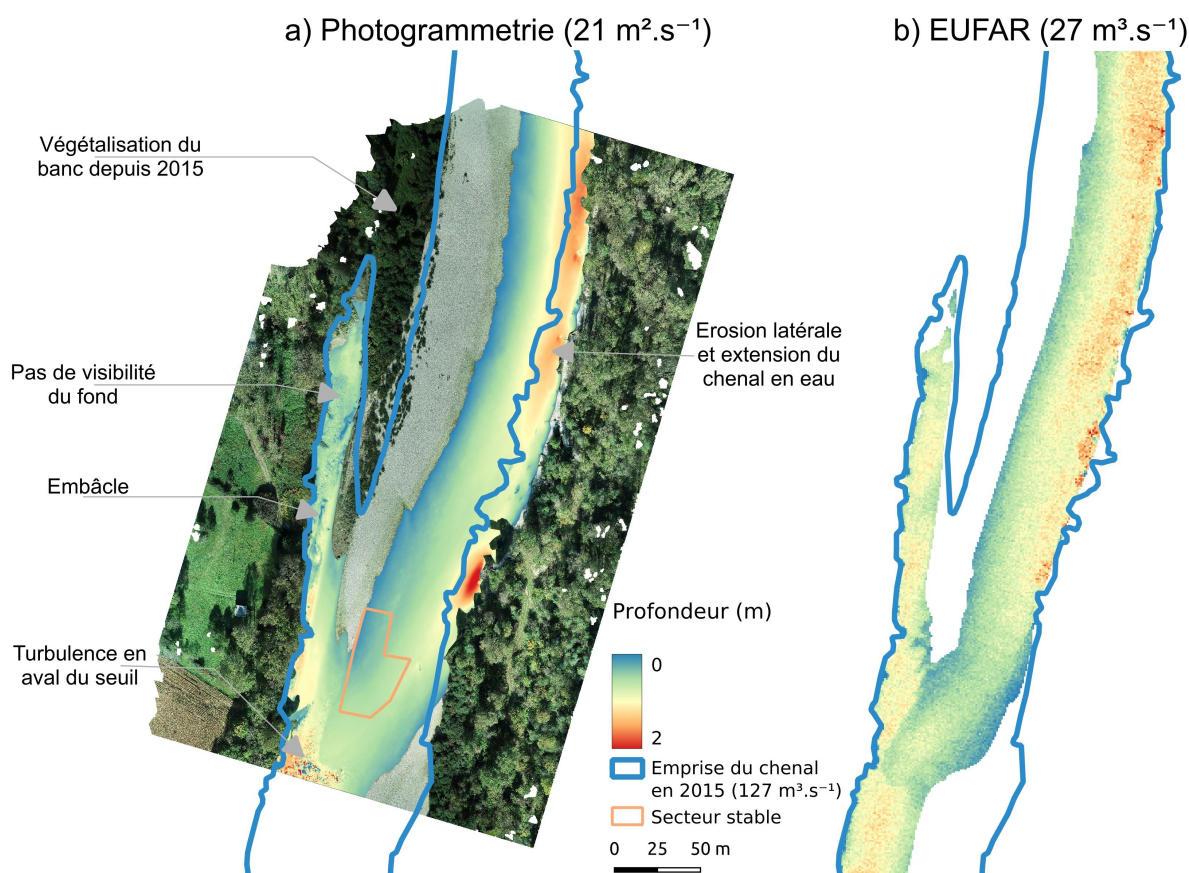


Figure 32: Cartes bathymétriques en condition de basses eaux pour la campagne photogrammétrique (2021) et la campagne hyperspectrale EUFAR (2015) qui met en évidence l'évolution de la bande active entre les deux acquisitions.

La cartographie de la bathymétrie produite montre ses limites à l'aval du seuil, où elle perd fortement en qualité du fait de la turbulence et du scintillement de la surface de l'eau. La qualité se dégrade également sur la zone stagnante à l'ouest du banc de galets, qui est fortement turbide et dont on perçoit difficilement le fond à l'œil nu ($\approx 1,20$ mètres d'après les données de validation). À la place, l'ensemble de la zone est restituée avec une profondeur proche de sa profondeur moyenne ($\approx 0,60$ mètres d'après les données de validation), ce qui résulte en une erreur de 26 centimètres en moyenne et 24 centimètres en médiane pour le secteur.

Bien qu'elles soient plus facilement identifiables depuis l'orthomosaique, les variations de la profondeur de l'eau associées à la présence d'embâcles ou de bois mort au sein du chenal sont également mises en évidence sur la carte bathymétrique produite [Figure 33]. Ce bois mort est

également observé dans la cartographie bathymétrique produite par le modèle empirique optique, mais les propriétés colorimétriques de ce bois ne conduisent pas à la restitution de la géométrie réelle de la surface imagée.

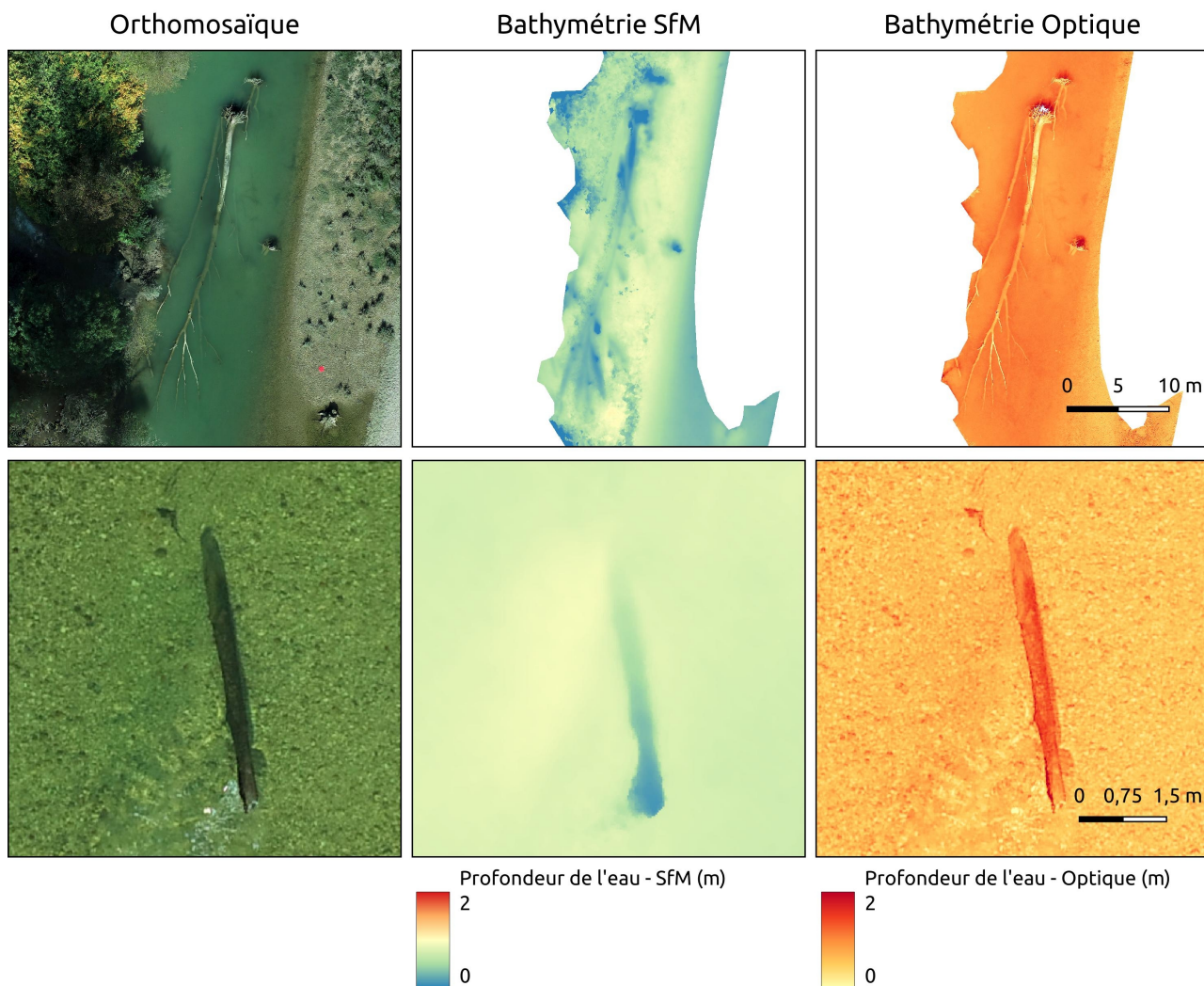


Figure 33: Embâcle et bois mort au sein du chenal visualisés sur l'orthomosaïque et les modèles bathymétriques (optique et SfM).

Néanmoins, la qualité de la restitution bathymétrique du modèle optique empirique est plus faible que celle du modèle par photogrammétrie SfM. Au-delà d'une erreur plus importante sur le secteur stable géomorphologiquement, ce modèle est également sensible à la végétalisation du fond du lit [Figure 34]. En effet, la couverture algale qui s'est développée sur les zones peu immergées du banc de galets est caractérisée par une colorimétrie plus sombre. Les profondeurs sont alors sur-

évaluées sur ce secteur, alors qu'elles sont correctement restituées par le modèle photogrammétrique, qui semble de fait plus résistant aux changements de lithologie.

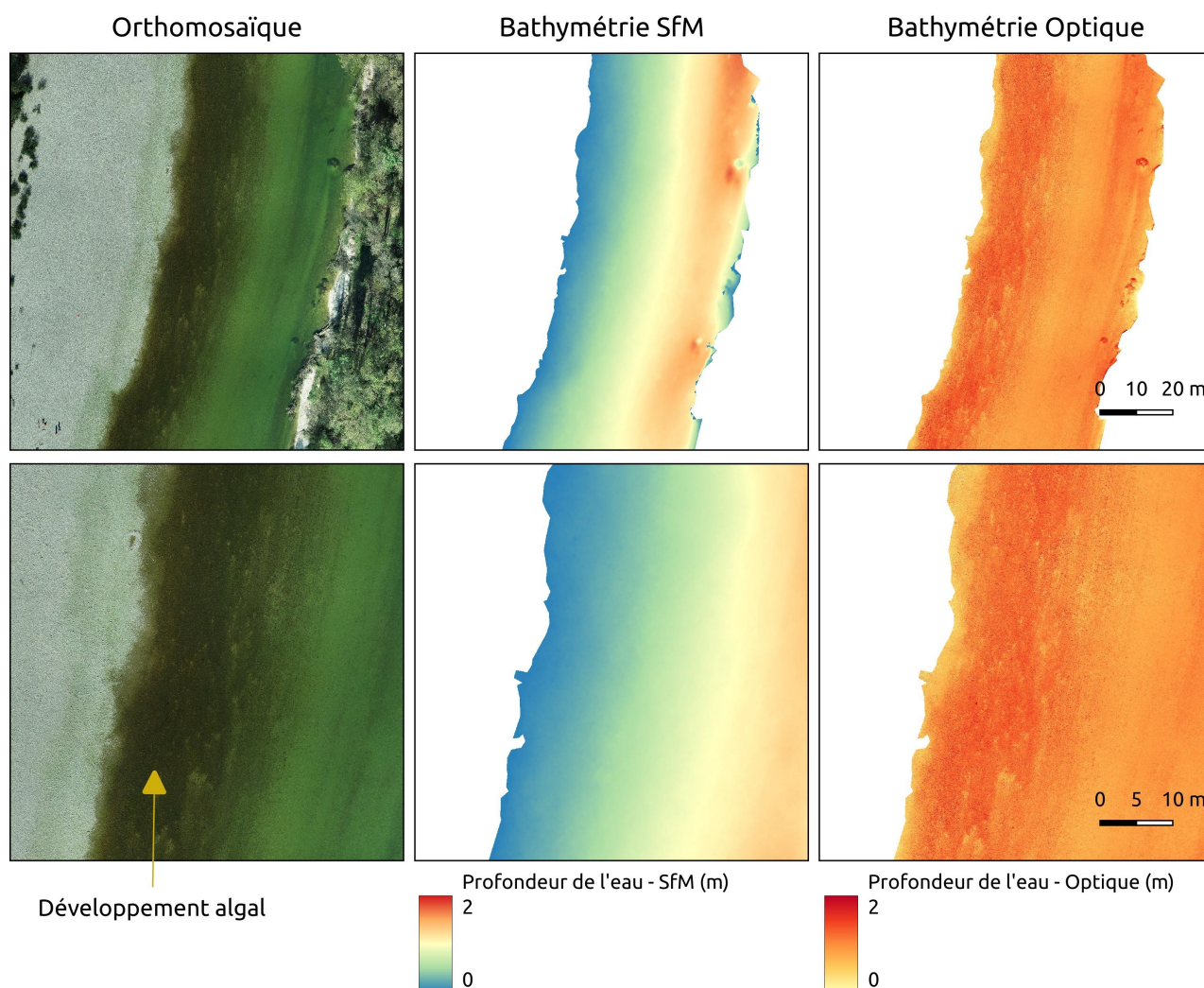


Figure 34: Impact du développement algal et du changement associé des propriétés de réflectance du fond sur les modèles bathymétriques SfM et optique. On note notamment que la zone, peu profonde à l'origine, est restituée comme étant profonde sur le modèle optique.

3.3 – Premiers résultats associés au vol par ULM.

Le modèle bathymétrique développé à partir du vol ULM a un coefficient de détermination de 0,59 pour le modèle de type X/Y, ce qui est plus faible que les coefficients de détermination obtenus jusqu'ici à partir des campagnes hyperspectrales [Tableau 26]. Cependant, l'erreur du modèle est proche de celle obtenue pour l'ensemble de la basse vallée de l'Ain en 2015, avec une erreur moyenne de 30 centimètres et une erreur médiane de 21 centimètres. Le ratio de bande optimal qui est identifié ici pour les données de calibration combine une bande dans le rouge (704 nanomètres) et une bande dans le proche-infrarouge (1065 nanomètres), ce qui est plus fréquemment associé à la végétation et pourrait suggérer une végétalisation au moins partielle du fond de la rivière.

Tableau 26: Modèles bathymétriques de type X/Y et log(X/Y) pour la campagne par ULM et erreurs associées.

	X/Y	log(X/Y)
r ²	0,59	0,53
Bandes optimales	704, 1065	704, 1065
Erreur moyenne (cm)	30	31
Erreur médiane (cm)	20	21

Comme pour la campagne hyperspectrale de 2015, les erreurs relatives du modèle produit sont plus importantes sur des profondeurs d'eau faibles (< 50 centimètres), où elles atteignent en moyenne près de 40 % de la profondeur d'eau à restituer [Figure 35]. Cependant, pour des profondeurs plus élevées, elles atteignent une précision relative inférieure à 25 %, malgré le fait que l'erreur semble remonter pour les zones de mouille les plus profondes. Cette augmentation de l'erreur associée au modèle bathymétrique hyperspectral avait déjà été constatée sur la campagne de 2015, et était potentiellement due à une plus faible qualité des données bathymétriques de calibration et de validation sur ces secteurs.

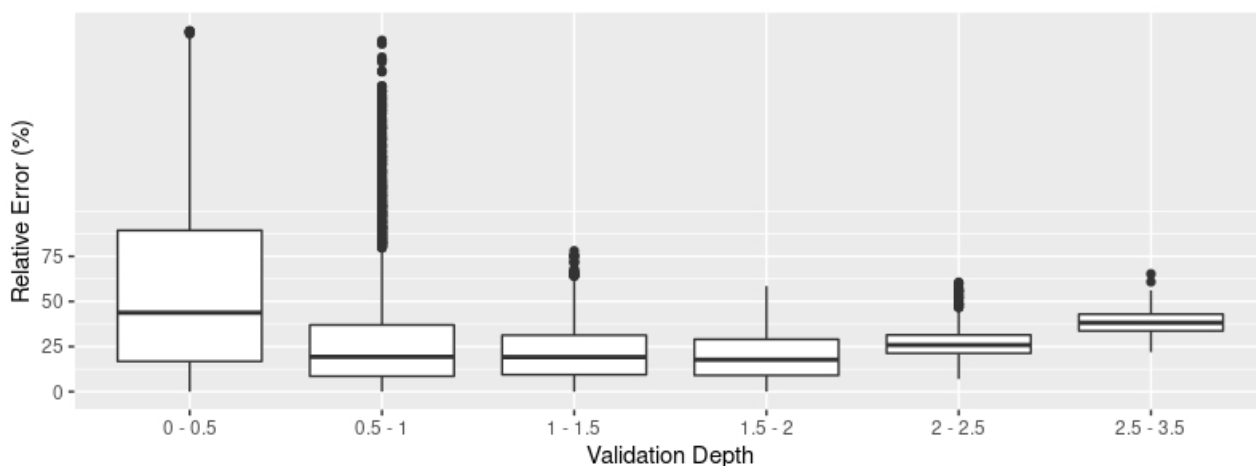


Figure 35: Erreurs relatives du modèle bathymétrique 1065 nm / 704 nm par gamme de profondeurs (20k observations).

La comparaison de la carte bathymétrique produite en 2021 (avec un débit de basses eaux de référence de $27 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) avec celle produite en 2015 avec ce même débit de référence met en avant des changements morphologiques, ainsi que certaines des limites associées à cette première approche visuelle [Figure 36, Figure 37, Figure 38]. Les cartographies de changements morphologiques produites ne permettent pas de distinguer les changements inférieurs à 20 centimètres (erreur médiane associée aux campagnes) et ne mettent en évidence que des processus d'incision ou d'aggradation plus importants.

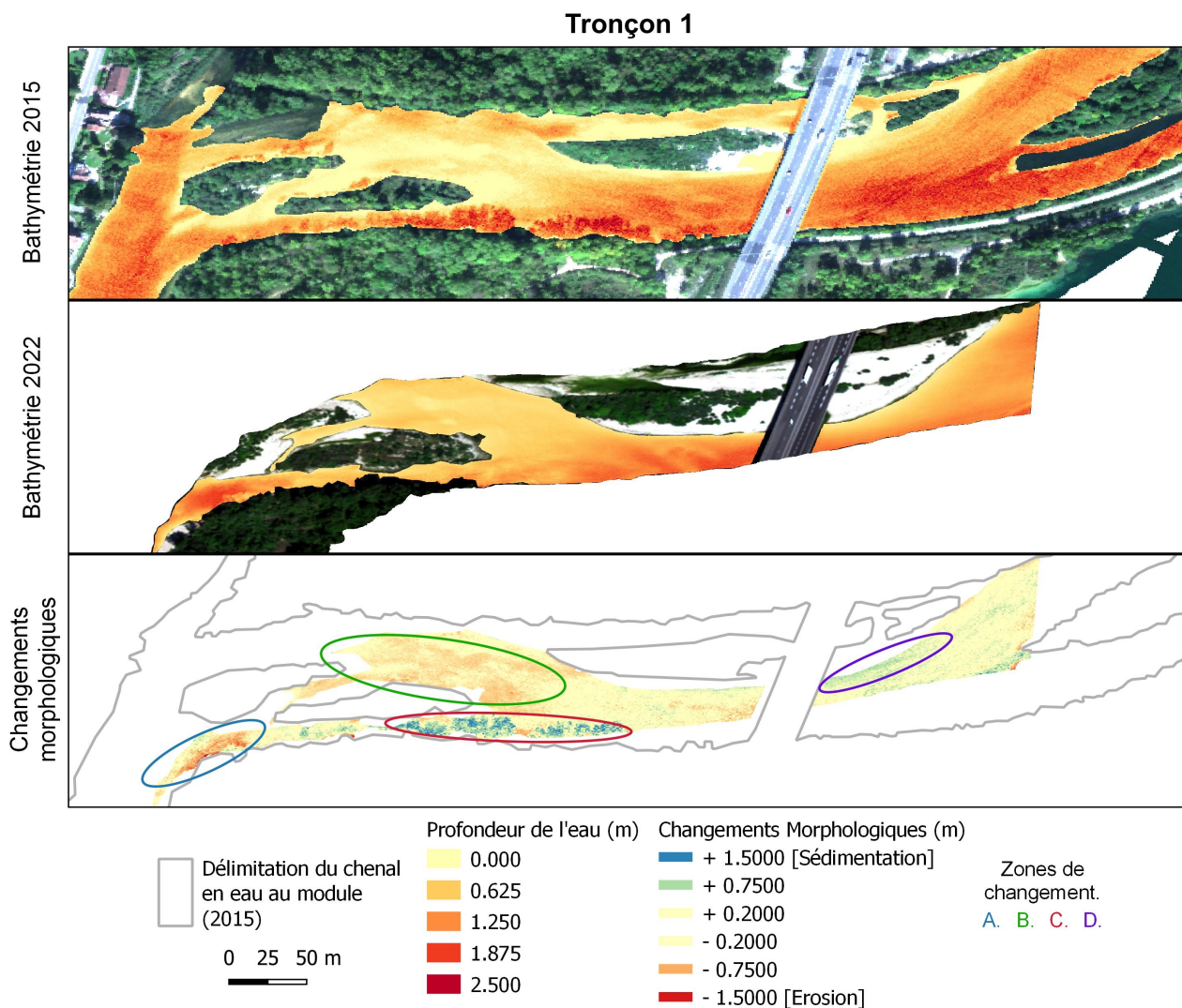


Figure 36: Bathymétrie restituée sur le Tronçon 1 en 2015 et en 2022 et changements morphologiques associés. Outre des erreurs associées à l'ombrage de la végétation, on constate une tendance à l'incision du chenal. Les processus sédimentaires semblent associés au banc à l'amont de l'axe autoroutier.

Sur le Tronçon 1 [Figure 36], on constate une tendance globale à une légère incision du chenal, qui est localisée juste en amont et en aval des îlots boisés (A., B.). Le secteur aval de ces îles, proches de la commune de Varambon, est historiquement caractérisé par une forte incision du chenal, et est le débouché direct des secteurs s'étant incisés entre 2015 et 2022. L'absence de masquage sur les secteurs du chenal où l'ombrage de la végétation était visible en 2015 fait ressortir les zones d'ombres (perçues comme plus profondes) comme des zones de sédimentation, ce qui est

une erreur (C.). Enfin, une petite zone de sédimentation est présente à l'amont du pont autoroutier, dans la continuité du banc de gravier qui pourrait de fait s'être légèrement exhausé (D.). La morphologie de la zone de mouille localisée directement sous le pont autoroutier semble être restée stable, ou avoir connu des changements inférieurs à la précision verticale des modèles bathymétriques.

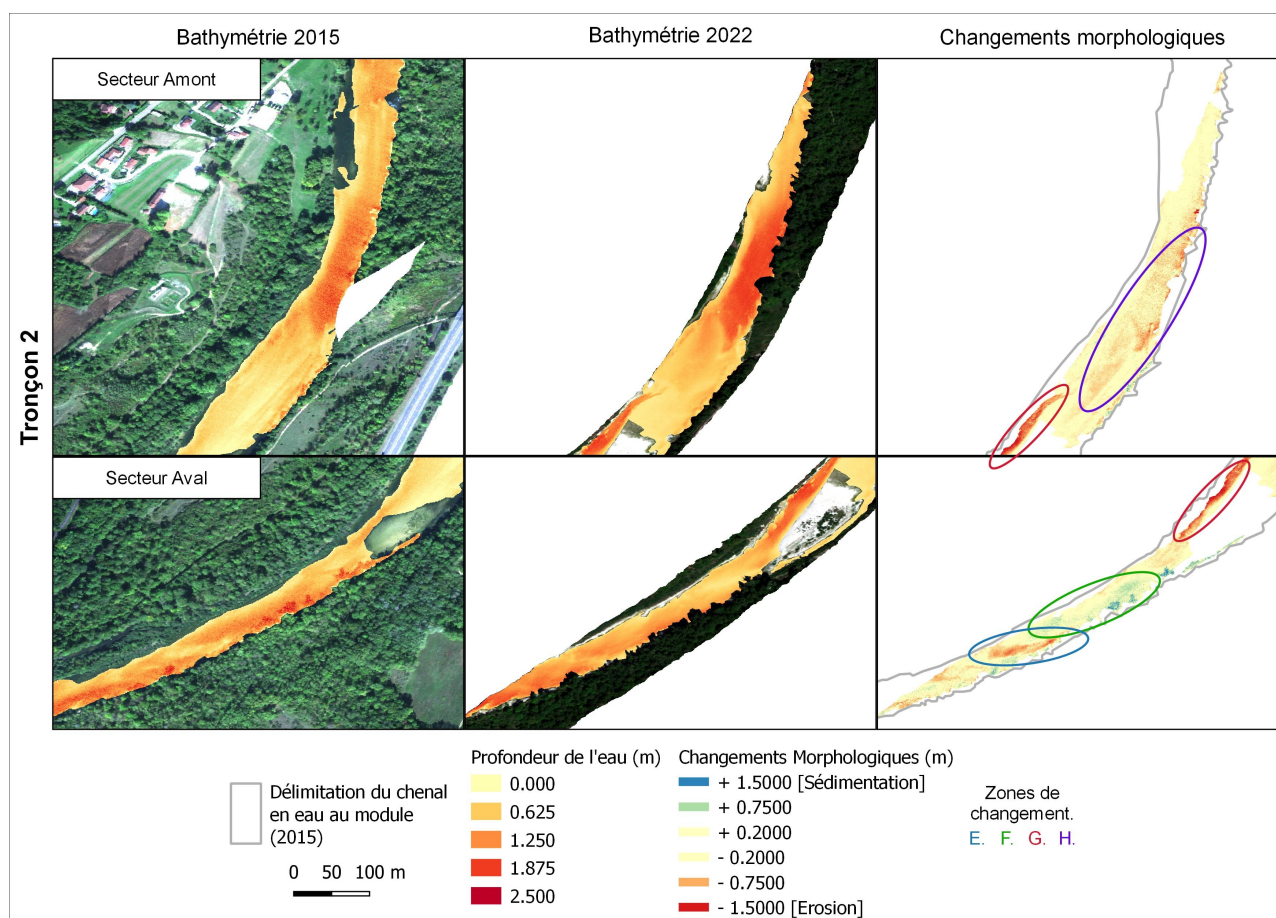


Figure 37: Bathymétrie restituée sur le Tronçon 2 en 2015 et en 2022 et changements morphologiques associés. On constate principalement une incision du chenal concentrant les écoulements le long du banc de galets présent dans la continuité entre le secteur amont et le secteur aval du tronçon. Une partie de la charge grossière semble s'être déposée juste en aval, et un petit seuil a disparu.

Sur le Tronçon 2 [Figure 37], séparé sur la figure en un secteur amont et un secteur aval qui se recoupent dans la continuité de la zone de changement G., on constate également une tendance

globale à l'incision. Si les deux modèles sous-évaluent la profondeur de la zone de mouille à l'amont du tronçon d'après le modèle 2D de l'INRAE, il semblerait qu'elle soit restituée comme légèrement plus profonde (ou progradant vers l'aval) selon le modèle bathymétrique de 2022 (H.). Au droit du banc de galets visible les deux années, le chenal qui concentre préférentiellement les écoulements a subi une forte incision (G.), ce qui semble avoir mené à une légère sédimentation juste en aval de celui-ci (F.) et est visible malgré quelques artefacts liés à un ombrage en 2015. En aval (E.), un petit seuil présent en 2015 sur la cartographie bathymétrique ainsi que dans le modèle 2D de l'INRAE semble s'être érodé.

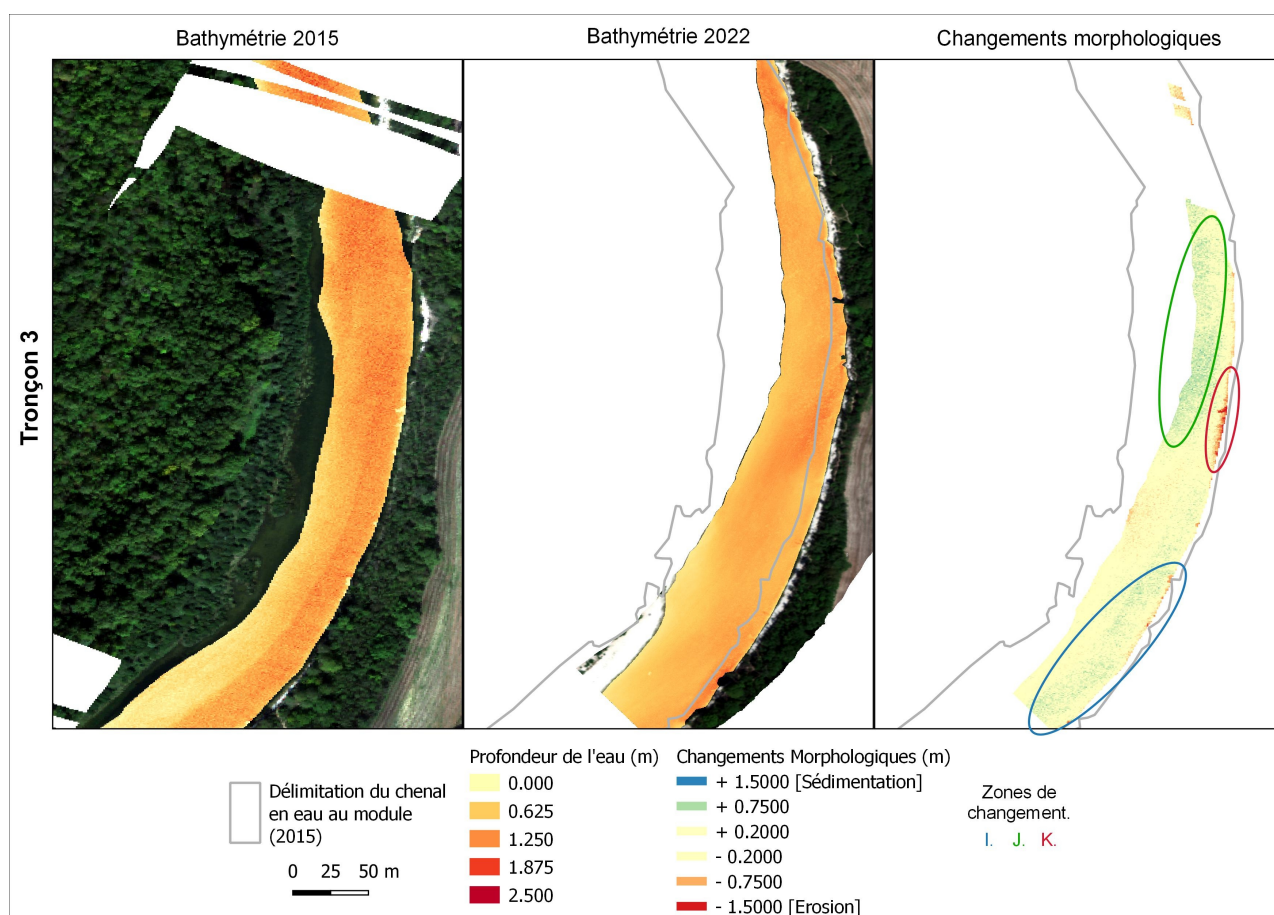


Figure 38: Bathymétrie restituée sur le Tronçon 3 en 2015 et en 2022 et changements morphologiques associés. Les changements morphologiques constatés semblent être liés à l'érosion de la berge en rive gauche, qui a conduit à un élargissement du chenal.

Enfin, sur le Tronçon 3 [Figure 38], on constate des changements morphologiques qui tendent plus vers l'aggradation (I., J.). Cependant, le chenal s'est élargi depuis 2015 et a érodé la berge présente en rive gauche. De fait, on constate une incision du chenal près de cette zone d'érosion de berge (K.), et les secteurs d'aggradation mis en évidence doivent de fait être confrontés à cet élargissement du chenal. Pour un même débit mais une largeur de chenal plus importante, l'épaisseur de la colonne d'eau est réduite, ce qui peut être interprété comme de la sédimentation lorsque l'on compare des altitudes relatives, comme c'est le cas ici. Des relevés terrain seraient donc nécessaires pour évaluer les changements réels de la topographie du fond du lit, ainsi que leur intensité.

4 – Discussion – Conclusion.

4.1 – Futurs développements.

Les travaux exploitant ces jeux de données s'orientent vers le traitement plus complet et plus fin des données hyperspectrales acquises lors du survol de l'Ain par ULM en juillet 2022. Si cinq images ont été ici mosaïquées pour constituer une ligne de vol de 110 Go, environ 130 images ont été acquises au cours de ce survol. Exploiter pleinement ce jeu de données permettrait de mieux appréhender la reproductibilité des campagnes bathymétriques sur des linéaires fluviaux supérieurs à 10 kilomètres, puisque le modèle développé ici ne couvre au final que quelques tronçons. Développer ce modèle sur un linéaire plus important permettrait de caractériser les changements morphologiques apportés par les crues morphogènes depuis 2015. Traiter par ailleurs la ligne de vol retour et extraire une carte bathymétrique homogène sur les deux lignes de vol permettrait de densifier la quantité d'informations disponibles pour établir un état zéro de la bathymétrie avant la réinjection sédimentaire qui devrait être localisée légèrement en amont du Tronçon 3.

4.2 – Discussion des résultats.

Malgré les crues morphogènes survenues depuis 2015 sur la rivière d'Ain, nous appuyer sur des données de calibration et de validation datant de 2015 nous a permis d'illustrer le potentiel pour

le suivi de l'évolution topographique des lits fluviaux des outils présents au laboratoire, ainsi que d'appréhender leur caractère opérationnel. Les hypothèses formulées dans l'article associé à ce chapitre semblent donc être confirmées.

Embarquée sur un drone, la caméra hyperspectrale a été capable de produire un modèle bathymétrique mettant en évidence une érosion régressive du seuil de Mollon, ce qui a permis de caractériser l'évolution de la topographie immergée sur la période 2015 – 2021. Ce succès est à mettre au regard des conditions de débit et de luminosité peu idéales au moment de l'acquisition, ce qui suggère que le capteur hyperspectral est capable de produire des données exploitables pour une fenêtre d'acquisition plus clémente que celle traditionnellement rapportée dans la littérature pour des modèles optiques ou SfM exploitant des caméras à plus faible résolution spectrale et très dépendantes des conditions d'étiage (Kasvi *et al.*, 2019). Cette hypothèse resterait cependant à confirmer en confrontant deux acquisitions simultanées.

La plus grande restriction opérationnelle de cet outil correspond à la superficie pouvant être imagée durant un vol par drone. Celle-ci est fonction de la durée de vie des batteries pendant le vol, ainsi que de l'altitude de vol et de la fauchée associée. Le vol par drone détaillé ici correspond à une altitude de 60 mètres, ce qui n'équivaut qu'à une fauchée de 16 mètres. En exploitant un unique jeu de batterie, seul un linéaire de 100 mètres a pu être imagé avec ces contraintes. De fait, les restrictions légales concernant le survol des corridors fluviaux par drone et les altitudes de vol associées ne peuvent pas être ignorées, même si elles répondent ici à des facteurs locaux comme la présence de l'aéroport d'Ambérieu-en-Bugey. Elles sont par ailleurs aggravées dans le cas de l'imagerie hyperspectrale par le fait que, pour des conditions de luminosité identiques, la vitesse optimale d'un survol diminue avec son altitude.

Néanmoins, les données acquises en embarquant cette même caméra sur un ULM ont également mené à une acquisition permettant de cartographier la bathymétrie, cette fois-ci sur un linéaire plus important. Ce faisant, cette acquisition illustre la reproductibilité des restitutions bathymétriques par imagerie hyperspectrale, ainsi que la capacité de deux vols acquis pour des conditions de débits contrastés (module en 2015 et basses eaux en 2022) à détecter des changements morphologiques lorsque les modèles optiques produits sont calibrés pour restituer les profondeurs d'eau relatives à un même débit de référence. Pour ces vols cependant, il est plus difficile de respecter précisément les conditions de vitesse et d'altitude idéales afin d'assurer une couverture maximale de la scène.

Les données acquises par le Phantom 4 RTK lors de conditions de vol optimales et à bas débit ont permis de produire des cartographies bathymétriques et de comparer modèle optique et modèle photogrammétrique pour la même campagne et la même donnée de départ. Si les deux ont su restituer une partie de la bathymétrie sur le secteur imagé, le modèle photogrammétrique a été plus performant sur le secteur considéré comme morphologiquement stable, et a également été plus résistant au changement de réflectance du substrat associé au développement algal au contact du banc de galets dans les eaux peu profondes.

Cette meilleure résistance du modèle photogrammétrique est intéressante. D'une part, la photogrammétrie permet d'obtenir l'altitude absolue du fond du lit et est donc plus adaptée à un suivi de son évolution que des modèles optiques restituant une profondeur d'eau relative à un débit donné. D'autre part, la robustesse des modèles face à des modifications de lithologie est l'une des faiblesses des restitutions bathymétriques exploitant des données optiques (Kasvi *et al.*, 2019; Lejot, 2008) et, dans notre article, nous avons souligné des impacts similaires et la difficulté associée au fait de trouver le modèle le plus adapté à restituer la bathymétrie pour la rivière plutôt que pour le jeu de calibration considéré. Une solution à ces problèmes pourrait être de tenter des approches photogrammétriques à partir de données hyperspectrales. Comme dans le cas des modèles optiques, l'utilisation de données hyperspectrales pourrait s'avérer plus efficace et restituer des profondeurs plus importantes que celle de données à faible résolution spectrale. Des capteurs dotés de peu de bandes spectrales mais dont la largeur serait très fine (*e.g.* < 5 nm) pourraient alors être adaptés au suivi de la bathymétrie des rivières tout en étant plus abordables et plus simples à traiter qu'une campagne hyperspectrale classique (> 100 bandes) ou qu'une campagne de LiDAR topo-bathymétrique.

Chapitre 3 –

Caractérisation et suivi de l'état sanitaire des forêts riveraines

Ce troisième chapitre de la thèse vise à présenter des résultats concernant l'usage de l'imagerie hyperspectrale et des données LiDAR pour évaluer l'état de santé de la forêt riveraine de la rivière d'Ain et appréhender leur apport à la compréhension des processus biogéomorphologiques à l'œuvre sur ce territoire.

Il est séparé en trois sections :

- La section **Coupling hyperspectral, LiDAR, and forestry data to characterize riparian forests along age and hydrological gradients** présente une étude de l'impact de l'incision de la rivière d'Ain sur la santé des peuplements forestiers qui caractérisent celle-ci en appréhendant également l'évolution des placettes forestières avec l'âge. En anglais, la section a été publiée dans une édition spéciale de la revue *Remote Sensing* sur la télédétection de la végétation riveraines (Godfroy *et al.*, 2023).

- La section **Intérêt des séries temporelles LiDAR pour le suivi des forêts riveraines pionnières** présente des résultats exploratoires tirés de recherches en cours visant à exploiter une série de jeu de données LiDAR disponibles sur la rivière d'Ain pour étudier la croissance de la végétation pionnière et ses interactions réciproques avec la topographie des surfaces qu'elle colonise.

- La section **Imagerie hyperspectrale pour la caractérisation des espèces typiques des forêts alluviales** présente des résultats exploratoires tirés de recherches en cours visant à appréhender l'apport de l'imagerie hyperspectrale pour la classification d'espèce au sein des hydrosystèmes fluviaux, notamment en prenant en compte l'existence de gradients d'âge et de stress au sein de ces écosystèmes.

Combining Hyperspectral, LiDAR, and Forestry Data to Characterize Riparian Forests along Age and Hydrological Gradients.

Godfroy, J.; Lejot, J.; Demarchi, L.; Bizzi, S.; Michel, K.; Piégay, H. Combining Hyperspectral, LiDAR, and Forestry Data to Characterize Riparian Forests along Age and Hydrological Gradients. *Remote Sens.* **2023**, *15*, 17. <https://doi.org/10.3390/rs15010017>

Abstract.

Riparian forests are complex ecosystems shaped by their connectivity to a river system, which produces a mosaic of ages and species. Because of increasing anthropic pressure from factors such as damming or climate change, they are often endangered and suffer from a drop in groundwater accessibility and increased water stress. By combining hyperspectral, LiDAR, and forestry datasets along a 20 km corridor of the Ain River, this paper assesses the ability of remote sensing to characterize and monitor such environments. These datasets are used to investigate changes in site conditions and forest characteristics, such as height and canopy water content, along a gradient of ecosystem ages and for reaches under distinct geomorphic conditions (shifting, sediment-starved, incised). The data show that, over time, forest patches aggrade, and the forest grows and becomes more post-pioneer. However, forest patches that are located in the incised reach aggrade more and appear to be less developed in height, more stressed, and feature species compositions reflecting dryer conditions, in comparison with better-connected patches of the same age. Random forest analysis was applied to predict the indicators of forest connectivity with remotely sensed LIDAR and hyperspectral data, in order to identify the spatial trends at the reach scale and compare them with the geomorphic segmentation of the river. The random forest classifications achieved an accuracy between 80% and 90% and resulted in spatial trends that highlighted the differences in hydrological connectivity between differing geomorphic conditions. Overall, remote sensing appears to be a good tool for characterizing the impact of channel incisions and adjustments on riparian forest conditions by identifying the locations of dryer forest patches. In

addition, good accuracy was achieved when attempting to classify these forest patches, even when using hyperspectral data alone, which suggests that satellite data could become a powerful tool for monitoring the health of riparian forests, in the context of increasing anthropic pressures.

Keywords.

fluvial remote sensing; riparian forest; channel incision; water stress; LiDAR; hyperspectral; hydrological connectivity; ain river

I – Introduction.

Riparian forests are rare environments that are uniquely defined by their relationship to the fluvial system (Naiman *et al.*, 1988, 1993). They are species-rich hotspots that provide a range of ecosystem services (Riis *et al.*, 2020), including stream temperature regulation (Poole and Berman, 2001; Roth *et al.*, 2010; Wondzell *et al.*, 2019), water quality improvement (Dosskey *et al.*, 2010; Tabacchi *et al.*, 2000), and cultural services (Décamps, 2001). Because of the reciprocal feedback between vegetation and channel morphology, riparian forests provide valuable information on the hydromorphological status and temporal trajectories of rivers (González del Tánago *et al.*, 2021).

However, riparian forests are also very fragile and are frequently threatened. Pioneer species living in riparian environments rely on their hydrological connectivity to the river and are sensitive to changes in water availability (Francis *et al.*, 2005). Historically, riparian forests have been altered by human activities, such as gravel mining and damming (Bravard *et al.*, 1997; Comiti *et al.*, 2011; Poff *et al.*, 2007). Examples of alterations include channel incision, which can lead to increased stress and mortality (Scott *et al.*, 2000) and limit forest renewal and channel shifting (Décamps *et al.*, 1988). In addition, riparian forests are sensitive to increases in temperature and variations in the precipitation and flow regimes brought about by climate change (O'Briain, 2019; Rivaes *et al.*, 2013; Stella *et al.*, 2013).

Therefore, the ability to characterize riparian vegetation and to monitor its response to change is important, whether such change is due to increased anthropic pressures or to restoration actions aimed at restoring species diversity and ecosystem services or improving water availability.

Combining Hyperspectral, LiDAR, and Forestry Data to Characterize Riparian Forests along Age and Hydrological Gradients.

Field observations and measurements coupled with environmental variables were widely used in early studies seeking to describe the establishment and successional patterns of riparian vegetation and its responses to change (Pautou and Girel, 1986; Planty-Tabacchi *et al.*, 1996; Tabacchi *et al.*, 1996).

In the past two decades, new complementary approaches based on remote sensing techniques have emerged, and these are able to collect meaningful and spatially continuous information about river networks and riparian forests (Carbonneau *et al.*, 2012; Carbonneau and Piégay, 2012; Dufour *et al.*, 2019) and have become more accessible, even to stakeholders (Carbonneau and Dietrich, 2017).

Most published riparian vegetation studies exploiting remote sensing techniques have focused on the use of color (RGB) or multispectral aerial imagery, but developments in the availability of UAV and LiDAR systems have led to an increase in the proportional use of LiDAR in recent years (Huylensbroeck *et al.*, 2020).

Table 27: Example remote sensing publications involving riparian forest with poplars and/or willows and the main focus of the studies.

Reference	Data Type	Multi-Date Acquisition	Species Identification	Structural Information	Temporal Dynamics	Topography and Hydrological Connectivity
(Farid <i>et al.</i> , 2006)	LiDAR			X		
(Bertoldi <i>et al.</i> , 2011)	RGB imagery + LiDAR			X		X
(Henshaw <i>et al.</i> , 2013)	Landsat imagery	X			X	
(Corenblit <i>et al.</i> , 2016)	RGB imagery + photogrammetry	X		X	X	X
(Husson, 2016)	RGB imagery		X			
(Vautier <i>et al.</i> , 2016)	RGB imagery + photogrammetry	X		X	X	X
(Bywater-Reyes <i>et al.</i> , 2017)	LiDAR			X		X

Reference	Data Type	Multi-Date Acquisition	Species Identification	Structural Information	Temporal Dynamics	Topography and Hydrological Connectivity
(Lallias-Tacon <i>et al.</i> , 2017)	RGB imagery + LiDAR	X		X	X	X
(Räpple <i>et al.</i> , 2017)	RGB imagery + LiDAR	X		X	X	X
(Hortobágyi, 2018)	RGB imagery + LiDAR + photogrammetry	X		X		X
(Laslier, 2018)	RGB imagery + LiDAR	X	X	X	X	X
(Milani <i>et al.</i> , 2019)	Hyperspectral imagery	X				X
(Kibler <i>et al.</i> , 2021)	Hyperspectral imagery + Landsat imagery	X			X	X

In riparian forests featuring the willow (*Salix* sp.) and poplar (*Populus* sp.) species, both color images and LiDAR data have been used to characterize the forest composition and structure and to study temporal dynamics and bio-geomorphic feedback [Table 27]. Imagery has traditionally been used to help with delineating riparian corridors, mapping key vegetation species, and, depending on its spectral resolution, providing indicators of health, such as the narrowband normalized difference vegetation index (NDVI) (Dufour *et al.*, 2012). Multidate acquisitions can then help detect change, support biogeomorphic investigations of fluvial processes (Henshaw *et al.*, 2013), and help map and monitor species by integrating seasonal differences in phenological traits between species (Michez *et al.*, 2016a).

In contrast, LiDAR data provides three-dimensional information about both the vegetation cover and the topography of the reach under the canopy cover (Lallias-Tacon *et al.*, 2017; Michez *et al.*, 2013). Therefore, it can be used to distinguish between the developmental stages of a specific species and help in studying vegetation growth (Farid *et al.*, 2006), and it can contribute to the study of the interactions between channel topography and riparian vegetation (Bywater-Reyes *et al.*, 2017). Recent research even showed that LiDAR allowed for discrimination between common

riparian species along a corridor of the Selune River, France (Laslier, 2018). Databases of topographic variables can be built for entire regions and be exploited to make quantitative assessments of human-driven channel changes at the regional level (Bizzi *et al.*, 2019; Demarchi *et al.*, 2016).

Although the acquisition of multiple LiDAR campaigns along long river corridors is costly, single campaigns have been used in conjunction with time-series acquisitions of aerial images to provide added information about channel topography (Bywater-Reyes *et al.*, 2017; Lallias-Tacon *et al.*, 2017; Räßle *et al.*, 2017). Recently, studies using structure-from-motion (SfM) photogrammetry attempted to study bio-geomorphic feedback across repeated surveys, even though information under the canopy cover was limited (Corenblit *et al.*, 2016; Hortobágyi, 2018; Vautier *et al.*, 2016).

Most studies have used a rather limited spectral resolution; RGB and multi-spectral imagery techniques employ wide spectral bands that do not reveal the finer spectral features of vegetation. However, these features can be accessed by hyperspectral remote sensing, which enables the use of the precision vegetation indexes developed using spectroscopy in laboratory settings or through field sampling (Roberts *et al.*, 2011) and that can target wavelengths correlating with leaf water content and pigment concentration (Gao, 1996; Gitelson and Merzlyak, 1994; Hunt and Rock, 1989; Penuelas *et al.*, 1995; Sims and Gamon, 2002).

Hyperspectral imaging is already used in agricultural studies to classify crops, monitor their health, and predict yields (Pascucci *et al.*, 2020). It has also been successfully paired with LiDAR imagery in forestry studies to classify species at the tree level (Dalponte *et al.*, 2012), with some studies even featuring multi-date surveys targeted at phenological windows or flowering stages (He *et al.*, 2011), or to contribute to forest inventories (Shoot *et al.*, 2021).

In riparian environments, hyperspectral imagery with Landsat data has been used to provide in situ data for investigating the responses of pioneer species (such as poplars and willows) to groundwater decline following a drought event (Kibler *et al.*, 2021) and to investigate changes in competitor/stress tolerator/ruderal (CSR) strategies in hydrologically-altered reaches (Milani *et al.*, 2019). These examples show the potential of hyperspectral imagery for investigating hydrogeomorphic feedback in riparian communities.

Studies coupling hyperspectral data with LiDAR data in riparian environments are rare. In (Demarchi *et al.*, 2020), hyperspectral and LiDAR data were analyzed using machine learning

techniques to monitor natural grasslands in lowland river valleys for habitat protection and conservation purposes. A similar methodology was then applied to identify herbaceous and shrub species on the Vistula River, Poland (da Silva *et al.*, 2022). A few other studies were able to identify tree species or to map the health of individual trees in mature forest floodplains (Dutta *et al.*, 2017; Richter *et al.*, 2016; Shendryk *et al.*, 2016). However, the forests analyzed in these studies mostly featured hardwood and evergreen species belonging to later successional stages and were not subject to the mosaics of age and hydrological connectivity that can be found in riparian corridors.

Indeed, pioneer species that have recently colonized gravel bars can co-exist with later successional stages along an age gradient. In addition, because of anthropic pressures or specific lithology, the geomorphic features of a river and its banks can vary along its length and lead to gradients of hydrological connectivity inside the forest (e.g., more elevated riverbanks that are less frequently flooded, lack of lateral mobility). Both of these gradients can lead to changes in the characteristics of the riparian forest (e.g., changes in species composition, forest growth, and sensitivity to water stress).

Therefore, the aims of this study were to combine hyperspectral, LiDAR, and forestry data to:

- (1) Explore changing biophysical characteristics along age gradients.
- (2) Explore changing biophysical characteristics between river reaches with differing geomorphic features and hydrological connectivity.
- (3) Assess the use of random forest classifiers to predict forest connectivity in riparian forests.

First, we expected that such data would show that some patches become higher, are less affected by overflow sedimentation, and progressively shift from pioneer species to post-pioneer hardwood species along the age gradient. Second, we expected that remote sensing information would be able to show that patches along the hydrological connectivity gradient (considering a similar age-group) become dryer and their vegetation structure becomes less homogeneous and sparser. In both cases, coupling hyperspectral and LiDAR data for the analysis should allow for quantitative estimation of the physical and temporal thresholds associated with important shifts.

We explored these two issues on the Ain River, France, where combined airborne and field data exist within a well-established geomorphic framework (Rollet *et al.*, 2014). In our analysis, we first took a look at the topographic, structural, and spectral information for the selected forestry

plots. Two sites were selected because they have good hydrological connectivity, while also featuring a mosaic of ages with plots ranging from three to forty years old (y.o.). Other sites were selected based on previous studies featuring mature riparian forest of a similar age, but on a gradient of hydrological connectivity due to channel changes (e.g., incised vs. stable or slightly aggrading channels).

We then expand this analysis over a dataset representing 400 ha of riparian forest for which forestry data is available, to see whether similar trends can be identified. Then, we use random forest classification to try to target different indicators of forest connectivity in a riparian landscape.

We can then create maps of the hydrological connectivity of the riparian forest of the Ain River and compare them with preexisting information on the variations in geomorphic characteristics inside the study reach (Rollet *et al.*, 2014).

2 – Study Site.

The study area is located on the Ain River, which is a large meandering gravel-bed river that is one of the main tributaries of the upper Rhône River, France [Figure 39]. In the early 20th century, its fluvial pattern shifted from a braided one towards a sinuous single-thread pattern (Piégay *et al.*, 2000). Changes in pastoral and silvicultural practices after the Second World War led to colonization of the river's terrestrial margins (Dufour, 2005) by a riparian forest whose main species are black poplar (*Populus nigra*) and European ash (*Fraxinus excelsior*).

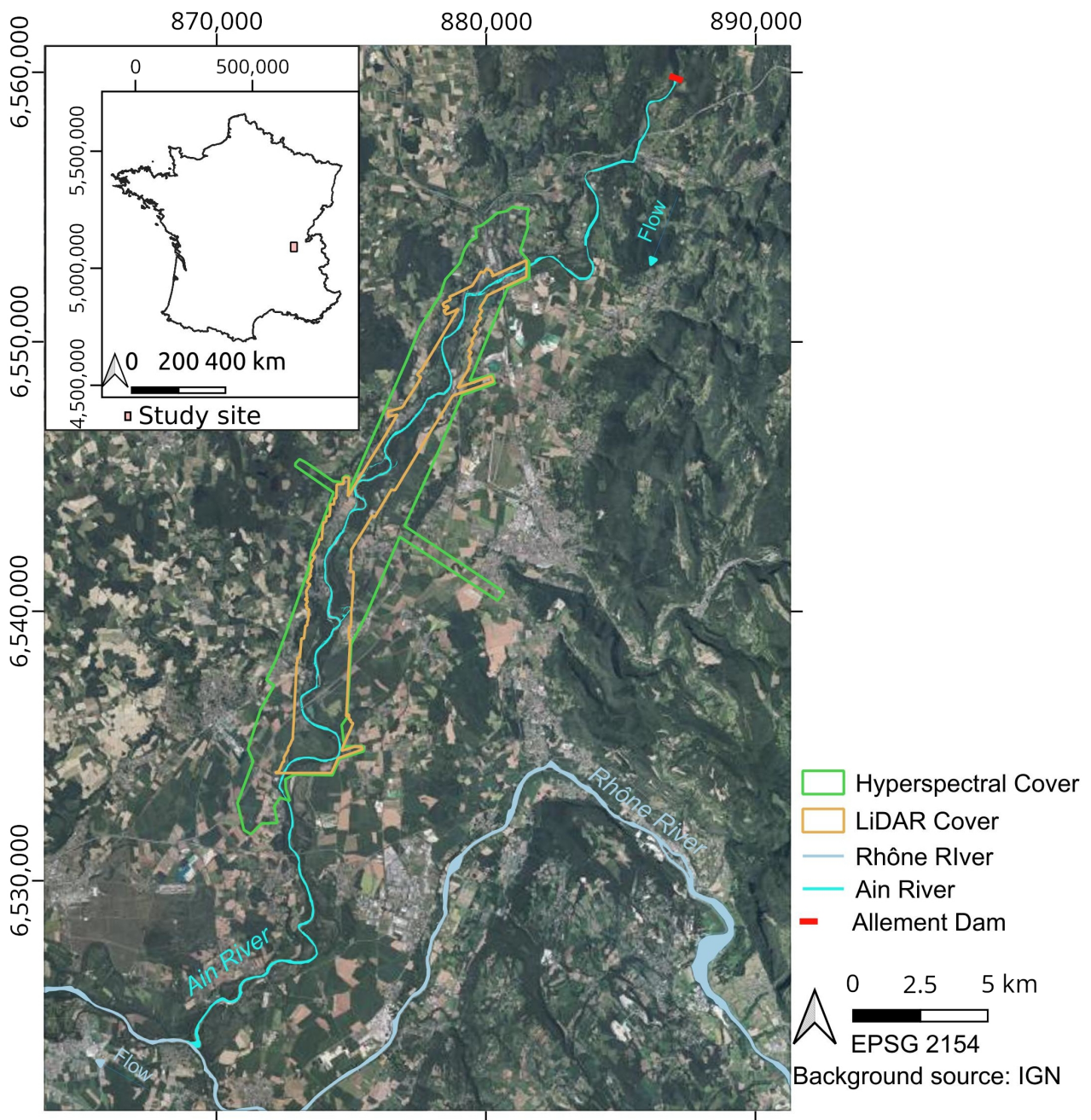


Figure 39: Map of the study site: the lower Ain River, France.

The free meandering pattern of the Ain River leads to erosion of the older portions of the riparian forest and the creation of gravel bars that are colonized by willow species (*Salix alba*, *Salix elaeagnos*) that trap finer sediments and progressively aggrade, allowing colonization by poplars (Dumas, 2004). As the black poplars reach a height greater than that of the willows, other species appear in the understory, such as Norway maple (*Acer platanoides*), sycamore (*Acer*

pseudoplatanus) and small-leaved lime (*Tilia cordata*) on dryer soils, while the pioneer willows die off [Figure 40]. In older portions of the forest, *Fraxinus excelsior* overtakes *Populus nigra* as the most abundant species in the forest. In addition, invasive species, such as ash-leaved maple (*Acer negundo*) and Japanese knotweed (*Fallopia japonica*), tend to colonize the younger more-connected portions of the forest, to the detriment of the typical early pioneer species, such as willows.

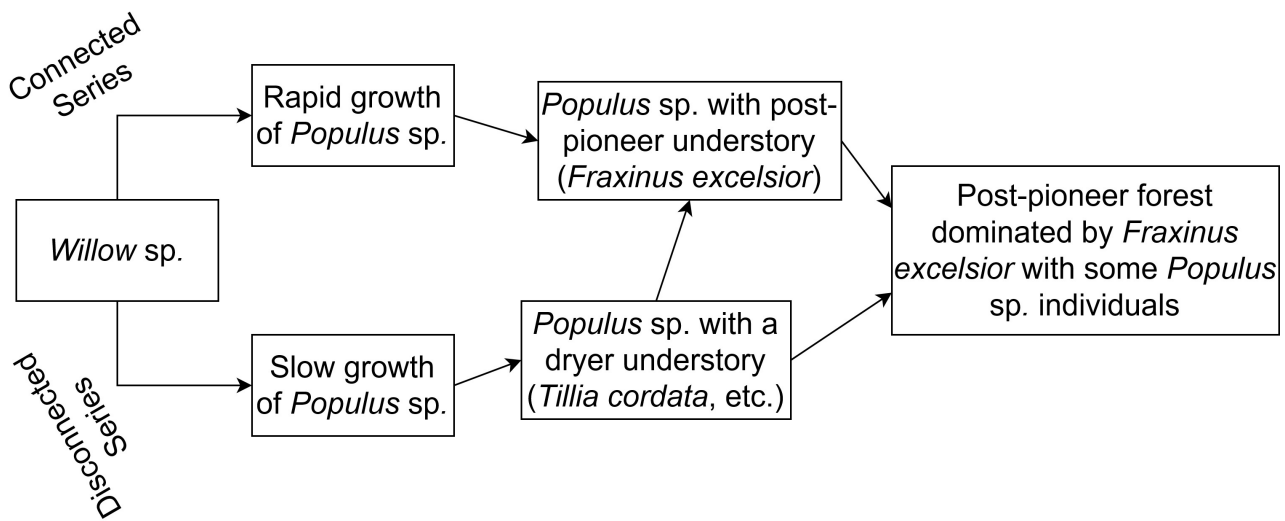


Figure 40: Trajectories of the riparian forest based on surveys conducted by the French National Forestry Office. They distinguish an initial colonization and growing phase (by *Salix* sp. and *Populus nigra*) from later successional stages that are more mature, where the tree width of *Populus nigra* increases and post-pioneer species start appearing in the understory or overtake as the predominant species.

During the 20th century, a chain of dams was built for hydroelectric purposes upstream of the study reach, with these including the Vouglans dam, which has a reservoir of 600 million cubic meters and induces downstream sediment starvation that propagates 500 m per year on average (Rollet *et al.*, 2014). As a result, the incision of the riverbed progresses downstream, and only certain portions of the study reach are still sufficiently geomorphologically active to enable rejuvenation of the riparian forest through channel shifting and maintenance of a groundwater level close to the surface.

The impact of these anthropic drivers on the health of the forest has started to be assessed, mostly through long and costly traditional in-field vegetation surveys by the French National

Forestry Office (ONF), conducted in 2006 and 2017 (Dumas, 2017; Dumas and Perrin, 2006). These surveys showed that the proportion of poplars and willows is decreasing, and that rejuvenation only occurs in the shifting reaches of the river, which are also associated with an increase in exotic species. A Landsat-based study (Lejot *et al.*, 2011) suggested that the impact of these anthropic drivers on forest health could be assessed through the use of remote sensing, but the spatial scale at which the study was conducted was too limited to assess anything other than a downward trend in the NDVI.

Therefore, the riparian forest of the lower Ain River basin can be considered a complex mosaic, where issues concerning species distributions, rejuvenation, and water stress intertwine as a result of the geomorphological changes that have taken place over the last century. Given the extensive datasets available, this carefully selected case study provides a unique opportunity to study the characterization of riparian forests.

3 – Materials.

3.1 – Remote Sensing Information.

The remote sensing data used in this study includes airborne hyperspectral imagery acquired in 2015, two airborne LiDAR surveys (in 2008 and 2015), and a series of aerial photographs that were acquired from eleven campaigns since the 1940s [Table 28].

Table 28: Remote sensing datasets used in this study.

Type of Data	Years of Acquisition	Spatial Resolution	Spectral Information
Aerial Photographs	1945, 1954, 1963, 1971, 1980, 1991, 1996, 2000, 2005, 2009, 2012	0.5 × 0.5–1 × 1 m	Color RGB imagery since 2000, black and white before
LiDAR	2008	1.8 pts/m ²	NIR Laser, but only topographic points were available
LiDAR	2015	18.6 pts/m ² per laser	NIR laser + green laser
Hyperspectral	2015	1 × 1 m	361 spectral bands (380–2500 nm)

3.1.1 – Hyperspectral Imagery.

On 29 September 2015, airborne hyperspectral imagery was acquired as part of a project funded by the European Facility of Airborne Research (EUFAR).

The remote sensing campaign led to the acquisition of twenty hyperspectral flight lines imaged with a Specim AISA Fenix hyperspectral camera sensor flown on a NERC-ARF (Natural Environment Research Council Airborne Research Facility) aircraft. This sensor consisted of two detectors that enabled the coverage of a spectral range between 380 nanometers and 2500 nanometers. The mean full width at half maximum across the 361 spectral bands was 3.98 nanometers. A mean flight altitude of 720 m resulted in each image having a ground resolution of 1 × 1 m.

3.1.2 – LiDAR Data.

The EUFAR dataset was complemented by a topo-bathymetric LiDAR acquisition made over the study reach in August 2015. This campaign was acquired at the request of Electricité de France (EDF) to study the bathymetry of the river channel (Lague and Feldmann, 2020). An Optech Titan sensor was flown on an aircraft 329 m above the ground, resulting in around ten billion data points. The final point density was 18.6 points/m² for each laser, and the vertical accuracy was around 10 cm.

A second and older LiDAR dataset was also used in this study. This dataset was acquired on the 6 and 8 March 2008. However, only a post-processed point cloud without the vegetative cover was available; therefore, it was only used in conjunction with the 2015 topo-bathymetric LiDAR data to extract information related to sedimentation or erosion under the canopy cover between the two dates.

3.1.3 – Series of Aerial Photos since the 1940s.

Historical aerial photographs produced by the Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN) were used to assess the age of riparian vegetation by photo interpretation. These data were collected over 11 campaigns from 1945 to 2012 and were available for the following years: 1945, 1954, 1963, 1971, 1980, 1991, 1996, 2000, 2005, 2009, and 2012. The gap between acquisitions has become shorter in more recent years, and color images have been acquired since the 2000 campaign. The ground resolution of the images varied between 100 and 50 cm per pixel.

3.2 – Field Calibration Data.

3.2.1 – Vegetation Survey during the Airborne Campaign in 2015.

Following the 2015 acquisition, fieldwork was conducted in September and October by the EVS laboratory staff to survey the riparian forest in thirty plots with a 10 m radius (Figure 41).

Combining Hyperspectral, LiDAR, and Forestry Data to Characterize Riparian Forests along Age and Hydrological Gradients.

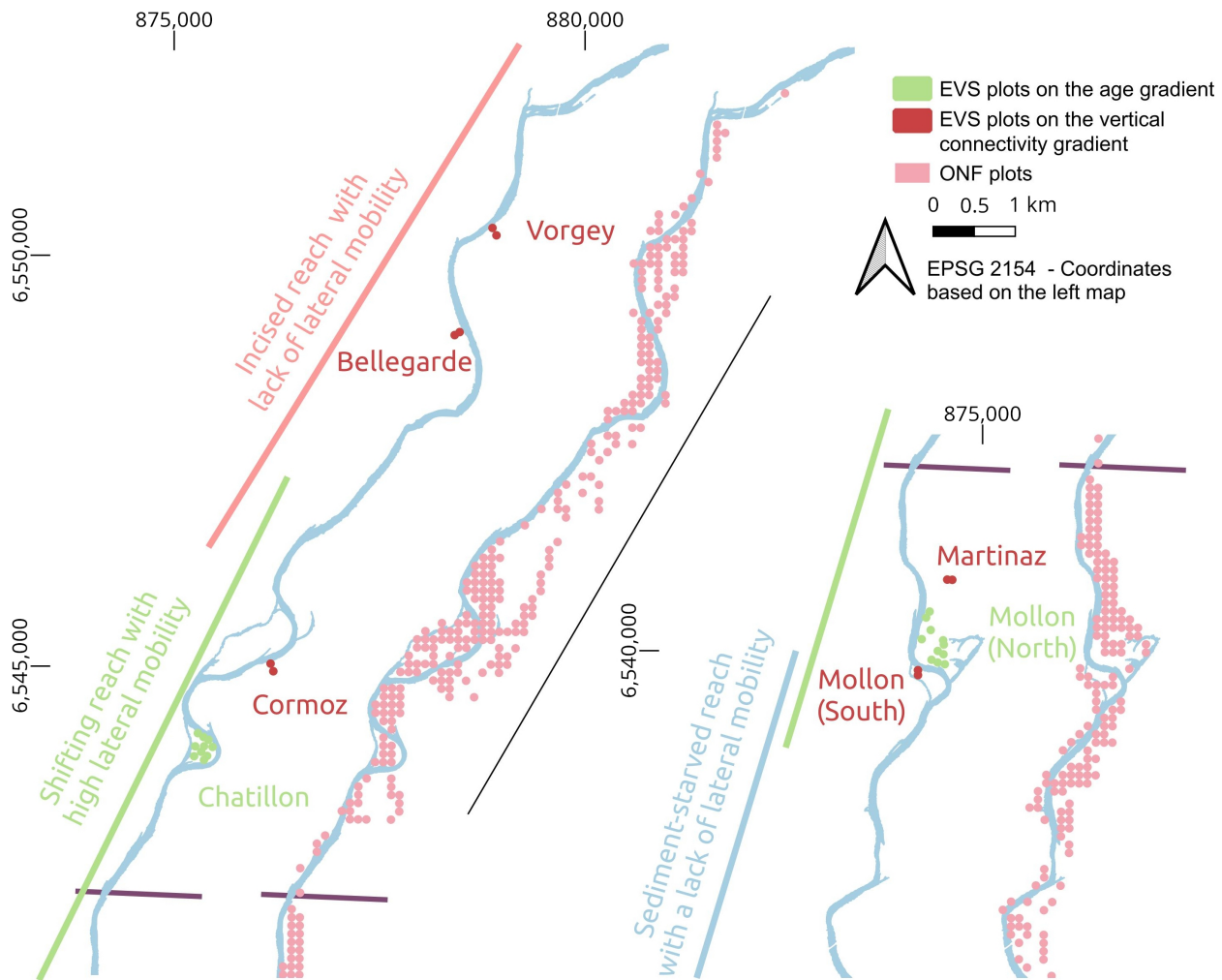


Figure 41: Location of the vegetation plots along the study site.

The central position of each plot was acquired with a GeoExplorer 6000 handheld global positioning system. Within a ten-meter radius, each individual tree with a diameter above 30 cm was referenced to a database, and its height was recorded [Table 29]. In addition, all individual trees with a diameter above 7.5 cm within a smaller five-meter radius were also referenced to the database. The tree species were assessed according to leaf morphology. Soil-related information, such as organic matter and sediment size, was also assessed.

Table 29: Measurements and observations recorded in the two forestry surveys.

Characteristic	2015 Vegetation Plots (EVS Lab)	2017 Vegetation Plots (ONF Survey)
Species composition	X	X
Tree diameter	10 m radius if diameter > 30 cm 5 m radius if diameter > 7.5 cm	
Tree height (in 5-m classes)	10 m radius if diameter > 30 cm 5 m radius if diameter > 7.5 cm	
Basal area		X
Understory cover		5 m radius
Grass cover		5 m radius
Dead trees	10 m radius if diameter > 30 cm 5 m radius if diameter > 7.5 cm	5 m radius
Soil depth	X	X
Soil humidity		X
Organic matter	X	
Age		X

The locations of the plots were decided, so that the surveys included: (1) two series of plots along an age gradient in shifting reaches of the river, and (2) one series of mature forest plots of the same age along a gradient of vertical connectivity.

The two series of plots sampled along the age gradient (Chatillon and Mollon North) benefited from the lateral mobility of the river. The fluvial dynamics of the reach allow for the creation of new gravel bars, and their colonization by new pioneer vegetation. This mobility helps maintain forest rejuvenation and leads to patches differing in age (from 4 to 40 years for the plots sampled along this gradient) and developmental stage within the same geographic area.

In comparison, the vertical connectivity gradient includes forest plots that are of the same age (70–80 years) but are spread out across differing levels of lateral mobility and channel incision. These plots were chosen on the basis of previous studies conducted by Dufour (Dufour, 2005) that

highlighted differences in the growth of European ash, depending on the elevation of forest plots, relative to the water level of the river, which affects the distance to groundwater and the frequency of flooding. We consider them to be mature forest plots in the case of the Ain River riparian forest because they belong to the later successional stages identified by the ONF and to some of the oldest sectors of the riparian forest.

Both the Mollon (South) and Martinaz plots are located in the river reach with the highest lateral mobility and feature a low vertical elevation, although the high lateral mobility has resulted in a shift in the main channel in recent years, which explains why the Martinaz plots are laterally distant from the river channel.

Of the remaining sites, the Bellegarde site and the Vorgey site are located in the incised sector of the river, whereas the Cormoz site is near the frontier between these two geomorphic sectors and is situated on an elevated outer bank of the river channel. All three of these sites feature a higher elevation, relative to the river level than the Mollon (south) and Martinaz sites and, therefore, lower degrees of hydrological connectivity.

3.2.2 – The Extensive Vegetation Surveys Performed in 2008 and 2017 by ONF.

The vegetation surveys (for which remote sensing information was acquired) conducted by the ONF at the request of the local stakeholders in 2008 and 2017 covered c. 400 plots in the study reach, one per hectare of forest (see Figure 41 and Table 29).

For each vegetation plot, the basal area of each species and the total basal area were measured using a relascope. This basal area measurement corresponds to the superficity (assumed to be circular) of a cross-section of the tree at 1.3 m from the ground. Additional information, such as grass cover, was collected within a five-meter radius to assess the ecological diversity of the plot. Information on the presence or absence of key invasive species, such as *Fallopia japonica* and *Acer negundo*, was added to the survey database. Species were determined using an identification key focusing on twigs. The soil depth and humidity were also assessed for each plot.

The age indications in this dataset came from post-hoc assessments by the ONF team and relied on identifying the year of colonization by looking at the series of historical aerial photographs, described in Section 3.1.3.

The field operators who performed these surveys were trained forestry professionals and were different from the team of EVS researchers that conducted the survey described in Section 3.2.1.

4 – Methods.

The methodology used in this paper is divided into four different steps, as shown in Figure 42. First, forest indicators were extracted from the LiDAR and hyperspectral data, providing information about the forest structure, spectral reflectance, and the topography of the corresponding forest plot. Then, this expanded dataset was coupled with the vegetation field surveys, in order to explore the characteristics of the riparian forest along an age gradient from early pioneer individual trees that have not yet reached maturity to later successional stages dominated by 50+ year poplars and post-pioneer species. By simultaneously exploring these characteristics along differing geomorphic reaches, we then studied how forest plots of a given age are impacted by reach-scale geomorphic features, such as channel incision and sediment starvation.

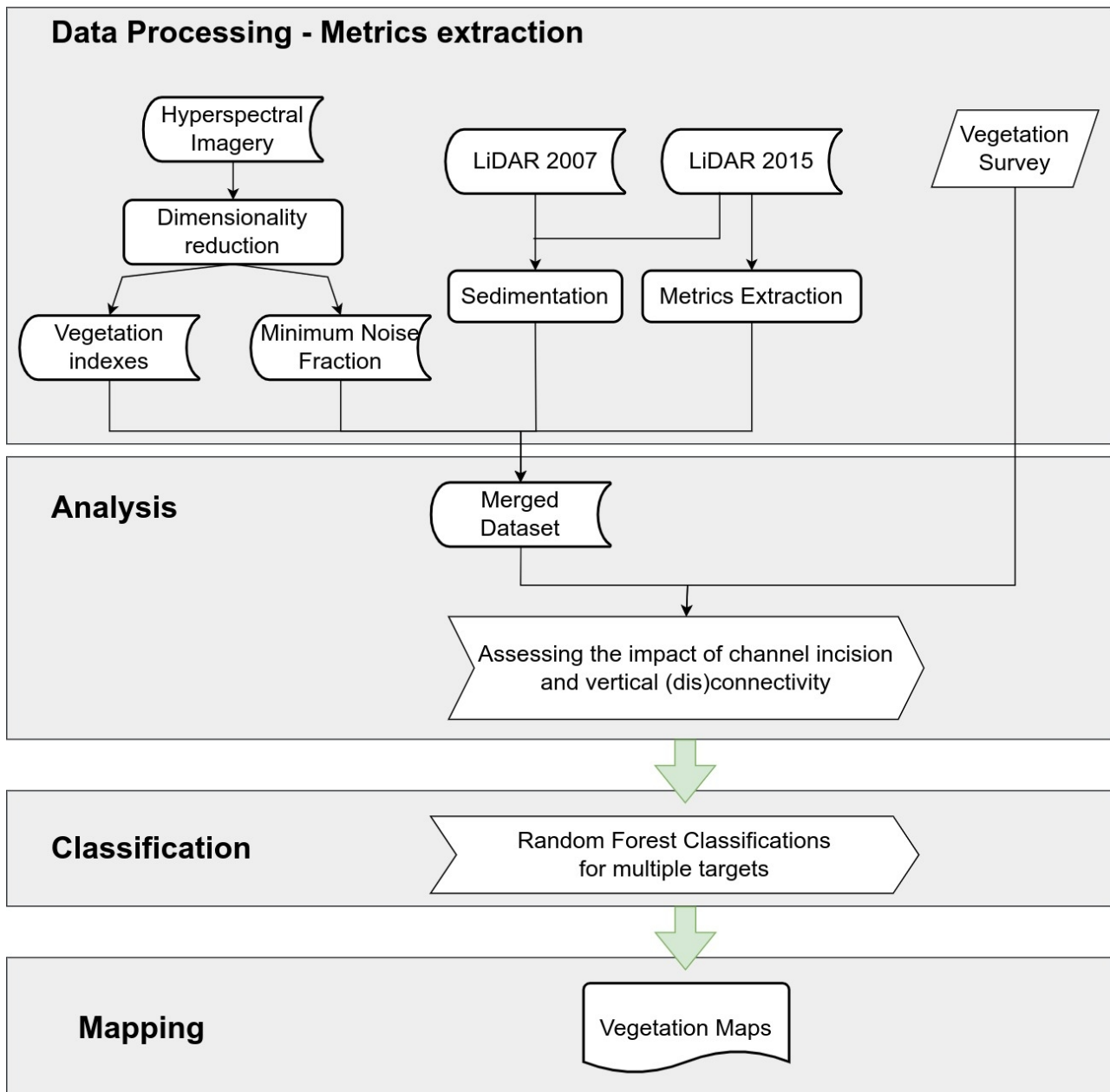


Figure 42: Overall methodology applied in this paper.

Finally, random forest classifiers—using remotely sensed indicators generated from LiDAR and hyperspectral data as predictors—were constructed to discriminate between different hydrological connectivity levels according to key target species (for wet and dry environments), identify the transition from pioneer poplar forest towards post-pioneer hardwood forest, and identify growing and mature forest patches. The resulting classifications were used to map the key

characteristics of the riparian forest along the 20-km reach of the lower Ain River basin and provide a view of the resulting spatial trends at the reach scale.

4.1 – Data Processing: Extracting Forest Indicators from Hyperspectral and LiDAR Data.

Both the hyperspectral and LiDAR datasets were processed to facilitate the extraction of metrics at the plot level. The complete list of metrics can be found in Appendix A, and for each metric, the mean, minimum, maximum, variance, and standard deviation were extracted for each plot in the EVS and ONF dataset.

The LiDAR data from 2015 were initially processed using the *lidR* library (Roussel *et al.*, 2020) to extract a digital elevation model (DEM), digital height model (DHM), and structural vegetation metrics. The Fluvial Corridor Toolbox (Roux *et al.*, 2015) was then used to detrend the DEM, relative to the water level under low-flow conditions ($Q = 16 \text{ m}^3/\text{s}$), to provide the relative elevation of each plot, with respect to the water level.

Further processing included using SAGA GIS (Conrad *et al.*, 2015) to extract a wide range of plot-level topographic indexes found to be relevant for riparian grassland classification in a previous study (Demarchi *et al.*, 2020).

The LiDAR data from 2008 were also processed using the *lidR* library to extract a DEM. Only this information was extracted from the data because only ground points were present in the available post-processed point cloud. This digital elevation model was then subtracted from the 2015 model to assess sedimentation processes, according to the difference in plot elevation between the two dates.

The accuracy of this process was assessed by choosing 12 ground control points along the study reach in areas that we assumed to have a stable elevation (such as roads and fields) and looking at the difference in vertical elevation between the two LiDAR datasets for these control points. This resulted in a mean error of 9.6 cm and a median error of 9.5 cm.

Since the spatial coverage of the second LiDAR dataset was also limited, it was not used as a predictor for the random forest classification in step 3 of the methodology, but only to help characterize the vegetation plots in step 2 of the analysis.

For the hyperspectral imagery, a minimum noise fraction was produced, in order to denoise the initial image into meaningful bands holding the majority of the spectral information. The minimum noise fraction was calculated for only the vegetated area of the hyperspectral image by applying a vegetation mask based on the LiDAR-derived canopy height model. In addition, a set of hyperspectral vegetation indexes were calculated, with these targeting key vegetation features, such as pigmentation, greenness, and canopy water content (listed in Appendix A).

4.2 – Data Analysis: Studying the Riparian Forest by Assessing the Impact of Channel Incision and Vertical (Dis)connection to the River System.

The data processing phase was then followed by a more classical analysis of forest characteristics, in which they were plotted against the age of the forest and grouped by geomorphic reach (incised, shifting, and sediment-starved). This allowed for visualization of the impact of age on the riparian forest by looking at how individual characteristics evolved through time, and also allowed for trends in forest plots between geomorphic reaches of the same age to be distinguished.

Topographic changes were explored first to better understand the changes in site conditions along both the age and connectivity gradients. Overbank sedimentations and the LiDAR-derived elevation of the forest plot, relative to the water level of the river during low-flow conditions, were used as proxies for forest connectivity (depth to groundwater and flooding frequency), while field survey data provided information about soil development.

Changes in species compositions were then explored to better understand the response of the communities to the changes in site conditions occurring along the two gradients.

Finally, the resulting estimates of changes in the structure of the riparian forest and the reflectance of its canopy were explored by focusing on forest height, canopy greenness, and canopy water content. Variations in forest structures were tested against variations in biochemical characteristics to better understand which of the changes could be driven by stress responses.

4.3 – Random Forest Classifications of Forest Connectivity and Resulting Maps.

Following the analysis of the forest characteristics, random forest classifiers were constructed for the four different classification targets of age group, forest type, presence of *Fallopia japonica*, and presence of *Tilia cordata* [Table 30]. All the indexes listed in Appendix A were used as inputs to the classifiers, and a randomly sampled dataset of 50 plots was used for each class.

Table 30: Classification targets.

Classification Target	Classes	Site Conditions
Age group	Growing and mature	Identifies the presence of lateral mobility and forest rejuvenation
Forest type	Poplar forest and hardwood forest	The poplar forest should be located in growing forest patches and in mature forest patches that are well-connected to the river
<i>Fallopia japonica</i>	Presence and absence	Requires a wet environment and well-connected forest patches
<i>Tilia cordata</i>	Presence and absence	Colonizes and grows on the driest forest patches

The classification targeting age groups attempted to distinguish between the growing forest and mature forest patches. Growing forest patches are likely to be located in areas where lateral mobility occurs and leads to forest rejuvenation, whereas mature patches are likely to be located on either well-connected areas of the river that have not yet been eroded or along reaches impacted by sediment starvation. For practical purposes, we distinguished between the “growing” and “mature” types of forest patches by referring to the age at which plot composition shifts towards post-pioneer and vegetation height (therefore, the height of poplar trees in the plot) reaches its maximum. This results in the “growing” class targeting the parts of the riparian forest that are of interest for the local stakeholders, due to having higher patrimonial value.

The forest type classification attempted to distinguish the dominant species at the canopy level. The poplar forest is likely to be located in growing forest patches and well-connected mature forest patches, whereas the post-pioneer forest is the development stage where the poplar population is replaced by the European ash on presumably older and less-connected forest plots.

The last two classifications target the presence or absence of key indicator species that prefer specific soil conditions. In addition, *Fallopia japonica* is presumably not present in the forest plots at the canopy level. These two classifications provide information about site conditions.

To better understand the classifiers, the best-predictive variables were identified for each of them, and their results were compared with a pre-existing plot classification performed by the ONF and based on field characteristics, such as species composition and stem diameter.

In addition, the classifications were also attempted using only LiDAR data or only hyperspectral data to determine whether both are required for such applications.

Finally, the results from the classifiers were mapped and checked against the three geomorphic reaches to better understand the spatial trends of connectivity of the riparian forest of the Ain River at the reach-scale.

5 – Results.

5.1 – Exploring Forest Characteristics and Their Evolution along the Age Gradient at Varying Degrees of Hydrological Connectivity.

5.1.1 – Characterization of Hydrological and Sedimentological Changes.

First, two physical indicators of hydrological connectivity derived from the remote sensing data were explored for both forestry surveys: (1) the elevation of vegetation plots relative to the water level of the river (measured under low-flow conditions), and (2) overbank sedimentation under the canopy cover between 2008 and 2015 [Figure 43].

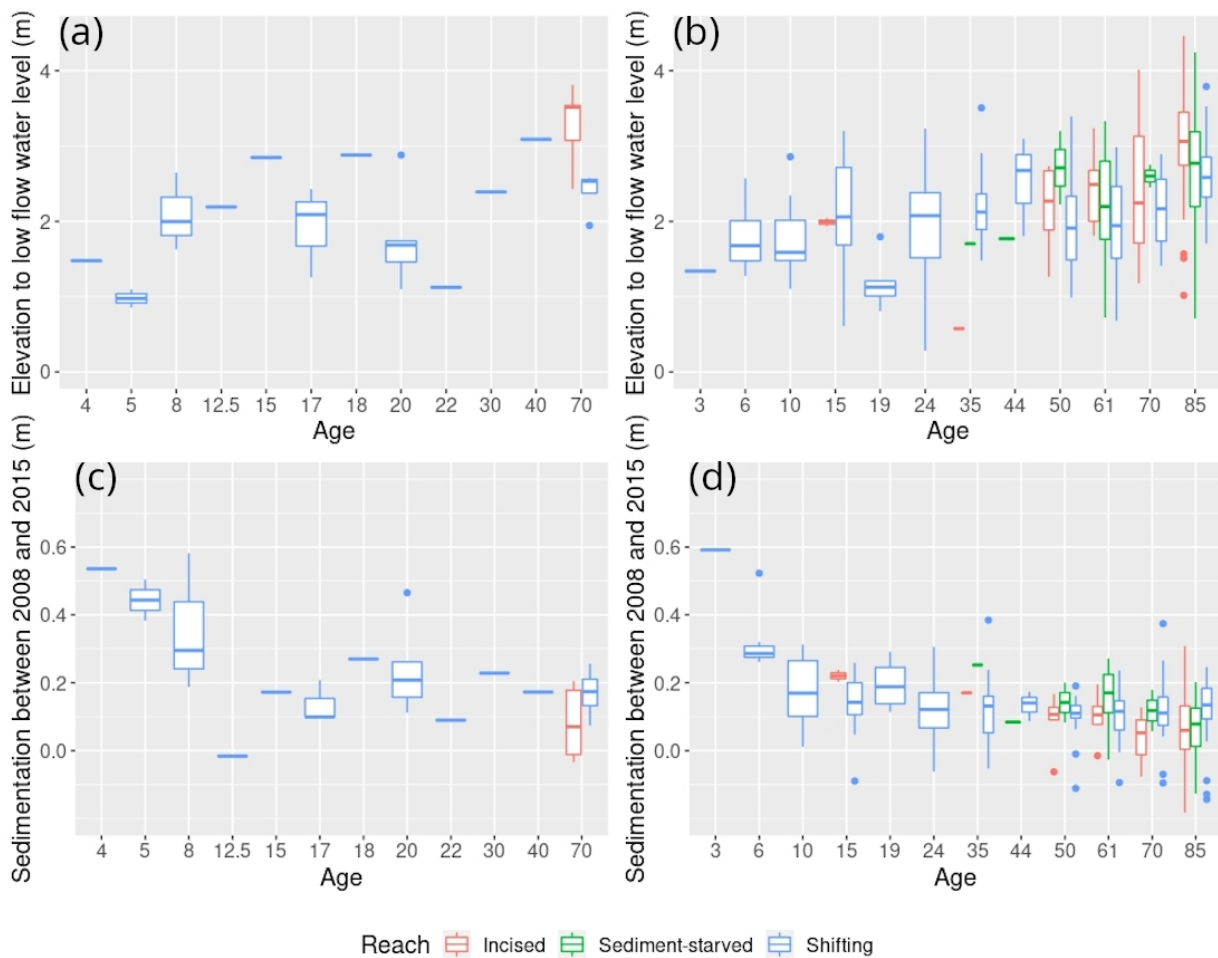


Figure 43: Elevation of reach types, relative to low-flow water level and according to age for EVS plots (a) and ONF plots (b), and overbank sedimentation of reach types between 2008 and 2015 according to the age of EVS plots (c) and ONF plots (d).

Both overbank sedimentation and the elevation of plots, relative to the water level of the river, provide information about flooding frequency, and therefore, hydrological connectivity, whereas plot elevation also provides information about the distance of the vegetation plot to groundwater resources. Hence, lower overbank sedimentation and higher plot elevation are representative of dryer physical conditions in the corresponding vegetation plots.

The elevation relative to the low-flow water level was lowest for the youngest forest plots of the EVS dataset, which are located on recently-formed gravel bars [Figure 43a]. After these, the elevation rose quickly because most forest plots above 8 years old were located two meters above

the low-flow water level. Because of the free meandering mechanics of the Ain River within this reach, some of the older plots (17 y.o., 20 y.o., and 22 y.o.) were located near to topographic depressions, such as paleo-channels and cut-off reaches, and featured a lower elevation (<2 m). This suggests that local fluvial dynamics can induce variability in plot elevation within a given reach and for a given age; for example, low elevation due to the presence of paleo-channels that are closer to the water table.

A similar trend can be observed in overbank sedimentation, which relies on frequent flooding and its associated with sediment deposition to drive an increase in plot elevation. The sedimentation rate is initially high for the youngest EVS plots (>20 cm), then drops sharply after ten years, reaching values hovering between 10 and 20 cm [Figure 43c].

Overall, the two indicators combined show trends of increasing elevation and decreasing sedimentation with age, reaching a plateau during the first ten years after plot colonization. This is also the case for the ONF dataset, which provides a more extensive view of the riparian forest of the Ain River, but one in which plots are less homogeneous in age.

Indeed, in the ONF plots, the elevation relative to low-flow water level [Figure 43b] was, on average, lower than two meters for plots up to 10 years old and for the few 19-year-old plots, but was two meters or higher when riparian vegetation was older, reaching values above four meters for some of the oldest plots. The mean overbank sedimentation of plots younger than ten years was above 20 cm, reaching as high as 60 cm on one plot, but this value dropped sharply afterwards, with sedimentation reaching values closer to 10 cm on average (which was also the mean error for the vertical difference between the two LiDAR studies in locations with stable altitude) [Figure 43d].

However, age is not the only driver of change evident on Figure 43, as there are differences between the river reaches with lower lateral mobility (the incised reach and the sediment-starved one, where lateral mobility is constrained by morainic deposits) and the shifting reach of the river where lateral mobility is high. Plots of the same age located in the incised or sediment-starved reaches, as opposed to the shifting reach of the river, feature a higher elevation relative to the water level of the river (averages for different ages varying between 50 and 100 cm) and lower sedimentation (averages for different ages varying by up to 10 cm).

Two field measurements focusing on the soil at the center of each of the forest plots were explored for the ONF dataset: (1) soil depth up to one meter measured by an auger [Figure 44a] and (2) the available water capacity of the soil [Figure 44b]. Both measurements are important for the

development of riparian vegetation because they affect root growth and the potential abundance of water resources in the upper layer of the soil.

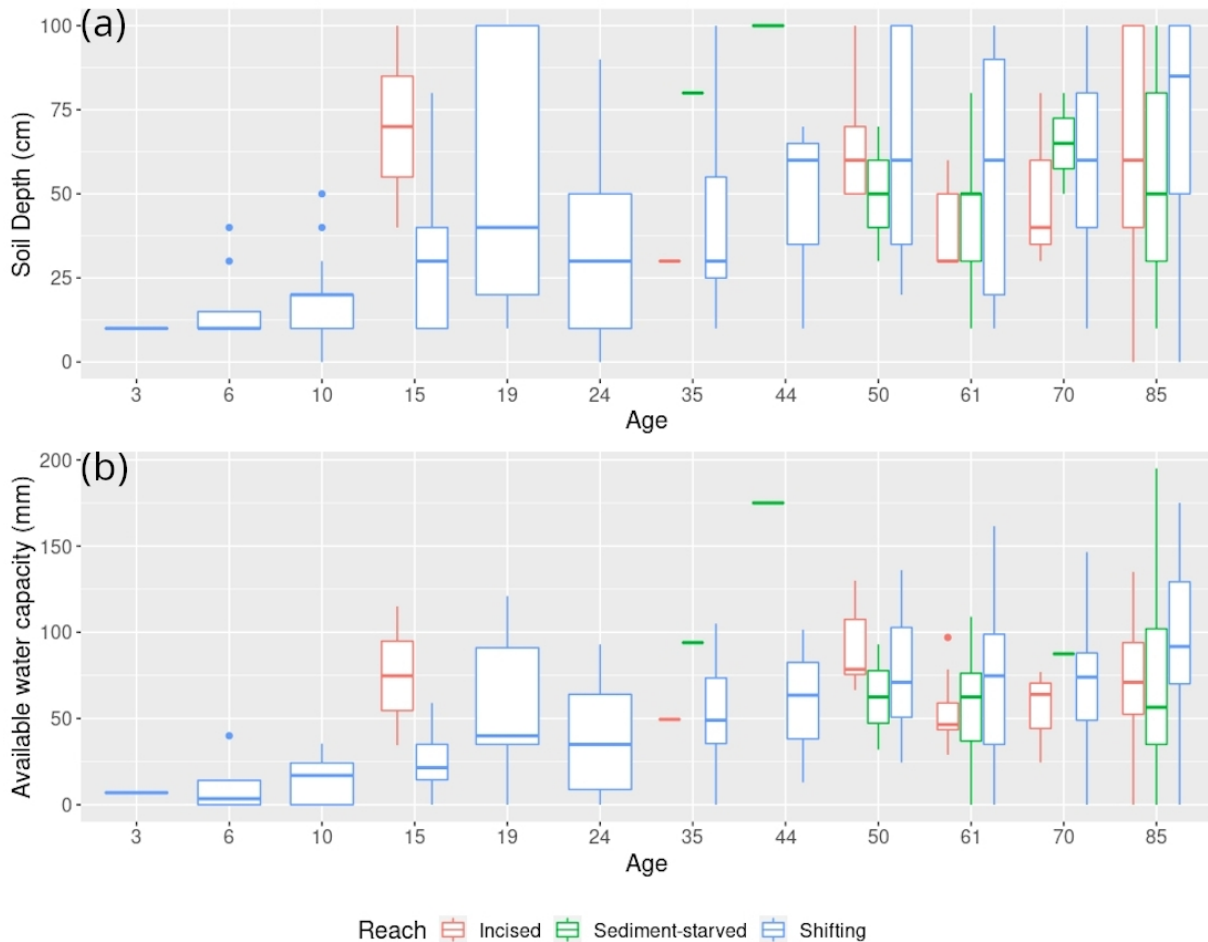


Figure 44: Soil depth measured by hand auger (a) and available water capacity (b) for ONF forest plots of a given age in all three geomorphic reaches.

Both soil depth and available water capacity increased with age in the shifting reach, with really low values in the early phase of riparian colonization (soil depth < 25 cm and available water capacity < 25 mm for plots up to 10 years old) when pioneer species help to trap finer sediments on the gravel bar. The values reached plateaus at around 60 cm for soil depth and 75 mm for available water capacity at ages ranging from 50 to 70 years, although plots older than 70 years featured higher average values for both indicators. In addition, the soil depth was probably underestimated

because of multiple vegetation plots reaching the maximum depth that could be measured with the hand auger.

Similar to the two previous indicators of hydrological connectivity (elevation relative to low flow water level and sedimentation between 2008 and 2015), the values of soil depth and available water capacity for plots of a given age differ according to which of the hydrogeomorphic reaches of the river they are located in. Both the incised reach of the river and the sediment-starved reach downstream of the shifting reach feature lower soil depth and available water capacity for their age, in comparison with plots located in the reach with high lateral mobility.

However, plots less than 50 years in age do not appear to show the same trend. This is partly due to their low number overall (one observation for ages 35 and 44 and two observations for age 15). These plots are located really close to older and mature forest plots, which may introduce variability, depending on the quality of the geo-referencing and the location of the measurement within the plot.

To summarize, all four indicators show changes along two different gradients: an age gradient that accompanies vegetation growth and a hydrological connectivity gradient that highlights differences between vegetation plots of the same age that are not located in the same geomorphic reach of the river.

The shifting reach, where erosive processes are still occurring, appears to be the one with highest hydrological connectivity, since the rejuvenation of riparian vegetation still occurs in the reach after 1965, contrary to the other two reaches. On average, even older forest plots feature lower elevation (relative to the water level of the river), higher sedimentation, and deeper soil with higher available water capacity. Both of the other reaches seem to be degraded, compared with this reference state, with the incised reach upstream of the study site tending to appear as though it has slightly worse hydrological connectivity than the sediment-starved reach downstream of the shifting portion of the river.

5.1.2 – Associated Changes in Species Composition According to Field Surveys.

The plots sampled by the EVS survey mainly comprised pioneer riparian species such as *Salix* sp. and *Populus nigra*, whose colonizing ability relies on frequent flooding [Figure 45a]. Post-

pioneer species, such as *Fraxinus excelsior*, only become more abundant in the older plots that were sampled on the vertical connectivity gradient (70 y.o.) across both the shifting and incised reaches of the river. This shift towards more post-pioneer compositions was more advanced in the plots sampled in the incised reach of the river, with only 20% of pioneer species remaining in a given plot, while 50% remained in the plots located in the shifting reach.

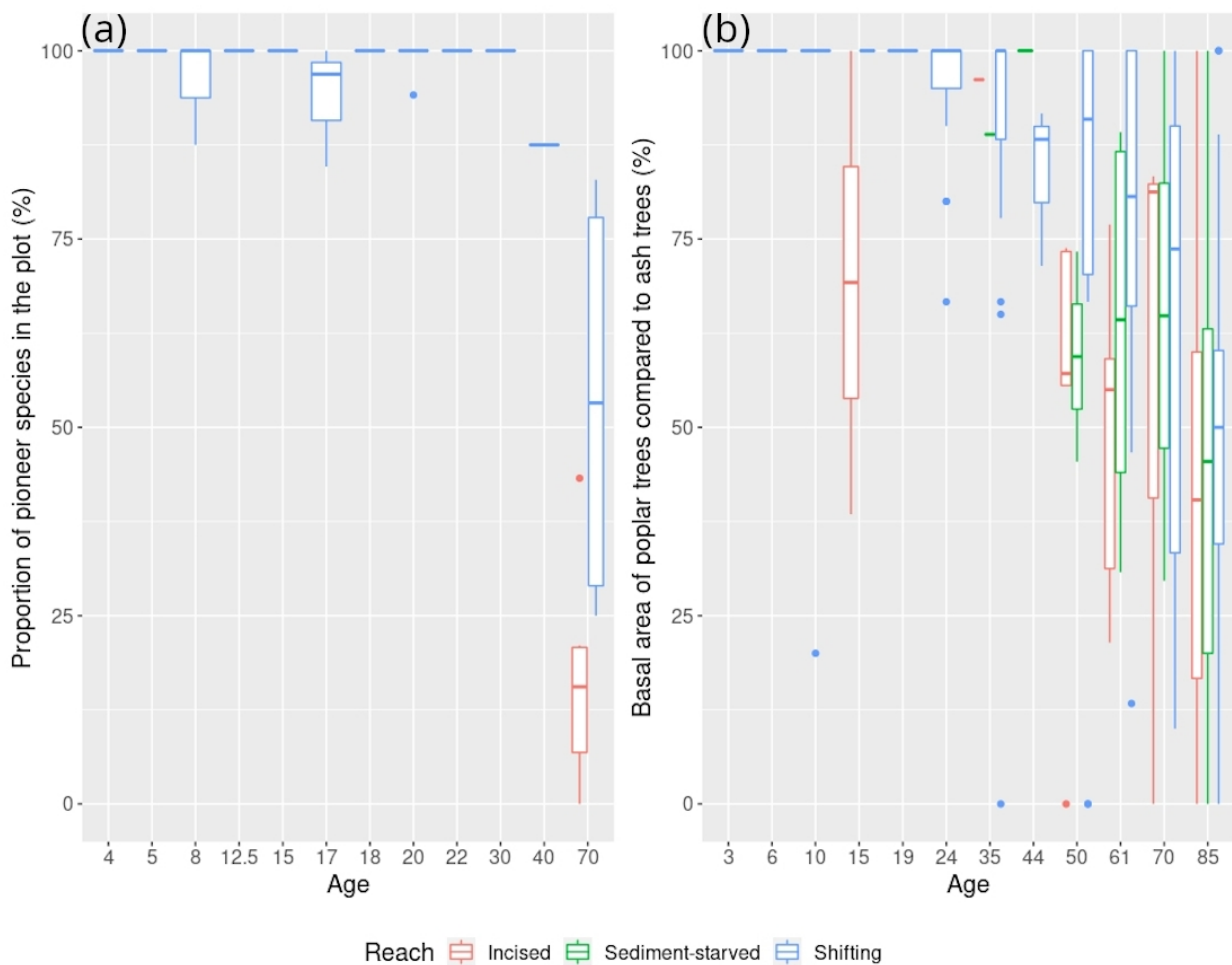


Figure 45: Percentage of pioneer species in vegetation plots according to plot age in the EVS survey (a) and the area of poplar trees in proportion to post-pioneer ash trees according to plot age in the ONF survey (b).

The same trend can be observed for the extensive ONF dataset, which shows the colonization of forest plots by *Fraxinus excelsior* after 30 years [Figure 45b]. Once again, this colonization is more advanced for plots in either the incised or sediment-starved reaches of the

river, compared with plots located in the shifting reach. This suggests that the hydrological disconnection caused by the incision of the riverbed creates an environment that is more favorable to *Fraxinus excelsior* than to the typical pioneer species of the Ain River.

In the case of the survey conducted by EVS, this variation in hydrological connectivity results in the presence of an abundance of species that prefer to colonize dryer soils [Table 31]. On the Vorgey and Cormoz sites, *Tilia cordata* can account for half of the individual trees in a given plot, whereas only one or two individuals have been recorded (when present) on plots with better connectivity, such as the Mollon and Martinaz plots. Those plots with lower connectivity are also favored by shrub species, such as *Corylus avellana* and *Crataegus monogyna*.

Table 31: Example species distributions from the vegetation survey conducted by the EVS laboratory along the vertical gradient (70 y.o.) for plots in both the shifting reach and incised reach.

Site and Plot Number	Reach	Proportion of <i>Tilia</i> sp.	Proportion of Shrub Species	Presence of <i>Fraxinus Excelsior</i>
Mollon 1	Shifting	2%	8%	Present
Mollon 2	Shifting	0%	0%	Present
Martinaz 1	Shifting	10%	10%	Present
Martinaz 2	Shifting	6%	9%	Present
Cormoz 1	Incised	56%	0%	Absent
Cormoz 2	Incised	0%	85%	Absent
Bellegarde 1	Incised	0%	0%	Present
Bellegarde 2	Incised	0%	0%	Present
Vorgey 1	Incised	0%	41%	Present
Vorgey 2	Incised	78%	0%	Present

In addition, the few plots that have not been colonized by *Fraxinus excelsior* are the ones with the highest amount of *Tilia* individuals and shrub species, which suggests that, in some locations, the soil is too dry to be favorable to the growth of *Fraxinus*. However, the vegetation in the Bellegarde site does not contain *Tilia* individuals and shrub species, despite being located in the

incised reach of the river. Instead, the vegetation in these two plots consists of mostly post-pioneer species, with species associations typically found in continental forests, such as *Acer campestre*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, and *Quercus pedunculata*.

Similarly, on older vegetation plots (>50 y.o.) from the ONF survey, those species with a preference for dryer soils (*Tilia cordata*) or a more mature post-pioneer environment (*Acer* sp. other than *negundo*) were present on forest plots with a high elevation, relative to the water level at low flow [Figure 46]. On the contrary, plots where a few individuals of *Salix* sp. or the invasive *Acer negundo* remain had a lower relative elevation, although they may also be located in plots of less homogeneous age. In this case, the empirical cut-off in relative elevation between these two different compositions appears to be around 2.5 m, which once again highlights the role of vertical (dis)connectivity in the composition of riparian forests.

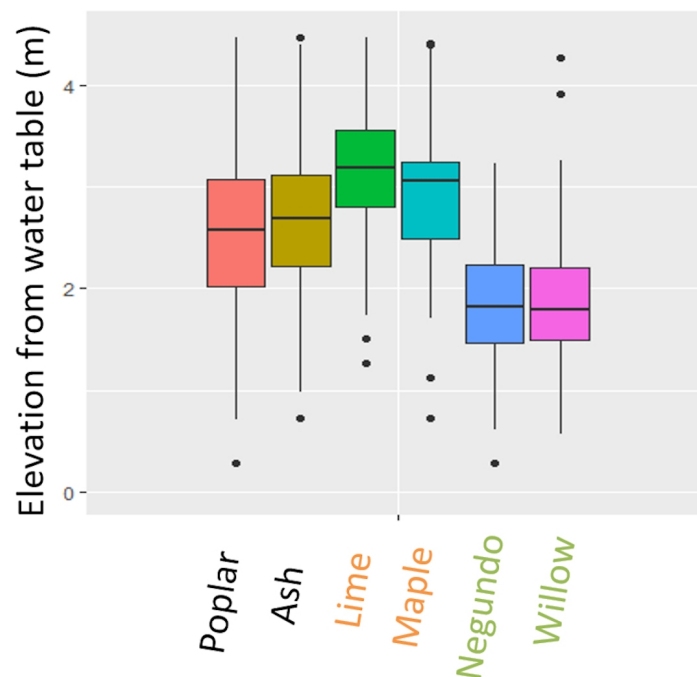


Figure 46: Ranges of relative elevation at which certain species were present in the forest plots of the ONF survey, considering only forest plots older than 50 years.

To summarize, the composition of the riparian forest shifts with age and depends on the vertical connectivity of a given forest plot. Post-pioneer species, such as *Fraxinus excelsior*, colonize already established forest plots dominated by traditional or invasive pioneer species (*Populus nigra*, *Salix* sp., and *Acer negundo*). This shift towards a more post-pioneer environment is more pronounced for forest plots located in the incised or sediment-starved reaches of the riparian forest, which are also those plots with lower hydrological connectivity (lower flooding frequency, high depth to groundwater, and lower soil water capacity). This shift is also associated with the development of shrub species and the growth of *Tilia cordata*, which can become dominant in the driest forest plots.

5.1.3 – Associated Changes in Forest Structure and Reflectance.

As illustrated by a transect of the LiDAR data over the Chatillon site, the structure of the riparian forest changes with age [Figure 47]. The early developmental stages of the riparian forest are illustrated by such a transect: the early stages of the floodplain are colonized by willows, and then the poplar trees grow higher than the willow trees, which progressively leads to the development of a more mature pioneer forest, in which an understory can develop.

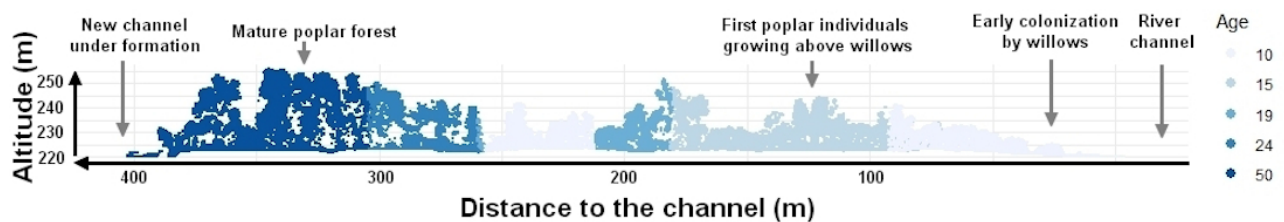


Figure 47: LiDAR cross-section showing the developmental stages of the pioneer poplar forest of the Ain River on the Chatillon site.

This growth can be seen at the plot level through structural indexes such as the height of the vegetation in the plot or the standard deviation of canopy height [Figure 48]. In the case of the forest plots from the EVS survey sampled along the age gradient, the linear relationship between the age of the plot and the height of the canopy (20 observations in Figure 48a) is strong, with an r^2 of

0.82 and a residual standard error of about four years. The standard deviation of canopy height (20 observations in Figure 48c) is also linearly correlated with plot age, with an r^2 of 0.87, and a residual standard error of about three years. In both cases, the error from the regression is close to the gap in years between the aerial photographs that were used to determine the age of each plot (one campaign every three to five years for the most recent ones).

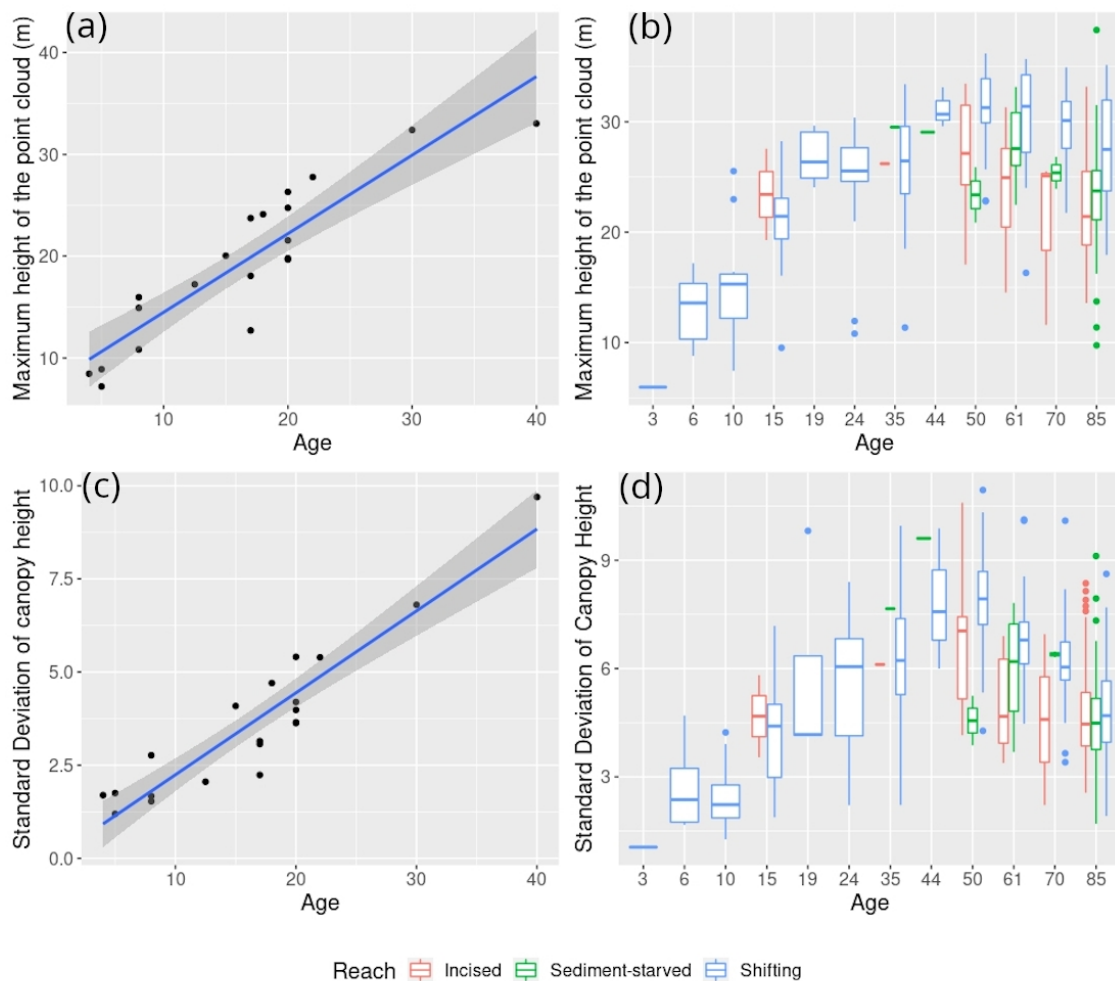


Figure 48: Relationships between structure (maxima and standard deviation of height) and age for the EVS plots on the age gradient (a,c), and for the ONF plots (b,d).

The growth of the riparian forest with age is also visible in the plots from the ONF survey, even though the age of each individual plot is less homogeneous. Both the height of the canopy in the plots [Figure 48b] and its standard deviation [Figure 48d] increases with age, until it reaches a

plateau in the case of height or decreases in the case of standard deviation at around 40 years. Once again, age is not the only explanatory factor, as forest plots on the incised or sediment-starved reaches tend to have a lower maximum canopy height, compared with plots of the same age in the shifting reach, as well as a lower standard deviation of canopy height.

These changes in the maxima and standard deviation of canopy height also illustrate the successional stages of the riparian forest, with the poplar trees growing above a more uniform shrub-land of willows, therefore giving an increase in canopy height and its standard deviation. When the poplar trees reach maturity, the height of the canopy tends to no longer increase, and as the forest develops, the difference in height between trees in the plot is reduced. However, the changes in the maxima and standard deviation of the canopy height also suggests an impact of the vertical connectivity gradient of the riparian forest, with plots with less access to groundwater and frequent flooding (in the incised and sediment-starved reaches) featuring lower maxima of tree elevation, either due to poplars not growing as high or due to the transition towards smaller post-pioneer species.

This relationship between access to groundwater and tree structure can be assessed using hyperspectral indexes of greenness and canopy water content, such as the ReNDVI or the NDII [Table 32]. Although the correlation between height and spectral indexes traditionally used to detect forest or crop stress is low for growing forest plots (≈ 100 observations), it increases to around 0.5, when only mature forest plots are considered (>50 y.o., ≈ 300 observations).

Table 32: The five hyperspectral indexes showing the strongest correlation with canopy height for plots older than 50 years, and their correlation coefficients with forest plots younger than 50 years, forest plots older than 50 years, and all forest plots located in the well-connected shifting reach.

Spectral Index	Reference	Target	R² vs. Mean Height (<50 y.o.)	R² vs. Mean Height (>50 y.o.)	R² vs. Mean Height (All Plots in the Shifting Reach)
ReNDVI	(Gitelson and Merzlyak, 1994)	Greenness	0.09	0.47	0.30
VREI1	(Vogelmann <i>et al.</i> , 1993)	Greenness	0.11	0.52	0.33

Spectral Index	Reference	Target	R ² vs. Mean Height (<50 y.o.)	R ² vs. Mean Height (>50 y.o.)	R ² vs. Mean Height (All Plots in the Shifting Reach)
NDII	(Hardisky <i>et al.</i> , 1983)	Canopy water content	0.21	0.49	0.33
NDMI	(Wang and Qu, 2007)	Canopy water content	0.20	0.47	0.31
MSI	(Hunt and Rock, 1989)	Canopy water content	0.21	0.49	0.33

This suggests that lower accessibility to the water resource and the resulting stress on individuals or communities is one of the driving factors behind the structural variability of the riparian forest, and that it can be detected using hyperspectral indexes. Indeed, both greenness and canopy water content tended to be lower in forest plots located in the incised or sediment-starved reaches than in the plots located in the shifting reach of the Ain River [Figure 49].

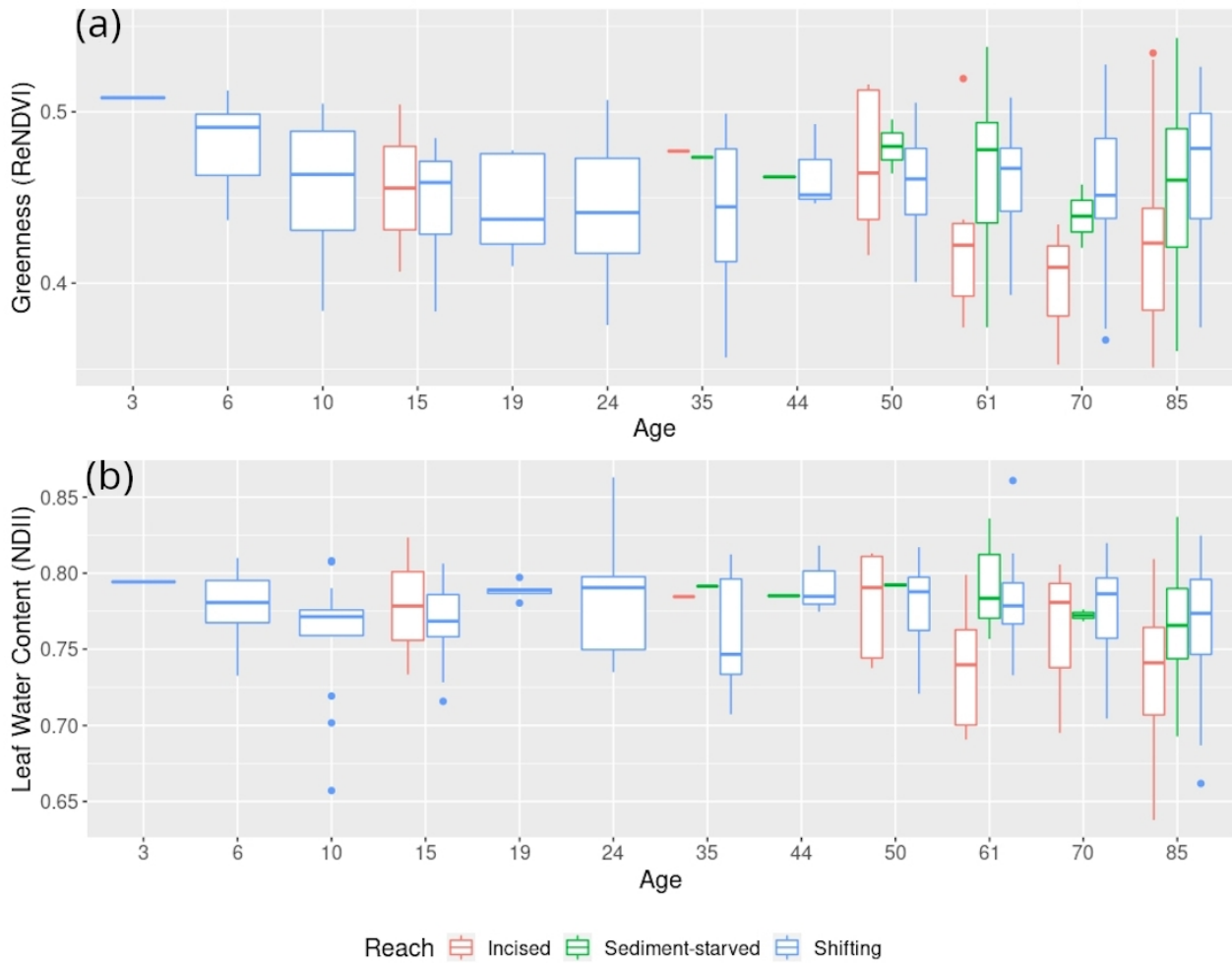


Figure 49: Greenness (a) and Leaf Water Content (b) indexes, according to the age of forest plots and their geomorphic reach.

5.2 – Can We Predict and Map the Shift in Forest Composition, Structure, and Reflectance That Results from Vertical (Dis)connection of the Riparian Forest Due to Channel Incision?

5.2.1 – Random Forest Classifications.

Random forest classifiers were trained on four distinct binary classification targets for the ONF plots to explore how LiDAR and hyperspectral data are able to predict key characteristics of the riparian forest [Table 33].

Table 33: Class error for each of the four random forest classifiers, according to the data used in the classifier—LiDAR and/or hyperspectral (HS). For each class, 50 plots were used to train the classifier.

Classification Target	Class	Class Error LiDAR + HS	Class Error LiDAR Only	Class Error HS Only
Age group	Growing (<50 y.o.)	18%	24%	20%
	Mature (>50 y.o.)	16%	16%	28%
Forest type	Poplar forest	14%	18%	20%
	Hardwood forest	12%	16%	18%
Presence of <i>Fallopia japonica</i>	Present	20%	20%	26%
	Absent	16%	14%	28%
Presence of <i>Tilia cordata</i>	Present	20%	36%	26%
	Absent	18%	28%	24%

The best accuracy for the prediction of forest type was reached in the discrimination between the well-connected poplar forest plots (>75% black poplar trees) and post-pioneer hardwood forest (>75% European ash trees), with a class error between 12% and 14% when using both data types. The accuracy was also high when attempting the classification using only LiDAR (class error between 16% and 18%) or hyperspectral (class error between 18% and 20%) data.

Class errors lower than 20% were reached for the other classification targets when coupling hyperspectral and LiDAR data, resulting in an overall accuracy higher than 80%. This was also the case for predicting plots where the invasive *Fallopia japonica* or *Tilia cordata* were present or absent, even though these species are not necessarily dominant or present at the canopy level in the plots in the case of *Fallopia japonica*. Predicting species that do not present at the canopy level, coupled with the ability to predict degrees of plot elevation (and therefore distance to the water resource) using spectral and structural characteristics, suggests that the classifiers do not necessarily distinguish between specific species, but rather between the degrees of forest connectivity that were observed in the analysis of forest characteristics.

Overall, the class errors were similar once the classifiers were applied to all of the forest plots, instead of the 50 plots–50 plots training samples [Table 34], which suggests that the classifier did not overfit the training data. While the mean error between the two classes dropped slightly for all classification targets, the highest class error was achieved for predicting the presence of *Tilia cordata*. In this case, the classifier predicted the presence of *Tilia cordata* in almost a quarter of the forest plots in which the species is absent.

Table 34: Class error for each of the four random forest classifiers (HS + LiDAR) once the random forest classifier was used to predict classes for each of the forest plots, instead of only the training data. The total number of plots was lower for the Forest Type classification target, due to the definition of each class (>75% black poplar or European ash trees in the plot), not including all forest plots.

Classification Target	Class	Predicted A.	Predicted B.	Class Error	Mean Error
Age group	(A.) Growing (<50 y.o.)	84	19	18.5%	13.5%
	(B.) Mature (>50 y.o.)	28	281	9%	
Forest type	(A.) Poplar forest	120	17	12%	11%
	(B.) Hardwood forest	8	72	10%	
Presence of <i>Fallopia japonica</i>	(A.) Present	76	6	7.5%	12%
	(B.) Absent	53	277	16%	
Presence of <i>Tilia cordata</i>	(A.) Present	96	9	9.5%	17%
	(B.) Absent	75	232	24.5%	

The best-predictive variables in the random forest classifiers were bands from the minimum noise fraction and spectral indexes targeting greenness (ReNDVI, VREI1), or canopy water content (NDNI, WBI) in the case of the hyperspectral data [Figure 50]. For the LiDAR data, structural information, such as the variance of the standard deviation of the canopy height (zmax, zq90), and

topographic indexes, such as the elevation above the base-flow water level (detrend) and direct insolation (DI), were the best predictors.

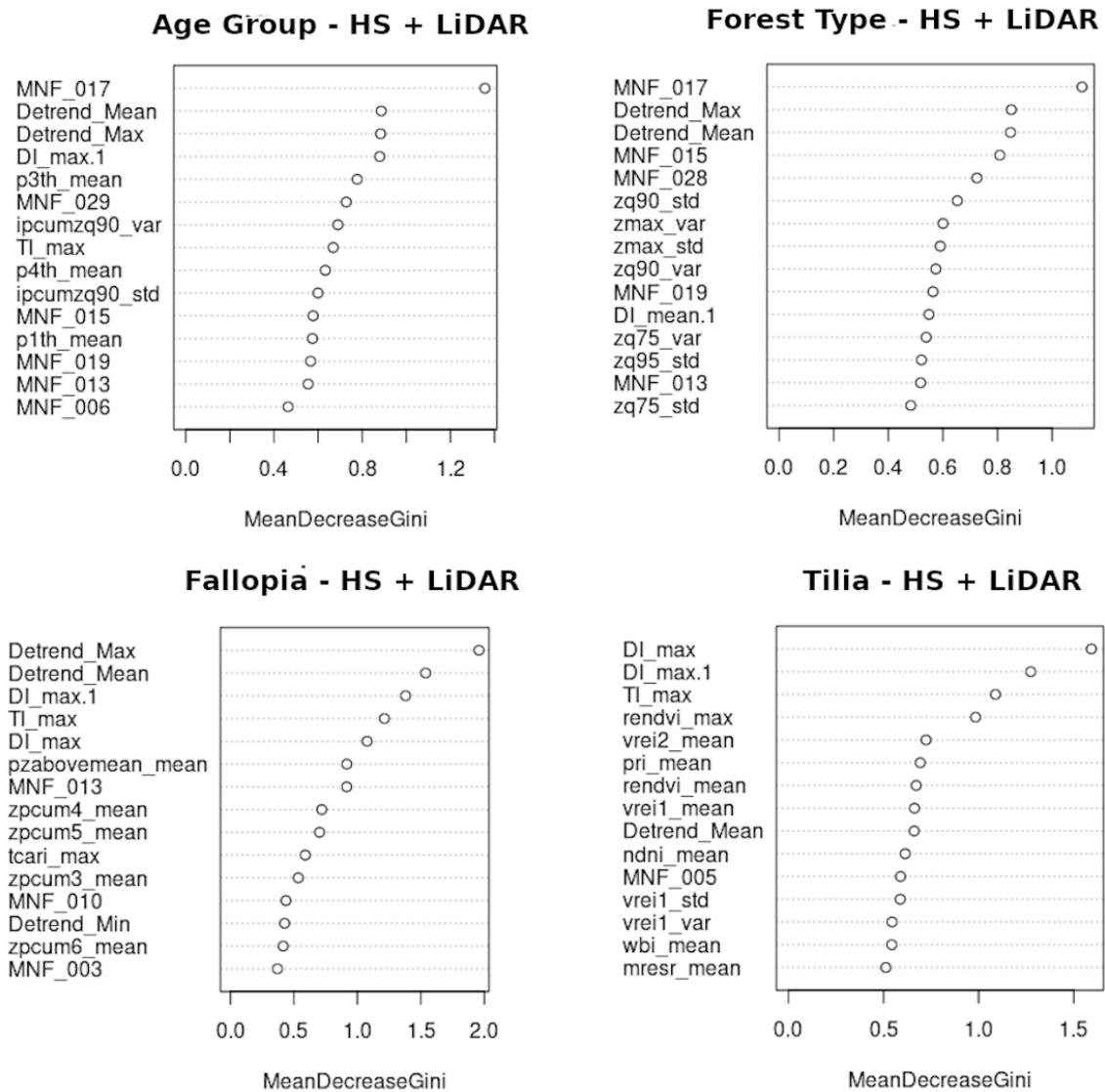


Figure 50: The fifteen variables with the strongest contributions to each of the random forest models when combining both LiDAR and hyperspectral data, ordered by mean decrease in gini.

However, the mean decrease in gini (feature importance) was relatively low (<2%) for all of the classifications because a lot of the individual variables could be replaced by other correlated variables that achieved similar results.

Comparing the results of the classifications against the forest types determined by traditional forestry techniques by the ONF allows for a more precise look at the results of the classifiers and shows differences between classification targets [Table 35].

Table 35: Forest type of each vegetation plot according to the ONF survey and the number of plots of each type classified in each class of the four random forest classifications.

Forest Type (ONF)	Age Group		Forest Type		<i>Fallopia japonica</i>		<i>Tilia cordata</i>	
	Growing	Mature	Poplar	Hardwood	Present	Absent	Present	Absent
Early pioneer forest	17	0	16	1	15	2	0	18
Rapid growth series	32	35	62	5	47	20	6	61
Slow growth series	22	22	29	15	21	23	15	29
Mature poplar forest with an understory	2	122	56	68	17	107	81	43
Post-pioneer hardwood forest	6	88	13	81	15	79	59	35
Others	29	37	36	30	36	30	10	56

The early pioneer forest is defined as the first stage of forest growth and development by the ONF and is easily discriminated across all four classification targets: it corresponds to a poplar forest that is still young and is well-connected to the river channel, therefore being a favorable environment for the growth of the invasive Japanese knotweed.

Both the rapid-growth series and slow-growth series feature riparian forest plots that have not yet reached the most mature stage of growth (developed understory and large tree diameter) of the poplar forest on the Ain River, according to the ONF. The key difference between the two series is that the slow growth one is supposed to grow on elevated riverbanks that are less frequently flooded.

Half of the plots in the series were categorized as mature forest plots by the age group classifier, which suggests they had reached a forest structure similar to the one seen in most forest

plots above 50 y.o, an age that the forest plots of both ONF types can reach because the limiting factor for the next stage is tree diameter.

In addition, plots from the slow-growth series, which should be less connected to the river system, are more often predicted as favorable to the development of *Tilia cordata*, whereas plots from the rapid growth series are more often classified as favorable to the development of *Fallopia japonica*, which fits with the concept that the main difference between these two forest types is their degree of hydrological connectivity.

Finally, when reaching the most mature stages of the poplar forest, where it transitions towards post-pioneer hardwood forest, the majority of forest plots are predicted as mature and are not favorable to the development of *Fallopia japonica*. However, less than half of them are predicted as being favorable for *Tilia cordata*, and half of the plots that the ONF surveyed as representing the final stage of the riparian forest before the transition to hardwood species are predicted as being hardwood forest already, which suggests that they are under transition.

In summary, although the classifications reached similar accuracies, they show variability in how the forest plots are divided between the two classes (more or less connected to the river system) for each classification. The distributions of plots favorable to the development of *Fallopia japonica* (invasive on well-connected forest plots) and to the development of *Tilia cordata* (growing on the driest forest plots) are not symmetric, suggesting that some forest plots have a degree of hydrological connectivity in between the levels, clearly differentiating the two classes.

5.2.2 – Mapping Indicators of Riparian Forest Connectivity across the Lower Ain River.

Overall, the results from the classification offer a specific view of the degree of hydrological connectivity of the riparian forest. The age group classification shows the location of riparian forest plots that are still growing and have been rejuvenated after the construction of the Vouglans dam (≈50 years before the data acquisitions). The forest type shows the location of the typical pioneer forest, comprised mostly of poplar trees, and where it has started transitioning or has transitioned towards the post-pioneer hardwood forest because of a lack of forest rejuvenation. Finally, the presence of either *Fallopia japonica* or *Tilia cordata* inside a vegetation plot is an indicator of riparian forest plots that have good hydrological connectivity or that are dry, respectively.

Combining Hyperspectral, LiDAR, and Forestry Data to Characterize Riparian Forests along Age and Hydrological Gradients.

Furthermore, all of the classifications resulted in a similar spatial trend across the lower Ain River [Figure 51].

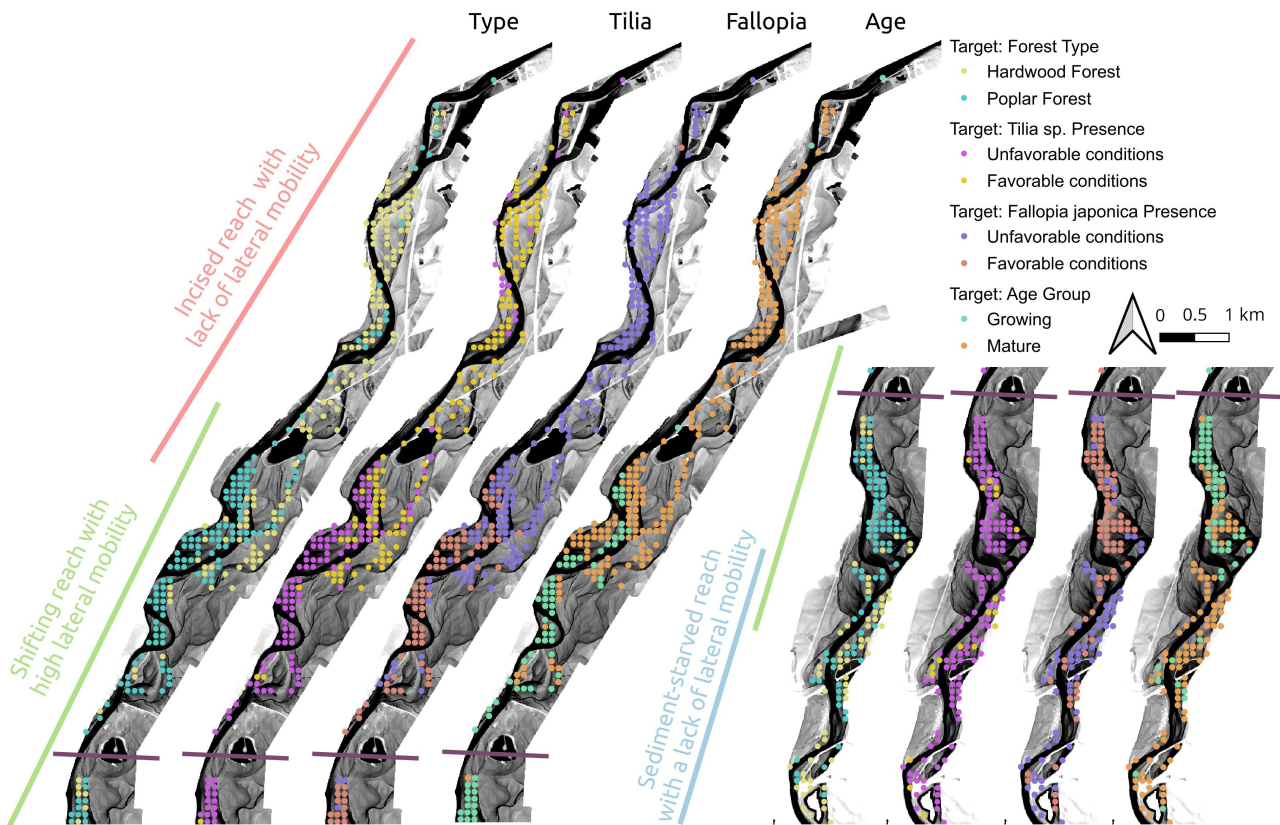


Figure 51: Spatial trends of riparian forest connectivity across the lower Ain River, according to the four random forest classifiers and their respective targets. (For coordinate references, see Figure 41 or Figure 52).

The incised reach located in the upstream portion of the study area is characterized by older vegetation patches, apart from a few exceptions near small gravel bars. These patches were mostly predicted to be post-pioneer hardwood forest plots, although a few plots were still predicted to be poplar forest plots, mostly those located near paleo-channels or extremely close in elevation to the river. In addition, the whole reach features unfavorable conditions for the development of *Fallopia japonica*, but favorable conditions for the development of *Tilia cordata*.

In the shifting reach, lateral mobility leads to the rejuvenation of the riparian forest and the presence of many forest plots that have not yet reached maturity, although some mature plots can be

seen on more elevated or older riverbanks that have not yet been rejuvenated, such as in the Mollon Site (south), whose specific location can be found in Figure 41. Even though there is a diversity between mature and growing forest plots in this shifting reach of the river, most plots were predicted to be poplar forest plots, rather than post-pioneer hardwood forest plots (irrespective of whether they were predicted in one age group or the other), and were also mostly predicted as being favorable towards the implantation and growth of *Fallopia japonica*.

Finally, those plots located along the third geomorphic reach, referred to as the sediment-starved reach in this paper, were mostly mature vegetation plots because the lateral mobility of the river was constrained by morainic deposits. While, on the one hand, this element, coupled with the lack of favorable forest patches for *Fallopia japonica*, shows a low degree of hydrological connectivity, compared with forest patches from the shifting reach; on the other hand, the fact that the same forest patches are also predicted as being unfavorable for *Tilia cordata* suggests that the degree of hydrological connectivity is higher than that for plots in the incised reach, which would, therefore, be dryer. This degree of connectivity between that of the incised reach and that of the shifting reach would explain the equal division of forest patch predictions between poplar forest and post-pioneer hardwood forest.

All four classification targets generated maps demonstrating that the impact of channel incision on the riparian forest could be assessed by coupling LiDAR and hyperspectral data. However, using hyperspectral data alone can lead to extremely similar maps at the scale of the lower Ain River [Figure 52]. Therefore, reflectance data alone were used to predict the upstream–downstream trend of hydrological connectivity of the riparian forest, and to discriminate between the incised and shifting sections of the river.

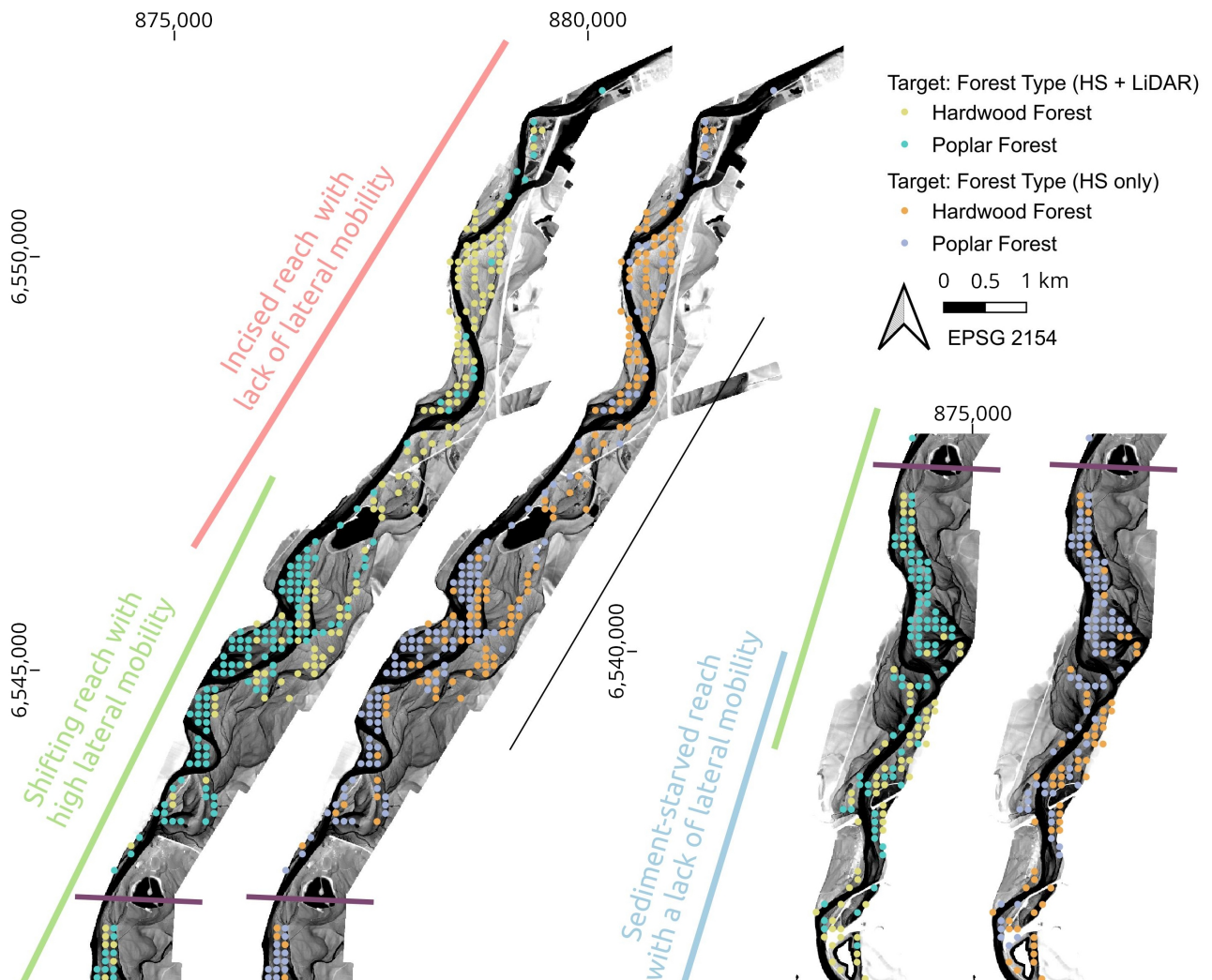


Figure 52: Comparison of forest-type prediction between the map resulting from both LiDAR and hyperspectral data and the map resulting from only hyperspectral data.

6 – Discussion.

Combining hyperspectral, LiDAR, and field data allowed for the analysis of the characteristics of the riparian forest of the lower Ain River, which is a forest featuring patches of varying ages due to rejuvenation that are distributed across reaches with different geomorphic features (high lateral mobility, constrained lateral mobility, and channel incision).

The topographic and sedimentological status of the riparian forest was investigated at a large scale along a 20-km river corridor, which highlighted both age (objective 1) and channel incision (objective 2) as drivers of change. Age led to a reduction in sedimentation processes as forest patches became more elevated and to development of forest soil leading to increased depth and available water capacity, which is in line with previous observations of young trees altering the topography of gravel bars (Bywater-Reyes *et al.*, 2017). Channel incision led to a decrease in patch connectivity at a given age, with an increase in plot elevation and a decrease in sedimentation, soil depth, and available water content.

Analysis of the field data showed that a transition from a pioneer forest consisting mainly of poplar trees towards a post-pioneer hardwood forest, from which poplars and other characteristic species of the riparian forest were absent, occurred with age, and this transition was more pronounced for plots affected by channel incision. For plots of the same age, channel incision leads to an increase in species preferring dry soil conditions, such as shrub species or *Tilia* sp., as is the case on the Drôme and Bès Rivers, where shrublands featured a higher relative elevation than post-pioneer units of the same age (Lallias-Tacon *et al.*, 2017), or as observed by Dufour along the Magra River in Italy, where channel degradation also favored species adapted to dryer conditions (Dufour *et al.*, 2015).

Both age and patch connectivity were also drivers of change in the overall structure of the riparian forest and its reflectance. We found that LiDAR-derived height was able to predict the age of early pioneer communities up to 30 y.o., similar to the results of work that discriminated poplar developmental stages in Arizona (Farid *et al.*, 2006). However, in more mature patches, the structure of the vegetation was not found to be related to age and appeared to be more a function of forest connectivity and its associated shifts in species composition, as the vegetation structure was correlated with canopy water content and vegetation greenness.

Channel incision appeared to lead to a decrease in canopy greenness and water content, due to the resulting constraints on the availability of water resources, which suggests a sign of plant stress following incision, similar to the browning of riparian woodlands in California following a groundwater drop, due to a drought event (Kibler *et al.*, 2021).

The connectivity of forest patches was predicted through random forest classification targeting different indicators, such as the presence of species indicative of dryer soil conditions (objective 3). The accuracy of the classifications was higher than 80%, which is similar to or

slightly lower than found in hyperspectral studies classifying species in non-riparian environments (Dalponte *et al.*, 2012; He *et al.*, 2011) or detecting the presence of *Tamarisk* sp. (Hamada *et al.*, 2007) in Southern California.

However, one of the limitations of this work that prevented attempts to directly map species was that it was restricted to forestry information in the form of vegetation plots covering a wide surface area in which multiple individuals of different species co-existed, which resulted in plots of mixed vegetation. Since successful classifications in mixed forests have been achieved with calibration data at the tree level (Dutta *et al.*, 2017; Richter *et al.*, 2016) and tree crown detection from LiDAR data was achieved in a riparian environment in the Susa Valley of Italy (Belcore and Latella, 2022), species mapping could be achievable in riparian forests.

Since all four classification targets achieved good results for the Ain River (including predicting the presence in the plot of *Fallopia japonica*, a species that cannot be seen at the canopy level) and led to similar maps showing the trends in hydrological connectivity of the lower Ain River, caution appears to be necessary when attempting to map species in riparian environments by remote sensing. The hyperspectral indexes selected by the random forest classifier were greenness and canopy water content, which can be indicative of water stress, rather than species. Therefore, it is possible that research work targeting the identification of invasive species using satellite data would produce a map of the forest patches that are more favorable to the growth and development of such species (which can also be of interest for scientists and stakeholders), rather than showing the actual presence of that species.

Therefore, future work should pay attention to the fact that differing degrees of hydrological connectivity, and the water stress that can result from them could interfere with classifications targeted at species detection in riparian environments. Detecting forest connectivity and mapping the impact of channel incision, as performed in this study, also provides useful data for researchers and stakeholders, because it can separate healthy riparian forest from dryer patches at the reach scale. This could lead to better management practices and help in prioritizing restoration actions by targeting dryer forest patches.

It seems possible to extract reproducible results on forest characteristics from LiDAR data, as documented in the previous literature. However, having only one hyperspectral campaign prevented us from assessing the impact of seasonality on the riparian vegetation signature and from knowing whether forest connectivity and health could be monitored from space by multispectral

satellite data, such as that from Sentinel-2, or by hyperspectral data from satellites, such as PRISMA.

Not only are there seasonal differences in the reflectance between individuals of the same species (Milani *et al.*, 2019) and between different species that do not have the same phenological windows (Michez *et al.*, 2016a), but the temperature and water levels are also seasonal. This study used data collected at the end of summer when the discharge of the Ain River was usually low and the temperature was high, which may bias the spectra towards the signature of hydrological connectivity and potentially plant stress.

In order to validate our hypothesis about hydrological connectivity and assess its impact on the spectral signature of riparian trees of the same species, in-field eco-physiological measurements of tree water stress would be necessary, and these could help target remote sensing surveys to the correct temporal and seasonal windows for mapping species and/or forest connectivity and health.

7 – Conclusion.

In this paper, riparian forest patches were studied by combining in-field surveys with LiDAR and hyperspectral data to better understand how the patches change through age and how they are affected by geomorphic changes, such as channel incision.

The topography underneath the forest patches was found to change with age, with increasing age leading to more elevated patches with a deeper soil that can store more water. However, forest patches in the incised reach of the Ain River were more elevated and featured shallower soils with less water retention capacity than those in non-incised reaches.

The composition of the forest was also found to change with age and the degree of hydrological connectivity. Older forest plots were transitioning towards post-pioneer environments, with this transition being more advanced for a particular age in forest patches located in the incised reach of the river. Channel incision also leads to the implantation of species preferring dryer conditions.

Although the forest grows with age, the heights of forest patches in the incised reach were found to be lower than those of patches in other reaches. In mature forest plots, the canopy structure correlated with hyperspectral indexes of greenness and canopy water content, suggesting that this

difference could be due to higher water stress in the communities growing along the incised reach of the Ain River.

In addition to characterizing the impact of age and vertical connectivity on the riparian forest and its health, the datasets were used to attempt to predict forest connectivity from remotely sensed indicators generated from LiDAR and hyperspectral data, with random forest classification being used to target key species, the shift between the poplar forest and post-pioneer hardwood forest, and whether forest plots were still growing or mature.

The resulting forest maps highlighted the downstream–upstream gradient of hydrological connectivity along the studied section of the Ain River. Forest rejuvenation does not occur in the incised reach, and channel incision led to a more post-pioneer type hardwood forest, which is favorable to species liking dry conditions. In contrast, the shifting reach of the river, where fluvial dynamics occur, features a forest where rejuvenation processes are still ongoing and where older and mature patches can still feature the pioneer poplar forest typical of the Ain River, although they are more likely to also be favorable for the development of the invasive Japanese knotweed.

Our study highlights the potential of hyperspectral and LiDAR data for studying riparian forests and understanding the co-occurring processes of forest growth and impacts from anthropic changes, such as channel incision. The techniques could provide diagnostic tools to help differentiate healthy riparian forest from dryer patches that could warrant restoration actions. In addition, the possibility of using reflectance data alone for mapping the connectivity of riparian forests is promising for monitoring our forests and their responses to climate change and restoration actions. However, fully exploring the changes occurring in riparian forests along the two gradients of age and connectivity required good field data and information derived from LiDAR data and was a crucial first step for understanding the processes at play in our study site. Nevertheless, further research is needed to assess the reproducibility of our results and whether they could be obtained using low-cost and readily available multispectral data from satellites.

Intérêt des séries temporelles LiDAR pour le suivi des forêts riveraines pionnières

1 – Contextualisation.

La forêt pionnière qui colonise les bancs de galets entretient des interactions bio-géomorphologiques réciproques avec l'hydrosystème qu'elle colonise (Corenblit *et al.*, 2020). Les données tridimensionnelles acquises par des approches photogrammétriques ou par LiDAR nous permettent d'interroger ces interactions réciproques et d'aborder la façon dont les peuplements pionniers colonisent les espaces libérés par la dynamique fluviale (Hortobágyi, 2018). Dans la section présentée précédemment, nous avons pu caractériser l'impact de l'incision du chenal sur la forêt riveraine de la basse vallée de l'Ain, notamment pour des peuplements matures. L'utilisation de données LiDAR nous a permis d'évaluer les changements topographiques (exhaussement, diminution des dynamiques sédimentaires) et leur impact sur la santé des peuplements forestiers.

Cependant, cette approche s'est surtout focalisée sur une caractérisation de la forêt riveraine en 2015, et correspond de fait à un regard porté sur la basse vallée de l'Ain à un instant donné. Travailler avec des données forestières collectées sur des placettes de l'Office National des Forêts a pu permettre d'évaluer la croissance des peuplements pionniers à travers une loi associant leur hauteur à leur âge sans toutefois évaluer les facteurs qui peuvent expliquer la variabilité des conditions observées.

L'usage de campagnes LiDAR répétées pourrait ainsi être prometteur pour l'étude des populations pionnières, de leur colonisation, de leur croissance et la compréhension des facteurs qui les contrôlent. En effet, l'impact des variables climatiques (sécheresse) et hydrologiques (crues) sur la croissance et le renouvellement des peuplements pionniers pourrait être creusé et mis en lien avec les variables géomorphologiques (position sur le banc, hauteur au chenal d'étiage, etc.). Les informations obtenues par LiDAR pourraient compléter celles acquises par les techniques d'imagerie classiques qui permettent d'étudier l'évolution des superficies colonisées en réponse à la dynamique fluviale en y intégrant une dimension structurale. Certains auteurs ont ainsi pu caractériser les interactions entre la végétation pionnière et la topographie des bancs qu'elle colonise

en exploitant une campagne LiDAR (Bywater-Reyes *et al.*, 2017; Räßple *et al.*, 2017) mais ces approches ne sont souvent pas répétées dans le temps.

Les recherches en foresteries exploitent d'ores et déjà des séries temporelles LiDAR notamment pour aborder des questions de mortalité et de croissance (Huertas *et al.*, 2022; Zhao *et al.*, 2018). Ces recherches sont notamment motivées par la capacité des forêts à agir comme des puits de carbone, mais elles soulèvent la difficulté de travailler à l'échelle de l'individu, notamment du fait de la délimitation multi-temporelle des couronnes des arbres suivis (Duncanson and Dubayah, 2018).

Cette section du manuscrit de thèse s'intéresse donc spécifiquement à l'exploitation des jeux de données LiDAR acquis sur la rivière d'Ain par des acteurs différents et pour des enjeux différents afin d'étudier les dynamiques de croissance de la forêt riveraine pionnière. Ce faisant, il nous semble possible de pouvoir montrer l'intérêt d'un suivi multi-date exploitant des données LiDAR, illustrer les limites associées aux jeux de données à notre disposition, et ainsi fournir des recommandations pour effectuer de tels suivis sur d'autres rivières.

2 – Données et Méthodes.

2.1 – Jeux de données et prétraitements.

Pour ce faire, quatre jeux de données LiDAR ayant été acquis sur la basse vallée de l'Ain depuis 2015 sont exploités [Tableau 36]. Deux des acquisitions ont été réalisées à la fin de l'été, au cours du mois d'août (2015 et 2018), tandis que les deux autres l'ont été pendant les périodes hivernales (décembre 2016 et février 2021). De fait, un biais est introduit dans l'étude de la croissance végétative puisque les données acquises ne correspondent pas toutes à une période où les arbres présentent un feuillage dense. De plus, la comparabilité des campagnes estivales reste limitée puisque l'acquisition de 2018 s'est concentrée sur les berges du chenal principal et ne couvre donc pas l'ensemble de la forêt alluviale. D'autres critères de divergence entre les campagnes sont la densité de points (ici obtenue sur un même secteur pour chaque campagne) ainsi que l'altitude de vol, ce dernier facteur affectant la capacité de pénétration de la canopée (Laslier, 2018). Néanmoins, nous tentons quand même d'exploiter ces données dans une démarche qui se veut ici exploratoire, et en restant conscient des limites qui leur sont inhérentes. Du fait de la variabilité de la couverture

spatiale entre les LiDAR, l'analyse s'est concentrée sur le linéaire entre Pont d'Ain et Chazey-sur-Ain.

Tableau 36: Caractéristiques des données LiDAR utilisées. La densité a été calculée sur un même secteur de 300 x 300 mètres abritant une forêt riveraine mature, de la forêt riveraine plus jeune, le chenal en eau, ainsi que du bâti.

Date	Type	Densité	Couverture	Précision en Z	Précision en X, Y	Altitude de vol	Origine
26 Août 2015	Topo-Bathymétrique	42,5 pts/m ²	Pont d'Ain à Chazey-sur-Ain	5 cm	5 cm	329 m	EDF
9 Décembre 2016	Topographique	11,0 pts/m ²	Basse Vallée	3 cm	3 cm	1300 m	SR3A
22 Août 2018	Topographique	17,9 pts/m ²	Basse Vallée (Corridor Fluvial)	10 cm	20 cm	1050 m	EDF
26 Février 2021	Topographique	29,5 pts/m ²	Basse Vallée	5 cm	5 cm	1700 m	SR3A

Ces données LiDAR ont été traitées sur R en exploitant le package lidR (Roussel *et al.*, 2020) afin de pouvoir en extraire des modèles numériques de terrain et de hauteur. Ce travail a été en partie réalisé par une étudiante de l'ENGEES (Brunel, 2022). Pour le moment, les données de la campagne de décembre 2016 n'ont pas encore pu être traitées.

Les campagnes de photographies aériennes effectuées par l'IGN dans le proche-infrarouge ont également été utilisées afin d'obtenir les surfaces colonisées par la végétation pionnière entre chacune des campagnes (2005, 2012, 2015, 2018). Ce travail a été effectué dans le cas d'un second stage qui s'est déroulé entre avril et juin 2022 (Gramblička, 2022). Gramblička (2022) a ainsi produit une cartographie de la végétation pionnière en trois classes d'âge (2005 – 2012, 2012 –

2015, et 2015 – 2018). La méthodologie employée pour extraire les surfaces colonisées par la végétation correspond à une classification de type Maximum Likelihood et a permis d'obtenir l'âge des forêts pionnière comme détaillé dans le Tableau 37.

Tableau 37: Âge de la forêt riveraine en fonction de la période de colonisation (images infrarouges couleur), de la date du LiDAR, et du nombre de cycles végétatifs correspondants.

		Date de la campagne LiDAR			
		Août 2015	Décembre 2016	Août 2018	Février 2021
Période de colonisation (IGN)	2005 - 2012	4 à 11 ans	5 à 12 ans	7 à 14 ans	10 à 16 ans
	2012 - 2015	1 à 4 ans	2 à 5 ans	4 à 7 ans	7 à 9 ans
	2015 - 2018	< 1 an	< 2 ans	1 à 4 ans	3 à 6 ans

2.2 – Croissance de la forêt pionnière.

Afin d'appréhender l'apport des séries temporelles LiDAR pour l'analyse de la végétation pionnière, le travail exploite principalement la cartographie de l'âge des unités pionnières réalisée par Tomáš Gramblička (2022). Dans le but d'améliorer la représentativité statistique de chacune de ces unités d'âge et de filtrer les surfaces les plus petites, la basse vallée de l'Ain a été découpée par un maillage de 10 x 10 mètres, selon les recommandations tirées du travail de Enna Brunel (2022). Ce maillage a ensuite été intersecté avec la cartographie de la végétation afin de la découper en plus petites unités, puis les mailles les plus petites à l'issue de cette intersection (superficie < 90 m²) ont été écartées afin de limiter les effets de bord comme la croissance de la couronne des arbres matures [Figure 53].

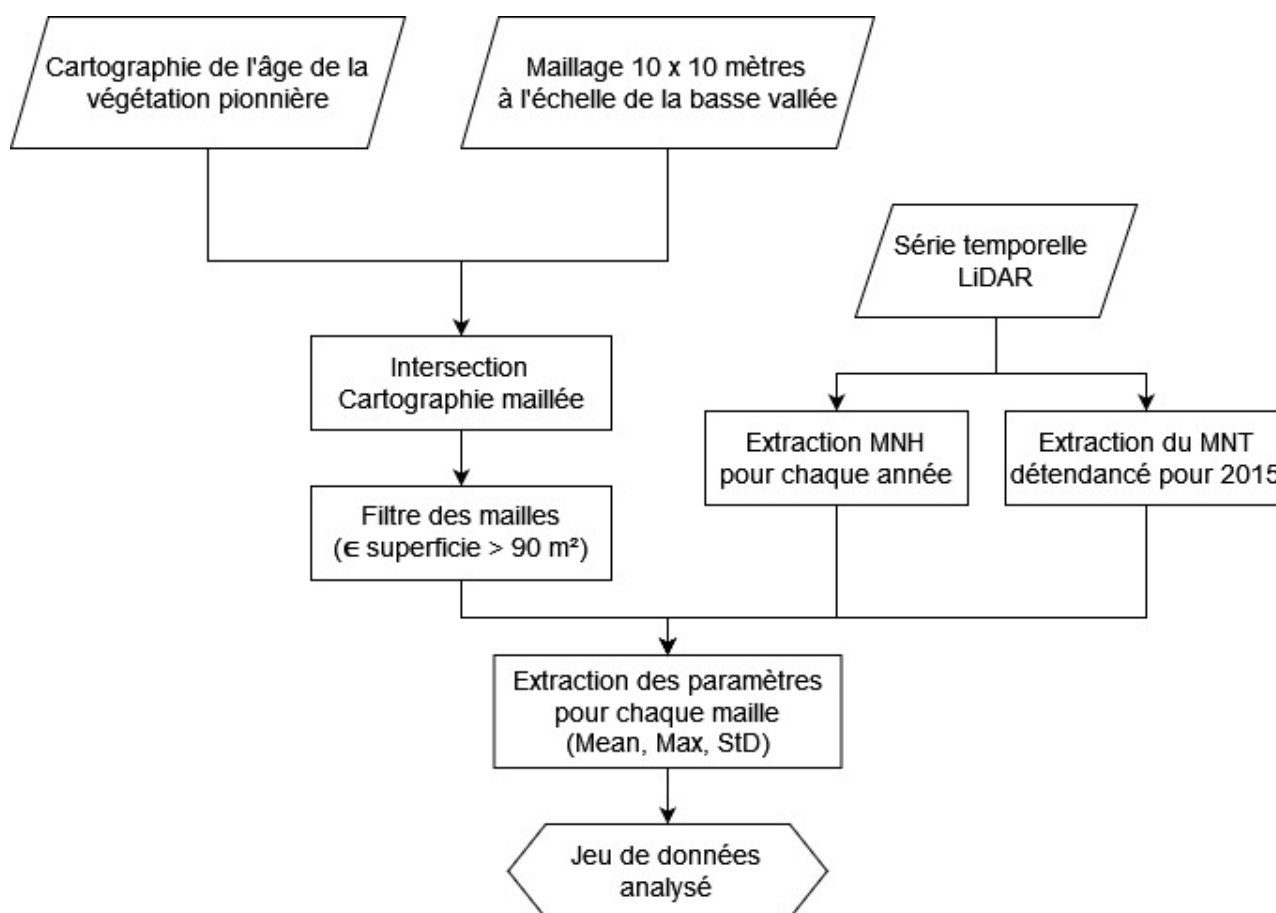


Figure 53: Création d'un jeu de données destiné à étudier la croissance de la végétation pionnière s'appuyant sur le couplage d'une série temporelle LiDAR et d'une séquence d'orthophotographie.

La hauteur de la végétation dans chacune de ces mailles a été obtenue par extraction depuis les modèles numériques de hauteur produits pour chacune des campagnes LiDAR. Ce paramètre a alors été exploré pour l'ensemble du jeu de données. Il a de plus été couplé à un paramètre topographique qui est l'altitude relative de chacune de ces mailles au chenal d'étiage (27m³/s) lors de l'année 2015. Ce paramètre a été obtenu en utilisant la Fluvial Corridor Toolbox (Roux *et al.*, 2014).

3 – Premiers résultats.

3.1 – Apport de l'imagerie proche-infrarouge à l'analyse des dynamiques de colonisation de la végétation pionnière à l'échelle de la basse vallée.

Les résultats concernant l'analyse par imagerie proche-infrarouge des surfaces colonisées par la végétation riveraine entre 2005 et 2018 proviennent des travaux de Gramblička (2022). L'ensemble des surfaces colonisées de façon permanente durant cette période représente presque un kilomètre carré de forêt alluviale [Figure 54]. Environ 70 % des surfaces colonisées l'ont été au cours de la période s'étalant de 2005 à 2012. La variabilité inter-annuelle des surfaces colonisées semble alors élevée puisqu'elle passe de 100 m² par an sur cette période à moins de 50 m² colonisés par an sur la période 2015 – 2018 et la période 2015 – 2021.

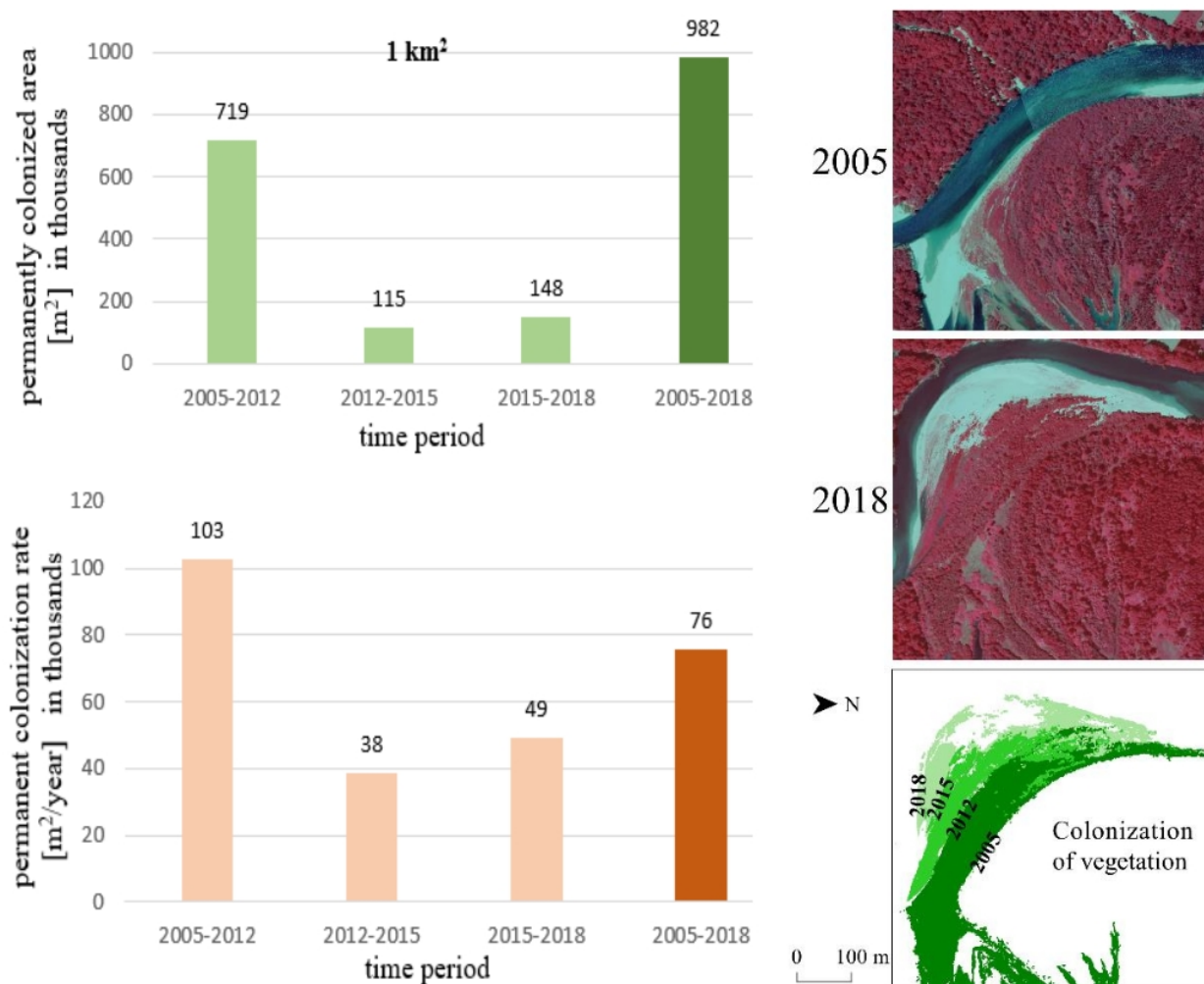


Figure 54: Surface colonisée entre 2005 et 2018 dans la basse vallée de l'Ain, et photographies illustratives de la colonisation d'un secteur de la rivière d'Ain (Tomáš Gramblička, 2022).

L'hypothèse émise par Gramblička (2022) est que cette différence en termes de surfaces colonisées pourrait être expliquée par des différences au sein de la chronique hydrologique de l'Ain pour les périodes considérées. En effet, les années 2005 à 2012 sont caractérisées par des débits de crue relativement faibles ($< 500 \text{ m}^3$) alors que des crues atteignant les 1000 m^3 sont survenues au début de l'année 2018 et durant l'année 2021, c'est à dire quelques mois tout au plus avant les campagnes d'imagerie proche-infrarouge de l'IGN.

On peut compléter cette hypothèse par une seconde hypothèse qui indiquerait un ralentissement du processus de colonisation. Le début des années 2000 correspond à l'abandon du chenal principal de la rivière près de la commune de Mollon au profit d'un bras secondaire, libérant

de vastes surfaces potentiellement colonisables. Cette surface nouvellement libérée aux processus de colonisation par la forêt riveraine correspond à un dixième de la surface totale colonisée par la forêt entre 2005 et 2012.

3.2 – Croissance des communautés pionnières entre Pont d'Ain et Chazey-sur-Ain.

À l'échelle du tronçon de la basse vallée de l'Ain allant de Pont d'Ain à Chazey-sur-Ain, les hauteurs moyennes et maximales de la forêt pionnière sont corrélées avec la classe d'âge lui correspondant. Elles sont également le témoin d'unités bio-géomorphologiques qui se distinguent le long d'un gradient d'élévation de la forêt pionnière, et donc un gradient de l'intensité de la perturbation associée aux crues [Figure 55].

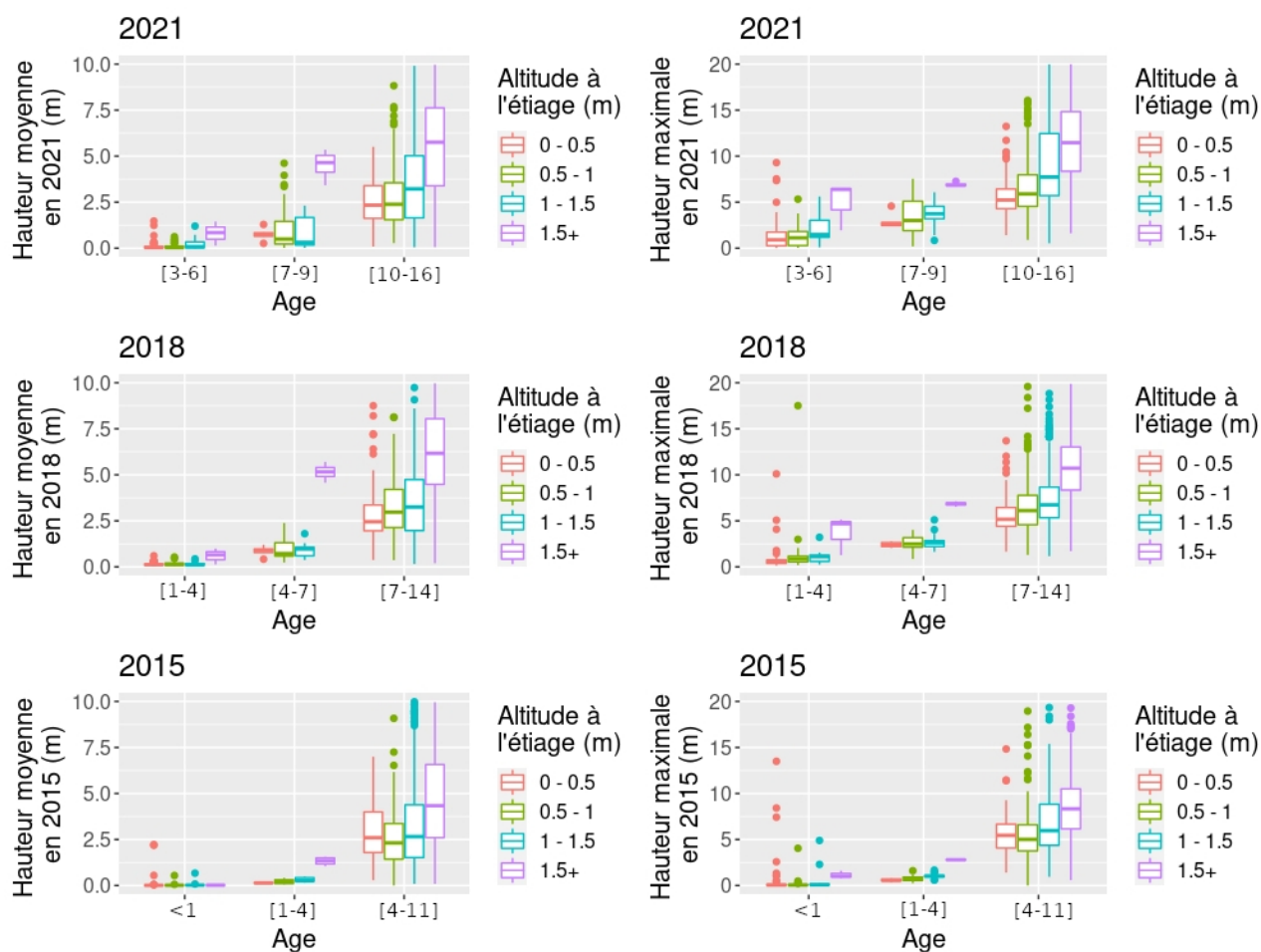


Figure 55: Evolution de la hauteur des communautés pionnières en fonction de leur âge et selon leur élévation au niveau d'étiage pour les trois campagnes LiDAR. L'âge donné est l'âge maximal des peuplements tel que détecté par imagerie proche-infrarouge, leur âge réel se situant entre celui-ci et l'âge maximal des peuplements plus jeunes.

Trois gammes d'âges sont présentées sur chacun des graphiques, et correspondent aux différentes périodes de colonisation identifiées par imagerie proche-infrarouge. La classe d'âge la plus jeune correspond à la phase de colonisation survenue entre 2015 et 2018, et les hauteurs moyennes de canopées en 2015 sont donc de l'ordre de zéro centimètre en 2015, à l'exception de quelques valeurs aberrantes. Pour chacun des relevés LiDAR, cette gamme d'âge est la moins développée en hauteur, en revanche ces hauteurs moyennes n'atteignent pas le mètre y compris en 2021, à l'exception des placettes les plus perchées (> 1.5 mètres). En revanche, les maxima de

hauteur dépassent le mètre et atteignent même quatre mètres en 2018 et en 2021 pour les secteurs les plus perchés, ce qui suggère que les individus dépassant le mètre sont relativement isolés.

La seconde classe d'âge correspond à la phase de colonisation survenue entre 2012 et 2015. La hauteur moyenne de la canopée pour cette classe d'âge en 2015 était de 22 centimètres pour les peuplements les plus bas (< 1.5 mètres) et de 95 centimètres pour les peuplements perchés. Cette variabilité de la hauteur de canopée en fonction de l'élévation des peuplements au niveau d'eau du chenal à l'étiage se retrouve également pour les autres campagnes, où les peuplements les plus proches du chenal restent toujours caractérisés par des hauteurs relativement basses (\approx 1 mètres en 2021) alors que ceux plus sur-élevés dépassent les trois mètres.

Finalement, la troisième classe d'âge est la plus développée pour l'ensemble des relevés LiDAR, et correspond aux surfaces qui ont été colonisées entre 2005 et 2012. La hauteur moyenne des peuplements les plus bas y était de 2.5 mètres environ en 2015, et cette gamme de hauteur est restée relativement stable dans le temps pour ces surfaces perchées proches du chenal. En 2021, les peuplements les plus perchés ont atteint une hauteur moyenne de canopée de cinq mètres, ce qui témoigne à nouveau d'un gradient de hauteur de la canopée en lien avec l'élévation au chenal des peuplements appartenant à une même classe d'âge.

En revanche, ces lois de croissance qui se distinguent pour chaque date entre les surfaces colonisées sur des périodes différentes ne sont plus aussi simples lorsque l'on s'intéresse aux différentiels de hauteur entre chacune des dates, et donc à l'évolution des moyennes et maxima de hauteur pour chaque maille étudiée [Figure 56].

Premièrement, la période entre 2015 et 2018 démontre la présence de fortes croissances mais aussi de peuplements dont la croissance est faible, voire stagnante. Les surfaces qui ont été colonisées pendant cette période, et qui ont donc au maximum trois ans en 2018 (première classe d'âge) présentent une végétation dont la hauteur moyenne n'a pas augmenté en dehors des placettes les plus perchées qui sont aussi caractérisées par une forte augmentation de la hauteur maximale de la canopée dans les mailles (> 3 mètres). La hauteur moyenne de la canopée est en légère hausse (\approx 1 mètre) pour les deux autres gammes d'âge, mais elle n'est réellement importante que dans le cas des placettes perchées, notamment dans le cas de la classe d'âge intermédiaire (> 3 mètres). Cette période correspond à trois périodes végétatives puisque les deux campagnes ont été effectuées en août.

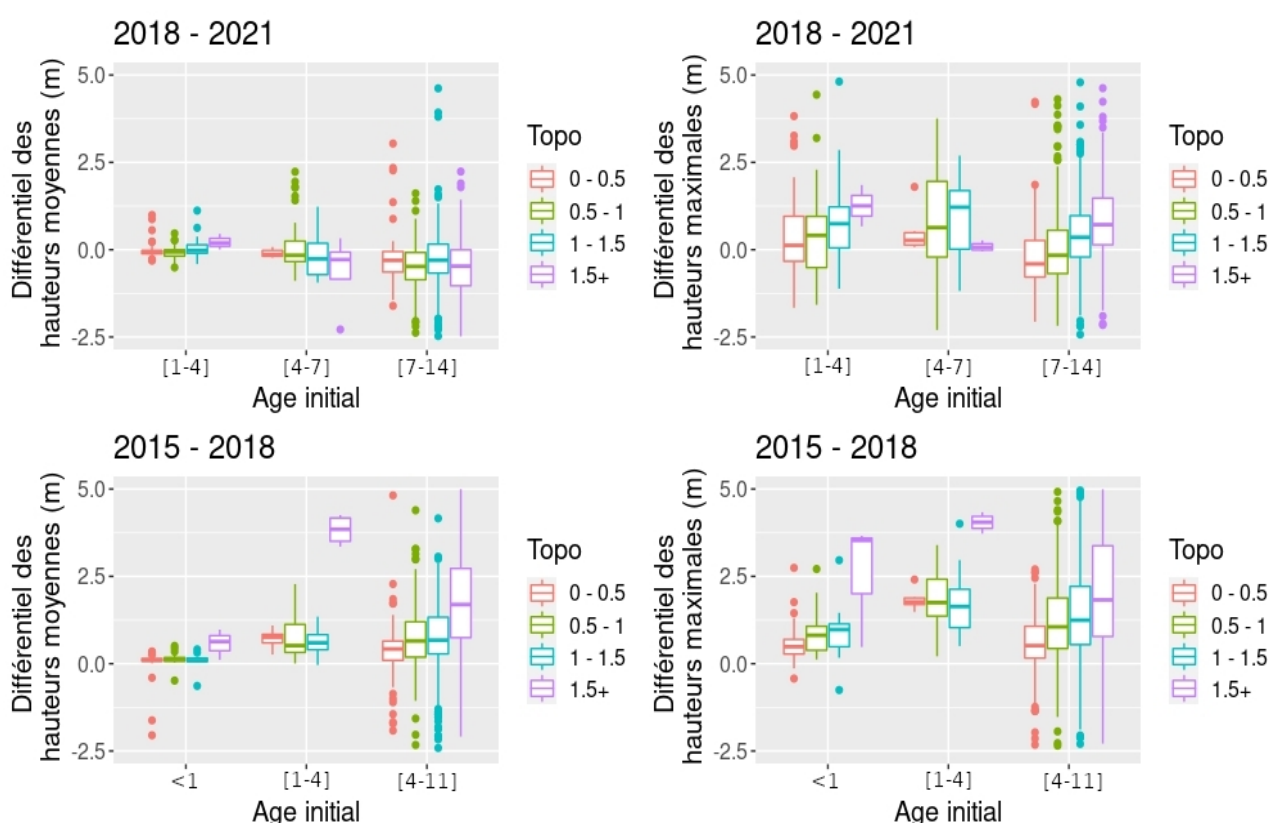


Figure 56: Evolution de la hauteur moyenne et maximale de chaque maille entre deux campagnes. Les peuplements les plus éloignés du chenal principal latéralement sont exclus, car non couverts par la campagne de 2018.

Deuxièmement, la période entre 2018 et 2021 correspond à deux périodes végétatives et est cette fois-ci caractérisée par une stagnation. Ni les hauteurs moyennes, ni les hauteurs maximales n'évoluent réellement sur la période. La croissance semble alors faible puisque sur cette période de deux années, les maxima n'ont évolué positivement que dans le cas des populations pionnières localisées à au moins un mètre au dessus du niveau d'étiage. La hauteur moyenne de la canopée a, elle, eu tendance à diminuer. La perte de feuillage au cours de l'hiver pourrait être un facteur explicatif de cette stagnation : les arbres auraient alors grandi au cours des deux périodes végétatives mais cette croissance serait masquée partiellement par l'absence de feuillage.

Cependant, ce facteur ne suffit peut-être pas à expliquer les différences observées entre 2015 et 2018. En effet, le faible nombre d'individus dépassant le mètre sur des surfaces entièrement

végétalisées après sept à neuf ans de croissance (LiDAR 2021) est surprenant lorsque comparé aux hauteurs des surfaces qui avaient une classe d'âge comparable en 2015 (4 à 11 ans).

Il semble probable que les crues importantes survenues au cours de la période ont contribué à la perturbation des dynamiques de croissance des communautés pionnières en arasant une importante partie des surfaces colonisées, qui sont alors colonisées à nouveau par de jeunes plantules. Seules les populations grandissant sur les surfaces les plus perchées auraient alors été à même de résister à ces crues.

Malgré cet impact des crues récentes, une grande partie des surfaces de faible élévation par rapport au niveau d'eau d'étiage qui avaient été colonisées entre 2005 et 2012 est restée arborée au cours des trois campagnes, bien que le taux de croissance soit resté faible pour les individus les moins perchés.

3.3 – Mise en évidence de l'arasement de la forêt riveraine suite à des crues historiques.

Afin de confirmer l'hypothèse de l'impact des crues sur la forêt riveraine, une coupe en travers par date a été effectuée pour un îlot boisé sur lequel aucune coupe de gestion n'est survenue au cours de la période considérée [Figure 57]. Une première phase d'arasement de la végétation peut être constatée entre décembre 2016 et août 2018 avec la disparition de quelques arbres qui mesuraient entre 10 et 20 mètres. En février 2021, les quelques arbres matures restant sur l'îlot en question ont disparu. Les crues de l'Ain ont donc atteint une puissance suffisante pour déraciner localement des arbres matures sur cet îlot, que ce soit par leur force mécanique ou à travers une remobilisation du substrat.

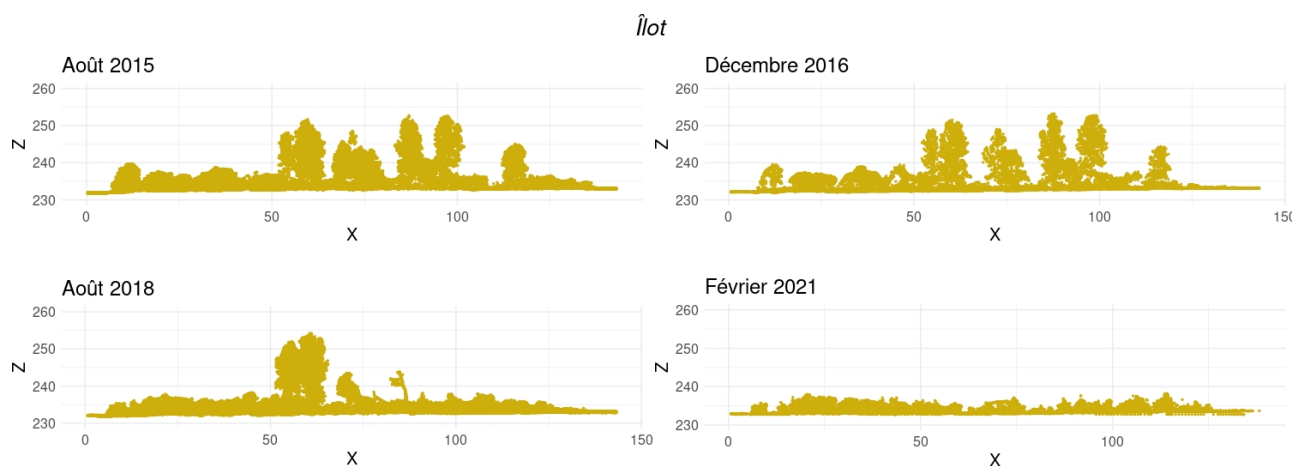


Figure 57: Coupes en travers d'un îlot de la basse vallée de l'Ain pour chacune des campagnes LiDAR.

4 – Discussion – Conclusion.

4.1 – Futurs développements.

Les résultats présentés dans cette section du Chapitre 3 ne sont que le fruit d'une analyse exploratoire de ces jeux de données. Cette analyse vise donc à être développée par la suite, notamment en traitant les données issues de la campagne *leaf-off* de décembre 2016 qui couvre l'ensemble de la basse vallée et serait comparable avec la campagne de 2021 dont l'emprise spatiale est similaire.

Cette première approche des croissances observées repose sur des classes d'âges obtenues à partir des images IRC de l'IGN. Afin de mieux distinguer les années de croissance au sein de chaque classe d'âge, des images issues de Planet à la fin de chaque saison végétative pourraient être exploitées pour déterminer des années de croissance.

Etant donné que l'analyse se focalise sur un tronçon de la basse vallée de l'Ain (Pont d'Ain à Chazey-sur-Ain), il serait intéressant de pouvoir y inclure la végétalisation des bancs plus en aval, qui sont proches de la confluence avec le Rhône. Cela pourrait notamment permettre de déboucher sur une analyse à l'échelle de bancs plutôt qu'à une échelle plus globale au sein de la basse vallée. De façon similaire, les espaces libérés par la rivière et devenant des annexes de celle-ci pourraient être traités séparément des bancs de galets en interaction directe avec le chenal actif.

Finalement, le nombre de paramètres structuraux et topographiques pourrait être augmenté afin de contribuer à une analyse plus fine, par exemple en tentant d'évaluer les processus sédimentaires et l'exhaussement des milieux entre les campagnes. Jusqu'ici, seul l'élévation à l'étiage en 2015 a été considérée, mais exploiter la série temporelle pourrait permettre d'appréhender en détail les changements altimétriques des placettes associés aux crues.

D'autres directions d'analyse restent évidemment possible, comme les applications à la forêt mature pour laquelle il serait peut-être possible d'évaluer les gains/pertes de biomasse, ou encore des analyses à l'échelle de l'individu, bien que segmenter des couronnes pour des individus d'âge différent reste difficile, notamment en l'absence de données de validation terrain.

4.2 – Intérêt de l'approche spatio-temporelle par LiDAR.

L'approche multidates développée ici semble suggérer un fort arasement des jeunes plantules suite aux crues morphogènes survenues sur l'Ain. Ce phénomène d'arasement est approché dans la littérature par des campagnes de terrain traditionnelles qui permettent de repérer les individus ayant été arasés au début de chaque période végétative (Wintenberger *et al.*, 2019). Ici, on constate qu'en introduisant un suivi LiDAR multi-dates, il est possible de conclure que des patchs de végétation détectés par imagerie plusieurs années consécutives ont été arasés par les crues et recolonisés ensuite. Ces résultats soulignent que les cartographies d'âge de la végétation produites par imagerie aéroportée peuvent fournir des informations ne correspondant pas à l'âge réel des peuplements, car ceux-ci peuvent enregistrer une érosion et une recolonisation entre deux campagnes. Ceci souligne que l'étude de la croissance par LiDAR doit se faire soit par une validation terrain par dendrochronologie sur un corpus d'arbres échantillonnés soit par une validation image sur des cohortes suivies par des acquisitions annuelles en fin de période végétative.

Dans le cas de la basse vallée de l'Ain, les peuplements qui ont le mieux résisté à la succession de crues morphogènes ayant eu lieu depuis le début de l'année 2018 pourraient être ceux installés sur les surfaces les plus perchées.

Dans le cas de la basse vallée de l'Ain, nos résultats suggèrent que les peuplements installés sur les surfaces les plus perchées pourraient avoir mieux résisté à la succession de crues morphogènes ayant eu lieu depuis le début de l'année 2018. En revanche, il a aussi été possible de

détecter que l'ensemble des classes d'élévation au chenal présentait une forêt riveraine développée pour la période de colonisation 2005 – 2012, qui était antérieure aux crues. Ce constat pourrait être la résultante d'une forêt riveraine qui était déjà développée avant ces crues, et qui aurait donc pu y résister. À ce facteur se mêle le fait qu'une partie de ces surfaces est localisée sur les espaces ayant été abornés par le cours principal de l'Ain plutôt que dans sa bande active ; et d'autres surfaces sont situées juste en aval de peuplements forestiers plus perchés sur le banc. Néanmoins, une validation reste nécessaire en raffinant les classes d'âges, puisque les placettes les plus élevées pourraient correspondre aux cohortes les plus vieilles au sein d'une même classe d'âge.

Des approches complémentaires restent nécessaires pour évaluer l'importance de ces facteurs de localisation dans la résistance des communautés aux effets des crues. Néanmoins, si le développement de la forêt riveraine semble facilité dans les espaces laissés à l'abandon par le recoupement de méandres, alors les années à venir devraient être caractérisées par un taux de végétalisation plus important que pour la période 2018 – 2021 étant donné que les crues ont conduit à une modification du tracé de l'Ain et au recoupement de deux de ses méandres sur la zone étudiée.

Une mission de terrain effectuée durant l'été 2022 montre toutefois que les surfaces libérées ont été pour partie colonisées par des plantes annuelles plutôt que par la forêt pionnière caractéristique de la basse vallée de l'Ain [Figure 58]. Comme chaque année n'est pas propice à une recolonisation ligneuse, le développement d'espèces annuelles peut être enregistré lors de la campagne de télédétection. La date de la campagne doit donc être réfléchie de façon à éviter de mélanger le signal de la croissance ligneuse et celui de la croissance des annuelles.



Figure 58: Végétation annuelle colonisant les surfaces de galets libérées par le recouplement du méandre de Mollon, avec en arrière-plan la forêt riveraine mature qui bordait le cours du chenal (Cliché personnel, été 2022).

4.3 – Limites de l'approche spatio-temporelle par LiDAR.

Une limite émerge à l'issue des travaux déjà amorcés, celle du besoin de caractérisation des espaces étudiés au-delà de leurs paramètres topographiques et structuraux. En effet, la colonisation des rives de la rivière et des espaces qu'elle laisse à l'abandon à la suite de la mobilité du chenal et des processus érosifs ne se fait pas nécessairement par des espèces pionnières arbustives ou arborées, mais aussi par des espèces herbacées ou des espèces annuelles qui peuvent venir biaiser les analyses. Cartographier les espèces végétales présentes sur les sites étudiés aide donc grandement l'étude des dynamiques de croissance, notamment avec des campagnes de relevés sur la végétation (inventaires des espèces) synchrones aux acquisitions LiDAR.

De plus, des avancées méthodologiques restent nécessaires pour aborder la croissance de la forêt dans toute sa spatialité : elle se fait par un accroissement de la hauteur des individus, mais

aussi par le développement latéral de la couronne. Cette couronne peut introduire un biais dans les calculs de croissance, notamment lorsque les données ne sont pas acquises au même moment au sein de la période végétative. Dans le cas de la basse vallée de l'Ain, tenter de soustraire le modèle numérique de hauteur de 2021 à celui de 2015 fait apparaître des artéfacts associés à ces couronnes dans la forêt mature.

Au-delà des biais pouvant être associés aux campagnes multidates et qui sont également dépendants de la résolution du capteur ainsi que de l'altitude de vol, appréhender l'évolution des couronnes reste important pour étudier la croissance des peuplements pionniers. Cela pose la question de savoir s'il est plus judicieux de travailler à l'échelle des individus plutôt qu'à l'échelle des cohortes.

Travailler sur les algorithmes de détection des arbres et de leurs couronnes pourrait permettre d'améliorer ces études de croissance en étudiant tant la croissance verticale (différence entre les maxima de hauteur des couronnes) que latérale (différence de l'aire des couronnes). Néanmoins, développer des routines applicables à de larges tronçons fluviaux nécessiterait de pouvoir extraire les individus y-compris pour les stades pionniers des forêts alluviales qui forment des strates arbustives et buissonnantes homogènes. La détection d'individu au sein des forêts riveraines a récemment été abordée par des travaux sur la rivière Orco (Latella *et al.*, 2021), qui pourraient être applicables pour les forêts riveraines de la basse vallée de l'Ain.

4.4 – Recommandations pour le suivi.

Dans le cadre d'un suivi par imagerie s'intéressant spécifiquement aux dynamiques de croissance et de colonisation de la forêt pionnière à l'échelle de cohortes et en lien avec les variables climatiques et hydrologiques, il semblerait nécessaire d'adopter un pas de temps plus fin pour pouvoir émettre et valider des hypothèses sur les impacts des sécheresses et des crues sur ces cohortes.

Deux acquisitions annuelles, une au début et une autre à la fin de chaque période végétative, permettraient d'évaluer la croissance des individus pendant un été, mais aussi de détecter ceux qui se seraient fait arracher par les crues hivernales. Une unique acquisition annuelle vers le mois de mai permettrait d'évaluer la croissance des individus pendant une période végétative, sans que les analyses ne soient affectées par le développement des espèces annuelles pendant l'été. Ces données

annuelles permettraient également d'obtenir l'âge réel des peuplements étudiés plutôt que des gammes d'âges parfois trop larges pour des études fines (ex : sept années d'écart entre des photographies en 2005 et en 2012).

En alternative à un suivi LiDAR répété, l'acquisition de données dans le visible ou dans le proche-infrarouge pourrait être moins coûteuse et permettre de restituer des modèles numériques de surface par photogrammétrie (Hortobágyi, 2018). Cependant, l'utilisation des techniques photogrammétriques ne permet pas la restitution d'un modèle numérique de terrain sous les peuplements arborés, et ne permet donc pas nécessairement d'évaluer les changements topographiques résultant des interactions entre la végétation riveraine et la dynamique du système fluvial.

De telles campagnes pourraient également être couplées à un suivi forestier in situ ou à une cartographie des unités de végétation, afin de pouvoir étudier la réponse de différentes espèces et distinguer les jeunes pousses d'espèces arborées pionnières des espaces colonisés par des espèces annuelles. Une telle cartographie pourrait également être tentée à partir des données LiDAR elles-mêmes.

Imagerie hyperspectrale pour la caractérisation des espèces typiques des forêts alluviales

1 – Contextualisation.

Être capable de cartographier les différentes espèces présentes au sein de la forêt riveraine pionnière est d'intérêt pour les gestionnaires qui peuvent alors identifier les secteurs colonisés par des espèces cibles, que ce soit parce qu'elles sont typiques de ces milieux (*Salix sp.*, *Populus nigra*) ou invasives (*Fallopia japonica*). Couplées à des données de télédétection, de telles cartographies pourraient également permettre d'appréhender des questions d'écologie forestière (croissance, cycle biogéomorphologique) à large échelle, et ce en distinguant les réponses des différentes espèces qui composent un peuplement. Une telle approche serait alors complémentaire à celles développées ou en cours de développement au sein des sections précédentes du chapitre. En effet, ces deux approches sont menées à l'échelle de peuplements, et bénéficieraient sans doute d'une vision au niveau de l'espèce et des individus.

Cependant, la forêt riveraine est un milieu pour lequel cartographier automatiquement les espèces en croisant données de télédétection et relevés terrains reste complexe : les meilleures approches s'appuient sur l'acquisition répétée de données au cours d'une saison végétative (Michez *et al.*, 2016a, 2016b), ce qui permet de viser des fenêtres phénologiques distinctes (*e.g.* floraison, sénescence). D'autres approches, plus émergentes, se fondent sur l'usage de l'imagerie hyperspectrale (da Silva *et al.*, 2022; Demarchi *et al.*, 2020), qui permet de déceler de fines différences entre les spectres de réflectance de différentes espèces.

Si au sein d'une même image les informations relatives à la réflectance et à la texture des peuplements contribuent à la cartographie d'espèces (Martin *et al.*, 2018; Navratil *et al.*, 2019), ces paramètres sont également affectés par d'autres facteurs que l'espèce dans les peuplements riverains. En effet, la dynamique de l'hydrosystème fluvial conduit à une mosaïque d'âges et de conditions stationnelles au sein de la forêt riveraine. Une même espèce peut donc être présente à différents stades de développement ainsi que pour des conditions d'accès à la ressource en eau contrastées, et susceptibles de générer un stress hydrique chez la plante.

De fait, les travaux présentés dans cette sous-partie du manuscrit visent à évaluer la capacité de l'imagerie hyperspectrale à cartographier les espèces de la forêt riveraine tout en tenant compte de cette diversité d'âges et de conditions de stress. Pour ce faire, nous présentons ici des résultats exploratoires se focalisant pour l'instant sur la visualisation de la variabilité des spectres de réflectance à l'échelle de l'individu, préalablement à des tentatives de classification et de cartographie et s'appuyant sur des données inédites que nous avons collectées au cours de l'été 2022 avec un drone et un capteur hyperspectral.

2 – Données et Méthode.

2.1 – Données de télédétection.

Les données de télédétection employées pour cette étude ont été acquises lors d'une campagne de terrain s'étant déroulée sur le secteur de Mollon les 26 et 27 juillet 2022 [Figure 59]. Durant le premier jour, 318 images dans le visible ont été acquises par un drone Phantom 4 RTK DJI qui a volé à 120 mètres d'altitude. Ce vol avait pour objectif de produire un modèle numérique de surface à partir duquel effectuer la correction géométrique d'images hyperspectrales qui ont été acquises le second jour, à l'aide de la caméra Nano-Hyperspec (460 bandes spectrales entre 300 et 1230 nanomètres) du laboratoire EVS montée sur un drone Mx600 ayant également volé à 120 mètres d'altitude.



Figure 59: Site d'étude et individus recensés pour chaque espèce présente sur le site.

2.2 – Relevés de végétation.

Pour compléter les données de télédétection, une campagne de relevés de végétation sur le terrain s'est déroulée le 3 août 2022, soit une semaine après les acquisitions par drone. La localisation et l'espèce de 173 d'individus ont été recensées que ce soit dans une forêt riveraine pionnière ou dans une forêt riveraine plus mature, sur la berge opposée de l'ancien méandre autour duquel ont été centrées les acquisitions [Figure 59]. Dans la forêt riveraine pionnière sur laquelle se focalise cette première exploration du jeu de données, les espèces dominantes sont le peuplier, le saule, et la renouée du Japon. En revanche, dans la forêt riveraine mature le saule et la renouée ne sont presque plus en canopée et ont été remplacés par des espèces post-pionnières comme le frêne et l'érable.

De plus, des signes de stress comme le jaunissement des feuilles étaient visibles sur le terrain au moment des relevés, et dans le cas où de tels signes étaient présents ils ont également été relevés. Par conséquent, ces relevés de terrain ont conduit à l'établissement d'un jeu de calibration et de validation à l'échelle de l'individu comprenant des espèces des forêts riverains pour des stades de croissance différents, ainsi que pour des degrés de stress hydrique différents.

2.3 – Méthodes.

Les images dans le visible ont été traitées avec le logiciel MetaShape (Agisoft) ce qui a conduit à la création d'une orthomosaïque et d'un modèle numérique de surface dont la résolution spatiale est de 3,5 centimètres par pixel. Ce modèle numérique de terrain a ensuite été réutilisé de façon à corriger géométriquement les images hyperspectrales dans le logiciel SpectralView, puis à produire une mosaïque à partir de celles-ci. Les images hyperspectrales initiales ont également subi une correction atmosphérique et radiométrique sous SpectralView, afin d'obtenir le spectre de réflectance des objets étudiés. La mosaïque hyperspectrale exportée de SpectralView a une résolution spatiale de 5 centimètres.

Afin d'évaluer dans un premier temps et de façon exploratoire les facteurs impactant la variabilité spectrale au sein de la scène étudiée, des spectres de réflectance ont été isolés pour trois individus appartenant chacun à une espèce différente (*Salix* sp., *Populus nigra*, *Fallopia japonica*), pour cinq individus appartenant à une même espèce (*Salix* sp., *Populus nigra*) mais dont les conditions de stress sont distinctes, et finalement pour l'ensemble des pixels constituant la couronne de deux individus d'une même espèce (*Salix* sp.). De plus, une Minimum Noise Fraction (MNF) a été produite à partir de l'image hyperspectrale.

3 – Premiers résultats.

3.1 – Variabilité spectrale entre espèces différentes.

À première vue, comparer le spectre de réflectance de trois individus appartenant à trois différentes espèces de la forêt riveraine (*Populus nigra*, *Salix* sp., et *Fallopia japonica*) amène au constat que les spectres de ces espèces semblent se distinguer les uns des autres [Figure 60] du fait de variations présentes au niveau des pics de réflectance associés à la teneur des feuilles en chlorophylle et en pigments, ainsi que de la réflectance dans l'infrarouge qui est régie par la structure des feuilles et de la canopée ainsi que par les propriétés d'absorption de l'eau.

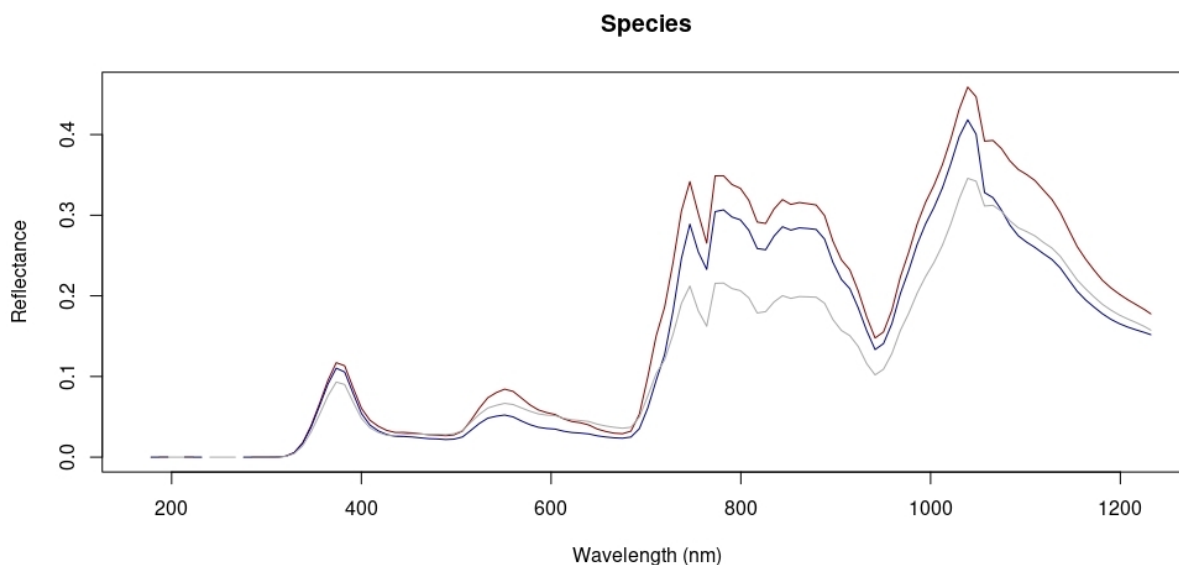


Figure 60: Spectre de réflectance de trois individus d'espèce différentes : *Populus nigra* (gris), *Salix sp.* (bleu foncé), et *Fallopia japonica* (rouge foncé). La moyenne pour l'ensemble des pixels de la couronne foliaire est représentée.

Ainsi, le spectre de réflectance de la renouée du japon (*Fallopia japonica*) étudiée pour cette analyse préliminaire est caractérisé par une réflectance plus importante dans le proche-infrarouge (700 – 1200 nanomètres) ainsi qu'autour de 375 nanomètres et de 550 nanomètres. Celui du peuplier noir sélectionné correspond à une réflectance moyenne près du pic vert du visible (550 nm) ainsi qu'à une réflectance plus faible que celle de la renouée et que celle du saule dans le proche-infrarouge.

3.2 – Stress et variabilité spectrale entre individus d'un même genre.

Cependant, une variabilité dans le spectre de réflectance est également observée entre des individus d'un même genre qui répondent à des conditions de stress distinctes par un jaunissement de leurs feuilles. Dans le cas du saule [Figure 61], les valeurs de réflectance pour les individus stressés sont supérieures dans le domaine du visible entre 500 nanomètres et 700 nanomètres, ainsi que dans le domaine du proche-infrarouge entre 1100 et 1200 nanomètres. Une augmentation du pic de réflectance dans le vert (~ 550 nm) est notamment associée à une diminution de la teneur en

chlorophylle de la plante (Carter and Knapp, 2001) tandis que la réflectance entre 1100 et 1200 nanomètres est affectée par une plus grande absorption de l'eau, donc une réflectance plus importante peut être signe de stress hydrique (Gao, 1996). Ces deux observations corroborent l'observation d'un stress hydrique sur le terrain entraînant un jaunissement des feuilles de certains saules.

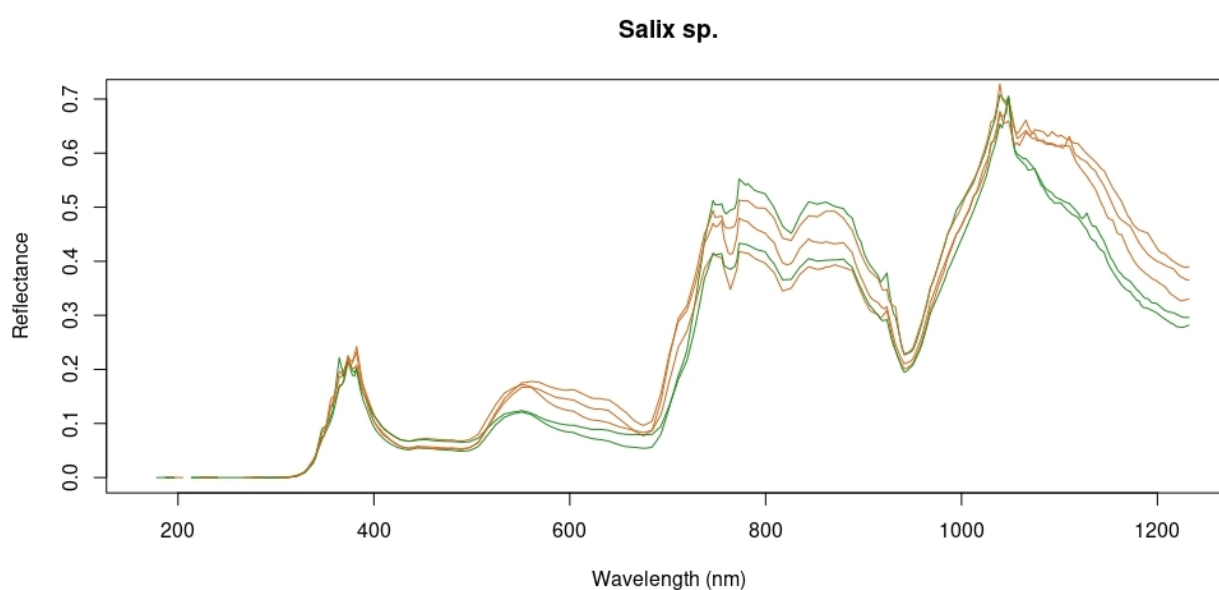


Figure 61: Spectre de réflectance de saules pionniers en bonne santé (vert) ou relevés comme stressés sur le terrain (brun). Le maxima parmi les pixels de la couronne foliaire est représenté.

Dans le cas du peuplier noir, le spectre de réflectance des individus stressés présente également des caractéristiques distinctes de celui des individus supposés non stressés [Figure 62]. On distingue ainsi une augmentation de la réflectance dans le domaine du visible aux alentours de 675 nanomètres, ce qui correspond à l'un des pics d'absorption de la chlorophylle a dans le visible, et donc vraisemblablement à une baisse de la teneur en chlorophylle de la plante. L'augmentation de la réflectance près de 700 nanomètres est ainsi considérée comme un indicateur robuste d'un stress au sein de la plante (Carter *et al.*, 1996; Carter and Knapp, 2001).

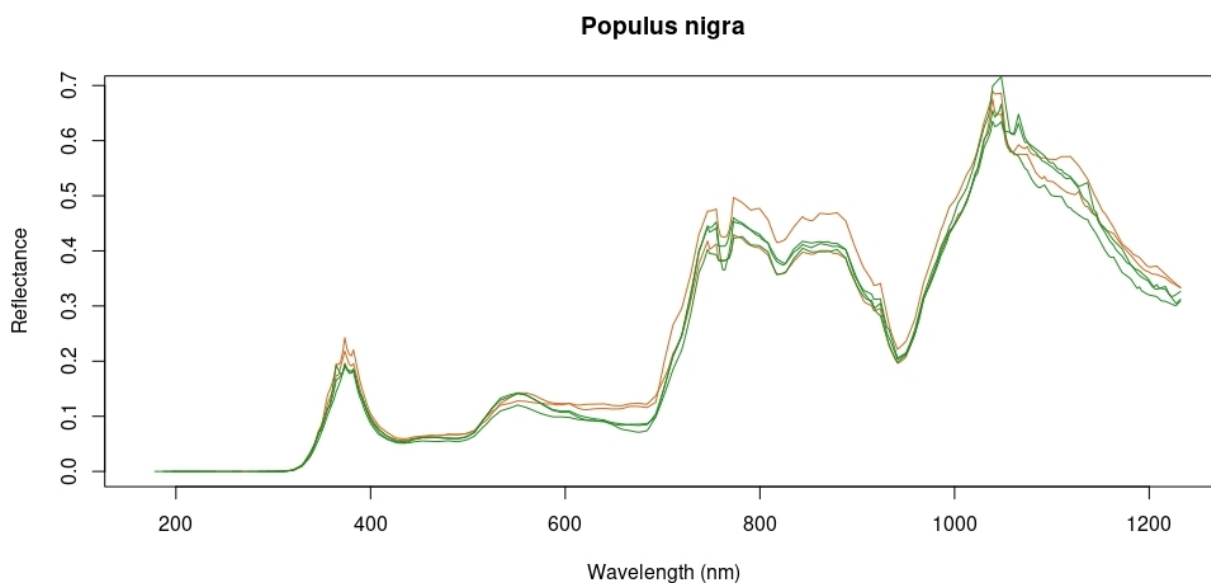


Figure 62: Spectre de réflectance de peupliers pionniers en bonne santé (vert) ou relevés comme stressés sur le terrain (brun). Le maxima parmi les pixels de la couronne est représenté.

3.3 – Variabilité du spectre entre les pixels de la couronne d'un même individu.

Au sein des pixels constituant la couronne d'un même individu, le spectre de réflectance varie du fait de différences de couleurs entre des feuilles (e.g. coexistence de feuilles jaunes et vertes sur un même arbre) mais aussi du fait de variations dans la structure de la canopée, de l'angle d'incidence de la lumière sur les feuilles, et de la présence d'ombrage apporté par les arbres les plus hauts. Avec une résolution spatiale de cinq centimètres, cette variabilité du spectre de réflectance enregistrée par la caméra pour les différents pixels constituant une même couronne peut être très importante notamment dans la région du proche-infrarouge [Figure 63] qui est directement associée à la structure des feuilles et de la canopée. Néanmoins, dans le cas des deux saules représentés sur la figure 63, le spectre de réflectance moyen pour l'ensemble de ces pixels ainsi que l'écart-type positif lui étant associé suivent tous deux les observations décrite en section 3.2. L'augmentation de la réflectance dans le visible entre 500 et 700 nanomètres ainsi que dans le proche-infrarouge au-delà de 1100 nanomètres suggère une fois encore la présence d'un stress au sein de la plante identifiée comme stressée sur le terrain.

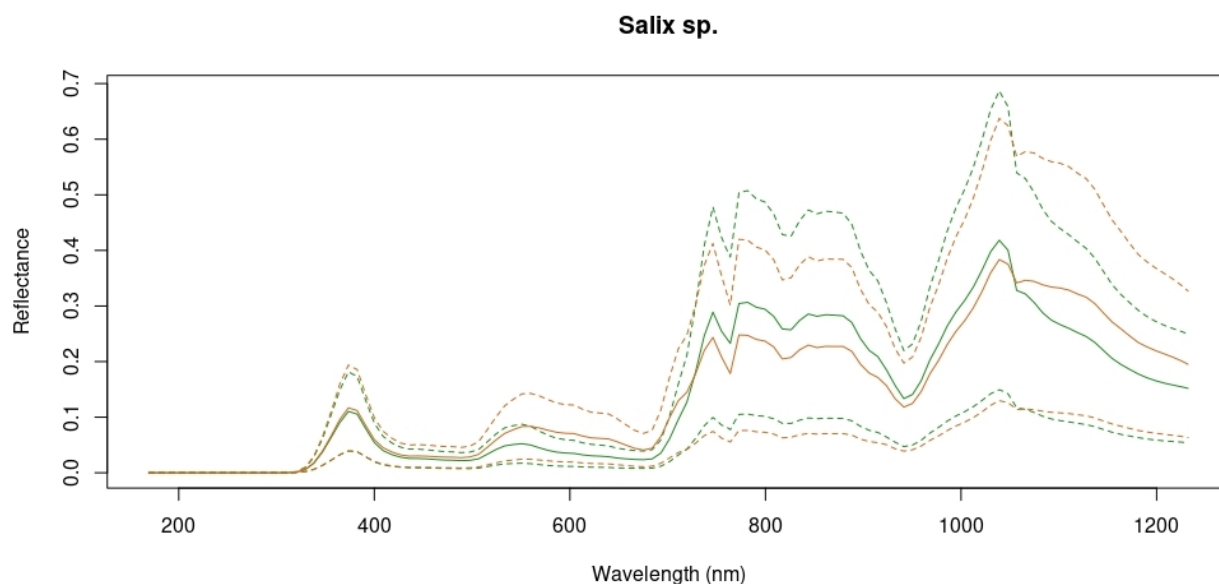


Figure 63: Spectre de réflectance d'un saule en bonne santé (vert) et d'un saule stressé (brun). En pointillés, l'écart-type à la moyenne est représenté.

3.4 – Variabilité spectrale au sein de la scène.

La « Minimum Noise Fraction » produite à partir de la mosaïque hyperspectrale met en avant dans ses compositions colorées la présence de renouée du Japon et d'un stress hydrique au sein de la forêt riveraine [Figure 64]. La composition colorée exploitant la première bande (en bleu), la troisième bande (en vert) et la cinquième bande (en rouge) fait ressortir la renouée du japon sur la bande du rouge et les zones de stress sur la bande du bleu. Les unités végétales en bonne santé (peupleraie) ressortent quant à elles sur la bande du vert. La présence de zones tachetées en bleu sur des arbres autrement colorés en vert sur la composition colorée suggère que le jaunissement des feuilles accompagnant le stress hydrique d'un individu peut être localisé sur certaines de ses feuilles et n'affecte pas l'ensemble de sa couronne de manière uniforme.

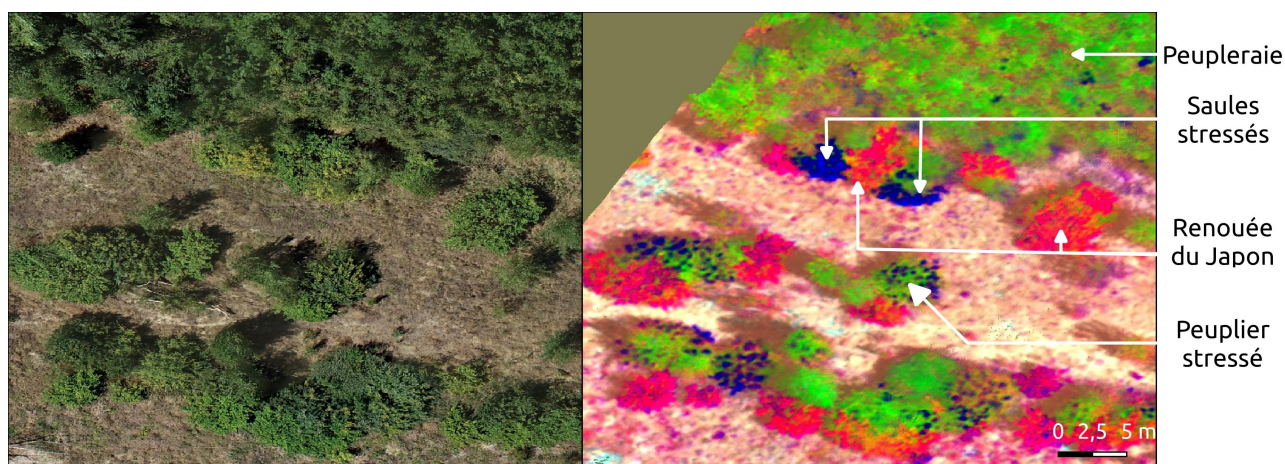


Figure 64: Annotations de la variabilité spectrale mise en évidence par une MNF (droite) des images hyperspectrales acquises sur la scène, et mise en vis-à-vis avec l'orthomosaique RGB (gauche). Pour la MNF, le canal bleu correspond à la première bande, le canal vert correspond à la troisième bande, et le canal rouge correspond à la cinquième bande.

À l'échelle de la zone d'étude, la forêt riveraine mature et la zone prospectée en saulaie (cf. Figure 59) ressortent également dans le vert tandis que la zone au nord de la forêt riveraine ressort dans la même teinte bleue foncée présente sur les individus pour lesquels un stress hydrique avait été repéré sur le terrain. Cela suggère que l'ensemble nord du site d'étude est fortement affecté par un stress hydrique ayant conduit au jaunissement des feuilles, puisque ce jaunissement peut également être distingué sur l'orthomosaique visible. Ce stress affecterait également les renouées présentes tout au nord du secteur. De plus, une teinte brunâtre est visible au sein de la forêt mature et correspond aux zones ombragées lors du survol hyperspectral, tandis que le bleu vif sur le banc de galet met en avant les surfaces faiblement végétalisées par des plantes annuelles avec une couleur qui tend vers le rouge là où leur hauteur et leur densité augmentent.

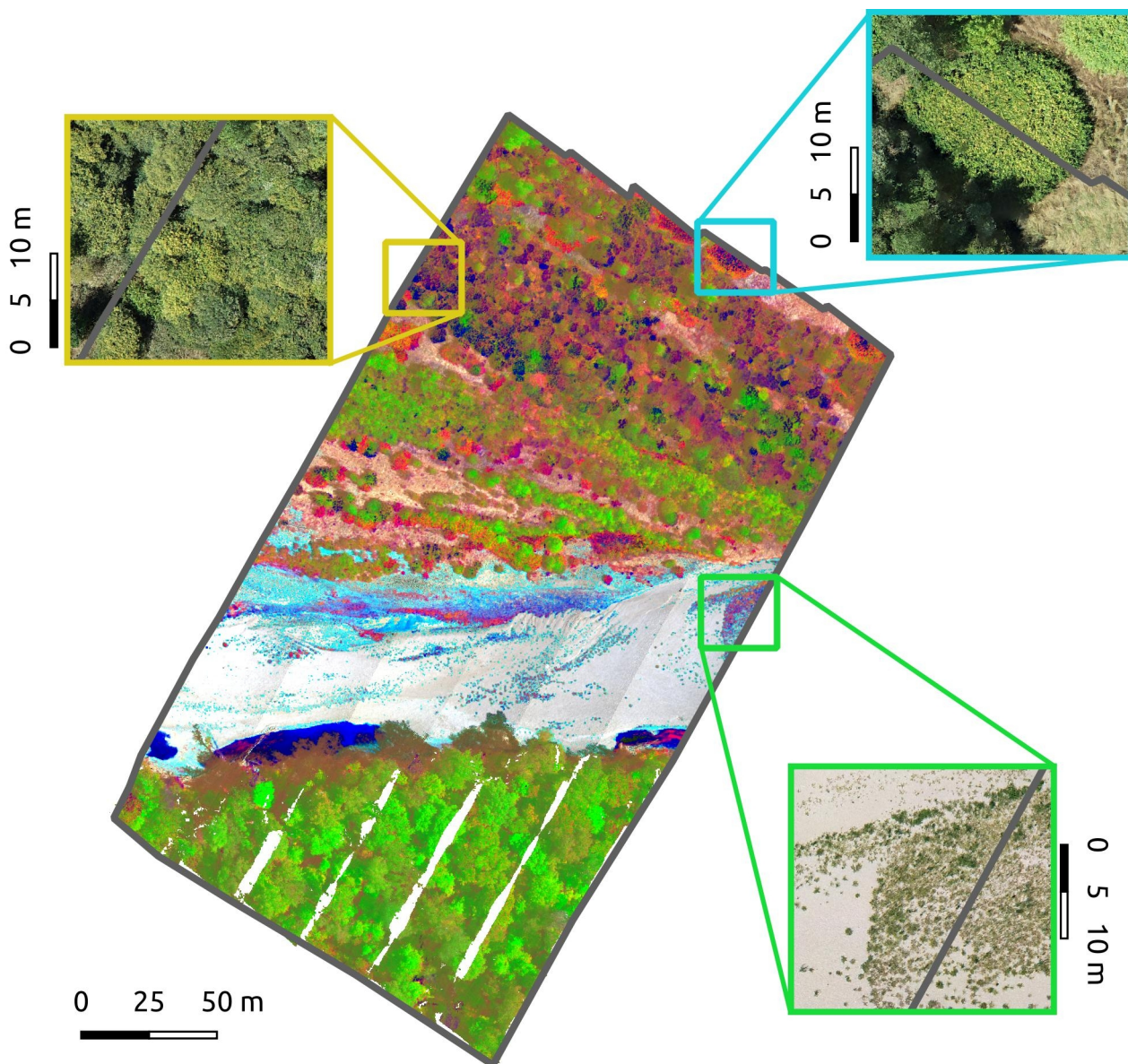


Figure 65: Composition colorée d'une Minimum Noise Fraction sur le site d'étude (R = Bande 5, G = Bande 3, B = Bande 1). Les cartouches zoomant sur différents secteurs montrent l'orthomosaiïque visible produite et illustrent un secteur de la forêt riveraine ayant subi un fort jaunissement (jaune), des renouées du Japon en état de stress (bleu) et les plantes annuelles colonisant les bancs de galets (vert).

4 – Discussion – Conclusion.

4.1 – Premiers apports.

Les résultats présentés ici restent très exploratoires puisqu'ils n'ont pas encore abordé l'entraînement de classificateurs visant à identifier les espèces et à produire une cartographie des espèces de la forêt riveraine et de leur état de santé. En revanche, ces travaux permettent d'ores et déjà de visualiser la variabilité spectrale présente au sein du secteur étudié et d'identifier a priori les secteurs colonisés par la renouée du Japon ou affectés par un stress hydrique potentiel ayant conduit au jaunissement de leurs feuilles.

La spatialisation de la renouée et des traces de ce stress hydrique potentiel nous apprend qu'ils sont tous deux confinés à la forêt riveraine pionnière et ne semblent pas affecter la forêt riveraine mature, qui est présentée comme uniforme sur la composition colorée de la « Minimum Noise Fraction ». Cette seconde information est d'autant plus intéressante que forêt pionnière comme forêt mature ont une espèce en commun et abondante pour ces deux stades de développement forestier : le peuplier noir. La localisation de signes de stress dans le secteur le plus jeune suggère que les peupleraies pionnières sont plus sensibles aux conditions climatiques (températures, précipitations) qui ont causé ce stress que les peupliers plus vieux situés dans la forêt mature, bien que ces derniers soient pour partie surélevés et donc plus éloignés verticalement de la nappe de surface. Au-delà de la question de l'âge qui pourrait affecter la résistance d'un individu à des conditions de sécheresse, des facteurs comme une plus forte compétitivité entre des individus plus nombreux à ce stade de développement pourraient s'avérer explicatifs de cette différence.

4.2 – Futurs développements.

Les résultats présentés ici restent très exploratoires et en amont de la question de recherche initiale qui était posée sur la capacité de l'imagerie hyperspectrale à contribuer à la cartographie d'espèces forestières en milieu riverain, tout en restant robuste face à la variabilité apportée par la présence d'individus aux stades de maturité distincts et pouvant présenter ou non les signes visibles d'un stress hydrique. Afin de répondre à ces enjeux, les travaux menés dans le futur conduiront notamment à explorer l'impact du paramètre d'âge qui est supposé affecter la réflectance dans le

proche-infrarouge notamment puisqu'il contribue à une évolution de la structure de la canopée forestière, ainsi qu'à effectuer des tentatives de classification.

Préalablement à ces tentatives, il conviendra de segmenter la scène de manière à pouvoir extraire le spectre de réflectance à l'échelle des individus afin de minimiser l'impact de la variabilité spectrale entre les pixels d'une même couronne. Une analyse de la littérature scientifique permettra d'évaluer la façon la plus appropriée d'extraire une valeur de réflectance correspondant à l'individu lui-même, notamment après avoir identifié et masqué les zones de la canopées les plus impactées par un ombrage.

La segmentation ainsi que la classification pourront également s'appuyer sur les données acquises dans le visible par la caméra du Phantom 4 RTK. Cela permettra notamment de comparer les performances d'une classification ne s'appuyant que sur les données hyperspectrales avec une classification ne s'appuyant qu'avec les données du Phantom 4 RTK. Cela devrait permettre d'évaluer l'apport de l'imagerie hyperspectrale pour la classification d'espèce en milieu riverain, grâce à une confrontation avec l'alternative utilisée traditionnellement par les chercheurs et les gestionnaires et qui s'appuie sur l'imagerie visible.

Si des campagnes répétées (et donc l'analyse d'une série temporelle sur la végétation) ne sont pas envisagées pour le moment, la capacité ou non d'une campagne hyperspectrale à cartographier les espèces de la végétation riveraine alors qu'un signal de stress est présent au sein de celles-ci pourrait informer sa sensibilité aux conditions d'acquisition. Cela permettrait d'évaluer les conditions appropriées pour mener une campagne réussie. Tester la robustesse des classifications face à une gamme d'âge et à des degrés de stress variés devrait contribuer à évaluer les limites opérationnelles de ces outils.

Chapitre 4 – Apport de l'imagerie infrarouge thermique pour le suivi du stress hydrique

Ce quatrième chapitre du travail de thèse vise à présenter des résultats concernant l'usage de l'imagerie infrarouge thermique pour évaluer le stress hydrique des forêts riveraines, et de fait fournir une validation croisée aux études menées dans le Chapitre 3. De plus, l'imagerie infrarouge thermique serait une alternative plus opérationnelle au suivi du stress hydrique que les méthodes développées précédemment.

Il est séparé en deux sections :

- La première « **Aerial thermal infrared images can help monitor water stress in riparian forests** » présente les résultats d'un travail de recherche visant à ré-exploiter des images infrarouge thermique sur la basse vallée de l'Ain afin d'évaluer la possibilité de caractériser et de suivre le stress hydrique des forêts riveraines à partir de campagnes aéroportées effectuées au cours de la saison estivale. En anglais, la section a été conçue pour être soumise à une revue à comité de lecture dans les mois qui suivent la rédaction de ce manuscrit (*in prep.*). À cette section doivent encore s'ajouter la campagne infrarouge thermique de l'été 2022 ainsi qu'une comparaison avec une série temporelle de données satellites pour évaluer les paramètres influant sur l'observabilité du stress hydrique.

- La seconde, **Détection précoce du stress hydrique des forêts alluviales**, présente les premiers résultats d'un programme de recherche qui a pour objectif de coupler mesures écophysologiques du stress hydrique à l'échelle des individus et mesures de la température de la canopée à l'échelle des peuplements par imagerie infrarouge thermique.

Aerial thermal infrared images can help monitor water stress in riparian forest

1 – Introduction.

The relationship between riparian forests and river systems is unique due to complex feedbacks between the two, and provides a variety of ecosystem services (Naiman *et al.*, 1988; Riis *et al.*, 2020). Riparian forests are biodiversity hotspots (Naiman *et al.*, 1993), improve water quality (Dosskey *et al.*, 2010; Tabacchi *et al.*, 2000), and help stabilize channel banks (Simon and Collison, 2002). Their role is key in ensuring the sustainability of good hydromorphological conditions (González del Tánago *et al.*, 2021).

Heavy human development in the 20th century has however caused increased pressure on riparian vegetation (Bravard *et al.*, 1997; Comiti *et al.*, 2011; Poff *et al.*, 2007). Human activities such as gravel mining and damming induced tree stress and mortality (Scott *et al.*, 2000), and led to a reduction of forest renewal by increasing bank resistance and reducing channel mobility in other cases (Décamps *et al.*, 1988). The range of pressures affecting riparian forests is only increasing as they have been proven to be sensitive to climate change, which causes higher temperature and variations in precipitations and flow regimes (O’Briain, 2019; Rivaes *et al.*, 2013; Stella *et al.*, 2013). For example, groundwater decline due to drought or anthropogenic alterations can also induce stress and higher mortality in riparian woodlands (Kibler *et al.*, 2021; Rohde *et al.*, 2021).

Therefore, monitoring the response of riparian vegetation to drought due to damming or climate change and to restoration actions aimed at mitigating their impact is important.

Water stress following drought events can be assessed by field surveys that allow sampling of individual trees. Tree rings for example can give insights towards events happening in the lifespan of an individual, which can show radial growth anomalies during dryer years (Singer *et al.*, 2013). Information about the current state of individuals can be obtained by using a pressure chamber after sampling leaves (Scholander *et al.*, 1965). At the scale of communities or river reaches, remote sensing has been used for example with imagery in the visible and near infrared

spectrum (Kibler *et al.*, 2021) or in the thermal infrared spectrum (Mayes *et al.*, 2020) to assess forest health.

In the case of thermal infrared (TIR) remote sensing, a lot of progress has been done to better understand the signature of riparian vegetation in this spectral domain, and overcome technical difficulties such as the signal-to-noise ratio (Neinavaz *et al.*, 2017). Laboratory spectrometry studies have allowed the characterization of species and traits at the leaf level (Buitrago Acevedo *et al.*, 2017; Rock *et al.*, 2016), or the detection of water stress and leaf water content (Gerhards *et al.*, 2019; Meerdink *et al.*, 2016). Laboratory research often makes use of hyperspectral sensors (with a high number of really narrow spectral bands) and hyperspectral imaging in the thermal infrared domain is starting to become available for airborne remote sensing campaigns (Gerhards *et al.*, 2018; Meerdink, 2018; Sepulcre-Cantó *et al.*, 2006).

Although such high spectral resolution thermal sensors are not yet available to stakeholders and for management practices, broadband thermal imaging is still operational to investigate the impact of heat wave and droughts on vegetation (Still *et al.*, 2019). Therefore, it could prove to be a suitable tool for studying the response of riparian vegetation to climate change, and to investigate and follow-up on the impact of restoration projects aiming at mitigating the effects of droughts.

Even though remote-sensing applications are increasingly common in river science, the use of thermal infrared sensors to study riparian vegetation is mostly limited to satellite-based sensors that are applied in arid or semi-arid climates where droughts are common [Table 38]. Spaceborne sensors enable the retrieval of evapo-transpiration through modelling (Gokool *et al.*, 2017) and the detection of water stress (Ciężkowski *et al.*, 2020) which can highlight the sensitivity of vegetation to higher temperature and lower precipitation levels.

Table 38: Examples of recent thermal infrared studies focusing on riparian vegetation.

Study	Sensor	Vector	Objective	Climate	Time Series
(Neale <i>et al.</i> , 2011)	FLIR SC640	Aircraft	Estimating evapo-transpiration	California	
(Gokool <i>et al.</i> , 2017)	MODIS + Landsat	Satellite	Retrieving daily evapo-transpiration from satellite data	Semi-Arid (South Africa)	X
(Fairfax and Small, 2018)	Landsat	Satellite	Assessing the impact of beaver damming on evapo-transpiration	Arid (Nevada)	X
(Lurtz <i>et al.</i> , 2020)	Landsat	Satellite	Evapotranspiration and modelled water table depth	Semi-Arid (Colorado)	X
(Ciężkowski <i>et al.</i> , 2020)	Landsat	Satellite	Comparing thermal and optical indexes to detect stress	Temperate transitional (Poland)	X
(Mayes <i>et al.</i> , 2020)	Landsat	Satellite	Understanding water use and its sensibility at landscape scale	Semi-Arid (Mexico)	X

Study	Sensor	Vector	Objective	Climate	Time Series
(Sankey <i>et al.</i> , 2021)	SenseFly thermoMAP	UAV	Detecting genetic traits difference	Semi-Arid (Central Arizona)	

One advantage of satellites is that they can cover large spatial scales at a temporal resolution that cannot be matched by airborne surveys (8-day repeat coverage for Landsat data and near daily coverage for MODIS data). This enables monitoring changes in evapotranspiration following specific climatic events and investigating the consequences of drought or changes in groundwater accessibility on water use by the riparian forest (Lurtz *et al.*, 2020; Mayes *et al.*, 2020). A key disadvantage, however, is that the spatial resolution of satellite data is even coarser for spectral bands in the thermal infrared than for bands in the visible spectrum, with a 100 metres resolution for Landsat 8 and 9 for instance.

Finer spatial resolution is available when mounting a low-cost sensor on airborne vectors such as an airplane or a UAV, and this can also be used to estimate evapo-transpiration (Neale *et al.*, 2011). A recent study was even able to detect genetic traits differences between cottonwood trees from different populations that were planted in the same plantation (Sankey *et al.*, 2021). This suggests that airborne thermal infrared images can provide crucial insights on riparian vegetation, but studies focusing on those instead of satellite sensors are scarce.

However, acquiring such airborne thermal images over river corridors is already operational and has led to various publications in the literature, focusing on the temperature of rivers (see for instance a guide for practitioners (Dugdale, 2016)). Indeed, knowing about river temperature helps targeting areas of ecological interest for species living in the river (Wawrzyniak *et al.*, 2016) and monitoring water temperature is important to assess the impact of restoration and rehabilitation projects (Marteau *et al.*, 2022a). Riparian vegetation is a focus of those papers but only related to shading which can help lower water temperature during summer, promoting habitats for species sensitive to small changes in temperature (Dugdale *et al.*, 2018; Marteau *et al.*, 2022b; Wawrzyniak *et al.*, 2017; Whitledge *et al.*, 2006). The potential of such aerial thermal images to provide feedback on the riparian vegetation health seems promising but has yet to be assessed.

Therefore, the aim of this paper is to explore the potential of thermal infrared images to assess the sensitivity of riparian forests to drought events and provide recommendations for

practical protocols. In order to answer this question, we (1) couple thermal infrared images with LiDAR data and forestry surveys along a vertical gradient of hydrological connectivity to investigate changes along this gradient, (2) explain the inter-annual variability between campaigns with meteorological and hydrological data about temperature, discharge, and precipitations, and (3) provide a map of the sensitivity of the riparian forest to drought events over a 50 km reach.

2 – Study Site.

The Ain River is a large meandering gravel-bed river that is one of the main tributaries of the upper Rhône River in France. A chain of dams was built on the upstream portion of the Ain River during the 20th century, which induced a sediment starvation that propagates downstream by 500 metres per year on average and results in channel incision of 1 to 2 m (Rollet, 2007; Rollet *et al.*, 2014) over almost 15 km downstream (Incised Reach). Another reach of the Ain River is affected by sediment starvation and its lateral mobility is constrained by morainic deposits (Sediment Starvation). The other reaches of the Ain River are stable, and the section in-between those two reaches is characterised by active channel meandering with bank retreat that can reach 20 m per year locally. The 50 km reach that starts at the downstream-most dam and ends at the confluence with the Rhône River is called the lower Ain River and is our study site [Figure 66].

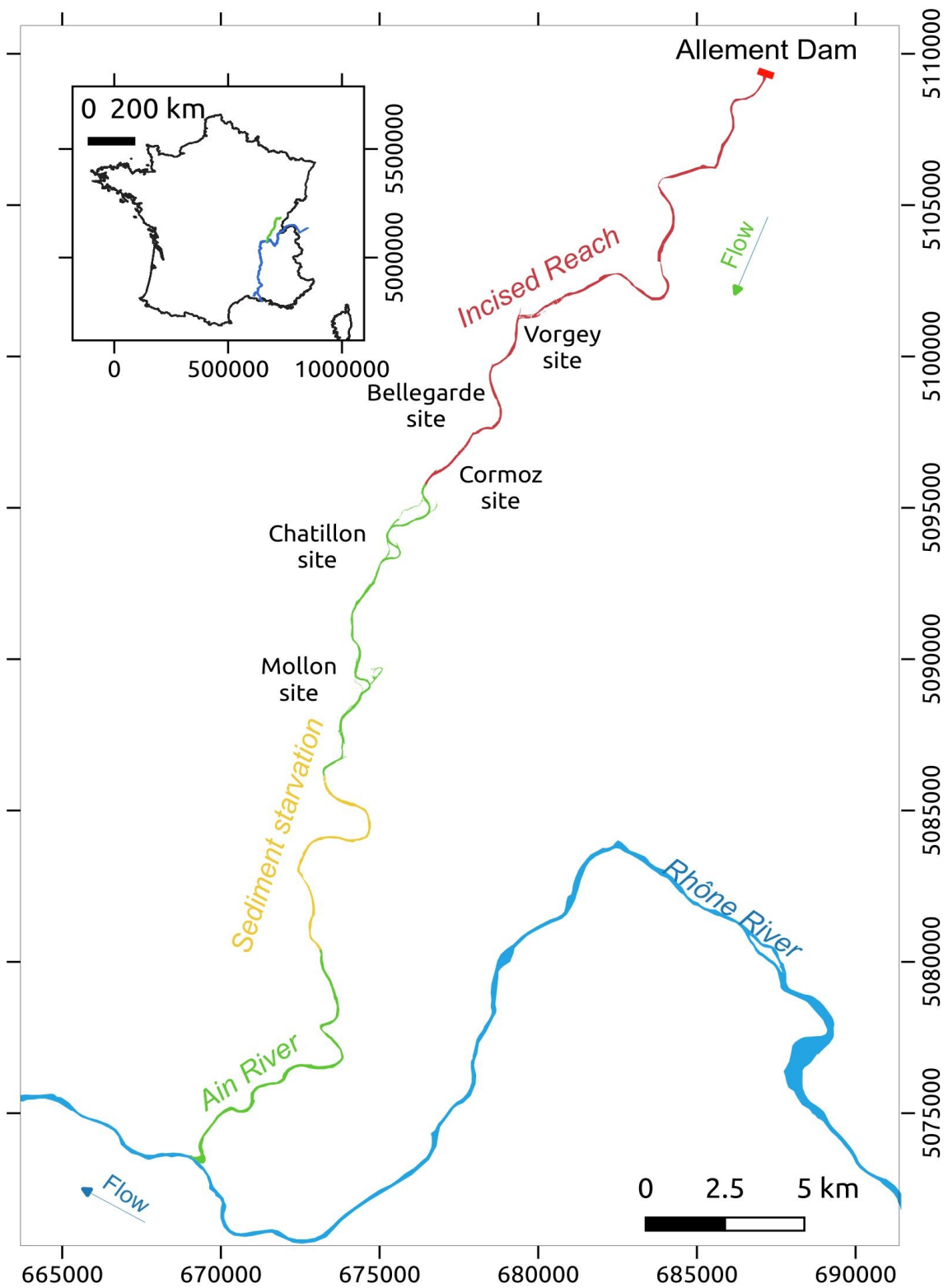


Figure 66: Location of the lower Ain River (green) and the reaches affected by channel incision (red) or sediment starvation (yellow). The coordinate system is EPSG 2154.

The riparian forest colonized the terrestrial margins of the Ain River following changes in pastoral and silvicultural practices after the Second World War (Dufour, 2005). The gravel bars created by the free-meandering pattern of the river are colonized by willows (*Salix* sp.) and poplars (*Populus nigra*). The growth of poplar trees has led to the implementation of a mature poplar forest with an understory where new species appear, such as the common ash (*Fraxinus excelsior*) and the small-leaved lime (*Tilia cordata*) on dryer soils where willows have died. For the more mature stages of the forests, *Fraxinus excelsior* can overtake *Populus nigra* depending on flood frequency.

Traditional on-field surveys conducted by the French National Forestry Office (ONF) suggest that sediment starvation and channel incision have an impact on the health of the riparian forest along the Ain River (Dumas, 2017; Dumas and Perrin, 2006). This is visible as a downward trend of NDVI in Landsat images (Lejot *et al.*, 2011) and long-term impacts of channel incision have been assessed by coupling LiDAR data and hyperspectral imagery (Godfroy *et al.*, 2023). In the incised sections of the reach, an increase in the relative elevation of the forest results in an increasing distance to the groundwater table, and the corresponding changes in forest structure and reflectance suggest water stress could occur during the growing period.

3 – Material and Method.

3.1 – Remote Sensing Data.

3.1.1 – Thermal Images.

Thermal infrared images were acquired in summer during three campaigns [Table 39] with sensors mounted on an ultralight aircraft (2010) or a helicopter (2011 and 2014). Three different sensors were used: a Thermo Tracer TH7800 for the first flight, a VarioCAM® hr head for the second flight, and a VarioCAM® hr research for the third flight. They can detect temperature differences of around 0.1°C within an image. The flight days were chosen based on the weather (clear sky to avoid the effect of downwelling radiation from the clouds) and during low flow conditions.

Table 39: Thermal infrared imagery campaigns (Wawrzyniak et al., 2016).

Date	Time	Number of images	Spatial resolution (m)	Mean daily discharge (m ³ /s)	Maximum temperature (°C) during the day
30 July 2010	15:00 to 16:00	120	1.50	14.3	26.1
28 June 2011	17:45 to 18:30	223	0.70	13.4	34.3
03 July 2014	18:07 to 19:04	226	0.60	14.1	31.6

These images were initially acquired for studying river temperature and identifying the inter-annual variability of cold water patches resulting from groundwater level changes (Wawrzyniak *et al.*, 2016). As a result, they do not cover the full extent of the riparian corridor along the river as the swath of the images is limited to the part of the corridor that is near the river channel. They do not cover locations such as the forest growing near cut-off side channels.

3.1.2 – Series of aerial color images.

Historical aerial photographs produced by the Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN) were used to geo-reference the thermal infrared images (Wawrzyniak *et al.*, 2016). Three campaigns of color images were acquired near the thermal infrared acquisitions, in 2009, 2012, and 2015. They also provided information about ground cover (riparian vegetation, soil, gravel banks, etc.) in order to avoid bare soil contaminating the temperature values extracted for the riparian forest.

3.1.3 – LiDAR data.

A topo-bathymetric LiDAR has been acquired in August 2015 and covers the upstream half of the study reach (≈ 20 km) to study the bathymetry of the river channel (Lague and Feldmann, 2020). It provides information on the elevation of vegetation patches (and therefore their distance to the river water level or to groundwater). The data was acquired with an Optech Titan sensor that was flown on an airplane and resulted in a final point density of 18.6 pts/m² for each laser, and a vertical accuracy of ≈ 10 cm.

3.2 – Forestry data.

3.2.1 – Forest plots sampled on a vertical connectivity gradient (EVS).

In September and October 2015, fieldwork was conducted by the EVS staff to survey the riparian forest of the lower Ain River. In total, thirty plots with a 20 meters radius were surveyed for attributes such as species, height, and diameter class of each tree in a plot. Those vegetation plots were located (1) on five sites where the riparian forest is mature and that are distributed along a vertical connectivity gradient based on previous studies (Dufour, 2005) and (2) on two sites in the laterally shifting reaches of the river and for which plots cover different maturity stages. The two sites located on the age gradient have a low elevation to the water level of the river, and are as such part of the lower end of the vertical connectivity gradient (Godfroy *et al.*, 2023).

Of those surveyed plots, only five are in the swath of the thermal infrared images, which results in two series of sites : (Sample A) with disconnected and mature forest sites (Vorgey, Cormoz, Bellegarde) and (Sample B) with one connected and mature forest site (Mollon) and a second connected but growing forest site (Chatillon). Those sites are indicated on Figure 66.

3.2.2 – Extensive forest plots sampling (ONF).

In addition, vegetation surveys were conducted by the French National Forestry Office at the request of the local stakeholders in 2008 and 2017. It led to the survey of ca. 1200 forest plots in the study reach, of which only ca. 200 plots are covered by the thermal infrared images for a given year. The goal of this survey was to provide extensive information on species distribution in the riparian forest of the Ain river and, as such, one plot was acquired per hectare of forest. Species distribution

was assessed by the basal area of each species in a plot. This basal area measurement corresponds to the superfcy (assumed to be circular) of a cross-section of the tree at 1.3 m from the ground and is assessed in a ten-meters radius. Additional information such as the presence of key invasive species (*Fallopia japonica*, *Acer negundo*) or the grass cover were also assessed in a five-meters radius.

3.3 – Meteorological and hydrological information.

Information about daily temperature and precipitations for the two weeks preceding each campaign was acquired by using the archives of the meteorological station located at Pont d'Ain in the upstream portion of the study reach (cf. <http://www.meteo01.fr/>). Hourly information on the discharge of the Ain River at Pont d'Ain was also acquired for the two weeks preceding each campaign thanks to the presence of a gauging station (cf. <https://www.hydro.eaufrance.fr/>).

3.4 – Method.

The general workflow is described in Figure 67. For the first step, the goal was to compare the vertical connectivity of the forest plots to the information about canopy temperature derived from the TIR imagery to identify potential changes in canopy temperature depending on plot connectivity status. This workflow was first applied to the known EVS plots and then to the ONF plots for which connectivity status had to be derived from LiDAR data.

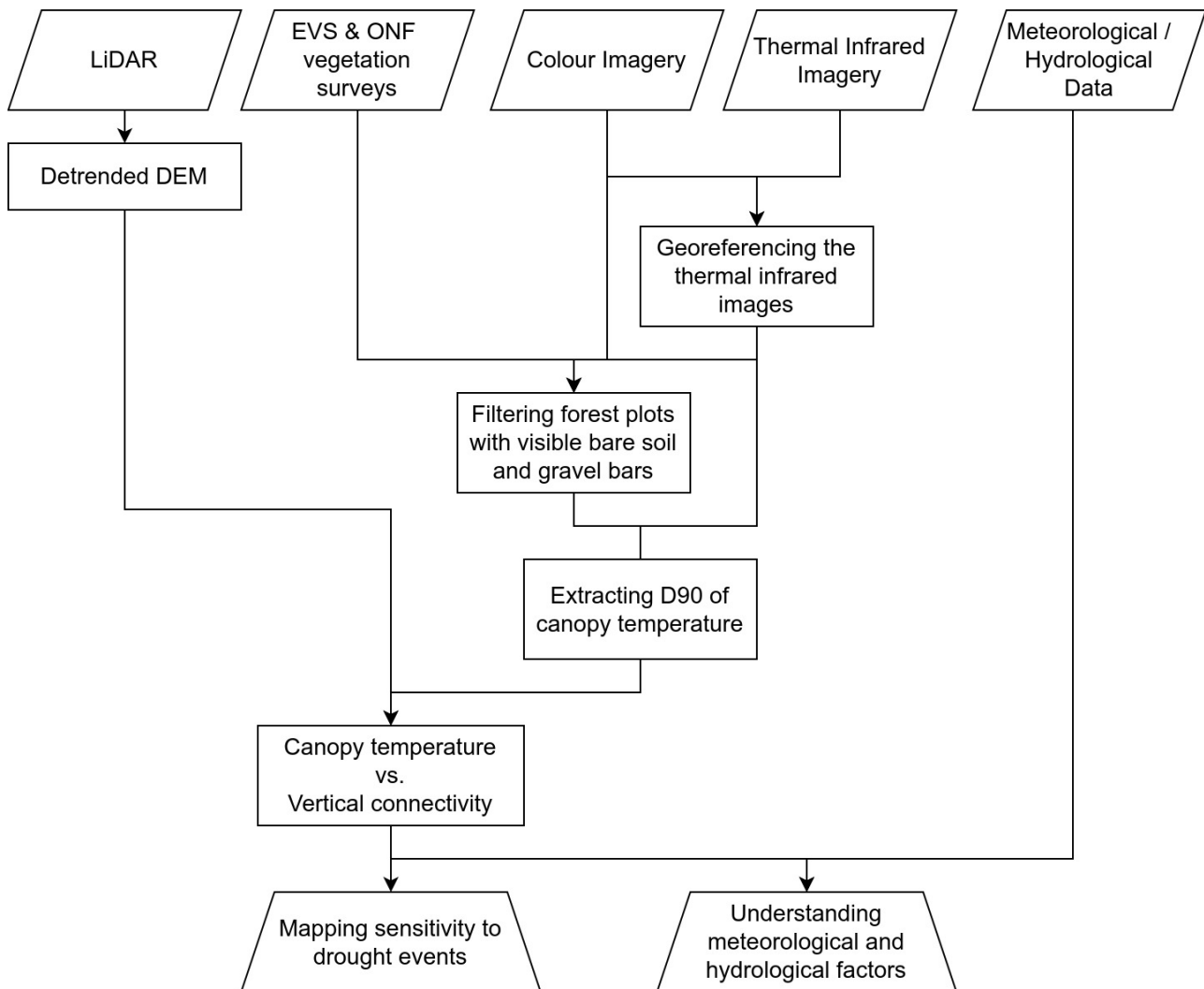


Figure 67: Flow chart with the different steps of the study protocol.

LiDAR data was processed in R using the *lidR* package (Roussel *et al.*, 2020) in order to build a digital elevation model (DEM). Then, the DEM was detrended using the Fluvial Corridor Toolbox (Roux *et al.*, 2015); this detrended DEM is obtained by subtracting the elevation of the water level of the river to the elevation of the terrestrial banks, resulting in a relative elevation to the water level under the corresponding flow conditions ($Q = 16 \text{ m}^3/\text{s}$ in this study).

The processing of raw thermal infrared images for all three campaigns was initially done by Wawrzyniack *et al.* (2016) in order to detect cold water patches and study their longitudinal and temporal variability along the lower Ain River. As such, the radiance value registered by the thermal cameras were converted to radiant temperature based on Planck's law and on the emissivity of water. Geoprocessing and mosaicking was done manually using aerial orthophotos from the French

IGN, resulting in image mosaics with a spatial resolution ranging from 0.60 meters to 1.5 meters [Table 39].

The D90 of canopy temperature was then extracted for each forest plot included in the spatial extent of the remote-sensing data. This is chosen instead of the mean canopy temperature to account for the potential presence of shadows over the trees. In order to avoid contamination of this value when bare soil (which has a higher emissivity than riparian vegetation), plots were then individually filtered in order to only keep forest plots without bare soil or gravels visible on the color images. Those areas could not be segmented automatically to create a mask and clean the thermal infrared data due to discrepancies between the geo-referencing of the color images and the thermal infrared images in some of the forested areas.

For the second step of the analysis, the goal was to investigate the differences between the TIR responses of all three campaigns by confronting the results from each campaign with the meteorological and hydrological data. Daily temperature (mean and maximum) and precipitation along with hourly discharge data were used in order to obtain the meteorological and hydrological patterns for the two weeks leading up to each campaign since changes in the TIR spectrum are an early response to stress conditions.

Finally, a map of the sensitivity of the riparian forest to drought events was produced by selecting the campaign that showed the highest response of canopy temperature along the gradient of vertical connectivity. This map was then confronted with a geomorphic sectorization of the Ain River previously published by Rollet *et al.* (2007; 2014) in order to comment on the spatial patterns from the thermal infrared data depending on the geomorphic history of the river reaches (channel incision and sediment starvation, high lateral mobility, lateral mobility constrained by morainic deposits, etc.).

4 – Results.

4.1 – Thermal signature of EVS riparian forest plots along the vertical connectivity gradient.

The five sites surveyed show coverage variability between campaigns [Figure 68]. While the campaign from 2010 has poor coverage of the study plots overall, the other two campaigns cover

almost all of the plots in the incised section of the reach (Sample A, in red). For sites located in the stable sections of the reach (Sample B, in blue) only the Châtillon site is covered by the TIR images in 2011.

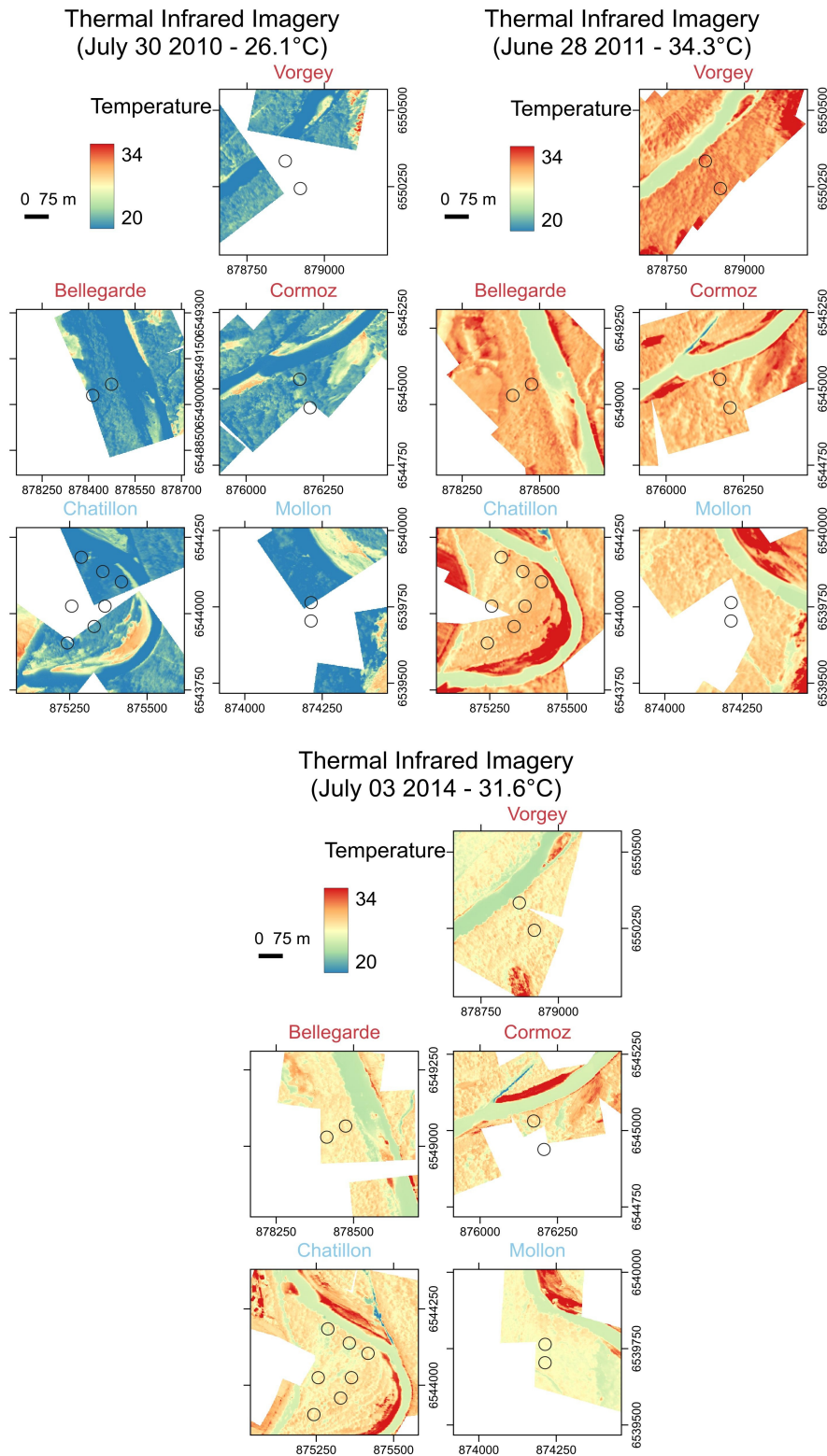


Figure 68: Thermal infrared imagery near the EVS plots (circles). Elements in brackets show the year of the survey and mean air temperature at the time of the survey. Plots in the incised reach have a name in red while plots in the stable reach have a name in blue.

The temperature of the canopy is higher for the plots located in the incised reach of the river [Figure 69]. This is most visible for 2011 (green), with a mean increase of 1 to 1.5°C, and suggests that the difference in vertical connectivity and groundwater accessibility between the two types of forest plots led to increased water stress in the incised reach at the date of the campaign. However this trend is less visible if at all for the 2010 (red) and 2014 (blue) campaigns .

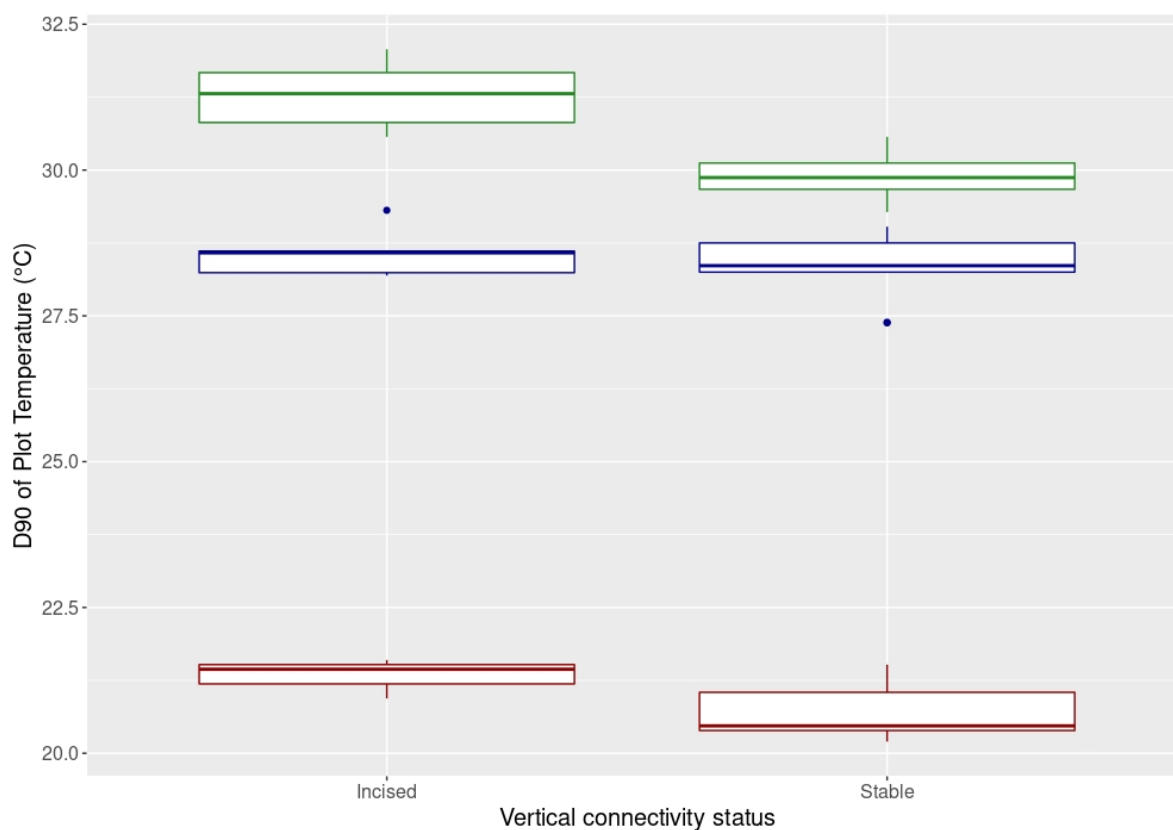


Figure 69: Canopy temperature of incised and stable elevation forest plots for the 2010 (Red), 2011 (Green) and 2014 (Blue) TIR campaigns.

This suggests that TIR imaging can provide insights on distinguishing dryer vegetation patches from well-connected patches, but this signal could be subject to variability showing that other controls are at play since its visibility varies depending on the campaign.

4.2 – Thermal signature of ONF riparian forest plots on the vertical connectivity gradient.

Differences between campaigns can also be seen at the level of the study reach by studying the ONF plots and assessing their degree of vertical connectivity by using LiDAR data [Figure 70].

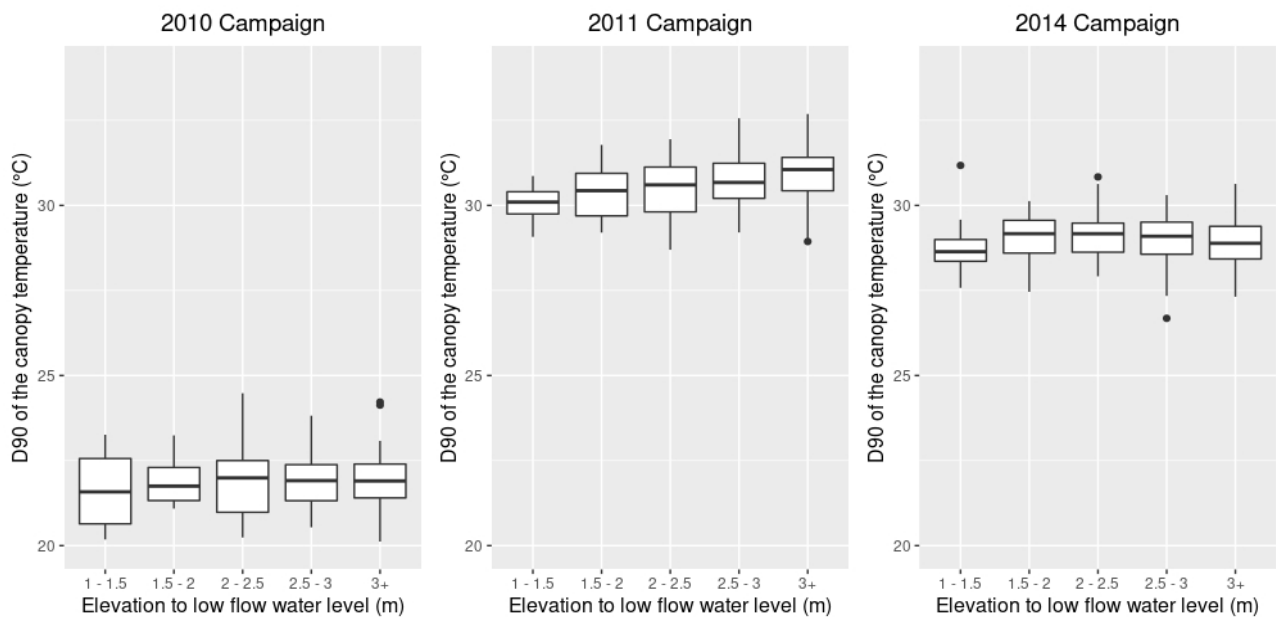


Figure 70: Canopy temperature along the vertical connectivity gradient of the ONF plots for all campaigns.

While the 2010 and 2014 campaigns do not appear to show any gradient of canopy temperature along the vertical connectivity gradient of the riparian forest, 2011 shows a well-established gradient. Canopy temperature clearly increases along the vertical connectivity gradient, which suggests that the riparian forest is showing signs of stress when located on river banks of higher elevation. As was the case with the plots from the EVS survey, this trend is much less visible for the other campaigns. At most, a slight increase in canopy temperature is suggested for plots with an elevation to the water level of the river that is above 1.5 meters during low flow conditions.

An inter-summer variability is suggested between all three campaigns, with the 2010 and 2014 campaigns showing no sign of increased temperature along the vertical connectivity gradient and the 2011 campaign showing a stronger gradient. This suggests that meteorological or

hydrological factors played a role and that the riparian forest located on higher elevation plots is more sensitive to meteorological or hydrological events that can cause stress from a lack of water.

4.3 – Inter-annual variability and the role of meteorological and hydrological conditions

Out of all three campaigns [Figure 71], the one of July 2010 had the lowest air temperature measured at Pont d’Ain for the day of the acquisition since the daily maximum only reached 26°C. Two weeks before the acquisition, the temperature was fairly hot for the study site with daily maxima reaching 35°C, however it dropped drastically during the week of the acquisition, with temperatures only reaching $\approx 25^{\circ}\text{C}$ during the day. The precipitations were overall small, but it rained the day before the campaign, although it did not affect the water level of the river.

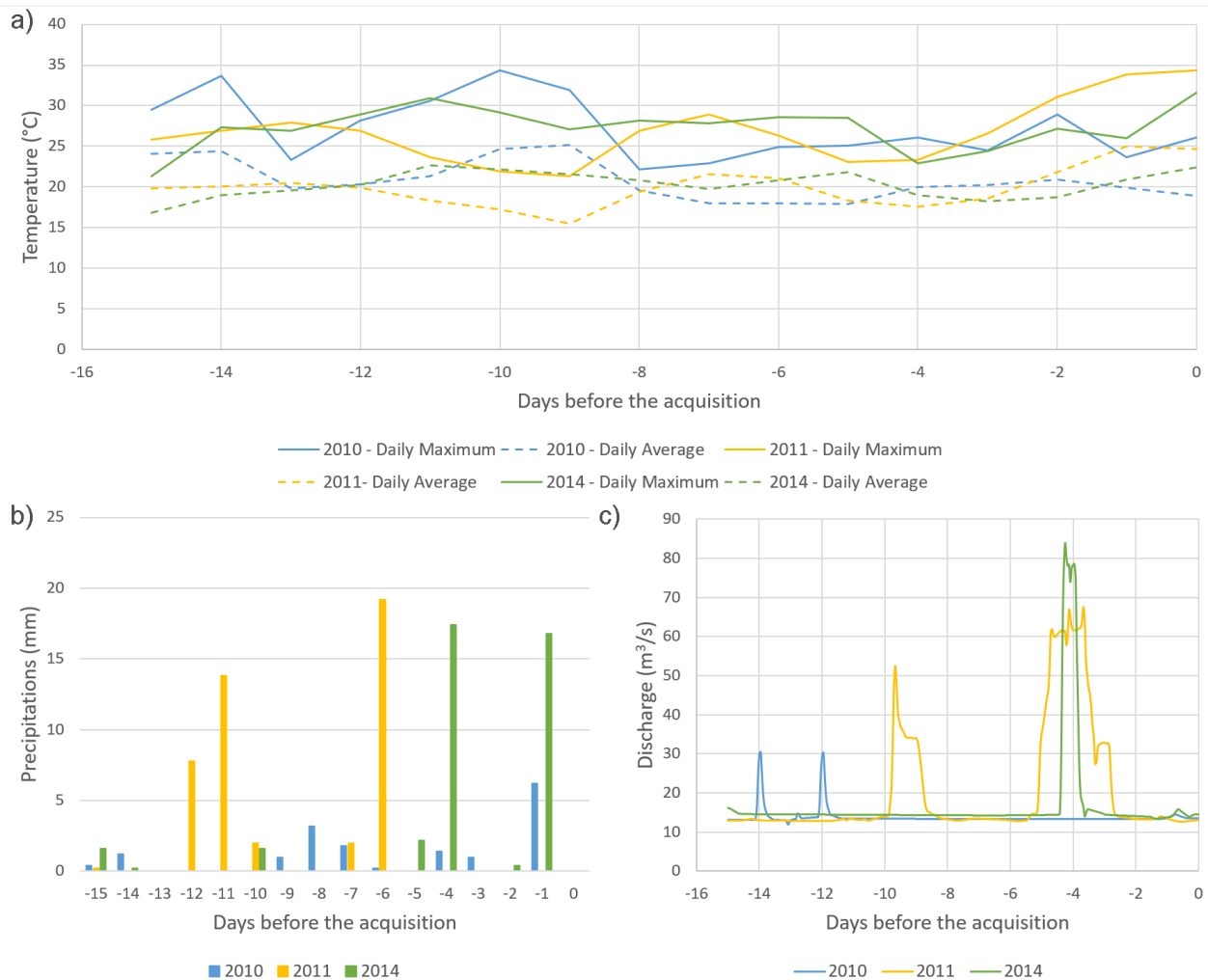


Figure 71: Temperature (a), Precipitations (b), and Discharge (c) for the two weeks before each acquisition.

The campaign from June 2011 shows a different trend and had the highest air temperature for the day of the acquisition, with maximum temperature reaching almost 35°C. The temperature was low during the weeks preceding the acquisition with maxima near 25°C, but it increased progressively during the four days before the acquisition. Rain occurred one week before the acquisition, which led to increased discharge levels a few days before, but the window right before the day of the campaign was both hot and dry.

Finally, the campaign from July 2014 also features a high air temperature on the day of the acquisition, with a maximum reaching 32°C. Although the temperature for the weeks preceding the acquisition was fairly hot and stable with daily maxima near 28°C, it dropped four days before the

campaign before increasing on the day of the acquisition. However, rain was frequent and occurred the day before the acquisition even though this did not lead to an increase in discharge.

4.4 – Mapping forest sensitivity to drought.

Results shown previously suggest that the 2011 campaign represented conditions of higher water stress for riparian vegetation. Therefore, this dataset was used to map sensitivity to drought of alluvial forests for the entire lower Ain Valley [Figure 72]. Four different temperature classes are highlighted based on the breakpoints that were visible in Figure 70 for the campaign. The study site is divided in four reaches that are based on hydromorphic sectorization from previous studies (Rollet, 2007; Rollet *et al.*, 2014).

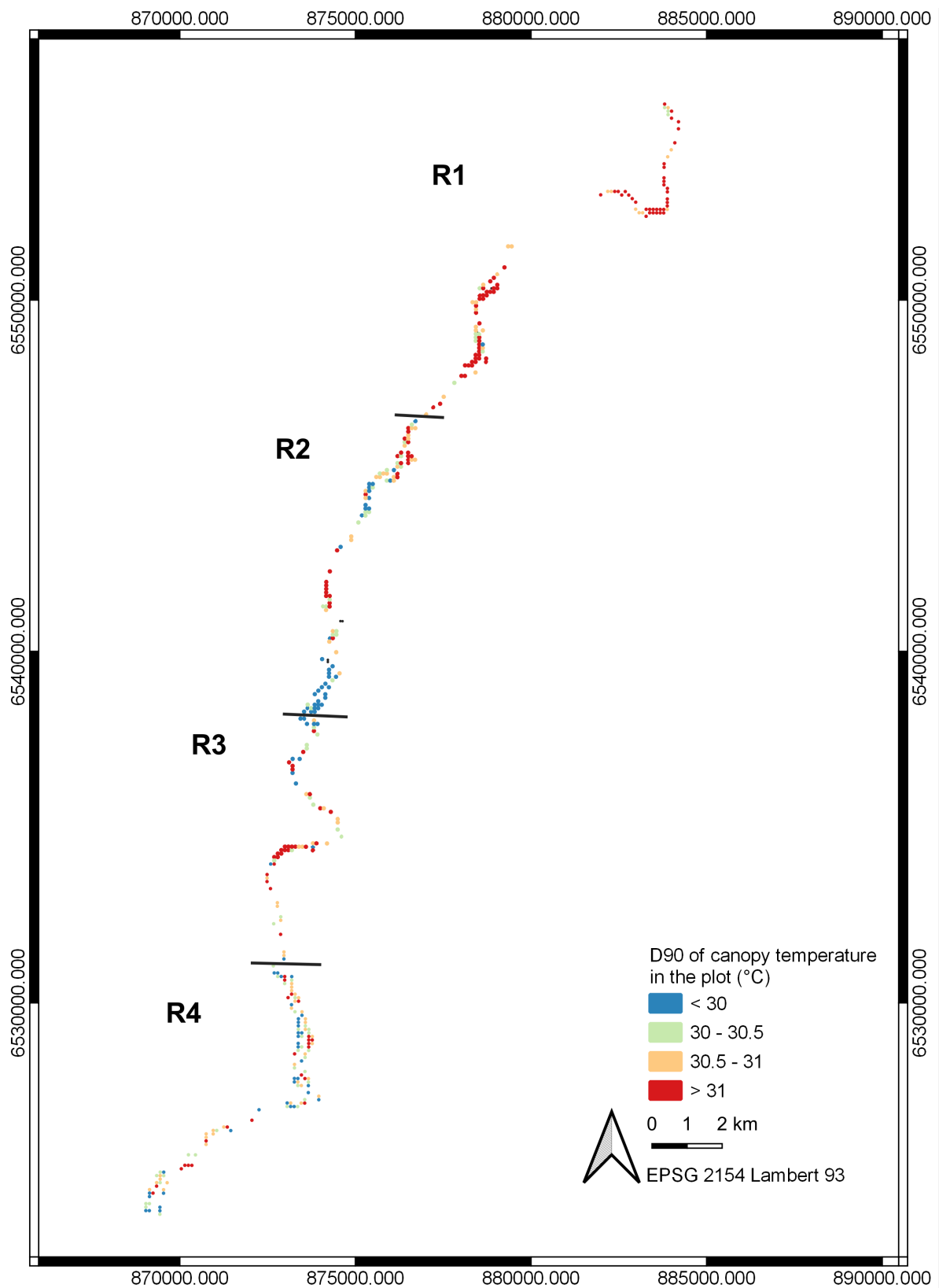


Figure 72: Sensitivity of the riparian forest of the lower Ain River basin to drought events (higher temperature means plots are more sensitive).

The most upstream reach (R1) is the closest one to the Allement dam, and is the most affected by sediment starvation and channel incision. Therefore, riparian forest plots in this sector are more elevated and feature increased distance to groundwater. Consequently, the fact that this is the reach where forest plots appear to be the most sensitive to increased temperatures and lack of precipitations makes sense.

The river is free-meandering in the R2 reach due to erosive processes, allowing the deposition of sediments and the formation of new gravel bars. This creates the conditions for the rejuvenation of riparian forest, and it means the forest is usually close to the groundwater level, except for some older patches that are being preserved from erosion. This explains why this sector appears to feature a healthy riparian forest that is more resilient to changes in temperature and lack of precipitations, although local topographic factors can lead to some parts of this forest having a lower hydrological connectivity.

Most of the material eroded in R1 is transported through the R2 reach, and partly stored which means that R3 is also partly sediment-starved. In addition, the morphology of the river in R3 is constrained by morainic deposits which also limit free meandering with high floodplain levels and terraces on both sides. The lack of rejuvenation processes means that the last pioneer associations present in this sector are transitioning to more post-pioneer ones with the death of mature poplar individuals. This reach is highlighted as being one of the two reaches that are sensitive to drought events, although it appears to be slightly less so than the incised R1 reach.

The last reach (R4) is once again a section of the lower Ain River which is freely-meandering and where new gravel bars are created, allowing for the rejuvenation of pioneer species. The riparian forest in this reach appears to be relatively healthy at the time of the acquisition although there is once again a visible variability. This could be attributed to variability in topographic conditions with the presence of older floodplain patches that are more elevated than others that were colonized recently.

Overall, TIR mapping shows that the resilience of the riparian forest to drought events varies between the different geomorphic sectors of the Ain River. Channel incision and lack of lateral mobility due to sediment starvation or natural conditions with the moraine settings not only led to “dryer” species associations, but also led to increased canopy temperature at the plot level during the campaign characterized by hotter temperatures and a lack of precipitations the days before the acquisition, *i.e.* with the most stressful conditions.

5 – Discussion.

Investigating the thermal signature of riparian vegetation by exploiting thermal infrared data originally acquired to study stream temperature produced meaningful information about the connectivity of the riparian forest and its sensitivity to drought events. The gradient of vertical connectivity that leads to differences in groundwater accessibility and species composition was found to be correlated to an increase in canopy temperature at the plot level for one of the three remote-sensing campaigns described in this study, *i.e.* the campaign with the most stressful conditions.

The spatial distribution of those forest patches with higher canopy temperature was coherent along the 50 kilometers reach for the 2011 campaign. Forest plots more sensitive to dryer climatic conditions were mainly located in sub-reaches characterized by a lack of lateral mobility of the river and by sediment starvation. Such results illustrate the impact of anthropic activities (in this case, sediment starvation and channel incision following dam implementation) and local factors constraining river morphology (morainic deposits) on the resilience of riparian forests to drought-induced water stress. Riparian forest patches that are affected by anthropic stressors affecting their access to water resources, such as river incision which decreases groundwater accessibility, appear to be more sensitive to climatic events than better-connected patches. This is important to river managers in a context where rivers and their forests are affected by multiple stressors and are sensitive to climate change and its impact on temperature and precipitations (O'Briain, 2019; Rivaes *et al.*, 2013; Stella *et al.*, 2013).

These findings are in line with the results from similar applications of TIR data described in the literature during the last few years using satellite data. These studies illustrated the ability of TIR imaging to detect increased evapo-transpiration with an increased (modeled) distance to groundwater (Lurtz *et al.*, 2020) and to monitor forest stress following drought events (Mayes *et al.*, 2020). However, they usually focused on semi-arid or arid climates [Table 38]. There is a need to understand how riparian species in other regions respond to water scarcity and climate variability (Stella *et al.*, 2013), which our study on the Ain River contributes to.

While reproducibility across multiple campaigns and the ideal acquisition window still need to be assessed, this study suggests that multirate campaigns during the summer can provide

meaningful information about the response of riparian forests to meteorological events and climate change, by helping target the correct acquisition window. As river temperature can also be assessed through TIR imagery and is a key factor in the suitability of a river to given aquatic species (Whitledge *et al.*, 2006), thermal infrared imaging can therefore act as an indicator of ecosystem health for riparian forests, aquatic species, and the other species that rely on them. Consequently, aerial TIR imaging can be an effective tool to help prioritize and target restoration actions that focus on managing fluvial ecosystems in a context of climate change.

However, only one out of the three campaigns described in this study showed a clear response of the riparian vegetation along the vertical connectivity gradient at the scale of the study reach. This illustrates the variability of such a study and its reliance on the meteorological and hydrological conditions preceding the acquisition of the thermal infrared data. Stress conditions are not observed all summer long but only during specific sub-periods of a few days in this kind of environment with fairly high summer discharge and with summer rainfall that can be different from semi-arid contexts previously studied.

Looking at the variability of meteorological conditions between all three campaigns, we can suggest that high air temperature the day of the acquisition and the few days before is an important factor for detecting a thermal signature related to groundwater accessibility. In addition, lack of precipitations before the campaigns seems crucial as the temperature conditions were similar for the study zone during both the 2011 and 2014 campaigns, but the increase of canopy temperature along the vertical connectivity gradient was only clear for the 2011 campaign.

Mounting a thermal infrared sensor on a drone would be cheaper than an airborne campaign and would allow a much higher temporal resolution in the acquisition window which could help with targeting a specific acquisition window to compare images. Unfortunately, the reproducibility of a similar study by using a TIR sensor mounted on a drone is dependent on technical limitations with the corresponding cameras, as they have been found to be less precise in deriving absolute temperature and to be prone to temperature drifting (Dugdale *et al.*, 2019). Although cooling is available at higher price points, we may have to wait before fully consumer-grade cooled sensors, not yet mountable on drones, can replicate this research.

Since changes in canopy temperature due to drought is an eco-physiological response to water stress, measurements of water stress over a growing season (such as sap pressure at the leaf level) could help to better understand the intra-summer variability of water stress and determine

when it is appropriate to plan an airborne survey to confirm drought effects on canopy evapotranspiration. Coupled with TIR imagery, such field measures could provide key additional information and confirmation for mapping water stress and testing protocols to monitor it through remote-sensing and to ensure time-series are comparable.

Détection précoce du stress hydrique des forêts alluviales

1 – Contextualisation.

L'altération physique des cours d'eau et les perturbations sur le fonctionnement des hydrosystèmes fluviaux qui en résultent peuvent conduire à une déconnexion et à un assèchement des forêts alluviales. Cette déconnexion physique a pu être caractérisée le long de la basse vallée de l'Ain à travers des changements dans les espèces qui composent la forêt riveraine et sa structure, mais aussi à travers une modification des propriétés physiques de la canopée et du signal de réflectance qui lui est associé. En effet, les placettes forestières en secteur incisé se distinguent par une végétation plus sèche et dont la croissance est plus restreinte. Au cours du présent chapitre, l'imagerie infrarouge thermique a émergé comme étant un outil accessible permettant d'appréhender cette déconnexion du fait d'une augmentation de la température de la canopée lorsque les conditions stationnelles de la forêt riveraine sont plus sèches.

Or, la température de surface de la végétation est associée à son fonctionnement écophysologique et peut être indicatrice d'un stress hydrique, ce qui a notamment été étudié lors d'applications en agriculture (Jackson *et al.*, 1981; Seguin *et al.*, 1994). L'évapotranspiration peut être un indicateur précoce des conditions de stress pour la plante, contrairement à des symptômes comme la perte de biomasse ou le jaunissement des feuilles (Chaerle and Straeten, 2000). Étant donné que les forêts alluviales sont sensibles au changement climatique (Rivaes *et al.*, 2013; Stella *et al.*, 2013) et sujettes à des pressions physiques contribuant à leur assèchement, être capable de détecter précocement le stress des forêts alluviales et de suivre celui-ci au cours du temps permettrait d'améliorer notre compréhension des réponses de ces milieux aux perturbations, et d'informer praticiens en charge de leur gestion.

Si les techniques de télédétection fluviales permettent d'obtenir des informations corrélées à l'écophysologie des plantes à l'échelle de peuplements, nos travaux ont montré le besoin de mieux comprendre ce phénomène de stress hydrique au sein des forêts alluviales. Ils ont également permis d'évaluer les limites des techniques de télédétection, mais aussi de mettre en évidence la nécessité

de sélectionner les fenêtres d'acquisition qui seraient les plus propices à l'identification de ce stress. Pour cela, disposer de données écophysiologiques *in situ* et idéalement synchrones aux acquisitions dans l'infrarouge thermique est nécessaire.

Quantifier *in situ* le stress hydrique d'une série d'individus appartenant à un même peuplement est possible à travers des techniques en écophysiologie. Échantillonner les feuilles des arbres peut permettre de mesurer le statut hydrique de la plante en utilisant une chambre à pression (Scholander *et al.*, 1965; Turner, 1988). Plus la pression nécessaire pour qu'une goutte d'eau sorte du pétiole est élevée et plus la plante est en état de stress. Une autre technique correspond à un prélèvement du phloème de l'arbre, puisque ce dernier permet de mesurer le rapport isotopique du carbone contenu dans les sucres et d'en estimer l'efficacité d'utilisation de l'eau (Seibt *et al.*, 2008; Vernay *et al.*, 2020).

Dans ce cadre, les UMR EVS et le LEHNA (Laboratoire d'Écologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés) ont décidé de combiner leurs compétences en télédétection fluviale et en géomatique d'une part et en écophysiologie de la végétation des hydrosystèmes d'autre part, au sein d'un projet du Labex DRIIHM (OHM VR) et de la FR BioEEnViS (Biodiversité, Environnement, Santé) visant à mieux comprendre le stress hydrique dans les forêts alluviales, et la possibilité de le caractériser et le suivre à l'échelle de peuplements en utilisant l'imagerie infrarouge thermique. Ce projet intitulé « Détection Précoce du Stress Hydrique des Forêts Alluviales : de l'individu au peuplement, de l'écophysiologie à la télédétection » (DéPréSHyF) s'inscrit dans le cadre de cette thèse en partenariat notamment avec Pierre Lochin (Doctorant EVS), Baptiste Marteau (Post-doctorant EVS) et Antoine Vernay (Maître de Conférence LEHNA et coordinateur du projet).

Les travaux dont il est rendu compte ci-après concernent les résultats de la première année du projet (2022), pour laquelle des mesures *in situ* du stress hydrique ont été réalisées sur la basse vallée de l'Ain et sur la réserve naturelle nationale du Haut-Rhône à Brégnier-Cordon (département de l'Ain). Lors de l'année calendaire suivante (2023), les résultats seront notamment interprétés et travaillés au cours d'un stage de master, et la méthodologie développée ici sera à nouveau appliquée en se focalisant cette fois-ci sur trois sites le long du Rhône : la réserve naturelle nationale du Haut-Rhône français à Brégnier-Cordon, la réserve naturelle de l'île de la Platière à Péage-de-Roussillon (département de l'Isère) et la réserve nationale de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon (départements de la Drôme et du Vaucluse).

Pour ce projet, qui a pour objectif de caractériser les relations entre la température de la canopée des forêts alluviales et le statut hydrique des individus qui les composent, on émet une première hypothèse qui est qu'une canopée dont la température serait plus élevée correspondrait à un peuplement subissant un stress hydrique à l'échelle de l'individu. Une seconde hypothèse est que les peuplements dont les conditions stationnelles sont plus sèches subiraient un stress plus élevé que les peuplements aux conditions stationnelles humides, et que cette différence pourrait être amenée à s'accroître au cours de la saison estivale avec l'augmentation des températures et la réduction des précipitations.

2 – Méthodologie.

2.1 – Sélection des sites et des individus.

Sur les sites de la basse vallée de l'Ain et de Brégnier-Cordon qui ont été pilotes de l'étude cette année, dix peupliers noirs (*Populus nigra*) ont été échantillonnés en secteur supposé 'connecté-humide' et dix peupliers noirs ont été échantillonnés en secteur supposé 'déconnecté-sec' [Figure 73]. Le peuplier noir a été sélectionné comme espèce référente parce que son système racinaire pénètre le toit de galets pour s'alimenter dans la nappe de surface et que l'espèce est vulnérable à la baisse du niveau de cette nappe (Singer *et al.*, 2013).

La basse vallée de l'Ain a été sélectionnée comme site pilote pour cette première année du projet DÉPRÉSHyF du fait des résultats mis en évidence au cours de la thèse ainsi que des enjeux de gestion qui leur sont liés. Les cartographies produites au cours de la thèse ont permis de sélectionner pour les échantillonner des secteurs pour lesquels des signaux contrastés et marqueurs d'un stress hydrique potentiel avaient déjà pu être observés par télédétection.

Les peupliers noirs en secteur humide ont été échantillonnés près de la commune de Mollon, ainsi que des placettes forestières déjà étudiées par le laboratoire EVS depuis les travaux de Dufour (2005). Ils ne sont toutefois pas localisés sur ces placettes elles-mêmes, puisque la mobilité latérale de l'Ain ces dernières années a conduit à leur érosion ainsi qu'à un recouplement de méandre ; les individus sélectionnés sont donc légèrement à l'est de ces anciennes placettes, dans la continuité du même massif forestier.

Les peupliers noirs en secteur sec ont été échantillonnés près de Vorgey sur la commune d'Ambronay. Encore une fois, le lieu d'échantillonnage est décalé par rapport à celui des placettes forestières déjà suivies, puisque il se situe un peu plus en aval de celles-ci. En effet, les placette originales intersectaient les travaux de restauration qui ont eu lieu sur le site et qui comprenaient une phase d'arasement de la végétation riveraine.

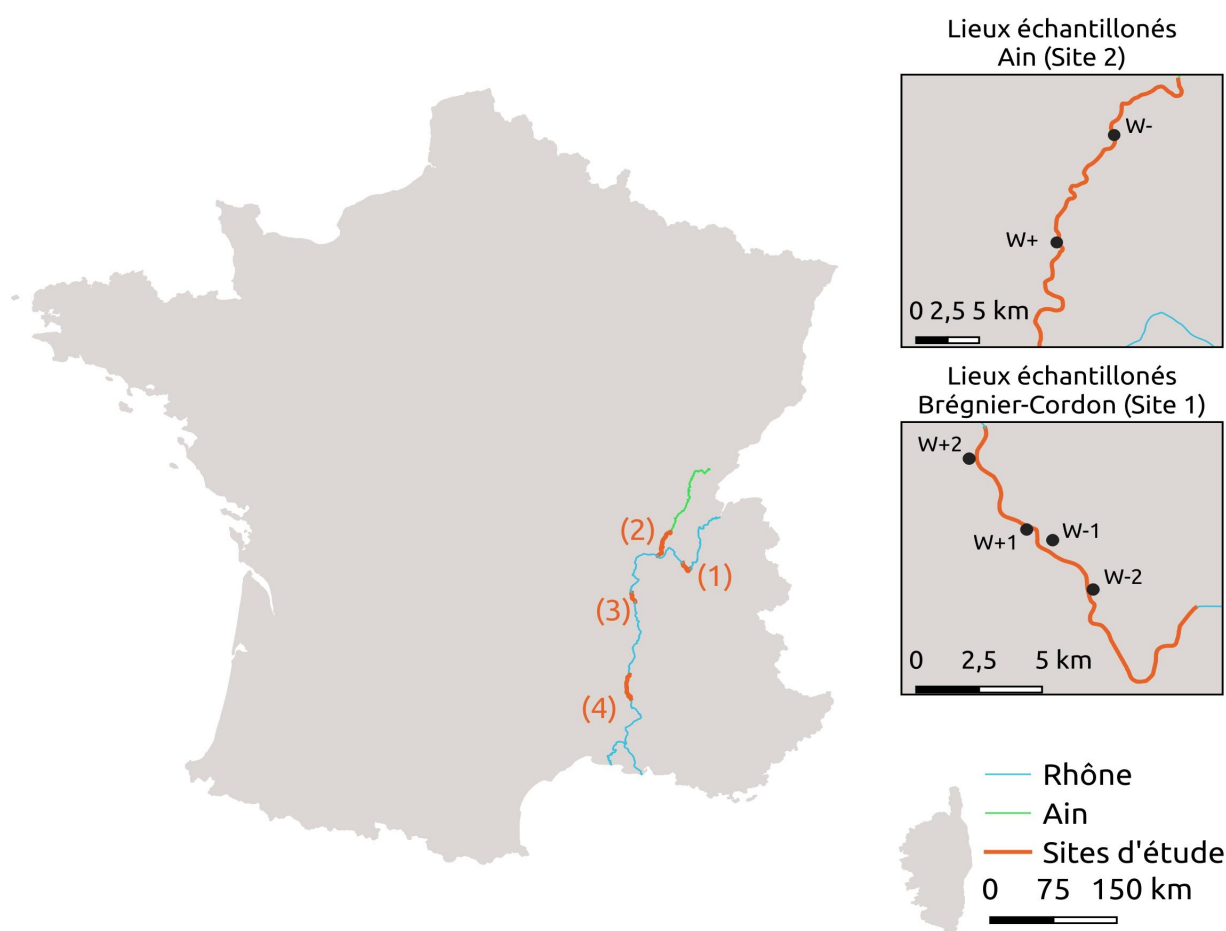


Figure 73: Sites sélectionnés pour le projet DéPréSHyF : (1) Brégnier-Cordon, (2) Basse vallée de l'Ain, (3) Péage-de-Roussillon et (4) Donzère-Mondragon. Sur les sites de Brégnier-Cordon et de la basse vallée de l'Ain, les lieux où les peupliers ont été échantillonnés sont indiqués avec W+ (présumé connecté) ou W- (présumé déconnecté).

Le projet porte en outre sur trois autres sites distincts sur le corridor du Rhône pour lesquels l'existence d'un gradient de connectivité potentiel à l'hydrosystème est supposé à l'échelle locale [Figure 73]. Ces trois sites (Brégnier-Cordon, Péage-de-Roussillon et Donzère-Mondragon) font l'objet du travail de thèse de Pierre Lochin sur le contrôle climatique de la disponibilité en eau et du stress hydrique des arbres ripicoles. Le Rhône étant un fleuve qui a été fortement anthropisé pour répondre à des besoins de navigation et de production hydro-électrique, puis restauré dans ses anciens bras, les milieux présents sur ces sites sont variés. De plus, leur distribution sur un gradient climatique entraîne des disparités potentielles dans leur réponse à des événements de sécheresse.

Pour le site de Brégnier-Cordon, qui a été échantillonné cette année et le sera de nouveau l'année prochaine, le degré de connectivité des individus sélectionnés a été identifié en lien avec les gestionnaires de la réserve naturelle du Haut-Rhône français. Un travail de reconnaissance sur le terrain a ensuite permis de sélectionner les sites en question en fonction de la présence de l'espèce cible (*Populus nigra*) ainsi que le degré de connectivité qui pouvait être observé sur site, en lien par exemple avec la présence d'espèces comme l'ail des ours (*Allium ursinum*). Cela nous a conduit à échantillonner dix peupliers en secteur humide sur deux secteurs de cinq peupliers, et à faire de même pour dix peupliers en secteur sec.

Les deux sites restants, Péage-de-Roussillon et Donzère-Mondragon, seront exclusivement prospectés dans la suite du projet DéPréSHyF. Sur Péage-de-Roussillon, les pompages industriels ont conduit localement à un effondrement du niveau de la nappe. Un déficit de l'accès à la ressource en eau est présumé sur les deux sites du fait des contraintes climatiques et hydrologiques, notamment en contexte de changement climatique (Sargeant and Singer, 2021). En effet, une perte de l'alimentation phréatique du peuplier noir pourrait mettre l'espèce en compétition avec le frêne pour la ressource en eau disponible dans la zone vadose (Sargeant and Singer, 2016).

2.2 – Mesures écophysiologicalues.

Les campagnes de terrain se sont déroulées tout au long de la période estivale entre le 5 mai et le 27 septembre 2022 [Tableau 40]. Pour chaque site, les prélèvements ont été effectués entre 11h30 et 14h et ont consisté en échantillonnage de deux feuilles par arbre, ainsi qu'en un échantillonnage de phloème une campagne sur deux environ.

Tableau 40: Prélèvements effectués lors des différentes sorties terrain de la campagne DéPréSHyF. La campagne du 5 mai a été effectuée sur l'Ain tandis que celle du 13 mai a été effectuée sur le Rhône. Pour les autres dates, seule une journée sépare les prélèvements sur les deux sites.

	Campagne								
	5 Mai	13 Mai	24 – 25 Mai	9 – 10 Juin	28 – 29 Juin	19 – 20 Juillet	9 – 10 Août	23 – 24 Août	26 – 27 Septembre
Feuilles	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Phloème	X	X		X		X		X	X

Les feuilles échantillonnées ont été mises au noir puis conservées dans une glacière avant la mesure de leur statut hydrique une fois de retour au laboratoire, à l'aide d'une chambre à pression (Scholander *et al.*, 1965). Plus l'individu est stressé et plus le potentiel hydrique est faible, atteignant des valeurs inférieures à -20 bars (soit -2 MPa) en cas de stress hydrique. Les prélèvements de phloème, quant à eux, ont été conservés dans de l'eau et sont pour l'instant gardés en vue de l'analyse isotopique du carbone contenu dans les sucres pour estimer l'efficacité d'utilisation de l'eau des individus étudiés (Seibt *et al.*, 2008).

2.3 – Campagne d'imagerie thermique.

Des survols ULM ont été réalisés au cours du projet, dans le but d'acquérir des images infrarouges thermiques des deux sites étudiés cette année [Tableau 41]. Pour l'Ain, la campagne s'est déroulée le 19 juillet 2022 entre 12h20 et 13h27, tandis que, pour le Haut-Rhône, elle s'est déroulée le 20 juillet 2022 entre 12h08 et 13h13 ; les deux campagnes sont donc synchrones aux relevés effectués sur le terrain pour le mois de juillet.

Tableau 41: Campagnes de télédétection effectuées dans le cadre du projet DéPréSHyF.

		Basse vallée de l'Ain	Haut-Rhône
Nombre de photos	Infrarouge thermique	1349	1991
	Visible	988	1014
Résolution au sol	Infrarouge thermique	0,350 m	0,350 m
	Visible	0,063 m	0,061 m
Altitude de vol moyenne	-	459 m	461 m
Linéaire survolé	-	42 km	29.7 km

Lors du survol de chacun des sites, des images ont été acquises dans le domaine de l'infrarouge thermique (capteur VarioCAM® hr research) mais aussi dans celui du visible (Caméra D7000 DSLR de Nikon). Les images visibles sont géo-taguées et ont été traitées dans le logiciel MetaShape (Agisoft) de façon à produire un nuage de points géo-référencés et une orthomosaique. Le trajet de l'ULM reconstitué à partir des images visibles géo-taguées a ensuite été utilisé pour attribuer une localisation relative à chaque image thermique en fonction de leur heure d'acquisition. Les images thermiques ont ensuite été elles aussi traitées dans le logiciel MetaShape pour produire une orthomosaique. Ces traitements restent en cours au moment où ce manuscrit est finalisé.

3 – Premiers résultats.

L'analyse des feuilles échantillonnées au cours de la saison a permis d'évaluer le potentiel hydrique des individus pour chacun des relevés, ce qui a permis de constater des conditions de stress hydrique (potentiel hydrique < 2,5 MPa) ainsi qu'une différence de réponse des individus pour des sites aux conditions hydrologiques distinctes (W- et W+) [Figure 74].

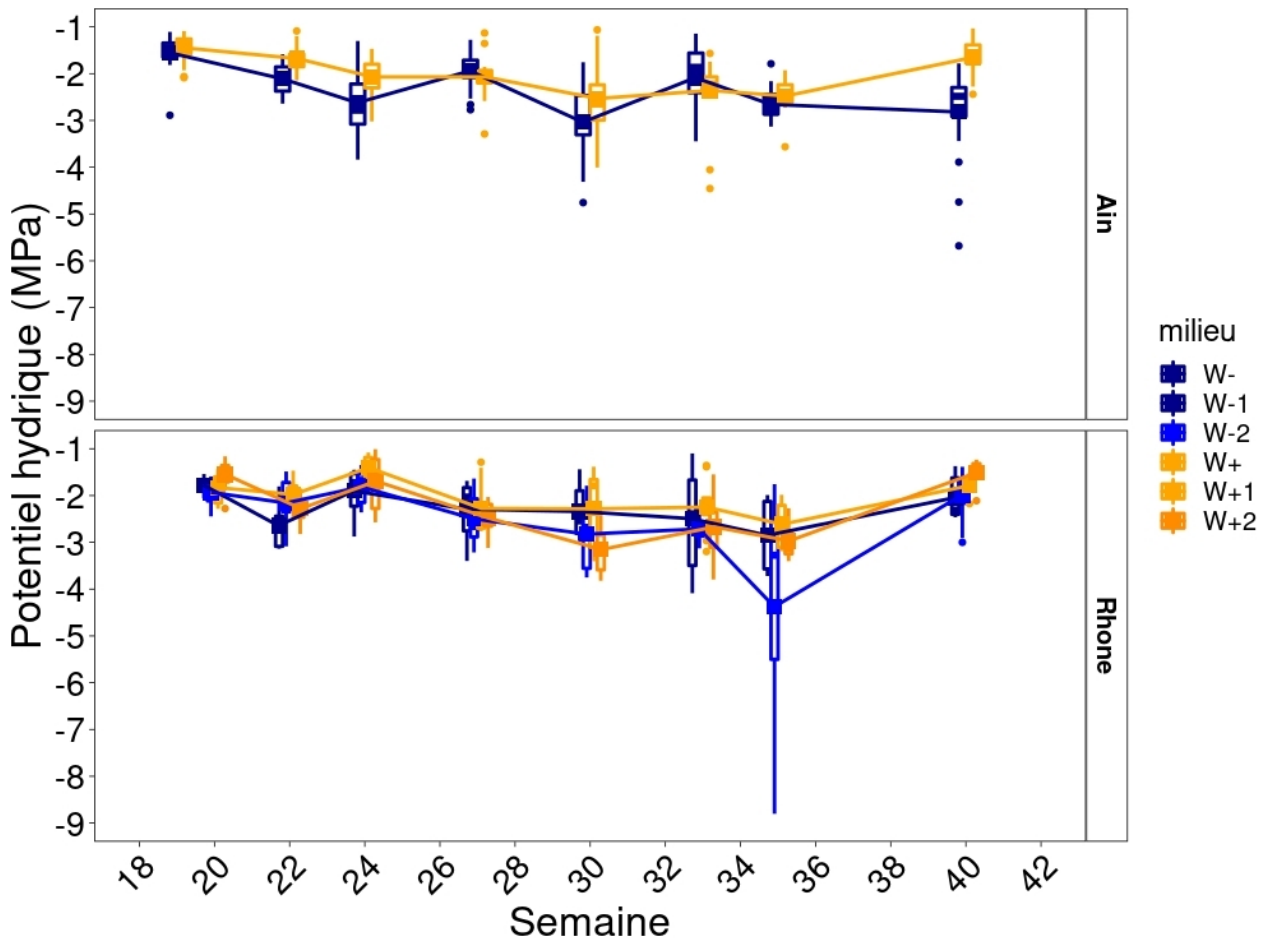


Figure 74: Evolution au cours de la saison du potentiel hydrique (MPa) des peupliers échantillonnés en fonction du milieu auxquels ils appartiennent : présumé humide (W+ pour l'Ain et W+1 et W+2 pour le Rhône) et présumé sec (W- pour l'Ain et W-1 et W-2 pour le Rhône). Les carrés superposés aux boîtes à moustache sont indicateurs de la moyenne.

Dans le cas de la basse vallée de l'Ain, les arbres situés en secteur déconnecté ont globalement un potentiel hydrique plus faible que ceux situés en secteur connecté, ce qui est indicateur de conditions de stress plus élevées, bien que chaque secteur atteigne des valeurs de potentiel hydrique inférieures à -2 MPa au cours de l'été. En revanche, le fait que les arbres en secteur connecté soient moins stressés que ceux en secteur déconnecté n'est pas visible pour toutes les semaines, puisque la tendance s'inverse parfois, comme en semaine 27 (28 juin) ou 33 (9 août), ce qui suggère un impact d'autres facteurs (pluviométrie, biomasse) qui seront explorés dans la suite du projet. Cependant, contrairement aux hypothèses initiales, on n'observe pas de

décrochement du potentiel hydrique au cours de l'été sur les secteurs déconnectés, et les valeurs diminuent au cours de la saison pour les deux sites. En revanche, la campagne effectuée en semaine 40 (26 septembre) témoigne d'un retour à un état moins stressé pour les peupliers échantillonnés en secteur connecté.

Dans le cas du Rhône, la signature est plus complexe : deux sites déconnectés (W- 1 et W-2) et deux sites connectés (W+1 et W+2) avaient été pressentis, mais ils ont des réponses qui diffèrent au cours de la saison. Pour les sites connectés, le site W+1 reste constamment moins stressé en moyenne que les sites déconnectés. En revanche, le second site que l'on supposait connecté et qui est le plus en aval est caractérisé par une diminution du potentiel hydrique (et donc une augmentation du stress) au cours de l'été, jusqu'à atteindre des valeurs inférieures à celles observées sur les secteur déconnectés en semaine 30 (20 juillet). Pour les sites pressentis déconnectés, le site W-2 se démarque par un décrochage important du stress hydrique à la fin de l'été en semaine 35 (24 août), avec des valeurs de potentiel hydrique très faibles pour quelques-uns des individus (5,5 MPa et 8,8 MPa). Pour les sites connectés comme pour les sites déconnectés, le potentiel hydrique augmente en semaine 40 (27 septembre), ce qui témoigne d'un retour à un état moins stressé pour les peupliers étudiés.

Spatialiser la donnée de potentiel hydrique en cartographiant sa moyenne sur la saison pour chacun des arbres étudiés discrimine bien le secteur présumé connecté du secteur présumé déconnecté dans le cas de la basse vallée de l'Ain [Figure 75]. En effet, les peupliers localisés en secteur présumé connecté sont restés en moyenne en dessus des -20 bars (-2MPa) tandis que les peupliers localisés en secteur présumé déconnectés sont restés en moyenne au dessous des -20 bars (-2 MPa).

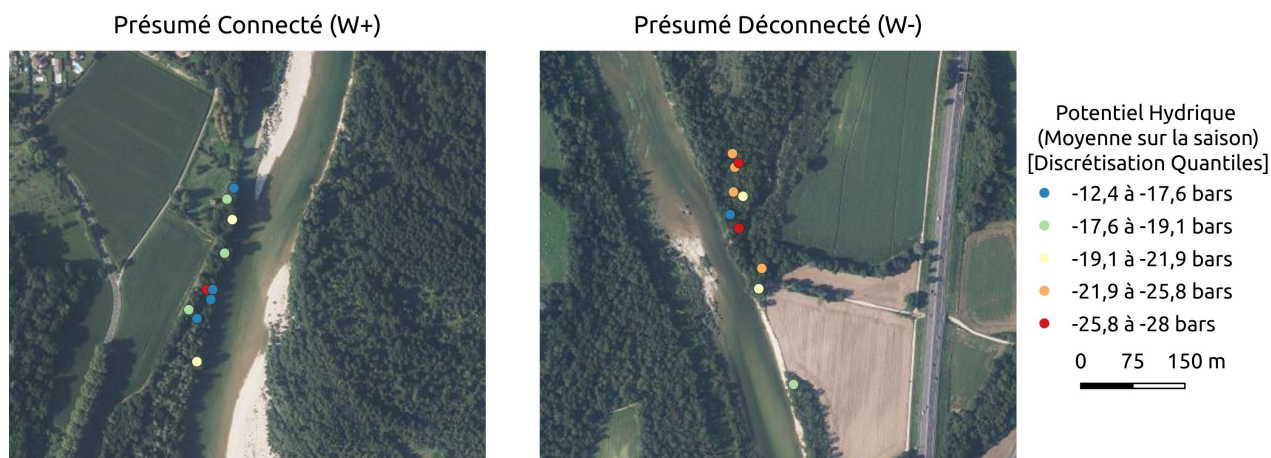


Figure 75: Localisation et potentiel hydrique moyen (bar) de chacun des arbres suivis de la basse vallée de l'Ain.

Sur les sites du Rhône [Figure 76], le site connecté W+1 et le site déconnecté W-2 se distinguent pour une spatialisation similaire, avec le site W+1 apparaissant comme celui étant probablement le mieux connecté, et le site W-2 apparaissant comme celui étant probablement le plus déconnecté, ce qui était déjà l'hypothèse associée à l'évolution du potentiel hydrique au cours de la saison. En effet, le site W+1 abrite les arbres avec un potentiel hydrique élevé en moyenne (> -20 bars) tandis que ceux avec un potentiel hydrique faible en moyenne se situent sur le site W-2 (< -20 bars). Cependant, les deux sites restants (W+2 et W-1) semblent plus complexes à interpréter, le site présumé déconnecté W-1 abritant sur la saison des relevés certains des peupliers les moins stressés qui y côtoient des peupliers parmi les plus stressés. Pour le site présumé connecté W+2, les valeurs de potentiel hydrique restent plutôt moyennes, avec l'un des cinq arbres échantillonnés ayant été très stressé sur la saison.

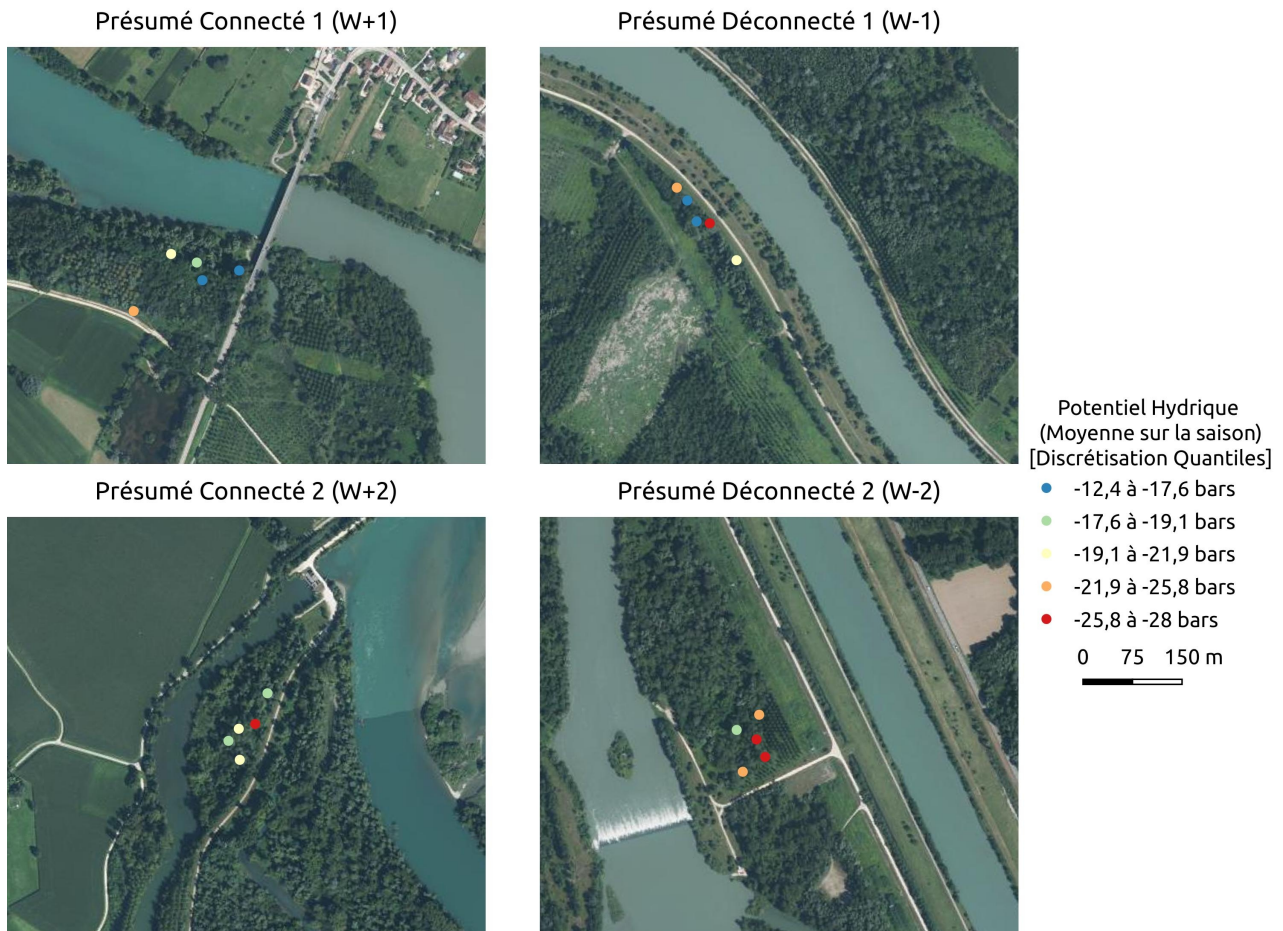


Figure 76: Localisation et potentiel hydrique moyen (bar) de chacun des arbres suivis sur le Rhône.

Dans le cas de la basse vallée de l'Ain comme dans celui du Rhône, quelques individus ressortent comme ayant une trajectoire distincte de celle du reste du peuplement, ce qui suggère le besoin de s'intéresser à leurs trajectoires individuelles ainsi qu'aux facteurs (*e.g.* topographiques et physiologiques) qui peuvent être à l'origine des différences entre les trajectoires d'individus d'un même groupement forestier.

4 – Discussion – Conclusion.

4.1 – Futurs travaux.

Les premiers résultats du projet DéPréSHyF tels que présentés dans ce document sont amenés à être creusés et complétés dans la suite du projet. Pour l'année 2023, deux stages de master seront associés au projet afin de travailler sur l'analyse des données collectées en 2022 et de participer aux campagnes de terrain prévues sur Brégnier-Cordon, Péage-de-Roussillon et Donzère-Mondragon entre avril et septembre 2023.

Il reste notamment à obtenir une mesure de l'efficacité d'utilisation de l'eau par les peupliers noirs étudiés à partir des phloèmes ayant été prélevés, afin de pouvoir la confronter au potentiel hydrique dérivé du prélèvement de feuilles. De plus, les données de télédétection acquises sont restées inexploitées puisqu'elles sont encore en phase de post-traitement en attendant d'être disponibles pour les analyses.

Des données météorologiques (températures, précipitations) et hydrologiques (débits) restent à appréhender en relation avec les phénomènes écophysologiques ayant lieu à l'échelle de l'individu, notamment dans le cas des observations où les tendances entre milieu sec et milieu connecté sont temporairement inversées. Une hypothèse pouvant être avancée et explorée par la suite est celle de précipitations survenues avant certains relevés de terrain et pouvant avoir eu un impact important sur la ressource en eau disponible dans la zone vadose. Une alimentation des peupliers dans cette zone pourrait alors masquer les différences d'accès à la ressource en eau dans la zone phréatique, où ils s'alimentent habituellement, et les mettre en compétition avec des espèces comme le frêne commun (Sargeant and Singer, 2021).

Il sera également nécessaire de s'intéresser aux trajectoires individuelles de chacun des arbres au cours de la saison, notamment lorsqu'elles dévient de celles de leurs voisins. Des paramètres pouvant expliciter de telles différences pourraient être liés aux variations topographiques locales mais aussi aux variations de biomasse et d'âge entre les individus étudiés, ainsi qu'aux conditions locales de compétition avec d'autres espèces ou d'autres peupliers pour une alimentation vadose ou phréatique.

Les relevés de terrain effectués en 2023 pourraient également conduire à mesurer le stress oxydatif des individus depuis les feuilles prélevées, en mesurant l'activité enzymatique régulatrice de ce stress qui survient lorsque le cycle respiratoire de la plante est perturbé.

4.2 – Premiers apports.

Les premiers résultats obtenus sur l'Ain corroborent les hypothèses de stress hydrique que nous avons émises lors de nos précédents travaux. Cependant, ils mettent également en évidence que ce stress concerne également, bien que de façon moindre, les sites que nous avons identifiés comme bénéficiant d'un bon degré de connexion hydrologique à la rivière. Par exemple, l'un des peupliers situés en secteur connecté perdait des branches dont les feuilles étaient noircies alors que la majorité de sa masse foliaire restait verte, et cette perte de biomasse pourrait être une stratégie d'adaptation aux conditions de stress auxquelles il était soumis. Puisque la distribution spatiale du potentiel hydrique correspond plutôt bien au caractère connecté ou humide déduit des données de télédétection (LiDAR, hyperspectral, infrarouge thermique), ces résultats sont encourageants quant à la suite du projet qui vise à explorer la capacité des données dans l'infrarouge thermique à rendre compte de ce stress à l'échelle des individus et à l'échelle des peuplements.

Si les résultats pour le Rhône semblent plus complexes à interpréter, notamment dans le cas des sites W+2 et W-1 dont le statut hydrique au cours de l'été ne correspondait pas nécessairement au niveau de stress attendu lors de la sélection des sites, ils rendent bien compte de la variété inter-individus pouvant exister au sein d'un même site. De plus, étant donné leur mode de détermination, qui était en lien avec les hypothèses émises par les gestionnaires de la réserve sur le statut hydrique de leurs peuplements, les résultats du Rhône pourraient nous amener à questionner la perception de la connectivité hydrologique et du stress hydrique et à évaluer la concordance de ces perceptions avec les mesures écophysologiques qui sont censées traduire ce stress. Si ils sortent du cadre théorique du projet DéPréSHyF, ces derniers éléments sont notamment importants pour clarifier les indicateurs qualitatifs ou experts et aider à la gestion intégrée des écosystèmes riverains. Être capable d'évaluer le degré de sensibilité des écosystèmes riverains aux changements globaux ou d'en repérer les conséquences sur le milieu reste un enjeu pour les scientifiques, les gestionnaires et les riverains.

Enfin, les travaux menés dans le cadre de DéPréSHyF se focalisent sur des peupliers noirs matures. Cela signifie en premier lieu qu'ils concernent une espèce dont l'alimentation en eau en milieu riverain est principalement phréatique en l'absence de perturbation du système. La réponse d'autres espèces dont l'accès à la ressource en eau se fait principalement dans la zone vadose pourrait donc être distincte de la leur. Ceci inclut des espèces post-pionnières que l'on retrouve typiquement dans les forêts alluviales d'Europe, comme le frêne commun. En second lieu, le fait de n'explorer qu'une population mature permet ici de confronter des individus sur un gradient de connectivité hydrologique, mais masque les effets potentiels de l'âge. Explorer des sites d'un même degré de connectivité mais pour lesquels les peuplements ont des âges contrastés pourrait améliorer notre compréhension à l'échelle du cycle de vie du peuplier noir de l'évolution de sa sensibilité aux évènements climatiques et hydrologiques qui viennent affecter son accès à la ressource en eau. Les observations réalisées en août 2022 sur l'Ain durant une phase de sécheresse marquée (section 3 du Chapitre 3) semblent en effet montrer que les plus jeunes sujets seraient plus affectés par le stress hydrique que les sujets plus matures (perte de feuilles, jaunissement). La mortalité des individus au cours des premières années de leur vie affecte le renouvellement des forêts pionnières et constituerait une autre question à considérer.

Chapitre 5 –

Discussion - Conclusion

Ce dernier chapitre propose une synthèse des résultats de la thèse, et les discute au regard des objectifs initiaux, qu'ils soient d'ordre scientifique ou opérationnel.

Il est séparé en trois sections :

- La première « **Synthèse des acquis et des innovations** » synthétise ma contribution (i) au domaine de la télédétection fluviale pour caractériser et suivre la topographie immergée et les forêts riveraines et (ii) à la connaissance de la basse vallée de l'Ain.

- Le deuxième « **Intérêts et limites du multi-temporel et du monitoring** » présente les conclusions que nous pouvons tirer de mon travail quant à (i) l'intérêt du multi-temporel pour le diagnostic et pour le suivi, et (ii) les limites des approches que nous avons développées si elles sont employées dans le cadre d'un suivi.

- La troisième « **Préconisations et recommandations pour le monde opérationnel** » présente les recommandations que nous pouvons émettre à la fin de la thèse sur (i) la gestion de la basse vallée de l'Ain spécifiquement, (ii) l'intérêt des nouveaux capteurs étudiés pour la caractérisation et le suivi, et les campagnes préconisées en fonction des objectifs et (iii) certaines des limites associées à un transfert opérationnel de ces outils.

Synthèse des acquis et des innovations

1 – Rappel des objectifs scientifiques.

En introduction de cette thèse, nous avons déterminé que les milieux fluviaux sont fortement impactés par l'activité anthropique associée aux changements globaux. Les outils et techniques issus du champ de la télédétection avaient été identifiés comme pouvant contribuer aux besoins de caractérisation et de suivi qui ont émergé au cours des dernières années, notamment à travers les plans de gestion et les programmes de restauration des milieux fluviaux. Nous avons mis en évidence le besoin d'explorer les outils émergents en télédétection (*e.g.* LiDAR et imagerie hyperspectrale) qui seront probablement amenés à être transférés vers le monde opérationnel dans les prochaines années (*e.g.* accessibilité et démocratisation croissantes des données LiDAR telles que la nouvelle base de données « LiDAR HD » de l'IGN bientôt disponible à l'échelle du territoire français et totalement gratuite). Ces avancées et démocratisations technologiques sont le prolongement d'autres outils dont les développements plus anciens les ont rendus opérationnels et de plus en plus exploités par les gestionnaires et bureaux d'étude, comme l'imagerie drone couleur ou bien l'imagerie infrarouge thermique.

Nous avons alors pu identifier des objectifs scientifiques concernant le suivi de la topographie immergée des rivières et le diagnostic sanitaire des forêts riveraines. Ceux-ci répondaient également à un besoin de renforcer les connaissances de la basse vallée de l'Ain, au sein de laquelle s'inscrit notre travail de thèse. Ces objectifs et le contexte leur étant associé peuvent être résumés comme suit :

- (i) Évaluer la capacité de l'imagerie hyperspectrale à caractériser la bathymétrie de tronçons fluviaux de plusieurs kilomètres et à détecter des changements morphologiques. En effet la détection de changements sur des linéaires importants (> 10 km) reste délicate à mettre en œuvre avec des techniques d'imagerie (Legleiter and Fosness, 2019) mais est cruciale pour évaluer l'efficacité de réinjections sédimentaires tant en terme de transport solide qu'en terme d'habitats disponibles au sein du chenal.

- (ii) Caractériser l'état sanitaire des forêts alluviales et évaluer le potentiel de la télédétection fluviale pour cartographier leurs dégradations. Dans le cas de la basse vallée de l'Ain, cela se traduit par une amélioration de la compréhension des impacts du déficit sédimentaire et de l'incision du chenal sur les communautés forestières, notamment pour les milieux pionniers d'intérêt écologique majeur dont la compréhension restait plus fragile (Dufour and Piégay, 2008; Rollet *et al.*, 2014).

2 – Apports au domaine de la télédétection fluviale.

2.1 – Caractérisation et suivi de la topographie immergée.

Les modèles bathymétriques produits dans le Chapitre 2 ont atteint des précisions similaires à celles que l'on retrouve en milieu fluvial pour les modèles optiques (P. Carbonneau *et al.*, 2006; Kasvi *et al.*, 2019; Jérôme Lejot *et al.*, 2007) ou pour les LiDAR topo-bathymétriques (Lague and Feldmann, 2020) puisqu'elles sont comprises entre 10 et 20 centimètres. Les profondeurs restituées grâce à des images hyperspectrales sont supérieures à celles classiquement accessibles en milieu fluvial par les modèles optiques ou photogrammétriques qui exploitent des images couleurs ou multispectrales et qui restent habituellement limitées à des profondeurs inférieures au mètre et demi (Kasvi *et al.*, 2019), bien que des profondeurs dépassant les 3 mètres aient été atteintes en conditions idéales (Lejot *et al.*, 2007). Néanmoins, les profondeurs restituées sur l'Ain (2,5 mètres) sont inférieurs aux maxima atteints par d'autres études hyperspectrales comme sur la rivière Kootenai ou sur la rivière Deschutes où des profondeurs respectives de 3,6 et 9,5 mètres avaient été atteintes (Legleiter *et al.*, 2018; Legleiter and Fosness, 2019).

Un des éléments innovants apportés par nos travaux repose sur la création d'un modèle bathymétrique applicable sur une grande étendue spatiale (20 kilomètres de linéaire), ce qui correspond plus aux attentes opérationnelles du monde de la gestion que des survols par drone dont l'emprise est limitée. Les modèles bathymétriques produits à partir des données hyperspectrales avaient jusqu'alors été déployés sur des sites relativement restreints (< 2 km) et leur capacité à rester robuste sur un linéaire plus important devait encore être démontrée (Legleiter and Fosness, 2019). Dans le cas des modèles optiques exploitant des images couleurs classiques, la variabilité de la balance de couleurs entre différentes images issues d'une même campagne (production d'une

mosaïque homogène) et celle des conditions optiques de la colonne d'eau et du substrat sont des facteurs limitant l'emprise spatiale des applications. C'était par exemple le cas lors du suivi par drone des premières réinjections sédimentaires sur la basse vallée de l'Ain, suite aux travaux sur les lônes de Bellegarde et de Caronnière (Lejot, 2008).

Néanmoins, établir un modèle bathymétrique fonctionnel pour un linéaire au sein duquel des conditions physiques distinctes peuvent exister reste un front de recherche. La reproductibilité de telles campagnes reste par exemple à évaluer. En effet, assurer la portabilité d'un modèle bathymétrique sur plusieurs sites d'une même rivière s'était avéré complexe lors d'une précédente étude sur la rivière Kootenai, et avait mis en avant que certains modèles calibrés sur un site ne parvenaient pas à prédire les profondeurs sur d'autres sites (Legleiter and Fosness, 2019). Par ailleurs, le substrat de la rivière d'Ain dans sa basse vallée reste globalement homogène malgré des affleurements marneux présents localement.

La question de la détermination du modèle bathymétrique le plus approprié pour la rivière étudiée se pose également en lien avec ces enjeux de reproductibilité. En effet, l'imagerie hyperspectrale conduit à un nombre très important de modèles bathymétriques compétitifs sur un jeu d'entraînement, mais celui émergent comme étant le plus compétitif peut ne pas être le plus généralisable à l'échelle de la rivière, d'autant plus lorsque les jeux de validation restent classiquement acquis sur des sites restreints. Pour la confluence de deux rivières aux États-Unis, les performances d'un modèle unique étaient fortement dégradées ce qui avait conduit à utiliser plusieurs modèles conjointement (Legleiter *et al.*, 2016) tandis que pour la rivière d'Ain la présence sur notre site d'étude d'un milieu plus complexe (développement algal puis roulage des galets suite à un lâcher d'eau) a conduit à une réduction des ratios de bandes efficaces pour prédire la bathymétrie.

Une seconde avancée repose sur la création d'un modèle bathymétrique restituant un débit de référence inférieur au débit d'acquisition, et ayant permis d'évaluer les processus sédimentaires survenus entre deux campagnes acquises pour des débits distincts. Cette avancée aborde des questions de suivi qui seront plus précisément discutées dans la seconde section du présent chapitre, et répond à certains enjeux opérationnels associés puisque la profondeur d'eau restituée par les modèles optiques est relative et donc conditionnée à un débit donné.

Nos travaux nous ont dans un premier temps permis de comparer des modèles bathymétriques produits pour un même débit sur des images acquises à un jour d'intervalle mais

pour des conditions de débits différentes. L'image acquise au module ($127\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) de la rivière a permis de reconstruire la bathymétrie du site en conditions de basses eaux. Cette reconstitution s'est avérée très proche de celle obtenue à partir d'une image acquise en condition de basses eaux, ce qui a permis d'illustrer la faisabilité potentielle d'une telle démarche. Dans un second temps, nous avons pu appliquer cette méthodologie pour comparer entre elles des images acquises pour des débits différents et pour des années différentes afin de mettre en évidence les changements morphologiques majeurs survenus entre les campagnes.

Si cette seconde étape des travaux reste en cours de développement, des questions de reproductibilité se posent également sur ce développement méthodologique permettant de comparer des campagnes acquises à des débits distincts. En effet, pour que la réflectance d'une image acquise pour des conditions de débits permette d'obtenir les profondeurs pour d'autres conditions de débits, il est nécessaire que les profondeurs pour ces deux valeurs de débits soient corrélées entre elles, et ce de façon spatialement homogène sur le secteur considéré.

2.2 – Sur la caractérisation et le suivi des forêts riveraines.

Les enjeux associés à la caractérisation et au suivi des forêts riveraines ont été abordés dans les chapitres 3 et 4. Ils se sont articulés d'une part sur l'usage de données innovantes en télédétection fluviale pour le diagnostic sanitaire des forêts alluviales, et d'autre part sur l'exploration de la question du stress hydrique et de sa caractérisation potentielle par l'imagerie dans le domaine de l'infrarouge thermique.

Les travaux menés dans le Chapitre 3 illustrent particulièrement le caractère structurant des connexions entre hydrosystème et forêt riveraine, et mettent en exergue les impacts qu'une modification du transport solide peut causer sur les communautés forestières. Grâce à des relevés terrain et des indicateurs topographiques dérivés de données LiDAR (notamment l'élévation de la forêt à la ligne d'eau d'étiage), les changements de conditions stationnelles ont pu être explorés entre Pont d'Ain et Chazey-sur-Ain. Les impacts conséquents de cette modification physique du milieu sur la forêt ont ensuite pu être explorés en croisant les informations issues d'inventaires forestiers (composition d'espèces) avec des indicateurs structuraux tirés de données LiDAR (distribution des hauteurs de la forêt) et des indicateurs tirés de l'imagerie hyperspectrale intégrant plutôt des réponses d'ordre physiologique (teneur en eau et en chlorophylle de la canopée).

En croisant ces informations avec l'âge des peuplements, les dynamiques biogéomorphologiques des communautés forestières ont pu être appréhendées à l'échelle de la basse vallée ; les processus sédimentaires conduisent à la construction d'un sol et d'un horizon ainsi qu'à l'exhaussement progressif des milieux forestiers pendant leur vie, tandis que les espèces pionnières subissent une forte croissance au cours des premières décennies de vie avant que les milieux n'atteignent un stade de maturité plus avancé associé notamment au développement d'une forêt à sous-étage et à une transition progressive vers des communautés post-pionnières. Elles rejoignent en ce sens les dynamiques biogéomorphologiques classiquement décrites dans la littérature pour les forêts riveraines (Corenblit *et al.*, 2020).

En juxtaposant un gradient de connectivité à l'hydrosystème (issu d'une sectorisation géomorphologique de la rivière), l'assèchement des milieux localisés en secteur incisé a pu être mis en évidence avec un exhaussement du milieu plus important à âge constant, et une transition plus accentuée vers des communautés post-pionnières comme les frênaies mésophiles et l'apparition d'espèces recherchant des sols plus secs comme le tilleul. Ces modifications du milieu forestier correspondent à des mécanismes déjà observés sur des rivières anthropisées, par exemple dans les casiers Girardon du Rhône (Janssen *et al.*, 2021) ou le long de la rivière Magra en Italie (Dufour *et al.*, 2015).

Nous avons également pu identifier l'impact de cet assèchement du milieu sur la structure des peuplements forestiers et leur état de santé puisqu'une corrélation a pu être établie entre les changements structuraux qui semblent survenir en milieu plus sec (diminution et homogénéisation des hauteurs de canopée) avec un état sanitaire dégradé (plus faible teneur en eau et en chlorophylle de la canopée). Les changements structuraux pourraient être associés à une plus forte mortalité des espèces pionnières ou à un frein de leur croissance ou de celles d'autres espèces du fait d'un stress hydrique potentiel et de pressions sur l'alimentation en eau (Dufour and Piégay, 2008; Stella and Battles, 2010).

Dans le chapitre 4, cette hypothèse du stress hydrique a été explorée à travers l'imagerie thermique ainsi que des relevés écophysologiques conduits sur le terrain. L'une des campagnes exploitées dans la première section du chapitre a permis d'identifier une augmentation de la température de la canopée le long d'un gradient de connexion verticale au chenal représenté par l'élévation de la forêt à la ligne d'eau d'étiage. Une telle réponse correspondrait à une perturbation de l'évapotranspiration des communautés forestières, ce qui est utilisé comme indicateur de stress

hydrique et rejoindrait les résultats de travaux effectués sur des hydrosystèmes dont le climat est aride ou semi-aride. C'est sur ces secteurs géographiques que l'usage de l'imagerie thermique est le plus fréquent pour le diagnostic sanitaire des forêts alluviales [Tableau 38]. Cependant, les résultats présentés montrent que toutes les campagnes d'imagerie infrarouge thermique n'ont pas confirmé cette hypothèse initiale, ce qui suggère une certaine variabilité du signal de stress au cours de la saison. Ceci peut s'expliquer par certains événements météorologiques (*e.g.* précipitations) qui peuvent influencer sur le niveau de stress des peuplements durant plusieurs jours au sein même de la saison.

Les campagnes de terrain visant à évaluer sur l'Ain la présence d'un tel stress et à suivre son évolution au cours de l'été 2022 ont confirmé que les peupliers en secteur incisé subissent des conditions de stress plus importantes que les peupliers en secteur connecté. Elles témoignent cependant de la variabilité de potentiel hydrique pouvant survenir au cours de la saison. Néanmoins, les peupliers présents sur la basse vallée de l'Ain dans des milieux que nous avons diagnostiqués comme bénéficiant d'un bon degré de connectivité étaient tout de même stressés au cours de l'été 2022, et les études complémentaires que nous avons présentées dans la troisième section du Chapitre 3 suggèrent que ce stress pourrait être plus important au sein de groupements forestiers plus jeunes dont la santé est importante pour le maintien et le renouvellement des milieux pionniers.

Si cette (dé)connexion de la forêt riveraine à son hydrosystème peut être partiellement appréhendée à partir d'inventaires forestiers et de campagnes de terrain, les informations que nous ont fournies les données de télédétection se sont donc avérées précieuses pour la compréhension de ce phénomène et ont permis la réalisation des cartographies fonctionnelles présentées dans le Chapitre 3 et dans le Chapitre 4 qui sont novatrices pour les forêts riveraines [Figure 51 et Figure 72]. Ces cartographies recoupent des travaux récents menés sur les communautés herbacées et buissonnantes au sein des hydrosystèmes (da Silva *et al.*, 2022; Demarchi *et al.*, 2020), ce qui suggère une reproductibilité de nos travaux selon les contraintes saisonnières potentielles associées aux dynamiques de la végétation (*e.g.* floraison, stress).

2.3 – Vers de nouvelles recherches.

Les apports précédemment détaillés ont également été complétés par des études plus exploratoires entamées à la fin de la thèse et qui ont mis en lumière de nouvelles directions de recherche pour poursuivre les travaux engagés au cours de la thèse.

Les travaux menés sur la restitution des profondeurs d'eau dans le cadre du suivi des milieux fluviaux ont montré que l'imagerie hyperspectrale avait un fort potentiel pour l'analyse de longs corridors fluviaux et de gammes de profondeurs plus importantes que l'imagerie à bandes larges. Cependant, l'utilisation d'un modèle optique s'est révélée être moins performante que celle d'un modèle photogrammétrique pour de l'imagerie visible à bandes larges, le modèle photogrammétrique ayant pour avantage une restitution d'altitudes absolues plutôt que de profondeurs relatives à un débit de référence, ainsi qu'une meilleure robustesse au développement d'un lit algal. Ainsi, les travaux présentés en seconde section du Chapitre 2 nous amènent à questionner la faisabilité et l'intérêt d'un modèle photogrammétrique se basant sur une campagne d'imagerie hyperspectrale, ce qui pourrait conduire à extraire une donnée bathymétrique plus robuste et flexible sur plusieurs acquisitions qu'en calibrant plusieurs modèles optiques pour un même débit.

Les travaux menés sur la végétation riveraine ont quant à eux suggéré que la réflectance des forêts riveraines pouvait permettre de cartographier leur degré de connectivité en exploitant notamment l'information dans le spectre du visible, du proche-infrarouge, et de l'infrarouge thermique. De fait, la piste des données issues des satellites qui peuvent fournir cette information sur les milieux malgré leur plus faible résolution spatiale sera explorée, notamment pour étudier une chronique temporelle des températures de canopée et tenter de mettre en évidence une partie des facteurs climatiques impactant le signal du stress hydrique (première section du Chapitre 4). Toujours sur cette notion de stress hydrique, les travaux du projet DéPréSHyF se poursuivent afin de le quantifier au cours de l'été 2023 et croiser les informations écophysiologiques obtenues avec celles pouvant être extraites des campagnes d'imagerie synchrones.

Des analyses exploratoires présentées en sections 2 et 3 du Chapitre 3 ont porté sur l'usage des séries temporelles LiDAR pour étudier la croissance de la forêt riveraine, et sur l'usage de l'imagerie hyperspectrale pour détecter la signature spectrale de différentes espèces en vue d'effectuer des classifications (espèces et stress). La série de données LiDAR a permis de mettre en évidence les limites des campagnes actuellement exploitées pour identifier l'âge des peuplements puisque la durée entre les acquisitions conduit à une variabilité intraclasse et peut masquer des

dynamiques d'arasement et de recolonisation des milieux, ou être sensible au développement de plantes annuelles. Des différences de croissance ressortent sur un gradient de topographie, qui pourrait suggérer une plus forte résistance aux événements de crues (placettes sur-élevées moins affectées) ou une variabilité d'âge intraclasse (placettes sur-élevées plus vieilles au sein d'une classe d'âge). Les premiers résultats liés à l'analyse des signatures spectrales sont eux prometteurs pour l'identification de la renouée du japon (espèce invasive) mais montrent que la variabilité spectrale au sein de la scène est également très fortement liée à la présence d'un stress hydrique qui a conduit à une diminution des teneurs en chlorophylle des feuilles de certains individus et à leur jaunissement.

3 – Apports à la connaissance de la basse vallée de l'Ain.

3.1 – Dynamique du chenal avant les travaux de restauration.

Le calendrier des travaux de restauration de la basse vallée de l'Ain ayant été décalé, le suivi initial de la réinjection sédimentaire n'a pas pu être couvert au cours de la thèse. En revanche, les données hyperspectrales disponibles pour l'été 2015 ont permis d'établir un premier état de référence du chenal, qui a pu être complété par les acquisitions effectuées en 2021 et en 2022. Les changements morphologiques constatés entre ces campagnes témoignent de la dynamique de la rivière d'Ain avant la réinjection sédimentaire.

L'évolution du secteur amont de la basse vallée de l'Ain entre 2015 et 2022 a pu être appréhendée par les premiers traitements des images hyperspectrales acquises au cours de l'été 2022 lors de la tentative de mise en opération de la NanoHyperspec sur un ULM. Sur ce secteur soumis à un fort déficit sédimentaire, la tendance globale était à l'incision ainsi qu'à la stabilité latérale du chenal en l'absence d'érosion de berges [Figure 36, Figure 37 et Figure 38]. Les zones d'exhaussement visible étaient directement localisées dans la continuité directe de bancs de galets déjà présents en 2015 [Figure 36], tandis que la mobilité latérale n'était visible que pour la partie la plus aval de ce secteur [Figure 38]. Une incision du chenal a été identifiée juste en aval du secteur de réinjection proposé par les acteurs locaux. La remobilisation de ces galets devrait permettre de lutter contre la tendance à l'affaissement du fond du lit, mais un suivi reste nécessaire pour quantifier les effets morphologiques de cet apport de sédiments.

L'évolution du secteur aval de la basse vallée de l'Ain entre 2015 et 2021 a pu être appréhendée par les acquisitions drones effectuées au cours de la thèse sur le secteur de Mollon [Figure 31 et Figure 32]. Elles ont mis en évidence la présence de changements morphologiques correspondant à une mobilité latérale du chenal (érosion de berge et creusement de zones de mouilles) ainsi qu'à l'érosion régressive du seuil présent sur le secteur de Mollon et la présence de dépôts de matériaux dans la continuité des bancs de galets déjà existants en 2015. La morphologie du chenal a de nouveau été modifiée en 2022, ce qui a pu être constaté sur le terrain ainsi que sur les images visibles disponibles sur le secteur, du fait du recouplement de méandre survenu au cours des dernières années sur le secteur.

Si ces observations ne se basent pas encore sur l'ensemble des images hyperspectrales acquises sur la basse vallée de l'Ain au cours de l'été 2022, elles semblent suggérer que le secteur mobile de la rivière reste actif morphologiquement et que l'incision du chenal s'accroît sur le secteur en déficit sédimentaire. Plus de traitements resteraient néanmoins nécessaires pour évaluer la propagation du front d'incision depuis 2015.

Par ailleurs, les travaux menés dans le Chapitre 2 ont dans l'ensemble permis de mettre en évidence une potentielle fragilité des données bathymétriques pré-existantes sur la basse vallée de l'Ain lorsqu'il s'agit de zones de mouilles, puisqu'il était difficile de déterminer si la limite des profondeurs restituées venait de l'imagerie hyperspectrale acquise ou des données disponibles pour les calibrations (modèle 2D alimenté par des relevés de lignes d'eau et un LiDAR vert).

3.2 – Impact de l'incision du chenal sur la santé de la forêt riveraine.

Les travaux menés sur la forêt riveraine de la basse vallée de l'Ain ont mis en évidence son assèchement du fait de l'incision du chenal. Sur la partie aval de la basse vallée, le déficit sédimentaire et l'incision ont conduit à ce que les peuplements forestiers se retrouvent plus perchés par rapport au chenal et à la nappe que ceux de même âge que l'on peut observer en secteur mobile. Par ailleurs, les mécanismes de renouvellement des peuplements pionniers par mobilité latérale y sont absents puisque les placettes de végétation les plus jeunes sur le secteur datent de la construction des barrages (années 1960s). Le seuil de déconnexion qui a pu être identifié (2 à 2,5 mètres au-dessus du chenal d'étiage) correspond à celui qui avait été identifié pour les communautés de frênes par Simon Dufour (2005) s'appuyant sur le débit de connexion des placettes

forestières qu'il étudiait (1,5 à 2 mètres au-dessus du niveau d'eau du chenal au module). Ces placettes déconnectées du chenal sont principalement localisées en secteur incisé, et sont également caractérisées par une plus faible sédimentation sous canopée et par le développement d'un horizon de fines moins épais et donc avec une plus faible capacité de rétention de l'eau que pour les placettes forestières de même âge situées en secteur mobile.

Cet assèchement de la forêt riveraine entraîne une transition plus avancée vers les stades post-pionniers, et donc une disparition des saulaies et des peupleraies étant donné qu'elle est de plus associée à un manque de mobilité latérale empêchant leur renouvellement. Les études menées dans les chapitre 3 et 4 montrent par validation croisée que la question du stress hydrique des peuplements pionniers se pose à l'échelle de la basse vallée de l'Ain et que les pressions induites par l'incision du chenal sur l'accès à la ressource en eau conduisent à une dégradation des milieux pionniers. Ainsi, les mesures écophysiologicals menées dans le cadre du projet DéPréSHyF ont mis en évidence la présence d'un stress hydrique dans la forêt riveraine de l'Ain, et ont validé les hypothèses d'un stress plus important dans les secteurs incisés. Par ailleurs, les travaux menés dans le chapitre 3 (section 3) suggèrent également que les peuplements les plus jeunes sont plus sensibles au stress hydrique après des périodes sèches.

Les cartographies produites ont permis d'identifier un assèchement de la forêt riveraine sur un secteur allant de l'amont de notre site d'étude (Pont d'Ain) jusqu'à Priay. Cet assèchement est directement associé aux modifications physiques du milieu détaillées ci-dessus (diagnostic LiDAR + hyperspectral), et explique également une température de canopée plus importante au cours des périodes sèches (diagnostic thermique). Le secteur caractérisé par les affleurements morainiques entre Chazey-sur-Ain et Charnoz-sur-Ain a également pu être identifié comme plus sec que le secteur le plus connecté (Priay à Chazey-sur-Ain), mais moins que le secteur amont qui est le plus impacté par le déficit sédimentaire. La partie aval de la basse vallée jusqu'à la confluence avec le Rhône n'était pas couverte par les données LiDAR et hyperspectrales utilisées pour le diagnostic initial de la forêt riveraine, ce qui ne permet pas d'y identifier les caractéristiques physiques de la forêt riveraine. Néanmoins, l'usage de l'imagerie thermique suggère que ce tronçon est plutôt en bonne santé puisque la température de la canopée y était plus faible, ce qui correspond à un indicateur fonctionnel basé sur l'évapotranspiration plutôt qu'un indicateur de conditions structurales ou physiques spécifiques.

Le couplage d'une série temporelle de données LiDAR et de photographies historiques a permis de montrer que le recouplement des méandres dans les parties mobiles de la rivière libère des espaces qui sont alors favorables à un recrutement d'espèces forestières tandis que les crues dépassant les $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ survenues au cours des cinq dernières années ont conduit à un arrachement des plantules les plus proches du chenal. Ces deux observations témoignent des dynamiques actives de la rivière et laissent présumer un recrutement important à venir sur les espaces nouvellement libérés depuis 2021 par le recouplement du méandre à l'aval de Mollon.

3.3 – Regard sur l'impact potentiel des futures pressions climatiques.

L'accès à l'eau est un enjeu structurant pour la forêt riveraine de la basse vallée de l'Ain. Les pressions associées à l'incision du chenal ont conduit à un assèchement de la forêt riveraine et à une modification physique des milieux forestiers, ainsi qu'à une plus grande sensibilité des peupliers pionniers à des conditions de sécheresse. Cependant, les projections climatiques prédisent sur la basse vallée de l'Ain une hausse des températures de l'air ainsi qu'une perturbation des régimes de précipitations pouvant conduire à une diminution des apports en eau (Poirel *et al.*, 2010). Les pressions déjà existantes sur les ressources en eau (altitude de la ligne d'eau, stockage en zone vadose ou phréatique) sont donc amenées à s'intensifier dans les années à venir, ce qui pourrait conduire à un assèchement des milieux étant aujourd'hui les mieux connectés à la rivière. En effet, des conditions de stress hydrique ont déjà pu être relevées tout au long de l'été 2022 dans des secteurs forestiers qui sont parmi les mieux connectés de la basse vallée. Maintenir le degré de connexion actuel entre l'Ain et sa forêt alluviale pourrait donc ne pas être suffisant pour conserver les milieux pionniers (saulaies, peupleraies) en bonne santé.

Intérêts et limites des approches multi-temporelles pour le diagnostic et le suivi des milieux fluviaux

1 – Rappel des enjeux de suivi.

En introduction de cette thèse, nous avons identifié des objectifs scientifiques concernant le suivi de la topographie immergée des rivières et le diagnostic sanitaire des forêts riveraines, et qui ont été présentés à nouveau dans la section précédente de ce chapitre. Nous avons également pour volonté de contribuer au suivi du projet de restauration sédimentaire de la basse vallée de l'Ain dont le calendrier a été décalé par rapport à celui de la thèse, et de fournir des conclusions pouvant servir à informer les praticiens pour la gestion des milieux fluviaux.

Cette partie de notre chapitre conclusif s'intéresse à ces enjeux de suivi et s'intercale entre les recommandations que nous pouvons émettre pour les praticiens et la synthèse de nos résultats pour discuter de questions qui ont été soulevées au cours du travail de thèse. Il s'agit notamment de :

- (i) Se servir de l'expertise qui a été développée à travers l'ensemble des campagnes que nous avons traitées pour appréhender la plus-value des démarches multi-temporelles dans le processus de diagnostic (sensibilité aux conditions saisonnières), et se servir des résultats que nous avons obtenus pour illustrer l'intérêt des démarches de suivi pluriannuel des milieux fluviaux une fois le diagnostic effectué.

- (ii) Évaluer et anticiper les limites associées aux approches que nous avons développées pour caractériser les milieux fluviaux lorsqu'elles sont exploitées ou seront ré-exploitées dans le cadre d'un suivi.

2 – Intérêt du multi-temporel pour le diagnostic et le suivi.

2.1 – Limites des campagnes de type « one-shot » dans un cadre de diagnostic.

Le diagnostic des milieux fluviaux se base généralement sur des données acquises lors d'une unique campagne, bien que l'importance d'étudier les trajectoires passées des hydrosystèmes soit reconnue (Marteau *et al.*, 2022a). L'utilisation d'une campagne unique dans un cadre de diagnostic a également montré ses limites dans le Chapitre 4 avec l'étude du stress hydrique de la forêt riveraine à partir d'imagerie infrarouge thermique. En effet, pour qu'une campagne reposant sur une réponse physiologique soit un succès (*e.g.* périodes de floraison ou de sénescence, stress hydrique survenant suite à des pressions hydrologiques ou climatiques), la fenêtre d'acquisition doit être adaptée aux phénomènes que l'on cherche à observer et à leur temporalité (*e.g.* pics de canicule et absence de précipitations). De fait, la capacité de certains capteurs à être employés dans le cadre d'un diagnostic sanitaire est fragilisée par les contraintes liées à la temporalité des phénomènes d'intérêt ou des processus pouvant complexifier la signature spectrale des milieux (*e.g.* conditions de débits et de turbidité pour prédire la bathymétrie, stress hydrique superposé à la prédiction d'espèces végétales).

Ainsi, les techniques d'imagerie se basant sur l'évapotranspiration de la végétation riveraine (*e.g.* infrarouge thermique) ou bien sur le jaunissement des feuilles ou la perte de biomasse (*e.g.* visible ou proche-infrarouge) pour détecter le stress hydrique peuvent correspondre à des temporalités distinctes (*e.g.* réponses précoces ou à long terme au stress). Elles semblent donc plus dépendantes de la fenêtre d'acquisition, et donc de la mise en place de campagnes multi-dates pour assurer la réussite du diagnostic et pour informer sur la temporalité des processus à l'œuvre initialement au sein du milieu (*e.g.* identifier la durée des conditions de stress au cours de l'année).

En revanche, des indices spectraux se basant sur des modifications plus pérennes de la forêt riveraine (*e.g.* proche-infrarouge pour des variations de structure et de teneur en eau lié à des conditions de stress répétées au cours de la phase de croissance) pourraient être moins sensibles à cette dépendance à la fenêtre d'acquisition. C'est le cas notamment de l'imagerie hyperspectrale puisqu'elle permet de détecter des variations de moins grande amplitude ou plus localisées dans le signal spectral de la végétation riveraine. Si les campagnes hyperspectrales exploitées n'ont pas été des acquisitions multi-temporelles, une étude menée en Allemagne et visant à cartographier des espèces en milieux forestiers a comparé des images acquises en été et en automne et a montré une performance similaire pour les deux campagnes (Richter *et al.*, 2016). Cette plus grande flexibilité des fenêtres d'acquisitions (et donc du succès des campagnes à acquisition unique) pour l'imagerie hyperspectrale a pu être éprouvée au cours de cette thèse pour la restitution de la bathymétrie. En

effet, alors que les techniques d'imagerie classique nécessitent une acquisition en eaux claires et peu profondes, toutes les campagnes effectuées pour des conditions de débit non idéales et susceptibles d'entraîner une plus grande turbidité de l'eau en plus d'une gamme de profondeurs plus importantes ont pu conduire à des cartes bathymétriques (septembre 2015 et novembre 2021).

Les données obtenues à l'aide de capteurs LiDAR ou extraites de campagnes photogrammétriques semblent également plus aptes à n'être acquises qu'une seule fois au cours de la phase de diagnostic, et sont moins sensibles aux fenêtres d'acquisition. Les variables topographiques qui permettent d'évaluer l'accès à la nappe d'accompagnement et le débit de connexion des milieux forestiers ne sont pas soumises à des variations journalières et saisonnières importantes sur des hydrosystèmes fluviaux comme la basse vallée de l'Ain, et peuvent permettre d'identifier des seuils pour le suivi des milieux. Le facteur saisonnier ayant le plus grand impact potentiel semble être associé aux dynamiques de la forêt riveraine, comme la présence ou l'absence du feuillage (acquisition leaf-on ou leaf-off), qui ne restreignent que peu les fenêtres d'acquisitions pour une phase de diagnostic plutôt que de suivi.

Cependant, la possibilité de n'effectuer une campagne que pour une date donnée (plutôt que de devoir multiplier les acquisitions au cours de la saison pour effectuer un diagnostic et de s'appuyer sur des variables peu sujettes à une variabilité saisonnière) peut permettre plus aisément le déploiement simultané de plusieurs capteurs ou une acquisition à un coût plus important (*e.g.* usage d'un ULM pour couvrir un plus grand linéaire fluvial). De fait, la multiplicité des variables disponibles pour le diagnostic peut permettre la validation croisée des hypothèses émises sur les milieux étudiés, notamment lorsqu'une vérité terrain peut être acquise pour confirmer la fenêtre d'acquisition.

2.2 – Intérêt des acquisitions multi-temporelles pour le diagnostic des milieux.

Les observations présentées dans le précédent paragraphe mettent en avant l'intérêt de diagnostiquer les milieux en utilisant une approche multi-dates. Si l'âge de la forêt riveraine et la trajectoire du milieu peuvent être obtenus à partir de données d'archives, et qu'une campagne unique peut fournir une information topographique essentielle pour comprendre la structuration des peuplements forestiers, fonder un diagnostic sur plusieurs campagnes acquises sur une saison

semble bénéfique à l'étude des forêts riveraines et de leur état de santé. De plus, cela offre une plus-value pour la compréhension de ces milieux complexes.

Le stress hydrique lié aux composantes climatiques est le plus faible au début de la période végétative puisqu'il augmente au cours de la période estivale et devient susceptible aux variations journalières de températures et de précipitations. Par conséquent, les périodes les plus propices à la prédiction des compositions forestières semblent être les périodes qui se distinguent par un signal phénologique propre à l'espèce cible (*e.g.* floraison ou sénescence), ou le début de la période végétative pour éviter la contamination du signal spectral par le stress et le jaunissement des feuilles qui a pu être mis en évidence dans la troisième section du Chapitre 3. En revanche, pour étudier des questions de stress hydrique et de connectivité de la forêt à la nappe à partir de techniques d'imagerie, il semble plus intéressant de viser (i) les pics de sécheresse durant lesquels il n'y a pas de précipitations sur plusieurs jours pour un diagnostic par imagerie infrarouge thermique (réponse précoce au stress) ou (ii) la fin de la période de sécheresse lorsque les feuilles ont jauni et qu'une partie de la biomasse a été perdue pour un diagnostic par imagerie visible ou proche-infrarouge.

Dans ce contexte, effectuer des acquisitions multi-dates au cours d'une saison permet d'évaluer plusieurs indicateurs de la santé de la forêt riveraine et de les croiser entre eux, en sélectionnant des fenêtres d'acquisitions optimales pour chaque indicateur. La combinaison de la cartographie des espèces forestières sur un site et de celle du stress hydrique qui intervient plus tard au cours de la saison serait susceptible de conduire à l'identification de dynamiques distinctes en fonction des espèces, et donc d'évaluer le niveau de risque des espèces d'intérêt pour la gestion. Étant donné la sensibilité de certaines de ces informations aux événements saisonniers, effectuer plusieurs campagnes pour un même type de données et un même objectif semble également pertinent. Par exemple, c'est le cas dans l'identification d'espèces (Michez *et al.*, 2016a, 2016b) mais aussi en répétant des acquisitions infrarouge thermiques pour identifier l'évolution du stress hydrique au cours de la saison en évitant de faire reposer le diagnostic sanitaire sur une unique acquisition potentiellement mal programmée dans le temps.

2.3 – Intérêt des approches pluriannuelles pour le suivi des milieux.

Le suivi des milieux repose fondamentalement sur l'acquisition de données multi-dates, ce qui permet d'évaluer la réponse du système à un événement en fonction de sa trajectoire initiale et des enjeux qui ont été déterminés au cours de la phase de diagnostic du milieu.

L'opération de recharge sédimentaire qui était initialement prévue sur la basse vallée de l'Ain durant la thèse n'a finalement pas pu être suivie, alors que des acquisitions topobathymétriques répétées sont nécessaires pour évaluer les déplacements aval des volumes réinjectés et pouvoir fournir des conseils quant à l'intérêt et la reproductibilité de telles actions de restauration. Les travaux sur la basse vallée de l'Ain que nous poursuivons dans le cadre de cette thèse avaient (i) déjà montré la capacité de la rivière à remobiliser les galets réinjectés, (ii) contribué à émettre des préconisations de recharge, et (iii) alerté sur la nécessité de suivre la progression du front d'incision (Lejot, 2008; Rollet, 2007). Grâce à nos résultats, nous avons montré qu'un suivi robuste de la morphologie du chenal sur des linéaires importants devient plus accessible, et est susceptible de rejoindre prochainement les outils dont disposent les gestionnaires.

Les travaux que nous avons menés sur la forêt riveraine ont mis en évidence la possibilité d'évaluer la dégradation de la connectivité des forêts riveraines par télédétection. Le suivi pluriannuel des milieux forestiers permet d'appréhender l'évolution de leur état sanitaire en réponse à des événements anthropiques, hydrologiques, ou climatiques. Cette réponse est susceptible de dépasser les impacts immédiats de l'événement sur le milieu, comme dans le cas de la forêt riveraine de Californie où une augmentation de la mortalité des bois blancs a été observée plusieurs années suivant une sécheresse historique (Kibler *et al.*, 2021). Nos observations sur l'Ain nous conduisent également à questionner l'impact d'un stress hydrique prolongé durant l'été sur les communautés pionnières les plus jeunes, qui viennent recoloniser les milieux, et souligne l'intérêt d'un suivi pluriannuel de leur réponse et de leur mortalité. De fait, actualiser les diagnostics avec un suivi pluriannuel est un enjeu en plein essor puisque le changement climatique implique une modification pérenne des conditions auxquelles sont actuellement soumises les forêts riveraines. Cela permettrait d'affiner et alimenter les modèles prédictifs.

Par ailleurs, certains phénomènes comme la colonisation des rives de la rivière par la forêt riveraine et sa croissance ne peuvent être évalués qu'avec des approches pluriannuelles qui permettent de comprendre les différentes variables s'interfaçant pour expliciter ces processus (*e.g.* crues, fenêtres de recrutement des espèces, effet de la température et des précipitations sur la

croissance), à l’instar de la compréhension des dynamiques conduisant aux changements morphologiques de la bande active.

3 – Limites des approches développées pour le suivi des milieux fluviaux.

3.1 – Restitution de la bathymétrie par profondeurs relatives et changements morphologiques du chenal.

Les travaux menés dans le Chapitre 3 ont permis de mettre en évidence le potentiel de l’imagerie hyperspectrale pour restituer les profondeurs relatives d’un cours d’eau pour un même débit de référence qui n’est pas nécessairement celui de l’acquisition. La reproductibilité de cette technique pour les différentes acquisitions effectuées sur l’Ain lève un des verrous que présentaient les modèles optiques pour évaluer les changements morphologiques et qui étaient liés à la nécessité d’acquérir les données pour des conditions de débits identiques. Notre méthodologie a donc été appliquée dans la seconde section du chapitre pour mettre en évidence des changements morphologiques survenus entre 2015 et 2022 sur les secteurs en déficit sédimentaire à l’amont de la basse vallée de l’Ain.

En revanche, cette première application de nos développements méthodologiques montre une partie des limites qui lui sont associées. Les hauteurs d’eau restituées étant relatives, des changements planimétriques importants (*e.g.* érosion latérale et élargissement du chenal) peuvent venir les modifier localement à débit constant et conduire à une variation de hauteurs d’eau sur un secteur où l’altitude du fond du lit resterait stable. Cela limite donc la reproductibilité de notre approche sur des systèmes plus dynamiques qui conduisent à une reconfiguration planimétrique du système fluvial, comme les systèmes en tresses ou les systèmes à méandres actifs. Pour revenir dans un référentiel altitudinal, il serait nécessaire d’extraire une ligne d’eau en même temps que l’acquisition hyperspectrale, ce qui est envisageable en couplant le capteur avec un LiDAR topographique, mais limiterait fortement les superficies pouvant être couvertes si cette ligne d’eau devait être acquise par prospection sur le terrain.

De fait, dans un contexte de restauration fluviale où les objectifs sont d’augmenter la mobilité latérale du chenal, la réussite de la restauration fragiliserait l’utilisation de modèles optiques hyperspectraux pour en assurer le suivi. La possibilité d’établir un modèle

photogrammétrique pourrait renforcer l'intérêt de l'imagerie hyperspectrale pour ce type de suivi en produisant une donnée dans un référentiel altimétrique connu, ou en permettant d'extraire une ligne d'eau le long du corridor fluvial comme avec des données LiDAR.

3.2 – Suivi de la croissance et du stress hydrique des forêts riveraines.

Les travaux présentés dans cette thèse ont plutôt porté sur la caractérisation de la forêt riveraine de l'Ain à travers les chapitres 3 et 4. Un suivi pluriannuel du stress hydrique n'a pas pu être effectué malgré des données historiques puisqu'une seule des campagnes d'imagerie thermique dont nous disposons a conduit à une caractérisation réussie du stress hydrique, et que celle effectuée dans le cadre du projet DéPréSHyF est encore en cours de traitement. En revanche, l'analyse des séries temporelles de données LiDAR présentée dans le chapitre 3 traite plus directement des problématiques de suivi, et des limites peuvent déjà être dégagées de nos travaux.

La plus forte contrainte ayant émergée pour étudier la croissance de la forêt riveraine de l'Ain est associée à la temporalité des acquisitions. En effet, la pauvreté des chroniques historiques dont nous disposons entraîne une sectorisation de la végétation par classe d'âges plutôt que par âge, et entraîne une variabilité intra-classe. Des contraintes liées à la saison d'acquisition des données LiDAR ont également émergées. Ces deux facteurs montrent la nécessité de planifier les acquisitions pour les objectifs de suivi existant sur un milieu donné afin d'assurer la comparabilité des données et faciliter les traitements (*e.g.* acquérir de la donnée sur la forêt avant l'installation des plantes annuelles).

Dans ce travail exploratoire, nous avons également identifié que ne pas segmenter la forêt riveraine en extrayant les couronnes des différents individus complexifie l'interprétation des signaux de croissance et de colonisation (*e.g.* croissance latérale des couronnes). Le travail sur des placettes forestières ou sur un carroyage avec des données multi-dates peut donc servir à évaluer des tendances globales mais aussi conduire à des limites dans l'interprétation des résultats. Les questions de temporalité et de segmentation d'individus semblent néanmoins amenées à être résolues avec la disponibilité d'images satellites à très haute résolution spatiale (Frazier and Hemingway, 2021) et d'algorithmes d'identification d'arbres calibrés en milieu fluvial (Belcore and Latella, 2022; Latella *et al.*, 2021).

De plus, si les possibilités de diagnostic qui ont été illustrées tout au long de notre travail semblent prometteuses pour le suivi des milieux, elles ne sont pas nécessairement adaptées à une telle démarche.

L'utilisation de l'imagerie thermique qui semblait une alternative intéressante à un couplage LiDAR – hyperspectral pour évaluer le stress des forêts, est dépendante des conditions météorologiques et hydrologiques qui ont précédées l'acquisition. Le Chapitre 4 illustre le fait que cette réponse évolue au cours d'une saison mais également en fonction des années, et cela peut limiter la comparabilité des secteurs forestiers plus ou moins évapotranspirants entre deux campagnes. Si cela n'empêche pas nécessairement le diagnostic, identifier avec certitude la progression du stress hydrique sur les peuplements ou son accentuation d'une année sur l'autre semble donc délicat, notamment lorsque peu de dates sont disponibles au cours de l'été.

Bien que le couplage des données LiDAR et hyperspectral nous ait semblé moins sensible à ces variabilités saisonnières, notamment du fait de l'importance des variables topographiques et structurales dans le diagnostic des forêts riveraines, la méthodologie employée pour la caractériser et évaluer son degré de connectivité présente également des limites pour une approche multi-date. Si ce couplage a permis d'évaluer l'importance de variables seuils comme l'élévation relative à la ligne d'eau d'étiage, ces variables ne permettent pas de rendre compte de l'évolution du stress des communautés forestières qui est liée à une augmentation des pressions climatiques plutôt qu'à une modification de leurs conditions stationnelles. Des contraintes similaires sont associées aux paramètres qui correspondent à une évolution sur le long terme plutôt qu'une réponse précoce informant de la dégradation à venir du milieu (*e.g.* modification de la composition forestière, frein de la croissance).

Des travaux restent donc nécessaires pour caractériser la temporalité des différents indicateurs, et donc des acquisitions effectuées dans le cadre d'un suivi, et pour valider les données de terrain à collecter pour évaluer la comparabilité des acquisitions et des diagnostics.

Préconisations et recommandations pour le monde opérationnel

1 – Rappel des objectifs de préconisations opérationnelles.

Si le travail mené au cours de cette thèse a une forte dimension exploratoire, puisqu'il s'est intéressé à des outils émergents en télédétection fluviale, les avancées réalisées au cours des vingt dernières années sont en phase de transfert vers les acteurs opérationnels. Dans ce cadre, nous avons formulé des objectifs opérationnels pour ce travail de thèse, à savoir :

(1) Évaluer l'intérêt des outils émergents en télédétection fluviale (LiDAR, hyperspectral) et leur plus-value par rapport aux techniques en cours de transfert vers les syndicats de rivières et les bureaux d'étude.

(2) Apporter de nouveaux éléments d'information permettant d'améliorer les pratiques de gestion à travers les diagnostics effectués sur la basse vallée de l'Ain, mais aussi en fournissant des informations plus généralisables sur les outils à adopter pour caractériser et suivre des changements morphologiques (bathymétriques), ainsi que la forêt riveraine et son état sanitaire face aux changements globaux et à l'augmentation des projets de restauration.

2 – Recommandations pour la gestion de la basse vallée de l'Ain.

2.1 – Recharge sédimentaire.

Le calendrier des travaux de restauration ayant été décalé par rapport à celui de la thèse, le suivi des opérations de réinjections sédimentaires menées par le Syndicat de Rivière d'Ain Aval et ses Affluents (SR3A) n'a pas pu être abordé ici. Néanmoins, les campagnes de terrain conduites au cours de l'été 2022 permettent d'établir un état de référence avant travaux près du point de réinjection, présenté dans la section deux du Chapitre 2. Des données supplémentaires dont dispose

le SR3A viendront consolider ce jeu de données, car elles ont permis de quantifier les volumes réinjectés dans la rivière (relevés topographiques et survol par drone).

Lors du suivi par drone de la recharge associée aux travaux sur la lône de Bellegarde, une langue de progression sédimentaire avait été identifiée sur quelques centaines de mètres entre juillet 2005 et juin 2006 (Lejot, 2008), tandis que, lors de l'évaluation des distances de transport par radio-identification (RFID) près du secteur où la recherche sédimentaire avait été effectuée, les distances de transport pour un D50 de 99 mm induites par une crue biennale était de 46 mètres, avec une distance maximale de 96 mètres (Piegay *et al.*, 2016). En supposant des distances de transport similaires par les crues hivernales, on pourrait à nouveau envisager un suivi initial s'appuyant sur des acquisitions par drone. Le drone Phantom 4 RTK du laboratoire EVS pourrait notamment conduire à la production d'une orthomosaïque et d'un modèle numérique de terrain, comme lors de la campagne d'octobre. Cela permettrait ensuite d'évaluer à *minima* qualitativement le transport solide pour évaluer l'intérêt de déployer la caméra hyperspectrale et d'effectuer une campagne de terrain plus lourde pour calibrer des modèles bathymétriques.

On pourrait également envisager d'effectuer ces acquisitions conjointement avec le SR3A afin de pouvoir comparer nos résultats avec ceux pouvant être obtenus en mobilisant le drone dont ils disposent. Une telle campagne pourrait être complétée par l'installation de points de référence planimétriques et altimétriques près du secteur de réinjections, qui seraient par la suite exploitables par EVS ou par le SR3A pour évaluer la qualité des reconstitutions photogrammétriques ou bien valider le calage planimétrique des images acquises.

2.2 – Stress hydrique et forêt alluviale.

Les inventaires forestiers effectués par l'Office National des Forêts avaient montré une diminution des populations de bois tendres (saules et peupliers) sur les secteurs incisés pour lesquels un manque de mobilité latéral empêche le renouvellement des pionniers. La réinjection sédimentaire menée sur la basse vallée de l'Ain a pour objectif de pallier le déficit sédimentaire, et donc d'aider à entretenir la dynamique latérale de la rivière et le rajeunissement des milieux forestiers dans les secteurs où la rivière est actuellement active.

Nos travaux ont montré que l'incision du chenal a entraîné des modifications durables au sein des communautés forestières qui se sont traduites par un exhaussement de la forêt riveraine et un assèchement du milieu. Cet assèchement a pu être mis en lien avec un stress hydrique plus important pour les peupliers au cours de la période estivale mais, bien qu'elles soient moindres, des conditions de stress ont également pu être observées sur des peupliers matures dans ces secteurs actifs à enjeux.

Par conséquent, nous pouvons d'autant plus appuyer la nécessité de préserver une dynamique active sur ces secteurs en luttant contre la propagation de l'érosion et les perturbations qu'elle entraîne sur les milieux forestiers. En effet, l'exhaussement relatif de la forêt induit par l'incision ou la baisse du niveau de la nappe d'accompagnement conduisent à des conditions de stress qui s'ajoutent à des facteurs physiques d'assèchement du milieu, comme la diminution de la connectivité latérale associée aux crues. Pallier le déficit sédimentaire pour prévenir la progression de l'incision pourrait donc aider à maintenir la présence des bois tendres d'intérêt dans le périmètre Natura 2000.

Recreuser des paléochenaux pour tenter de reconnecter la forêt riveraine à la dynamique hydrologique est l'une des solutions pouvant être envisagées pour aider à maintenir des milieux en bonne santé. Cependant, les cartographies que nous avons produites de la (dé)connexion de la forêt riveraine et du stress hydrique potentiel qui en découle semblent suggérer que le secteur de la lône de Bellegarde, restauré sur un linéaire incisé, a une réponse similaire aux autres milieux déconnectés puisque seules quelques placettes forestières ont été prédites comme connectées. Les limites d'une classification binaire nous empêchent d'évaluer l'effet potentiel de cette reconnexion sur les communautés, mais des relevés de végétation et des mesures écophysiologicals pourraient permettre de confirmer ou d'infirmer ce signal. Des relevés sur cette lône, ainsi que sur le secteur nouvellement restauré au cours de l'été 2022, permettraient de mieux appréhender l'impact bénéfique potentiel de la reconnexion de ces annexes sur la santé des communautés forestières et celui de leur débit de connexion, puisque l'accès à la ressource en eau semble crucial pendant les chaleurs estivales, qui correspondent également aux débits d'étiage.

Les projections des conséquences du changement climatique sur la température de l'air et la modification des régimes hydrologiques semblent positionner la question du stress hydrique détecté dans la forêt riveraine de la basse vallée de l'Ain comme un enjeu d'avenir. En effet, la baisse des débits projetée en été et en automne (Poirel *et al.*, 2010) serait associée à des profondeurs de nappe

plus importantes et à une restriction de l'alimentation phréatique, et donc une compétitivité plus importante entre les espèces à l'alimentation phréatique (comme le peuplier) et les espèces s'alimentant dans la zone vadose (comme le frêne), ce qui est déjà observé sur des sites plus méridionaux de la vallée du Rhône (Sargeant and Singer, 2021). Ces pressions sur les précipitations et les débits semblent compromettre une réponse opérationnelle qui consistant à augmenter les débits réservés en période estivale (pics de sécheresse) pour aider à maintenir le niveau de la nappe de surface.

3 – Intérêt des nouveaux capteurs pour la caractérisation et le suivi des milieux.

3.1 – Choix d'un capteur pour restituer et suivre la topographie du lit mineur.

Le Tableau 42 synthétise une partie des avantages et inconvénients des différents capteurs existants et explorés au cours de cette thèse pour travailler sur la topographie du lit mineur, notamment dans le but de restituer les profondeurs d'eau et la topographie immergée.

Tableau 42: Synthèse des avantages et inconvénients des techniques de télédétection permettant de restituer la topographie du chenal,

Technique		Topographie du chenal	
Capteur	Modèle	Avantages	Inconvénients
LiDAR vert	/	<ul style="list-style-type: none"> - Couverture spatiale - Topographie des surfaces émergées et immergées - Obtention d'altitudes absolues - Gammes de profondeurs - Robustesse face à une variété de substrats - Précision des mesures (centimétriques / décimétrique) 	<ul style="list-style-type: none"> - Coût et accessibilité - Temps de traitement
Imagerie à bandes larges	Modèle optique	<ul style="list-style-type: none"> - Coût et accessibilité 	<ul style="list-style-type: none"> - Couverture spatiale limitée - Topographie des surfaces immergées uniquement - Obtention de profondeurs relatives à un débit donné
	Photogrammétrie SfM	<ul style="list-style-type: none"> - Topographie des surfaces émergées et immergées - Coût et accessibilité - Obtention d'altitudes absolues - Robustesse potentielle face à une variété de substrats 	<ul style="list-style-type: none"> - Couverture spatiale limitée - Temps de traitement - Gamme de profondeurs limitées

Technique		Topographie du chenal	
Capteur	Modèle	Avantages	Inconvénients
Imagerie hyperspectrale	Modèle optique	<ul style="list-style-type: none"> - Couverture spatiale - Gammes de profondeurs - Robustesse potentielle face à une variété de substrats 	<ul style="list-style-type: none"> - Topographie des surfaces immergées uniquement - Obtention de profondeurs relatives à un débit donné - Coût et accessibilité

Dans le cas de données LiDAR, seule l'utilisation d'un capteur disposant d'un LiDAR vert permet la pénétration de la colonne d'eau, et donc l'obtention de données bathymétriques. Tant le LiDAR vert que la photogrammétrie SfM, ils permettent d'obtenir une information topographique qui inclut les berges de la rivière et les parties immergées dans un référentiel altimétrique connu et indépendant des conditions de débit de la rivière, ce qui est idéal pour le suivi. Dans le Chapitre 1, nous avons identifié que l'avantage majeur que fournissait le LiDAR topo-bathymétrique était associé à la fois à la gamme de profondeurs restituées et à la couverture spatiale des données, puisque l'usage de modèles optiques ou photogrammétriques ne permet pas de restituer des profondeurs supérieures au mètre et demi et reste généralement restreint à de petits secteurs le long de la rivière.

Dans le Chapitre 2, l'usage de l'imagerie hyperspectrale nous a permis de produire des cartographies sur un linéaire fluvial de vingt kilomètres et pour des profondeurs allant jusqu'à 2,5 mètres. Tant au niveau des profondeurs restituées qu'au niveau de la robustesse d'un modèle bathymétrique sur un linéaire fluvial, l'imagerie hyperspectrale semble fournir une amélioration par rapport aux capteurs à bandes larges couvrant les mêmes domaines spectraux et étant classiquement utilisés. L'imagerie devient donc compétitive avec les produits des LiDAR topo-bathymétriques, qui sont difficilement accessibles et nécessitent des traitements plus complexes pour extraire l'information bathymétrique, alors que l'usage de modèles optiques est désormais accessible à partir de boîtes à outils destinées au grand public (Legleiter, 2021). En considérant de plus que les campagnes réalisées pour restituer la profondeur de l'eau ont été acquises pour des conditions de débit non idéales (proche du débit annuel moyen de la rivière) et à la fin de la période de

développement algal sur le fond du lit (chapitre 2), l'imagerie hyperspectrale semble être relativement robuste.

Globalement, l'usage d'imagerie à bande large peut être préconisée sur des sites restreints pour lesquels les profondeurs au moment de l'acquisition ne dépassent généralement pas le mètre mais il y a de nombreuses incertitudes à considérer en lien avec la nature du substrat et l'état de la colonne d'eau au moment de l'acquisition. Dans un tel cas, les campagnes associées ont des coûts d'acquisition très compétitifs, puisque des données de qualité peuvent être dérivées de drones grand public ou de drones professionnels relativement abordables (*e.g.* 5-7 k€). L'usage de données hyperspectrales ou d'un LiDAR vert induit des coûts plus importants (*e.g.* 40-80 k€ pour un capteur hyperspectral drone et plus pour un LiDAR vert pour drone) et n'est donc recommandé que lorsque les rivières sont plus profondes ou que les sites d'intérêt couvrent un linéaire fluvial de plusieurs kilomètres.

De fait, l'imagerie hyperspectrale peut être préconisé lorsque l'objectif est de reconstituer des profondeurs d'eau sur des sites pour lesquels celles-ci dépassent le mètre au cours de la saison d'acquisition. En revanche, si les travaux présentés dans le Chapitre 2 suggèrent que l'imagerie hyperspectrale peut permettre de restituer la bathymétrie sur un linéaire de 20 kilomètres, des travaux complémentaires restent nécessaires afin d'évaluer la reproductibilité et les limites des modèles associés. De plus, dans le cas du suivi de changements morphologiques, ceux associés à la mobilité du chenal ne permettent pas de comparer directement deux modèles optiques entre eux, même lorsqu'ils restituent des profondeurs relatives pour un unique débit de référence. Si dans le futur l'application des techniques de photogrammétrie à l'imagerie hyperspectrale pourrait pallier ces inconvénients, les campagnes exploitant des LiDAR topo-bathymétriques semblent actuellement plus adaptées pour des objectifs de suivi.

3.2 – Choix d'un capteur pour caractériser les forêts riveraines et leur stress hydrique.

Le Tableau 43 synthétise les avantages et inconvénients des techniques qui ont été déployées au cours du Chapitre 3 et du Chapitre 4 pour étudier dans une forêt riveraine une mosaïque à la fois d'âges et de stress hydrique. Ces interprétations sont à contextualiser dans le cadre d'une forêt

dense pouvant occuper plusieurs hectares, plutôt que les corridors plus restreints qui peuvent caractériser les berges d'autres types de cours d'eau.

Tableau 43: Synthèse des avantages et inconvénients des techniques de télédétection exploitées pour évaluer l'état sanitaire de la forêt riveraine et y diagnostiquer un stress hydrique potentiel.

Technique		Stress hydrique de la forêt riveraine	
Information	Capteur ou technique	Avantages	Inconvénients
Structure de la forêt et caractérisation physique de la station	LiDAR	<ul style="list-style-type: none"> - Topographie sous canopée - Topographie des bancs - Richesse de l'information structurale de la forêt - Précision des mesures - Extraction d'individus ? 	<ul style="list-style-type: none"> - Moindre pénétration du laser quand la forêt est dense - Temps de traitement - Poids des données - Accessibilité des campagnes
	Photogrammétrie SfM	<ul style="list-style-type: none"> - Topographie des bancs - Génération d'un modèle numérique de surface - Accessibilité des campagnes - Nature des faciès 	<ul style="list-style-type: none"> - Topographie sous canopée interpolée - Information structurale limitée
Réflectance (visible et proche-infrarouge)	Imagerie à bandes larges	<ul style="list-style-type: none"> - Accessibilité des campagnes - Disponibilité de données historiques 	<ul style="list-style-type: none"> - Information spectrale limitée - Peu de canaux dédiés à l'écophysiologie forestière - Données multi-dates préconisées

Technique		Stress hydrique de la forêt riveraine	
<i>Information</i>	<i>Capteur ou technique</i>	<i>Avantages</i>	<i>Inconvénients</i>
	Imagerie hyperspectrale	<ul style="list-style-type: none"> - Multiplicité des indices spectraux - Accès à des bandes dédiées à la teneur en eau - Maximise la variabilité spectrale entre les espèces - Plus de fiabilité quand l'acquisition est unique ? 	<ul style="list-style-type: none"> - Accessibilité des campagnes - Temps de traitement - Poids des données - Nécessite des techniques d'analyse spécifiques
Réflectance (infrarouge thermique)	Imagerie à bandes larges	<ul style="list-style-type: none"> - Accessibilité des campagnes - Réponse précoce au stress hydrique 	<ul style="list-style-type: none"> - Potentiellement mono-canal - Susceptibilité saisonnière

Les informations qui se sont avérées prépondérantes pour le diagnostic forestier effectué par validation croisée au cours des différents chapitres sont celles ayant permis d'évaluer l'évolution des conditions stationnelles de la forêt riveraine et, de fait, d'appréhender leur réponse aux perturbations de leur environnement physique. La capacité à caractériser ces conditions stationnelles à partir d'une donnée topographique sous canopée de qualité, notamment à travers l'élévation de la forêt riveraine à la ligne d'eau d'étiage, est donc ressortie comme l'un des prédicteurs majeurs de l'état de santé de la ripisylve. Puisque cette élévation est un proxy de la distance entre la forêt alluviale et la nappe, elle semble être un bon indicateur de l'accessibilité à la ressource en eau et de l'assèchement potentiel des milieux, et l'évaluer semble crucial pour le diagnostic de ces milieux et pour identifier des seuils.

Si les informations tirées de données LiDAR peuvent parfois être comparables à celles accessibles par photogrammétrie, la nécessité d'interpoler la topographie sous canopée dans le cas de la photogrammétrie fragilise sa capacité à appréhender les milieux forestiers les plus denses,

ainsi qu'à évaluer finement les processus sédimentaires masqués par la canopée. Cependant, dans le cas de tâches de végétation plus éparées, la topographie restituée par photogrammétrie pourrait probablement être interpolée avec une faible perte de qualité, puisque les hauteurs de végétation extraites à l'échelle de bancs de galets sont comparables à celles mesurables sur le terrain (Hortobágyi, 2018). De plus, le coût des campagnes photogrammétriques reste plus faible que celui d'une acquisition LiDAR, donc cette technique semble plus adaptée pour mener des campagnes répétées pour le suivi des milieux forestiers sur plusieurs années ou au cours d'une saison. Néanmoins, le nombre d'images à traiter pour des surfaces importantes limite l'applicabilité et le coût des campagnes photogrammétriques.

L'obtention d'informations structurales sur la hauteur des peuplements forestiers a également servi au diagnostic de la forêt riveraine de l'Ain, avec l'identification d'une potentielle restriction de la croissance verticale des peupliers sur des secteurs déficitaires en eau et, de fait, une homogénéisation des hauteurs de canopée dans des placettes de forêt mature. Des travaux sur la Sélune ont montré que, pour des configurations de forêts riveraines moins denses sur les berges, ces informations peuvent contribuer à l'identification d'espèces (Laslier, 2018), tandis que des travaux menés en Italie ont pu conduire à extraire des informations de biomasse à l'échelle des individus (Belcore and Latella, 2022). Ces travaux et ceux développés dans le Chapitre 3 montrent le potentiel des données structurales à contribuer au suivi des dynamiques de colonisation et de croissance de la forêt riveraine, puisque les nuages de points apportent une information plus poussée (segmentation, croissance, volumes) que des séries de photographies, qui sont limitées à des analyses surfaciques.

Si les données issues des techniques d'imagerie dans le visible, le proche-infrarouge ou l'infrarouge thermique semblent moins appropriées pour évaluer des dynamiques de croissance, leur potentiel à cartographier la connectivité de la forêt riveraine et son état de stress hydrique a pu être mis en évidence dans le Chapitre 3 et le Chapitre 4. Les photographies historiques fournissent une information essentielle sur l'âge des peuplements, qui est structurant à l'échelle de la forêt riveraine mais ne peut pas être dérivé d'autres types de données faute d'archives. Si la hauteur des peuplements (LiDAR, photogrammétrie) est fonction de leur âge, nous avons mis en évidence que les lois de croissance associées sont sensibles aux conditions stationnelles et au stade de maturité qu'a atteint la forêt riveraine. Pour l'analyse du stress ou la cartographie d'espèces, la pauvreté spectrale des données limite les applications qui ne dépendent pas de la photo-interprétation,

notamment dans le visible. L'information enregistrée dans le proche-infrarouge est primordiale pour évaluer la santé des peuplements forestiers, mais elle ne correspond généralement qu'à un nombre restreint de bandes spectrales, qui couvrent à la fois les longueurs d'ondes associées à la structure de la canopée et celles correspondant à l'absorption de l'eau.

En comparaison, l'imagerie hyperspectrale plutôt que de bandes larges sur les mêmes domaines spectraux est plus appropriée à des tentatives de caractérisation plus fines de la végétation riveraine. L'analyse du spectre de réflectance d'individus permet d'identifier directement des conditions de stress à l'échelle de leurs couronnes et de spatialiser ce stress en mettant en évidence les feuilles les plus affectées (*e.g.* jaunissement partiel du feuillage) y compris en exploitant le spectre du visible grâce à l'absorption de la chlorophylle. La variabilité spectrale enregistrée par un capteur hyperspectral peut permettre de mettre en évidence les secteurs stressés au sein de la forêt riveraine, ainsi que la présence de certaines espèces invasives (*e.g.* renouée du Japon) ; les capteurs hyperspectraux semblent donc prometteurs pour l'analyse de milieux forestiers complexes. En revanche, des travaux supplémentaires à partir des jeux de données acquis lors de la thèse restent nécessaires pour évaluer les performances de l'imagerie hyperspectrale et la comparer plus spécifiquement à celles obtenues en exploitant les images à bandes larges acquises simultanément.

Dans le domaine de l'infrarouge thermique, l'utilisation de caméras à bandes larges permet d'appréhender le processus d'évapotranspiration chez les plantes, ce qui a pu être utilisé pour cartographier au sein de la forêt riveraine un stress hydrique potentiel dû à sa distance à la nappe lors de conditions sèches (températures importantes et absence de pluie). Elle fournit de fait une alternative plus accessible que l'imagerie hyperspectrale (ou que le LiDAR) pour appréhender l'assèchement des forêts riveraines en lien avec les activités anthropiques (*e.g.* barrages, changement climatique). Cependant, la forte sensibilité du stress hydrique des arbres aux conditions climatiques qui semble avoir été mise en avant par les relevés écophysologiques présentés dans le chapitre 4 et le fait que toutes les campagnes ne fournissent pas des résultats faute d'une fenêtre d'acquisition appropriée limitent la faisabilité de ces campagnes. L'imagerie thermique semble donc plus appropriée dans le cas où un diagnostic initial préalable est déjà disponible, ou bien où l'existence des relevés de terrain concomitants permet de valider (et idéalement de quantifier) la présence d'un différentiel de stress hydrique. De plus, la pauvreté spectrale des capteurs n'acquérant de l'information que dans l'infrarouge thermique conduit à un manque d'informations pour effectuer des analyses classiquement associées à l'imagerie, comme les tentatives de cartographie

d'espèces, bien que cela puisse être différent dans le cas de capteurs hyperspectraux n'acquérant de la donnée que dans le domaine de l'infrarouge thermique (Meerdink *et al.*, 2019).

3.3 – Intérêt du couplage de capteurs.

Coupler les capteurs est un choix évident dans le cas du diagnostic des forêts riveraines. Les éléments structurants que sont l'âge et la connectivité sont tous deux associés à des types de données distincts. Les indicateurs topographiques de connectivité comme l'élévation à la ligne d'eau d'étiage sont plutôt dérivés de données LiDAR, voire d'une campagne photogrammétrique spécialement conçue pour les extraire, tandis que les informations relatives à l'âge nécessitent d'exploiter des chroniques temporelles qui sont plus souvent disponibles grâce aux photographies d'archives ou, plus récemment, des satellites fournissant des images à très haute résolution spatiale et temporelle.

Si les produits cartographiques finaux peuvent être prédits à partir d'une source de donnée unique (*e.g.* image hyperspectrale du visible au moyen infrarouge, image thermique à bandes larges), le couplage de données semble indispensable au cours de la phase de diagnostic initial des milieux, puisqu'il est le seul à même d'apporter les variables les plus structurantes pour les forêts riveraines (âge et accès à la ressource en eau phréatique).

Par ailleurs, le couplage de données indépendantes permet de conduire une validation croisée des observations. La détection d'un stress hydrique ou d'une dégradation du milieu forestier peut se faire à travers l'identification des processus biophysiques associés au stress (*e.g.* potentiel hydrique, perte de biomasse, modification de la teneur en chlorophylle ou en eau des feuilles, modification de l'évapotranspiration) ou par l'identification de modifications physiques du milieu (*e.g.* teneur en eau du sol, élévation à la ligne d'eau d'étiage, structure de la canopée, modification des associations d'espèces), et croiser de multiples paramètres est un atout pour la phase de diagnostic. Le diagnostic initial le plus complet possible peut alors permettre d'identifier les outils les plus appropriés pour la phase de suivi, si elle s'applique, et servir à leur validation. Le couplage de capteurs au cours de la phase de diagnostic renforce donc celui-ci tout en permettant de penser en amont le choix de la technique qui sera adoptée pour suivre l'évolution du milieu.

Dans le cas d'applications pour le suivi de la morphologie des cours d'eau, l'usage de données couplées peut permettre de combiner les avantages et inconvénients associés à différents

capteurs, notamment pour pouvoir restituer simultanément la topographie des marges exondées et des milieux immergés. Dans le cas où les applications photogrammétriques ne répondent pas aux attentes, le LiDAR terrestre peut se coupler à l'imagerie hyperspectrale pour caractériser à la fois le chenal en eau et ses marges terrestres sans avoir besoin d'exploiter un capteur LiDAR topobathymétrique et en fournissant simultanément une information maximale sur les milieux inféodés à la rivière, comme la ripisylve. Au-delà de l'intérêt que présente le couplage de capteurs pour caractériser une composante donnée de l'hydrosystème, il doit donc être pensé par sa capacité à fournir des informations complémentaires à l'échelle de l'hydrosystème étudié.

3.4 – Choix des fenêtres d'acquisitions en fonction des capteurs et des objectifs.

Le choix de ou des capteurs employés pour le diagnostic ou pour le suivi du milieu dépend de l'objet étudié mais impose une fenêtre d'acquisition qui lui est propre. Le Tableau 44 résume nos préconisations quant au moment où acquérir de la donnée en fonction de l'objet d'étude et du type de donnée récoltée.

Tableau 44: Fenêtre d'acquisition préconisée pour différents objets d'études et types de données.

Objet de l'étude	Donnée	Fenêtre d'acquisition	Observations
Cartographie d'espèces	Visible et proche-infrarouge	Début de la période végétative et fenêtres phénologiques	Multi-date nécessaire
	Imagerie hyperspectrale	Début de la période végétative et fenêtres phénologiques	Campagne unique possible
Identification du stress hydrique ou de la connectivité de la ripisylves	Visible et proche-infrarouge	Fin de l'été ou de la période sèche	Temps de réponse décalé du pic de sécheresse
	Infrarouge thermique	Pic de sécheresse	Absence de précipitations requise

Objet de l'étude	Donnée	Fenêtre d'acquisition	Observations
	Imagerie hyperspectrale	Été	Potentiellement plus flexible pour une détection précoce
	LiDAR	/	Pour évaluer les conditions stationnelles
Colonisation et croissance de la forêt riveraine	Imagerie	Début de la période végétative	Éviter la croissance des espèces annuelles
	LiDAR	Début de la période végétative	Éviter la croissance des espèces annuelles
Bathymétrie	Imagerie visible	Étiage avant la période végétative	Éviter la végétalisation du fond
	Imagerie hyperspectrale	Étiage	
	LiDAR vert	Étiage	

L'étude de la forêt riveraine peut porter sur des objets variés, qui nécessitent chacun des données spécifiques. La cartographie des espèces présentes sur une scène, ou l'identification d'une espèce invasive nécessitent souvent l'usage de séries temporelles de données acquises au cours d'une saison (Michez *et al.*, 2016b, 2016a). Cela permet de viser des fenêtres phénologiques qui diffèrent selon les espèces présentes en incluant les périodes de floraison ou de sénescence. En plus de ces éléments, nous recommandons d'effectuer des acquisitions au début de la période végétative pour éviter que le signal spectral de la végétation ne soit contaminé par des variations de pigmentation entraînées par un stress hydrique plutôt que par des différences entre espèces. De fait, pour identifier la présence de secteurs stressés au sein de la forêt riveraine, nous préconisons plutôt d'acquérir la donnée à la fin de l'été ou de la période sèche lorsque l'on se base sur des différences de pigmentation ou de biomasse induites par ce stress (domaines du visible et du proche-infrarouge), puisque ce sont des réponses qui surviennent à la suite de ces situations de stress. À l'inverse, lors de l'utilisation du domaine de l'infrarouge thermique nous préconisons une

campagne effectuée au pic de sécheresse étant donné qu'il s'agit là d'une technique qui se base sur la réponse précoce de la végétation aux conditions de stress.

Cartographier des espèces ou identifier un stress hydrique potentiel ou un gradient de connectivité hydrologique peuvent faire l'objet d'une campagne de diagnostic plutôt que d'un suivi répété du milieu. Cependant, même dans le cas d'un diagnostic nous préconisons l'acquisition répétée de données au cours d'une saison pour renforcer les résultats obtenus et éviter que le diagnostic ne soit un échec du fait de la variabilité saisonnière des observations, surtout lorsque le capteur ne produit pas des données à haute résolution spectrale. De plus, dans le cas de la réponse au stress hydrique, la temporalité de cette réponse durant la saison estivale fournit une information d'intérêt. L'usage de données LiDAR serait plutôt intéressant pour accompagner ces campagnes en fournissant les informations stationnelles (*e.g.* élévation relative à la ligne d'eau d'étiage) qui sont facteurs de risques.

En revanche, l'étude des processus de colonisation et de croissance associée à la forêt riveraine nécessite l'usage de données temporelles acquises annuellement dans le meilleur des cas. L'âge des peuplements est en effet une variable clef dans la compréhension des dynamiques de la forêt et ne peut être obtenu qu'à partir de données d'archives ou de campagnes répétées permettant de suivre année après année la colonisation des berges. L'introduction de données LiDAR permet d'ajouter une information structurale à ce suivi pour diagnostiquer les dynamiques de croissance, mais quelle que soit la source de données, nous préconisons une acquisition au début de la période végétative. Cette fenêtre d'acquisition a pour but d'obtenir une information ne concernant que la forêt alluviale, avant que les espèces annuelles n'aient pu coloniser l'espace, et permet également d'obtenir une information après la modification du milieu par les crues de l'année. Effectuée à cette période, l'acquisition devient donc représentative de la saison végétative qui s'est écoulée l'année précédente.

Finalement, pour la restitution de la bathymétrie, nous préconisons de conserver des acquisitions en période d'étiage quelle que soit la source de données puisque l'idéal reste une acquisition en eaux claires et peu profondes. L'imagerie hyperspectrale ou les données issues d'un LiDAR vert semblent néanmoins être plus à même de fournir une campagne réussie si l'acquisition doit s'effectuer en dehors de ces périodes. Par ailleurs, dans le cas de l'imagerie visible classique, nous conseillons une acquisition au début de l'été afin d'éviter le développement d'un tapis algal qui fragiliserait les reconstitutions bathymétriques. Dans le cas où c'est une végétation de surface

qui se développerait, les différentes techniques proposées ne seraient pas à même de restituer la profondeur de l'eau, mais l'utilisation de données hyperspectrales ou LiDAR voire de la photogrammétrie devraient permettre de travailler avec plus de robustesse en contexte de développement algal ou de variabilité du substrat.

4 – Limites dans le transfert opérationnel des outils employés durant la thèse.

4.1 – Contraintes associées à l'acquisition de nouveaux capteurs et aux vecteurs sur lesquels ils sont embarqués.

Au-delà des contraintes financières associées à l'achat des capteurs, leur couplage et leur opérationnalité ne sont pas triviaux. Le temps nécessaire pour rendre un capteur opérationnel est donc une contrainte limitant le transfert des outils utilisés dans cette thèse vers l'opérationnel. La mise en fonction d'un capteur sur un nouveau vecteur (*e.g.* passage du drone à l'ULM) nécessite elle aussi des compétences spécifiques. Dans le cas du matériel dont dispose le laboratoire EVS, plusieurs journées et plusieurs acquisitions ont été nécessaires pour assurer la mise en fonction des capteurs, avec une durée majorée dans le cas des capteurs les plus innovants (*e.g.* caméra hyperspectrale) pour lesquels les chaînes de traitements restent parfois plus expérimentales.

L'usage de ces capteurs sur un drone est toujours associé aux contraintes décrites dans la troisième section du premier chapitre. Les superficies couvertes sont limitées par la réglementation qui restreint la distance entre le drone et le pilote ainsi que la hauteur de vol. Si les drones deviennent de plus en plus accessibles pour les acteurs de l'eau, les règles qui régissent l'exploitation des drones deviennent elles de plus en plus contraignantes. Ces restrictions contraignent la transférabilité des études menées par drone dans cette thèse sur d'autres sites, en fonction, par exemple, de la densité et de la géométrie des forêts riveraines (ligne de vue avec le pilote), mais aussi des contraintes apportées sur les hauteurs de vol par les activités anthropiques selon leur nature (*e.g.* limites communales, aérodromes, centrales...). Ces contraintes sont les plus fortes dans le cas de l'étude de la forêt riveraine, puisque la distance entre le capteur et l'objet est fortement réduite par la hauteur de la végétation. De fait, si le survol est possible au-dessus de certains corridors fluviaux, les lourdeurs administratives (*e.g.* autorisation de sites sensibles tels que le survol de centrales, de zones urbaines, de voies de communication...) peuvent fortement limiter

la flexibilité des drones, et donc leur capacité à acquérir de la donnée pour une fenêtre d'acquisition idéale (*e.g.* contraintes de débits, de températures, de précipitations...).

L'alternative pour les acquisitions aéroportées repose sur l'usage de plateformes sur lesquelles est embarqué le capteur, comme des avions, des hélicoptères ou des ULM. Elles nécessitent généralement de passer par un prestataire externe pour assurer le vol, ce qui limite la flexibilité de celui-ci, mais elles peuvent permettre une série d'acquisitions simultanées sur le même vol puisque les charges transportables sont plus importantes. La mise en fonction de la NanoHyperspec sur un ULM a permis l'acquisition de données sur des superficies beaucoup plus importantes que celles accessibles par drone, mais a également contribué à une qualité d'images dégradée. En effet, le survol test effectué par l'ULM a été caractérisé par des variations importantes dans la hauteur de vol de l'appareil (~ 200 mètres) et dans sa vitesse. Ces conditions n'ont pas été idéales pour le type de capteur hyperspectral (*pushbroom*) qui acquiert les informations d'une image ligne par ligne avec une fréquence donnée (ce qui nécessite une vitesse de vol stable), et les limites associées à ce changement de vecteur pour des caméras conçues pour un usage drone restent donc encore à définir.

Pour finir, l'imagerie satellite n'a pas été employée dans le cadre de cette thèse, puisque les satellites disposant des meilleures résolutions spectrales n'ont pas une résolution spatiale suffisante pour analyser finement les milieux dans le cadre d'un diagnostic. Malgré un accès facile à une donnée prête à l'emploi, elle semble *a priori* plus adaptée à un suivi répété des milieux lorsqu'un diagnostic a déjà pu être posé pour servir de validation terrain, ou lorsque les chroniques d'images satellites fournissent une temporalité (archives ou temps de retour) ou une couverture spatiale ne pouvant pas être obtenue avec d'autres vecteurs. Les contraintes apportées par une résolution spatiale trop grossière pour étudier la majorité des systèmes fluviaux sont donc un frein à leur usage opérationnel.

4.2 – Stockage et traitement des nouvelles données de télédétection.

Le volume des données produites pendant la thèse est un obstacle direct à l'usage de données similaires par les acteurs de l'eau. Les images hyperspectrales acquises sur la basse vallée de l'Ain ont produit de très larges volumes de données engendrant des problématiques de stockage. Lors de la campagne de 2015, le volume total des lignes de vol géo-référencées nécessaires à la

production d'une mosaïque a dépassé les 2 To. Les acquisitions aéroportées de l'été 2022 ont conduit à acquérir environ 200 Go de données brutes, dont le poids serait doublé par la transformation vers des données de réflectance, puis encore une fois démultiplié par le géo-référencement, notamment du fait de la création d'une multitude de pixels contenant une valeur d'absence de données pour chacune des bandes spectrales de l'image. Si l'usage de drones a limité l'emprise spatiale de certaines acquisitions, la résolution spatiale élevée qui est atteinte par ces vecteurs conduit également à produire des mosaïques pouvant atteindre les 100 Go. Les conséquences directes de ces volumes de données en termes d'infrastructure de stockage et de coût ne sont pas aussi présentes avec les outils qui commencent à être transférés vers les bureaux d'études et les syndicats de rivière et peuvent nécessiter des compétences propres.

Le traitement de ces données présente également un obstacle à leur usage. Les techniques de photogrammétrie se basant sur des images visibles peuvent déjà demander plusieurs jours pour reconstituer un nuage de points, donc leur usage sur des données hyperspectrales resterait à évaluer. En effet, des opérations simples sur les images hyperspectrales que nous avons acquises, comme masquer et découper un raster pour en extraire une zone d'intérêt, ont d'ores et déjà conduit à des temps de traitements de plusieurs heures. Des critiques similaires peuvent être émises à l'égard des données LiDAR à très haute résolution, qui demandent de manipuler d'énormes nuages de points et qui, sur des linéaires comme celui de la basse vallée de l'Ain, peuvent également demander plusieurs jours pour leur traitement.

Au-delà des temps associés à ces traitements, les outils à employer évoluent en se complexifiant et en se spécialisant. Les systèmes d'information géographique traditionnellement utilisés pour traiter des données spatiales (*e.g.* QGIS) ne sont pas nécessairement appropriés au traitement de ces nouvelles données, qui ralentissent fortement ces logiciels. Les fonctionnalités nécessaires à leur traitement, voire à leur visualisation, peuvent en être absentes (*e.g.* prise en charge des fichiers *.las* nativement sous QGIS seulement depuis février 2021 (version 3.18) et restriction à la visualisation) ce qui force l'usage (et donc l'autoformation) de logiciels experts ciblés. L'accessibilité aux travaux produits par la recherche pour alimenter ces traitements est conditionnée à la présence de codes en libre accès ou de boîtes à outils permettant le transfert de chaînes de traitements transparentes de plus en plus complexes (*e.g.* classification de nuages de points LiDAR), mais les compétences techniques adossées à l'utilisation de ces solutions et les compétences experts pour en interpréter les résultats restent également un facteur limitant.

4.3 – La dimension humaine.

Le transfert des outils développés par les équipes des laboratoires vers le monde de la gestion et les acteurs de l'eau au sens large pourrait être un champ de recherche à part entière. Si ces informations ont été entièrement occultées du travail de thèse, une évaluation critique reste nécessaire pour mieux comprendre ces mécanismes de transfert et venir nuancer nos conclusions au regard d'approches développées en sciences humaines. À ce titre, une sélection de questions qu'il serait nécessaire d'aborder pour mieux appréhender ce transfert et accompagner la prise en main de ces nouveaux outils est présentée pour clore ce manuscrit.

En quoi les outils actuels répondent-ils déjà aux besoins des gestionnaires de l'eau et quels sont les obstacles nécessaires à leur mise en pratique (*e.g.* données de validation, temps humain associé aux traitements...)? Comment les diagnostics produits à partir de données de télédétection sont-ils perçus par les différents acteurs de l'eau (*e.g.* perception des cartographies thématiques et des incertitudes associées)? Quels sont les besoins en termes de diffusion, formation ou médiation de l'information scientifique pour les acteurs de l'eau?

L'ensemble de ces considérations, entre autres, serait amené à nuancer les conclusions opérationnelles que nous avons tirées de nos travaux, ainsi que les recommandations que nous avons pu émettre en nous fondant sur notre expérience propre.

Bibliographie

- Alber, A., Piégay, H., 2017. Characterizing and modelling river channel migration rates at a regional scale: Case study of south-east France. *Journal of Environmental Management* 202, 479–493. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.055>
- Alber, A., Piégay, H., 2011. Spatial disaggregation and aggregation procedures for characterizing fluvial features at the network-scale: Application to the Rhône basin (France). *Geomorphology* 125, 343–360. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.09.009>
- Almeida, R.M., Schmitt, R.J., Castelletti, A., Flecker, A.S., Harou, J.J., Heilpern, S.A., Kittner, N., Mathias Kondolf, G., Opperman, J.J., Shi, Q., Gomes, C.P., McIntyre, P.B., 2022. Strategic planning of hydropower development: balancing benefits and socioenvironmental costs. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 56, 101175. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2022.101175>
- Amoros, C., Bravard, J.-P., Reygrobellet, J.L., Pautou, G., Roux, A.-L., 1988. Les concepts d'hydrosystème et de secteur fonctionnel dans l'analyse des systèmes fluviaux à l'échelle des écosystèmes. *Les concepts d'hydrosystème et de secteur fonctionnel dans l'analyse des systèmes fluviaux à l'échelle des écosystèmes* 19, 531–546.
- Amoros, C., Coulet, M., Pautou, G., 1982. Les « ensembles fonctionnels » : des entités écologiques qui traduisent l'évolution de l'hydrosystème en intégrant la géomorphologie et l'anthropisation (exemple du Haut-Rhône français). *Géocarrefour* 57, 49–62. <https://doi.org/10.3406/geoca.1982.3971>
- Andrew, J.T., Sauquet, E., 2017. Climate Change Impacts and Water Management Adaptation in Two Mediterranean-Climate Watersheds: Learning from the Durance and Sacramento Rivers. *Water* 9, 126. <https://doi.org/10.3390/w9020126>
- Ashmore, P., 2015. Towards a sociogeomorphology of rivers. *Geomorphology, Emerging geomorphic approaches to guide river management practices* 251, 149–156. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.02.020>
- Ballanti, L., Blesius, L., Hines, E., Kruse, B., 2016. Tree Species Classification Using Hyperspectral Imagery: A Comparison of Two Classifiers. *Remote Sensing* 8, 445. <https://doi.org/10.3390/rs8060445>
- Bangen, S.G., Wheaton, J.M., Bouwes, N., Bouwes, B., Jordan, C., 2014. A methodological intercomparison of topographic survey techniques for characterizing wadeable streams and rivers. *Geomorphology* 206, 343–361. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.10.010>
- Beisel, J.-N., Usseglio-Polatera, P., Thomas, S., Moreteau, J.-C., 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389, 73–88. <https://doi.org/10.1023/A:1003519429979>

- Belcore, E., Latella, M., 2022. Riparian ecosystems mapping at fine scale: a density approach based on multi-temporal UAV photogrammetric point clouds. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 8, 644–655. <https://doi.org/10.1002/rse2.267>
- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., Castelletti, A., van de Bund, W., Aarestrup, K., Barry, J., Belka, K., Berkhuisen, A., Birnie-Gauvin, K., Bussettini, M., Carolli, M., Consuegra, S., Dopico, E., Feierfeil, T., Fernández, S., Fernandez Garrido, P., Garcia-Vazquez, E., Garrido, S., Giannico, G., Gough, P., Jepsen, N., Jones, P.E., Kemp, P., Kerr, J., King, J., Łapińska, M., Lázaro, G., Lucas, M.C., Marcello, L., Martin, P., McGinnity, P., O’Hanley, J., Olivo del Amo, R., Parasiewicz, P., Pusch, M., Rincon, G., Rodriguez, C., Royte, J., Schneider, C.T., Tummers, J.S., Vallesi, S., Vowles, A., Verspoor, E., Wanningen, H., Wantzen, K.M., Wildman, L., Zalewski, M., 2020. More than one million barriers fragment Europe’s rivers. *Nature* 588, 436–441. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>
- Belletti, B., Nardi, L., Rinaldi, M., 2016. Diagnosing problems induced by past gravel mining and other disturbances in Southern European rivers: the Magra River, Italy. *Aquat Sci* 78, 107–119. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0440-5>
- Bendix, J., Hupp, C.R., 2000. Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrological Processes* 14, 2977–2990. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2977::AID-HYP130>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2977::AID-HYP130>3.0.CO;2-4)
- Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., 2011. River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. *Ecological Applications* 21, 1926–1931. <https://doi.org/10.1890/10-1574.1>
- Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., Allan, J.D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G.M., Lake, P.S., Lave, R., Meyer, J.L., O’Donnell, T.K., Pagano, L., Powell, B., Sudduth, E., 2005. Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science* 308, 636–637. <https://doi.org/10.1126/science.1109769>
- Bertoldi, W., Gurnell, A.M., Drake, N.A., 2011. The topographic signature of vegetation development along a braided river: Results of a combined analysis of airborne lidar, color air photographs, and ground measurements. *Water Resources Research* 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR010319>
- Bizzi, S., Demarchi, L., Grabowski, R.C., Weissteiner, C.J., Van de Bund, W., 2016. The use of remote sensing to characterise hydromorphological properties of European rivers. *Aquatic Sciences* 78, 57–70. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0430-7>
- Bizzi, S., Piégay, H., Demarchi, L., Van de Bund, W., Weissteiner, C. j., Gob, F., 2019. LiDAR-based fluvial remote sensing to assess 50–100-year human-driven channel changes at a regional level: The case of the Piedmont Region, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 44, 471–489. <https://doi.org/10.1002/esp.4509>

- Boé, J., 2007. Changement global et cycle hydrologique: Une étude de régionalisation sur la France (phdthesis). Université Paul Sabatier - Toulouse III.
- Brasington, J., Rumsby, B.T., McVey, R.A., 2000. Monitoring and modelling morphological change in a braided gravel-bed river using high resolution GPS-based survey. *Earth Surface Processes and Landforms* 25, 973–990. [https://doi.org/10.1002/1096-9837\(200008\)25:9<973::AID-ESP111>3.0.CO;2-Y](https://doi.org/10.1002/1096-9837(200008)25:9<973::AID-ESP111>3.0.CO;2-Y)
- Bravard, J.-P., 1986. La basse vallée de l’Ain: Dynamique fluviale appliquée à l’écologie. *Documents de Cartographie Écologique* 29, 17–43.
- Bravard, J.P., 1991. La dynamique fluviale à l’épreuve des changements environnementaux: quels enseignements applicables à l’aménagement des rivières? *La Houille Blanche* 7–8, 515–521.
- Bravard, J.-P., Amoros, C., Pautou, G., Bornette, G., Bournaud, M., Creuzé des Châtelliers, M., Gibert, J., Peiry, J.-L., Perrin, J.-F., Tachet, H., 1997. River incision in south-east France: morphological phenomena and ecological effects. *Regulated Rivers: Research & Management* 13, 75–90. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199701\)13:1<75::AID-RRR444>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199701)13:1<75::AID-RRR444>3.0.CO;2-6)
- Bravard, J.-P., Landon, N., Peiry, J.-L., Piégay, H., 1999. Principles of engineering geomorphology for managing channel erosion and bedload transport, examples from French rivers. *Geomorphology* 31, 291–311. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(99\)00091-4](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(99)00091-4)
- Brunel, E., 2022. Végétalisation primitive des bancs de rivière: utilisation de la télédétection. (Msc. Thesis). ENGEES, Strasbourg
- Buitrago Acevedo, M.F., Groen, T.A., Hecker, C.A., Skidmore, A.K., 2017. Identifying leaf traits that signal stress in TIR spectra. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 125, 132–145. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.01.014>
- Buscombe, D., Ritchie, A.C., 2018. Landscape Classification with Deep Neural Networks. *Geosciences* 8, 244. <https://doi.org/10.3390/geosciences8070244>
- Bywater-Reyes, S., Wilcox, A.C., Diehl, R.M., 2017. Multiscale influence of woody riparian vegetation on fluvial topography quantified with ground-based and airborne lidar. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 122, 1218–1235. <https://doi.org/10.1002/2016JF004058>
- Campagnolo, M.L., Libonati, R., Rodrigues, J.A., Pereira, J.M.C., 2021. A comprehensive characterization of MODIS daily burned area mapping accuracy across fire sizes in tropical savannas. *Remote Sensing of Environment* 252, 112115. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112115>
- Carbonneau, P., Fonstad, M.A., Marcus, W.A., Dugdale, S.J., 2012. Making riverscapes real. *Geomorphology, Geospatial Technologies and Geomorphological Mapping Proceedings of the 41st Annual Binghamton Geomorphology Symposium* 137, 74–86. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.09.030>
- Carbonneau, P.E., Belletti, B., Micotti, M., Lastoria, B., Casaioli, M., Mariani, S., Marchetti, G., Bizzi, S., 2020. UAV-based training for fully fuzzy classification of Sentinel-2 fluvial scenes. *Earth surface processes and landforms*. 45, 3120–3140. <https://doi.org/10.1002/esp.4955>

- Carbonneau, P.E., Dietrich, J.T., 2017. Cost-effective non-metric photogrammetry from consumer-grade sUAS: implications for direct georeferencing of structure from motion photogrammetry. *Earth Surface Processes and Landforms* 42, 473–486. <https://doi.org/10.1002/esp.4012>
- Carbonneau, P.E., Lane, S.N., Bergeron, N., 2006. Feature based image processing methods applied to bathymetric measurements from airborne remote sensing in fluvial environments. *Earth Surface Processes and Landforms* 31, 1413–1423. <https://doi.org/10.1002/esp.1341>
- Carbonneau, P.E., Piégay, H., 2012. Introduction: The Growing Use of Imagery in Fundamental and Applied River Sciences, in: *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, pp. 1–18.
- Carter, G.A., Cibula, W.G., Miller, R.L., 1996. Narrow-band Reflectance Imagery Compared with Thermal Imagery for Early Detection of Plant Stress. *Journal of Plant Physiology* 148, 515–522. [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(96\)80070-8](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(96)80070-8)
- Carter, G.A., Knapp, A.K., 2001. Leaf optical properties in higher plants: linking spectral characteristics to stress and chlorophyll concentration. *Am J Bot* 88, 677–684.
- Cassel, M., Dépret, T., Piégay, H., 2017. Assessment of a new solution for tracking pebbles in rivers based on active RFID. *Earth Surface Processes and Landforms*. <https://doi.org/10.1002/esp.4152>
- Cavallo, C., Nones, M., Papa, M.N., Gargiulo, M., Ruello, G., 2021. Monitoring the morphological evolution of a reach of the Italian Po River using multispectral satellite imagery and stage data. *Geocarto International* 0, 1–23. <https://doi.org/10.1080/10106049.2021.2002431>
- Chaerle, L., Straeten, D.V.D., 2000. Imaging techniques and the early detection of plant stress. *Trends in Plant Science* 5, 495–501. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(00\)01781-7](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(00)01781-7)
- Ciężkowski, W., Kleniewska, M., Chormański, J., 2020. Thermal and Optical Indices for Wetland Habitats, are They Showing the Same Thing? *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 13, 3951–3957. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2020.3008864>
- Combes, F., 1989. Restauration des terrains en montagne. Du rêve à la réalité. *Revue forestière française* 41, 91–106. <https://doi.org/10.4267/2042/25964>
- Comiti, F., Da Canal, M., Surian, N., Mao, L., Picco, L., Lenzi, M.A., 2011. Channel adjustments and vegetation cover dynamics in a large gravel bed river over the last 200 years. *Geomorphology* 125, 147–159. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.09.011>
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., Böhner, J., 2015. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development* 8, 1991–2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>
- Corenblit, D., Steiger, J., Charrier, G., Darrozes, J., Garófano-Gómez, V., Garreau, A., González, E., Gurnell, A.M., Hortobágyi, B., Julien, F., Lambs, L., Larrue, S., Otto, T., Roussel, E., Vautier, F., Voldoire, O., 2016. *Populus nigra* L. establishment and fluvial landform construction: biogeomorphic dynamics within

- a channelized river. *Earth Surface Processes and Landforms* 41, 1276–1292. <https://doi.org/10.1002/esp.3954>
- Corenblit, D., Steiger, J., González, E., Gurnell, A.M., Charrier, G., Darrozes, J., Dousseau, J., Julien, F., Lambs, L., Larrue, S., Roussel, E., Vautier, F., Voltaire, O., 2014. The biogeomorphological life cycle of poplars during the fluvial biogeomorphological succession: a special focus on *Populus nigra* L. *Earth Surface Processes and Landforms* 39, 546–563. <https://doi.org/10.1002/esp.3515>
- Corenblit, D., Steiger, J., Mazal, L., Till-Bottraud, I., 2020. Relier la biogéomorphologie fluviale à l'écologie évolutive : un focus sur les arbres riverains pionniers. *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 26, 55–72. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.14127>
- Cottet, M., Piégay, H., Bornette, G., 2013. Does human perception of wetland aesthetics and healthiness relate to ecological functioning? *Journal of Environmental Management* 128, 1012–1022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.056>
- Cui, M., Sun, Y., Huang, C., Li, M., 2022. Water Turbidity Retrieval Based on UAV Hyperspectral Remote Sensing. *Water* 14, 128. <https://doi.org/10.3390/w14010128>
- da Silva, A.R., Demarchi, L., Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Józwiak, J., Chormański, J., 2022. Multi-source remote sensing recognition of plant communities at the reach scale of the Vistula River, Poland. *Ecological Indicators* 142, 109160. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109160>
- Dalponte, M., Bruzzone, L., Gianelle, D., 2012. Tree species classification in the Southern Alps based on the fusion of very high geometrical resolution multispectral/hyperspectral images and LiDAR data. *Remote Sensing of Environment* 123, 258–270. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.03.013>
- Davies, N.S., Gibling, M.R., 2011. Evolution of fixed-channel alluvial plains in response to Carboniferous vegetation. *Nature Geosci* 4, 629–633. <https://doi.org/10.1038/ngeo1237>
- Davis, J.C., 1975. Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 32, 2295–2332.
- Décamps, H., 2001. How a riparian landscape finds form and comes alive. *Landscape and Urban Planning, Bridging human and natural sciences in landscape research* 57, 169–175. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00202-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00202-X)
- Décamps, H., Fortuné, M., Gazelle, F., Pautou, G., 1988. Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecology* 1, 163–173. <https://doi.org/10.1007/BF00162742>
- Demarchi, L., Bizzi, S., Piégay, H., 2017. Regional hydromorphological characterization with continuous and automated remote sensing analysis based on VHR imagery and low-resolution LiDAR data. *Earth Surface Processes and Landforms* 42, 531–551. <https://doi.org/10.1002/esp.4092>
- Demarchi, L., Bizzi, S., Piégay, H., 2016. Hierarchical Object-Based Mapping of Riverscape Units and in-Stream Mesohabitats Using LiDAR and VHR Imagery. *Remote Sensing* 8, 23. <https://doi.org/10.3390/rs8020097>
- Demarchi, L., Kania, A., Ciężkowski, W., Piórkowski, H., Oświecimska-Piasko, Z., Chormański, J., 2020. Recursive Feature Elimination and Random Forest Classification of Natura 2000 Grasslands in Lowland

- River Valleys of Poland Based on Airborne Hyperspectral and LiDAR Data Fusion. *Remote Sensing* 12, 1842. <https://doi.org/10.3390/rs12111842>
- Dietrich, J.T., 2017. Bathymetric Structure-from-Motion: extracting shallow stream bathymetry from multi-view stereo photogrammetry. *Earth Surface Processes and Landforms* 42, 355–364. <https://doi.org/10.1002/esp.4060>
- Dilbone, E., Legleiter, C.J., Alexander, J.S., McElroy, B., 2018. Spectrally based bathymetric mapping of a dynamic, sand-bedded channel: Niobrara River, Nebraska, USA. *River Research and Applications* 34, 430–441. <https://doi.org/10.1002/rra.3270>
- Dole-Olivier, M.-J., Wawzyniak, V., Creuzé des Châtelliers, M., Marmonier, P., 2019. Do thermal infrared (TIR) remote sensing and direct hyporheic measurements (DHM) similarly detect river-groundwater exchanges? Study along a 40 km-section of the Ain River (France). *Science of The Total Environment* 646, 1097–1110. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.294>
- Dosskey, M.G., Vidon, P., Gurwick, N.P., Allan, C.J., Duval, T.P., Lowrance, R., 2010. The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 46, 261–277. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>
- Dufour, S., 2015. Sur la proposition d'une géographie physique critique. *L'Information géographique* 79, 8–16. <https://doi.org/10.3917/lig.793.0008>
- Dufour, S., 2005. Contrôles naturels anthropiques de la structure et de la dynamique des forêts riveraines (PhD Thesis). Université Jean Moulin Lyon III, Lyon.
- Dufour, S., Bernez, I., Betbeder, J., Corgne, S., Hubert-Moy, L., Nabucet, J., Rapinel, S., Sawtschuk, J., Trollé, C., 2013. Monitoring restored riparian vegetation: how can recent developments in remote sensing sciences help? *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 10. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013068>
- Dufour, S., Muller, E., Straatsma, M., Corgne, S., 2012. Image Utilisation for the Study and Management of Riparian Vegetation: Overview and Applications, in: *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 215–239. <https://doi.org/10.1002/9781119940791.ch10>
- Dufour, S., Piégay, H., 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research and Applications* 25, 568–581. <https://doi.org/10.1002/rra.1239>
- Dufour, S., Piégay, H., 2008. Geomorphological Controls of Fraxinus Excelsior Growth and Regeneration in Floodplain Forests. *Ecology* 89, 205–215. <https://doi.org/10.1890/06-1768.1>
- Dufour, S., Rinaldi, M., Piégay, H., Michalon, A., 2015. How do river dynamics and human influences affect the landscape pattern of fluvial corridors? Lessons from the Magra River, Central–Northern Italy. *Landscape and Urban Planning* 134, 107–118. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.007>
- Dufour, S., Rodríguez-González, P.M., Laslier, M., 2019. Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. *Science of The Total Environment* 653, 1168–1185. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.383>

- Dugdale, S.J., 2016. A practitioner's guide to thermal infrared remote sensing of rivers and streams: recent advances, precautions and considerations. *WIREs Water* 3, 251–268. <https://doi.org/10.1002/wat2.1135>
- Dugdale, S.J., Kelleher, C.A., Malcolm, I.A., Caldwell, S., Hannah, D.M., 2019. Assessing the potential of drone-based thermal infrared imagery for quantifying river temperature heterogeneity. *Hydrological Processes* 33, 1152–1163. <https://doi.org/10.1002/hyp.13395>
- Dugdale, S.J., Malcolm, I.A., Kantola, K., Hannah, D.M., 2018. Stream temperature under contrasting riparian forest cover: Understanding thermal dynamics and heat exchange processes. *Science of The Total Environment* 610–611, 1375–1389. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.198>
- Dumas, S., 2017. Inventaire des boisements forestiers de la Basse Vallée de l'Ain. Office National des Forêts.
- Dumas, S., 2004. Les habitats forestiers de la basse vallée de l'Ain : étude et analyse. Programme LIFE Nature.
- Dumas, S., Perrin, V., 2006. Le suivi de la forêt alluviale de la Basse Vallée de l'Ain : Inventaire de niveau II de 2006. Office National des Forêts.
- Duncanson, L., Dubayah, R., 2018. Monitoring individual tree-based change with airborne lidar. *Ecol Evol* 8, 5079–5089. <https://doi.org/10.1002/ece3.4075>
- Dutta, D., Wang, K., Lee, E., Goodwell, A., Woo, D.K., Wagner, D., Kumar, P., 2017. Characterizing Vegetation Canopy Structure Using Airborne Remote Sensing Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 55, 1160–1178. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2016.2620478>
- Eckstein, G., D'Andrea, A., Marshall, V., O'Donnell, E., Talbot-Jones, J., Curran, D., O'Bryan, K., 2019. Conferring legal personality on the world's rivers: A brief intellectual assessment. *Water International* 44, 804–829. <https://doi.org/10.1080/02508060.2019.1631558>
- Edwards, P.J., Kollmann, J., Gurnell, A.M., Petts, G.E., Tockner, K., Ward, J.V., 1999. A conceptual model of vegetation dynamics on gravel bars of a large Alpine river. *Wetlands Ecology and Management* 7, 141–153. <https://doi.org/10.1023/A:1008411311774>
- Eltner, A., Bertalan, L., Grundmann, J., Perks, M.T., Lotsari, E., 2021. Hydro-morphological mapping of river reaches using videos captured with UAS. *Earth Surface Processes and Landforms* 46, 2773–2787. <https://doi.org/10.1002/esp.5205>
- Entwistle, N., Heritage, G., Milan, D., 2018. Recent remote sensing applications for hydro and morphodynamic monitoring and modelling. *Earth Surface Processes and Landforms* 43, 2283–2291. <https://doi.org/10.1002/esp.4378>
- Entwistle, N.S., Heritage, G.L., Schofield, L.A., Williamson, R.J., 2019. Recent changes to floodplain character and functionality in England. *CATENA* 174, 490–498. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.11.018>
- Evette, A., 2017. Ingénierie écologique pour la restauration des berges de rivières : Adaptation de techniques ancestrales aux nouveaux défis d'un monde en transition (HDR). Ecole Doctorale Ingénierie pour la Santé, la Cognition et l'Environnement, Grenoble.
- Fairfax, E., Small, E.E., 2018. Using remote sensing to assess the impact of beaver damming on riparian evapotranspiration in an arid landscape. *Ecohydrology* 11, e1993. <https://doi.org/10.1002/eco.1993>

Bibliographie

- Farid, A., Goodrich, D.C., Sorooshian, S., 2006. Using Airborne Lidar to Discern Age Classes of Cottonwood Trees in a Riparian Area. *Western Journal of Applied Forestry* 21, 149–158. <https://doi.org/10.1093/wjaf/21.3.149>
- Ferreira, M.T., Aguiar, F.C., Nogueira, C., 2005. Changes in riparian woods over space and time: Influence of environment and land use. *Forest Ecology and Management* 212, 145–159. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.010>
- Feurer, D., 2008. Géométrie 3D des lits de rivière par stéréophotogrammétrie à travers l'eau (phdthesis). AgroParisTech ; Université Laval.
- Flener, C., Vaaja, M., Jaakkola, A., Krooks, A., Kaartinen, H., Kukko, A., Kasvi, E., Hyyppä, H., Hyyppä, J., Alho, P., 2013. Seamless Mapping of River Channels at High Resolution Using Mobile LiDAR and UAV-Photography. *Remote Sensing* 5, 6382–6407. <https://doi.org/10.3390/rs5126382>
- Flener, C., Wang, Y., Laamanen, L., Kasvi, E., Vesakoski, J.-M., Alho, P., 2015. Empirical Modeling of Spatial 3D Flow Characteristics Using a Remote-Controlled ADCP System: Monitoring a Spring Flood. *Water* 7, 217–247. <https://doi.org/10.3390/w7010217>
- Fonstad, M.A., Marcus, W.A., 2010. High resolution, basin extent observations and implications for understanding river form and process. *Earth Surface Processes and Landforms* n/a-n/a. <https://doi.org/10.1002/esp.1969>
- Francis, R.A., Gurnell, A.M., Petts, G.E., Edwards, P.J., 2005. Survival and growth responses of *Populus nigra*, *Salix elaeagnos* and *Alnus incana* cuttings to varying levels of hydric stress. *Forest Ecology and Management* 210, 291–301. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.045>
- Frazier, A.E., Hemingway, B.L., 2021. A Technical Review of Planet Smallsat Data: Practical Considerations for Processing and Using PlanetScope Imagery. *Remote Sensing* 13, 3930. <https://doi.org/10.3390/rs13193930>
- Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E., Hurley, M.D., 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10, 199–214. <https://doi.org/10.1007/BF01867358>
- Fu, B., Burgher, I., 2015. Riparian vegetation NDVI dynamics and its relationship with climate, surface water and groundwater. *Journal of Arid Environments* 113, 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.09.010>
- Gamon, J.A., Serrano, L., Surfus, J.S., 1997. The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. *Oecologia* 112, 492–501. <https://doi.org/10.1007/s004420050337>
- Gao, B., 1996. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment* 58, 257–266. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)
- García-Roger, E.M., Sánchez-Montoya, M. del M., Cid Puey, N., Erba, S., Karaouzas, I., Verkaik, I., Rieradevall i Sant, M., Gómez, R., Suárez, M.L., Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R., Demartini, D., Buffagni, A., Skoulikidis, S., Bonada i Caparrós, N., Prat i Fornells, N., 2013. Spatial scale effects on taxonomic and

- biological trait diversity of aquatic macroinvertebrates in Mediterranean streams. *Fundamental and Applied Limnology* 1983, 89-105
- Gausman, H.W., Allen, W.A., Cardenas, R., Richardson, A.J., 1970. Relation of light reflectance to histological and physical evaluations of cotton leaf maturity. *Applied Optics* 9, 545–552.
- Gavriletea, M.D., 2017. Environmental Impacts of Sand Exploitation. Analysis of Sand Market. *Sustainability* 9, 1118. <https://doi.org/10.3390/su9071118>
- Gentile, V., Mróz, M., Spitoni, M., Lejot, J., Piégay, H., Demarchi, L., 2016. Bathymetric Mapping of Shallow Rivers with UAV Hyperspectral Data: SCITEPRESS - Science and and Technology Publications, pp. 43–49. <https://doi.org/10.5220/0006227000430049>
- Gerhards, M., Schlerf, M., Mallick, K., Udelhoven, T., 2019. Challenges and Future Perspectives of Multi-/Hyperspectral Thermal Infrared Remote Sensing for Crop Water-Stress Detection: A Review. *Remote Sensing* 11, 1240. <https://doi.org/10.3390/rs11101240>
- Gerhards, M., Schlerf, M., Rascher, U., Udelhoven, T., Juszczak, R., Alberti, G., Miglietta, F., Inoue, Y., 2018. Analysis of Airborne Optical and Thermal Imagery for Detection of Water Stress Symptoms. *Remote Sensing* 10, 1139. <https://doi.org/10.3390/rs10071139>
- Ghosh, A., Fassnacht, F.E., Joshi, P.K., Koch, B., 2014. A framework for mapping tree species combining hyperspectral and LiDAR data: Role of selected classifiers and sensor across three spatial scales. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 26, 49–63. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.05.017>
- Giardino, C., Brando, V.E., Gege, P., Pinnel, N., Hochberg, E., Knaeps, E., Reusen, I., Doerffer, R., Bresciani, M., Braga, F., Foerster, S., Champollion, N., Dekker, A., 2019. Imaging Spectrometry of Inland and Coastal Waters: State of the Art, Achievements and Perspectives. *Surveys in Geophysics* 40, 401–429. <https://doi.org/10.1007/s10712-018-9476-0>
- Gitelson, A., Merzlyak, M.N., 1994. Spectral Reflectance Changes Associated with Autumn Senescence of *Aesculus hippocastanum* L. and *Acer platanoides* L. Leaves. Spectral Features and Relation to Chlorophyll Estimation. *Journal of Plant Physiology* 143, 286–292. [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(11\)81633-0](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(11)81633-0)
- Gitelson, A.A., Merzlyak, M.N., Chivkunova, O.B., 2001. Optical Properties and Nondestructive Estimation of Anthocyanin Content in Plant Leaves. *Photochemistry and Photobiology* 74, 38–45. [https://doi.org/10.1562/0031-8655\(2001\)074<0038:OPANEO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1562/0031-8655(2001)074<0038:OPANEO>2.0.CO;2)
- Godfroy, J., Lejot, J., Demarchi, L., Bizzi, S., Michel, K., Piégay, H., 2023. Combining Hyperspectral, LiDAR, and Forestry Data to Characterize Riparian Forests along Age and Hydrological Gradients. *Remote Sensing* 15, 17. <https://doi.org/10.3390/rs15010017>
- Goetz, S.J., 2006. Remote Sensing of Riparian Buffers: Past Progress and Future Prospects1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 42, 133–143. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2006.tb03829.x>

- Gokool, S., Jarmain, C., Riddell, E., Swemmer, A., Lerm, R., Chetty, K.T., 2017. Quantifying riparian total evaporation along the Groot Letaba River: A comparison between infilled and spatially downscaled satellite derived total evaporation estimates. *Journal of Arid Environments* 147, 114–124. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.07.014>
- González del Tánago, M., Martínez-Fernández, V., Aguiar, F.C., Bertoldi, W., Dufour, S., García de Jalón, D., Garófano-Gómez, V., Mandzukovski, D., Rodríguez-González, P.M., 2021. Improving river hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation: Scientific evidence and guidelines. *Journal of Environmental Management* 292, 112730. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112730>
- Gosselin, M.-P., Maddock, I., Petts, G., 2012. Mesohabitat use by brown trout (*Salmo trutta*) in a small groundwater-dominated stream. *River Research and Applications* 28, 390–401. <https://doi.org/10.1002/rra.1464>
- Govender, M., Chetty, K., Bulcock, H., 2007. A review of hyperspectral remote sensing and its application in vegetation and water resource studies. *Water SA* 33. <https://doi.org/10.4314/wsa.v33i2.49049>
- Gramblička, T., 2022. Characterization of riparian pioneer vegetation using infrared imagery: the cases of the lower Ain River and of the Drôme River. (Internship report). ENS de Lyon, Lyon
- 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>
- Grime, J.P., 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250, 26–31. <https://doi.org/10.1038/250026a0>
- Guerra-Hernández, J., Díaz-Varela, R.A., Álvarez-González, J.G., Rodríguez-González, P.M., 2021. Assessing a novel modelling approach with high resolution UAV imagery for monitoring health status in priority riparian forests. *Forest Ecosystems* 8, 61. <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00342-8>
- Gupta, N., Atkinson, P.M., Carling, P.A., 2013. Decadal length changes in the fluvial planform of the River Ganga: bringing a mega-river to life with Landsat archives. *Remote Sensing Letters* 4, 1–9. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2012.682658>
- Hamada, Y., Stow, D.A., Coulter, L.L., Jafolla, J.C., Hendricks, L.W., 2007. Detecting Tamarisk species (*Tamarix* spp.) in riparian habitats of Southern California using high spatial resolution hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment* 109, 237–248. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.01.003>
- Hardisky, M., Klemas, V., Smart, and, 1983. The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral radiance of *Spartina Alterniflora* canopies. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 48, 77–84.

- Hawkins, C.P., 1984. Substrate Associations and Longitudinal Distributions in Species of Ephemerellidae (Ephemeroptera:Insecta) from Western Oregon. *Freshwater Invertebrate Biology* 3, 181–188. <https://doi.org/10.2307/1467122>
- He, K.S., Rocchini, D., Neteler, M., Nagendra, H., 2011. Benefits of hyperspectral remote sensing for tracking plant invasions. *Diversity and Distributions* 17, 381–392. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00761.x>
- Heggenes, J., Gunnar Dokk, J., 2001. Contrasting temperatures, waterflows, and light: seasonal habitat selection by young Atlantic salmon and brown trout in a boreonemoral river. *Regulated Rivers: Research & Management* 17, 623–635. <https://doi.org/10.1002/rrr.620>
- Hein, T., Hauer, C., Schmid, M., Stöglehner, G., Stumpp, C., Ertl, T., Graf, W., Habersack, H., Haidvogel, G., Hood-Novotny, R., Laaha, G., Langergraber, G., Muhar, S., Schmid, E., Schmidt-Kloiber, A., Schmutz, S., Schulz, K., Weigelhofer, G., Winiwarter, V., Baldan, D., Canet-Marti, A., Eder, M., Flödl, P., Kearney, K., Ondiek, R., Pucher, B., Pucher, M., Simperler, L., Tschikof, M., Wang, C., 2021. The coupled socio-ecohydrological evolution of river systems: Towards an integrative perspective of river systems in the 21st century. *Science of The Total Environment* 801, 149619. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149619>
- Henry, C.P., Amoros, C., Roset, N., 2002. Restoration ecology of riverine wetlands: A 5-year post-operation survey on the Rhône River, France. *Ecological Engineering* 18, 543–554. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00019-8](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00019-8)
- Henshaw, A.J., Gurnell, A.M., Bertoldi, W., Drake, N.A., 2013. An assessment of the degree to which Landsat TM data can support the assessment of fluvial dynamics, as revealed by changes in vegetation extent and channel position, along a large river. *Geomorphology, Process geomorphology and ecosystems: Disturbance regimes and interactions* 202, 74–85. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.01.011>
- Hortobágyi, B., 2018. Multi-scale interactions between riparian vegetation and hydrogeomorphic processes (the lower Allier River) (phdthesis). Université Clermont Auvergne [2017-2020].
- Huertas, C., Sabatier, D., Derroire, G., Ferry, B., Jackson, Toby.D., Pélissier, R., Vincent, G., 2022. Mapping tree mortality rate in a tropical moist forest using multi-temporal LiDAR. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 109, 102780. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2022.102780>
- Huggett, R., 2007. A history of the systems approach in geomorphology. *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 13, 145–158. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.1031>
- Hugue, F., Lapointe, M., Eaton, B.C., Lepoutre, A., 2016. Satellite-based remote sensing of running water habitats at large riverscape scales: Tools to analyze habitat heterogeneity for river ecosystem management. *Geomorphology* 253, 353–369. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.10.025>
- Hunt, E.R., Rock, B.N., 1989. Detection of changes in leaf water content using Near- and Middle-Infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment* 30, 43–54. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90046-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90046-1)

- Huntington, J.L., Hegewisch, K.C., Daudert, B., Morton, C.G., Abatzoglou, J.T., McEvoy, D.J., Erickson, T., 2017. Climate Engine: Cloud Computing and Visualization of Climate and Remote Sensing Data for Advanced Natural Resource Monitoring and Process Understanding. *Bulletin of the American Meteorological Society* 98, 2397–2410. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-15-00324.1>
- Husson, E., 2016. Images from unmanned aircraft systems for surveying aquatic and riparian vegetation (PhD Thesis). Swedish University of Agricultural Sciences.
- Huylenbroeck, L., Laslier, M., Dufour, S., Georges, B., Lejeune, P., Michez, A., 2020. Using remote sensing to characterize riparian vegetation: A review of available tools and perspectives for managers. *Journal of Environmental Management* 267, 110652. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110652>
- Islam, Md.T., Yoshida, K., Nishiyama, S., Sakai, K., Tsuda, T., 2022. Characterizing vegetated rivers using novel unmanned aerial vehicle-borne topo-bathymetric green lidar: Seasonal applications and challenges. *River Research and Applications* 38, 44–58. <https://doi.org/10.1002/rra.3875>
- Jackson, R.D., Idso, S.B., Reginato, R.J., Pinter Jr., P.J., 1981. Canopy temperature as a crop water stress indicator. *Water Resources Research* 17, 1133–1138. <https://doi.org/10.1029/WR017i004p01133>
- Janssen, P., Stella, J.C., Rappé, B., Gruel, C.-R., Seignemartin, G., Pont, B., Dufour, S., Piégay, H., 2021. Long-term river management legacies strongly alter riparian forest attributes and constrain restoration strategies along a large, multi-use river. *Journal of Environmental Management* 279, 111630. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111630>
- Johansen, K., Coops, N.C., Gergel, S.E., Stange, Y., 2007. Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification. *Remote Sensing of Environment* 110, 29–44. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.02.014>
- Jonac, R., 1974. Contribution à l'étude climatologique, hydrologique, et hydrogéologique du bassin de l'Ain. Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Lyon.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain System. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 110–127.
- Kaesler, A.J., Litts, T.L., Tracy, T.W., 2013. Using Low-Cost Side-Scan Sonar for Benthic Mapping Throughout the Lower Flint River, Georgia, Usa. *River Research and Applications* 29, 634–644. <https://doi.org/10.1002/rra.2556>
- Kaneko, K., Nohara, S., 2014. Review of Effective Vegetation Mapping Using the UAV (Unmanned Aerial Vehicle) Method. *Journal of Geographic Information System* 06, 733–742. <https://doi.org/10.4236/jgis.2014.66060>
- Karrenberg, S., Edwards, P.J., Kollmann, J., 2002. The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology* 47, 733–748. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00894.x>
- Kasvi, E., Laamanen, L., Lotsari, E., Alho, P., 2017. Flow Patterns and Morphological Changes in a Sandy Meander Bend during a Flood—Spatially and Temporally Intensive ADCP Measurement Approach. *Water* 9, 106. <https://doi.org/10.3390/w9020106>

- Kasvi, E., Salmela, J., Lotsari, E., Kumpula, T., Lane, S.N., 2019. Comparison of remote sensing based approaches for mapping bathymetry of shallow, clear water rivers. *Geomorphology* 333, 180–197. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.02.017>
- Kibler, C.L., Schmidt, E.C., Roberts, D.A., Stella, J.C., Kui, L., Lambert, A.M., Singer, M.B., 2021. A brown wave of riparian woodland mortality following groundwater declines during the 2012–2019 California drought. *Environmental Research Letters* 16, 084030. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1377>
- Kim, J.S., Baek, D., Seo, I.W., Shin, J., 2019. Retrieving shallow stream bathymetry from UAV-assisted RGB imagery using a geospatial regression method. *Geomorphology* 341, 102–114. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.05.016>
- Kim, M.S., Daughtry, C., W. Chappelle, E., McMurtrey, J.E., Walthall, C., 1994. The use of high spectral resolution bands for estimating absorbed photosynthetically active radiation (A_{par}). *Proceedings of the 6th Symposium on Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing*.
- Knipling, E.B., 1970. Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote Sensing of Environment* 1, 155–159. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(70\)80021-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(70)80021-9)
- Knox, J.C., 2000. Sensitivity of modern and Holocene floods to climate change. *Quaternary Science Reviews* 19, 439–457. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(99\)00074-8](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(99)00074-8)
- Koehnken, L., Rintoul, M.S., Goichot, M., Tickner, D., Loftus, A.-C., Acreman, M.C., 2020. Impacts of riverine sand mining on freshwater ecosystems: A review of the scientific evidence and guidance for future research. *River Research and Applications* 36, 362–370. <https://doi.org/10.1002/rra.3586>
- Kondolf, G.M., 1997. PROFILE: Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management* 21, 533–551. <https://doi.org/10.1007/s002679900048>
- Kondolf, G.M., 1995. Five Elements for Effective Evaluation of Stream Restoration. *Restoration Ecology* 3, 133–136. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1995.tb00086.x>
- Kondolf, G.M., Piégay, H., Landon, N., 2007. Changes in the riparian zone of the lower Eygues River, France, since 1830. *Landscape Ecology* 22, 367–384. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9033-y>
- Kondolf, G.M., Rubin, Z.K., Minear, J.T., 2014. Dams on the Mekong: Cumulative sediment starvation. *Water Resources Research* 50, 5158–5169. <https://doi.org/10.1002/2013WR014651>
- Kondolf, G.M., Schmitt, R.J.P., Carling, P., Darby, S., Arias, M., Bizzi, S., Castelletti, A., Cochrane, T.A., Gibson, S., Kummu, M., Oeurng, C., Rubin, Z., Wild, T., 2018. Changing sediment budget of the Mekong: Cumulative threats and management strategies for a large river basin. *Science of The Total Environment* 625, 114–134. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.361>
- Kondolf, G.M., Schmitt, R.J.P., Carling, P.A., Goichot, M., Keskinen, M., Arias, M.E., Bizzi, S., Castelletti, A., Cochrane, T.A., Darby, S.E., Kummu, M., Minderhoud, P.S.J., Nguyen, D., Nguyen, H.T., Nguyen, N.T., Oeurng, C., Opperman, J., Rubin, Z., San, D.C., Schmeier, S., Wild, T., 2022. Save the Mekong Delta from drowning. *Science* 376, 583–585. <https://doi.org/10.1126/science.abm5176>

- Kumar, L., Schmidt, K.S., Dury, S., Skidmore, A.K., 2001. Imaging spectrometry and vegetation science, in: *Imaging Spectrometry : Basic Principles and Prospective Applications, Remote Sensing and Digital Image Processing*. Springer Netherlands.
- Lague, D., Feldmann, B., 2020. Topo-bathymetric airborne LiDAR for fluvial-geomorphology analysis, in: Paolo Tarolli, S.M.M. (Eds.) (Ed.), *Remote Sensing of Geomorphology, Developments in Earth Surface Processes*. Elsevier, pp. 25–54. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64177-9.00002-3>
- Lallias-Tacon, S., Liébault, F., Piégay, H., 2017. Use of airborne LiDAR and historical aerial photos for characterising the history of braided river floodplain morphology and vegetation responses. *CATENA, Geocology in Mediterranean mountain areas. Tribute to Professor José María García Ruiz 149*, 742–759. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.038>
- Lamouroux, N., Gore, J.A., Lepori, F., Statzner, B., 2015. The ecological restoration of large rivers needs science-based, predictive tools meeting public expectations: an overview of the Rhône project. *Freshwater Biology* 60, 1069–1084. <https://doi.org/10.1111/fwb.12553>
- Laslier, M., 2018. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle (These de doctorat). Rennes 2.
- Laslier, M., Hubert-Moy, L., Dufour, S., 2019. Mapping Riparian Vegetation Functions Using 3D Bispectral LiDAR Data. *Water* 11, 483. <https://doi.org/10.3390/w11030483>
- Latella, M., Sola, F., Camporeale, C., 2021. A Density-Based Algorithm for the Detection of Individual Trees from LiDAR Data. *Remote Sensing* 13, 322. <https://doi.org/10.3390/rs13020322>
- Lave, R., Wilson, M.W., Barron, E.S., Biermann, C., Carey, M.A., Duvall, C.S., Johnson, L., Lane, K.M., McClintock, N., Munroe, D., Pain, R., Proctor, J., Rhoads, B.L., Robertson, M.M., Rossi, J., Sayre, N.F., Simon, G., Tadaki, M., Van Dyke, C., 2014. Intervention: Critical physical geography. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien* 58, 1–10. <https://doi.org/10.1111/cag.12061>
- Le Lay, Y.-F., Piégay, H., Rivière-Honegger, A., 2013. Perception of braided river landscapes: Implications for public participation and sustainable management. *Journal of Environmental Management* 119, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.006>
- Lee, C.-H., Liu, L.-W., Wang, Y.-M., Leu, J.-M., Chen, C.-L., 2022. Drone-Based Bathymetry Modeling for Mountainous Shallow Rivers in Taiwan Using Machine Learning. *Remote Sensing* 14, 3343. <https://doi.org/10.3390/rs14143343>
- Legleiter, C., Overstreet, B., Kinzel, P., 2018. Sampling Strategies to Improve Passive Optical Remote Sensing of River Bathymetry. *Remote Sensing* 10, 935. <https://doi.org/10.3390/rs10060935>
- Legleiter, C.J., 2021. The optical river bathymetry toolkit. *River Research and Applications* 37, 555–568. <https://doi.org/10.1002/rra.3773>
- Legleiter, C.J., 2016. Inferring river bathymetry via Image-to-Depth Quantile Transformation (IDQT). *Water Resources Research* 52, 3722–3741. <https://doi.org/10.1002/2016WR018730>

- Legleiter, C.J., Fosness, R.L., 2019. Defining the Limits of Spectrally Based Bathymetric Mapping on a Large River. *Remote Sensing* 11, 665. <https://doi.org/10.3390/rs11060665>
- Legleiter, C.J., Harrison, L.R., 2019. Remote Sensing of River Bathymetry: Evaluating a Range of Sensors, Platforms, and Algorithms on the Upper Sacramento River, California, USA. *Water Resources Research* 55, 2142–2169. <https://doi.org/10.1029/2018WR023586>
- Legleiter, C.J., Kinzel, P.J., Overstreet, B.T., 2011a. Evaluating the potential for remote bathymetric mapping of a turbid, sand-bed river: 2. Application to hyperspectral image data from the Platte River. *Water Resources Research* 47. <https://doi.org/10.1029/2011WR010592>
- Legleiter, C.J., Kinzel, P.J., Overstreet, B.T., 2011b. Evaluating the potential for remote bathymetric mapping of a turbid, sand-bed river: 1. Field spectroscopy and radiative transfer modeling. *Water Resources Research* 47. <https://doi.org/10.1029/2011WR010591>
- Legleiter, C.J., Overstreet, B.T., Glennie, C.L., Pan, Z., Fernandez-Diaz, J.C., Singhania, A., 2016. Evaluating the capabilities of the CASI hyperspectral imaging system and Aquarius bathymetric LiDAR for measuring channel morphology in two distinct river environments *Earth Surface Processes and Landforms* 41, 344–363. <https://doi.org/10.1002/esp.3794>
- Legleiter, C.J., Roberts, D.A., Lawrence, R.L., 2009. Spectrally based remote sensing of river bathymetry. *Earth Surface Processes and Landforms* 34, 1039–1059. <https://doi.org/10.1002/esp.1787>
- Legleiter, C.J., Roberts, D.A., Marcus, W.A., Fonstad, M.A., 2004. Passive optical remote sensing of river channel morphology and in-stream habitat: Physical basis and feasibility. *Remote Sensing of Environment* 93, 493–510. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.07.019>
- Lejot, J., 2008. Suivi des formes fluviales par télédétection à très haute résolution. Application aux programmes de restauration de la basse vallée de l’Ain et du Haut-Rhône (Chautagne). Monitoring fluvial remote sensing high resolution. Application to restoration programs in the lower Ain river and Haut-Rhône (Chautagne) (PhD Thesis).
- Lejot, J., Delacourt, C., Piégay, H., Fournier, T., Trémélo, M.-L., Allemand, P., 2007. Very high spatial resolution imagery for channel bathymetry and topography from an unmanned mapping controlled platform. *Earth Surface Processes and Landforms* 32, 1705–1725. <https://doi.org/10.1002/esp.1595>
- Lejot, J., Piégay, H., Hunter, P.D., Moulin, B., Gagnage, M., 2011. Utilisation de la télédétection pour la caractérisation des corridors fluviaux : exemples d’applications et enjeux actuels. *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 17, 157–172. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.9362>
- Lich Dinh, H., Liu, J., Ong, D.E.L., Doh, J.-H., 2022. A sustainable solution to excessive river sand mining by utilizing by-products in concrete manufacturing: A state-of-the-art review. *Cleaner Materials* 100140. <https://doi.org/10.1016/j.clema.2022.100140>
- Lichtenthaler, H.K., Buschmann, C., 2001. Chlorophylls and Carotenoids: Measurement and Characterization by UV-VIS Spectroscopy, in: *Current Protocols in Food Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1002/0471142913.faf0403s01>

- Liébault, F., Piégay, H., 2002. Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of southeastern France. *Earth Surface Processes and Landforms* 27, 425–444. <https://doi.org/10.1002/esp.328>
- Liu, S., Xie, Zhenghui, Liu, B., Wang, Y., Gao, J., Zeng, Y., Xie, J., Xie, Zhipeng, Jia, B., Qin, P., Li, R., Wang, L., Chen, S., 2020. Global river water warming due to climate change and anthropogenic heat emission. *Global and Planetary Change* 193, 103289. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103289>
- Loire, R., 2019. Les lâchers morphogènes : définition, expérimentations et protocole opérationnel de mise en oeuvre (These de doctorat). Lyon.
- Loizzo, R., Guarini, R., Longo, F., Scopa, T., Formaro, R., Facchinetti, C., Varacalli, G., 2018. Prisma: The Italian Hyperspectral Mission, in: IGARSS 2018 - 2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Presented at the IGARSS 2018 - 2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, pp. 175–178. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2018.8518512>
- Lurtz, M.R., Morrison, R.R., Gates, T.K., Senay, G.B., Bhaskar, A.S., Ketchum, D.G., 2020. Relationships between riparian evapotranspiration and groundwater depth along a semiarid irrigated river valley. *Hydrological Processes* 34, 1714–1727. <https://doi.org/10.1002/hyp.13712>
- Lyzenga, D.R., 1978. Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. *Applied Optics* 17, 379–383. <https://doi.org/10.1364/AO.17.000379>
- Mahoney, J.M., Rood, S.B., 1998. Streamflow requirements for cottonwood seedling recruitment—An integrative model. *Wetlands* 18, 634–645. <https://doi.org/10.1007/BF03161678>
- Malavoi, J.R., 1989. Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau à haute énergie. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* n°315, 189.
- Mandlbürger, G., Hauer, C., Wieser, M., Pfeifer, N., 2015. Topo-Bathymetric LiDAR for Monitoring River Morphodynamics and Instream Habitats—A Case Study at the Pielach River. *Remote Sensing* 7, 6160–6195. <https://doi.org/10.3390/rs70506160>
- Mandlbürger, G., Pfennigbauer, M., Schwarz, R., Flöry, S., Nussbaumer, L., 2020. Concept and Performance Evaluation of a Novel UAV-Borne Topo-Bathymetric LiDAR Sensor. *Remote Sensing* 12, 986. <https://doi.org/10.3390/rs12060986>
- Marchetti, G., Bizzi, S., Belletti, B., Lastoria, B., Comiti, F., Carbonneau, P.E., 2022. Mapping riverbed sediment size from Sentinel-2 satellite data. *Earth Surface Processes and Landforms* 47, 2544–2559. <https://doi.org/10.1002/esp.5394>
- Marcus, W.A., Fonstad, M.A., 2010. Remote sensing of rivers: the emergence of a subdiscipline in the river sciences. *Earth Surface Processes and Landforms* 35, 1867–1872. <https://doi.org/10.1002/esp.2094>
- Marcus, W.A., Fonstad, M.A., 2008. Optical remote mapping of rivers at sub-meter resolutions and watershed extents. *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 4–24. <https://doi.org/10.1002/esp.1637>

- Marteau, B., Michel, K., Piégay, H., 2022a. Can gravel augmentation restore thermal functions in gravel-bed rivers? A need to assess success within a trajectory-based before–after control–impact framework. *Hydrological Processes* 36, e14480. <https://doi.org/10.1002/hyp.14480>
- Marteau, B., Piégay, H., Chandesris, A., Michel, K., Vaudor, L., 2022b. Riparian shading mitigates warming but cannot revert thermal alteration by impoundments in lowland rivers. *Earth Surface Processes and Landforms* 47. <https://doi.org/10.1002/esp.5372>
- Martin, F.-M., Müllerová, J., Borgniet, L., Dommagnet, F., Breton, V., Evette, A., 2018. Using Single- and Multi-Date UAV and Satellite Imagery to Accurately Monitor Invasive Knotweed Species. *Remote Sensing* 10, 1662. <https://doi.org/10.3390/rs10101662>
- Marx, A., Kumar, R., Thober, S., Rakovec, O., Wanders, N., Zink, M., Wood, E.F., Pan, M., Sheffield, J., Samaniego, L., 2018. Climate change alters low flows in Europe under global warming of 1.5, 2, and 3 °C. *Hydrology and Earth System Sciences* 22, 1017–1032. <https://doi.org/10.5194/hess-22-1017-2018>
- Mayes, M., Caylor, K.K., Singer, M.B., Stella, J.C., Roberts, D., Nagler, P., 2020. Climate sensitivity of water use by riparian woodlands at landscape scales. *Hydrological Processes* 34, 4884–4903. <https://doi.org/10.1002/hyp.13942>
- Meerdink, S., 2018. Remote sensing of plant species using airborne hyperspectral visible-shortwave infrared and thermal infrared imagery (PhD Thesis). University of California.
- Meerdink, S., Roberts, D., Hulley, G., Gader, P., Pisek, J., Adamson, K., King, J., Hook, S.J., 2019. Plant species' spectral emissivity and temperature using the hyperspectral thermal emission spectrometer (HyTES) sensor. *Remote Sensing of Environment* 224, 421–435. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.009>
- Meerdink, S.K., Roberts, D.A., King, J.Y., Roth, K.L., Dennison, P.E., Amaral, C.H., Hook, S.J., 2016. Linking seasonal foliar traits to VSWIR-TIR spectroscopy across California ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 186, 322–338. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.08.003>
- Mertes, L.A.K., Daniel, D.L., Melack, J.M., Nelson, B., Martinelli, L.A., Forsberg, B.R., 1995. Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the floodplain of the Amazon river in Brazil from a remote sensing perspective. *Geomorphology, Biogeomorphology, Terrestrial and Freshwater Systems* 13, 215–232. [https://doi.org/10.1016/0169-555X\(95\)00038-7](https://doi.org/10.1016/0169-555X(95)00038-7)
- Mertes, L.A.K., Smith, M.O., Adams, J.B., 1993. Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon River wetlands from Landsat images. *Remote Sensing of Environment* 43, 281–301. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90071-5](https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90071-5)
- Merzlyak, M.N., Gitelson, A.A., Chivkunova, O.B., Rakitin, V.Yu., 2002. Non-destructive optical detection of pigment changes during leaf senescence and fruit ripening. *Physiologia Plantarum* 106, 135–141. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.1999.106119.x>
- Michalková, M., Piégay, H., Kondolf, G. m., Greco, S. e., 2011. Lateral erosion of the Sacramento River, California (1942–1999), and responses of channel and floodplain lake to human influences. *Earth Surface Processes and Landforms* 36, 257–272. <https://doi.org/10.1002/esp.2106>

- Michez, A., Piégay, H., Jonathan, L., Claessens, H., Lejeune, P., 2016a. Mapping of riparian invasive species with supervised classification of Unmanned Aerial System (UAS) imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 44, 88–94. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.06.014>
- Michez, A., Piégay, H., Lisein, J., Claessens, H., Lejeune, P., 2016b. Classification of riparian forest species and health condition using multi-temporal and hyperspatial imagery from unmanned aerial system. *Environmental Monitoring and Assessment* 188, 19. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4996-2>
- Michez, A., Piégay, H., Toromanoff, F., Brogna, D., Bonnet, S., Lejeune, P., Claessens, H., 2013. LiDAR derived ecological integrity indicators for riparian zones: Application to the Houille river in Southern Belgium/Northern France. *Ecological Indicators* 34, 627–640. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.024>
- Milan, D.J., Heritage, G.L., Hetherington, D., 2007. Application of a 3D laser scanner in the assessment of erosion and deposition volumes and channel change in a proglacial river. *Earth Surface Processes and Landforms* 32, 1657–1674. <https://doi.org/10.1002/esp.1592>
- Milani, G., Kneubühler, M., Tonolla, D., Doering, M., Wiesenberg, G.L.B., Schaeppman, M.E., 2019. Remotely Sensing Variation in Ecological Strategies and Plant Traits of Willows in Perialpine Floodplains. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 124, 2090–2106. <https://doi.org/10.1029/2018JG004969>
- Milne, J.A., Sear, D.A., 1997. Modelling river channel topography using GIS. *International Journal of Geographical Information Science* 11, 499–519. <https://doi.org/10.1080/136588197242275>
- Mohseni, O., Stefan, H.G., Eaton, J.G., 2003. Global Warming and Potential Changes in Fish Habitat in U.S. Streams. *Climatic Change* 59, 389–409. <https://doi.org/10.1023/A:1024847723344>
- Morandi, B., Piégay, H., Johnstone, K., Miralles, D., 2016. Les Agences de l'eau et la restauration : 50 ans de tensions entre hydraulique et écologique. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.17194>
- Munari, C., Scoconi, M., Sfriso, A.A., Sfriso, A., Aiello, J., Casoni, E., Mistri, M., 2021. Temporal variation of floatable plastic particles in the largest Italian river, the Po. *Marine Pollution Bulletin* 171, 112805. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112805>
- Naiman, R., J., Decamps, H., Pastor, J., Johnston, C., 1988. The Potential Importance of Boundaries to Fluvial Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 7. <https://doi.org/10.2307/1467295>
- Naiman, R.J., Decamps, H., 1997. The Ecology of Interfaces : Riparian Zones. *Annales Review of Ecology and Systematics* 28, 621–658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Naiman, R.J., Decamps, H., Pollock, M., 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America* 3, 209–212. <https://doi.org/10.2307/1941822>
- Naudet, G., Camenen, B., Coz, J.L., Paquier, A., Piegay, H., 2015. Numerical modelling contribution to sedimentary sedynamisation projects in a lowland gravel-bed river: the Ain River, France.

- Navratil, O., Lejot, J., Rachex, D., Puijalon, S., Piola, F., 2019. Apport de la télédétection pour l'inventaire des renouées du Japon le long des cours d'eau : exemple d'application à la rivière Azergues. *Sciences Eaux & Territoires* 50–53. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2019.1.09>
- Neale, C.M.U., Geli, H., Taghvaeian, S., Masih, A., Pack, R.T., Simms, R.D., Baker, M., Milliken, J.A., O'Meara, S., Witherall, A.J., 2011. Estimating evapotranspiration of riparian vegetation using high resolution multispectral, thermal infrared and lidar data, in: *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XIII*. SPIE, pp. 254–262. <https://doi.org/10.1117/12.903246>
- Neinavaz, E., Schlerf, M., Darvishzadeh, R., Gerhards, M., Skidmore, A.K., 2021. Thermal infrared remote sensing of vegetation: Current status and perspectives. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 102, 102415. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102415>
- Neinavaz, E., Skidmore, A.K., Darvishzadeh, R., Groen, T.A., 2017. Retrieving vegetation canopy water content from hyperspectral thermal measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 247, 365–375. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.08.020>
- Niroumand-Jadidi, M., Bovolo, F., Bruzzone, L., 2020. Water Quality Retrieval from PRISMA Hyperspectral Images: First Experience in a Turbid Lake and Comparison with Sentinel-2. *Remote Sensing* 12, 3984. <https://doi.org/10.3390/rs12233984>
- Niroumand-Jadidi, M., Legleiter, C.J., Bovolo, F., 2022. River Bathymetry Retrieval From Landsat-9 Images Based on Neural Networks and Comparison to SuperDove and Sentinel-2. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 15, 5250–5260. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2022.3187179>
- Niroumand-Jadidi, M., Vitti, A., Lyzenga, D.R., 2018. Multiple Optimal Depth Predictors Analysis (MODPA) for river bathymetry: Findings from spectroradiometry, simulations, and satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 218, 132–147. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.09.022>
- Notebaert, B., Verstraeten, G., Govers, G., Poesen, J., 2009. Qualitative and quantitative applications of LiDAR imagery in fluvial geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms* 34, 217–231. <https://doi.org/10.1002/esp.1705>
- O'Briain, R., 2019. Climate change and European rivers: An eco-hydromorphological perspective. *Ecohydrology* 12, e2099. <https://doi.org/10.1002/eco.2099>
- O'Donnell, E.L., Talbot-Jones, J., 2018. Creating legal rights for rivers: lessons from Australia, New Zealand, and India. *Ecology and Society* 23.
- Opperman, J.J., Luster, R., McKenney, B.A., Roberts, M., Meadows, A.W., 2010. Ecologically Functional Floodplains: Connectivity, Flow Regime, and Scale. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 46, 211–226. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00426.x>
- Pang, Y., Tan, B., Solberg, S., Li, Z., 2009. Forest LAI estimation comparison using LiDAR and hyperspectral data in boreal and temperate forests, in: *Remote Sensing and Modeling of Ecosystems for Sustainability VI*. International Society for Optics and Photonics, p. 74540Q. <https://doi.org/10.1117/12.826090>

- Pardo, I., Armitage, P.D., 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia* 344, 111–128. <https://doi.org/10.1023/A:1002958412237>
- Pascucci, S., Pignatti, S., Casa, R., Darvishzadeh, R., Huang, W., 2020. Special Issue “Hyperspectral Remote Sensing of Agriculture and Vegetation.” *Remote Sensing* 12, 3665. <https://doi.org/10.3390/rs12213665>
- Pautou, G., Girel, J., 1986. La végétation de la basse plaine de l’Ain : organisation spatiale et évolution, in: *Recherches Interdisciplinaires Sur Les Écosystèmes de La Basse Plaine de l’Ain (France) : Potentialités Évolutives et Gestion*. Roux A.L., Grenoble, pp. 75–96.
- Peerbhay, K.Y., Mutanga, O., Ismail, R., 2013. Commercial tree species discrimination using airborne AISA Eagle hyperspectral imagery and partial least squares discriminant analysis (PLS-DA) in KwaZulu–Natal, South Africa. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 79, 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.01.013>
- Penuelas, J., Frederic, B., Filella, I., 1995. Semi-Empirical Indices to Assess Carotenoids/Chlorophyll-a Ratio from Leaf Spectral Reflectance. *Photosynthetica* 31, 221–230.
- Penuelas, J., Pinol, J., Ogaya, R., Filella, I., 1997. Estimation of plant water concentration by the reflectance Water Index WI (R900/R970). *International Journal of Remote Sensing* 18, 2869–2875. <https://doi.org/10.1080/014311697217396>
- Pereira, D.P., Dias, W.R.A., Braga, M. de L., Barreto, R. da S., Figueiredo, C.M.S., Brilhante, V., 2008. Model to integration of RFID into Wireless Sensor Network for Tracking and Monitoring Animals, in: 2008 11th IEEE International Conference on Computational Science and Engineering. Presented at the 2008 11th IEEE International Conference on Computational Science and Engineering, pp. 125–131. <https://doi.org/10.1109/CSE.2008.25>
- Perry, L.G., Andersen, D.C., Reynolds, L.V., Nelson, S.M., Shafroth, P.B., 2012. Vulnerability of riparian ecosystems to elevated CO₂ and climate change in arid and semiarid western North America. *Global Change Biology* 18, 821–842. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02588.x>
- Pickens, A.H., Hansen, M.C., Hancher, M., Stehman, S.V., Tyukavina, A., Potapov, P., Marroquin, B., Sherani, Z., 2020. Mapping and sampling to characterize global inland water dynamics from 1999 to 2018 with full Landsat time-series. *Remote Sensing of Environment* 243, 111792. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111792>
- Piégay, H., Arnaud, F., Belletti, B., Bertrand, M., Bizzi, S., Carbonneau, P., Dufour, S., Liébault, F., Ruiz-Villanueva, V., Slater, L., 2020. Remotely sensed rivers in the Anthropocene: state of the art and prospects. *Earth Surface Processes and Landforms* 45, 157–188. <https://doi.org/10.1002/esp.4787>
- Piégay, H., Arnaud, F., Cassel, M., Depret, T., Alber, A., Michel, K., Rollet, A.-J., Vaudor, L., 2016. Suivi par RFID de la mobilité des galets : retour sur 10 ans d’expérience en grandes rivières. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*.

- Piégay, H., Bornette, G., Citterio, A., Hérouin, E., Moulin, B., Statiotis, C., 2000. Channel instability as a control on silting dynamics and vegetation patterns within perfluvial aquatic zones. *Hydrological Processes* 14, 3011–3029. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<3011::AID-HYP132>3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<3011::AID-HYP132>3.0.CO;2-B)
- Piégay, H., Mathias Kondolf, G., Toby Minear, J., Vaudor, L., 2015. Trends in publications in fluvial geomorphology over two decades: A truly new era in the discipline owing to recent technological revolution? *Geomorphology* 248, 489–500. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.07.039>
- Piégay, H., Naylor, L.A., Haidvogel, G., Kail, J., Schmitt, L., Bourdin, L., 2008. Integrative river science and rehabilitation : European experiences, in: *River Futures: Steps Towards Application of Integrative River Science*, pp. 201-219
- Piégay, H., Pautou, G., Ruffinoni, C., 2003. *Les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions et gestion*, Institut pour le Développement Forestier. ed.
- Piégay, H., Schumm, S.A., 2003. System approaches in fluvial geomorphology, in: *Tools in Fluvial Geomorphology*. pp. 103–132.
- Planty-Tabacchi, A.-M., Tabacchi, E., Naiman, R.J., Deferrari, C., Décamps, H., 1996. Invasibility of Species-Rich Communities in Riparian Zones. *Conservation Biology* 10, 598–607. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10020598.x>
- Poff, N.L., Olden, J.D., Merritt, D.M., Pepin, D.M., 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 5732–5737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609812104>
- Poirel, J., Gailhard, J., Capra, H., 2010. Influence des barrages-réservoirs sur la température de l'eau : exemple d'application au bassin versant de l'Ain. *La Houille Blanche - Revue internationale de l'eau* 4, 72–79. <https://doi.org/10.1051/lhb/2010044>
- Pontoglio, E., Grasso, N., Cagninei, A., Camporeale, C., Dabove, P., Lingua, A.M., 2020. Bathymetric Detection of Fluvial Environments through UASs and Machine Learning Systems. *Remote Sensing* 12, 4148. <https://doi.org/10.3390/rs12244148>
- Poole, G.C., Berman, C.H., 2001. An Ecological Perspective on In-Stream Temperature: Natural Heat Dynamics and Mechanisms of Human-Caused Thermal Degradation. *Environmental Management* 27, 787–802. <https://doi.org/10.1007/s002670010188>
- Pörtner, H.-O., 2021. Climate impacts on organisms, ecosystems and human societies: integrating OCLTT into a wider context. *Journal of Experimental Biology* 224, jeb238360. <https://doi.org/10.1242/jeb.238360>
- Quinlan, E., Gibbins, C., Malcolm, I., Batalla, R., Vericat, D., Hastie, L., 2015. A review of the physical habitat requirements and research priorities needed to underpin conservation of the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25, 107–124. <https://doi.org/10.1002/aqc.2484>

- Randle, T., Morris, G., Tullos, D., Weirich, F., Kondolf, George, Mathias, Moriasi, D., Annandale, G., Fripp, J., Minear, J., Wegner, D., 2021. Sustaining United States Reservoir Storage Capacity: Need for a New Paradigm. *Journal of Hydrology* 602, 126686. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126686>
- Räpple, B., 2018. Sedimentation patterns and riparian vegetation characteristics in novel ecosystems on the Rhône River, France. A comparative approach to identify drivers and evaluate ecological potentials (PhD Thesis). *École Normale Supérieure, Lyon*.
- Räpple, B., Piégay, H., Stella, J.C., Mercier, D., 2017. What drives riparian vegetation encroachment in braided river channels at patch to reach scales? Insights from annual airborne surveys (Drôme River, SE France, 2005–2011). *Ecohydrology* 10, e1886. <https://doi.org/10.1002/eco.1886>
- Richter, R., Reu, B., Wirth, C., Doktor, D., Vohland, M., 2016. The use of airborne hyperspectral data for tree species classification in a species-rich Central European forest area. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 52, 464–474. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.07.018>
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F.C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M.D., Clerici, N., Fernandes, M.R., Franco, J.C., Pettit, N., Portela, A.P., Tammeg, O., Tammeg, P., Rodríguez-González, P.M., Dufour, S., 2020. Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. *BioScience* 70, 501–514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Riquier, J., Piégay, H., Lamouroux, N., Vaudor, L., 2017. Are restored side channels sustainable aquatic habitat features? Predicting the potential persistence of side channels as aquatic habitats based on their fine sedimentation dynamics. *Geomorphology* 295, 507–528. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.08.001>
- Rivaes, R., Rodríguez-González, P.M., Albuquerque, A., Pinheiro, A.N., Egger, G., Ferreira, M.T., 2013. Riparian vegetation responses to altered flow regimes driven by climate change in Mediterranean rivers. *Ecohydrology* 6, 413–424. <https://doi.org/10.1002/eco.1287>
- Roberts, D., Roth, K., Perroy, R., 2011. Hyperspectral Vegetation Indices. *Hyperspectral Remote Sensing of Vegetation* 309–327. <https://doi.org/10.1201/b11222-20>
- Rock, G., Gerhards, M., Schlerf, M., Hecker, C., Udelhoven, T., 2016. Plant species discrimination using emissive thermal infrared imaging spectroscopy. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 53, 16–26. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.08.005>
- Rohde, M.M., Stella, J.C., Roberts, D.A., Singer, M.B., 2021. Groundwater dependence of riparian woodlands and the disrupting effect of anthropogenically altered streamflow. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118, e2026453118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2026453118>
- Rollet, A.J., 2007. Etude et gestion de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial à l'aval d'un barrage : le cas de la basse vallée de l'Ain (PhD Thesis). *Université Jean Moulin Lyon 3*.
- Rollet, A.J., Piégay, H., Dufour, S., Bornette, G., Persat, H., 2014. Assessment of Consequences of Sediment Deficit on a Gravel River Bed Downstream of Dams in Restoration Perspectives: Application of a Multicriteria, Hierarchical and Spatially Explicit Diagnosis. *River Research and Applications* 30, 939–953. <https://doi.org/10.1002/rra.2689>

- Roth, T.R., Westhoff, M.C., Huwald, H., Huff, J.A., Rubin, J.F., Barrenetxea, G., Vetterli, M., Parriaux, A., Selker, J.S., Parlange, M.B., 2010. Stream Temperature Response to Three Riparian Vegetation Scenarios by Use of a Distributed Temperature Validated Model. *Environmental Science & Technology* 44, 2072–2078. <https://doi.org/10.1021/es902654f>
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W., 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS.
- Roussel, J.-R., Auty, D., Coops, N., Tompalski, P., Goodbody, T.R.H., Meador, A.S., Bourdon, J.-F., De Boissieu, F., Achim, A., 2020. lidR: An R package for analysis of Airborne Laser Scanning (ALS) data. *Remote Sensing of Environment* 251, 112061. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112061>
- Roux, A.-L., 1982. Le Haut-Rhône français : lieu privilégié d'une recherche interdisciplinaire sur la gestion écologique des ressources en eau. *Géocarrefour* 57, 5–6.
- Roux, C., Alber, A., Bertrand, M., Vaudor, L., Piégay, H., 2015. “FluvialCorridor”: A new ArcGIS toolbox package for multiscale riverscape exploration. *Geomorphology, Geomorphology in the Geocomputing Landscape: GIS, DEMs, Spatial Analysis and statistics* 242, 29–37. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.04.018>
- Roux, C., Alber, A., Bertrand, M., Vaudor, L., Piégay, H., 2014. “FluvialCorridor”: A new ArcGIS toolbox package for multiscale riverscape exploration. *Geomorphology*. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.04.018>
- Salo, J., Kalliola, R., Häkkinen, I., Mäkinen, Y., Niemelä, P., Puhakka, M., Coley, P.D., 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature* 322, 254–258. <https://doi.org/10.1038/322254a0>
- Sankey, T., Hultine, K., Blasini, D., Koepke, D., Bransky, N., Grady, K., Cooper, H., Gehring, C., Allan, G., 2021. UAV thermal image detects genetic trait differences among populations and genotypes of Fremont cottonwood (*Populus fremontii*, Salicaceae). *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 7, 245–258. <https://doi.org/10.1002/rse2.185>
- Sargeant, C.I., Singer, M.B., 2021. Local and non-local controls on seasonal variations in water availability and use by riparian trees along a hydroclimatic gradient. *Environ. Res. Lett.* 16, 084018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1294>
- Sargeant, C.I., Singer, M.B., 2016. Sub-annual variability in historical water source use by Mediterranean riparian trees: Sub-Annual Riparian Tree Water Use. *Ecohydrology* 9, 1328–1345. <https://doi.org/10.1002/eco.1730>
- Scholander, P.F., Bradstreet, E.D., Hemmingsen, E.A., Hammel, H.T., 1965. Sap Pressure in Vascular Plants. *Science* 148, 339–346. <https://doi.org/10.1126/science.148.3668.339>
- Schumm, S.A., Lichty, R.W., 1965. Time, space, and causality in geomorphology. *American Journal of Science* 263, 110–119. <https://doi.org/10.2475/ajs.263.2.110>

- Scorpio, V., Aucelli, P.P.C., Giano, S.I., Pisano, L., Robustelli, G., Roskopf, C.M., Schiattarella, M., 2015. River channel adjustments in Southern Italy over the past 150 years and implications for channel recovery. *Geomorphology* 251, 77–90. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.07.008>
- Scorpio, V., Crema, S., Marra, F., Righini, M., Ciccarese, G., Borga, M., Cavalli, M., Corsini, A., Marchi, L., Surian, N., Comiti, F., 2018. Basin-scale analysis of the geomorphic effectiveness of flash floods: A study in the northern Apennines (Italy). *Science of The Total Environment* 640–641, 337–351. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.252>
- Scott, M.L., Lines, G.C., Auble, G.T., 2000. Channel incision and patterns of cottonwood stress and mortality along the Mojave River, California. *Journal of Arid Environments* 44, 399–414. <https://doi.org/10.1006/jare.1999.0614>
- Seguin, B., Courault, D., Guérif, M., 1994. Surface temperature and evapotranspiration: Application of local scale methods to regional scales using satellite data. *Remote Sensing of Environment* 49, 287–295. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90023-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90023-X)
- Seibt, U., Rajabi, A., Griffiths, H., Berry, J.A., 2008. Carbon isotopes and water use efficiency: sense and sensitivity. *Oecologia* 155, 441–454. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0932-7>
- Seignemartin, G., 2020. Évolution contemporaine des « casiers Girardon » du Rhône : approche géohistorique à partir d'indicateurs morpho-sédimentaires, géochimiques et phytoécologiques.
- Sepulcre-Cantó, G., Zarco-Tejada, P.J., Jiménez-Muñoz, J.C., Sobrino, J.A., Miguel, E. de, Villalobos, F.J., 2006. Detection of water stress in an olive orchard with thermal remote sensing imagery. *Agricultural and Forest Meteorology* 136, 31–44. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.01.008>
- Serrano, L., Peñuelas, J., Ustin, S.L., 2002. Remote sensing of nitrogen and lignin in Mediterranean vegetation from AVIRIS data: Decomposing biochemical from structural signals. *Remote Sensing of Environment* 81, 355–364. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00011-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00011-1)
- Shendryk, I., Broich, M., Tulpure, M.G., McGrath, A., Keith, D., Alexandrov, S.V., 2016. Mapping individual tree health using full-waveform airborne laser scans and imaging spectroscopy: A case study for a floodplain eucalypt forest. *Remote Sensing of Environment* 187, 202–217. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.014>
- Shoot, C., Andersen, H.-E., Moskal, L.M., Babcock, C., Cook, B.D., Morton, D.C., 2021. Classifying Forest Type in the National Forest Inventory Context with Airborne Hyperspectral and Lidar Data. *Remote Sensing* 13, 1863. <https://doi.org/10.3390/rs13101863>
- Simon, A., Collison, A.J.C., 2002. Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms* 27, 527–546. <https://doi.org/10.1002/esp.325>
- Sims, D.A., Gamon, J.A., 2002. Relationships between leaf pigment content and spectral reflectance across a wide range of species, leaf structures and developmental stages. *Remote Sensing of Environment* 81, 337–354. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00010-X](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00010-X)

- Singer, M.B., Stella, J.C., Dufour, S., Piégay, H., Wilson, R.J.S., Johnstone, L., 2013. Contrasting water-uptake and growth responses to drought in co-occurring riparian tree species. *Ecohydrology* 6, 402–412. <https://doi.org/10.1002/eco.1283>
- Singh, P., Pandey, P.C., Petropoulos, G.P., Pavlides, A., Srivastava, P.K., Koutsias, N., Deng, K.A.K., Bao, Y., 2020. 8 - Hyperspectral remote sensing in precision agriculture: present status, challenges, and future trends, in: Pandey, P.C., Srivastava, P.K., Balzter, H., Bhattacharya, B., Petropoulos, G.P. (Eds.), *Hyperspectral Remote Sensing, Earth Observation*. Elsevier, pp. 121–146. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102894-0.00009-7>
- Smith, B., Clifford, N.J., Mant, J., 2014. The changing nature of river restoration. *WIREs Water* 1, 249–261. <https://doi.org/10.1002/wat2.1021>
- Smith, M. w., Vericat, D., 2014. Evaluating Shallow-Water Bathymetry from Through-Water Terrestrial Laser Scanning Under a Range of Hydraulic and Physical Water Quality Conditions. *River Research and Applications* 30, 905–924. <https://doi.org/10.1002/rra.2687>
- Stella, J.C., Battles, J.J., 2010. How do riparian woody seedlings survive seasonal drought? *Oecologia* 164, 579–590. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1657-6>
- Stella, J.C., Rodríguez-González, P.M., Dufour, S., Bendix, J., 2013. Riparian vegetation research in Mediterranean-climate regions: common patterns, ecological processes, and considerations for management. *Hydrobiologia* 719, 291–315. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1304-9>
- Still, C., Powell, R., Aubrecht, D., Kim, Y., Helliker, B., Roberts, D., Richardson, A.D., Goulden, M., 2019. Thermal imaging in plant and ecosystem ecology: applications and challenges. *Ecosphere* 10, e02768. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2768>
- Stout, J.C., Belmont, P., 2014. TerEx Toolbox for semi-automated selection of fluvial terrace and floodplain features from lidar. *Earth Surface Processes and Landforms* 39, 569–580. <https://doi.org/10.1002/esp.3464>
- Strahler, A.N., 1952. Dynamic Basis Of Geomorphology. *GSA Bulletin* 63, 923–938. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1952\)63\[923:DBOG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1952)63[923:DBOG]2.0.CO;2)
- Surian, N., Rinaldi, M., 2003. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology* 50, 307–326. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(02\)00219-2](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00219-2)
- Tabacchi, E., Lambs, L., Guilloy, H., Planty-Tabacchi, A.-M., Muller, E., Décamps, H., 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes* 14, 2959–2976. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B)
- Tabacchi, E., Planty-Tabacchi, A.-M., Salinas, M.J., Décamps, H., 1996. Landscape Structure and Diversity in Riparian Plant Communities: A Longitudinal Comparative Study. *Regulated Rivers: Research & Management* 12, 367–390. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199607\)12:4/5<367::AID-RRR424>3.0.CO;2-X](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199607)12:4/5<367::AID-RRR424>3.0.CO;2-X)

- Taylor, R.J., Massey, C., Fuller, I.C., Marden, M., Archibald, G., Ries, W., 2018. Quantifying sediment connectivity in an actively eroding gully complex, Waipaoa catchment, New Zealand. *Geomorphology, New Zealand's Landscape: A Memorial Tribute to Noel A. Trustrum* 307, 24–37. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.10.007>
- Tonina, D., McKean, J.A., Benjankar, R.M., Wright, C.W., Goode, J.R., Chen, Q., Reeder, W.J., Carmichael, R.A., Edmondson, M.R., 2019. Mapping river bathymetries: Evaluating topobathymetric LiDAR survey. *Earth Surface Processes and Landforms* 44, 507–520. <https://doi.org/10.1002/esp.4513>
- Turner, N.C., 1988. Measurement of plant water status by the pressure chamber technique. *Irrig Sci* 9, 289–308. <https://doi.org/10.1007/BF00296704>
- Underwood, E.C., Mulitsch, M.J., Greenberg, J.A., Whiting, M.L., Ustin, S.L., Kefauver, S.C., 2006. Mapping Invasive Aquatic Vegetation in the Sacramento-San Joaquin Delta using Hyperspectral Imagery. *Environ Monit Assess* 121, 47–64. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9106-4>
- Urbanič, G., Politti, E., Rodríguez-González, P.M., Payne, R., Schook, D., Alves, M.H., Anđelković, A., Bruno, D., Chilikova-Lubomirova, M., Di Lonardo, S., Egozi, R., Garófano-Gómez, V., Gomes Marques, I., González del Tánago, M., Gültekin, Y.S., Gumiero, B., Hellsten, S., Hinkov, G., Jakubínský, J., Janssen, P., Jansson, R., Kelly-Quinn, M., Kiss, T., Lorenz, S., Martinez Romero, R., Mihaljević, Z., Papastergiadou, E., Pavlin Urbanič, M., Penning, E., Riis, T., Šibík, J., Šibíková, M., Zlatanov, T., Dufour, S., 2022. Riparian Zones—From Policy Neglected to Policy Integrated. *Frontiers in Environmental Science* 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.868527>
- van Vliet, M.T.H., Franssen, W.H.P., Yearsley, J.R., Ludwig, F., Haddeland, I., Lettenmaier, D.P., Kabat, P., 2013. Global river discharge and water temperature under climate change. *Global Environmental Change* 23, 450–464. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.11.002>
- Vangi, E., D'Amico, G., Francini, S., Giannetti, F., Lasserre, B., Marchetti, M., Chirici, G., 2021. The New Hyperspectral Satellite PRISMA: Imagery for Forest Types Discrimination. *Sensors* 21, 1182. <https://doi.org/10.3390/s21041182>
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Vautier, F., Corenblit, D., Hortobágyi, B., Fafournoux, L., Steiger, J., 2016. Monitoring and reconstructing past biogeomorphic succession within fluvial corridors using stereophotogrammetry: Stereophotogrammetry. *Earth Surface Processes and Landforms* 41, 1448–1463. <https://doi.org/10.1002/esp.3962>
- Vernay, A., Tian, X., Chi, J., Linder, S., Mäkelä, A., Oren, R., Peichl, M., Stangl, Z.R., Tor-Ngern, P., Marshall, J.D., 2020. Estimating canopy gross primary production by combining phloem stable isotopes with canopy and mesophyll conductances. *Plant, Cell and Environment*. <https://doi.org/10.1111/pce.13835>
- Vogelmann, J.E., Rock, B.N., Moss, D.M., 1993. Red edge spectral measurements from sugar maple leaves. *International Journal of Remote Sensing* 14, 1563–1575. <https://doi.org/10.1080/01431169308953986>

- Voulvoulis, N., Arpon, K.D., Giakoumis, T., 2017. The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Science of The Total Environment* 575, 358–366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.228>
- Wang, D., Xing, S., He, Y., Yu, J., Xu, Q., Li, P., 2022. Evaluation of a New Lightweight UAV-Borne Topo-Bathymetric LiDAR for Shallow Water Bathymetry and Object Detection. *Sensors* 22, 1379. <https://doi.org/10.3390/s22041379>
- Wang, L., Qu, J.J., 2007. NMDI: A normalized multi-band drought index for monitoring soil and vegetation moisture with satellite remote sensing. *Geophysical Research Letters* 34. <https://doi.org/10.1029/2007GL031021>
- Wawrzyniak, V., Allemand, P., Bailly, S., Lejot, J., Piégay, H., 2017. Coupling LiDAR and thermal imagery to model the effects of riparian vegetation shade and groundwater inputs on summer river temperature. *Science of The Total Environment* 592, 616–626. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.019>
- Wawrzyniak, V., Piégay, H., Allemand, P., Vaudor, L., Goma, R., Grandjean, P., 2016. Effects of geomorphology and groundwater level on the spatio-temporal variability of riverine cold water patches assessed using thermal infrared (TIR) remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 175, 337–348. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.050>
- Wawrzyniak, V., Piégay, H., Allemand, P., Vaudor, L., Grandjean, P., 2013. Prediction of water temperature heterogeneity of braided rivers using very high resolution thermal infrared (TIR) images. *International Journal of Remote Sensing* 34, 4812–4831. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.782113>
- Wheaton, J., Bennett, S., Bouwes, N., Maestas, J., Shahverdian, S., 2019. Low-Tech Process-Based Restoration of Riverscapes: Design Manual. Version 1.0. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19590.63049/2>
- Whitledge, G.W., Rabeni, C.F., Annis, G., Sowa, S.P., 2006. Riparian Shading and Groundwater Enhance Growth Potential for Smallmouth Bass in Ozark Streams. *Ecological Applications* 16, 1461–1473. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1461:RSAGEG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1461:RSAGEG]2.0.CO;2)
- Williams, R., 2012. DEMs of difference. *Geomorphological Techniques* 2.
- Wintenberger, C.L., Rodrigues, S., Greulich, S., Bréhéret, J.G., Jugé, P., Tal, M., Dubois, A., Villar, M., 2019. Control of Non-migrating Bar Morphodynamics on Survival of *Populus nigra* Seedlings during Floods. *Wetlands* 39, 275–290. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1121-7>
- Wohl, E., Angermeier, P.L., Bledsoe, B., Kondolf, G.M., MacDonnell, L., Merritt, D.M., Palmer, M.A., Poff, N.L., Tarboton, D., 2005. River restoration. *Water Resources Research* 41. <https://doi.org/10.1029/2005WR003985>
- Wohl, E., Lane, S.N., Wilcox, A.C., 2015. The science and practice of river restoration. *Water Resources Research* 51, 5974–5997. <https://doi.org/10.1002/2014WR016874>
- Wondzell, S.M., Diabat, M., Haggerty, R., 2019. What Matters Most: Are Future Stream Temperatures More Sensitive to Changing Air Temperatures, Discharge, or Riparian Vegetation? *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 55, 116–132. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12707>

Bibliographie

- Woodget, A.S., Carbonneau, P.E., Visser, F., Maddock, I.P., 2015. Quantifying submerged fluvial topography using hyperspatial resolution UAS imagery and structure from motion photogrammetry. *Earth Surface Processes and Landforms* 40, 47–64. <https://doi.org/10.1002/esp.3613>
- Wu, J.-L., Ho, C.-R., Huang, C.-C., Srivastav, A.L., Tzeng, J.-H., Lin, Y.-T., 2014. Hyperspectral Sensing for Turbid Water Quality Monitoring in Freshwater Rivers: Empirical Relationship between Reflectance and Turbidity and Total Solids. *Sensors* 14, 22670–22688. <https://doi.org/10.3390/s141222670>
- Yorke, T.H., Oberg, K.A., 2002. Measuring river velocity and discharge with acoustic Doppler profilers. *Flow Measurement and Instrumentation* 13, 191–195. [https://doi.org/10.1016/S0955-5986\(02\)00051-1](https://doi.org/10.1016/S0955-5986(02)00051-1)
- Yuen, P.W., Richardson, M., 2010. An introduction to hyperspectral imaging and its application for security, surveillance and target acquisition. *The Imaging Science Journal* 58, 241–253. <https://doi.org/10.1179/174313110X12771950995716>
- Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., Tockner, K., 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquat Sci* 77, 161–170. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>
- Zhao, K., Suarez, J.C., Garcia, M., Hu, T., Wang, C., Londo, A., 2018. Utility of multitemporal lidar for forest and carbon monitoring: Tree growth, biomass dynamics, and carbon flux. *Remote Sensing of Environment* 204, 883–897. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.09.007>

Annexes

Appendix A. List of indexes and metrics extracted from the LiDAR and hyperspectral data and their abbreviations.

Appendix A.1. Narrowband Hyperspectral Indexes

- 1-MSI
- 2-NMDI
- 3-WBI
- 4-NDWI
- 5-NDII
- 6-CAI
- 7-LCAI
- 8-PSRI
- 9-PRI
- 10-MCARI
- 11-MRENDVI
- 12-MRESR
- 13-MTVI
- 14-MTVI2
- 15-RENDVI
- 16-TCARI
- 17-TVI
- 18-VREI1
- 19-VREI2
- 20-ARI1
- 21-ARI2
- 22-CRI1
- 23-CRI2
- 24-NDLI
- 25-NDNI

Appendix A.2. Topographic Indexes Derived from LiDAR Data

- 1–Elevation relative to low-flow water level (Detrend)
- 2–Catchment area (CA)
- 3–Catchment slope (CS)
- 4–Modified catchment area (MCA)
- 5–Topographic wetness index (TWI)
- 6–Multiresolution index of ridge top flatness (MRRTF)
- 7–Multiresolution index of valley bottom flatness (MRVBF)
- 8–Direct insolation (DI)
- 9–Diffuse insolation (DI.1)
- 10–Total insolation (TI)
- 11–Duration of insolation (DoI)
- 12–Topographic position index (TPI)

Appendix A.3. Structural Indexes Derived from LiDAR Data

- 1–Maximum height (zmax)
- 2–Mean height (zmean)
- 3–Entropy of height distribution (zentropy)
- 4–Percentage of returns above zmean (pzabovemean)
- 5–5th percentile of height distribution (zq5)
- 6–10th percentile of height distribution (zq10)
- 7–15th percentile of height distribution (zq15)
- 8–20th percentile of height distribution (zq20)
- 9–25th percentile of height distribution (zq25)
- 10–30th percentile of height distribution (zq30)
- 11–35th percentile of height distribution (zq35)
- 12–40th percentile of height distribution (zq40)
- 13–45th percentile of height distribution (zq45)
- 14–50th percentile of height distribution (zq50)
- 15–55th percentile of height distribution (zq55)

-
- 16–60th percentile of height distribution (zq60)
 - 17–65th percentile of height distribution (zq65)
 - 18–70th percentile of height distribution (zq70)
 - 19–75th percentile of height distribution (zq75)
 - 20–80th percentile of height distribution (zq80)
 - 21–85th percentile of height distribution (zq85)
 - 22–90th percentile of height distribution (zq90)
 - 23–95th percentile of height distribution (zq95)
 - 24–Cumulative percentage of returns in the 1st layer (zpcum1)
 - 25–Cumulative percentage of returns in the 2nd layer (zpcum2)
 - 26–Cumulative percentage of returns in the 3rd layer (zpcum3)
 - 27–Cumulative percentage of returns in the 4th layer (zpcum4)
 - 28–Cumulative percentage of returns in the 5th layer (zpcum5)
 - 29–Cumulative percentage of returns in the 6th layer (zpcum6)
 - 30–Cumulative percentage of returns in the 7h layer (zpcum7)
 - 31–Cumulative percentage of returns in the 8th layer (zpcum8)
 - 32–Cumulative percentage of returns in the 9th layer (zpcum9)
 - 33–Total intensity (itot)
 - 34–Max intensity (imax)
 - 35–Mean intensity (imean)
 - 36–Percentage of intensity returned by points classified as ground (ipground)
 - 37–Percentage of intensity returned below the 10th percentile (ipcumzq10)
 - 38–Percentage of intensity returned below the 30th percentile ipcumzq30
 - 39–Percentage of intensity returned below the 50th percentile ipcumzq50
 - 40–Percentage of intensity returned below the 70th percentile ipcumzq70
 - 41–Percentage of intensity returned below the 90th percentile ipcumzq90
 - 42–Percentage of intensity returned by 1st returns (p1th)
 - 43–Percentage of intensity returned by 2nd returns (p2th)
 - 44–Percentage of intensity returned by 3rd returns (p3th)
 - 45–Percentage of intensity returned by 4th returns (p4th)
 - 46–Percentage of intensity returned by 5th returns (p5th)

47–Percentage of returns classified as ground per square meter (pground)

48–Points per square meter (n)

Liste des figures

Figure 1: Représentation conceptuelle de l'hydrosystème fluvial telle que tirée de Piégay et Schumm (2003).....	22
Figure 2: Changements d'échelle et habitats associés au sein d'un système fluvial. Figure tirée de Frissell et al. (1986).....	24
Figure 3: Connectivity Status Index (CSI) pour les rivières à l'échelle mondiale. Carte produite par Grill et al. (2019).....	28
Figure 4: Bandes spectrales acquises par un capteur hyperspectral embarqué sur un satellite (PRISMA) et par un capteur multispectral lui aussi embarqué sur un satellite (Sentinel-2). Le capteur hyperspectral acquiert un grand nombre de bandes très fines et contiguës. Figure tirée de (Niroumand-Jadidi et al., 2020).....	34
Figure 5: Nuage de points LiDAR sur le corridor fluvial de l'Ain. Le nuage de points met en avant la structure de la forêt riveraine autour du chenal principal, ainsi que la présence d'un pont.....	35
Figure 6: Composition colorée sur un secteur de l'Ain par satellite (jaune), avion (vert), et drone (rose). Chaque cadre coloré correspond à l'emprise spatiale de l'image suivante dans le changement d'échelle.....	37
Figure 7: La basse vallée de l'Ain : bande actives et localités.....	61
Figure 8: Sectorisation géomorphologique de la basse vallée de l'Ain (issue de Rollet et al., 2014).	64
Figure 9: Profil transversal de la basse vallée de l'Ain dessiné par Pautou et Girel (1986).....	66
Figure 10: Panneau de sensibilisation décrivant l'opération de recharge sédimentaire conduite par le SR3A en 2022 et 2023.....	68
Figure 11: Caméra hyperspectrale montée sur le drone. La nacelle ajuste automatiquement la position de la caméra pendant le vol et maintient sa stabilité.....	72
Figure 12: Défaillance du GPS : Image hyperspectrale produite (a) et données de latitude et longitude enregistrées lors de la campagne (b).....	73
Figure 13: Données obtenues après post-traitement des enregistrements GPS. Le vol est le même que celui présenté en Figure 12.....	74

Figure 14: Schéma illustrant le problème d'orthorectification des images acquises par la caméra hyperspectrale. Les valeurs de fauchée sont arbitraires et sont uniquement illustratives.....77

Figure 15: Localisation des placettes forestières de EVS et de l'ONF sur la basse vallée de l'Ain entre Pont d'Ain et Chazey-sur-Ain.....89

Figure 16: Grandes lignes thématiques des développements méthodologiques et des paramètres explorés effectués pour répondre aux enjeux de chacun des chapitres de la thèse.....93

Figure 17: Location of the study reaches on the lower Ain River.....110

Figure 18: Flowchart summarizing the workflow used in this paper.....115

Figure 19: Square root of the optical bathymetric model for each spectral band (a, b) and band ratios (c, d) tested in the case of the base flow model calibrated for the UAV flight.....118

Figure 20: Square root of the optical bathymetric model for each spectral band (a, b) and band ratios (c, d) tested in the case of the base flow model calibrated for the airplane flight.....119

Figure 21: Square root of the optical bathymetric model for each spectral band (a, b) and band ratios (c, d) tested in the case of the mean flow model calibrated for the airplane flight.....120

Figure 22: Error distribution of the $\ln(X)$ bathymetric model depending on the true depth (m).....122

Figure 23: Base flow bathymetric map for the UAV flight (left, acquired at base flow) and the airplane flight (right, acquired at mean flow). The spatial resolution of the map for the UAV flight is at 10 cm per pixel while the spatial resolution of the airplane map is at 1 per pixel.....123

Figure 24: Error distribution of the X/Y bathymetric model depending on the true depth (m).....125

Figure 25: Cluster of errors related to pool geometry in the 2D model and higher depths (example with the X/Y mean flow model).....127

Figure 26: Cluster of errors for the two X/Y bathymetric models showing (A) errors related to surface turbulence and pool areas, (B) errors related to shadowing, and (C) errors in only the base flow model due to biofilm.....128

Figure 27: Map of absolute errors between the mean flow model and two thirds of the DGPS depths (201 points shown out of 320 in total).....131

Figure 28: Absolute error (m) and relative error (%) of the mean flow model based on the range of depths to be retrieved according to the DGPS ground truth (238 observations for the downstream reach and 82 observations for the upstream reach).....132

Figure 29: Exemple d'image RGB sur laquelle la surface de l'eau est fortement réfléchissante en aval du seuil de Mollon. Le Nord est au droit de l'image, donc le sens de l'écoulement va de la droite de l'image à sa gauche telle que présentée ici.....	139
Figure 30: Tronçons étudiés pour la campagne hyperspectrale par ULM (2022) et mosaïque correspondant à la ligne de vol ($R = 750 \text{ nm}$, $V = 584 \text{ nm}$, $B = 491 \text{ nm}$).....	141
Figure 31: Mise en évidence d'une érosion régressive du seuil de Mollon entre 2021 et 2015. Débit de référence à $127 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	145
Figure 32: Cartes bathymétriques en condition de basses eaux pour la campagne photogrammétrique (2021) et la campagne hyperspectrale EUFAR (2015) qui met en évidence l'évolution de la bande active entre les deux acquisitions.....	147
Figure 33: Embâcle et bois mort au sein du chenal visualisés sur l'orthomosaique et les modèles bathymétriques (optique et SfM).....	148
Figure 34: Impact du développement algal et du changement associé des propriétés de réflectance du fond sur les modèles bathymétriques SfM et optique. On note notamment que la zone, peu profonde à l'origine, est restituée comme étant profonde sur le modèle optique.....	149
Figure 35: Erreurs relatives du modèle bathymétrique 1065 nm / 704 nm par gamme de profondeurs (20k observations).....	151
Figure 36: Bathymétrie restituée sur le Tronçon 1 en 2015 et en 2022 et changements morphologiques associés. Outre des erreurs associées à l'ombrage de la végétation, on constate une tendance à l'incision du chenal. Les processus sédimentaires semblent associés au banc à l'amont de l'axe autoroutier.....	152
Figure 37: Bathymétrie restituée sur le Tronçon 2 en 2015 et en 2022 et changements morphologiques associés. On constate principalement une incision du chenal concentrant les écoulements le long du banc de galets présent dans la continuité entre le secteur amont et le secteur aval du tronçon. Une partie de la charge grossière semble s'être déposée juste en aval, et un petit seuil a disparu.....	153
Figure 38: Bathymétrie restituée sur le Tronçon 3 en 2015 et en 2022 et changements morphologiques associés. Les changements morphologiques constatés semblent être liés à l'érosion de la berge en rive gauche, qui a conduit à un élargissement du chenal.....	154
Figure 39: Map of the study site: the lower Ain River, France.....	168

Figure 40: Trajectories of the riparian forest based on surveys conducted by the French National Forestry Office. They distinguish an initial colonization and growing phase (by *Salix* sp. and *Populus nigra*) from later successional stages that are more mature, where the tree width of *Populus nigra* increases and post-pioneer species start appearing in the understory or overtake as the predominant species.....169

Figure 41: Location of the vegetation plots along the study site.....173

Figure 42: Overall methodology applied in this paper.....177

Figure 43: Elevation of reach types, relative to low-flow water level and according to age for EVS plots (a) and ONF plots (b), and overbank sedimentation of reach types between 2008 and 2015 according to the age of EVS plots (c) and ONF plots (d).....182

Figure 44: Soil depth measured by hand auger (a) and available water capacity (b) for ONF forest plots of a given age in all three geomorphic reaches.....184

Figure 45: Percentage of pioneer species in vegetation plots according to plot age in the EVS survey (a) and the area of poplar trees in proportion to post-pioneer ash trees according to plot age in the ONF survey (b).....186

Figure 46: Ranges of relative elevation at which certain species were present in the forest plots of the ONF survey, considering only forest plots older than 50 years.....188

Figure 47: LiDAR cross-section showing the developmental stages of the pioneer poplar forest of the Ain River on the Chatillon site.....189

Figure 48: Relationships between structure (maxima and standard deviation of height) and age for the EVS plots on the age gradient (a,c), and for the ONF plots (b,d).....190

Figure 49: Greenness (a) and Leaf Water Content (b) indexes, according to the age of forest plots and their geomorphic reach.....193

Figure 50: The fifteen variables with the strongest contributions to each of the random forest models when combining both LiDAR and hyperspectral data, ordered by mean decrease in gini.. 196

Figure 51: Spatial trends of riparian forest connectivity across the lower Ain River, according to the four random forest classifiers and their respective targets. (For coordinate references, see Figure 41 or Figure 52).....199

Figure 52: Comparison of forest-type prediction between the map resulting from both LiDAR and hyperspectral data and the map resulting from only hyperspectral data.....201

Figure 53: Création d'un jeu de données destiné à étudier la croissance de la végétation pionnière s'appuyant sur le couplage d'une série temporelle LiDAR et d'une séquence d'orthophotographie.	211
Figure 54: Surface colonisée entre 2005 et 2018 dans la basse vallée de l'Ain, et photographies illustratives de la colonisation d'un secteur de la rivière d'Ain (Tomáš Gramblička, 2022).....	213
Figure 55: Evolution de la hauteur des communautés pionnières en fonction de leur âge et selon leur élévation au niveau d'étiage pour les trois campagnes LiDAR. L'âge donné est l'âge maximal des peuplements tel que détecté par imagerie proche-infrarouge, leur âge réel se situant entre celui-ci et l'âge maximal des peuplements plus jeunes.....	215
Figure 56: Evolution de la hauteur moyenne et maximale de chaque maille entre deux campagnes. Les peuplements les plus éloignés du chenal principal latéralement sont exclus, car non couverts par la campagne de 2018.....	217
Figure 57: Coupes en travers d'un îlot de la basse vallée de l'Ain pour chacune des campagnes LiDAR.....	219
Figure 58: Végétation annuelle colonisant les surfaces de galets libérées par le recoupement du méandre de Mollon, avec en arrière-plan la forêt riveraine mature qui bordait le cours du chenal (Cliché personnel, été 2022).....	222
Figure 59: Site d'étude et individus recensés pour chaque espèce présente sur le site.....	227
Figure 60: Spectre de réflectance de trois individus d'espèce différentes : <i>Populus nigra</i> (gris), <i>Salix</i> sp. (bleu foncé), et <i>Fallopia japonica</i> (rouge foncé). La moyenne pour l'ensemble des pixels de la couronne foliaire est représentée.....	229
Figure 61: Spectre de réflectance de saules pionniers en bonne santé (vert) ou relevés comme stressés sur le terrain (brun). Le maxima parmi les pixels de la couronne foliaire est représenté..	230
Figure 62: Spectre de réflectance de peupliers pionniers en bonne santé (vert) ou relevés comme stressés sur le terrain (brun). Le maxima parmi les pixels de la couronne est représenté.....	231
Figure 63: Spectre de réflectance d'un saule en bonne santé (vert) et d'un saule stressé (brun). En pointillés, l'écart-type à la moyenne est représenté.....	232
Figure 64: Annotations de la variabilité spectrale mise en évidence par une MNF (droite) des images hyperspectrales acquises sur la scène, et mise en vis-à-vis avec l'orthomosaique RGB (gauche). Pour la MNF, le canal bleu correspond à la première bande, le canal vert correspond à la troisième bande, et le canal rouge correspond à la cinquième bande.....	233

Figure 65: Composition colorée d'une Minimum Noise Fraction sur le site d'étude (R = Bande 5, G = Bande 3, B = Bande 1). Les cartouches zoomant sur différents secteurs montrent l'orthomosaïque visible produite et illustrent un secteur de la forêt riveraine ayant subi un fort jaunissement (jaune), des renouées du Japon en état de stress (bleu) et les plantes annuelles colonisant les bancs de galets (vert).....	234
Figure 66: Location of the lower Ain River (green) and the reaches affected by channel incision (red) or sediment starvation (yellow). The coordinate system is EPSG 2154.....	244
Figure 67: Flow chart with the different steps of the study protocol.....	249
Figure 68: Thermal infrared imagery near the EVS plots (circles). Elements in brackets show the year of the survey and mean air temperature at the time of the survey. Plots in the incised reach have a name in red while plots in the stable reach have a name in blue.....	252
Figure 69: Canopy temperature of incised and stable elevation forest plots for the 2010 (Red), 2011 (Green) and 2014 (Blue) TIR campaigns.....	253
Figure 70: Canopy temperature along the vertical connectivity gradient of the ONF plots for all campaigns.....	254
Figure 71: Temperature (a), Precipitations (b), and Discharge (c) for the two weeks before each acquisition.....	256
Figure 72: Sensitivity of the riparian forest of the lower Ain River basin to drought events (higher temperature means plots are more sensitive).....	258
Figure 73: Sites sélectionnés pour le projet DéPréSHyF : (1) Brégnier-Cordon, (2) Basse vallée de l'Ain, (3) Péage-de-Roussillon et (4) Donzère-Mondragon. Sur les sites de Brégnier-Cordon et de la basse vallée de l'Ain, les lieux où les peupliers ont été échantillonnés sont indiqués avec W+ (présupposé connecté) ou W- (présupposé déconnecté).....	266
Figure 74: Evolution au cours de la saison du potentiel hydrique (MPa) des peupliers échantillonnés en fonction du milieu auxquels ils appartiennent : présupposé humide (W+ pour l'Ain et W+1 et W+2 pour le Rhône) et présupposé sec (W- pour l'Ain et W-1 et W-2 pour le Rhône). Les carrés superposés aux boîtes à moustache sont indicateurs de la moyenne.....	270
Figure 75: Localisation et potentiel hydrique moyen (bar) de chacun des arbres suivis de la basse vallée de l'Ain.....	272
Figure 76: Localisation et potentiel hydrique moyen (bar) de chacun des arbres suivis sur le Rhône.	273

Liste des tableaux

Tableau 1: Exemples de sources de données d'observation de la Terre par satellite.....	36
Tableau 2: Techniques de restitution de la bathymétrie en milieu fluvial ainsi que les profondeurs d'eau et limites qui leur sont associées.....	40
Tableau 3: Restitution de la bathymétrie par imagerie hyperspectrale en contexte fluvial.....	43
Tableau 4: Pics d'absorption des principaux pigments de la végétation dans le visible, d'après (Kumar et al., 2001).....	45
Tableau 5: Quelques exemples d'indices utilisés en télédétection pour étudier la végétation.....	47
Tableau 6: Quelques références s'intéressant aux dynamiques spatiales et/ou temporelles de la forêt riveraine en lien avec l'hydrosystème.....	48
Tableau 7: Détection et/ou classification d'espèces par télédétection en contexte fluvial.....	50
Tableau 8: Quelques références bibliographiques évaluant l'état de santé des forêts riveraines à travers des indicateurs obtenus par télédétection.....	53
Tableau 9: Les barrages implantés sur la rivière d'Ain, du barrage le plus amont au plus aval.....	60
Tableau 10: Résolution spatiale, largeur de la fauchée et distance inter-ligne pour obtenir un taux de recouvrement de 20% pour différents scénarii de distance objet-capteur.....	76
Tableau 11: Campagnes acquises avec la caméra hyperspectrale pour corriger et valider la chaîne de traitement. La campagne en italique a été acquise lors du travail de thèse.....	78
Tableau 12: Ajustements des paramètres de roll, pitch, et yaw pour plusieurs images acquises durant un survol ULM.....	80
Tableau 13: Images visibles et proche-infrarouge exploitées durant le travail de thèse. Les données en italiques ont été acquises durant la thèse.....	82
Tableau 14: Données hyperspectrales utilisées dans le travail de thèse. Les données en italiques ont été acquises durant la thèse.....	83
Tableau 15: Données infrarouge thermique utilisées dans le travail de thèse. Les données en italiques ont été acquises durant la thèse.....	85
Tableau 16: Caractéristiques des données LiDAR acquises sur la basse vallée – densité obtenue sur un même secteur de 300 x 300 mètres comprenant de la forêt riveraine à divers stades de maturité, le chenal en eau, ainsi que du bâti.....	86

Liste des tableaux

Tableau 17: Relevés sur la végétation exploités pour le travail de thèse. La campagne en italiques a été effectuée au cours de la thèse.....	88
Tableau 18: Date des relevés de feuilles et de phloème effectués dans le cadre du projet DéPréSHyF. La campagne du 5 mai a été effectuée sur l’Ain tandis que celle du 13 mai a été effectuée sur le Rhône. Pour les autres dates, seule une journée sépare les prélèvements sur les deux sites.....	90
Table 19: References about retrieving bathymetry in river systems by using hyperspectral data....	102
Table 20: Remote sensing datasets in this study.....	112
Table 21: Errors associated with different bathymetric models for the Mollon Site where X is the spectral band for which r^2 is the highest and X/Y is the band ratio for which r^2 is the highest, out of all possible band combinations and is therefore a different spectral band for each campaign – discharge combination.....	121
Table 22: Errors when expanding site-based models to the 20km reach.....	124
Table 23: Error distribution between flight lines.....	129
Tableau 24: Modèle optique avec le meilleur r^2 pour la campagne hyperspectrale de novembre 2021 et erreurs associées.....	144
Tableau 25: Modèles bathymétriques développés à partir de l’orthomosaïque visible et erreurs associées en considérant l’ensemble des points de validation (malgré les changements morphogènes) ou uniquement ceux localisés en secteur stable.....	146
Tableau 26: Modèles bathymétriques de type X/Y et $\log(X/Y)$ pour la campagne par ULM et erreurs associées.....	151
Table 27: Example remote sensing publications involving riparian forest with poplars and/or willows and the main focus of the studies.....	163
Table 28: Remote sensing datasets used in this study.....	170
Table 29: Measurements and observations recorded in the two forestry surveys.....	174
Table 30: Classification targets.....	180
Table 31: Example species distributions from the vegetation survey conducted by the EVS laboratory along the vertical gradient (70 y.o.) for plots in both the shifting reach and incised reach.	187

Table 32: The five hyperspectral indexes showing the strongest correlation with canopy height for plots older than 50 years, and their correlation coefficients with forest plots younger than 50 years, forest plots older than 50 years, and all forest plots located in the well-connected shifting reach..	191
Table 33: Class error for each of the four random forest classifiers, according to the data used in the classifier–LiDAR and/or hyperspectral (HS). For each class, 50 plots were used to train the classifier.....	194
Table 34: Class error for each of the four random forest classifiers (HS + LiDAR) once the random forest classifier was used to predict classes for each of the forest plots, instead of only the training data. The total number of plots was lower for the Forest Type classification target, due to the definition of each class (>75% black poplar or European ash trees in the plot), not including all forest plots.....	195
Table 35: Forest type of each vegetation plot according to the ONF survey and the number of plots of each type classified in each class of the four random forest classifications.....	197
Tableau 36: Caractéristiques des données LiDAR utilisées. La densité a été calculée sur un même secteur de 300 x 300 mètres abritant une forêt riveraine mature, de la forêt riveraine plus jeune, le chenal en eau, ainsi que du bâti.....	209
Tableau 37: Âge de la forêt riveraine en fonction de la période de colonisation (images infrarouges couleur), de la date du LiDAR, et du nombre de cycles végétatifs correspondants.....	210
Table 38: Examples of recent thermal infrared studies focusing on riparian vegetation.....	241
Table 39: Thermal infrared imagery campaigns (Wawrzyniak et al., 2016).....	246
Tableau 40: Prélèvements effectués lors des différentes sorties terrain de la campagne DéPréSHyF. La campagne du 5 mai a été effectuée sur l’Ain tandis que celle du 13 mai a été effectuée sur le Rhône. Pour les autres dates, seule une journée sépare les prélèvements sur les deux sites.....	268
Tableau 41: Campagnes de télédétection effectuées dans le cadre du projet DéPréSHyF.....	269
Tableau 42: Synthèse des avantages et inconvénients des techniques de télédétection permettant de restituer la topographie du chenal,.....	303
Tableau 43: Synthèse des avantages et inconvénients des techniques de télédétection exploitées pour évaluer l’état sanitaire de la forêt riveraine et y diagnostiquer un stress hydrique potentiel.....	306
Tableau 44: Fenêtre d'acquisition préconisée pour différents objets d'études et types de données..	311

Table des matières

Remerciements.....	3
Sommaire.....	9
Résumé.....	11
Abstract.....	13
Introduction générale.....	15
Chapitre 1 – Cadre scientifique et opératoire.....	19
Cadre Scientifique.....	21
1 – Les systèmes fluviaux au XXI ^{ème} siècle : des milieux en évolution sous pressions anthropiques.....	21
1.1 – Des milieux interconnectés aux fonctions écosystémiques multiples.....	21
1.1.1 – Le socio-hydrosystème fluvial : une mosaïque d'écosystèmes aux interactions bilatérales.....	21
1.1.2 – Le chenal en eau : le milieu physique qui héberge la vie aquatique au sein de l'hydrosystème fluvial.....	23
1.1.3 – La forêt riveraine.....	25
1.2 – Des pressions anthropiques historiques qui s'intensifient et fragilisent les systèmes fluviaux.....	27
1.2.1 – Une profonde perturbation des dynamiques sédimentaires et hydrologiques des hydrosystèmes.....	27
1.2.2 – Des systèmes fluviaux fragilisés.....	29
1.3 – Vers les actions de préservation, de restauration et l'évolution des pratiques de gouvernance.....	30
2 – La télédétection fluviale : des outils émergents pour caractériser et suivre les évolutions des milieux fluviaux.....	32
2.1 – Concepts clefs de la télédétection fluviale.....	32

2.1.1 – Télédétection et observation de la terre.....	32
2.1.2 – Vers l’augmentation des résolutions spatiales et spectrales et la diversification des vecteurs d’acquisition.....	35
2.1.3 – L’émergence de la télédétection fluviale.....	37
2.2 – Caractérisation et suivi du chenal en eau.....	39
2.2.1 – Évolution planimétrique du chenal.....	39
2.2.2 – Évolution altimétrique du chenal : restituer la bathymétrie.....	39
2.2.3 – Restitution de la bathymétrie par imagerie hyperspectrale.....	42
2.2.4 – Propriétés physiques et chimiques du chenal.....	44
2.3 – Caractérisation et suivi de la forêt riveraine.....	45
2.3.1 – Spectre de réflectance de la végétation et propriétés biochimiques des plantes..	45
2.3.2 – Interactions réciproques des ripisylves et de l’hydrosystème, et évolution spatio-temporelle de la forêt riveraine.....	47
2.3.3 – Cartographie d’espèces.....	50
2.3.4 – État sanitaire et stress au sein des peuplements forestiers riverains.....	53
3 – Problématisation.....	55
Cadre Géographique.....	59
1 – La Basse Vallée de l’Ain.....	59
2 – Evolution du chenal sous contraintes anthropiques.....	63
3 – Forêt Riveraine de la basse vallée de l’Ain.....	65
4 – Travaux de restauration et enjeux de gestion.....	67
Données et méthode.....	71
1 – Mise en fonction d’une caméra hyperspectrale.....	71
1.1 – Description du capteur.....	71
1.2 – Verrous initiaux.....	73
1.2.1 – Sur l’acquisition de données.....	73
1.2.2 – Sur les surfaces couvertes.....	75
1.2.3 – Sur le traitement des données.....	76
1.3 – Acquisitions et développements méthodologiques pour lever les verrous.....	77

1.3.1 – Acquisitions initiales par drone.....	77
1.3.2 – Tentative d’acquisitions par ULM plutôt que par drone.....	78
1.4 – Limites et incertitudes actuelles.....	79
1.4.1 – Contraintes liées aux conditions d’acquisition.....	79
1.4.2 – Contraintes restantes sur la chaîne de traitement.....	79
2 – Données acquises et disponibles sur le site d’étude.....	81
2.1 – Données de télédétection.....	81
2.1.1 – Imagerie visible et proche-infrarouge.....	81
2.1.2 – Imagerie hyperspectrale.....	82
2.1.3 – Imagerie infrarouge thermique.....	85
2.1.4 – Données LiDAR.....	86
2.2 – Validation terrain.....	88
2.2.1 – Relevés de végétation et inventaires forestiers.....	88
2.2.2 – Campagne de suivi du stress hydrique.....	90
2.2.3 – Données bathymétriques.....	91
2.3 – Autres données.....	91
2.3.1 – Modèle bathymétrique 2D.....	91
2.3.2 – Archives météorologiques et hydrologiques.....	92
3 – Méthodologie générale de la thèse.....	92
 Chapitre 2 – Restitution de la bathymétrie des cours d’eau.....	 97
 How flow conditions affect water channel bathymetry predictions from hyperspectral data on long river corridors.....	 99
Abstract.....	99
Key words.....	99
1 – Introduction.....	100
2 – Study Site.....	109
3 – Materials.....	111
3.1 – Hyperspectral airborne acquisitions of the whole reach at 127 m ³ /s.....	111
3.2 – Hyperspectral UAV acquisitions of the Mollon reach at 27 m ³ /s.....	112

3.3 – LiDAR survey combined with a 2D model to predict bathymetry according to observed discharges.....	113
3.4 – Field data to help validate the models.....	114
4 – Methods.....	115
5 – Results.....	117
5.1 – Testing on the Mollon Reach: mapping base flow bathymetry using both the UAV and hyperspectral images.....	117
5.2 – Extrapolating a model to the whole reach.....	124
6 – Discussion.....	132
7 – Conclusion.....	135
Reproductibilité des campagnes hyperspectrales et suivi de la bathymétrie des rivières.....	137
1 – Contextualisation.....	137
2 – Données et Méthodes.....	138
2.1 – Campagne hyperspectrale de novembre 2021.....	138
2.2 – Campagne photogrammétrique d’octobre 2021.....	138
2.3 – Campagne hyperspectrale de juillet 2022.....	139
2.4 – Données de calibration et de validation des modèles bathymétriques.....	142
2.5 – Méthodologie.....	142
3 – Premiers résultats.....	143
3.1 – Détection de changements morphologiques par capteur hyperspectral embarqué sur drone.....	143
3.2 – Détection de changements morphologiques par capteur visible embarqué sur drone.....	145
3.3 – Premiers résultats associés au vol par ULM.....	149
4 – Discussion – Conclusion.....	155
4.1 – Futurs développements.....	155
4.2 – Discussion des résultats.....	155

Chapitre 3 – Caractérisation et suivi de l’état sanitaire des forêts riveraines.....	159
Combining Hyperspectral, LiDAR, and Forestry Data to Characterize Riparian Forests along Age and Hydrological Gradients.....	161
Abstract.....	161
Keywords.....	162
I – Introduction.....	162
2 – Study Site.....	167
3 – Materials.....	170
3.1 – Remote Sensing Information.....	170
3.1.1 – Hyperspectral Imagery.....	171
3.1.2 – LiDAR Data.....	171
3.1.3 – Series of Aerial Photos since the 1940s.....	171
3.2 – Field Calibration Data.....	172
3.2.1 – Vegetation Survey during the Airborne Campaign in 2015.....	172
3.2.2 – The Extensive Vegetation Surveys Performed in 2008 and 2017 by ONF.....	175
4 – Methods.....	176
4.1 – Data Processing: Extracting Forest Indicators from Hyperspectral and LiDAR Data.	178
4.2 – Data Analysis: Studying the Riparian Forest by Assessing the Impact of Channel Incision and Vertical (Dis)connection to the River System.....	179
4.3 – Random Forest Classifications of Forest Connectivity and Resulting Maps.....	179
5 – Results.....	181
5.1 – Exploring Forest Characteristics and Their Evolution along the Age Gradient at Varying Degrees of Hydrological Connectivity.....	181
5.1.1 – Characterization of Hydrological and Sedimentological Changes.....	181
5.1.2 – Associated Changes in Species Composition According to Field Surveys.....	185
5.1.3 – Associated Changes in Forest Structure and Reflectance.....	189
5.2 – Can We Predict and Map the Shift in Forest Composition, Structure, and Reflectance That Results from Vertical (Dis)connection of the Riparian Forest Due to Channel Incision?.....	193

5.2.1 – Random Forest Classifications.....	193
5.2.2 – Mapping Indicators of Riparian Forest Connectivity across the Lower Ain River.	198
6 – Discussion.....	201
7 – Conclusion.....	204
Intérêt des séries temporelles LiDAR pour le suivi des forêts riveraines pionnières.....	207
1 – Contextualisation.....	207
2 – Données et Méthodes.....	208
2.1 – Jeux de données et prétraitements.....	208
2.2 – Croissance de la forêt pionnière.....	210
3 – Premiers résultats.....	212
3.1 – Apport de l’imagerie proche-infrarouge à l’analyse des dynamiques de colonisation de la végétation pionnière à l’échelle de la basse vallée.....	212
3.2 – Croissance des communautés pionnières entre Pont d’Ain et Chazey-sur-Ain.....	214
3.3 – Mise en évidence de l’arasement de la forêt riveraine suite à des crues historiques.	218
4 – Discussion – Conclusion.....	219
4.1 – Futurs développements.....	219
4.2 – Intérêt de l’approche spatio-temporelle par LiDAR.....	220
4.3 – Limites de l’approche spatio-temporelle par LiDAR.....	222
4.4 – Recommandations pour le suivi.....	223
Imagerie hyperspectrale pour la caractérisation des espèces typiques des forêts alluviales.....	225
1 – Contextualisation.....	225
2 – Données et Méthode.....	226
2.1 – Données de télédétection.....	226
2.2 – Relevés de végétation.....	227
2.3 – Méthodes.....	228
3 – Premiers résultats.....	228
3.1 – Variabilité spectrale entre espèces différentes.....	228

3.2 – Stress et variabilité spectrale entre individus d’un même genre.....	229
3.3 – Variabilité du spectre entre les pixels de la couronne d’un même individu.....	231
3.4 – Variabilité spectrale au sein de la scène.....	232
4 – Discussion – Conclusion.....	235
4.1 – Premiers apports.....	235
4.2 – Futurs développements.....	235
Chapitre 4 – Apport de l’imagerie infrarouge thermique pour le suivi du stress hydrique.....	237
Aerial thermal infrared images can help monitor water stress in riparian forest.....	239
1 – Introduction.....	239
2 – Study Site.....	243
3 – Material and Method.....	245
3.1 – Remote Sensing Data.....	245
3.1.1 – Thermal Images.....	245
3.1.2 – Series of aerial color images.....	246
3.1.3 – LiDAR data.....	246
3.2 – Forestry data.....	247
3.2.1 – Forest plots sampled on a vertical connectivity gradient (EVS).....	247
3.2.2 – Extensive forest plots sampling (ONF).....	247
3.3 – Meteorological and hydrological information.....	248
3.4 – Method.....	248
4 – Results.....	250
4.1 – Thermal signature of EVS riparian forest plots along the vertical connectivity gradient.....	250
4.2 – Thermal signature of ONF riparian forest plots on the vertical connectivity gradient.....	254
4.3 – Inter-annual variability and the role of meteorological and hydrological conditions.....	255
4.4 – Mapping forest sensitivity to drought.....	257
5 – Discussion.....	260

Détection précoce du stress hydrique des forêts alluviales.....	263
1 – Contextualisation.....	263
2 – Méthodologie.....	265
2.1 – Sélection des sites et des individus.....	265
2.2 – Mesures écophysiologicals.....	267
2.3 – Campagne d’imagerie thermique.....	268
3 – Premiers résultats.....	269
4 – Discussion – Conclusion.....	274
4.1 – Futurs travaux.....	274
4.2 – Premiers apports.....	275
 Chapitre 5 – Discussion - Conclusion.....	 277
 Synthèse des acquis et des innovations.....	 279
1 – Rappel des objectifs scientifiques.....	279
2 – Apports au domaine de la télédétection fluviale.....	280
2.1 – Caractérisation et suivi de la topographie immergée.....	280
2.2 – Sur la caractérisation et le suivi des forêts riveraines.....	282
2.3 – Vers de nouvelles recherches.....	284
3 – Apports à la connaissance de la basse vallée de l’Ain.....	286
3.1 – Dynamique du chenal avant les travaux de restauration.....	286
3.2 – Impact de l’incision du chenal sur la santé de la forêt riveraine.....	287
3.3 – Regard sur l’impact potentiel des futures pressions climatiques.....	289
 Intérêts et limites des approches multi-temporelles pour le diagnostic et le suivi des milieux fluviaux.....	 291
1 – Rappel des enjeux de suivi.....	291
2 – Intérêt du multi-temporel pour le diagnostic et le suivi.....	291
2.1 – Limites des campagnes de type « one-shot » dans un cadre de diagnostic.....	291
2.2 – Intérêt des acquisitions multi-temporelles pour le diagnostic des milieux.....	293
2.3 – Intérêt des approches pluriannuelles pour le suivi des milieux.....	294

3 – Limites des approches développées pour le suivi des milieux fluviaux.....	296
3.1 – Restitution de la bathymétrie par profondeurs relatives et changements morphologiques du chenal.....	296
3.2 – Suivi de la croissance et du stress hydrique des forêts riveraines.....	297
Préconisations et recommandations pour le monde opérationnel.....	299
1 – Rappel des objectifs de préconisations opérationnelles.....	299
2 – Recommandations pour la gestion de la basse vallée de l’Ain.....	299
2.1 – Recharge sédimentaire.....	299
2.2 – Stress hydrique et forêt alluviale.....	300
3 – Intérêt des nouveaux capteurs pour la caractérisation et le suivi des milieux.....	302
3.1 – Choix d’un capteur pour restituer et suivre la topographie du lit mineur.....	302
3.2 – Choix d’un capteur pour caractériser les forêts riveraines et leur stress hydrique....	305
3.3 – Intérêt du couplage de capteurs.....	310
3.4 – Choix des fenêtres d’acquisitions en fonction des capteurs et des objectifs.....	311
4 – Limites dans le transfert opérationnel des outils employés durant la thèse.....	314
4.1 – Contraintes associées à l’acquisition de nouveaux capteurs et aux vecteurs sur lesquels ils sont embarqués.....	314
4.2 – Stockage et traitement des nouvelles données de télédétection.....	315
4.3 – La dimension humaine.....	317
Bibliographie.....	319
Annexes.....	347
Liste des figures.....	351
Liste des tableaux.....	357
Table des matières.....	361

