

FÉDÉRATION WALLONIE BRUXELLES
UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBLoux AGRO-BIO TECH

CARACTÉRISATION MULTI-ÉCHELLE DES BANDES RIVERAINES DES COURS D'EAU WALLONS PAR TÉLÉDÉTECTION ACTIVE ET PASSIVE

Adrien MICHEZ

Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade de docteur en sciences
agronomiques et ingénierie biologique

Promoteurs : Pr. Hugues CLAESSENS

Dr. Hervé Piégay

Année civile : 2016

Michez Adrien (2016) Caractérisation multi-échelle des bandes riveraines des cours d'eau wallons par télédétection active et passive. Thèse de doctorat. Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech. 159 p.

Résumé

Les bandes riveraines des cours d'eau constituent des milieux d'une richesse exceptionnelle aux multiples facettes, comportant les habitats parmi les plus variés, dynamiques et complexes de la surface terrestre. Elles sont au cœur des stratégies des politiques de préservation et de restauration de l'environnement qui impliquent la mise en place de suivis multi-échelles devant être répétés dans le temps. La télédétection peut fournir des informations fines tant sur la végétation qui compose les bandes riveraines que sur la structure et les paramètres physiques de celles-ci. Le présent projet de doctorat est articulé autour de l'évaluation de la télédétection en tant qu'outil pour la gestion des cours d'eau ; tant au niveau local (<20 km de cours d'eau, usage de drone) qu'au niveau de l'ensemble du réseau hydrographique wallon (> 12 000 km de cours d'eau).

Au niveau local, les drones civils tendent à émerger comme outils de caractérisation environnementale depuis le début des années 2000. Leurs principales caractéristiques sont relatives à leur résolution spatiale et temporelle, permettant d'obtenir des données très fines (résolution au sol ≤ 10 cm) au sein d'une fenêtre temporelle très restreinte. Leur usage a été évalué avec succès afin de localiser les plantes invasives des bandes riveraines et de caractériser la composition spécifique et l'état sanitaire de l'aune glutineux (*Alnus glutinosa*) en Ardenne. Des résultats satisfaisants ont été atteints dans le cas de l'étude de la détection des trois principales espèces végétales invasives des bandes riveraines wallonnes : balsamine de l'Himalaya (*I. glandulifera*), berce du Caucase (*H. mantegazzianum*) et renouée du Japon (*F. sachalinensis* et *F. japonica* et hybrides). Les meilleures précisions globales obtenues sont de 97% pour la berce du Caucase.

A l'échelle régionale, l'approche développée est basée sur l'usage de données 3D (LiDAR et photogrammétriques) afin de caractériser les bandes riveraines associées à l'ensemble du réseau hydrographique wallon (> 12 000 km) à partir de 6 paramètres. Ces paramètres sont descriptifs de composantes physiques de l'hydromorphologie mais également de la structure des forêts riveraines. Une évaluation des patrons spatiaux de ces paramètres en lien avec différentes informations (occupation du sol, régions naturelles) a été réalisée. S'appuyant sur différentes techniques d'agrégation permettant des visualisations à l'échelle régionale, les résultats obtenus reflètent la connaissance a priori des cordons rivulaires, notamment le constat négatif relatif à la fonctionnalité des bandes riveraines en région limoneuse.

Les principales perspectives d'application au domaine de la gestion des cours d'eau sont relatives au développement d'outils d'aide à la décision pour les gestionnaires. A l'échelle locale, une adaptation des solutions développées pour l'usage des drones est nécessaire tant en matière de plateforme (couverture d'un linéaire plus important) qu'en tant qu'outil d'analyse (simplification des chaînes de traitement). A l'échelle régionale, la construction d'indicateurs de gestion nécessitera un travail spécifique quant à la comparaison de la valeur observée à une valeur référence.

Mots-clés : télédétection, bande riveraine, ripisylve, forêt riveraine, hydromorphologie, état sanitaire, plante invasive, drone, régionalisation, outil de planification.

Michez Adrien (2016) Multiscale characterization of riparian buffer of Walloon waterways by active and passive remote sensing. PhD thesis. University of Liege - Gembloux Agro-Bio Tech. 159 p.

Abstract:

Riparian buffers are exceptionally rich environments with multiple facets, including the most diverse, dynamic and complex habitats on earth surface. They are at the heart of the political strategies of preservation and restoration of the environment that involve the establishment of multiscale monitoring to be repeated over time. Remote sensing can provide fine information on the riparian vegetation but also on the physical conditions of the riparian buffers. This PhD project is structured around the contribution of remote sensing for characterizing riparian buffers of Wallonia in the context of information needs of land managers. The identified scales combine both very local issues (<20 km of waterways) as wider issues and dealing with all the Walloon river network (> 12 000 km of waterways).

At the local level, UAS tend to emerge as environmental characterization tools since the early 2000s. Their main characteristics are related to their spatial and temporal resolution, to obtain very fine data (ground resolution $\leq 10\text{cm}$) to within a very narrow time window. Their use has been successfully evaluated to locate invasive plant species of riparian buffers and characterize the specific composition and the health condition of black alder (*Alnus glutinosa*) in the Ardenne ecoregion. In the case of the study of the riparian forest, the best models built have reached a performance of around 80% for specific composition and exceeding 90% for health status. Satisfactory results have been achieved in the case of the study of the detection of the three main invasive plant species of riparian buffers: Himalayan balsam (*I. glandulifera*), giant hogweed (*H. mantegazzianum*) and Japanese knotweed (*F. sachalinensis* and *F. japonica* and hybrids). The best overall accuracy reached 97% for the giant hogweed. Both case studies have identified the scales of analysis on smaller objects OBIA as the most relevant. In terms of relevant variables, simple spectral measurements are used the most.

Regionally, the developed approach is based on the use of 3D data (LiDAR and photogrammetric) to characterize the shorelines associated with all of the Walloon river network (> 12 000 km) from 6 parameters. These settings are purely descriptive of physical components of the hydromorphology but also the structure of riparian forests. An assessment of spatial patterns of these different parameters linked to different information (land use, natural regions) has been achieved, particularly through the modeling of the channel width using the watershed area. Based on various aggregation techniques for visualizations on a regional scale, the results reflect a priori knowledge riparian buffers, including the negative report on the functionality in the Loam ecoregion.

The main application identified in the field of river management and riparian areas are related to the development of decision support tools for managers, both locally and regionally. At the local level, an adaptation of the solutions developed for the use of drones is necessary both in terms of platform (covering a larger linear) than as an analytical tool (simplification of processing). At regional level, building management indicators require specific work on comparing the observed value to a reference value.

Keywords: remote sensing, riparian buffer, riparian forest, hydromorphology, forest health condition, invasive plant species, Unmanned Aerial Systems, regionalization planning tools.

Remerciements

Lors de la lecture d'autres thèses de doctorat, je me suis régulièrement attardé sur cette section 'remerciements', tant elle est révélatrice du côté humain de l'entreprise doctorale. En effet, au-delà de la démarche professionnelle et « *académico-scientifique* », le doctorat est avant tout une aventure humaine dont la section 'remerciement' constitue la seule trace tangible et archivée. Bien que d'apparence anodine, l'exercice est donc important et a fait l'objet d'une attention toute particulière de ma part.

Dans un premier temps, je tiens à remercier mon promoteur le Professeur Hugues Claessens pour m'avoir fait confiance et permis de découvrir le métier de chercheur. Le Professeur Philippe Lejeune, m'a accueilli au sein de son équipe « télédétection » et m'a permis de découvrir des outils dont je ne soupçonnais même pas l'existence. L'encadrement fourni par ces deux personnes s'est très souvent révélé complémentaire, entre d'une part les compétences spécifiques des techniques de télédétection des espaces naturels et d'autre part, une connaissance poussée du contexte de la gestion des espaces naturels wallons, et plus particulièrement des forêts alluviales. Après quelques années en dehors de ceux-ci, ce retour dans ces *vieux murs de Gembloux* a été une formidable occasion d'approfondir un sujet qui m'a toujours passionné : la gestion des milieux naturels, et plus particulièrement de nos rivières. Ce retour à Gembloux m'a également permis d'avoir l'occasion de montrer à mes anciens Professeurs une autre image que celle de l'étudiant peu présent, plus souvent investi dans la vie estudiantine et associative que dans son cursus académique.

Je tiens également à adresser mes sincères remerciements à Hervé Piégay, Directeur de recherche au CNRS (France) et également promoteur de ce doctorat. Sa motivation et son expertise en termes de rédaction scientifique ont été essentielles pour la valorisation scientifique de travaux de recherches très appliqués, dérivés de projets financés par une administration gestionnaire de cours d'eau. La refonte de résultats valorisés au sein de rapports de projet en articles scientifiques n'aurait pu être réalisée sans son aide. Il m'a également accueilli très chaleureusement au sein de son laboratoire pour un séjour enrichissant au sein de l'École Normale Supérieure de Lyon. Je remercie au passage l'ensemble de son équipe pour son accueil, et en particulier Kristell Michel. Kristell, tu es toujours la bienvenue pour un nouveau séjour à Gembloux, la course de brouettes t'attend !

Ces remerciements ne seraient pas complets si j'oubliais la Direction des Cours d'Eau Non-Navigables (DCENN) du Service Public de Wallonie (SPW) qui a financé l'intégralité des recherches valorisées au sein de ma thèse de doctorat. Mes remerciements vont tout d'abord à son désormais ex-Directeur, Francis Lambot mais également à Olivier Desteucq. Ils ont assuré la supervision de nos projets ainsi que les différents épisodes, parfois à très forts suspenses, de renouvellement de ceux-ci. Leur confiance en notre équipe et leur vision du potentiel de la télédétection en tant qu'outil de gestionnaire ont permis de mener à bien les différents projets. Ils ont également eu l'ouverture d'esprit de nous permettre d'allouer une partie de mon temps de travail à la valorisation scientifique des résultats des différents projets. J'ai eu l'occasion de passer près d'un mois au sein de l'équipe de la centrale à Jambes, où j'ai pu me confronter aux réalités des destinataires de nos projets. Ce séjour fut très enrichissant et je souhaitais mettre à l'honneur le bon accueil de l'ensemble de l'équipe de la 'centrale'. De manière plus spécifique, je souhaitais remercier les membres de l'équipe avec qui j'ai collaboré de manière plus directe : l'équipe de la cellule « étude » (Jean-Charles Horlait, Benjamin

Englebert, Sébastien Gailliez, Xavier Legall et Séverine Gaspar) mais aussi Christine Keulen de l'équipe « GIR ». J'ai également reçu des retours très pertinents d'ingénieurs travaillant sur le terrain au sein des différents districts de la DCENN : L-M Petiau et Jean Lecomte. Je remercie tout particulièrement Bruno Flamion, également ingénieur à la DCENN (District de Liège) pour son intérêt tant pour les aspects pratiques que scientifiques de mes recherches.

J'adresse également mes remerciements au département de la Géomatique du SPW qui a fourni l'ensemble des données utilisées dans le cadre de la caractérisation régionale. M. Christophe Schenke a su répondre avec calme et patience à mes nombreuses et répétées demandes d'accès aux données, je l'en remercie.

Erika Billen, de la Direction générale Transport aérien (SPF Mobilité), a eu la lourde tâche de coordonner les demandes d'autorisation de vols avec des drones en Belgique pendant ces années ayant précédés l'instauration d'un cadre réglementaire spécifique. Sa grande disponibilité, sa motivation et sa compréhension des réalités des opérateurs sur le terrain ont permis d'effectuer les nombreux vols drone nécessaires aux recherches valorisées dans ce document.

Mes remerciements vont également à l'ensemble de mes collègues au sein de l'axe Gestion des Ressources Forestières qui a fait que l'intégralité de cette thèse s'est réalisée dans une ambiance positive et de franche camaraderie. L'équipe des « télédéTECTEURS » a partagé mon quotidien pendant plusieurs années : Sébastien Bauwens, Stéphanie Bonnet, François Toromannoff, Laurent Dedry et Jonathan Lisein. Avec vous, j'ai découvert un tout nouveau monde dans la bonne humeur : programmation, segmentation, drone, photogrammétrie, LiDAR, ... soit tout un tas de concepts inconnus et dont l'usage a constitué pour moi une quasi révélation, tant je suis persuadé de leur intérêt pour la gestion environnementale de demain.

Je remercie l'équipe technique dans son ensemble, votre collaboration tant au bureau que sur le terrain a toujours été irréprochable. De manière plus spécifique, je remercie les « droneurs » (Cédric Geerts, Alain Monseur et Samuel Quevauvillers) avec qui j'ai partagé de grands moments d'excitation et d'enthousiasme mais également des moments de profonds désarrois lors de crashes (*n'est-ce pas Cédric ?*) ou lors de conditions climatiques exceptionnelles (*n'est-ce pas Alain ?*). Frédéric Henrotay et Coralie Mengal ont été d'une aide extrêmement précieuse, faisant preuve d'un grand sérieux et d'une grande compétence tant sur le terrain qu'au bureau. Marie-Ange Golard a eu la gentillesse de relire de nombreux textes et rechercher des références bibliographiques. C'est également elle qui alimente les chercheurs de notre axe en un élément central : le café, véritable carburant essentiel à une grande partie de l'équipe ! *Last but not least*, Marie Fombona a assuré le suivi administratif de l'ensemble des projets auquel j'ai participé avec sérieux et surtout beaucoup de patience face à mes oublis et autres distractions. Sa grande connaissance de l'univers parfois tortueux des montages administratifs des projets a été fort précieuse, tout comme elle l'est pour l'ensemble de notre axe ! Ce fut un plaisir de collaborer avec vous tous ...

Comme dit plus haut, j'ai toujours été passionné par les écosystèmes aquatiques et je pense pouvoir affirmer que l'origine de cette passion est probablement familiale. Je remercie donc mes parents pour m'avoir ouvert à la beauté de notre environnement et d'en avoir fait une source de bien être au sein de laquelle je me ressource dès que possible. Je remercie particulièrement les pêcheurs de la famille Michez (Parrain, Tonton Freddy et Bon-Papa Willy), dont les récits de pêches épiques le long de la Dendre ont bercé mon enfance. De la même manière, le récit de leur vécu de la dégradation de

celle-ci a très probablement aidé à forger ma « conscience environnementale ». Je remercie également mon frère, dont je n'ai presque malgré moi jamais cessé de m'inspirer : tout petit avec notre sœur au bord de l'eau derrière la maison à contempler une nature qui me paraissait si exubérante, au volley-ball, à Gembloux (jusqu'au choix de la section !) ... Et voici maintenant le doctorat, au moins celui-ci ne sera pas au sein de la même faculté !

Je terminerai ces remerciements par ma petite famille, Delphine, Pauline, Antoine et Romain, pour m'avoir permis de ne jamais oublier le vrai ordre des priorités. Vous êtes toutes et tous une source inépuisable d'inspiration, de rires, de tendresse et d'émerveillements au quotidien. C'est auprès de vous que l'intégralité de l'énergie nécessaire à la réalisation de ces recherches a été puisée et c'est par vous que je souhaitais terminer ces remerciements : merci.

Table des matières

Introduction et objectifs	9
Chapitre 1 : Introduction.....	10
Les bandes riveraines des cours d'eau.....	10
Les bandes riveraines et le réseau hydrographique en Wallonie	16
Gestion du réseau hydrographique et des bandes riveraines en Wallonie	20
La télédétection comme outil de caractérisation des bandes riveraines	23
Objectifs et structure de la thèse	28
Première partie : Caractérisation des bandes riveraines à l'aide d'un drone.....	31
Chapitre 2 : Evaluation de la composition spécifique et de l'état sanitaire des forêts riveraines	32
Introduction.....	33
Methods	35
Results	46
Discussion	50
Conclusions.....	52
Chapitre 3 : Cartographie des plantes invasives des bandes riveraines	54
Introduction.....	55
Methods	57
Results	61
Discussions	62
Deuxième partie : Caractérisation des bandes riveraines à l'échelle régionale à l'aide de nuages de points LiDAR et photogrammétriques	63
Chapitre 4 : Caractérisation de l'intégrité écologique des bandes riveraines à l'aide de nuages de points LiDAR très haute densité : application à la vallée de la Houille 1^{ère} catégorie.....	64
Introduction.....	65
Material and methods.....	69
Results and discussion.....	79
Conclusion	87
Chapitre 5 : Développement d'une méthode pour la caractérisation des bandes riveraines à l'échelle régionale : les cas des vallées du Viroin et de la Houille	89
Introduction.....	90
Methods	91
Results	96
Conclusions.....	98

Chapitre 6 : Caractérisation des bandes riveraines associées à l'ensemble du réseau hydrographique classé de Wallonie	99
Introduction.....	100
Material and methods.....	101
Results	110
Conclusion	121
Acknowledgment.....	122
Appendix.....	122
Troisième partie : Conclusions.....	126
Chapitre 7 : Synthèse des résultats.....	127
Q1. Quel est l'apport de l'imagerie drone pour une caractérisation fine de la végétation des bandes riveraines en termes de composition spécifique et d'état sanitaire ?	127
Q2. Quel est le potentiel des données issues de la télédétection pour la caractérisation et le suivi de la gestion des bandes riveraines des cours d'eau dans le cadre de la gestion d'un réseau hydrographique à l'échelle régionale ?	129
Chapitre 8 : discussions et perspectives	134
Quel outil pour quelle échelle ... temporelle ? Analyse rétrospective des méthodes utilisées..	134
De la caractérisation « télédé » à l'indication pour la gestion des bandes riveraines à l'échelle régionale ?.....	137
Amélioration de la caractérisation des bandes riveraines	141
Intégration des outils développés par les gestionnaires.....	142
Références bibliographiques	144

Introduction et objectifs

Chapitre 1 : Introduction

Les bandes riveraines des cours d'eau

L'espace occupé par un cours d'eau, régulièrement identifié via la terminologie du 'lit', peut être résumé à travers trois espaces relativement distincts et pourtant interconnectés : lit **majeur**, lit **moyen** et lit **mineur**. Ces unités spatiales sont différenciées sur base de la fréquence de la présence du cours d'eau en leur sein et constituent les éléments faïtiers de l'**hydrosystème fluvial** (Figure 1). A l'interface entre lits majeur et mineur, les **bandes riveraines des cours d'eau** représentent un autre élément de l'hydrosystème fluvial, considéré comme un espace soumis à une influence relativement forte du milieu aquatique. Ces zones de taille variable représentent des milieux d'une richesse exceptionnelle aux multiples facettes, comportant les habitats parmi les plus variés, dynamiques et complexes de la surface terrestre (Naiman *et al.*, 1993). La variabilité des bandes riveraines n'est pas seulement spatiale, elle est également temporelle, en lien avec l'occurrence d'épisodes hydrologiques extrêmes pouvant remanier l'hydrosystème.

Lit **mineur** : partie du lit en eau pour des débits compris entre le débit d'étiage et le débit moyen interannuel.

Lit **moyen** : partie du lit en eau pour des débits compris entre l'étiage et la crue de pleins bords. Cet espace est associé à des sédiments non recouverts de végétation.

Lit **majeur** : partie de la plaine alluviale mise en eau lors de crues de fréquence moyenne à rare. Légalement, ce lit est bien souvent défini par la crue centennale. Au-delà de ce lit majeur, le fond de vallée peut également abriter des niveaux supérieurs appelés terrasses. Au sein du lit majeur, il est souvent possible, pour des cours d'eau de rang supérieur, de distinguer des unités spatiales constituées de formes relictuelles, témoins de l'activité dynamique passée du cours d'eau, tels que les bras morts plus ou moins reliés au lit vif actuel, les marais (anciens bras morts comblés), etc.

L'ensemble de ces unités spatiales, généralement interconnectées (par le réseau hydraulique de surface ou par l'écoulement souterrain) et dont l'origine, la structure et l'évolution sont intimement liées à la dynamique fluviale passée ou actuelle, peuvent être interprétées comme les éléments d'un système plus complexe : l'**hydrosystème fluvial**.

Figure 1 : définition des unités spatiales constitutives de l'hydrosystème (d'après Malavoi et Bravard (2010)).

De par leur proximité directe avec les cours d'eau, les bandes riveraines sont soumises à la variabilité des flux d'eau d'origine fluviale. Dans une moindre mesure, elles sont également soumises au ruissellement des versants ainsi qu'aux flux d'eau souterraine. Les flux d'eau sont le vecteur prépondérant d'autres flux : sédiments, nutriments, matière organique et matériaux biologiques (Dufour et Piégay, 2006). La variabilité des flux d'eau initie des processus qui confèrent un caractère dynamique à la structure des milieux riverains : inondation, sécheresse, érosion et sédimentation. La grande dynamique associée aux bandes riveraines des cours d'eau se traduit par une grande diversité structurelle à laquelle est également associée une grande biodiversité des communautés végétales et animales présentes. Situées à l'interface des milieux aquatiques et terrestres, les bandes riveraines constituent des écotones, dont la biodiversité dépasse la simple addition des diversités intrinsèques des milieux qu'ils juxtaposent (Naiman *et al.*, 1993).

La végétation des bandes riveraines

La végétation qui occupe les bandes riveraines est un élément essentiel de la structure et de la fonctionnalité des écosystèmes rivulaires. Elle forme en général une mosaïque regroupant des espèces spécialisées et adaptées aux niveaux élevés de perturbations propres à l'écosystème, en combinaison avec des espèces présentant un caractère ripicole moins prononcé et que l'on retrouve indifféremment sur des entités plus élevées du bassin (Naiman et Bilby, 1998).

Lorsque cette végétation est arborée, les dénominations sont nombreuses : ripisylves, forêts riveraines ou forêts alluviales sont les termes les plus régulièrement employés au sein de la littérature technique et scientifique francophone (Figure 2). Même s'ils font tous référence à la fois au caractère forestier et à la proximité des cours d'eau, quelques nuances sont à apporter. Le terme de « **ripisylve** » s'impose au sein de la littérature scientifique francophone depuis le début des années 90' tout en étant porteur d'une relative ambiguïté. Si ce terme fait bien référence à une végétation arborée située à proximité directe d'un cours d'eau, l'usage écologique du terme renvoie également à la physionomie et à la composition spécifique de la communauté végétale supposée étroitement inféodée à la proximité de la nappe phréatique et à la fréquence et la durée d'inondation (Piégay, Pautou, et Ruffinoni, 2003). Le terme de « **forêt alluviale** » est également porteur d'une certaine forme d'ambiguïté car les phytosociologues le réservent aux communautés végétales occupant les sols ressuyés du lit majeur des grands cours d'eau (en opposition aux forêts marécageuses des sols constamment engorgés (Noirfalise, 1984). L'usage de ces deux dénominations exclut donc théoriquement tout boisement situé à proximité de cours d'eau dont la composition spécifique ou la nature du substrat ne répond pas aux critères précités. Ce serait par exemple le cas de plantations d'espèces non-indigènes (résineux, peupliers hybrides,...) ou de peuplements forestiers situés sur des éléments de berges renforcés et surélevés, voire naturellement déconnectés du milieu aquatique. Le terme de « **forêt riveraine** » fait lui uniquement référence à la position du boisement, bien qu'il reste porteur d'une certaine ambiguïté quant à la forme et la taille de l'élément arboré¹. Ce terme a été choisi pour dénommer l'ensemble des éléments arborés situés au sein des bandes riveraines. C'est d'ailleurs celui qui a été choisi comme terme de référence par Piégay *et al.* (2003) dans leur monographie francophone sur le sujet.

¹ En Wallonie, sont considérés comme espace forestier toutes les formations boisées d'un seul tenant d'une surface égale ou supérieure à 10 ares, d'une largeur minimale de 9 m et présentant un couvert forestier de plus de 10% (Alderweireld *et al.*, 2015).

Usage des termes décrivant les boisements rivulaires dans la littérature scientifique

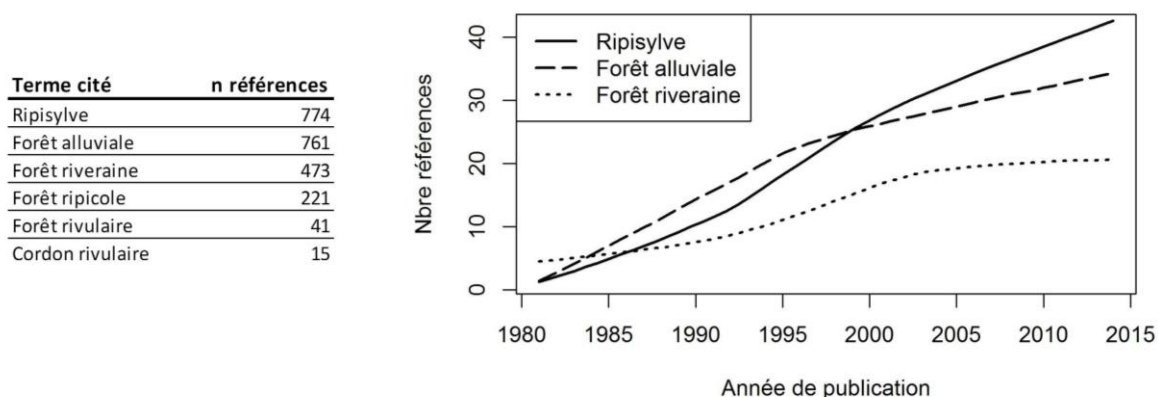


Figure 2 : nombre total et fréquence de l'utilisation au sein des publications référencées sur la plateforme *Google scholar* des différents termes associés à la végétation arborée située à proximité des cours d'eau. L'usage du terme 'Ripisylve' semble s'imposer au cours des années 2000.

Fonctionnalité des bandes riveraines

Naiman et Décamps (1997) distinguent la fonctionnalité physique des bandes riveraines de leur fonctionnalité écologique. Ces différentes fonctionnalités témoignent d'une diversité de processus interconnectés dont l'individualisation est complexe. Toutefois, quelques grandes catégories de fonctions peuvent être identifiées. Pour les fonctions physiques, c'est-à-dire liées à des processus non directement dérivés de l'activité des organismes vivants, on peut distinguer :

Mouvement de matériaux et morphologie du lit : la bande riveraine fait office à la fois de réservoir et de réceptacle des matériaux mobilisés par les cours d'eau lors d'événements hydrologiques extrêmes (Naiman et Décamps, 1997).

Apport de bois : qu'il soit mort ou vivant, le bois est un élément essentiel des écosystèmes aquatiques, en tant que support de l'habitat aquatique et terrestre, mais également comme acteur à part entière au sein des processus d'érosion et de sédimentation (Shirvell, 1990). Le bois mort peut persister au sein de l'hydrosystème durant des périodes très longues, dépassant plusieurs milliers d'années dans certains cas (Nanson, Barbetti, et Taylor, 1995).

Microclimat : grâce à leur ombrage, les forêts riveraines influencent la dynamique des températures au sein des cours d'eau (Barton, Taylor, et Biette, 1985 ; Beschta, 1987). Au-delà de cet impact sur l'écosystème aquatique, la bande riveraine peut également présenter un contraste thermique important avec l'environnement direct et constituer une zone refuge.

Corridors écologiques : en plus de présenter des qualités intrinsèques en tant qu'habitat, les bandes riveraines présentent une structure longitudinale en réseau qui les place au centre du maillage

écologique et au cœur des outils du type « trame verte / trame bleue² ». Elles sont notamment préférentiellement utilisées par les oiseaux, les mammifères (Darveau *et al.*, 2001 ; Décamps *et al.*, 1987) ainsi que les plantes (Johansson *et al.*, 1996) dans les processus de migrations / dispersions. Les bandes riveraines peuvent également jouer un rôle important dans les processus de migrations piscicoles (Naiman *et al.*, 2010).

Stockage d'eau : la présence de milieux riverains naturels, notamment arborés, provoquent un rehaussement de la ligne d'eau (plus grande rugosité) lors d'épisodes de débordements et peuvent limiter les pics de crues en aval (Naiman *et al.*, 2010 ; Nisbet *et al.*, 2011).

En ce qui concerne les fonctions écologiques, trois catégories sont à distinguer :

Ressources alimentaires : la matière organique provenant des bandes riveraines est une source importante d'alimentation des réseaux trophiques aquatiques (Tabacchi *et al.*, 1998). La végétation rivulaire est de manière générale une source d'alimentation pour de nombreux animaux, des insectes aux mammifères. Les interactions qui en découlent peuvent parfois avoir des conséquences importantes pour l'écosystème rivulaire. Le cas du castor est emblématique (Nyssen *et al.*, 2011), pouvant à lui seul complètement modifier la physionomie de la plaine alluviale, tant du point de vue hydrologique (construction de plans d'eau) qu'au niveau des communautés végétales (consommation et déplacements de la forêt riveraine).

Filtre : les bandes riveraines constituent des filtres permettant d'une part de faciliter le dépôt de sédiments grossiers porteurs de polluants (**filtre physique**), et d'autre part de diminuer par l'absorption racinaire (**biofiltre**) la concentration de certains polluants avant leur arrivée dans les cours d'eau (Lowrance *et al.*, 1997).

Contribution à la biodiversité générale : grâce à leur grande dynamique, les bandes riveraines à l'état naturel présentent une grande diversité intrinsèque : de bancs alluviaux fraîchement déposés à la forêt alluviale mature, une grande mosaïque d'habitats est propice à une grande diversité d'espèces et de communautés animales et végétales.

Les fonctions des bandes riveraines identifiées plus haut sont génératrices de nombreux services écosystémiques dont la Table 1 ci-après en résume les principaux.

² Les trames vertes et bleues constituent un outil d'aménagement utilisé en France afin de valoriser le réseau formé de continuités écologiques terrestres et aquatiques. Ces éléments sont identifiés par les schémas régionaux de cohérence écologique ainsi que par les documents de l'Etat, des collectivités territoriales et de leurs groupements.

Table 1 : fonctions des bandes riveraines et services écosystémiques associés (adapté de Naiman et al., 2005).

Fonctions	Effets	Services écosystémiques
Mouvement de matériaux et morphologie du lit	Contribution à la géomorphologie fluviale	Création et support de la dynamique fluviale
Apport de bois	Création d'habitat, élément important de la dynamique fluviale	Maintien de conditions favorables pour la faune aquatique Création et support de la dynamique fluviale
Microclimat	Ombre des cours d'eau pendant les épisodes chauds	Maintien de conditions favorables pour la faune piscicole thermosensible
Corridors écologiques	Facilitation des déplacements quotidiens et saisonniers tout comme les migrations Facilitation des déplacements des poissons migrants	Présence d'une faune piscicole et terrestre diversifiée (eg. source de nourriture, loisirs, ...)
Stockage d'eau (court terme)	Mitigation des pics de crues à l'aval	Diminution des dégâts liés aux crues
Production de matière organique	Alimentation énergétique des réseaux trophiques	Soutien des populations
Filtre physique et biofiltre	Interception de nutriments et de polluants depuis le ruissellement	Amélioration de la qualité d'eau
Contribution à la biodiversité générale	Réservoir de diversité génétique	Contribution à la biocomplexité

Bandes riveraines et sociétés humaines : pressions et mécanismes de protection

Les fonctions des bandes riveraines identifiées plus haut sont génératrices de différents services environnementaux ayant de tout temps intéressé les sociétés humaines. La présence humaine a toujours eu une influence importante sur les milieux riverains et ce, dès l'établissement des premières sociétés (Naiman *et al.*, 2005). Les milieux riverains ont continuellement été au cœur des développements socio-économiques, notamment en raison des nombreux services écosystémiques fournis par ces milieux, et ce, dans les trois principales catégories de services : service de régulation, de production et culturels (Vidal-Abarca Gutiérrez et Suárez Alonso, 2013). Les principaux services de production sont liés à la ressource en eau, tant à travers son utilisation directe (boisson, irrigation, énergie hydraulique, navigation) qu'indirecte (activité de pêche/chasse). Les bandes riveraines sont également associées à des services de régulation, dont les principaux sont relatifs à son rôle de filtre à polluants et à sédiments. Des services culturels sont également associés aux bandes riveraines et de manière plus générale aux cours d'eau : loisirs sportifs, patrimoine culturel et immatériel, etc.

L'influence de la présence des sociétés humaines sur la morphologie des cours d'eau et des milieux riverains date de l'apparition de l'agriculture. En Europe, Noirfalise & Sougnez (1961) soulignent que le défrichement des bassins versants initié à l'époque romaine a provoqué une érosion généralisée et un alluvionnement subséquent très actif dans les plaines. L'intensité des pressions humaines sur ces milieux riverains s'est particulièrement accrue au cours des derniers siècles, avec un facteur d'aggravement constitué par le développement d'activités industrielles (Décamps *et al.*, 1988). Ces pressions se sont traduites par une anthropisation et une perte du caractère ripicole généralisée des bandes riveraines (*terrestrialization*): fragmentation des habitats, incision des lits, modification du

cycle hydrologique, ... Tockner & Stanford (2002) estiment que près de 90% des plaines alluviales d'Europe et d'Amérique du nord ont subi des modifications entraînant une très forte limitation de leurs fonctionnalités.

L'émergence de phénomènes d'invasion par des espèces exotiques au 20^{ème} siècle est également à mettre directement en relation avec les conséquences du développement des sociétés humaines. Les bandes riveraines sont généralement au cœur des processus d'invasion, en tant qu'habitat envahi ou en tant que vecteur de l'invasion du fait de leur structure en réseau et des flux d'eau en leur sein. La tendance des bandes riveraines à être envahies par des espèces végétales exotiques est bien documentée (Lake et Leishman, 2004 ; Planty-Tabacchi *et al.*, 1996 ; Richardson *et al.*, 2007) ; Stohlgren *et al.* (1998) qualifiant les bandes riveraines de « *paradis pour les espèces invasives* ». Les milieux riverains étant par définition très dynamiques, notamment à travers les phénomènes d'inondation et d'érosion, ils offrent régulièrement des espaces vierges et ouverts, propices à l'installation d'espèces végétales exotiques. Qui plus est, les crues constituent un vecteur efficace et régulier pour les propagules des espèces exotiques. En Europe, Lambdon *et al.* (2008) ont répertorié près de 5789 plantes invasives, tandis que Schnitzler *et al.* (2007) répertorient 43 espèces pour les seules forêts riveraines d'Europe. Malgré une superficie relativement faible, la Belgique est le pays européen ayant répertorié le plus grand nombre d'espèces végétales invasives (Lambdon *et al.*, 2008).

Les bandes riveraines sont au cœur des mesures prises pour tenter d'endiguer cette dégradation générale des habitats. En Europe, elles font l'objet de différentes directives, dont la directive habitat/Natura2000 (European Council, 1992) et la directive cadre sur l'eau (European Council, 2000) sont les principales. La directive habitat ne vise pas directement les milieux riverains, mais à « *contribuer au maintien de la biodiversité dans les États membres en définissant un cadre commun pour la conservation des habitats, des plantes et des animaux d'intérêt communautaire* ». Toutefois, vu leur qualité intrinsèque d'habitat et leurs structures longitudinales en réseau, les bandes riveraines sont au cœur des zones spéciales de conservation ('zones Natura 2000') désignées par les États membres. La directive cadre sur l'eau vise de manière plus directe les bandes riveraines en visant la protection et l'amélioration de la qualité des eaux de surface et souterraines, notamment en « *restaurant les écosystèmes à l'intérieur et autour de ces masses d'eau* ». Ces directives impliquent la mise en place de suivis multi-échelles devant être répétés dans le temps.

Du fait de leur organisation linéaire et en réseau, les suivis sur le terrain de bandes riveraines nécessitent de nombreux (et coûteux) déplacements, qui selon la configuration de celles-ci, peuvent parfois représenter un danger non négligeable pour les opérateurs de terrain. Dans le cadre de suivi à l'échelle de territoires importants telle qu'une région de plusieurs centaines de km², cette complexité du suivi se traduit le plus souvent par des stratégies de suivi basées sur un réseau de placettes de mesure (Claessens *et al.*, 2009 ; Debruxelles *et al.*, 2009 ; Myers, 1989). Les résultats acquis dans ce cadre permettent de caractériser correctement l'ensemble de la zone d'étude à des coûts raisonnables. Toutefois, le fait d'échantillonner entraîne une couverture partielle du territoire et une moins bonne prise en compte de la structure en réseau. Les résultats produits peuvent en conséquence être discordants à l'échelle locale (quelques km de cours d'eau) qui diffère de celle du gestionnaire de terrain appliquant les politiques de gestion.

Les bandes riveraines et le réseau hydrographique en Wallonie

Contexte géomorphologique

La Wallonie représente une superficie de 16902 km² (≈ 55% du territoire belge), pour un réseau hydrographique de 12581 km (rivière avec un bassin versant > 1 km²) situé au sein de contextes environnementaux variés. Les bassins hydrographiques de l'Escaut et de la Meuse occupent la grande majorité du territoire. Celui-ci peut être divisé en cinq régions naturelles qui reflètent bien la diversité des configurations des paysages (Figure 3 et Table 2). Du nord au sud, on distingue :

- La **région limoneuse** est un bas plateau recouvert d'une épaisse couche de limon, présentant le climat le plus doux de Wallonie. Cette région très favorable aux grandes cultures est composée de vallées très ouvertes en pente douce, avec la plus forte concentration de pressions anthropiques (agriculture, habitat, industrie, ...) et un taux de boisement très faible (6%). Les cours d'eau et les milieux riverains sont particulièrement dégradés dans ces régions, non seulement en raison de cette forte densité des activités humaines, mais également du fait de la combinaison de faibles pentes et d'un substrat majoritairement limoneux, limitant les capacités de restauration des processus naturels à court ou moyen termes.

- Le **Condroz** est un plateau au relief plus marqué, majoritairement situé au sud d'une ligne formée par la Sambre et la Meuse. Il est formé d'une alternance de roches calcaires et psammitiques, avec une légère couverture de limon (maximum 2m localement). La densité moyenne de la population est importante mais fortement influencée par la présence de 3 grandes agglomérations (Charleroi, Namur et Liège). Comparativement à la région limoneuse, l'activité agricole y est moins généralisée mais localement importante, en combinaison avec une plus forte densité en espaces forestiers (20%).

- La **Famenne** (dénommée **Fagne** à l'ouest de la botte de Givet) est une large dépression au sol argilo-schisteux, imperméable et peu profond. Cette région herbagère peu propice aux cultures est relativement peu densément peuplée ; elle présente une densité forestière importante (38% des surfaces). Au sud de celle-ci, une étroite bande calcaire émerge localement : la Calestienne.

- L'**Ardenne** est située sur un ancien massif hercynien érodé présentant les altitudes maximales du pays (694 m au signal de Botrange). Le climat a un caractère submontagnard et est en moyenne le plus pluvieux et le plus froid du pays. En conséquence, cette région présente une vocation herbagère et forestière. Présentant à la fois la plus faible densité de population (44 hab/km²) et le plus fort taux de boisement (57%), elle concentre les plus faibles niveaux de pressions anthropiques sur l'environnement, notamment sur les milieux riverains.

La **Lorraine belge** est le prolongement de la Lorraine française. Elle représente le climat le plus continental de Belgique, tout en restant assez doux. En terme d'occupation des sols, elle présente des densités en activités agricoles (55%) et forestières (38%) très similaires à celles de la Famenne, tout en présentant une densité de population légèrement supérieure (107 hab. / km²).

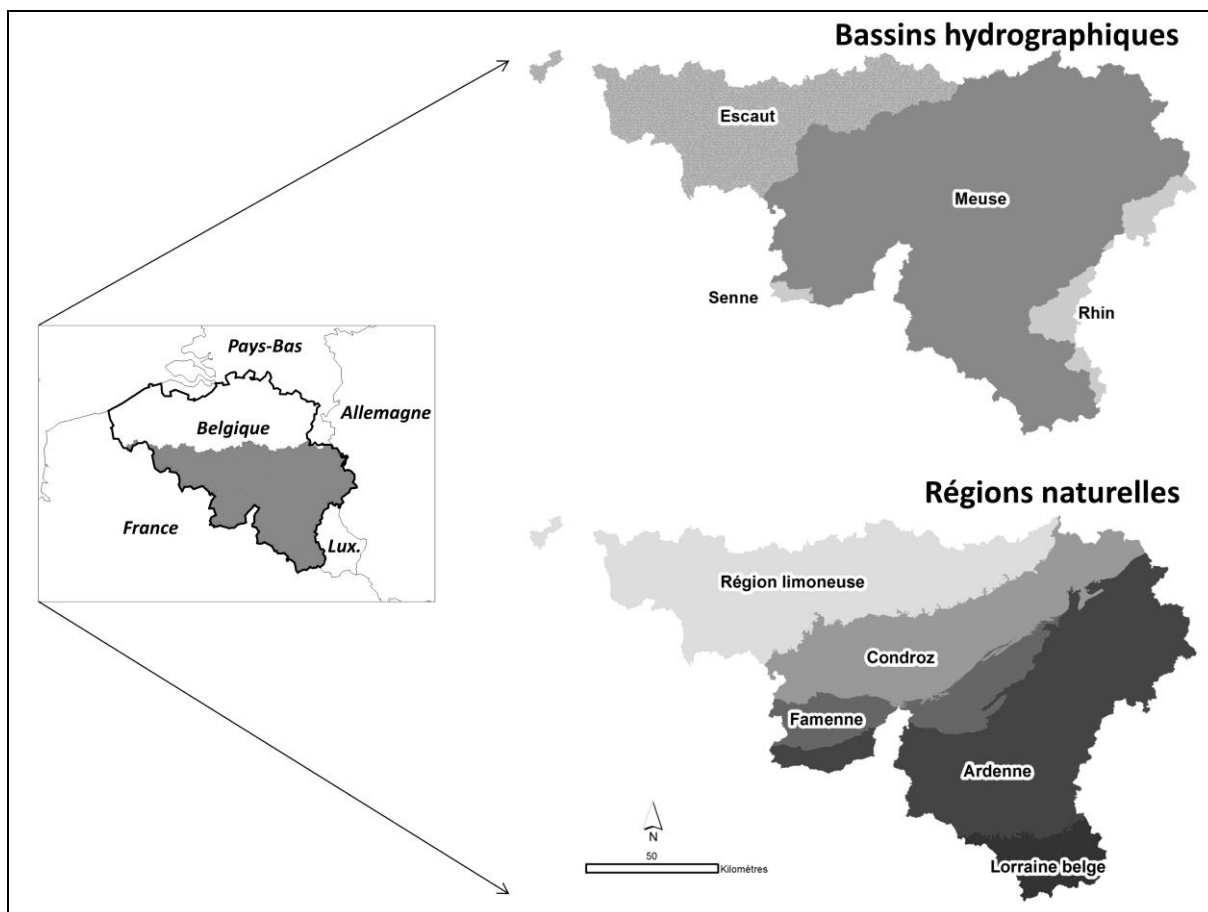


Figure 3 : bassins hydrographiques, régions naturelles et situation générale de la Wallonie.

Table 2 : principales caractéristiques des régions naturelles de Wallonie.

[†] : valeurs moyennes - * Les données d'occupation du sol sont issues du projet CORINE Land Cover

(<http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>).

	Sup. (km ²)	Relief		Occupation des sols *				Densité de pop. (hab./ km ²)	Préc. Annuelles (mm/m ²) [†]
		Alt. (m) [†]	Pente (%) [†]	Agri. (%)	Arti. (%)	Forêt (%)	Surface en eau (%)		
Ardenne	5741	425	11	37	5	57	<1	44	1140
Condroz	3546	214	9.8	56	23	20	1	344	956
Famenne	1555	227	9.3	53	8	38	<1	74	898
Lorraine Belge	843	322	9.1	55	7	38	<1	107	934
Région limoneuse	5218	103	4.8	70	23	6	<1	320	825
Wallonie	16902	258	8.5	54	15	31	<1	208	971

Les habitats riverains

Les habitats riverains constituent des milieux clefs en matière de conservation de la nature ainsi qu'en matière de services environnementaux. Cela explique qu'ils soient très présents dans les politiques de conservation et de restauration environnementale. La Wallonie n'échappe pas à cette règle et a identifié de nombreuses Zones Spéciales de Conservation Natura 2000 se surimposant très régulièrement au réseau hydrographique et aux bandes riveraines associées. En effet, le réseau hydrographique constitue la structure du réseau Natura 2000. Ainsi, près de 30% du réseau hydrographique (cours d'eau classés, cf. section « *Gestion du réseau hydrographique et des bandes riveraines en Wallonie* ») est compris dans les sites Natura 2000. En plus des cours d'eau eux-mêmes, des habitats spécifiquement liés aux bandes riveraines des cours d'eau ont été identifiés comme habitat d'intérêt communautaire, parfois prioritaire, au sein des sites Natura 2000. Ces biotopes d'intérêt communautaire sont de type ouverts (*Mégaphorbiaies alluviales* et *ourlets nitrophiles*) mais également de type forestiers (*forêts alluviales* et *forêts fluviales*).

Un premier travail de description des bandes riveraines wallonnes a été réalisé lors de l'Inventaire des Bandes Riveraines du réseau hydrographique de Wallonie (Claessens *et al.*, 2009). Celui-ci s'est principalement concentré sur la composante forestière des habitats riverains et a permis d'établir que près de 84% des bandes riveraines sont caractérisées par la présence d'éléments arborés. La densité moyenne de ces arbres est de 110 individus de plus de 22 cm de circonférence par kilomètre de berge, dont un tiers sous forme de cépées de 4 brins en moyenne. Ce monitoring était basé sur un réseau de près de 1064 placettes d'inventaire permettant la description précise de la végétation des bandes riveraines et de paramètres paysagers ainsi que l'état physique de la berge et du cours d'eau (Figure 4). Cet inventaire a permis d'obtenir une description fine de la composition spécifique des forêts riveraines de Wallonie mais l'approche terrain par échantillonnage n'a permis d'aborder que localement des paramètres tels que la continuité longitudinale des forêts riveraines et leur rôle de corridor écologique.

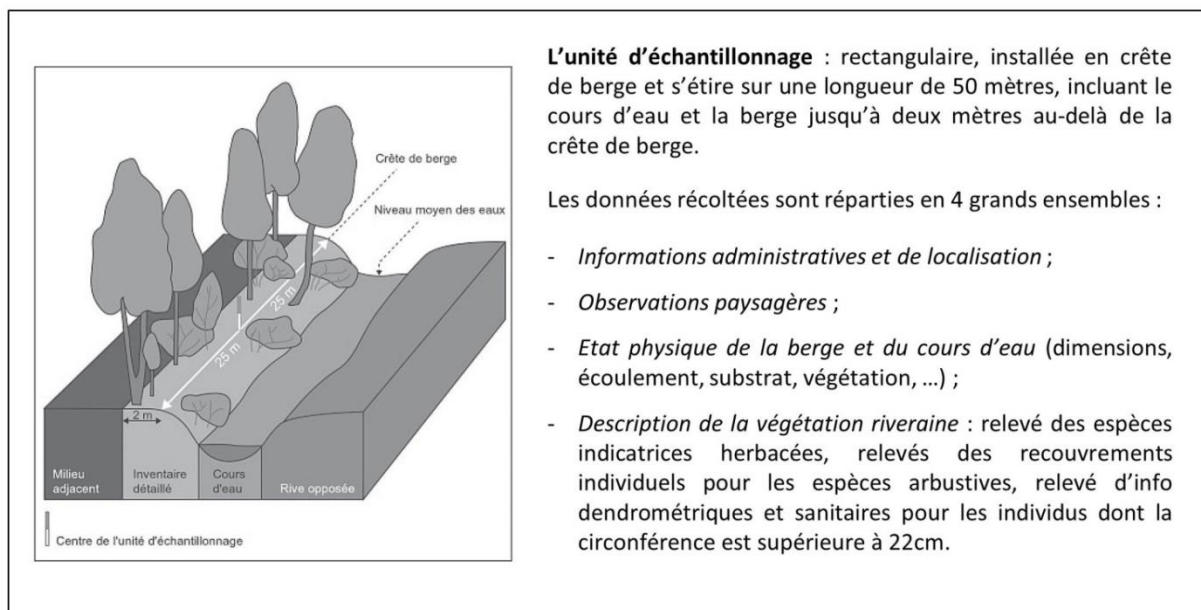


Figure 4 : unité d'échantillonnage et données relevées lors du monitoring "terrain" des bandes riveraines de Wallonie (d'après Claessens *et al.* (2009)).

Au total, 69 essences ligneuses ont été recensées au sein des bandes riveraines inventoriées. En moyenne, entre 5 et 6 essences sont retrouvées au sein d'une unité d'échantillonnage, avec une diversité maximale en milieu forestier (jusqu'à plus de 10 espèces). L'aulne est le genre le plus fréquemment observé, dont l'aulne glutineux représente la grande majorité des occurrences en termes d'espèce. Ce genre est également le seul à être présent dans plus de la moitié des placettes inventoriées (Figure 5). Les saules arrivent en seconde position, avec par ordre d'importance les saules marsaults, blancs et à oreillettes. Si les aulnes dominent dans les contextes forestiers et urbains, les saules représentent le premier groupe dans les situations agricoles. Les érables, frênes et noisetiers sont retrouvés avec une fréquence similaire au sein des bandes riveraines et complètent le cortège d'espèces typiques des forêts alluviales et des chênaies-frênaies de vallons. D'autres espèces au caractère ripicole moins prononcé sont également présentes à des fréquences inférieures (10 - 30 %) et sont typiques soit du milieu forestier (épicéa, charme, bouleau, hêtre et sorbier), soit des espèces buissonnantes associées aux milieux ouverts (aubépine, sureau, prunellier). Cette même analyse peut également être réalisée à l'échelle des régions naturelles. Si l'épicéa est essentiellement observé en Ardenne (> 80 % des effectifs s'y trouvent) tout comme le bouleau, le sorbier et le hêtre (de l'ordre de 60 à 70 %), le frêne, l'aubépine, les sureaux et le genre Prunus y sont moins présents (< 20 % des effectifs). Parmi les derniers cités, les sureaux se démarquent par une nette préférence pour la région limoneuse de même que, dans une moindre mesure, le frêne et les saules. Ces résultats témoignent de milieux riverains globalement plus fermés et forestiers en Ardenne ainsi qu'une tendance à l'ouverture en zones d'habitat et/ou agricoles en région limoneuse. La Famenne, le Condroz et la Lorraine belge présentent quant à eux des situations globalement plutôt intermédiaires.

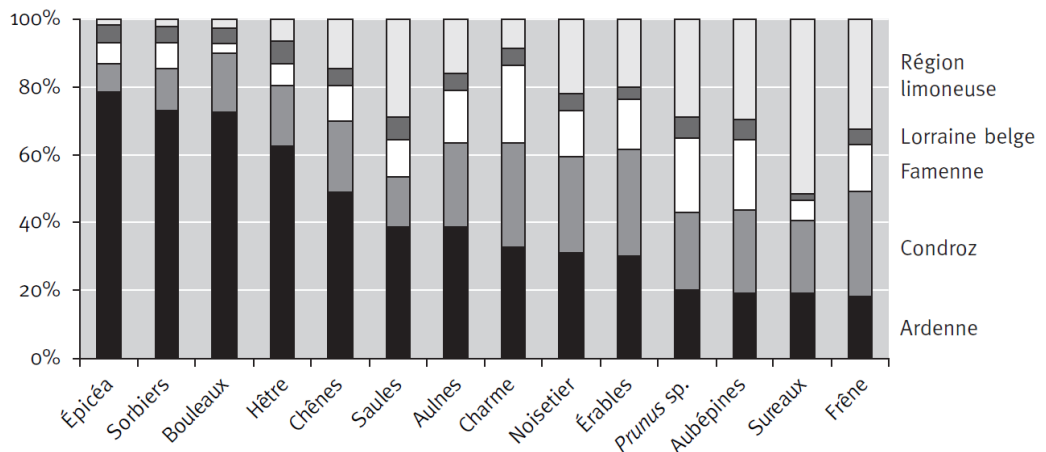
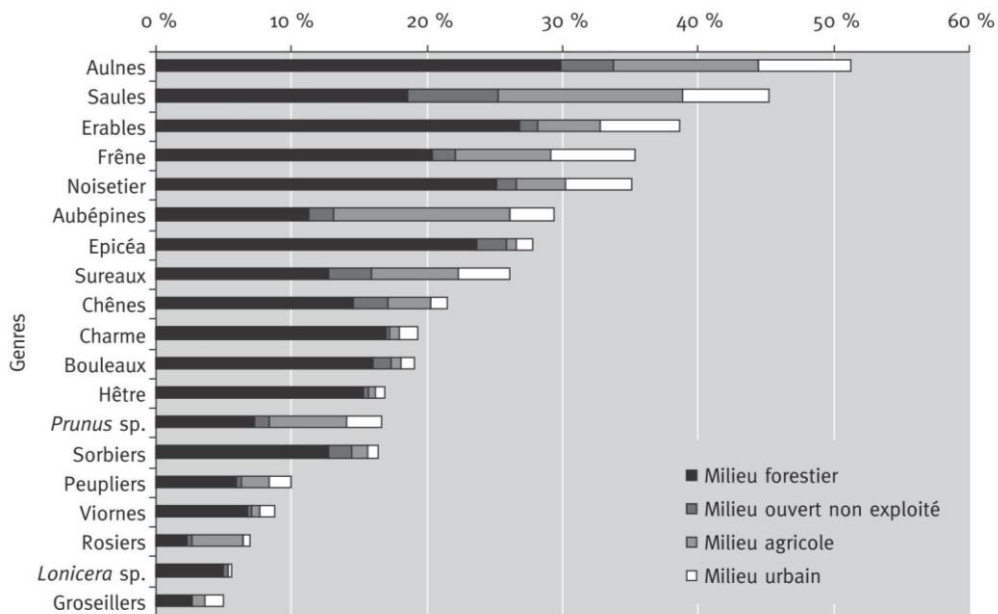


Figure 5 : fréquence des principaux genres ligneux dans les bandes riveraines wallonnes en relation avec l'occupation du sol adjacente et les régions naturelles (adapté de Claessens *et al.* (2009)).

Gestion du réseau hydrographique et des bandes riveraines en Wallonie

L'organisation de la gestion du réseau hydrographique de Wallonie est relativement complexe du fait d'une répartition des responsabilités multiples. La gestion d'un cours d'eau est tout d'abord privée, depuis sa source jusqu'au « point de classement » de celui-ci (Figure 7). Ce point équivaut au point de départ du domaine géré par l'Etat. Il correspond à une limite théorique de superficie de bassin versant équivalente à 1 km² (Figure 7). Passé ce point, le lit mineur du cours d'eau appartient au domaine public et l'administration compétente (4 possibilités - cf. Figure 7) gère son entretien, ainsi que celui des berges, c'est-à-dire l'espace situé entre le lit mineur du cours d'eau et la 'crête de berge'. Cette notion de crête de berge n'est pas définie par le texte législatif se rapportant à la

gestion des cours d'eau non navigables³ mais l'usage la situe à la première rupture de pente majeure du profil en travers du cours d'eau.

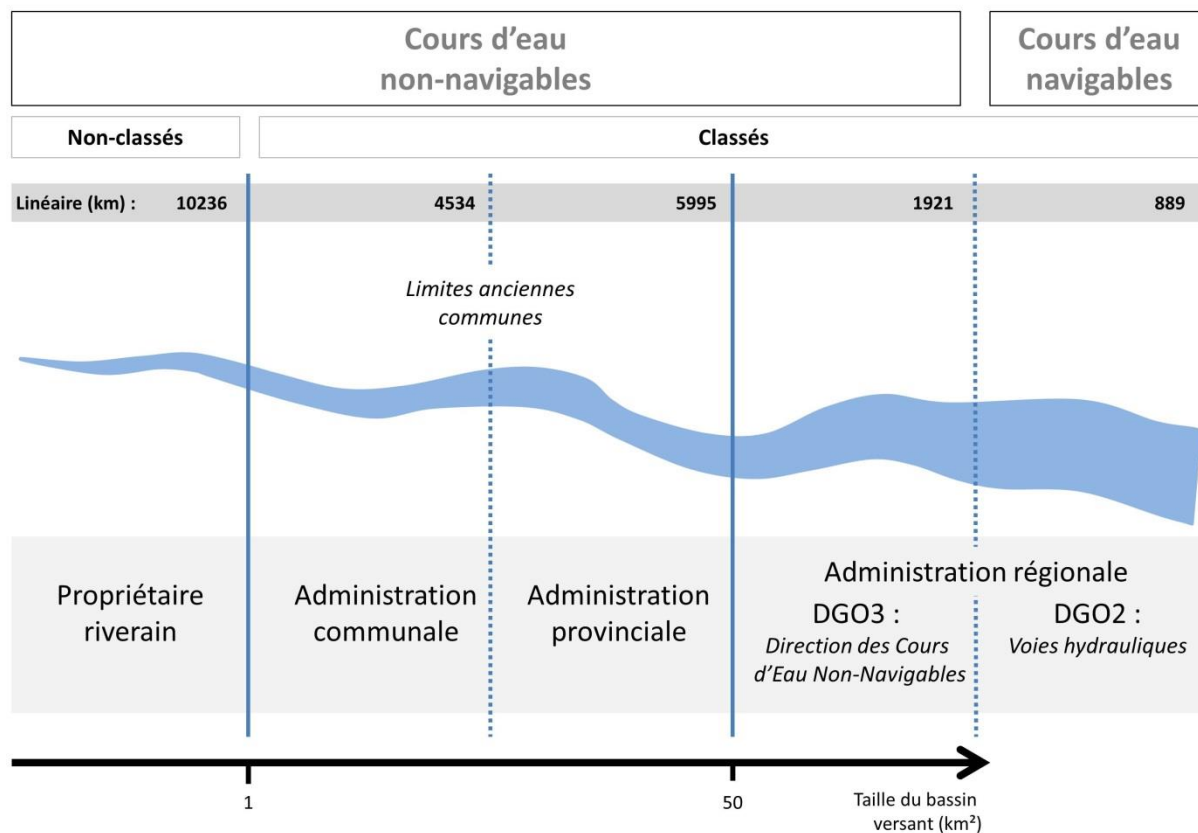


Figure 6 : articulation des responsabilités en matière de gestion des cours d'eau en Wallonie. Les traits verticaux pleins signalent une limite ayant une réalité physique, en lien avec la superficie du bassin versant. Les traits verticaux en pointillés indiquent une limite purement administrative, n'ayant pas un lien direct avec une réalité physique du cours d'eau. Les linéaires sont extraits du réseau hydrographique produit par le projet « CENNIC ».

Le principal cadre législatif en application en matière de gestion de cours d'eau en Wallonie étant centré sur les questions hydrauliques, celui-ci est peu adapté à la multifonctionnalité et à la gestion intégrée des ressources en eau, notamment prônée par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) de l'Union Européenne ratifiée par la Belgique (European Council, 2000). Sous l'impulsion de son administration, la Wallonie a donc entamé un processus de révision complète des modalités de gestion de ses cours d'eau, notamment à travers le projet des Programmes d'Actions sur les Rivières par une approche Intégrée et Sectorisée (PARIS), entériné par le Gouvernement wallon en 2012. Les PARIS ont pour but l'intégration dans le temps et dans l'espace, de l'ensemble des mesures de gestion spécifiques du linéaire de cours d'eau en fonction d'enjeux prioritaires identifiés à l'échelle d'unités de gestion homogènes ("secteurs"). Les PARIS doivent déboucher sur un plan d'actions (sur une base de 6 années) concrètes et mesurables à mettre en œuvre par les différents gestionnaires des cours d'eau publics, en cohérence avec les plans de gestion mis en place dans le cadre de la DCE ainsi que les plans de gestion du risque « inondation ».

³ Arrêté royal du 28 décembre 1967 - Loi relative aux cours d'eau non navigables (M.B. 15.02.1968)

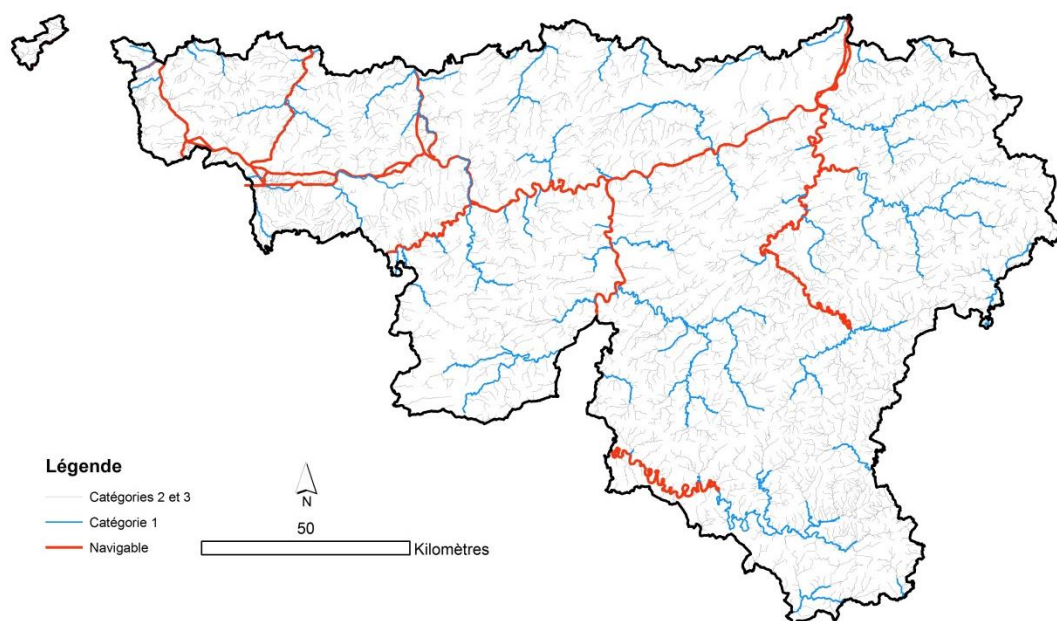


Figure 7 : le réseau hydrographique wallon représente près de 12000 km de cours d'eau gérés par l'Etat à travers 4 administrations différentes. 6185 secteurs homogènes de gestion (longueur moyenne de 2.0 km) ont été identifiés.

Au niveau territorial, la cible des PARIS est le linéaire de cours d'eau ainsi que les berges associées découpé longitudinalement en secteurs de gestion. Le réseau hydrographique wallon a fait l'objet d'une division en près de 6185 secteurs de gestion pour une longueur moyenne de 2 km et considérés comme homogènes selon les territoires écologiques, la largeur du lit majeur (basé sur l'aléa d'inondation) et l'occupation du sol de ce lit majeur (Figure 7, Burton *et al.*, (2010) & (2011)). Au niveau des objectifs de gestion, les PARIS visent la préservation des processus hydromorphologiques : la continuité longitudinale et latérale, la mobilité des cours d'eau, la naturalité et la diversité des faciès du lit et des berges (y compris de la végétation rivulaire) ainsi que le maintien du régime hydrologique.

La mise en place et le suivi de ces plans de gestion impliquent *de facto* le développement d'outils de suivi efficaces, permettant d'établir les états des lieux nécessaires à la planification des actes de gestion et, à terme, d'évaluer l'efficacité desdits plans de gestion. Ces opérations doivent se réaliser sur plus de 12000 km de cours d'eau et de bandes riveraines associées sur une base objective et commune à l'ensemble des gestionnaires. Des données fines de télédétection étant disponibles et acquises de manière régulière par l'administration, des solutions dérivées de ces sources de données permettraient de répondre partiellement aux besoins en information des PARIS. A l'échelle locale, la télédétection peut aussi être un outil complémentaire permettant d'affiner les diagnostics posés par le gestionnaire.

La télédétection comme outil de caractérisation des bandes riveraines

Quel outil pour quelle échelle ?

Dans le cadre d'un suivi des cours d'eau et des bandes riveraines, les outils dérivés de la télédétection peuvent se révéler très utiles pour accroître le linéaire de cours d'eau effectivement caractérisé tout en diminuant le coût associé à ceux-ci. En fonction de l'objectif poursuivi, différents capteurs et plateformes peuvent être utilisés pour le suivi des cours d'eau et de leurs bandes riveraines (Figure 8). Ce choix peut se ramener à une analyse tenant compte de trois paramètres : le budget disponible, l'emprise ainsi que la résolution spatiale et temporelle souhaitée.

Au-delà du paramètre déterminant du coût consacré à une campagne de suivi, la question des résolutions temporelles et spatiales est à mettre en relation avec l'emprise du réseau à caractériser. A titre d'exemple, les drones électriques légers qui sont apparus dans le monde civil au début des années 2000 présentent le grand avantage de pouvoir être facilement déployés (résolution temporelle forte) pour l'observation de phénomènes spatialement limités (résolution spatiale fine) et ce, à moindre coût. Cette haute résolution spatio-temporelle est par exemple nécessaire pour détecter la floraison d'une espèce invasive (Figure 9). Cependant, les caractéristiques techniques de ces plateformes limitent généralement le linéaire potentiellement couvert à quelques dizaines de kilomètres. Afin de réaliser une synthèse de l'apport de la télédétection en matière de caractérisation des bandes riveraines, cette question a donc été abordée à travers le prisme de l'échelle de l'analyse (régionale VS locale).

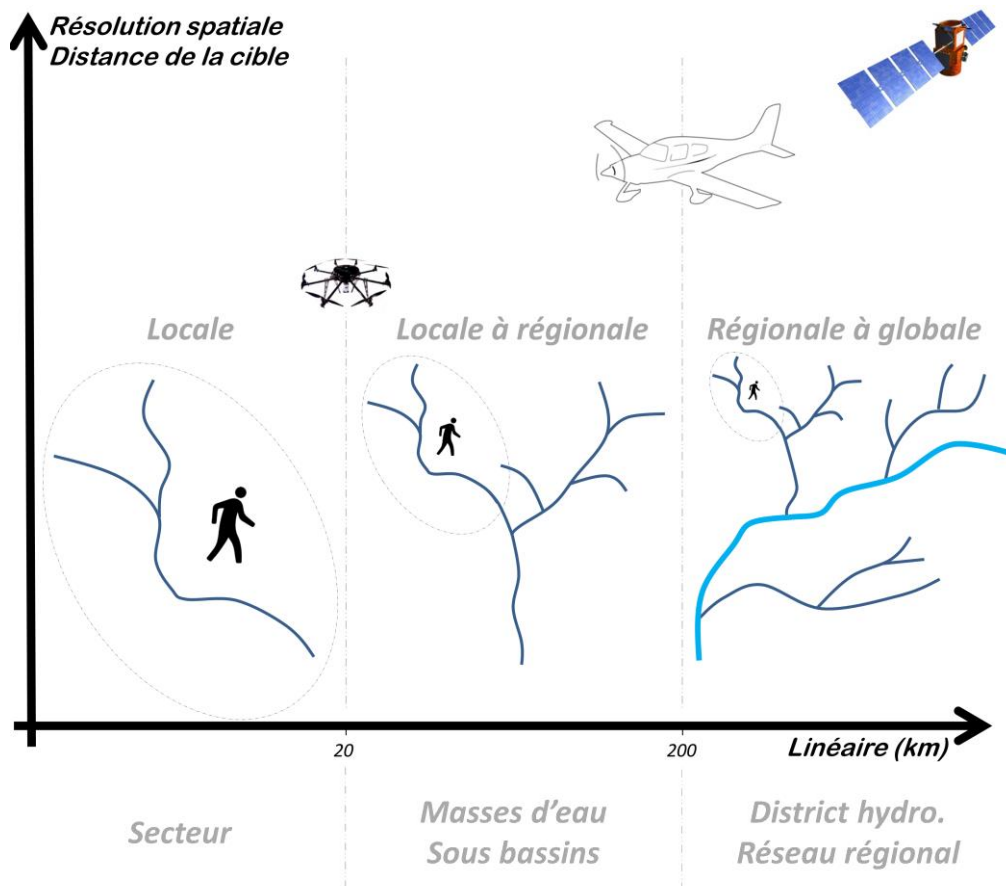


Figure 8 : quelles échelles et quelles plateformes utiliser pour le suivi de cours d'eau et des bandes riveraines par télédétection ?



Figure 9 : utilisation d'un drone (aile fixe, gatewing X100) pour la caractérisation des bandes riveraines : détection de la berce du Caucase en fleur dans la vallée de la Berwinne.

La caractérisation à l'échelle du réseau (> 20 km de linéaire)

La télédétection à très haute résolution (< 1 m) peut constituer une solution de qualité permettant de construire des approches « *wall-to-wall* », c'est-à-dire fournissant une caractérisation sur l'ensemble d'un territoire donné (pays / région) et donc a fortiori sur l'ensemble de ses bandes riveraines. La télédétection peut fournir des informations fines tant sur la végétation qui compose les bandes riveraines que sur la structure et les paramètres physiques de celles-ci (Table 3). Qui plus est, le passage au « tout numérique » permet de construire des approches grandement automatisées facilitant la répétition des suivis. La télédétection s'est longtemps cantonnée à des caractérisations relativement grossières des ressources environnementales, permettant de caractériser des variables à l'échelle de pays entiers, voire de région. En imagerie aérienne et satellite, les années 2000 ont vu l'émergence de données de résolution métrique, voire submétrique, permettant de décrire finement la ressource environnementale. Leur accessibilité croissante facilite le développement d'outils toujours plus fins et dont les coûts d'acquisition se réduisent de manière permanente. Dans le cadre des suivis des aides liées à la Politique Agricole Commune (PAC), la plupart des pays européens mènent des campagnes régulières d'acquisition aérienne d'imagerie optique de résolution encore plus fine (≤ 50 cm). De manière concomitante à cette plus grande accessibilité de données optiques à très haute résolution, l'avènement des données de type LiDAR (*light detection and ranging*) permet de combiner à cette information optique, une vue en trois dimensions des surfaces analysées (Table 4). En plus d'apporter une information très fine sur la topographie (**Modèle Numérique de Terrain, MNT**) et ce, même sous couvert forestier, les nuages de points LiDAR permettent également de reconstruire la canopée forestière sous forme de **Modèles Numériques de Canopée/Hauteur (MNC / MNH**, cf. Figure 10).

L'émergence récente des technologies de la photogrammétrie dite « légère », à opposer à la photogrammétrie traditionnelle, a permis la création de chaînes de traitements facilitant grandement la génération de données 3D à partir d'images, tant dans le domaine libre (cas de la suite Mic Mac, Deseilligny (2007)) que dans le domaine privé (Agisoft PhotoScan, <http://www.agisoft.com/>). Ces approches permettent de valoriser les campagnes de couverture ortho sous un nouvel angle en générant, sans surcoûts liés à une nouvelle acquisition, des données 3D (nuage de points photogrammétriques) de qualité à une résolution équivalente à la résolution nominale des images brutes utilisées. Comme la plupart des pays européens sont régulièrement couverts par ce genre d'acquisition, le potentiel est assez important. Lorsqu'une couverture LiDAR est disponible, l'utilisation de ces données permet de générer et d'actualiser à moindre frais les MNH générés à partir de la donnée LiDAR seule, en réalisant le postulat que la surface du sol (MNT) est restée constante (Véga et St-Onge, 2008 ; White *et al.*, 2013).

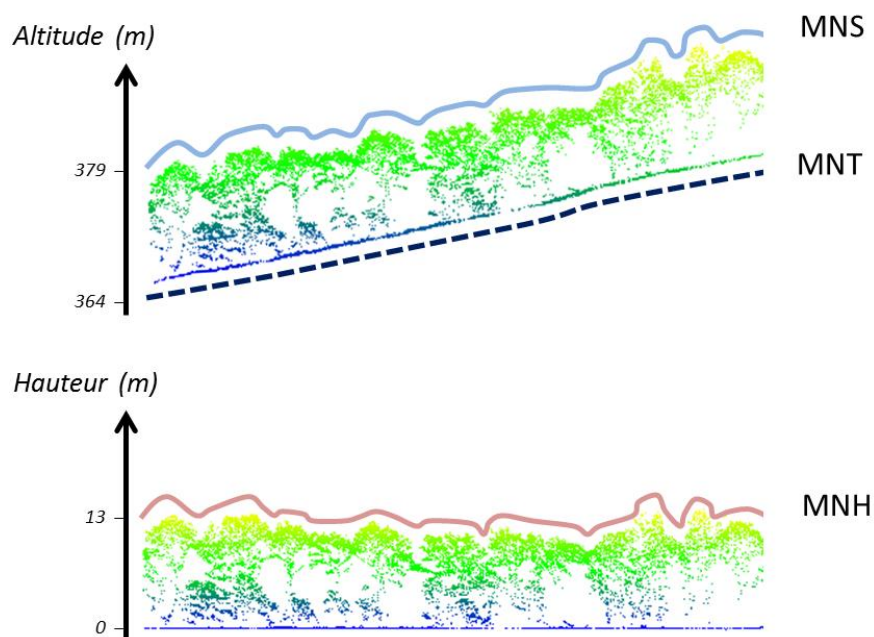


Figure 10: sous-produits d'un nuage de points LiDAR aérien à retour discret en zone forestière : cas du Modèle Numérique de Terrain (MNT), Modèle Numérique de Surface (MNS) et du Modèle Numérique de Hauteur (MNH). Le MNH est issu de la normalisation du nuage de points via un MNT.

Table 3 : exemples de caractérisation des bandes riveraines à l'aide de la télédétection.

Références	Donnée	Résolution	Approche automatisée	Forêt riveraine			Param. bande riveraine		
				Etendue	Composition	Structure	Etendue	Largeur	Carto
Lonard <i>et al.</i> (2000); Weber & Dunno (2001)	Imagerie aérienne	<1 m		x	x				
Akashah <i>et al.</i> (2008)	Imagerie aérienne	50 cm	x	x	x				
Booth <i>et al.</i> (2007)	Imagerie aérienne (drone)	2 cm		x	x		x (rivière)	x (rivière)	
Narumalani <i>et al.</i> (1997)	Landsat TM	30 m	x	x		x (plans d'eau)		x (plans d'eau)	
Johansen & Phinn (2006)	Landsat ETM+ / Ikonos	8 - 60 m / 5 m	x	x	x				
Goetz <i>et al.</i> (2003)	Ikonos	5 m	x	x				x (rivière)	
Johansen <i>et al.</i> (2010); Johansen <i>et al.</i> (2011)	LiDAR	0.5 m	x	x		x	x	x	x
Wasser <i>et al.</i> (2013)	LiDAR	1,8m				x			

Table 4 : caractérisation des bandes riveraines à l'aide de données de type "LiDAR aérien".

Type de paramètre	Détails	Pays	Références
Hydromorphologie	Surface en eau	Autriche	Höfle <i>et al.</i> (2009)
Forêt riveraine	Cartographie du lit mineur et de la plaine alluviale	Australie	Johansen <i>et al.</i> 2011, 2010
	Hauteur, rayon de cîme, indice d'ouverture de la canopée et densité de végétation	Turquie	Dowling & Accad, 2003; Akay <i>et al.</i> , 2012a
	Classe d'âge Ombrage	USA USA, Australie	Farid <i>et al.</i> (2006) Johansen <i>et al.</i> (2010); Greenberg <i>et al.</i> (2012); Wasser <i>et al.</i> (2013)
	Continuité longitudinale, forêt en surplomb, détection des grands individus	Australie	Johansen <i>et al.</i> (2010)

Caractérisation locale (< 20 km de linéaire)

Emergeant au début des années 2000, l'usage des drones civils pour les caractérisations environnementales est en pleine expansion aujourd'hui, y compris dans le domaine de la caractérisation des bandes riveraines et des milieux aquatiques (Dunford *et al.*, 2009 ; Husson, Lindgren, et Ecke, 2014 ; Lejot *et al.*, 2007). Le principal avantage des drones en matière de caractérisation des bandes riveraines s'explique par leur très haute **résolution qui est à la fois spatiale et temporelle**. La combinaison de ces deux très hautes résolutions permet de caractériser des phénomènes très locaux et se produisant au sein d'une fenêtre temporelle très réduite (e.g. défoliation liée à l'émergence d'un pathogène ou la floraison/fructification d'une espèce). La facilité de mise en œuvre des drones conduit à couvrir aisément la même zone de manière répétée pour un coût marginal supplémentaire assez faible. La finesse de la résolution (régulièrement sous le seuil des 10 cm) a suscité la révision du vocable, entraînant l'émergence de l'usage dans la littérature scientifique du terme d'imagerie hyperspatiale (Greenberg, Dobrowski, et Ustin, 2005 ; Rango *et al.*, 2009 ; Carboneau et Piégay, 2012).

De nombreuses études ont tiré profit de ces potentialités pour tester différentes applications dans le domaine de l'environnement : cartographie des glissements de terrain (Lucieer, Jong, et Turner, 2014), cartographie des feux de forêt (de Dios *et al.*, 2011 ; Urbahs *et al.*, 2013), recensement de la grande faune (Vermeulen *et al.*, 2013), caractérisation des forêts (Lisein *et al.*, 2015). Les données 3D issues d'imagerie drone peuvent aussi être combinées à un MNT LiDAR pour générer des MNH de grande qualité, comparable à des MNH obtenus à partir de LiDAR haute densité et ce, à moindres coûts (Lisein *et al.*, 2013).

Au niveau des applications spécifiques aux milieux aquatiques et riverains, la finesse de la résolution spatiale permet d'entrevoir un niveau de détail comparable à celui atteint par un opérateur sur le terrain : détection des successions seuils/mouilles (Casado *et al.*, 2015), détection d'arbres

individuels et de niveaux de défoliation (Lisein *et al.*, 2015), détection de bois morts et composition spécifique de la forêt riveraine (Dunford *et al.*, 2009) voire détection de plantes invasives (Hung, Xu, et Sukkarieh, 2014) ...

Objectifs et structure de la thèse

Les perspectives d'applications de la télédétection pour la caractérisation des bandes riveraines sont donc multiples, tant à l'échelle locale qu'à l'échelle régionale. L'objectif principal de cette thèse de doctorat est d'intégrer les avancées de ces études pionnières afin de formaliser un cadre méthodologique à finalité opérationnelle permettant de caractériser l'état, voire l'évolution des bandes riveraines à des échelles allant de quelques kilomètres de cours d'eau à des échelles couvrant une région entière, sur plusieurs dizaines de milliers de kilomètres.

L'objet de l'ensemble des recherches menées dans le cadre du projet de doctorat a trait aux bandes riveraines des cours d'eau de Wallonie gérées par les pouvoirs publics (bassin versant > 1 km², cf. Figure 6). L'espace analysé et considéré comme la bande riveraine est appréhendé de manière différenciée selon l'objectif poursuivi ; tantôt de manière fixe (enveloppe associée à une distance fixe par rapport au cours d'eau), tantôt de manière variable, sur base de critères hydrologiques (e.g. utilisation du concept d'aléa inondation).

Au niveau thématique, l'ensemble des questions de recherche ont trait à l'évaluation de l'apport de la télédétection pour la gestion des cours d'eau dans un contexte d'émergence de nouveaux outils (LiDAR, drones, ...). La dimension exploratoire de la thèse est importante, vu le caractère pionnier de ces recherches, singulièrement pour les aspects relatifs à la caractérisation exhaustive de 12000 km de cours d'eau à l'aide de données LiDAR. Le passage à l'indication pour la gestion est principalement abordé au sein de la troisième partie, dans une approche plus prospective.

Deux principales questions de recherche à la fois en lien avec les échelles de travail (locale VS régionale) et le type de données utilisées (nuages de points 3D VS imagerie drone) ont ainsi été identifiées :

Q1. *Quel est l'apport de l'imagerie drone pour une caractérisation fine de la végétation des bandes riveraines en termes de composition spécifique et d'état sanitaire ?*

Q2. *Quel est le potentiel des données issues de la télédétection pour la caractérisation et le suivi de la gestion des bandes riveraines des cours d'eau dans le cadre de la gestion d'un réseau hydrographique à l'échelle régionale ?*

Ces différentes questions de recherche ont été abordées au sein d'une diversité importante de situations hydrologiques, tant en matière de conditions naturelles (régions naturelles) que d'échelles spatiales considérées (Figure 11).

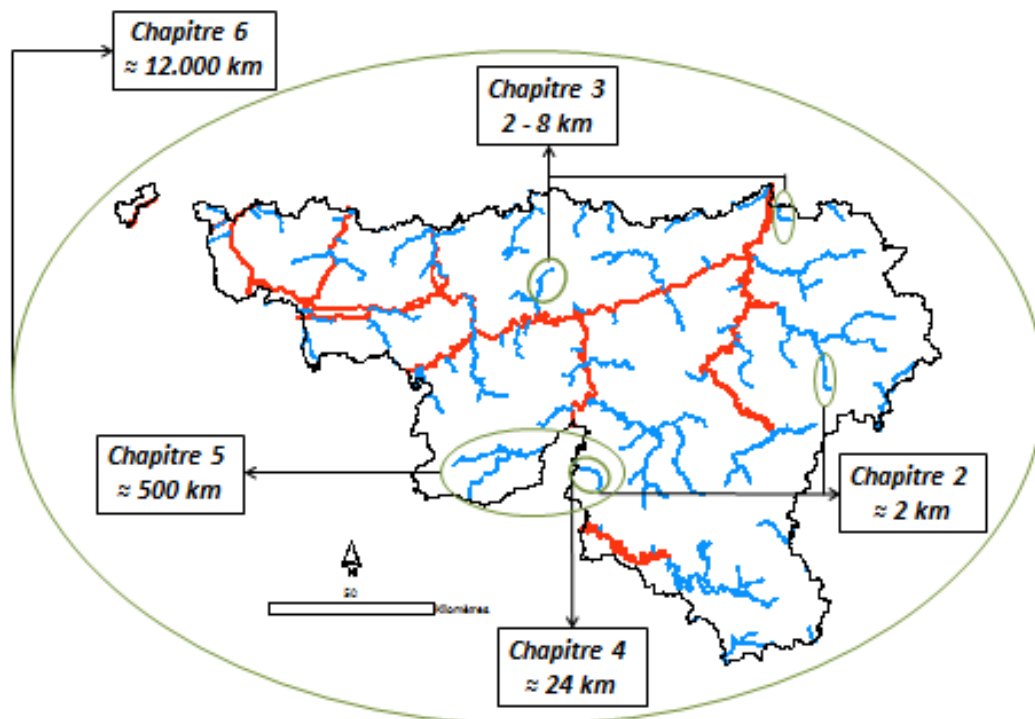


Figure 11 : sites d'études des bandes riveraines qui font l'objet des recherches de ce doctorat. Les linéaires concernés varient de quelques secteurs de gestion (Chapitres 2 et 3) à l'ensemble du linéaire géré par les administrations de Wallonie (Chapitre 6).

La première question de recherche identifiée est centrée sur l'évaluation de l'apport de la télédétection à une échelle locale (un à quelques secteurs de gestion, < 20 km) à l'aide d'un drone à aile fixe. Cette évaluation est réalisée à travers deux thématiques ayant émergé relativement récemment en Wallonie (années 90') : la gestion des plantes invasives et la gestion des problèmes phytosanitaires des forêts rivulaires. La gestion des plantes invasives nécessite de localiser précisément les populations lors des différentes étapes de la mise en œuvre de la gestion. Avant la gestion, une localisation précise de ces populations permet d'évaluer le travail à réaliser en limitant les déplacements coûteux et non sans risques dans le cas des milieux riverains. Après intervention, un diagnostic est également très important compte tenu de la dynamique de propagation des plantes invasives. En effet, l'« oubli » d'un individu peut suffire à maintenir des niveaux d'invasion importants sur le linéaire géré. L'apport de la télédétection par drone pour la localisation des plantes invasives des bandes riveraines est évalué au sein du **chapitre 3**. Dans le cadre de la gestion phytosanitaire des forêts riveraines, le **chapitre 2** évalue le potentiel de la télédétection par drone comme outil de diagnostic de l'état sanitaire des cordons rivulaires, notamment dans les stades précoces de la maladie de l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*).

La seconde question de recherche est abordée dans la **deuxième partie** de la thèse, à travers 3 chapitres décrivant le cheminement méthodologique ayant mené à une caractérisation des 12000 km de bandes riveraines des cours d'eau wallons. Ce cheminement méthodologique est issu d'une succession de trois projets de recherche ayant permis le développement d'une méthodologie pour la caractérisation régionale des bandes riveraines et cours d'eau de Wallonie allant des premiers tests à l'échelle locale à l'implémentation des méthodes à l'échelle régionale. Le **Chapitre 4**

présente une première étude ayant pour objectif d'évaluer le potentiel d'un jeu de données LiDAR d'excellente qualité, c.-à-d. avec un nuage de points présentant une très haute densité (> 10 points 'sols' / m²), pour élaborer des indicateurs d'état. Les résultats ont ainsi mis en évidence les éléments constitutifs des bandes riveraines qui peuvent être extraits du nuage de points LiDAR. Le **Chapitre 5** présente une démarche exploratoire permettant d'évaluer, à l'échelle régionale, l'usage exclusif de données 3D pour caractériser les bandes riveraines. Cette étude se concentre principalement sur les développements méthodologiques nécessaires à la régionalisation en utilisant les données de type LiDAR basse densité et MNS photogrammétrique, toutes ces données étant disponibles à l'échelle régionale.

Le **Chapitre 6** apporte une première véritable réponse à la **deuxième question de recherche** en proposant une première caractérisation régionale des bandes riveraines à l'échelle du réseau hydrographique de Wallonie à l'aide de données de type LiDAR basse densité et MNS photogrammétrique. Ces données ont été utilisées afin de caractériser la structure spatiale des bandes riveraines associées à l'ensemble du réseau hydrographique wallon (> 12 000 km) à travers 6 paramètres. Ces paramètres peuvent être d'ordre hydromorphologique (hauteur émergée des berges, largeur et sinuosité du lit mineur), ou descripteur de la structure des forêts riveraines (hauteur moyenne, continuité longitudinale et ombrage du lit mineur). Les liens entre les patrons spatiaux de ces différents paramètres et certaines caractéristiques des territoires wallons (occupation du sol, régions naturelles) sont également abordés. Différentes formes de visualisations de l'information peuvent appuyer le processus décisionnel des gestionnaires, de l'échelle locale (secteurs d'une masse d'eau DCE - Directive 'Cadre-Eau') à l'échelle régionale (354 masses d'eau DCE).

La troisième partie constitue d'une part un travail de synthèse des principaux résultats (**Chapitre 7**) et d'autre part une analyse plus prospective (**Chapitre 8**). Ce dernier chapitre est consacré à une analyse rétrospective des méthodologies utilisées combinée à une réflexion sur l'indication pour la gestion des bandes riveraines sur base des paramètres évalués à l'échelle régionale. Ce chapitre se termine par une présentation des perspectives tant en termes scientifiques qu'en termes de gestion des bandes riveraines des cours d'eau.

Première partie : Caractérisation des bandes riveraines à l'aide d'un drone

Chapitre 2 : Evaluation de la composition spécifique et de l'état sanitaire des forêts riveraines

Ce chapitre présente les potentialités des drones en matière de caractérisation fine des forêts riveraines. En tentant d'évaluer l'état sanitaire ainsi que la composition spécifique de ces milieux, l'approche par imagerie aérienne tente d'appréhender un niveau de précision comparable à celui d'un opérateur présent sur le terrain. Cette question de recherche aborde également la question de la valorisation de séries temporelles d'imagerie drone. Ce chapitre est adapté de l'article suivant :

Michez, A., Piégay, H., Lisein, J., Claessens, H., & Lejeune, P. (2016). Classification of riparian forest species and health condition using multi-temporal and hyperspatial imagery from Unmanned Aerial System. *Environmental monitoring and assessment*, 188(3), 1-19.

Ces résultats sont issus d'un premier projet exploratoire relatif à l'apport de la télédétection pour la gestion des cours d'eau (Michez *et al.*, 2013b). Ce projet a eu lieu au sein des années 1 et 2 du calendrier de thèse⁴.

Résumé :

L'utilisation de cette imagerie à très haute résolution, voire même hyperspatiale, dans une approche multi-temporelle est un sujet émergent. Cette tendance est renforcée par la croissance récente et rapide de l'utilisation de drones civils, nécessitant le développement de méthodologies innovantes et adaptées. Notre étude propose un cadre méthodologique pour valoriser un jeu de données d'images acquises à l'aide d'un drone dans le but de caractériser la composition spécifique et l'état sanitaire des forêts riveraines. De manière plus spécifique, l'approche développée vise à identifier à travers un processus de sélection de variables, les types de variable ainsi que les échelles spatiales d'analyse permettant de répondre au mieux aux objectifs.

La comparaison des différentes échelles d'analyse d'image a identifié les plus petits objets OBIA (environ 1 m²) comme l'échelle la plus pertinente. Les variables dérivées à partir des informations spectrales ont été identifiées comme les plus appropriées, suivies par des variables liées à la structure verticale de la forêt. Les résultats de classification montrent de bonnes précisions globales pour la composition des espèces de la forêt riveraine (4 espèces plus une classe 'autre', avec une précision globale comprise entre 80 et 84%). Le scénario de classification relatif à l'état sanitaire des aulnes glutineux du site 1 a permis d'obtenir la meilleure précision (90,6%).

La qualité des modèles de classification développés avec une approche « drone », peu coûteuse et semi-automatique permet de concurrencer celles développées en utilisant des données issues de capteurs beaucoup plus onéreux (imagerie aérienne multispectrale et hyperspectrale).

⁴ Projet 'IMAGEAU' : Potentialités de développement de l'outil « analyse d'images » dans le cadre de la gestion intégrée des cours d'eau (mai 2012 - juin 2013).

Introduction

Despite their relatively low area coverage, riparian forests are central landscape features that provide several ecosystem services: stream bank stabilization, reduction of fine sediment inputs and nutrient contamination, aquatic and terrestrial habitat improvement, recreational and educational opportunities (Guo *et al.*, 2011; Vidal-Abarca Gutiérrez and Suárez Alonso, 2013; Clerici *et al.*, 2014). Nevertheless, riparian forests are critically endangered in European countries by human pressures, such as livestock grazing, land use pressures, canalizations and waste water, and also by natural hazards, such as the black alder (*Alnus glutinosa*) disease caused by *Phytophthora alni* (Cech, 1998; Gibbs *et al.*, 2003; De Merlier *et al.*, 2005). The importance of riparian zones has been acknowledged by European directives (notably the Habitats Directive and the Water Framework Directive), involving multi-scale monitoring (local to network scales). Because of the typical linear and narrow shape of the riparian zones, field-based monitoring involves sampling, high labor costs, and time-consuming travels (Debruxelles *et al.*, 2009; Myers, 1989). The continuous improvement of the spatial resolution of remote sensing data combined with more powerful computer capacity and new geomatic procedures to extract information make the remote sensing approach more competitive (Alber and Piégay, 2011; Carbonneau and Piégay, 2012; Johansen *et al.*, 2010; Michez *et al.*, 2013; Roux *et al.*, 2014). The use of this very high resolution (VHR) imagery in a multi-temporal approach is an emerging topic (Ardila *et al.*, 2012; Champion, 2012; Lasaponara *et al.*, 2014). The trend is reinforced by the recent and rapid growth of the use of the unmanned aerial system (UAS), which has prompted the development of innovative methodology.

The use of the UAS in environmental science has become more common since the late 2000s. UAS imagery can be an effective alternative for cost-effectively describing riparian zones at the local scale (Dunford *et al.*, 2009; Husson *et al.*, 2014). In the ecological scope, the scientific community is very enthusiastic about the use of the UAS, proclaiming the “*dawn of drone ecology*” (Koh and Wich, 2012) and that the UAS “*will revolutionize spatial ecology*” (Anderson and Gaston, 2013). The two most important characteristics of UAS imagery are said to be the very high spatial and temporal resolution, allowing description of events occurring at a very local scale in a finite time window (e.g., the flowering of or the attack of a pathogen on a given tree species). Because of its very high spatial resolution (<0.1 m GSD), UAS imagery is regularly characterized as hyperspatial imagery (Carbonneau and Piégay, 2012; Greenberg *et al.*, 2005; Laliberte *et al.*, 2007; Strecha *et al.*, 2012). Many studies have taken advantage of these two characteristics, for a broad range of environmental applications, such as landslide mapping (Lucieer *et al.*, 2014), forest fire mapping (de Dios *et al.*, 2011; Merino *et al.*, 2012; Urbahs *et al.*, 2013), precision farming (Bendig *et al.*, 2013), wildlife census (Lisein *et al.*, 2013a; Vermeulen *et al.*, 2013), tree and forest characterization (Lisein *et al.*, 2013b; Zarco-Tejada *et al.*, 2014), forest biodiversity assessment (Getzin *et al.*, 2012), and forest species composition (Dunford *et al.*, 2009; Gini *et al.*, 2014). Recent studies have demonstrated the potential of UAS imagery to finely describe the forest canopy (Dandois and Ellis, 2010, 2013). When a good-quality digital terrain model is available, UAS-derived photogrammetric point clouds (>10 points/m²) can provide a canopy height model (CHM) with a quality comparable to LiDAR CHM, but with significant cost differences (Lisein *et al.*, 2013b). References on classification of forest species by use of UAS imagery are still rare in the literature and include only the single-date approach (Dunford *et al.*, 2009; Gini *et al.*, 2014). However, useful pioneering studies are available on vegetation mapping projects based on UAS imagery (Knoth *et al.*, 2013; Zaman *et al.*, 2011).

Classification of forest species using remote-sensing data is relatively well documented. Successful classifications have been carried out using multispectral aerial/satellite imagery (Immitzer *et al.*, 2012; Ke *et al.*, 2010; Key *et al.*, 2001; Korpela *et al.*, 2011; Lucas *et al.*, 2008; Sesnie *et al.*, 2008) and hyperspectral data (Dalponte *et al.*, 2014, 2012). The scale of analysis varies from tree crown pixel or object (object-based image analysis) to the crown itself. When available, 3D data (ALS LiDAR, SRTM DEM) can improve the classification accuracy (Dalponte *et al.*, 2014; Ke *et al.*, 2010; Sesnie *et al.*, 2008). Forest species classification has also been studied through the use of multi-temporal remote sensing dataset which allow to highlight phenological differences between forest species (Key *et al.*, 2001; Hill *et al.*, 2010; Zhu and Liu, 2014). These multi-temporal studies were intended to identify discriminant phenological stages (and related date) in order to schedule future imagery acquisition at lower cost within the identified time window. These studies identified the late growing season as the most relevant for these purposes. As UAS imagery allows acquisition of cost-effective dense time series of very high resolution imagery, new approaches can be considered.

Few studies have taken advantage of the temporal resolution of UAS imagery and the subsequent possibility of redundancy. Interesting case studies can be found but they are outside the proper ecological scope. In precision farming, Bendig *et al.* (2013) computed UAS derived digital surface model time series to measure the growth rate of experimental field crops while Torres-Sánchez *et al.* (2014) used UAS orthophotos to differentiate weeds in wheat fields in the early season. Multi-temporal data from UAS imagery have also been used to evaluate landslide and rockslide evolution (Lucieer *et al.*, 2014; Ragg and Fey, 2013). Most of these previous contributions used the temporal resolution of UAS imagery to fit the acquisition period to the occurrence of the events to be mapped, because UAS allow the final user to perform (at least to really get involved in) the survey. Subsequently, a methodological gap remains to be filled in terms of approaches that utilize dense (UAS) time series for a unified and multi-temporal classification purpose.

We propose a methodological framework to explore multi-temporal hyperspatial UAS imagery acquired during a single vegetative period in order to characterize riparian forest species and health condition. More specifically, we intend to identify which type of variables derived from hyperspatial imagery and which scale of image analysis are the most relevant to reach our objectives. Another major ambition is to highlight the best time window and the configuration of off-the-shelf camera.

The methodological framework is applied to describe the riparian forest through two fundamental characteristics: the species composition and the health condition. These characteristics were selected because of their applicability as proxies for ecological integrity of the riparian zones (Innis *et al.*, 2000; Naiman *et al.*, 2005), and for their usefulness in targeting management strategies (Debruxelles *et al.*, 2009).

Methods

Study sites

Both study sites are riparian forests located in two different landscapes in Wallonia, southern Belgium (Figure 12) in the Ardennes eco-region. To ensure the riparian character of the studied forest, forest patches located along the river bank (< 20 m from the wetted channel) were selected.

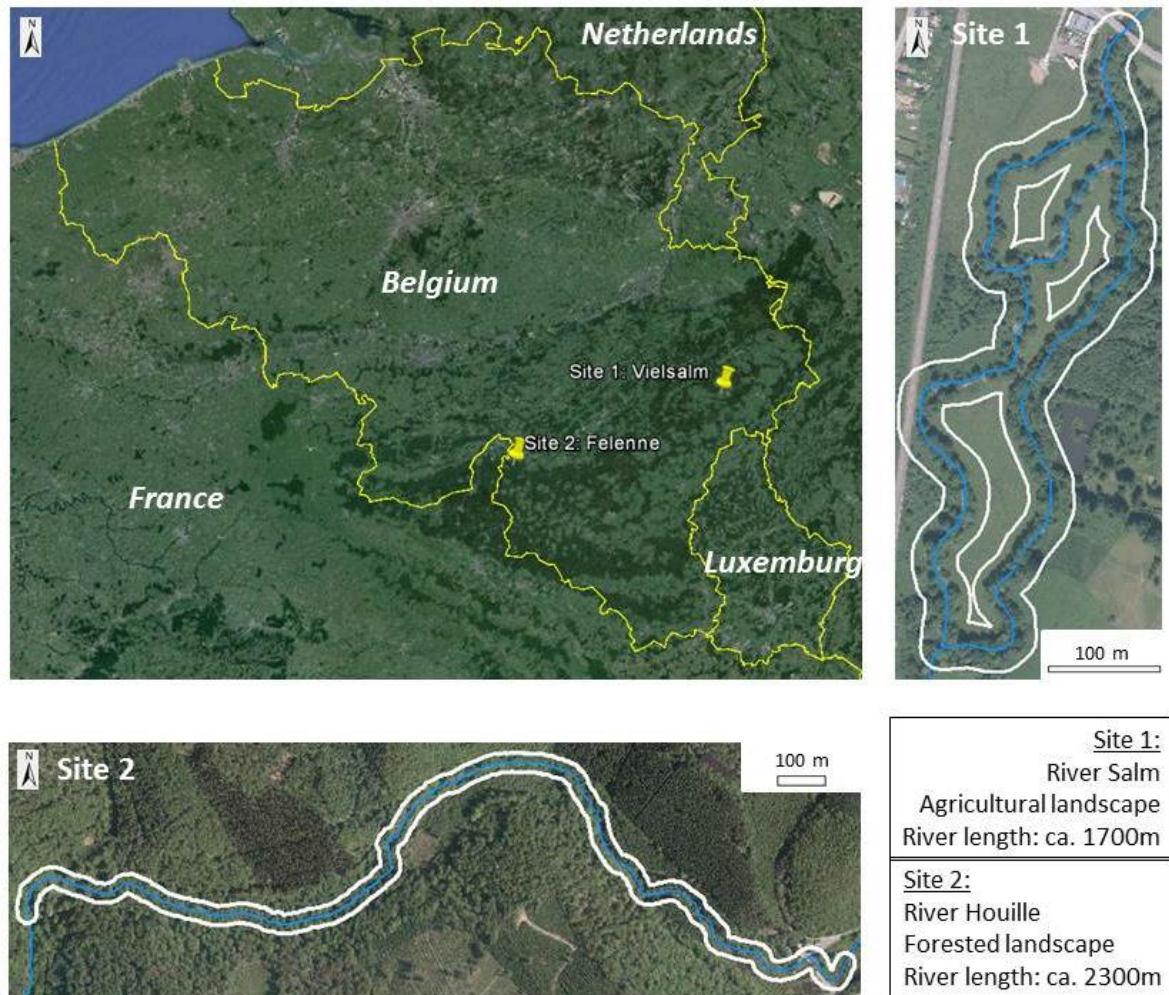


Figure 12: Study sites location. Site 1 (Salm River) is located in an agricultural landscape, with a globally managed riparian forest strip; Site 2 is located in an undisturbed forested landscape, with an unmanaged riparian forest strip.

Riparian forests of Site 1 (Vielsalm, Salm River) are located in an agricultural landscape (pastures). They are highly pressured by farm activities and remain mostly in a managed forest strip along the river banks (<10 m). The population of black alders in Site 1 are known to be infested by *Phytophthora alni* (Di Prinzio *et al.*, 2013a). Riparian forests of Site 2 (Felenne - Houille River) are located in a relatively undisturbed forest landscape. These strips are mainly unmanaged and have a regular presence of standing dead woods.

In terms of species composition, riparian forests of both sites are dominated by *Alnus glutinosa* with non-native coniferous stands (*Picea abies* and *Larix decidua*) in Site 2. *Alnus glutinosa* is the typical overstory tree species in the riparian zones of Wallonia (Claessens, 2010; Debruxelles *et al.*, 2009).

Acquisition of UAS imagery

Our workflow is based on a time series of 25 UAS flights (Table 5) allowing production of 18 and 7 orthophotos in Site 1 and Site 2, respectively, using a Gatewing X100 (wingspan: 100 cm; weight: 2 kg; cruising speed: 80 km/h; flight height: 100 m to 750 m). Two pre-calibrated Ricoh GR3 cameras (10-megapixel sensor; focal length: 6 mm) were used. One camera was adapted for near-infrared acquisition (Figure 13). The UAS can only carry one camera per flight. The flight duration never exceeded 45 minutes, and the overlap between images was set to 75%.

Field staff performed the maximum number of flight surveys during approximately two hours around solar noon. The number of flights per day was directly influenced by the meteorological conditions and logistical constraints (i.e., period of air space restrictions, UAS equipment failures, etc.). These circumstances resulted in a varying number of flights per day (Table 5). The weather conditions induced varying lighting conditions within and between the orthophotos. Although orthophotos which are the closest to solar noon should theoretically present the best quality to reach our objectives, the varying lighting conditions seriously complicated the selection of a single orthophoto per flight date. With the willingness to build a computer-based approach, all available orthophotos were therefore used to avoid an operator mediated selection.

Because one of the main objectives of the study was the characterization of riparian forest health condition, the aerial data survey was planned for the late growing season, which is the best time window (Gibbs *et al.*, 2003) for catching the leaf symptoms of the most common riparian forest pathogen in Wallonia: *Phytophthora alni* on the black alder (Di Prinzio *et al.*, 2013b; Pintos Varela *et al.*, 2010). This time window also matches well with the time windows found in other multi-temporal remote sensing studies for differentiating forest species (Key *et al.*, 2001; Hill *et al.*, 2010; Zhu and Liu, 2014).

Table 5: 18 (Site 1) and 7 (Site 2) orthophoto's (0.1 m GSD) generated - * selected flight date for site-reference DSM computation. More than 6000 raw images were captured and processed for this study.

Site	Date	Departure time	Camera	Images	Flying altitude (m)	Coverage (km ²)	Re-projection error (pixel)
1	10/08/2012	10:36	RGB	527	114	0.31	1.11
	6/09/2012 *	11:40	RGB	216	145	0.41	1.21
	6/09/2012 *	12:52	RGNIR	168	145	0.42	0.97
	6/09/2012 *	13:49	RGNIR	227	141	0.43	1.06
	6/09/2012 *	14:37	RGB	227	143	0.42	1.12
	18/09/2012	10:14	RGNIR	266	148	0.49	1.23
	18/09/2012	13:06	RGNIR	230	141	0.42	1.33
	18/09/2012	11:14	RGB	270	144	0.50	1.36
	18/09/2012	12:12	RGB	272	143	0.50	1.40
	18/09/2012	13:59	RGB	227	140	0.41	1.41
	10/10/2012	11:33	RGNIR	186	141	0.33	1.13
	10/10/2012	12:26	RGB	184	152	0.33	1.15
	10/10/2012	13:40	RGNIR	186	143	0.34	1.24
	10/10/2012	14:58	RGB	161	151	0.29	1.18
	19/10/2012	11:47	RGNIR	185	142	0.36	1.09
	19/10/2012	13:34	RGB	190	148	0.34	1.18
	16/11/2012	11:28	RGNIR	230	132	0.37	1.12
	16/11/2012	12:24	RGB	225	132	0.36	1.04
			<i>Sum</i>	4177	<i>Mean (site 1): 141</i>		<i>Mean (site 1): 1.19</i>
2	16/05/2012	13:54	RGNIR	553	289	2.58	0.83
	1/08/2012 *	13:49	RGB	297	394	3.31	1.12
	1/08/2012 *	15:07	RGNIR	304	393	3.32	0.84
	12/09/2012	11:27	RGB	369	372	3.64	0.79
	12/09/2012	12:33	RGNIR	369	375	3.76	0.66
	8/11/2012	13:14	RGNIR	258	404	3.94	0.84
	9/11/2012	14:20	RGB	279	396	4.06	0.89
			<i>Sum</i>	2429	<i>Mean (site 2): 375</i>		<i>Mean (site 2): 0.85</i>

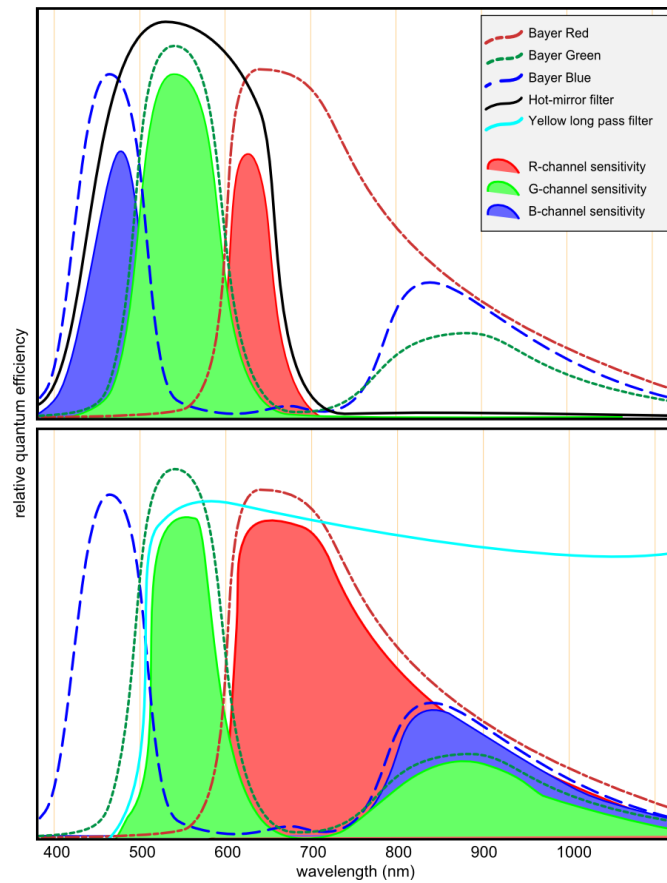


Figure 13: Idealized filter profiles (lines) and channel sensitivity (surface) for the RGB (top) camera and the RGNIR modified camera (bottom). The RGNIR camera was modified by removing the internal hot-mirror filter and adding a blue-light-blocking filter (i.e. a yellow long-pass filter). Adapted from Nijland et al. (2014).

General workflow

We propose an innovative and replicable multiplatform workflow to handle large and complex datasets induced by the spatial and temporal resolution of the UAS time series in a computer-based perspective to accurately map riparian forest species and health conditions (see summary in Figure 14).

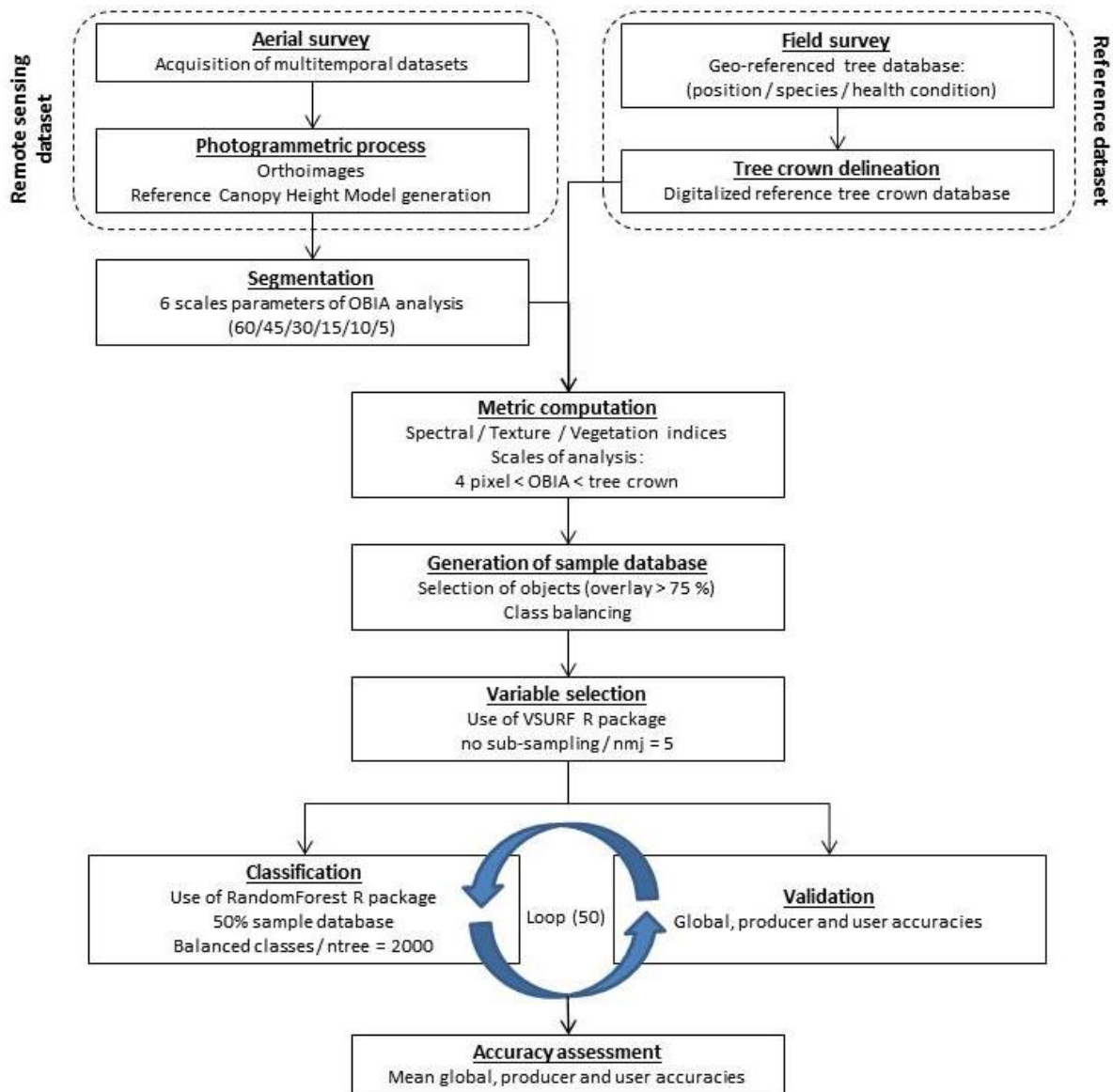


Figure 14: General overview of the method applied to each classification process.

Steps before the “generation of sample database” are executed once for the 25 UAS surveys, the other is specific for each classification scenario (species composition and health condition).

Photogrammetric process

General photogrammetric workflow

Agisoft Photoscan 1.0 professional, which is now relatively common in the UAS community, was used to perform photogrammetric surveys with proven efficiency (Dandois and Ellis, 2013, 2010; Sona *et al.*, 2014). Every flight dataset was processed by following the workflow described in Figure 15.

Our photogrammetric workflow was based on the work of Lisein *et al.* (2013b) in the Photoscan environment. On the basis of the information of the inertial measurement unit (IMU), the GPS positions recorded by the UAS, and a set of ground control points (GCPs), an initial aerotriangulation is performed (number 1 in Figure 15). The georeferencing process is based on a set of particular points (road crossings, roofs, pedestrian crossings, etc.) that are used as GCPs in Photoscan. For Site 1, the GCPs have been measured with a real-time kinematic (RTK) GPS (Leica 200+). For Site 2 (low

mobile network coverage), the GCP planimetric coordinates were defined on the regional orthophoto coverage (0.25 m GSD), and the altimetric positions were extracted from LiDAR DTM. Bare ground areas of the low-resolution 3D model (number 2 in Figure 15) are aligned on a LiDAR DTM within CloudCompare (<http://www.danielgm.net/cc/>), by use of the iterative closest-point matching strategy. The matching process results in a global transformation matrix (number 3 in Figure 15) of 6 parameters (translation and rotation), which is used to perform a rigid transformation of the GCP coordinates. The registered GCP positions are used to finely georeference the initial aerotriangulation (number 4 in Figure 15) and compute a high-resolution dense matching (number 5 in Figure 15).

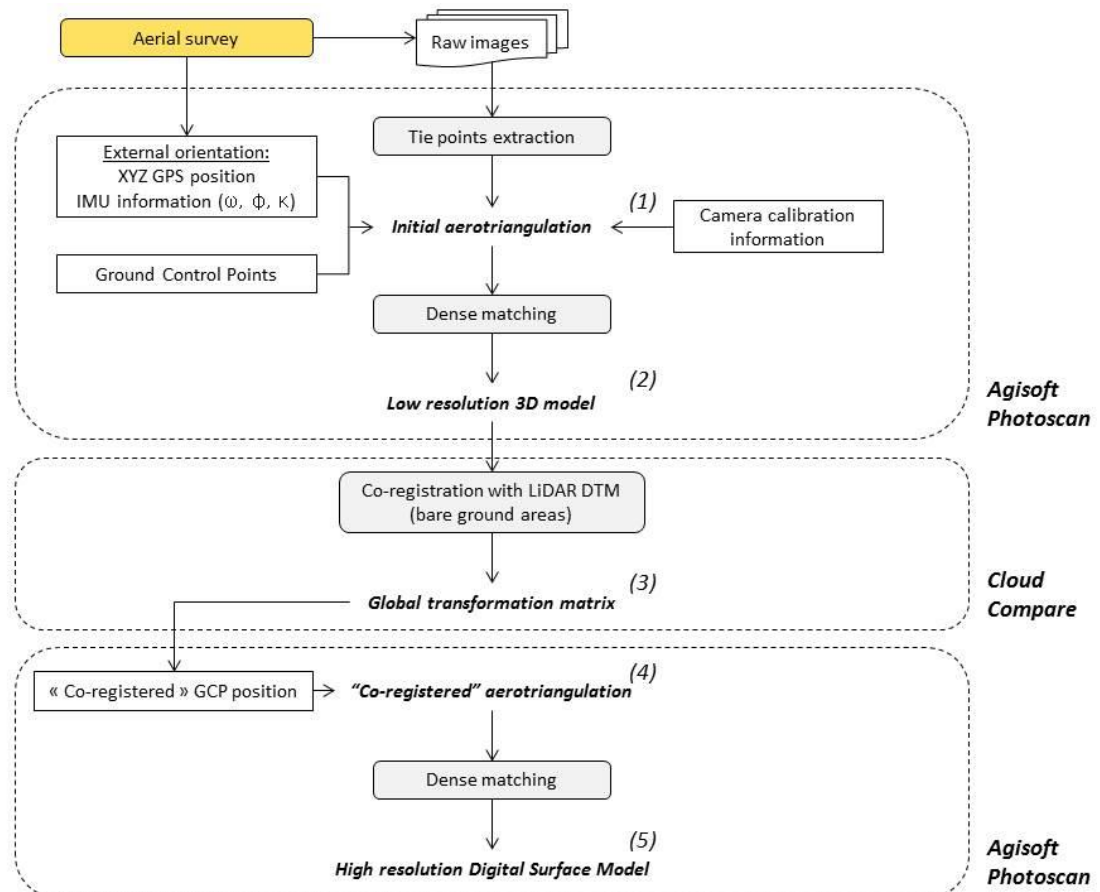


Figure 15: Photogrammetric workflow.

Orthophoto generation

The photogrammetric workflow (Figure 15) allows generation of orthophotos for every flight dataset. The orthophoto's were resampled to 0.1 m GSD. The orthophoto generation process used the "mosaic" blending mode with the color-correction option enabled in Photoscan 1.0. The Table 5 presents the list of the orthophotos, with the reconstruction error provided by Photoscan.

Canopy Height Model computation

For each site, we computed a single Canopy Height Model (CHM) (0.1 m GSD) by the combination of a LiDAR DTM and a photogrammetric DSM (DSM - DTM). The two "hybrid" CHMs have been used as the sole 3D reference for the segmentation / classification process, under the condition that the surface remained unchanged during the time window of the surveys (< 6 months).

In each site, a reference flight date was selected to compute the two site-reference DSM (see Table 5). The flights were selected manually on the basis of the visual quality of the individual raw images (ground visibility, luminosity, and sharpness). For each site, a new photogrammetric project (Table 6) was conducted with all images of the selected date, by following the same photogrammetric workflow (Figure 15).

Table 6: Key characteristics of the photogrammetric process to compute the reference photogrammetric DSM.

Site	Date	Images	Mean flying altitude (m)	Coverage (km ²)	Re-projection error (pixel)
1	6/09/2012	837	141	0.45	0.72
2	1/08/2012	598	392	3.58	0.86

Reference dataset

A geo-referenced database of 1186 deciduous trees (434 in Site 1, 752 in Site 2) was compiled. The position of the stem was measured with a field-map system (<http://www.fieldmap.cz>), initially positioned using a DGPS (GNSS Leica GPS1200+) on Site 1 and with a post-processed SXBlue II GPS (<http://sxbluegps.com>) on Site 2.

All overstorey trees were mapped and identified (species level) within the two study sites. Because Site 1 has been previously identified as infested by *P. alni*, the health condition of the black alders was estimated by a skilled operator according to two classes: asymptomatic tree and tree with *P. alni* foliar symptoms (defoliation and/or foliage yellowing). The field survey was conducted in August 2012 in Site 1, at the time the symptoms of the *P. alni* disease were the most distinctive (Gibbs *et al.*, 2003; Di Prinzio *et al.*, 2013b). In Site 2, the field survey was conducted in October 2012 and was only dedicated to identifying species.

Crowns of geo-referenced trees were delineated by use of the generated orthophotos and the two site-reference CHMs by the operator who performed the field survey. Respectively, *Alnus glutinosa* represent 67% and 48 % of the trees in Site 1 and 2 (see details in Table 7).

Table 7: Tree crowns database - * coniferous stand (stand level delineation).

Dominant tree species	Delineated tree crowns	Fraction of total area in sample (%)
<i>Site 1</i>		
<i>Alnus glutinosa</i>	275	67
<i>Fraxinus excelsior</i>	49	12
<i>Acer pseudoplatanus</i>	44	8
<i>Salix sp.</i>	36	7
Other (deciduous species)	30	6
	434	100
<i>Site 2</i>		
<i>Alnus glutinosa</i>	424	48
<i>Picea abies</i> *	12	22
<i>Acer pseudoplatanus</i>	165	14
<i>Quercus robur</i>	42	7
Other (deciduous species)	121	9
	764	100

Multi-resolution image segmentation

The segmentation was performed by use of eCognition developer, with a multi-resolution image segmentation algorithm (Blaschke, 2010). This region-growing segmentation algorithm starts from individual pixels that are merged to most-similar adjacent regions. The size and the shape of the resulting objects are defined by a scale parameter (related to the object size), shape, and compactness criterion (object homogeneity). To define which object size is the most relevant, we tested six different scale parameters: 5, 10, 15, 30, 45 and 60 (Figure 16). The mean size of the different objects of homogeneity criteria (shape and compactness) were equally balanced and set to 0.5.

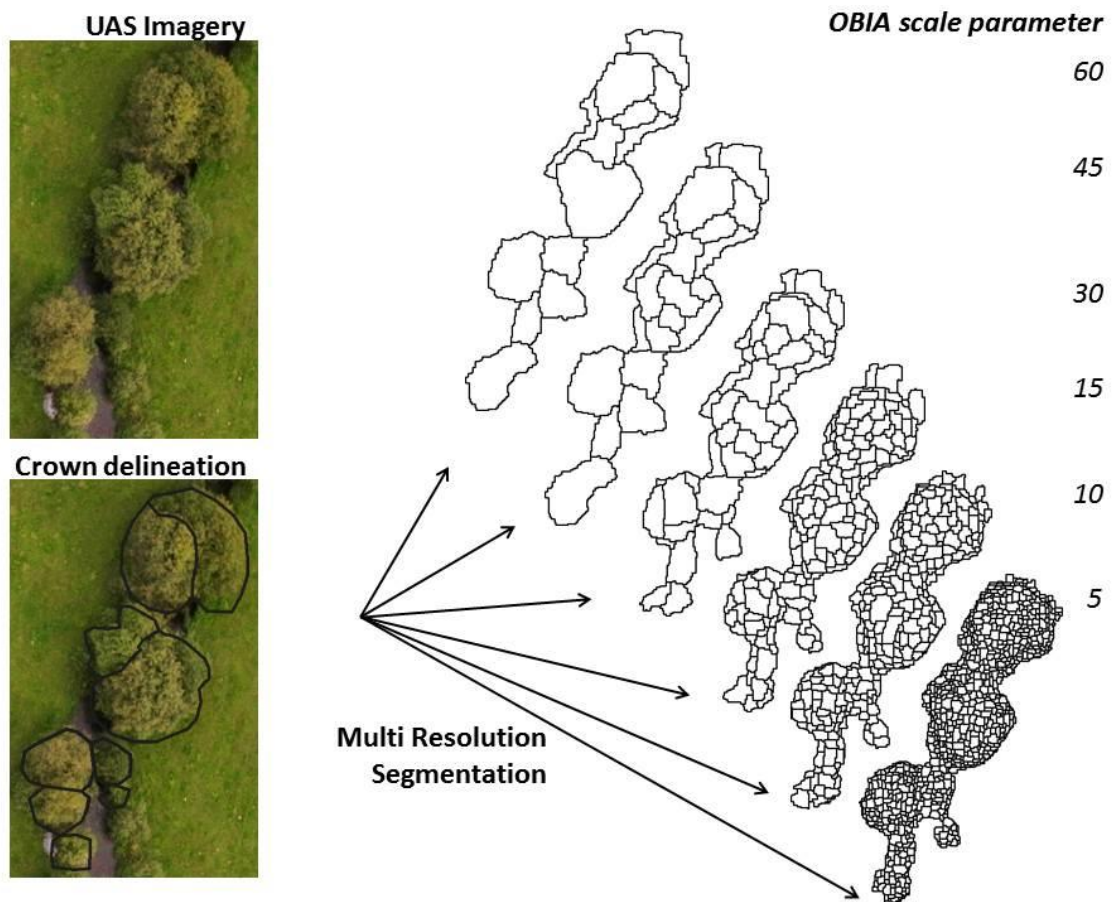


Figure 16: Manual tree crown delineation and six values of the OBIA scale parameter. The values of the OBIA scale parameter result in object size meanly varying from ca. 50 m² to 1 m².

The segmentation process is performed on selected layers to which a pre-defined weight has been assigned. To identify an object that can be considered as constant during the time window of the multi-temporal dataset, the segmentation process used in this study was based on the two canopy height models.

We extracted from each of the image objects a set of metrics (Table 8) at eight scales of analysis. In addition to the six OBIA scales, we tested one pixel-based scale (4 pixels square objects) and the manually delineated tree-crown scale. To exploit the whole time series in a single automated classification process on the basis of a random forest machine-learning algorithm, various spectral, texture, and vertical-structure metrics were derived from the UAS imagery.

We choose five gray level co-occurrence matrix (GLCM) derivatives based on the work of Haralick *et al.* (1973) and computed with eCognition: entropy, standard deviation, correlation, mean, and contrast (see Table 8). Those derivatives were chosen, most notably, because of their proven efficiency in similar approaches (Laliberte and Rango, 2009; Stumpf and Kerle, 2011). Those GLCM derivatives are typically computed through symmetric matrices for pixels neighboring directly at 0°, 45°, 90°, or 135°. In our case, we select an omnidirectional approach, in which the sums of all four directions of GLCM derivatives are calculated before texture calculation.

We test several simple metrics (see Table 8 for details), derived from the spectral layers mean itself and from different band ratios. Our approach was based on normalized band ratios (such as NDVI or GNDVI) and individual band ratios, such as the Green Ratio Vegetation Index.

On the basis of the two canopy height models, we compute three metrics (mean, s.d. and skewness) that describe the vertical structure of a riparian forest, considered as constant during the time series (see Table 8).

Table 8: Metrics computed and related example case study.

The number of variables is directly linked to the number and the type (RGB or RGNIR) of the orthophotos.

Class	Type	Formula (case of band ratio)	Camera	Number of variables		Case study
				Site 1	Site 2	
Texture	GLCM Entropy, Standard Deviation, Correlation, Mean and Contrast (all direction)		Both	270	105	Laliberte and Rango (2009)
	Mean		Both	54	21	Jensen (2009)
	Brightness	$(\bar{R} + \bar{G} + \bar{B})/3$ OR $(\bar{R} + \bar{G} + \overline{NIR})/3$	Both	18	7	Jensen (2009)
	Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$(\bar{R} - \overline{NIR})/(\bar{R} + \overline{NIR})$	NIR	8	4	Jensen (2009)
	Green NDVI (GNDVI)	$(\bar{G} - \overline{NIR})/(\bar{G} + \overline{NIR})$	NIR	8	4	Sripada et al. (2006)
	Normalized Green-Red Vegetation Index (NGRVI)	$(\bar{G} - \bar{R})/(\bar{G} + \bar{R})$	Both	18	7	Motohka et al. (2010)
	Normalized Green Blue Index (NGBI)	$(\bar{G} - \bar{B})/(\bar{G} + \bar{B})$	RGB	10	3	This study
	Normalized Red Blue Index (NRBI)	$(\bar{R} - \bar{B})/(\bar{R} + \bar{B})$	RGB	10	3	This study
Spectral	Green Ratio Vegetation Index (GVI)	\overline{NIR}/\bar{G}	NIR	8	4	Sripada et al. (2006)
	Ratio Vegetation Index (RVI)	\overline{NIR}/\bar{R}	NIR	8	4	Birth and McVey (1968)
	Band ratio: G/R	\bar{G}/\bar{R}	Both	18	7	This study
	Band ratio: G/B	\bar{G}/\bar{B}	RGB	10	3	This study
	Band ratio: R/B	\bar{R}/\bar{B}	RGB	10	3	This study
	Normalized Red	$\bar{R}/(\bar{R} + \bar{G} + \overline{NIR})$ OR $\bar{R}/(\bar{R} + \bar{G} + \bar{B})$	Both	18	7	Sripada et al. (2006)
	Normalized Green	$\bar{G}/(\bar{R} + \bar{G} + \overline{NIR})$ OR $\bar{G}/(\bar{R} + \bar{G} + \bar{B})$	Both	18	7	Sripada et al. (2006)
	Normalized NIR	$\overline{NIR}/(\bar{R} + \bar{G} + \overline{NIR})$	NIR	8	4	Sripada et al. (2006)
	Normalized Blue	$\bar{B}/(\bar{R} + \bar{G} + \bar{B})$	RGB	10	3	This study
					234	91
Vertical structure	Mean Height		Both	1	1	
	Skewness of height		Both	1	1	
	Standard deviation of height		Both	1	1	
				3	3	
			TOTAL	507	199	

Classification process

Generation of sample database

Objects with at least 75% of relative overlay with delineated tree crowns were selected to compile the tree crowns object database (Table 9). This threshold is relatively restrictive regarding to other comparable studies (60% for Ma *et al.* (2015) and even 50% Stumpf and Kerle (2011)). This choice was justified because of the relatively high similarity between classes compared to these 2 studies (Land Cover classes for Ma *et al.* (2015) and 'landslide' VS 'other objects' for Stumpf and Kerle (2011)).

Table 9: Key information about sample database linked to the scale of analysis - * mean computed with the deciduous individual tree crowns.

Scale of analysis	Pixel (0.01 m ²)	Mean size (m ²)		Number of objects	
		Site 1	Site 2	Site 1	Site 2
pixel 4	4	0.04	0.04	144101	326243
OBIA 5	83	0.83	1.01	20247	57811
OBIA 10	257	2.57	3.04	5987	12054
OBIA 15	504	5.04	5.94	2856	5608
OBIA 30	1677	16.77	19.23	663	1350
OBIA 45	3212	32.12	39.21	271	499
OBIA 60	4801	48.01	64.15	118	242
Tree Crown (operator delineation)	4687	46.87	49.31*	434	764

We test two classification scenarios for the riparian forest species and health condition (Table 10). For each of the sites, we established a classification with five classes. The first four classes group the spatial units of each of the four most common species from the field survey, whereas the fifth class ("Other riparian species") regroups the spatial units corresponding to the other species of the field survey. The purpose of this selection was to ensure a sufficient number of objects at every scale of image analysis. Because the black alders of the riparian forest of Site 1 were known to be highly contaminated by *Phytophthora alni* (De Merlier *et al.*, 2005; Di Prinzio *et al.*, 2013b), a focus was placed on the distinction between black alders with and without foliage symptoms.

Table 10: Classification approaches.

Classification "species composition"	Classification "health condition"
Site 1	
Alnus glutinosa	Asymptomatic Alnus glutinosa
Fraxinus excelsior	Alnus glutinosa with symptoms
Acer pseudoplatanus	
Salix sp.	
Other riparian species	
Site 2	
Alnus glutinosa	
Picea abies	
Acer pseudoplatanus	
Quercus robur	
Other riparian species	

Selection of variables by use of Random Forest

Random Forests machine-learning algorithms have proved their ability to handle very complex and high-dimensional remote-sensing datasets (Cutler *et al.*, 2007; Lawrence *et al.*, 2006; Stumpf and Kerle, 2011; Watts *et al.*, 2009). Most of the previously cited studies used the initial implementation of the Random Forest algorithm (Breiman, 2001) in the R software. Moreover, different studies have provided some improvement to this first package, notably to use the Random Forests algorithm for variable selection (Diaz-Uriarte, 2007; Genuer *et al.*, 2010). To identify which variable is the most relevant to differentiate species or tree health conditions, we use an implementation of the Random Forests algorithm by Genuer *et al.* (2010) and implemented within the R package “VSURF” (<http://cran.r-project.org/>). This process of variables selection was developed to handle high-dimensional data (number of variables exceeding number of observations) by following three steps (Genuer *et al.*, 2010). The first step (“Thresholding step”) runs a set of classic random forest processes (ntree parameter: 2000) and eliminates irrelevant variables from the dataset through the study of variable importance (Gini Index), computed during the random forest processes (see Breiman (2001) for details). The second step (“Interpretation step”) selects the best model through successive calls of random forest processes, starting with the random forest build utilizing only the most important variable and ending with all variables. The last step (“Prediction step”) refines the selected variables by eliminating redundancy in the set of previously selected variables. The first model is based only on the most important variable, and other variables are added to the model in a stepwise manner. To remain in the final model, a variable must have a bigger impact on the model accuracy than a noise variable (variables left out by interpretation). This last concern is tuned into VSURF through the “number of mean jump (nmj)” parameter, which was set to five with a trial and error approach (default value: 1).

Classification and accuracy assessment

Once the selected variables have been identified, the original sample database is randomly resampled (50%) to create training and evaluation sets. The training set is used to run a new RF process (ntree parameter: 2000). The model is then applied to the evaluation set for the accuracy assessment. The entire classification and accuracy process has been repeated 50 times to compute mean +/- s.d. values of accuracies.

Results

Riparian forest species composition

The classification process was run on the entire sample database, classifying riparian tree crown objects into five classes (Table 10). The accuracy of the classification varies with the scale of analysis (Table 11), suggesting that the overall accuracy is improving while the size of the analyzed objects is decreasing. Pixel-based or close to pixel OBIA objects (scale 5) perform the best (approximately 80% of overall accuracies).

The study of the selected variables (Table 11) at various scales reveals that the data derived from flights in the late growing season (Site 1) or in partially leaf-off conditions (Site 2) are the most appropriate. Phenological differences are enhanced during the late season, especially in the riparian forest foliage. In very late survey dates, various states of phenology can be found from fully photosynthetically active foliage in coniferous stands to completely “leaf-off” deciduous riparian trees.

Compared to selected variables of the Site 1, variables derived from the modified RGNIR camera are more frequent in selected variables of Site 2 (Table 11). The variables derived from the unmodified RGB camera (regardless the scale of analysis) are far more used on Site 1 (Figure 17).

Results presented in Figure 18 show that most of the selected variables are derived from the spectral information. The results also highlight the advantage of adding additional information to the classical spectral information from 3D layers or texture information. The 3D information, from derivatives of the CHM, is used for the finest scales of analysis, whereas the texture information, from GLCM derivatives, is used at coarser scale of analysis.

Table 11: Accuracy assessment and selected variables - Mean overall accuracies (cross validation approach) are computed from 50 runs of RF with selected variables. The three most used variables in the RF model (GINI Index) are presented in terms of variable types and flight date. The total number of variables and the number of flight day are also given as a proxy of the model complexity. The NIR column is checked for variables derived from the modified camera (RGNIR). Bold variable: most frequent variable (regardless scale of analysis).

Classification "Species composition"													
Site 1						Site 2							
Scale of analysis	Glob. Accuracy +/- S.D. (%)	n	Variable (top 3)	NIR	Flight date		Glob. Accuracy +/- S.D. (%)	n	Variable (top 3)	NIR	Flight date		
					n	(dd/mm)					n	(dd/mm)	
Tree Crown (operator delineation)	60.2 +/- 5.5	8	GVI	x	16/11		48.5 +/- 5.7	1	Norm. NIR			08/11	
			Norm. Green		5	18/09					1		
			Norm. Red			19/10							
OBIA 60	64.4 +/- 8.6	4	NGRVI			10/08		RVI	x		08/11		
			Norm. Green		4	16/11	51.4 +/- 5.5	4	NDVI	x	3	12/09	
			Red / Blue			19/10			Norm. NIR	x		08/11	
OBIA 45	69.9 +/- 6.1	7	GVI	x	16/11		54.4 +/- 4	7	RVI	x		08/11	
			Norm. Green	x	5	18/09				Mean Blue		4	09/11
			NGRVI			10/08				Norm. Green			01/08
OBIA 30	69.8 +/- 3.2	8	Green / Red			06/09		Norm. NIR	x		08/11		
			Norm. Red		5	19/10	66.4 +/- 2.3	10	Mean Blue		3	09/11	
			NRBI			19/10		Green / Blue			12/09		
OBIA 15	76.8 +/- 1.8	12	Norm. Red			19/10		Norm. NIR	x		08/11		
			NRBI		6	19/10	71.9 +/- 1.3	13	Norm. Green	x	5	09/11	
			NGRVI			06/09		NGRVI			09/11		
OBIA 10	77.4 +/- 1.3	18	Norm. Red			19/10		Norm. Green			09/11		
			NRBI		6	19/10	75 +/- 0.8	16	Norm. NIR	x	6	08/11	
			NGRVI			06/09		Green / Red			09/11		
OBIA 5	79.5 +/- 0.7	25	Norm. Red			12/10		Green / Red			09/11		
			NRBI		6	19/10	74 +/- 0.3	13	Normalized Green		5	09/11	
			Green / Red			06/09		Normalized NIR	x		08/11		
4 pixel	78.1 +/- 0.3	17	Norm. Red			19/10		NGRVI			09/11		
			Mean Height		6	06/09	84.1 +/- 0.2	14	Red / Blue		5	09/11	
			Green / Red			19/10		Norm. Green			09/11		
<i>Mean</i>		12				5				10		4	

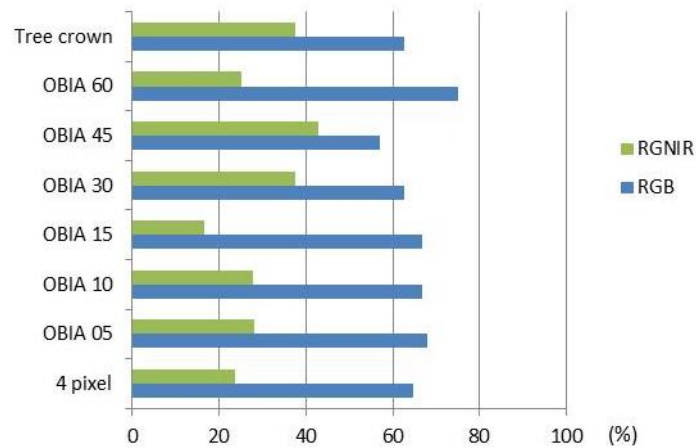


Figure 17: Frequency of variables derived from the RGNIR and RGB camera in selected variables for the species composition classification approach (Site 1). RGB derived variables are more frequent in selected variables than variables derived from the modified off-the-shelf RGNIR camera.

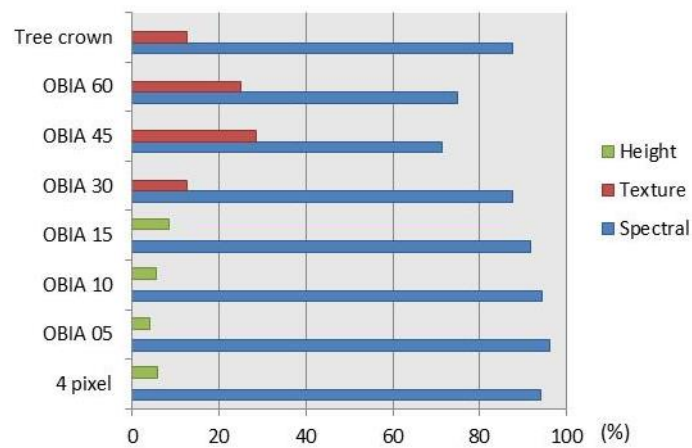


Figure 18: Scale of analysis and variable type frequency in selected variables for the species composition classification approach (Site 1). Height: variables derived from a canopy height model. Texture: GLCM derivative variable. Spectral: variables derived from the spectral layers. Spectral variables are the most used. Texture variables are used at coarse scales, whereas 3D variables are used at fine scales.

The study of the confusion matrices for the best performing classification models (species composition approach) for Sites 1 and 2 (Tables 8 and 9) reveal contrasted individual classification errors.

Table 12: Individual confusion matrix of the best performing scale of analysis (OBIA scale 5) for the species composition classification approach (Site 1). Classification error (Class. error) are based on Out Of Bag data.

		PREDICTED CLASS					Class. error
		Acer pseudoplatanus	Alnus glutinosa	Other riparian tree	Fraxinus excelsior	Salix sp.	
ACTUAL CLASS	Acer pseudoplatanus	447	26	25	54	27	21%
	Alnus glutinosa	56	441	51	56	61	20%
	Other riparian tree	16	23	448	8	15	18%
	Fraxinus excelsior	15	29	4	410	19	22%
	Salix sp.	15	30	21	21	427	21%
OOB estimate of global error rate						20%	

Table 13: Individual confusion matrix of the best performing scale of analysis (4 pixels) for the species composition classification approach (Site 2). Classification error (Class. error) are based on Out Of Bag data.

		PREDICTED CLASS					Class. error
		Alnus glutinosa	Other riparian tree	Picea abies	Acer pseudoplatanus	Quercus sp.	
ACTUAL CLASS	Alnus glutinosa	4238	495	26	751	53	27%
	Other riparian tree	444	4520	53	424	71	22%
	Picea abies	65	78	5687	111	16	2%
	Acer pseudoplatanus	921	555	61	4420	44	25%
	Quercus sp.	181	206	12	150	5670	3%
OOB estimate of global error rate						16%	

Classification of alder health conditions

The variables used to classify the health condition of the black alders differ from those used for the species composition classification in two important ways. The health condition classification present better overall accuracy value (> 90%) and requires fewer variables to construct the optimal classification models (12 versus 9 for Site 1).

The classification of the health condition of *Alnus glutinosa* in Site 1 is based more on variables derived from NIR imagery, which allow healthy alders to be distinguished from those that presented defoliation symptoms during the field survey.

Table 14: Accuracy assessment and selected variables (Species composition classification) -

Mean overall accuracies (cross validation approach) are computed from 50 runs of RF with selected variables. The three most used variables in the RF model (GINI Index) are presented in terms of variables types and flight date. The total number of variables and the number of flight day are also given as a proxy of the model complexity. The NIR column is checked for variables derived from the modified camera (RGNIR).

Classification "Health condition"					
Site 1 (<i>Alnus glutinosa</i>)					
Scale of analysis	Glob. Accuracy +/- S.D. (%)	n	Variable (top 3)	NIR	Flight date (n (dd/mm))
Tree Crown (operator delineation)	83.5 +/- 5.8	5	Norm. Red	x	18/09
			GLCM_Corr. Green		3 08/10
			RVI	x	19/10
OBIA 60	81 +/- 10.8	2	Norm. Red	x	18/09
			Mean NIR	x	1 18/09
OBIA 45	84.2 +/- 6.1	3	Mean NIR	x	18/09
			Norm. Green		2 10/10
			Brightness	x	18/09
OBIA 30	83.6 +/- 4.5	5	Norm. Green		10/10
			Green / Blue		3 19/10
			GVI	x	19/10
OBIA 15	87.2 +/- 2.2	8	Norm. Green		19/10
			GNDVI	x	4 19/10
			NGRVI		19/10
OBIA 10	87.1 +/- 1.3	14	Mean NDVI (leaf on)	x	/
			Norm. Red	x	6 18/09
			Norm. Red	x	06/09
OBIA 5	90.6 +/- 0.7	21	Norm. Red	x	18/09
			Norm. Green		6 10/10
			Norm. Green		19/10
4 pixel	90.3 +/- 0.3	12	Mean NDVI (leaf on)	x	/
			Mean MNH		6 06/09
			RVI	x	06/09
<i>Mean</i>		9			4

Discussion

Riparian forest species and health condition

Overall accuracies of our tree species classifications reached 79.5 % (Site 1) and 84.1 % (Site 2), which are comparable with those raised by recent researchers who used much more expensive hyperspectral imagery (79%, Dalponte *et al.*, 2014) or multispectral imagery (83%, Waser *et al.*, 2011). High overall accuracy results were obtained for the classification of the health condition of the typical overstorey tree species of Walloon riparian forest (*A. glutinosa*, 90.6%).

The study of individual classification errors (see Table 12 and Table 13) for the best-performing species classification models can be analyzed through the phenological traits of the tree species. In Site 2 (Table 13), *Acer pseudoplatanus* and *Alnus glutinosa* present similar and relatively high classification error. These higher

classification errors can be explained by high intraspecific phenological variations for *Acer* species (reported by Hill *et al.*, 2010) and by variation in the health condition of *Alnus glutinosa* (recorded presence of *P. alni*). *Picea abies* or *Quercus* species present very low classification errors in Site 2. The phenological characteristics of *Picea abies* are quite obvious because this species forms distinct even-aged and evergreen stands along Site 2. In Site 1, the highest classification error is related to the class of *Fraxinus excelsior* and can be explained by the presence of the highly pathogenic *Chalaria fraxinea* (recorded during field survey).

Operational recommendations

Time window

The most appropriate time windows to perform the flight surveys were found to be the late season of vegetation, when phenological differences of riparian forest trees are the most enhanced. These results are in line with previous studies such as Key *et al.* (2001) and Hill *et al.* (2010) who used aerial multispectral imagery, and Zhu and Liu (2014), who used satellite imagery.

Number of surveys

Respectively, 6 and 5 days of surveys were required to achieve the best classification results for Sites 1 and 2, whereas 6 days of flight surveys were required to assess the health condition of black alders of Site 1. These results highlight the importance of the multi-temporal character of the dataset. However, the health condition of black alders in Site 1 can be evaluated with a sufficient accuracy (81%) using two variables derived from a single flight survey with the modified RGNIR camera.

Scale of analysis

The relation between the scale of the analysis and the accuracy of the classification shows evidence of higher global accuracies for the classification scenarios performed with smaller objects (from segmented objects <1 m² to 4 pixel objects, 0.04 m²). The trend is more obvious for the 'Species composition' scenario.

This result highlights the importance of the tree crown object-segmentation process. The closer the size of the segmented object is to the tree-crown scale, the more accurate the segmentation process must be to avoid objects overlapping several individual trees. The oversegmentation induced by the reduction of the OBIA scale parameters limits this overlapping. However, tree crown delineation is a research topic in itself, and the multiresolution-segmentation process was, in our approach, intentionally simple, without scale-related fine-tuning. Fine-tuning of the segmentation process in relation to the scale of image analysis would especially improve the performance of coarser scales of image analysis but would turn the approach into a more time-consuming and less computer-mediated perspective.

Besides the quality of segmented objects, larger objects present higher spectral heterogeneity. This fact combined to a lower number of training objects (due to the fixed sampling ratio) induce the decrease of the overall accuracy as the size of the objects increases. These findings are in line with recent publication of Ma *et al.* (2015) who also used UAS imagery. The lower overall accuracy values of the manually delineated tree crowns scale (despite a lower mean area value than the OBIA60 scale objects) can be further explained by the fact that a major part of delineated individuals in the reference dataset are actually clump of trees. In this case, a single individual polygon can regroup up to 10 crowns, with shadow and blurry effect between and around them, inducing even higher spatial heterogeneity in these objects (compared to larger 'OBIA 60' objects).

Relevant type of variable

The analysis of the selected variables also confirms the value of the use of 3D information (derived from a canopy height model) at fine scale and texture information at a coarser scale. The selection of the “Mean Height” at fine scale can be explained by height differences between “healthy” and “unhealthy” riparian trees. At the local scale, the dense matching process can fail to reconstruct the canopy of trees with extreme defoliation symptom, leading to an underestimation of the height. The low efficiency of texture metrics (and thus the high performance of spectral metrics) can also be explained by the orthophoto generation process. Because of the very high complexity of the surface of the canopy, tree crowns on orthophotos can present a blurry aspect. Considering that the best results were achieved at finer scale (< 1 m² objects), we do not recommend the use of texture metrics, which are time-consuming and were unused by classifiers at best-performing scales.

Use of modified RGNIR off-the-shelf camera

The site 1 being less contrasted in terms of forest type and presenting the ‘densest’ time series, it can be used as a model for comparing the performance of the modified RGNIR camera. The results (see Figure 17) highlight the higher performance of the RGB camera, which can be explained by the spectral overlap between the spectral bands of the modified RGNIR camera (see Figure 13).

Compared to Site 1, the more intense use of RGNIR imagery in Site 2 can be explained by the forest species composition. As the appropriate time windows to perform the flight surveys were found to be the late season of vegetation, the simultaneous presence in Site 2 of photosynthetically active (evergreen coniferous stands) and non-active species (riparian leaf-off deciduous trees) induces higher contrast in NIR. This fact can also explain the selection of the blue band capture in the late season of vegetation in Site 2, because the soil (and subsequently leaf-off trees) has a specific response within the blue wavelength.

Conclusions

The quality of the classification models developed with a UAS-based, cost-effective and semi-automatic approach competes successfully with those developed using more expensive imagery, such as multispectral and hyperspectral airborne imagery. Our study uses the temporal resolution of the UAS to compile a redundant dataset of UAS imagery to highlight riparian forest phenological differences. This innovative approach is the first forest case study that takes advantage of both spatial and temporal resolution of UAS imagery to successfully describe subtle features, such as individual tree species or health condition.

The accuracy of the classification of the diseased alders opens the door to applications dedicated to monitoring of the health conditions of riparian forests. Our approach is directly applicable in other context, notably to characterize other emerging dieback diseases that also induce defoliation symptoms (e.g., *Chalara fraxinea* on *Fraxinus excelsior* in Europe).

Regarding the forest characterization, most of the previous research on time-series imagery aimed to identify a specific time window when the classification would be the most reliable. The final operational application was subsequently to schedule imagery acquisition at a lower cost within the identified time window. With very low operational costs induced by UAS imagery, applications can integrate dense time-series imagery on an operational basis. Our methodological framework will provide UAS users with a solution to manage large imagery metrics datasets derived from those dense time series. In temperate-climate areas, our results confirm the relevance of imagery acquired in the late season of vegetation. Our

results also highlight the importance of time series to characterize riparian forests species while the health condition of *Alnus glutinosa* can be assessed through a single flight survey with satisfactory accuracy.

Future work should focus on the use of denser multi-temporal datasets, covering several entire vegetation seasons linked with the climatic conditions. This effort will limit the influence of early phenological disturbances and allow identification of more general phenological traits to develop better classification models.

Chapitre 3 : Cartographie des plantes invasives des bandes riveraines

Ce chapitre envisage l'usage des drones en appui à la gestion des bandes riveraines sous un autre angle. Le **Chapitre 2** valorisait les résolutions spatiale et temporelle des drones pour compiler une série temporelle analysée dans son intégralité au sein de différents projets de classification relatifs à la forêt riveraine des cours d'eau. Le présent chapitre valorise quant à lui les résolutions temporelle et spatiale des drones pour observer un phénomène se produisant au cœur de fenêtres spatiale et chronologique restreintes, associé à une phénologie supposée discriminante de l'espèce à cartographier : floraison des berces et des balsamines, jaunissement des feuilles de renouées. Ce chapitre est adapté de l'article suivant :

Michez, A., Piégay, H., Lisein, J., Claessens, H., & Lejeune, P. (2016). 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.

Ces résultats sont issus d'un premier projet exploratoire relatif à l'apport de la télédétection pour la gestion des cours d'eau (Michez *et al.*, 2013b). Ce projet a eu lieu au sein des années 1 et 2 du calendrier de thèse⁵.

Résumé :

Etant influencés par les activités humaines depuis des siècles, les milieux riverains n'ont cessé d'enregistrer des dégradations. Parallèlement à ces dégradations, l'invasion d'espèces exotiques a augmenté dans les zones riveraines au cours du 20^{ème} siècle quelles que soient les régions du monde. Dans notre étude, nous proposons un cadre méthodologique pour la cartographie des trois principales espèces végétales invasives des bandes riveraines de Wallonie à partir d'images issues d'un drone : la balsamine de l'Himalaya, la berce du Caucase et les renouées du Japon. Les orthoimages « drone » ont été utilisées pour construire des modèles de classification supervisée (algorithmes des forêts aléatoires) à partir de variables spectrales et de texture calculées et ce, à différentes échelles d'analyse spatiale. Les modèles ont été construits en utilisant 20% de l'ensemble des données, le reste des données étant utilisé comme un ensemble de test (80%).

Excepté pour la berce, les meilleurs résultats en termes de précision globale ont été obtenus pour l'échelle d'analyse spatiale la plus fine (paramètre d'échelle de segmentation = 10). Les meilleures précisions globales obtenues ont atteint respectivement 72%, 68%, et 97% pour la balsamine, la renouée du Japon, et la berce du Caucase. En termes de type de variables sélectionnées, les mesures spectrales simples (moyenne de bande, brillance totale) sont les plus utilisées. Nos résultats confirment également la valeur ajoutée de paramètres de texture. Les résultats obtenus pour la balsamine et la renouée n'atteignent pas une précision suffisante pour entrevoir des applications opérationnelles. Cependant, les résultats obtenus pour la berce du Caucase sont encourageants et pourraient améliorer et compléter les outils de gestion mis en œuvre dans le cadre de la gestion de cette espèce.

⁵ Projet 'IMAGEAU' : Potentialités de développement de l'outil « analyse d'images » dans le cadre de la gestion intégrée des cours d'eau (mai 2012 - juin 2013).

Introduction

Riparian zones are key landscape features, representing the interface between terrestrial and aquatic ecosystems. Despite a low area coverage, they provide several ecosystem services and display an exceptionally rich biodiversity (Naiman and Décamps, 1997). Riparian zones have been influenced by human activities for centuries, notably because they often involve concentrated human settlements (Décamps *et al.*, 1988). Nevertheless, their rate of degradation has increased during the 20th century. Up to 90% of the flood plains in Europe and North America have already been intensively modified, with extinction of their functionality (Tockner and Stanford, 2002).

Various anthropic disturbances can influence riparian habitats: hydrological alteration (Jansson *et al.*, 2000), watershed and adjacent land use, logging, grazing (Hancock *et al.*, 1996), and even recreational activities (Washitani, 2001). Concomitant with (or as consequences of) these disturbances, the invasion of exotic species has increased throughout the world's riparian zones (Richardson *et al.*, 2007).

The trend of invasion by exotic species in riparian zones is well documented (Planty-Tabacchi *et al.*, 1996; Lake and Leishman, 2004; Richardson *et al.*, 2007). Riparian ecosystems are highly dynamic, notably through flood occurrences, which provide regular openings for the installation of invasive species. Floods also represent dissemination opportunities, which lead to a higher rate of invasion in riparian areas, leading some authors to qualify riparian areas as “*as heaven for exotic plant species*” (Stohlgren *et al.*, 1998).

In Europe, Lambdon *et al.* (2008) reported 5789 exotic plant species, while Schnitzler *et al.* (2007) identified 43 exotic plant species in European riparian forests, with varying invasive characteristics. Belgium is particularly affected by the problem of invasive species, and has the highest number of registered exotic plant species in Europe at 1969 (Lambdon *et al.*, 2008).

Belgian riparian zones are particularly pressured by human activities and have been widely invaded by three taxa: *Impatiens glandulifera* Royle, *Heracleum mantegazzianum* Sommier and Levier, and Japanese knotweed (*Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt Petrop.), *Fallopia japonica* (Houtt.) and hybrids). These species are known as very successful invaders (Pysek and Prach, 1993) and were introduced in Europe as ornamental garden plants during the 19th century (Pyšek, 1991; Pysek and Prach, 1995; Barney, 2006).

The three species generally form monospecific dominant stands that induce the lowering of cover and the specific diversity of native riparian vegetation species (Hejda *et al.*, 2009). Nevertheless, the impact of *I. glandulifera* populations on riparian vegetation is more complex, as they have a relatively low impact on vegetation communities (Hulme and Bremner, 2005), and have even been described as a positive factor for bee communities (Lopezaraiza-Mikel *et al.*, 2007).

In Wallonia, attempts by land managers to reduce the spreading of these species have had varying success (Delbart *et al.*, 2010). Effective approaches are now available to manage *H. mantegazzianum* and *I. glandulifera*, while Japanese knotweed was found to be very resistant to various management approaches (Delbart *et al.*, 2012). Of these species, *H. mantegazzianum* is currently the only species that is systematically managed by public land managers in Wallonia (by administrative decree).

Owing to the high invasion potential of these species, all potential management strategies must be carried out through down- and up-stream analyses. Indeed, remaining upstream populations can still disseminate propagules, potentially causing a new invasion. In the case of eradication campaigns (e.g., *H.*

mantegazzianum in Wallonia), field managers aim to achieve a complete inspection of the river network. This task is very time-consuming, involving high labor costs. It also represents some risk for the field-operators. For this task, and also for general monitoring, remote sensing methods can provide objective, repeatable, and cost-effective information for land managers.

Different remote sensing approaches to the mapping of invasive plant species can be found in the literature. Very high resolution aerial imagery is commonly used to map the spatial distribution of alien plants, and has been tested with satisfactory results on *H. mantegazzianum* in the Czech Republic (Müllerová *et al.*, 2005, 2013) and on Japanese knotweed in the UK (Jones *et al.*, 2011). Owing to heterogeneity at the pixel scale (≤ 10 cm), studies have achieved better results through the use of object based image analysis (OBIA) (Batz and Schäpe, 2000). High resolution satellite imagery is an alternative solution when mapping patches of invasive plant species larger than the relevant spatial resolution (Müllerová *et al.*, 2013; Fernandes *et al.*, 2014). Huang and Asner (2009) underline the fact that “*alien plant invasions can be studied using remote sensing when the invader presents a novel structure, phenology or biochemistry relative to neighboring native vegetation.*” Other authors also acknowledge the importance of acquiring remote sensing data when the phenological stage of the invasive species renders it recognizable compared with native species, e.g. through distinctive flowering (Müllerová *et al.*, 2005, 2013). The use of Unmanned Aerial Systems (UAS) to map invasive species is the most recent trend in this field, and can partially fulfill the requirements.

UAS imagery is a cost-effective approach that allows end users (with good knowledge of the field) to acquire data with very high temporal and spatial resolution. These two characteristics are especially relevant to mapping small invasive plant species at a specific phenological stage, such as the flowering stage. Previous work involving the use of UAS imagery to map invasive species is rare in the literature, but early results are promising. Wan *et al.* (2014) achieved very good classification (overall accuracy of 94%) of *Spartina alterniflora* patches in China, while Zaman *et al.* (2011) and Hung *et al.* (2014) achieved similar results (95% and 94%) in mapping invasive species in the USA and Australia, respectively. These pioneer studies were focused on a single site and a single species (Wan *et al.* (2014), Zaman *et al.* (2011)) while Hung *et al.* focused on methodological development of feature learning algorithms. Subsequently, new methodological approaches tested on different study sites and different species are needed.

We propose to develop supervised classification based on the random forests algorithm (Breiman, 2001) to identify the most relevant variable (or combination of variables) derived from UAS imagery for mapping riparian invasive plant species. Our study aims to propose a general and reproducible methodological framework for accurate mapping of different invasive species in riparian areas using off-the-shelf UAS imagery. As case studies, this methodological framework is applied to two distinct riparian landscapes and various invasive species (Japanese knotweed, *I. glandulifera*, and *H. mantegazzianum*).

Methods

We propose an easily reproducible method to handle the mapping of invasive species with UAS imagery (Figure 19) based on a georeferenced training set.

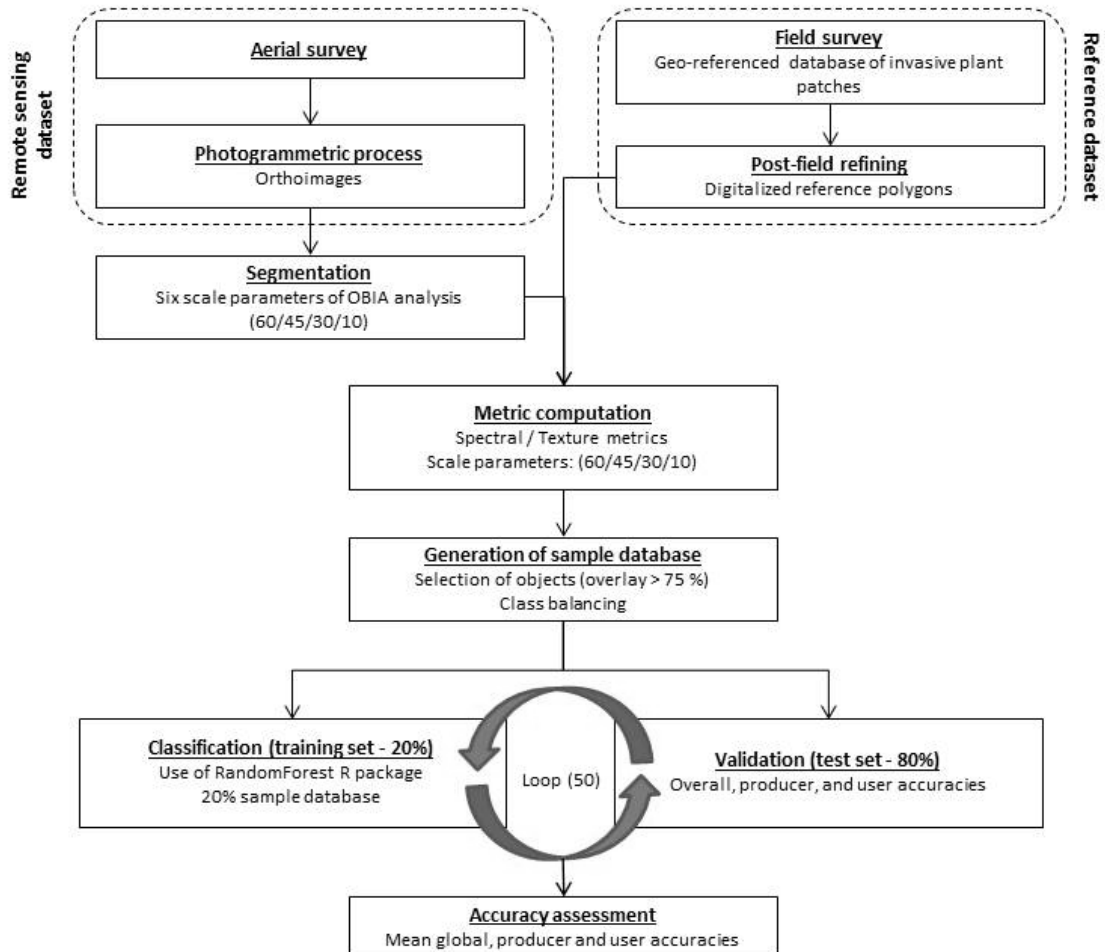


Figure 19: General workflow.

Study sites

We focused our analysis on two riparian zones (<30 m from the wetted channel) located in Wallonia (southern Belgium, see Figure 20). The Berwinne valley was chosen because of the simultaneous presence of *I. glandulifera* and *H. mantegazzianum*. The land use found in the watershed of this tributary of the Meuse river is mostly agricultural (meadow and orchards). The Orneau valley is located in an agricultural landscape, dominated by intensive field crops. The Orneau is a tributary of the Sambre river, where Japanese knotweed is regularly present on the stream bank. The study sites cover a river length of ca. 2 km and 8 km for the Berwinne and the Orneau valleys, respectively.



Figure 20: Study sites: Orneau valley (Japanese knotweed) and Berwinne valley (*I. glandulifera* and *H. mantegazzianum*), respectively at 4°42'44"E / 50°33'7"N and 5°46'25"E / 50°43'36"N.

Aerial survey

The Gatewing X100 UAS (wingspan: 100 cm; weight: 2 kg; cruise speed: 80 km/h; flight height: from 100 m to 750 m) was used to run seven flights (Table 15). The UAS included two pre-calibrated Ricoh GR3 cameras (10 megapixel; focal length of 6 mm), one of which was adapted for near-infrared acquisition. Flight duration never exceeded 45 minutes and the overlap between images was set to 75%. The shutter speed was set to 1/2000, while the ISO sensitivity was adapted before every flight survey according to *in situ* luminosity.

The aerial surveys were undertaken at a particular phenological stage for each targeted species: the flowering period for *I. glandulifera* and *H. mantegazzianum*, and the leaf-yellowing period for Japanese knotweed, which occurs in the late vegetation season.

Table 15: Aerial survey (GSD: Ground Sampling Distance of orthophoto; Phenology: phenological stage of the targeted species).

Date	Targeted species	Phenology	Camera	Images	Flying altitude (m)	Coverage (km ²)	GSD (m)
12/06/2012	<i>H. mantegazzianum</i>	Flowering	RGB	501	200	0.75	0.05
12/06/2012	<i>H. mantegazzianum</i>	Flowering	RGNIR	426	200	0.75	0.05
24/07/2012	<i>I. glandulifera</i>	Flowering (beginning)	RGB	643	150	0.75	0.05
24/07/2012	<i>I. glandulifera</i>	Flowering (beginning)	RGNIR	465	150	0.75	0.05
5/09/2012	<i>I. glandulifera</i>	Flowering (ending)	RGB	371	150	0.75	0.05
5/09/2012	<i>I. glandulifera</i>	Flowering (ending)	RGNIR	373	150	0.75	0.05
1/10/2013	Japanese knotweed (site 1)	Leaves yellowing	RGB	1115	300	8	0.10
24/10/2013	Japanese knotweed (site 2)	Leaves yellowing	RGB	407	300	2	0.10

Photogrammetric process

We used Agisoft Photoscan 1.0 professional to perform photogrammetric surveys because of its growing use in the UAS community (Dandois and Ellis, 2013, 2010; Sona *et al.*, 2014). The workflow described in Figure 21 was used to process each flight dataset.

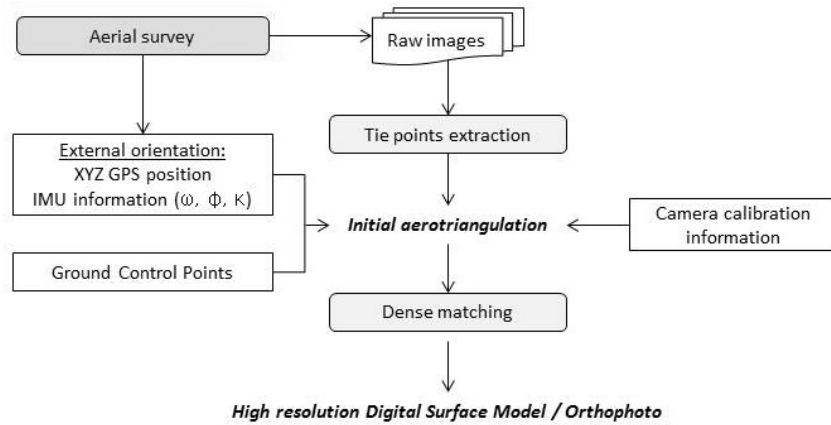


Figure 21: Photogrammetric workflow.

On completion of the photogrammetric workflow (Figure 21), we generated orthophotos (0.1 m and 0.05 m Ground Sampling Distance, GSD) with Photoscan for each flight dataset using the “Mosaic” blending mode with the color correction option enabled.

Reference dataset

A georeferenced dataset of patches of invasive species was compiled for each studied species (Table 16). The reference dataset is composed of polygons that were digitalized based on field surveys (i.e., the position of the object to be mapped) and refined post-field based on the orthophotos.

Table 16: Georeferenced dataset.

Species	Area (m ²)	Sample unit	Field survey date
<i>H. mantegazzianum</i>	34.4	Umbels	12/06/2012
<i>I. glandulifera</i>	586.4	Flowering stands	22/08/2012
<i>Japanese knotweed</i>	5646.2	Knotweed patches	15/10/2012

Multi-resolution image segmentation

The segmentation of UAS orthophotos was performed using the eCognition developer software with a multi-resolution image segmentation algorithm (Blaschke, 2010). The scale parameter (related to the object size), combined with shape and compactness criteria (object homogeneity), is related to the size and shape of the resulting objects. To define the most relevant scale of analysis, we tested four different scale parameters: 10, 30, 45, and 60 (Table 17). The homogeneity criteria (shape and compactness) were set to default values (0.1 and 0.5, respectively). The three spectral bands were equally balanced in the segmentation parameter.

Table 17: Characteristics of generated segments (mean area and number of segments). The characterization is performed for the flight survey of the 05/09/2012 (mapping of *I. glandulifera*).

Scale parameter of OBIA analysis	Mean area (m ²)	Number of segments
10	0.34	381,586
30	2.45	53,592
45	4.93	26,596
60	7.78	16,846

Metric extraction

To ensure the transferability of our results, we computed simple metrics of UAS imagery using the eCognition interface. We chose five Grey Level Co-occurrence Matrix (GLCM) derivatives based on the work of Haralick *et al.* (1973): entropy, standard deviation, correlation, mean, and contrast. These derivatives were chosen because of their proven efficiency in similar approaches (Laliberte and Rango, 2009; Stumpf and Kerle, 2011), and are computed through symmetric matrices for neighboring pixels at 0, 45°, 90°, or 135°. In this study, we chose the “all direction” approach, where the sums of all four directions are calculated from the GLCM before texture calculation. In terms of spectral metrics, we limited our approach to considering only simple layer means and camera brightness.

Supervised classification

We used supervised classification processes based on the random forests (RF) algorithm (Breiman, 2001). The RF processes allow identification of the most relevant combination of metrics derived from UAS imagery for the mapping of riparian invasive plant species. The RF machine learning method was chosen because of its ability to handle very complex and high-dimensional remote sensing datasets (Lawrence *et al.*, 2006; Cutler *et al.*, 2007; Watts *et al.*, 2009; Stumpf and Kerle, 2011). Based on random subsets of the training dataset, multiple individual decision trees are grown. The high variance among individual decision trees allows accurate and robust models to be built, even in presence of noisy variables.

For each scale of analysis (scale parameters: 10, 30, 45, and 60), invasive plant species segments are selected based on their overlay (75% threshold) with the reference polygons dataset (Figure 22). To ensure class balancing, other riparian objects (“non-invasive plant species objects”) are randomly downsampled to match the number of invasive plants species objects.



Figure 22: Generation of sample dataset (*H. mantegazzianum* case)

I. UAS orthophoto (RGB); II. Multi-resolution segmentation; III. Reference polygons dataset; IV. Selected invasive plant species objects (overlay > 75%).

An accuracy assessment was performed through a cross validation process. Random forest models constructed with the training set (20%) were applied to the evaluation set (80%) to determine the accuracy. The entire process (which partially depends on random processes) was repeated (50 runs) to compute mean +/- standard deviation values of accuracies. The accuracies were assessed by the use of the overall accuracy and the Kappa index.

Results

Accuracy assessment and scale of analysis

Except for *H. mantegazzianum*, the best results in terms of global accuracy (Table 18) were achieved with the finest scale of analysis (segmentation scale parameter = 10).

Table 18: Accuracy assessment and scale of OBIA analysis. Mean +/- standard deviation overall accuracies (OA) and mean +/- standard deviation Kappa indices (KI) are computed after 50 runs of the supervised classification and cross validation process.

* Highest value for each classification project.

Classification project	Scale parameter of OBIA analysis							
	60		45		30		10	
	KI	OA	KI	OA	KI	OA	KI	OA
<i>I. glandulifera</i> (07/2012)	17 +/- 13	58 +/- 6.5	24 +/- 8	62 +/- 4	31 +/- 5	66 +/- 3	37 +/- 2	68 +/- 1 *
<i>I. glandulifera</i> (09/2012)	23 +/- 12	62 +/- 6	22 +/- 11	61 +/- 6	30 +/- 6	65 +/- 3	45 +/- 2	72 +/- 1 *
<i>H. mantegazzianum</i> (06/2012)	91 +/- 6	96 +/- 3	92 +/- 5	96 +/- 3	93 +/- 5	97 +/- 2 *	89 +/- 2	95 +/- 1
Japanese knotweed (10/2012)	17 +/- 16	58 +/- 8	32 +/- 13.1	66 +/- 7	29 +/- 10	64 +/- 5	38 +/- 3	69 +/- 2 *

It is interesting to note that the classification project based on imagery derived from the flight survey performed at the end of the flowering period for *I. glandulifera* provided better results. Visual field inspection concomitant with the flight survey allows identification of this period as the most recognizable phenological stage (i.e., a distinct flowering pattern compared with other riparian plant species) for *I. glandulifera*.

Selected metric

For each invasive plant species, we ascertained the selected variables for the best classification model (Table 19).

Table 19: Selected metrics (from the three highest values of the Gini index) for the best-performing classification model.

* Variable derived from imagery captured with the RGNIR camera.

Species	Selected variable		
	1	2	3
<i>I. glandulifera</i> (07/2012)	GLCM contrast	GLCM homogeneity	GLCM homogeneity *
<i>I. glandulifera</i> (09/2012)	S.D. Green *	S.D. NIR *	GLCM Mean
<i>H. mantegazzianum</i> (06/2012)	GLCM Homogeneity	S.D. Red	S.D. Green *
Japanese knotweed (10/2012)	Mean Red	Mean Blue	Brightness

Even though spectral metrics (layer mean and camera brightness) were the most frequent in the Table 19, our results confirm the added value of texture metrics (GLCM derivatives) for mapping riparian invasive species. For *I. glandulifera* and *H. mantegazzianum*, the GLCM derivative linked to the local homogeneity of the image were most often used by the RF algorithm. In the case of *H. mantegazzianum*, this relatively intensive use of the GLCM homogeneity derivative can be explained by the almost pure white umbels.

Discussions

In terms of accuracy, we achieved satisfactory results for all three riparian invasive plant species. For *H. mantegazzianum*, we achieved better results than those obtained by similar remote sensing studies of this species. Müllerová *et al.* (2013) achieved a value of 77% (conditional Kappa), while we achieved 92% using the overall Kappa index. A key point is that this promising result was obtained using a very light training set (20%) and very low-cost imagery solutions. As highlighted by several authors, in addition to the spatial resolution, the time-period and phenological stage of the targeted species is of major importance (Huang and Asner, 2009; Müllerová *et al.*, 2013) when acquiring remote sensing data for invasive plant species mapping. UAS imagery allows the end user to acquire cost-effective imagery at a very fine spatial resolution during the specific time windows of interest.

The results obtained for *I. glandulifera* and Japanese knotweed do not reach sufficient accuracies for operational applications. The relatively poor overall accuracy for these two invasive species can be explained by *in situ* conditions and the chosen time window for *I. glandulifera* and Japanese knotweed, respectively. *I. glandulifera* does not form monospecific patches and presents lower vegetation cover. This induces the co-existence of native species, which are generally mixed within *I. glandulifera* patches (Hulme and Bremner, 2005). The presence of these native species within *I. glandulifera* patches causes noise in the spectral signature of the targeted objects. The UAS flight surveys related to Japanese knotweed were performed during autumn (Table 15). Owing to the position of the sun during this period in Belgium, changes in the luminosity and the presence of shadows occurred. These phenomena cause higher spectral variability within the dataset and had a negative impact on the accuracy of the built classification models. The issue related to the spectral homogeneity of the training sample segments is inherent in the supervised classification approach. Nevertheless, for *H. mantegazzianum* and the Japanese knotweed, this concern is mitigated by a higher cover rate. The use of unsupervised classification approaches (with fine OBIA segments) could be an alternative solution to avoid such problems.

Regarding the case of *H. mantegazzianum*, as the original polygons reference dataset represents ca. 50 individual umbels, the learning set can be estimated to represent ca. 10 individual plants. Subsequently, our approach allows building very accurate classification models with minor inputs (manual delineation of a few umbels). Combined with the very high classification accuracy (overall Kappa index > 90 %), our results make this approach a serious contender as a cost-effective tool to improve the field management of this species. UAS flight surveys could be planned to map the distribution of the flowering *H. mantegazzianum* population before and after field operations, limiting time-consuming field inspections.

Deuxième partie : Caractérisation des bandes riveraines à l'échelle régionale à l'aide de nuages de points LiDAR et photogrammétriques

Chapitre 4 : Caractérisation de l'intégrité écologique des bandes riveraines à l'aide de nuages de points LiDAR très haute densité : application à la vallée de la Houille 1^{ère} catégorie

Ce chapitre présente les résultats d'une étude exploratoire dans le bassin pilote de la Houille pour lequel un jeu de données LiDAR de grande qualité était disponible. Cette première analyse avait pour but de déterminer les potentialités des données LiDAR pour l'extraction de paramètres permettant l'évaluation de la fonctionnalité des bandes riveraines de la Houille sur une distance de 24 km de cours d'eau. Cette première étude a permis d'identifier les premiers outils et méthodes permettant l'utilisation de données LiDAR pour la caractérisation régionale des bandes riveraines et des cours d'eau. Réalisée en 2012, en début de thèse, cette étude avait aussi pour but de préparer la méthode d'exploitation d'une future couverture complète du territoire par un jeu de données LiDAR (hivers 2011-12 et 2012-13). Ce chapitre est adapté de l'article suivant :

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.

Ces résultats sont issus d'un premier projet exploratoire (cf. Michez *et al.*, 2013b) relatif à l'apport de la télédétection pour la gestion des cours d'eau. Ce projet a eu lieu au sein des années 1 et 2 du calendrier de thèse⁶.

Résumé :

Plusieurs directives européennes engagent les états membres à mettre en place des outils de suivis de l'état et de la fonctionnalité des bandes riveraines. L'objectif de cette recherche est de développer des outils automatisés pour fournir des éléments de l'évaluation de l'intégrité écologique des bandes riveraines à l'échelle du réseau (24 km de portée) et ce, à partir d'un seul jeu de données LiDAR aérien.

Différentes composantes faïtières des bandes riveraines ont pu être extraites : surface en eau/lit mineur, étendue du lit majeur, typologie, étendue, continuité et caractère en surplomb de la forêt riveraine. Au-delà de la cartographie de ces éléments, cette étude aborde la question de l'analyse de l'évolution amont/aval de certains de ces paramètres, du segment de 50 m de plaine alluviale à l'ensemble de la zone d'étude à travers un processus de désagrégation/réagrégation. Cette nouvelle approche, combinée à des présentations graphiques des résultats permet aux gestionnaires des ressources naturelles de visualiser la variation des paramètres et d'identifier les domaines d'action prioritaires.

⁶ Projet 'IMAGEAU' : Potentialités de développement de l'outil « analyse d'images » dans le cadre de la gestion intégrée des cours d'eau (mai 2012 - juin 2013).

Introduction

Naiman et al. (2005) defined the riparian zone as "transitional semi-terrestrial areas regularly influenced by fresh water, normally extending from the edges of water bodies to the edges of upland communities". Riparian zones are central landscape features supporting several functions and services: stream bank stabilization, reduction of sediment and nutrient contamination, aquatic and terrestrial habitat improvement, and recreational and educational opportunities (Malanson, 1993). As ecotones located at the intersection of land and water, riparian zones are exceptionally rich in biodiversity (Naiman and Décamps, 1990; Naiman et al., 1993). They represent ecological corridors (Rodriguez-Iturbe et al., 2009) and provide a crucial habitat for terrestrial animals and for migrating birds (Hilty and Merenlender, 2004; Machtans et al., 1996; Skagen et al., 1998, 2005). The width of a zone can range from a few metres to several kilometres. It depends on the stream size and the position of the zone within the watershed, as well as on the hydrological regime and the local physical configuration. Hence their relatively low area coverage, riparian zones consequently represent a major concern for land and water resource managers.

In Europe, the major importance of riparian zones has been acknowledged in several European directives (principally the Habitats Directive and the Water Framework Directive). These directives involve effective multi-scale monitoring (local to network scales) to target restoration activities when needed and to assess the success of previous management actions or existing management policies (European Council, 2000). Riparian zones monitoring is based on measurable attributes describing the riparian zone conditions and their ability to carry out their functions. As example, the longitudinal continuity is important for plant dispersal (Johansson *et al.*, 1996; Hughes, 2003), production of stream insects (Hannon *et al.*, 2002; Whitaker *et al.*, 2000) or migration of birds (Décamps *et al.*, 1987; Tewksbury *et al.*, 2002) and mammals (Darveau *et al.*, 2001; Cockle and Richardson, 2003). Monitoring often combines observable physical, chemical and biological attributes, which can vary in response to human alteration. When responding in a known way to alteration or improvement, an attribute can be considered as an indicator, which can be used to establish a given assessment - e.g. the ecological integrity. Ecological integrity is defined as the capacity to support and maintain a balanced, integrated and adaptive biological system having the full range of elements and processes expected in a region's natural habitat (Karr and Dudley, 1981). For riparian zones, Innis *et al.* (2000) proposed five categories of indicators (micro-climate, patch heterogeneity, biodiversity, terrestrialization, seston) as integrative indicators of ecological integrity. Because of the typical shape of the riparian zone, field based monitoring of these zones involves high manpower costs and time-consuming travel (Myers, 1989; Platts, 1987). Therefore the sampling intensity and thus the accuracy of results are reduced. Because of these limitations, aerial photo interpretation of riparian attributes carried out by operators has been explored (Booth *et al.*, 2007; Congalton *et al.*, 2002; Fensham and Fairfax, 2002). However, this operator-based method remains time-consuming process and faces the same limitations as field based approaches.

Numerous references can be found about riparian zone description based on remote sensing techniques (Table 20: Examples of riparian zone attributes extracted by remote sensing.), developing both automated classification and interpretation-by-operator approaches. Most of the previous studies have been based on aerial photo interpretation, but the increasing availability of very high resolution satellite imagery (IKONOS, QuickBird and GeoEye-1) and aerial LiDAR data, more powerful computer capacity and new geomatic procedures to extract information offer opportunities to develop cost effective, replicable and fully automated riparian zone monitoring at channel corridor to network scales.

Table 20: Examples of riparian zone attributes extracted by remote sensing.

References	Data type	Resolution (GSD)	Automated classification approach	Riparian forest			Riparian zone attributes		
				Extent	Composition	Structure	Extent	Width	Location
Lonard <i>et al.</i> (2000); Weber and Dunno (2001)	Aerial photo	<1 m		x	x				
Akasheh <i>et al.</i> (2008)	Aerial photo	50 cm	x	x	x				
Booth <i>et al.</i> (2007)	Aerial photo (UAV)	2 cm		x	x			x (stream)	x (stream)
Narumalani <i>et al.</i> (1997)	Landsat TM	30 m	x	x			x (water bodies)		x (water bodies)
Johansen and Phinn (2006)	Landsat ETM+ / Ikonos	8 - 60 m / 5 m	x	x	x	x			
Goetz <i>et al.</i> (2003)	Ikonos	5 m	x	x					x (stream)
Johansen <i>et al.</i> (2010); Johansen <i>et al.</i> (2011)	LiDAR	0.5 m	x	x		x	x	x	x
Wasser <i>et al.</i> (2013)	LiDAR	1,8m				x			

The high density point clouds of LiDAR data can provide a 3D view of the features of a floodplain and notably of riparian zone characteristics. Most of the previous studies found in the literature on the use of LiDAR data in riparian zone (see Table 21) relate to topographic and geomorphic applications (Colson *et al.*, 2006; Hilldale and Raff, 2008; Höfle *et al.*, 2009; Hohenthal *et al.*, 2011; Kinzel *et al.*, 2007; Notebaert *et al.*, 2009). Previous studies also show the potential of LiDAR data to describe riparian vegetation; but most of these are focused on forest applications (Farid *et al.*, 2006, 2008; Greenberg *et al.*, 2012; Wasser *et al.*, 2013). Only a few studies can be found on the potential of LiDAR data to describe the ecological attributes of riparian zone (Hall *et al.*, 2009; Johansen *et al.*, 2010).

Table 21: Review summary of riparian zone attributes extracted from LiDAR data in the literature.

Parameter type	Parameter	Country	References
River morphology	Water surface mapping	Austria	Höfle <i>et al.</i> (2009)
	Stream bed extent, riparian zone extent	Australia	Johansen <i>et al.</i> 2011, 2010
Riparian forest attributes	Tree height, crown diameter, canopy closure and vegetation density	Turkey	Dowling and Accad, 2003; Akay <i>et al.</i> , 2012a
	Age class	USA	Farid <i>et al.</i> (2006)
	Stream shading	USA, Australia	Johansen <i>et al.</i> (2010); Greenberg <i>et al.</i> (2012); Wasser <i>et al.</i> (2013)
	Longitudinal continuity, overhanging vegetation, large trees	Australia	Johansen <i>et al.</i> (2010)

Following these pioneer studies, which focused on the algorithmic detection of riparian attributes, a synthetic characterization considering simultaneously riparian zone attributes at different lateral scales (from wetted channel to entire floodplain) and longitudinal scales has not yet been proposed. In this study we combined aerial LiDAR, OBIA (eCognition Developer) and classic GIS (ArcInfo toolboxes) to develop new automated tools for mapping stream channels and riparian zones and for measuring key attributes to assess the ecological integrity of riparian zones. We used a 35 km section of the Houille River, a tributary of the Meuse (Belgium), as a model system in the method development. As the entire area of Wallonia (Belgium) will be soon covered by a LiDAR dataset, this pilot study was designed to test procedures allowing riparian zone characterization for assessing the ecological integrity of riparian zone at the scale of the entire Walloon region (average 17000 km², 13000 km of watercourses) by the public watercourses manager. In the present study, we investigated different LiDAR derived riparian zone attributes, considered as indicator of the ecological integrity of riparian zone (Table 22). These LiDAR derived indicators describe riparian forest planimetric characteristics (patch extent, overhanging character) and conditions (longitudinal continuity, coniferous stand detection, mean height and relative standard deviation, relative water level). Two major physical settings were also investigated by the mapping of the wetted channel and floodplain extents.

Table 22: LiDAR derived riparian zone attributes as indicators of ecological functionality / integrity.

Riparian zone attributes		Indicator of ecological function	Indicators of ecological integrity (Innis <i>et al.</i> , 2000)				
			Micro-climate	Patch heterogeneity	Bio-diversity	Terrestrialization	Seston
Riparian forest	Longitudinal continuity	Corridors for plant dispersal (Johansson <i>et al.</i> , 1996; Hughes, 2003) Habitats and migration corridors for birds (Decamps <i>et al.</i> , 1987; Tewksbury <i>et al.</i> , 2002) and mammals (Cockle and Richardson, 2003; Darveau <i>et al.</i> , 2001))	x	x	x		x
	Height (mean, relative SD)	Mature stand localization (mean height); Spatial heterogeneity (relative SD) is linked to species richness (Naiman <i>et al.</i> , 2005; Pollock <i>et al.</i> , 1998)		x	x		
	Coniferous stand detection	Reducing bank stability and biodiversity in riparian areas (Petit, 1992; Piégay <i>et al.</i> , 2003; Schneider, 2007)		x	x	x	x
	Overhanging character	Shading effect and water temperature regulation services. Also offers habitat and organic input to benthic fauna (Barton <i>et al.</i> , 1985; Beschta, 1987; Shirvell, 1990)	x		x		
	Relative water level	Flooding frequency of riparian zone, central habitat attribute for typical riparian species (Naiman <i>et al.</i> , 2005; Pollock <i>et al.</i> , 1998)		x	x	x	
Physical settings	Floodplain extent (width)	Structural feature of riparian zone; Provides habitats and migration corridors for riparian species communities (del Tánago and de Jalón, 2006; Naiman <i>et al.</i> , 2005)				x	
	Wetted channel extent (width)			x		x	

Material and methods

Study site

The study site was located in the cross-border valley of the river Houille (Figure 23), a tributary of the river Meuse in the French and Belgian Ardennes. Analyses were performed on the Houille river downstream from Gedinne (Wallonia, Belgium) to its confluence with the Meuse in Givet (France). The Houille river catchment represents more than 50 km² at Gedinne, and 240 km² at the Meuse confluence. Forest (61%) and pasture (24%) are the major land uses of the catchment area.

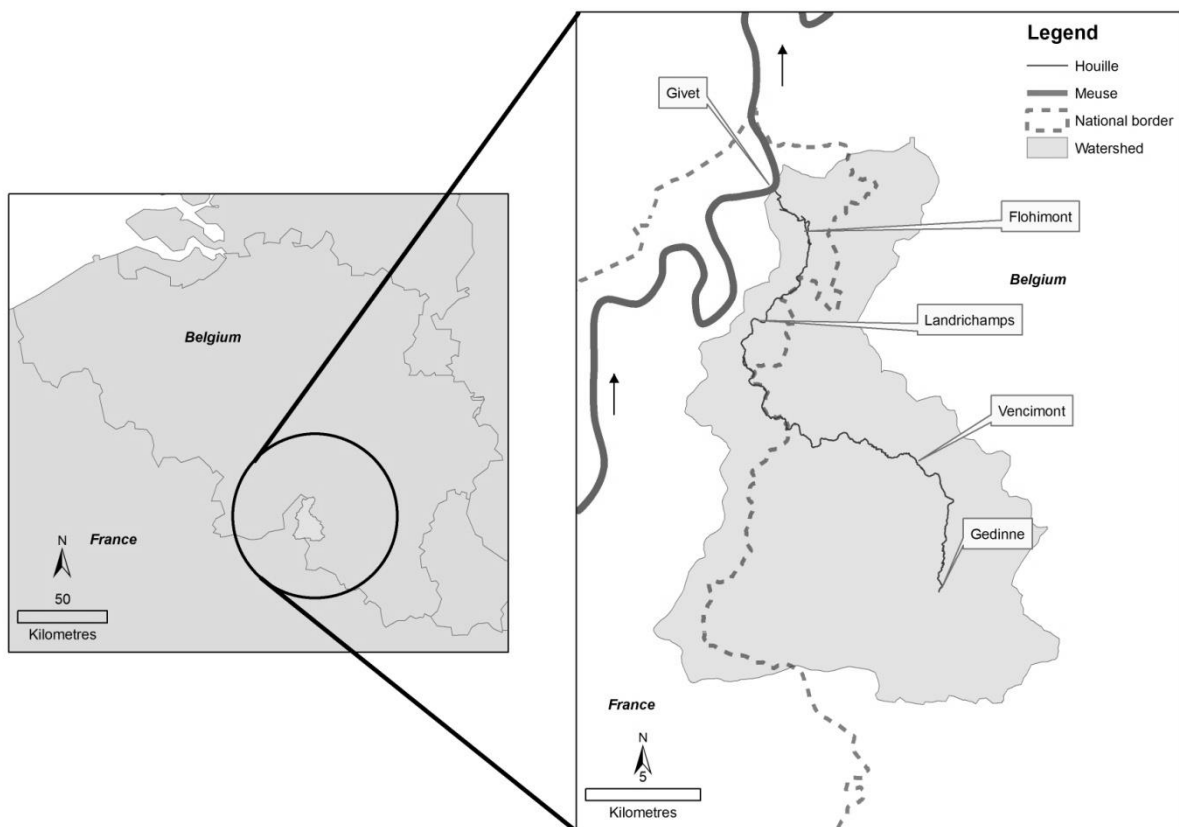


Figure 23: Localization of the Houille basin at the Belgium/France border and the reach studied within the basin (main localities in text boxes).

Floodplain width along this 24 km section (valley length) ranges from 55 to 540 metres. Average river width and slope are 8 m and 0.6%, respectively. The channel is sinuous, occasionally meandering, with steep banks and a single-thread pattern with emerged bars.

Mean annual river discharge is 1.13 m³.s⁻¹ at the gauging station in Gedinne (Belgium, 35 km from the confluence 1992-2012). During the vegetative period (March to September), the mean daily discharge varied from 0.15 (in 2011) to 0.92 m³.s⁻¹ (in 2012), representing a variation in water elevation (at the gauge) of 0.17 metres (Eau France, 2012; Service Public de Wallonie, 2012). The 1 in 2 year and 1 in 10 year floods are respectively estimated to be 8 and 15 m³.s⁻¹ at Gedinne (daily flow series 1992-2012).

Acquisition of remote sensing data

An aerial small footprint LiDAR dataset covering the whole watershed was captured on March 2011 (leaf-off dataset) at a discharge of 0.6 m³/s at the Gedinne gauging station. We used a "Riegl LMSQ680" sensor, with an average point density of 13 points/m². The LiDAR returns were classified as "ground", "vegetation", "building", "water" or "unclassified" by the data provider using proprietary software and according to the LAS standard format. The dataset was stored in tiled (500 m x 500 m) ".las" files.

An orthophoto of the channel reach was also acquired with an aerial photo dataset captured on July 2011 using a "Vexcel UltraCamX" camera with a spatial resolution of 0.25 m.

LiDAR data pre-processing

The LiDAR point cloud was initially processed with the software "Las2Pix", developed by the Unit of Forest and Nature Management (University of Liege - Gembloux Agro-Bio Tech). This software allows the extraction of LiDAR derived raster metrics from original ".las" files. Eight major metrics were initially derived from the LiDAR data (Figure 24) and were analysed using both OBIA and classic geomatic tools.

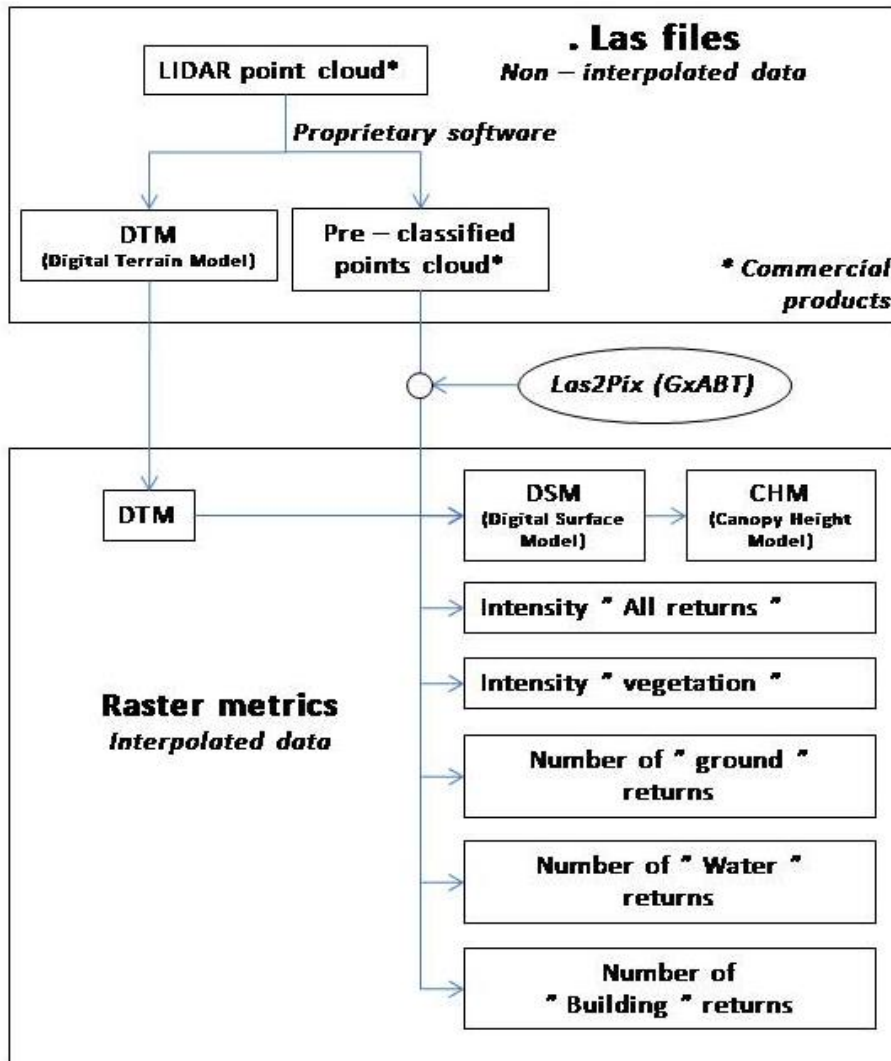


Figure 24: Flow chart describing the LiDAR data pre-processing with Las2Pix from initial LiDAR point cloud and non-interpolated DTM.

A first Digital Terrain Model (DTM) was extracted from the original point cloud by the service provider and was interpolated by an ArcGIS routine using a 3 x 3 moving window with a pixel size of 1 m. The Digital Surface Model (DSM) was extracted from the most elevated returns and was compiled in a 0.5 m raster. The Canopy Height Model (CHM) raster (pixel size 0.5 m) was produced by subtracting the interpolated DTM from the DSM. Two "Intensity" rasters were produced with Las2Pix with a pixel size of 0.5 m and were interpolated with the same ArcGIS routine. For each pixel, the mean intensity value of the LiDAR point cloud was calculated for all returns (Intensity "all returns" raster) and for the points pre-classified as "vegetation" (Intensity "vegetation" raster).

Three "Number of returns" rasters were also extracted with Las2Pix, computing the number of returns per pixel of 0.5 m for three classes of the point cloud: "building", "water", "ground".

Extraction of attributes characterising the riparian zone

Based on the different metrics extracted from the LiDAR point cloud, the following riparian zone and floodplain attributes were extracted with OBIA and classic GIS tools found in *ArcToolbox* (Table 23).

Table 23: Riparian zone attributes derived from LiDAR; LiDAR metrics & GIS tools used.

Riparian zone attribute	Metrics used to map the attribute	GIS tools used	
		OBIA	Classic GIS tools
Wetted channel extent	Number of returns rasters ("water", "ground"); DTM	X	
Floodplain extent	DTM		X
Riparian forest patches	CHM, Number of "building" returns	X	
Riparian forest longitudinal continuity	CHM, Number of "building" returns	X	
Overhanging vegetation	Wetted channel extent; riparian forest patches		X
Evergreen coniferous stand detection	CHM, Number of "building" returns, Intensity "vegetation" raster	X	
Mean and relative SD of tree height	CHM, "riparian forest patch" layer		X
Riparian forest relative water level at the time of survey	Relative DTM; Riparian forest patches		X

Physical settings

By mapping the wetted channel of the Houille, the aim was to localise the water-land boundary, along the studied river, for 0.6 m³/s at Gedinne. The high absorption of near-infrared LASER by the wetted channel resulted in very low point densities locally. Nevertheless, some returns were obtained from woody debris or gravel bed, pre-classified as "water" by the service provider. In accordance with the work of Höfle *et al.* (2009), the methodology developed here takes advantage of those very low point density areas in the LiDAR point cloud by localizing them in a "Number of 'ground' returns" raster (Figure 24). After an initial segmentation process based on the "Number of 'ground' returns" raster, the ruleset developed in eCognition focuses on the discrimination of "river object" rather than other low point density objects (e.g. other water bodies, wood piles).

In order to map the floodplain extent, we used the methodology developed by Alber & Piégay (2011), which regards the valley bottom "as a submerged floodplain for a uniform waterflow height". Based on the LiDAR derived interpolated DTM (see Figure 24), an altimetric reference plan (Figure 25) was produced and

sampled in transects, distributed regularly (at 50-m intervals) along a director axis derived by smoothing the centreline of the previously extracted wetted channel layer. The altimetric reference plan was then subtracted from the absolute DTM to produce a relative DEM in relation to the channel elevation at each point along the stream network. Areas under the 3 m threshold were extracted and converted into a polygon format (Figure 25 - C). The floodplain extent was obtained after a simple ArcGIS cleaning treatment ("aggregate polygon") of the resulting polygon. In this case, we used a threshold of 3 m (rather than 10 m as in Alber & Piégay (2011) case study), based on historical maxima discharge observed at the gauging station at Gedinne, Belgium.

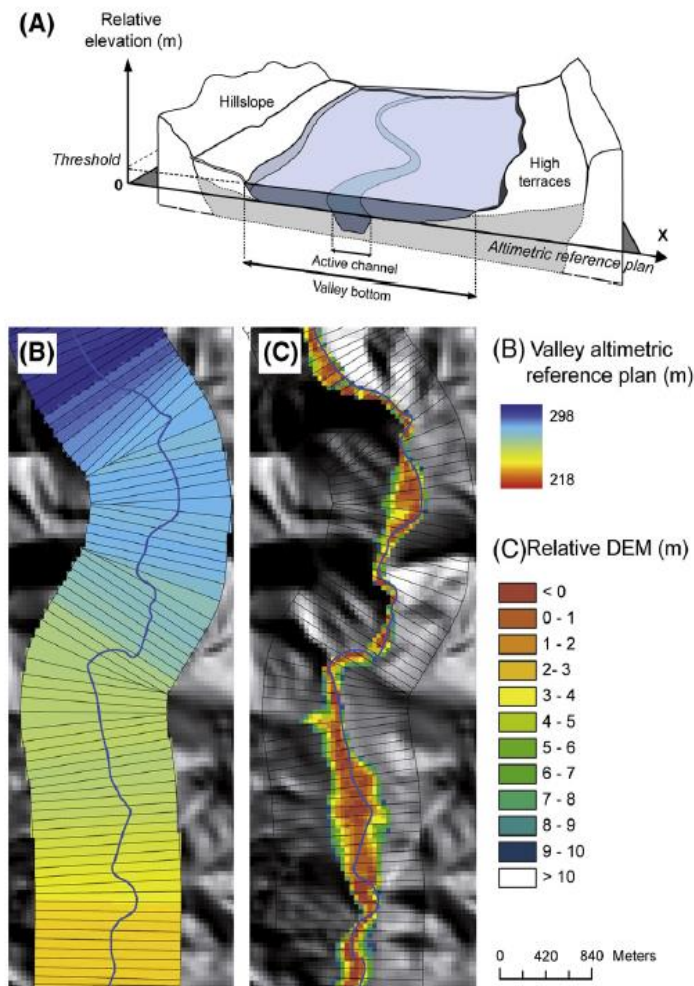


Figure 25: Mapping of floodplain extent (from Alber & Piégay (2011)): (A) & (B) Illustration of the altimetric reference plan; (C) Subtraction of the altimetric reference plan from the absolute DTM gives the relative DEM.

Disaggregation and re-aggregation process

Based on the work of Alber and Piégay (2011), a disaggregation procedure was used to characterize the variation of attributes from upstream to downstream. The analysis was performed within each floodplain sample developed during the construction of the relative DEM (Figure 25 - B and Figure 26). The results were presented graphically to enable the identification of upstream-downstream patterns. When appropriate, an upstream-downstream analysis was performed at different lateral scales: left-right bank, wetted channel plus 1 and 8 m riparian buffers, and entire floodplain (Figure 26).

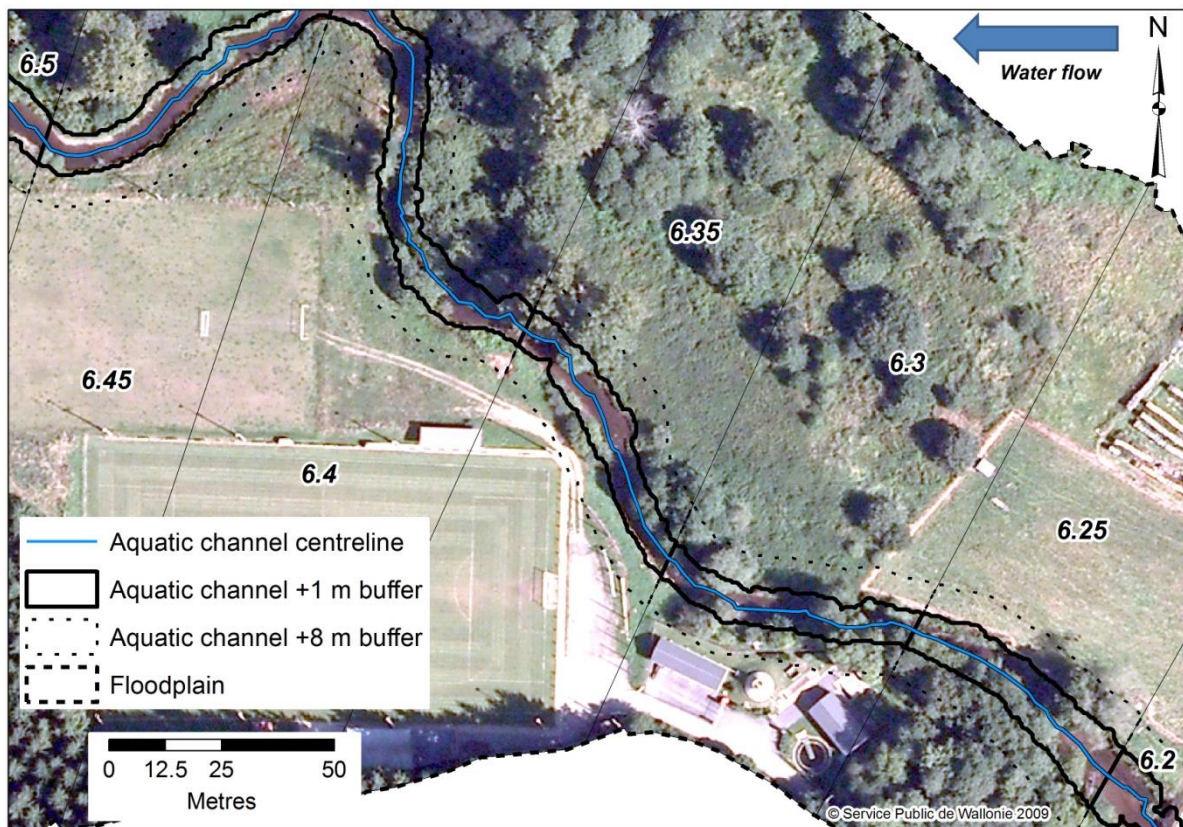


Figure 26: Longitudinal sampling of 50 m long segments and of lateral sampling buffers.

After this disaggregation process, a re-aggregation process could be performed, analysis at the sample scale (50 m long channel axis reach) being computed at a higher scale, e.g. at a 1 km channel axis reach (Figure 27).

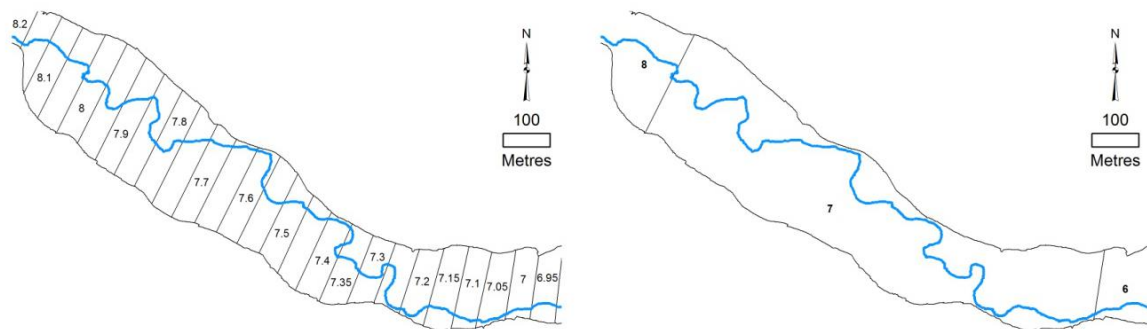


Figure 27: Re-aggregation process: 50 m long disaggregated to 1 km long re-aggregated reaches.

Planimetric and intrinsic characteristics of riparian forest patches

Riparian forest patch detection

An OBIA approach in eCognition was developed to identify the previously extracted riparian forest patches within the floodplain layer. The CHM and the leaf-off "Intensity vegetation" layer were used for the segmentation. The "Number of building returns" raster was used to distinguish building objects from forest objects. Riparian forest patch objects were identified using a minimal mean object height threshold of 1.5 m, as this threshold allows the avoidance of even tall herbaceous riparian areas in a leaf-off period.

Overhanging character

An overhanging riparian forest polygon was extracted using classic geoprocessing between the "riparian forest patch" and the "wetted channel" layers.

The overhanging character of the riparian forest was investigated within each 50-m long floodplain sample segment (Figure 26) in order to perform an upstream-downstream analysis. For a given sample, the overhanging character was estimated using two indexes, one taking into account the relative bank length (left and right distinctly) with overhanging vegetation and the other focusing on the relative wetted channel area with overhanging vegetation (Figure 28).

$$\text{Overhanging linear index (left bank)} X_i = \frac{\text{Left bank length with overhanging vegetation (sample } X_i)}{\text{Left bank length (sample } X_i)}$$

$$\text{Overhanging surface index } X_i = \frac{\text{Overhanging vegetation sample } X_i \text{ area (sample } X_i)}{\text{Aquatic channel sample } X_i \text{ area (sample } X_i)}$$

The linear index relating to the relative bank length with overhanging vegetation is not linked to the wetted channel extent and offers information on the presence of riparian trees very close to the water. The surface index is directly linked to the channel extent and thus gives information on the shade effect produced by riparian trees. The two overhanging indexes are complementary and can be applied to various types of river morphology.

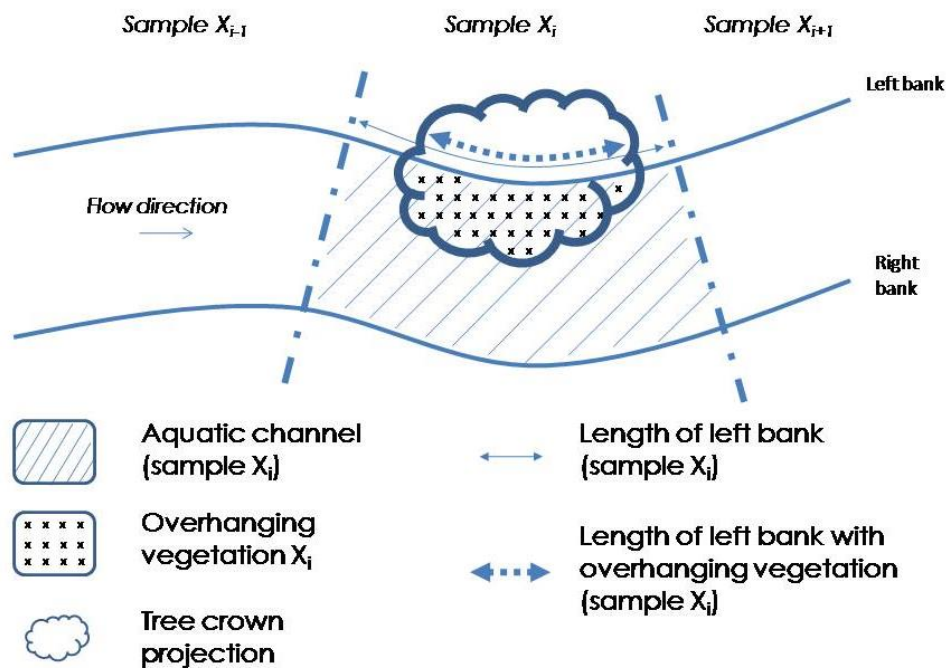


Figure 28: Overhanging character of riparian forests measured within each 50 m long sample segment of the floodplain.

Longitudinal continuity

The mapping of the longitudinal continuity of riparian forests can be theoretically defined as the continuity of the presence of riparian forests along a given stream network. In order to map this riparian attribute, two characteristics need to be specified: the presence of riparian vegetation and the width of the buffer along the stream network in which analyses take place.

Following the riparian forest patch detection process, objects not classified as "riparian forest patches" along the study reach were classified as gaps in longitudinal continuity when they met 3 conditions: a mean height of less than 1.5 m, a width greater than 5 m, and a minimal area of 50 m². Isolated riparian forests patches with a surface area of less than 15 m² were merged with the surrounding gaps. Small gaps that did not reach the 3 thresholds conditions were merged with riparian forest patches, considering they do not represent a meaningful gap in riparian forest continuity. This approach was adapted from Johansen *et al.* (2010), who used a plant projective cover layer instead of the CHM layer to map riparian forest patches in the context of a dry sub-tropical savannah.

We defined a riparian forest continuity index for each of the 50-m long sampling segments in order to explore the upstream-downstream pattern:

$$\text{Continuity index sample} = 1 - \frac{\text{Riparian forest gap area (sample } X_i)}{\text{total area (sample } X_i)}$$

Evergreen coniferous stands

Except for *Larix sp.* stands, which represent 3.6% of the coniferous stand in Wallonia (Lecomte *et al.*, 2006), the majority of Walloon coniferous stands are evergreen. This particularity was used by an eCognition ruleset to localize the coniferous stands within the identified riparian forest patches. The segmentation

process was based on the CHM and leaf-off "Intensity vegetation" rasters. After localizing the isolated trees from forest stands (50 m² maximal area threshold combined with a neighbouring index), the classification process used the photosynthetic activity of the evergreen coniferous stands recorded during the March 2011 LiDAR data survey in order to discriminate those from broadleaved stands, which did not exhibit any photosynthetic activity.

Heights of riparian forest stands

Within the previously identified riparian forest patches, some basic statistical analysis (zonal statistics / ArcMap Toolbox) were performed (mean, relative SD) on the CHM raster at the floodplain sample scale.

Relative water levels

The relative DTM built during the floodplain extent study was clipped to the riparian forest patch layer. In this new raster layer, each pixel characterized the relative water level of the riparian forest stands (Figure 29) at a 0.6 m³/s discharge.

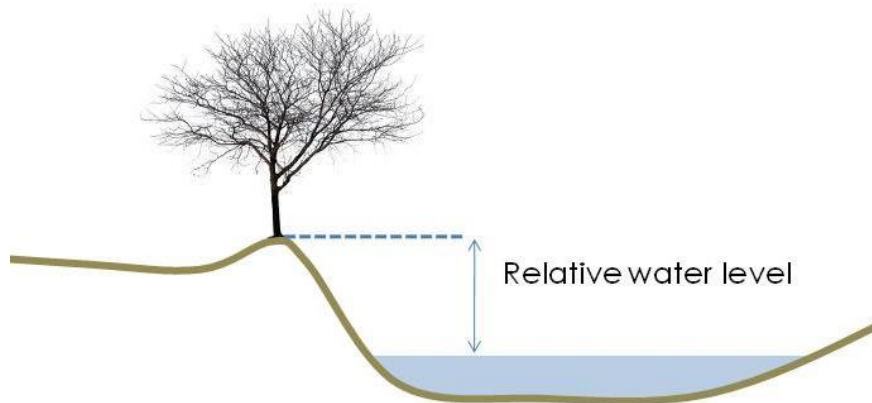


Figure 29: Illustration of relative water level as an indicator of the nearness to water level (regarding the wetted channel) of the riparian forest.

Validation

Direct and indirect approaches were used for validation (Table 24). An indirect approach was applied to layers relying on previously validated layers.

Table 24: Summary of layer validation approaches used.

Layer	Validation approach
DTM	Direct (224 field measurements)
CHM	Direct (159 field measured tree heights)
Wetted channel extent	Direct(> 800 m (linear watercourse) of wetted channel extent mapped in the field (1418 points))
Floodplain extent	> 800 m (watercourse linear) of riparian zone extent mapped in the field
Riparian forest patches and longitudinal continuity	Indirect (based on the validated CHM layer)
Riparian forest overhanging character	Indirect (based on the validated CHM & wetted channel layers)
Riparian forest height (mean; relative SD)	Indirect (based on the "riparian forest patch" layer & the validated CHM layer)
Evergreen coniferous stands	Direct (aerial photo interpretation (300 points) and confusion matrix)
Riparian forest relative water level (0.6 m ³ /s at Gedinne)	Indirect (Based on the "riparian forest patch" layer & the validated DTM layer)

The DTM validation process compared the 254 altimetric measurements to the associated DTM raster values. The field altimetric measurement database was compiled with 42 real time kinematic (RTK) GPS measurements (Leica 200+), 30 reference points from the Belgian Geographic National Institute and 182 reference points from the Walloon public data repository.

A similar approach was used for the CHM validation, comparing field data to the raster values. The height of 159 dominant broadleaved trees were measured during March and April 2012 within the watershed. Measurements were made using a field-map system (<http://www.fieldmap.cz>), initially positioned with a DGPS (GNSS Leica GPS1200+). The raster values were extracted using zonal statistics (maximal value) within a theoretical circle with a radius proportional to the area measured crown projections.

Wetted channel and floodplain extent

In order to assess the planimetric accuracy of the LiDAR derived wetted channel extent, a comparison was made by calculating the minimal distance between the field measured and LiDAR derived wetted channel extent. A negative distance value was assigned when the LiDAR derived wetted channel extent was within the field measured wetted channel extent (wetted channel extent underestimation). The classification accuracy (overall, producer and user) was also assessed. The wetted channel extent of seven reaches of the Houille river was mapped using a Total Station Leica during a period of 4 days in March 2012.

The field survey was located downstream at Gedinne (Belgium), and upstream at the French border, where good accessibility and GPS coverage were guaranteed. Ideally a field survey should be contemporaneous with the LiDAR data acquisition process. Although the field survey in the present study was not undertaken in this way, it was conducted in similar hydrological conditions (Table 25).

Table 25: Daily water mean height and daily mean discharge at Gedinne gauging station (Wallonia, Belgium) in March 2012 (field survey) compared to March 2011 (LiDAR survey). Source: <http://aqualim.environnement.wallonie.be/>

	Field survey (March 2012)		Difference between LiDAR survey (March 2011) and Field survey (March 2012)	
Field survey	Height (m)	Discharge (m ³ /s)	Height (m)	Discharge (m ³ /s)
15/03/2012	0.29	0.88	0.05	0.32
16/03/2012	0.29	0.86	0.05	0.30
21/03/2012	0.26	0.69	0.02	0.13
29/03/2012	0.22	0.48	-0.02	-0.08
MEAN	0.27	0.73	0.025	0.17

A similar approach was developed for floodplain layer validation, comparing the LiDAR derived floodplain extent to a field survey. The field survey was carried out by two operators mapping the floodplain extent based on topographic maps, local topography and vegetation. The survey was conducted using an off-the-shelf GPS receiver in the same 7 reaches of the study site as those used during the field mapping of the wetted channel extent.

Evergreen coniferous stands

In order to validate the evergreen coniferous stand layer, a photo-interpretation validation was conducted using ortho-images captured during the LiDAR survey. Three hundred interpretation points were randomly generated with ArcGIS, 100 in each class: evergreen stands, deciduous stands, and isolated trees. The quality of the classification assessment was performed using the Kappa index through a confusion matrix.

Results and discussion

Validation results

Compared to the field measured altimetric database, the altimetric data extracted from the LiDAR derived DTM presented a 0.14 m root-mean-square error (RMSE), with a mean DTM error of 0.11 ± 0.08 m (mean \pm SD). In contrast with the findings of previous authors (Reutebuch *et al.*, 2003; M. L. Clark *et al.*, 2004; Hollaus *et al.*, 2006), these values suggest the very good quality of the DTM used in this study.

The mean distance between the LiDAR wetted channel extent and the field measured wetted channel extent (1418 points) was -0.71 m (based on signed values) and 0.89 m (based on absolute values), with a RMSE of 1.29 m. These results show a systematic underestimation of the wetted channel extent, which is mostly due to the rasterization process (as reported by Höfle *et al.* (2009)). The overall classification accuracy is 76.8%, with very high user's accuracy value (97.7%) and lower producer's accuracy value (78.1%).

The mean distance between the LiDAR derived and the field measured floodplain extent of 5.52 m (based on absolute values) and 6.02 m (based on signed values) shows a systematic overestimation. Regarding to the extent of the floodplain (width ranging from 55 m to 540 m), these values were suitable for our purpose, as the floodplain extent was used to localize an area of interest.

The CHM validation compared the height values of 159 single dominant broadleaved trees to the associated CHM raster values. We found a linear regression (Figure 30), with the adjusted R^2 being 0.74. The mean residual, calculated by subtracting the CHM tree height values from the measured tree heights, was -0.3 m, showing a slight overestimation of the tree heights by the CHM. The RMSE was relatively large, 2.18 m, but this value was similar to that found by Hollaus *et al.* (2006) and might be explained by operator based errors made in the field measurements. Subsequently, the quality of the LiDAR derived CHM was found to be equivalent to that noted by previous contributors (Akay *et al.*, 2012; Clark *et al.*, 2004; Koukoulas and Blackburn, 2005; Morsdorf *et al.*, 2004).

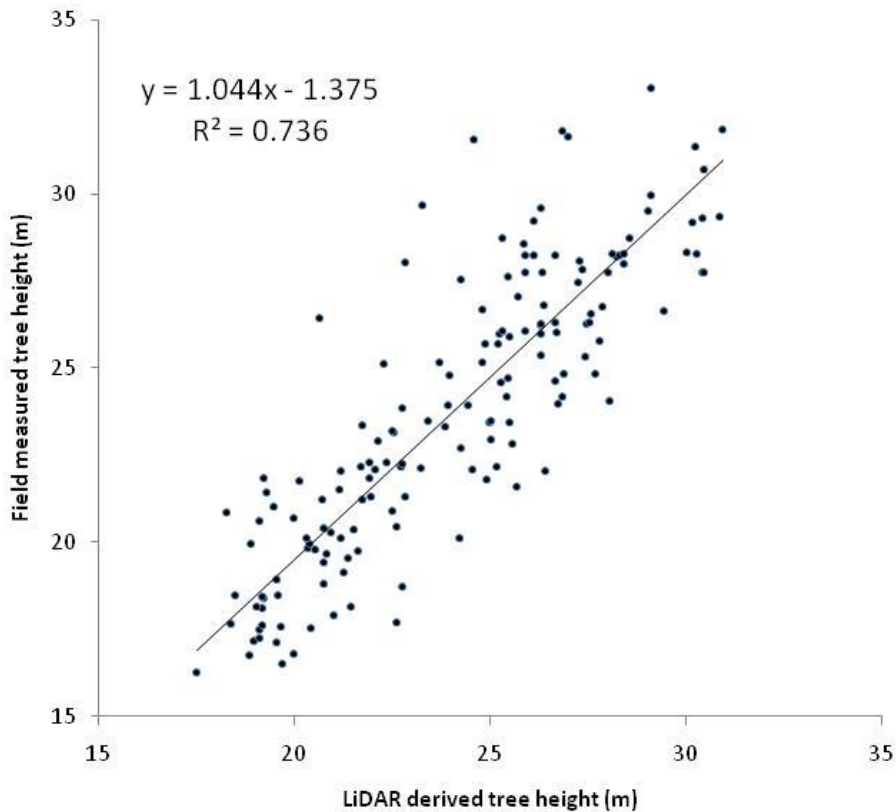


Figure 30: Relationship between LiDAR derived (X, m) and field measured tree height values (Y, m).

The overall classification accuracy (Kappa index) of riparian forest patches reached 87.3% when the 3 classes were taken into account: "Evergreen stands", "Deciduous stands", and "Isolated trees". For the "Evergreen coniferous stand" class, the producer and user's accuracy levels were respectively 94 and 77%. The accuracy levels of these classifications are within the same range as those found by Antonarakis *et al.* (2008), who compared five riparian forest stand types in Southern France.

Riparian zone attributes

Main floodplain and riparian zone attributes can be mapped at different scales. At a fine scale (< 1 km² frame), a classic map allows the operator to visually localize some of the main riparian and floodplain attributes (Figure 31).

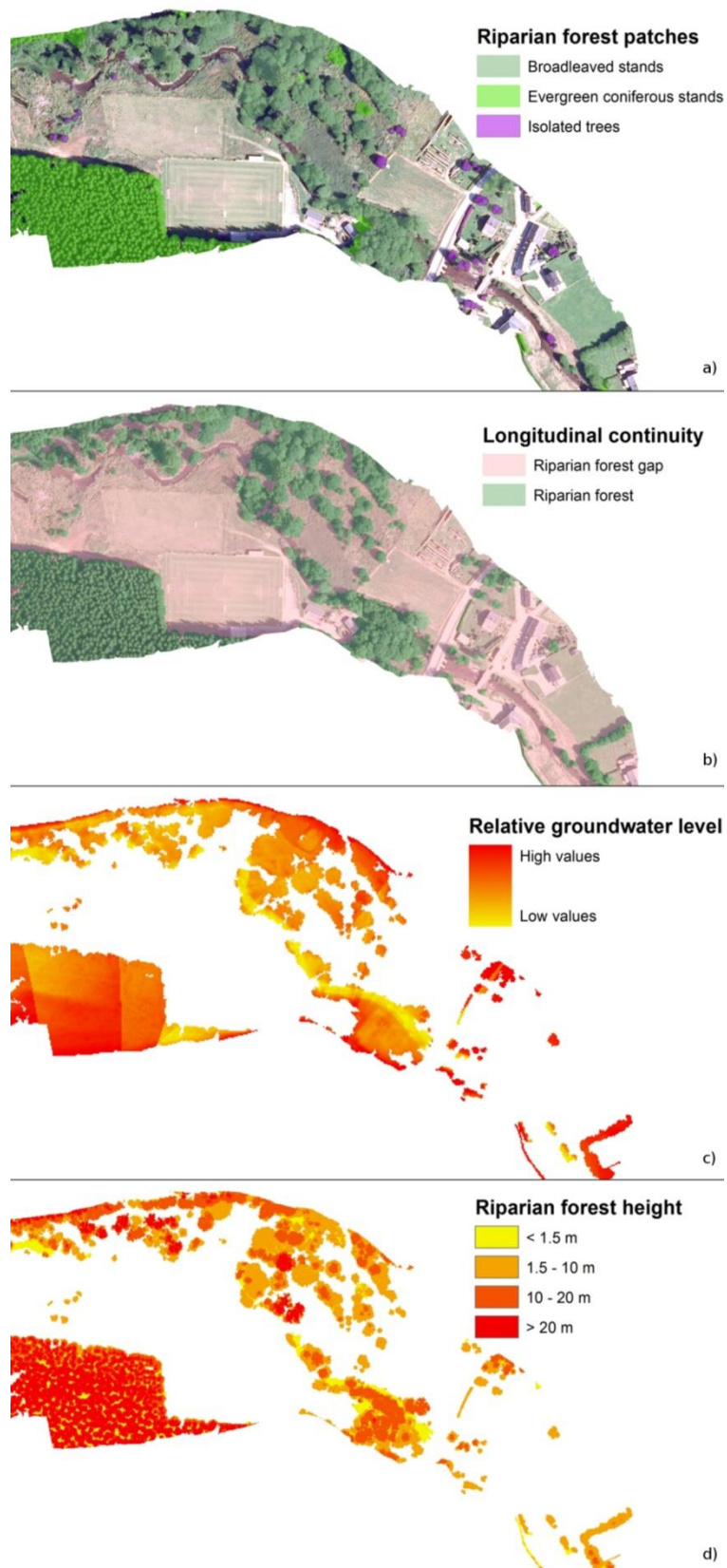


Figure 31: Mapping riparian zone and floodplain attributes: a) Patch detection and composition; b) Longitudinal continuity; c) Relative water level; d) Forest patch height.

In order to establish the longitudinal pattern of the whole study site, attributes were extracted from 50-m long segments. Figure 32 shows longitudinal channel and floodplain width pattern. Channel width increases from ca 6 m (km 2) to ca 10 m (km 14) with 2 local width peaks of ca 15 m (km 16 and km 22). Floodplain width is more complex, showing a more fluctuating width variability ranging from ca 50 m to 400 m. Very significant periodic pattern is also observed when observing continuity index along the river course whatever the buffer used or the river bank (Figure 33 A and B). Analysis at different lateral scales (1 m, 8 m, "floodplain", left-right bank) shows a higher level of continuity for the riparian forest patches close to the wetted channel. This parameter clearly highlights the general decrease of riparian forests when the river crosses built-up areas (italic annotations). The most significant decreases are located in the Landrichamps and Flohimont/Givet areas in France, which are the most anthropized areas within the watershed (crop field area and steel industry). Major decreases also occurred in forested areas, in clear cutting zones.

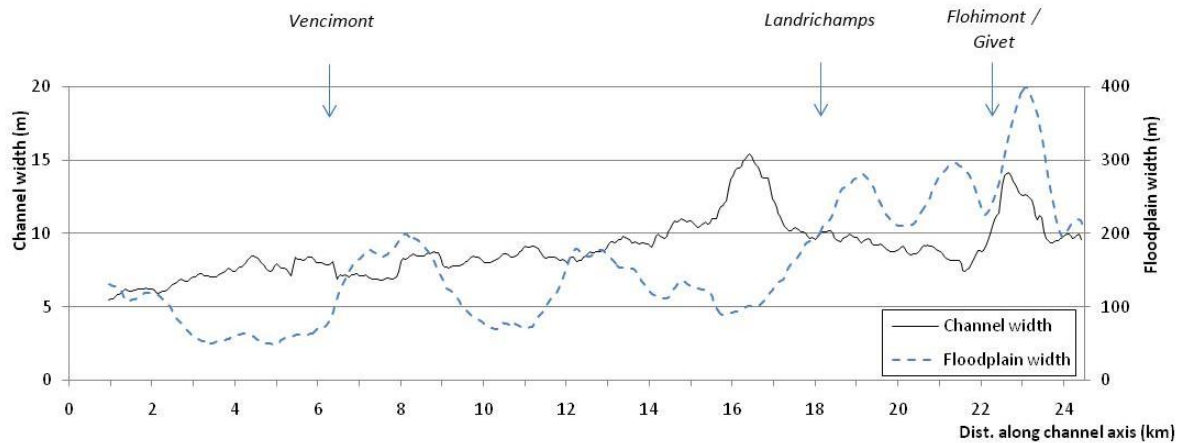


Figure 32: Longitudinal pattern of floodplain and channel width.

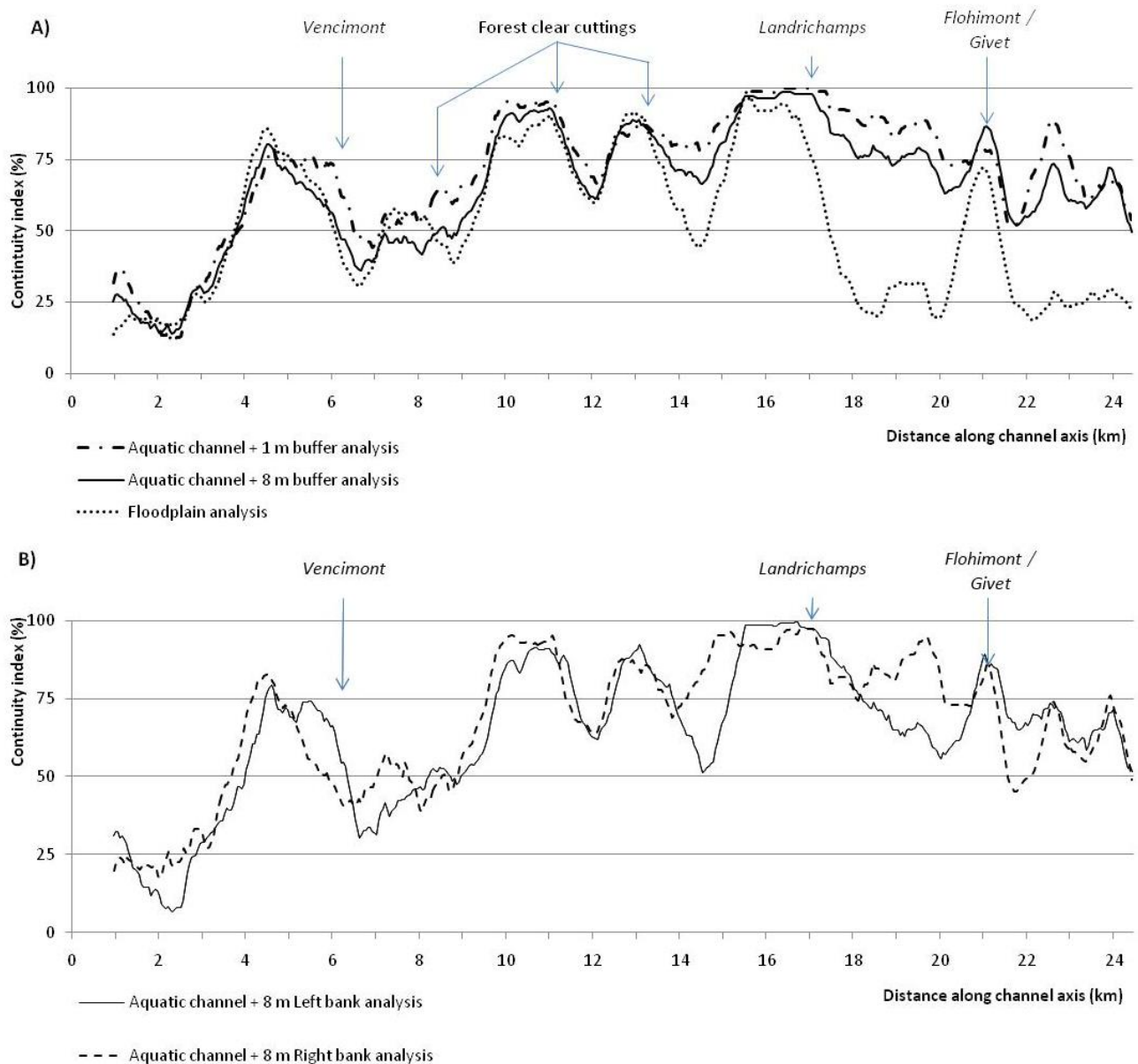


Figure 33: Longitudinal pattern of the continuity index over a fluvial corridor of 24 km: A) according to different buffer widths and B) between left and right banks (for wetted channel + 8 m buffer width only).

A similar longitudinal survey was also performed on three riparian forest attributes (Figure 34). The mean riparian tree height (Figure 34-A) was found to decrease when crossing anthropized sections. This result could be interpreted as being due to more frequent vegetation maintenance (coppicing, clear cutting, etc.) of riparian trees located close to the river (wetted channel + 1 m scale). Nevertheless, the Relative Standard Deviation (RSD) of the riparian tree height (Figure 34-B) did not present a specific upstream-downstream pattern.

The longitudinal pattern of overhanging (Figure 34-C and Figure 34-D) also underwent a reduction throughout the anthropized sections. Some river reaches with a relatively low overhanging riparian forest patch were also observed outside of these sections (within forest clear cuttings sections). No significant differences were found in human pressure from one bank to the other.

The relative area of coniferous stands (Figure 34-E) within the floodplain was not linked to the anthropized sections but did show a specific longitudinal pattern with a few sections with a significantly high density of conifers. As coniferous stand plantations are prohibited within the area of the wetted channel + 1 and + 8 m buffers, such mapping provides information to land and water resource managers, enabling them to prioritise interventions.

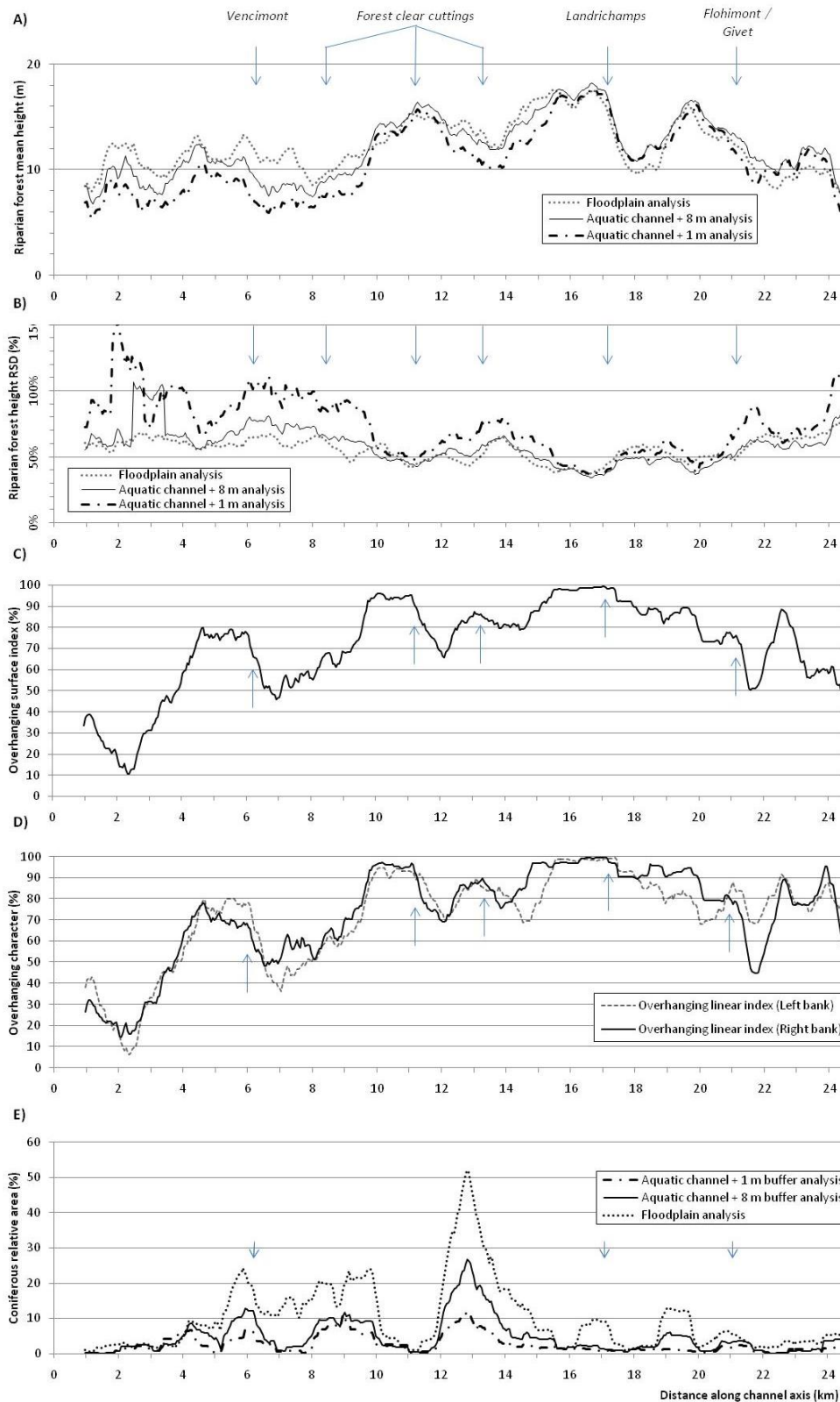


Figure 34: Longitudinal pattern of riparian forest attributes over a 24 km long reach; A) Mean tree height and B) Tree height Relative Standard Deviation (RSD) for different buffer widths; C) Overhanging surface index; D) Overhanging linear index for each of the banks; E) Relative area of coniferous stands in the sample for different buffer widths.

The same type of analysis can be applied to the relative DEM. A mean relative height calculation was extracted for each floodplain sample at different lateral scales (1 m, 8 m, "floodplain") in relation to the riparian forest patches within the sample (Figure 35) given the relative water level of the riparian forest patches for a 0.6 m³/s discharge. Figure 35 shows that the anthropized sections affected the topography to a lesser extent than the continuity index. Nevertheless, the relative water level (for Q=0.6 m³/s) within the riparian forest patches was found to increase in the anthropized sections, which could be explained by the presence of local embankments on which the riparian forest is established. Two major increases in the relative water level occurred near Landrichamps and Flohimont (France), which represent the most anthropized zones within the watershed. Field crops were notably present within the floodplain near Landrichamps, where embankments have been commonly created to improve yields. Other agricultural areas in the floodplain are generally dedicated to cattle breeding. The floodplain is highly anthropized in Flohimont, where the steel industry is still active. Knowing the stage-discharge relationship at Gedinne, it is then possible to estimate what is the recurrence of flows overflowing the riparian patches. A discharge of 0.6 m³/s corresponds to a level of 0.24 cm at gage whereas 1 m above (ca the bankfull level observed in the Gedinne reach between km 1 to km 7 on 8 m buffer on Figure 35) would correspond to ca 15 m³/s (ca 1 in 10 year flood). In this reach, the riparian patches seem then infrequently flooded which may affect their riparian characters.

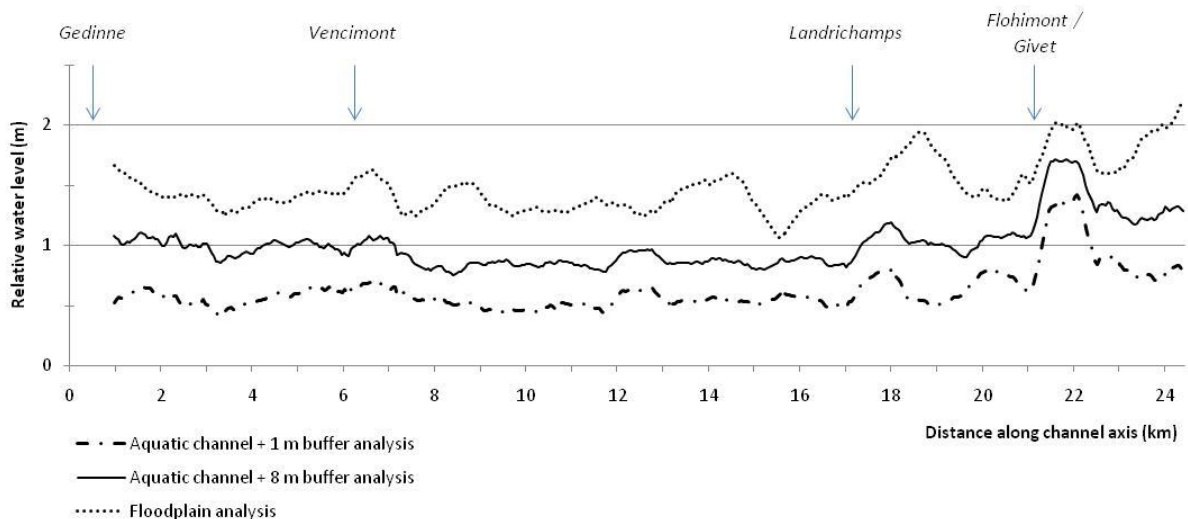


Figure 35: Longitudinal pattern of the relative water level (m) (in relation to riparian forest patches only for different buffer widths) at Q = 0.6 m³/s (Gedinne gauging station).

As an example, the detailed analysis performed every 50 m along the floodplain centreline to establish the longitudinal pattern can be also aggregated at a river reach scale for proposing management recommendations (Table 7). The segmentation of the river network shown in Table 7 was recently developed by the Walloon Non Navigable Watercourses department (Burton *et al.*, 2011), identifying homogenous river reaches (expert operator advice), with a mean length of 2.3 km. This kind of analysis allows information to be synthesized at an appropriate scale defined by practitioners. It also highlights the important characteristics of a given reach in a stream network. In the case of the present study reach, the re-aggregated continuity index was linked to river reach typology, showing the lowest values within "Sparsely populated" reaches and maxima values within "Forest" reaches.

Table 7: Continuity index analysis: re-aggregation process at the river reach management scale; extreme values are in *bold italics*

Dist. from Gedinne (km)	River reach typology	Continuity index		
		1 m	8 m	Floodplain
0 - 0.4	Sparsely populated	44%	33%	10%
0.45 - 5.5	Forest	49%	44%	39%
5.55 - 6.5	Sparsely populated	47%	38%	32%
6.55 - 8.15	Wetlands	57%	47%	55%
8.2 - 8.85	Green space	56%	45%	29%
8.9 - 12	Forest	86%	82%	75%
12.05 - 15.05	Forest	86%	81%	74%
15.1 - 18.75	Forest / Agricultural	93%	86%	46%
18.8 - 19.95	Forest / Agricultural	76%	64%	25%
20 - 24.4	Industrial / Urban	65%	62%	33%

Conclusion

The OBIA approach combined with classic geoprocessings allows the automated mapping of important floodplain and riparian zone attributes from aerial LiDAR data. The automated mapping of such attributes represents a major area of interest in river management and planning. At the channel scale, the study of these attributes allows accurate mapping of the wetted channel extent and overhanging riparian forests. At the riparian zone scale up to the whole floodplain scale, these attributes can provide accurate information on riparian forests and their ecological integrity: longitudinal continuity, structure (height), specific composition (coniferous stand localization) and relative water level (e.g. flooding frequency and groundwater availability).

The graphical presentation of attributes allows natural resource managers to visualise the variation of upstream-downstream attributes. This approach combined with multi-lateral scale analysis allows relevant management units to be differentiated and priority action areas to be identified. At a network scale, the information can be gathered via a re-aggregation procedure at a given reach scale, depending on the level of accuracy required.

Our approach also permits to identify tools that can objectively and quantitatively assess some riparian zone key functionalities at the local river reach to the network scale, e.g. ecological corridor and biofilter (longitudinal continuity analysis) or shading effect and habitats improving (overhanging character analysis).

Our study shows that LiDAR data can be used to extract indicators of ecological integrity of riparian zone in temperate climate zone, where riparian zone shows less contrast to the surrounding vegetation and environments than in dryer climatic conditions. Considering the increasing availability of LiDAR data, our results highlight the potential of the approach as a tool for the planning of land and water resource management in large extent. In the European context of the Water Frame Directive, that kind of approach could improve the hydromorphological assessment of water bodies with precise information on the riparian zone and riparian forest.

In the specific case of southern Belgium, where LiDAR dataset coverage will become available in 2013, future studies will focus on a larger scale and will focus on comparisons of different types of watershed. Automatic re-aggregation procedures will be used to identify homogeneous reaches, such as the Hubert homogeneity tests (Hubert *et al.*, 1989) as proposed by Leviandier *et al.* (2012). The study of different types of watershed will allow the calibration of the indicators and thus enable the assessment of the ecological integrity of riparian zone to be undertaken at the regional scale (13000 km for Wallonia, Southern Belgium).

Chapitre 5 : Développement d'une méthode pour la caractérisation des bandes riveraines à l'échelle régionale : les cas des vallées du Viroin et de la Houille

Ce chapitre présente les premières adaptations méthodologiques réalisées à partir des résultats décrits lors du **Chapitre 4** dans le but de proposer une méthodologie permettant de valoriser le jeu de données LiDAR basse densité, alors en cours d'acquisition par le Service Public de Wallonie. En plus du passage d'une méthode basée uniquement sur du LiDAR haute densité à une approche mixte « photogrammétrie / LiDAR », ce chapitre introduit également les adaptations suscitées par l'accroissement spatial conséquent au futur passage à l'échelle régionale (> 12000 km de linéaire de cours d'eau). La zone d'étude présentée au sein de ce chapitre constitue une étape intermédiaire entre les échelles des **Chapitres 4 et 6** (24 km de linéaire contre plus de 12000 km) en se focalisant sur les bassins de la Houille et du Viroin, représentant un linéaire de cours d'eau de plus de 500 km et plus de 200 secteurs de gestion. Le choix de ces deux bassins versants a avant tout été guidé par la disponibilité d'une première partie du jeu de données régional en leur sein. Les résultats présentés au sein de ce chapitre sont adaptés de l'article suivant :

Michez A., Piégay H., Lejeune P., Claessens H., [2014] Characterization of riparian zones in Wallonia (Belgium) from local to regional scale using aerial Lidar data and photogrammetric DSM. EARSel eProceedings, 13(2): 85-92.

Les résultats présentés sont issus d'un projet de recherche (Michez *et al.*, 2014b) ayant eu lieu durant l'année 3 du calendrier de thèse⁷.

Résumé :

La présente étude propose une approche innovante pour extraire automatiquement les caractéristiques des bandes riveraines à l'échelle de deux bassins versants couvrant un linéaire d'environ 500 km de rivières (environ 200 secteurs de gestion). La qualité de la zone riveraine est évaluée par divers indicateurs de l'intégrité écologique (e.g. la continuité longitudinale de la forêt riveraine, la hauteur moyenne de la végétation), et de la qualité hydromorphologique (e.g. sinuosité, largeur du chenal et du lit majeur). Les caractéristiques physiques de la zone riveraine sont principalement extraites d'un Modèle Numérique de Terrain (dérivé de données LiDAR), tandis que les attributs de la forêt riveraine sont dérivés d'un Modèle Numérique de Hauteur « hybride » (Modèle Numérique de Surface photogrammétrique - Modèle Numérique de Terrain LIDAR).

Cette première recherche est exclusivement basée sur des données qui sont disponibles à l'échelle régionale et a pour but de développer des outils automatisés pour, dans un futur proche, mettre en œuvre la méthodologie sur l'ensemble du réseau hydrographique wallon (> 12 000 km).

⁷ Projet 'IMAGEAU 2' : Exploitation des données aéroportées (LIDAR et drone) dans le cadre des Programme d'Actions sur les Rivières par une approche Intégrée et Sectorisée (PARIS) (juillet 2013 - février 2014).

Introduction

Naiman et al. (2005) defined the riparian zone as "transitional semi-terrestrial areas regularly influenced by fresh water, normally extending from the edges of water bodies to the edges of upland communities". Riparian zones are central landscape features supporting several functions and services: stream bank stabilization, reduction of sediment and nutrient contamination, aquatic and terrestrial habitat improvement, and recreational and educational opportunities. They are considered as ecotones, located at the intersection of land and water, with an exceptionally rich biodiversity. They form ecological corridors and provide crucial habitats for terrestrial animals and for migrating birds. The width of a riparian zone can range from a few metres to several kilometres, depending on the stream size. Despite their relatively low area coverage, riparian zones consequently represent a major concern for land and water resource managers.

In Europe, several European directives acknowledged the major importance of riparian zones (principally the Habitats Directive and the Water Framework Directive). These directives involve effective multi-scale monitoring (local to network scales) to target restoration activities when needed and to assess the success of previous management actions or existing management policies. Because of the typical shape of the riparian zone, field-based monitoring involves sampling, high manpower costs and time-consuming travels (Debruxelles *et al.*, 2009; Myers, 1989).

The increasing availability of very high resolution satellite imagery (IKONOS, QuickBird, GeoEye 1, Pléiades) and aerial Lidar data, combined with more powerful computer capacity and new geomatic procedures to extract information offer opportunities to develop cost-effective, replicable and fully automated riparian zone monitoring at channel corridor to network scales (Arroyo *et al.*, 2010; Goetz *et al.*, 2003; Johansen *et al.*, 2010).

High-density point clouds (>10 points/m²) of Lidar data can provide a 3D view of the features of a floodplain and notably of riparian zone characteristics and ecological attributes, notably through the study of a very high resolution (<1 m GSD) Canopy Height Model (CHM) (Johansen *et al.*, 2010; Michez *et al.*, 2013). Although they are efficient, high-density LiDAR surveys still involve high relative costs and are restricted to isolated surveys or local areas. However, regional surveys have already been carried out in Europe (case of The Netherlands, Sweden, Finland), but not on a regular basis. For the Walloon context, a low-density LiDAR dataset (0.8 point per m²) covers the whole territory following a recent survey. This low-density coverage allows a highly accurate Digital Terrain Model (1 m GSD) to be generated, but is not sufficient for the computation of a Canopy Height Model.

In combination with a LiDAR DTM, photogrammetric Digital Surface Model (DSM) can be a cost-effective and complementary data source for CHM generation. Considering that the ground topography remains stable for the period of analysis, a quality LiDAR DTM can be used to normalize photogrammetric DSM derived from more recent surveys, allowing us to update CHM with half to third costs of a LiDAR survey (Lisein *et al.*, 2013; Véga & Saint-Onge, 2008). In the Walloon context, pre-oriented overlapping aerial images have been regularly acquired for the generation of orthophoto cover since 2006-2007, with a revisiting time of three years. The time series of DSM provides quality 3D information which can be combined with the high quality (but low density) LiDAR-derived DTM to generate CHM.

In this study, we intend to develop an automated approach to extract quality indicators of the riparian zone status. The physical characteristics of the riparian zone are principally extracted from a high-quality Digital Terrain Model (derived from ALS data), while the riparian forest attributes are derived from a hybrid Canopy Height Model (photogrammetric Digital Surface Model – LiDAR derived DTM).

This first research is exclusively based on data which are available at the regional scale (17000 km²). We used the river network (487 km long, 725 km²) of two tributaries of the Meuse (Belgium), the Houille and the Viroin rivers as a model system in the method development. This methodology will be implemented to the whole Walloon river network (13,000 km) before 2015 with an update frequency of three years (photogrammetric DSM survey frequency).

Methods

Study site

The Houille and Viroin rivers are two tributaries of the Meuse, located in southern Belgium (Wallonia). The watersheds of the Houille and Viroin rivers are located in the Ardennes and Fagnes eco-regions, respectively. Elevations range between ca. 100 m (confluences with the Meuse) to 502 m (Houille) and 392 m (Viroin).

The watersheds (Figure 36) drain an area of 725 km², and a river network of 487 km managed by public administrations (river with a watershed >1 km²). The land cover of the two watersheds is mostly forested (56% and 63%) and agricultural (36% and 27 %) in the Houille and Viroin catchments.

Remote sensing data

The data used to develop the methodology on the study site are all available at the regional scale (17000 km²).

Aerial LiDAR dataset

A LiDAR aerial small footprint dataset was captured on April 2013 with an average point density of 0.8 points/m². A Digital Terrain Model was computed by the data provider (1 m GSD). As suggested by previous work of the authors (Michez *et al.*, 2013), LiDAR data can effectively describe the riparian zone condition. But regarding the relatively low density of the LiDAR dataset, the quality of the LiDAR Canopy Height Model was regarded as not sufficient and had to be completed with other remote sensing data.

Photogrammetric Digital Surface Model and Hybrid Canopy Height Model

Pre-oriented raw aerial images initially captured (May 2012) for a regional orthophoto coverage of Wallonia were used to compute a photogrammetric Digital Surface Model with the open source photogrammetric suite MicMac (Deseilligny and Celery, 2011; Deseilligny, 2007). Following the methodology developed by (Lisein *et al.*, 2013), we combined the photogrammetric DSM with the LiDAR-derived DTM to compute a hybrid (LiDAR DTM / photogrammetric DSM) Canopy Height Model at a resolution of 0.5 m (GSD, Figure 37).

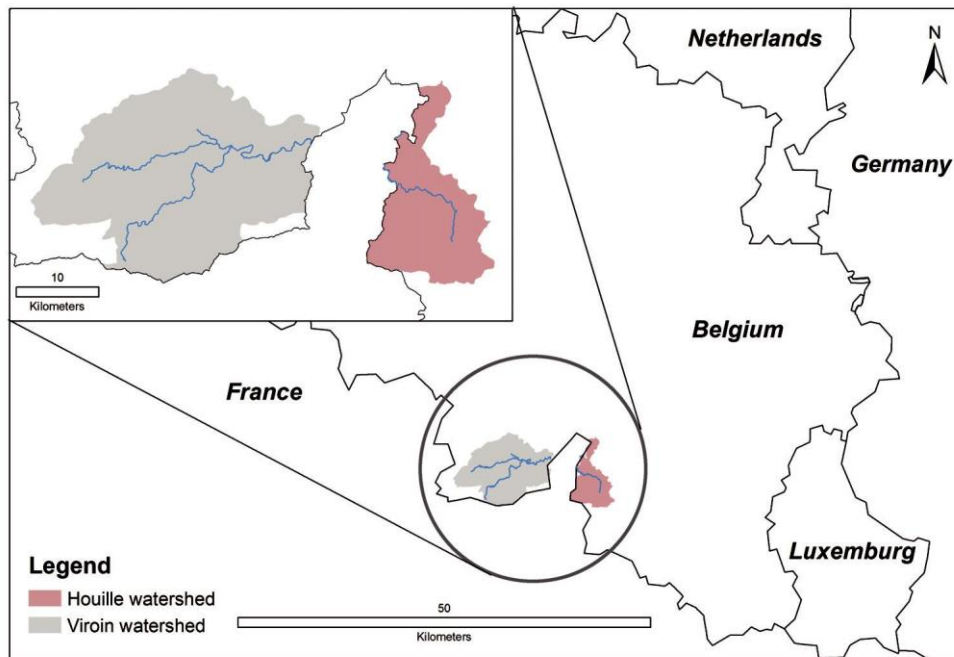


Figure 36: The watershed of the Houille and Viroin rivers (725 km², 487 km of river network).



Figure 37: Hybrid Canopy Height Model. Adapted from Bonnet (2009).

Hybrid Canopy Height Model allows to derive cost-effective 3D information which can densify or update LiDAR-derived Canopy Height Models. They can generally be derived from raw images of regional orthophoto coverages, allowing 3D information to be extracted from already ordered (and budgeted) remote sensing surveys.

River network segmentation

The finest scale of analysis is the river reach, for which all the information will be extracted. We used the segmentation of the river network used by river managers in Wallonia (Burton *et al.*, 2010). This procedure is based on homogenous river reaches defined by expert operator advice, with a mean length of 2.3 km, within the whole river network of Wallonia.

Disaggregation and re-aggregation process

Based on the work of Alber and Pégay (2011), a disaggregation procedure was used to characterize the variation of attributes from upstream to downstream. The analysis was performed within floodplain samples distributed regularly (at 50 m intervals) along a director axis derived by smoothing the centreline of the floodplain area. The floodplain area is derived from the regional mapping of potentially flooded areas (Service Public de Wallonie, 2013).

When appropriate, an upstream-downstream analysis was performed at different lateral scales: left-right bank, wetted channel plus 6 and 12 m riparian buffers, and entire floodplain (Figure 38).

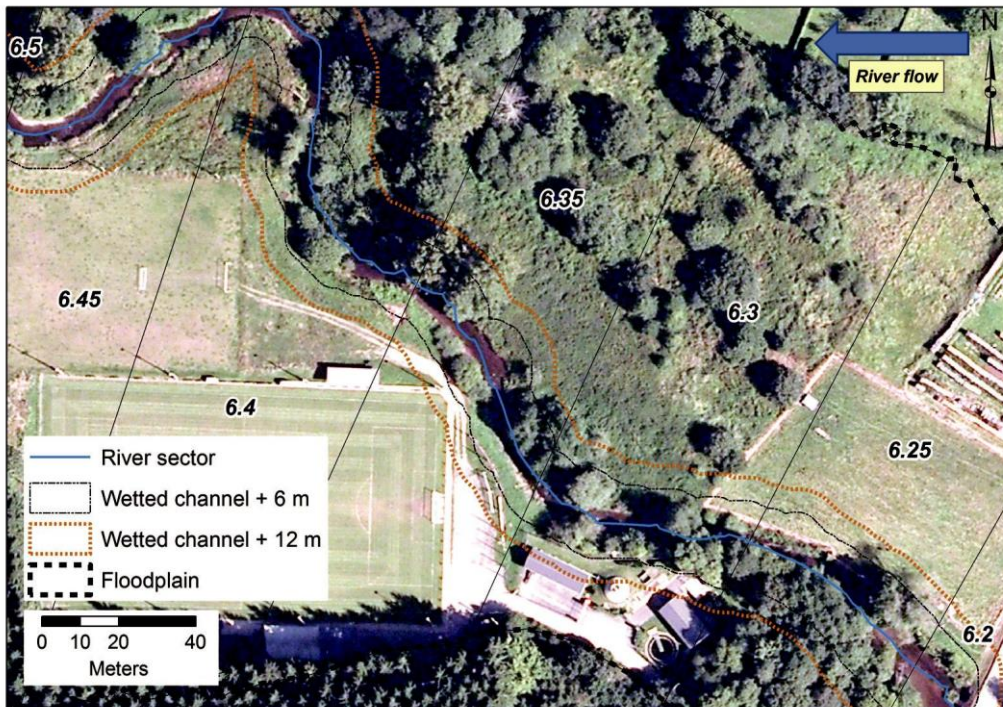


Figure 38: Longitudinal sampling of 50 m long segments and of lateral sampling buffers.

After this disaggregation process, a re-aggregation process could be performed, analysis at the sample scale (50 m long channel axis reach) being computed at a higher scale, e.g., at a 1 km channel axis reach (Figure 39).

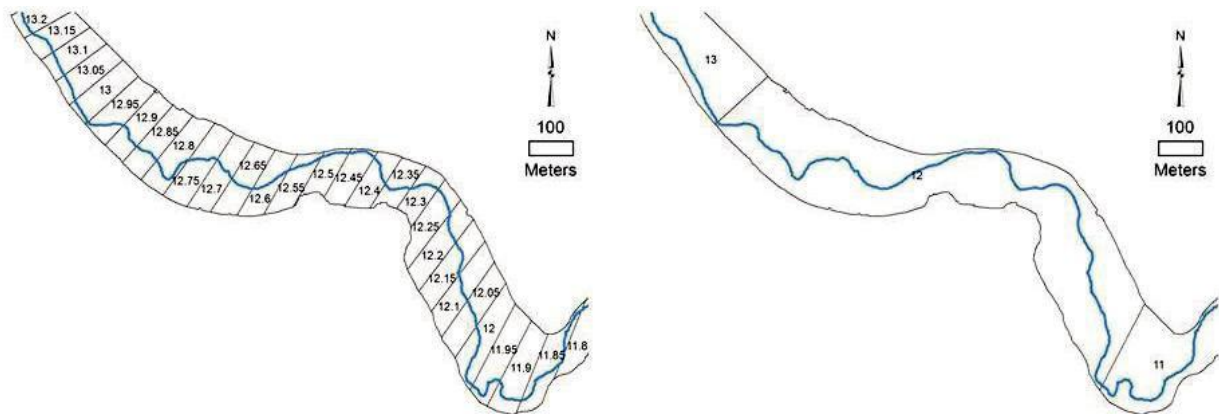


Figure 39: Re-aggregation process: 50 m long disaggregated to 1 km long re-aggregated reaches.

Extraction of physical settings of riparian zone

Table 26 synthetizes the riparian zone attributes which were extracted from the low density LiDAR dataset. These attributes are derived from thematic data (floodplain extent) or from several metrics of the LiDAR dataset, based on previous work of the authors (see Michez *et al.* 2013 for details).

Table 26 : Physical settings of riparian zone.

Riparian zone attribute	Source data	Interest as indicator
Relative water level	Relative DTM (derived from LiDAR DTM)	Anthropization / Terrestrialization of the riparian zone (presence of artificial levees, reinforced river bank, ...)
Channel extent	LiDAR point cloud	Structural feature of riparian zone
Channel width	LiDAR derived channel extent	
Channel sinuosity	LiDAR derived channel extent	
Floodplain width	Thematic data (regional mapping of potentially flooded area)	

As an example, Figure 40 illustrates the relative water level, which can be an indicator of the nearness to water. This information can be related to a riparian zone sample or to its riparian forests.

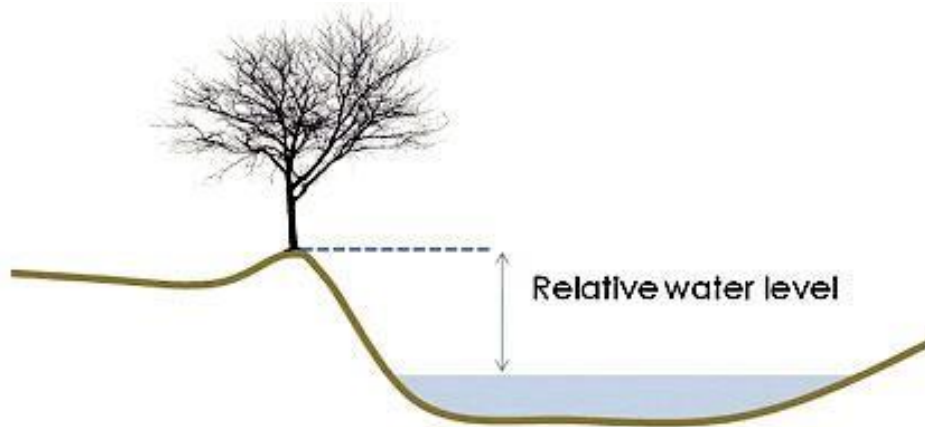


Figure 40: Illustration of relative water level as an indicator of the nearness to water, from Michez *et al.* (2013).

Riparian forest characterization

We propose to adapt the strict LiDAR approach developed in Michez *et al.* (2013) with a mixed approach, based on hybrid Canopy Height Model (photogrammetric DSM and LiDAR DTM). The riparian forest attributes (see Table 27) will be extracted at the river reach scale, allowing us to identify fundamental information about the riparian forest quality, as a major proxy of the riparian zone quality on itself. All these riparian forest attributes can be used as indicators of the ecological integrity of the riparian zone. They can be updated once raw images from a new orthophoto survey are available (currently on a three-year basis).

Table 27: Riparian forest attributes derived from the LiDAR dataset.

Riparian forest attribute	Source data	Interest as indicator
Relative water level	Relative DTM (derived from LiDAR DTM), hybrid CHM	Flooding frequency of riparian forest, terrestrialization of the riparian zone
Longitudinal continuity		Corridors for plant dispersal, habitats and migration corridors for birds and mammals
Tree/forest height (mean, relative SD)	Hybrid CHM	Mature stand localization (mean height); spatial heterogeneity and habitat quality(relative SD)
Mean Core Area Index (CAI)		Habitat fragmentation
Mean Fractal Dimension Index (FDI)		Spatial heterogeneity and habitat quality

Results

Altogether, 192 river reaches were characterized within this study. To illustrate the potential of such an approach to characterize riparian zone at a network scale in order to help field managers, we propose to aggregate the results at the scale of the water bodies (as defined by the Water Framework Directive). The graphical representation of aggregated results (Figure 41 - case of riparian forest longitudinal continuity) can help public administration to identify priority areas for action plans. The case of longitudinal continuity of the riparian forest in the Viroin river watershed allows us to identify the water body “MM04R” as endangered regarding its riparian forest. This water body is located in an area of intense agriculture, which results in a very reduced and fragmented riparian forest.

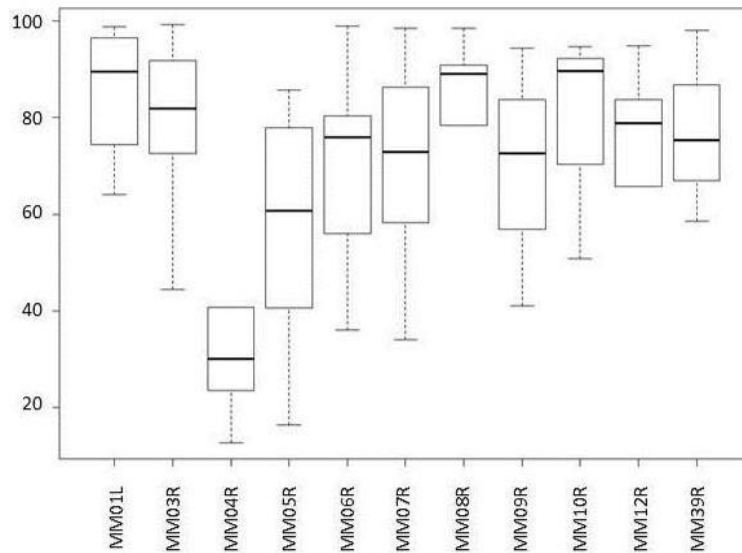


Figure 41: Longitudinal continuity (%) of riparian forest (wetted channel +6 m, watershed of the Viroin river) - the water body "MM04R" presents a very low value of riparian forest continuity and should be subject to special attention by the river managers.

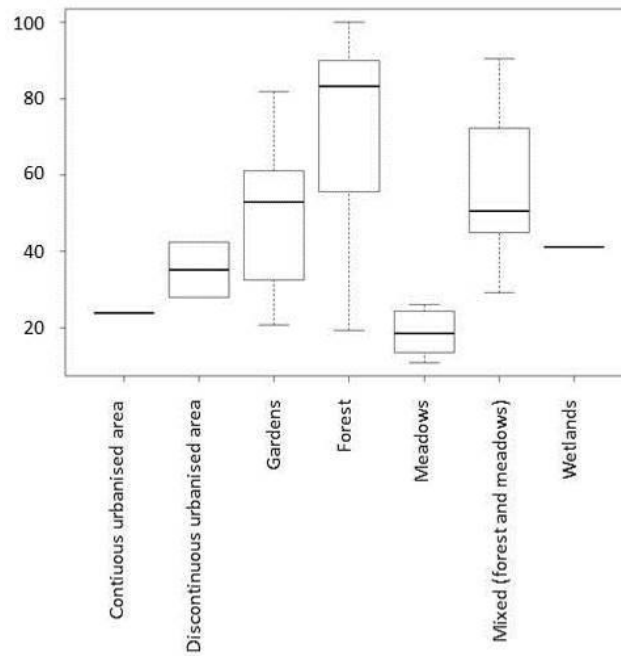


Figure 42: Longitudinal continuity (%) of riparian forest (wetted channel +6 m, watershed of the Houille river) VS land use in the buffer. Urbanized areas must be a major concern for land manager in terms of riparian forest continuity.

Another aggregation process can be performed through the proxy of the land use in the riparian zone. Figure 42 highlights lower riparian forest longitudinal continuity values in urbanized areas. Even if the watersheds are mostly rural, without the presence of a major city, the riparian forests in urbanized areas are relatively more fragmented. This kind of information is of significant interest and can objectively provide guidance for land managers.

Conclusions

This research was conducted on a test site (487 km length) and will be implemented at the Walloon hydrographic network scale (13,000 km) in the medium term (2014-2015). Those indicators will be used to assess the riparian zone quality in terms of ecological integrity and hydromorphology. Further analysis of those preliminary outcomes will extract management indicators which will be used as decision-making tools for planning and evaluating riparian zone management:

- Evaluate management strategy (e.g. prioritization of river reaches in relation to ecological network or the presence of endangered habitats)
- Localize areas with high potential for river restoration
- Rationalize riparian forest strips management: e.g. maintenance logging planning in relation to tree height data.

Our preliminary promising results show the potential of the approach to implement a regional monitoring of the Walloon riparian zone on a regular basis (minimum 3 years), focusing on their riparian forests. By an objective and cost-effective monitoring of the riparian zone in the entire river network, our approach will provide tools for public administrations to focus on endangered riparian areas. More generally, these tools will improve the planning and the evaluation of the action of management (notably on the riparian forest).

As most European countries have been covered by orthophoto surveys regularly since the late 90's and are being more and more covered by quality LiDAR DTM, our approach is highly replicable. Depending on the parameters of the flight surveys, time series of photogrammetric Digital Surface Model also represent an interesting potential for historical analysis of riparian zones.

In this case study, further work will focus on the characterization of riparian zones based on historical orthophoto surveys (years 2006 and 2009). Going further than forest 3D information, spectral information derived from satellite imagery will also be used to improve the forest characterization. The imminent launch of the Sentinel-2 will enable free-of-charge intra-annual time series of spectral data to be generated, which can be used to identify species or groups of species, notably those whose ecological traits differ.

Chapitre 6 : Caractérisation des bandes riveraines associées à l'ensemble du réseau hydrographique classé de Wallonie

Ce chapitre présente une première caractérisation des bandes riveraines à l'échelle régionale à partir de 6 paramètres, 3 caractérisant la forêt proprement dite et 3, les conditions physiques stationnelles. Ces paramètres font partie des paramètres présentés dans les **Chapitres 4** et **5**. Ce chapitre intègre le processus de caractérisation des bandes riveraines sur l'ensemble du réseau hydrographique classé de Wallonie, comptant 12000 km de cours d'eau et près de 6000 secteurs de gestion. Ce chapitre est adapté d'un projet d'article en cours de révision au sein de la revue *Journal of Environmental Management* (Elsevier) :

Michez A, Piégay H., Lejeune P., Claessens H., [2016] Use of airborne LiDAR and photogrammetric point clouds for multi-temporal ecological monitoring of riparian buffers at network scale.

Les résultats présentés sont issus d'un projet de recherche (Michez *et al.*, 2015) ayant eu lieu durant l'année 3 et 4 du calendrier de thèse⁸.

Résumé :

Le cas d'étude présenté au sein de ce chapitre décrit un essai de caractérisation des bandes riveraines sur plus de 12000 km de cours d'eau en Wallonie (Belgique) sur base de nuages de points LiDAR et photogrammétriques. Ces données tridimensionnelles sont utilisées afin d'extraire 6 paramètres caractéristiques des bandes riveraines. Ces paramètres sont descriptifs de composantes physiques de l'hydromorphologie (hauteur émergée des berges, largeur et sinuosité du lit mineur), mais également de la structure des forêts riveraines (hauteur moyenne, continuité longitudinale et ombrage du lit mineur).

Une première exploitation de ces indicateurs a été réalisée à l'échelle régionale pour obtenir une caractérisation fine des bandes riveraines ainsi que des espaces forestiers associés. Une évaluation des patrons spatiaux de ces paramètres en lien avec différentes informations (occupation des sols, régions naturelles) est réalisée, notamment à travers la modélisation de la largeur du chenal à l'aide de la superficie du bassin versant. Les modèles établis sont utilisés pour localiser à l'échelle d'un bassin versant des tronçons potentiellement modifiés par des interventions humaines. Lors d'agrégations permettant des visualisations à l'échelle régionale, les résultats obtenus reflètent la connaissance a priori des cordons rivulaires. A l'échelle locale, les indicateurs peuvent permettre de localiser des bandes riveraines d'intérêt écologique ou encore des altérations potentielles résultant de pressions anthropiques tant au niveau des forêts riveraines qu'au niveau de la morphologie du cours d'eau et des milieux riverains. Cette caractérisation est réalisée dans le cadre de la mise en place de plans de gestion sectorisés des cours d'eau et des bandes riveraines sur l'ensemble du territoire étudié. Elle permet d'obtenir une base d'information commune et facilement mise à jour pour l'ensemble du réseau étudié.

⁸ Projet 'IMAGEAU 3' : Intégration d'un monitoring des secteurs de cours d'eau dans le cadre des Programme d'Actions sur les Rivières par une approche Intégrée et Sectorisée (PARIS) (juin 2014 - septembre 2015).

Introduction

Riparian buffers are fundamental landscape features supporting numerous ecosystems services: stream bank stabilization, reduction of sediment and nutrient contamination, aquatic and terrestrial habitat improvement, recreational and educational opportunities (Naiman et al. 2005). In terms of biodiversity, riparian buffers are exceptionally rich. They form ecotones, located at the intersection of land and water, and present higher (bio)diversity than the two ecosystem considered separately (Naiman and Décamps, 1997). As ecological corridors, they provide crucial aquatic and terrestrial habitats for migrating birds and terrestrial animals (Darveau et al., 2001; Décamps et al., 1987), as well as for plants (Johansson et al., 1996). Consequently, riparian buffers represent a major concern for land and water resource managers despite relatively low area coverage.

In Europe, the major importance of riparian buffers has been acknowledged by the Habitats Directive and the **Water Framework Directive** (WFD) (European Council, 2000). These European directives involve multi-scale monitoring activities (local to network scales) in order to; on one hand assess the success of previous management actions or existing management policies and on the other hand, to target restoration activities when needed. Monitoring are based on measurable attributes describing the riparian buffers conditions and the ability to carry out their functions. For the WFD, monitoring combines observable physical, chemical and biological attributes which are indicators of the ecological state of waterbodies (Hering et al., 2010). Chemical and biological monitoring activities are not discussed in this article. Because of the typical shape of the riparian buffers, field based monitoring involves high manpower costs and time-consuming travel. Therefore the sampling intensity and thus the accuracy of results are reduced (Debruxelles et al., 2009; Munné et al., 2003; Myers, 1989). Remote sensing methods can help to build cost effective and replicable “wall to wall” monitoring strategies, notably based on land use/cover proxies (Apan et al., 2002; Lalande et al., 2014). Remote sensing approaches are especially effective when the scale is regional (> 200 km of river) (Johansen et al., 2007). The increasing availability of very high resolution satellite imagery (IKONOS, QuickBird, GeoEye-1, Pléiades) and aerial LiDAR data can be used for a detailed description of the environment at the regional scale (Alexander et al., 2014). In the case of riparian buffers, the development of regional approaches must integrate the network shape through original adapted geomatic procedures (Alber and Piégay, 2011; Roux et al., 2014; Van Looy et al., 2013).

High density point clouds (> 10 points / m²) of LiDAR data can provide a 3D view of riparian buffers. With this 3D information, it is possible to extract and map different important physical characteristics of riparian buffers such as water surface, valley bottom or near-stream topography (Demarchi et al., 2016; Michez et al., 2013). LiDAR data can also provide important information about the riparian forest, notably through the use of very high resolution Canopy Height Model (< 1 m GSD) (Johansen et al., 2010; Michez et al., 2013, Lallias et al., 2016). Canopy Height Models are usually stored as raster data describing the height of forest, potentially over large area. Although these previous studies have demonstrated the potential of high density LiDAR data, such surveys still represent relative high cost and remain on small scale studies.

High density photogrammetric point clouds can be a cost-effective complementary option to LiDAR data for the generation of high resolution Canopy Height Models (CHM). They can be derived from stereo aerial images acquired for regional orthophoto coverage (relatively frequent in Europe) and thus provide 3D data with no supplementary acquisition cost. Considering that the ground

topography is constant for the period of analysis, a high quality LiDAR Digital Terrain Model (DTM) can be used to normalize photogrammetric Digital Surface Models (DSM) derived from more recent surveys. The subtraction of a LiDAR DTM from a more recent photogrammetric DSM allows building 'hybrid' Canopy Height Models (CHM) with half to third costs of a LiDAR survey (White et al., 2013).

Michez et al. (2014) describe the use of such hybrid CHM (photogrammetric DSM - LiDAR DTM) analyzed simultaneously with the low density LiDAR DTM data to characterize the physical parameters and forest conditions of riparian buffers. This first case study was focused on the development of methods for an automated characterization of riparian buffers of ca. 500 km of river network. Building upon this first case study, our study intends to characterize the riparian buffers associated with the entire river network of Wallonia (southern Belgium) managed by public administration. The main goal is to provide accurate information about the physical parameters (topography, channel morphology) and forest conditions (height, longitudinal continuity, water accessibility) of riparian buffers to highlight regional variability of riparian buffers and explore factors controlling it. More specifically our study intend to i) map riparian buffers parameters on regional scale and on a more local scale (e.g. single waterbody of the Water Frame Directive), ii) interpret the regional patterns of the riparian buffers in light of potential human activities and iii) start the reflection upon the development of management indicators based on our results.

This first overview of the conditions of the riparian buffers at the regional scale (> 12000 km of river length) could be used by public administrations (in particular river managers) in Wallonia to plan and target river and riparian buffer management. As Wallonia is implementing a six-year region-based action plan starting in 2016, the aim of the study is also to develop monitoring tools to evaluate the efficiency of the action plans at mid and end terms.

Material and methods

Study site

The study site is the publically managed river network of the southern region of Belgium (Wallonia). Wallonia covers an area of 16,902 km² (ca. 55 % of Belgium's area) with a river network of 12054 km (drainage area > 1 km²). This study site was chosen due to the availability of concomitant high quality remote sensing data.

Wallonia presents contrasted landscapes and can be divided in five natural ecoregions (Figure 43 A. and B., Table 28). These five ecoregions have been delimited according to pedological, botanical and agro-ecological criterions by Noirfalise (1988). The Loam and the Condroz ecoregions comprise intensive agricultural, industrial activities combined to high human population density. The Ardenne ecoregion presents mostly forested landscapes with relatively low population density. The Belgian Lorraine and the Famenne ecoregions present an intermediate context, with contrasting rural landscapes.

The study area is mainly drained by two major rivers: the Meuse and the Escaut rivers. The Escaut basin is relatively homogeneous and is located in the Loam ecoregion, with open landscapes mainly occupied by agricultural activities. The Meuse basin is much more variable and its rivers flow over the 5 ecoregions of the study area.

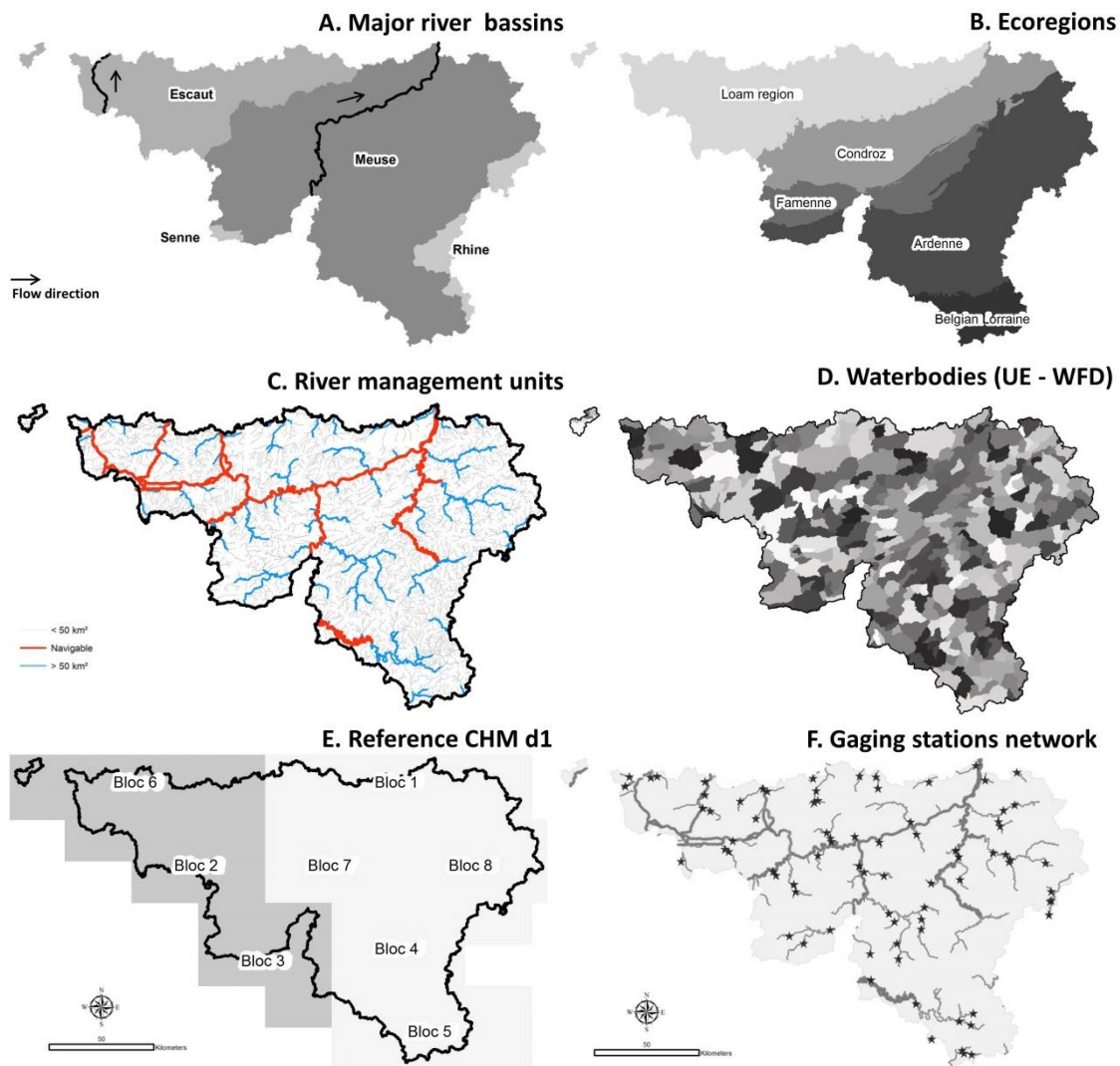


Figure 43: Key information maps about the study area. A. Major river basins: the Escaut and the Meuse rivers are the two most important rivers of the study site;
B. The study area was divided by Noirefalise (1988) in 5 ecoregions;
C. The publically managed rivers network has been divided in 6085 river managements units (mean length: 2 km);
D. The study area has been divided in 354 Water Frame Directive waterbodies with a mean river length of ca. 35 km;
E. The hybrid reference CHM d1 is a combination of hybrid (photogrammetry - LiDAR) and LiDAR CHM. The hybrid component of the CHM 2012-2013 represents 32% of the regional area and is based on data acquired in 2012 (darker grey);
F. Gaging stations network used to validate the LiDAR channel width.

Table 28: Key characteristics of Wallonia and its ecoregions.

	Area (km ²)	Rainfall (mm / year)	Mean altitude (m)	Mean slope (%)	Agr. (%)	Art. (%)	For. (%)	Wat. (%)	Mean density (hab/km ²)
Ardenne	5741	1140	425	11	37	5	57	<1	44
Condroz	3546	956	214	9.8	56	23	20	1	344
Famenne	1555	898	227	9.3	53	8	38	<1	74
Belgian Lorraine	843	934	322	9.1	55	7	38	<1	107
Loam region	5218	825	103	4.8	70	23	6	<1	320
Wallonia	16902	971	258	8.5	54	15	31	<1	208

Land cover data derived from the CORINE land cover project (<http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>). Agr.: % of agricultural area; Art.: % of artificial area; For.: % of forested area; Wat.: % of wetlands and waterbodies areas.

Remote sensing data

We combined LiDAR and photogrammetric point clouds to characterize the riparian buffers in Wallonia. More specifically, we computed two reference Canopy Height Models at the regional scale to map the riparian forest.

An airborne LiDAR small footprint dataset was captured with an average point density of 0.8 points / m² (Table 29). The survey occurred during leaf-off conditions, from 12/12/2012 to 21/04/2013 and from 20/12/2013 to 09/03/2014. The main goal of this survey was to cover the study area with a regional Digital Terrain Model (1 m GSD, Ground Sampling Distance). The data provider also computed a Digital Surface Model (DSM) at the same resolution.

We use raw images (VEXCEL UCX camera) from two regional orthophoto datasets of the study area to generate two high density photogrammetric point clouds. The first survey flights occurred between April to September in 2009 and 2010 (side and front overlap: 33% and 66%). The second regional survey took place in the same time window in 2012 and 2013 (same overlap than 2009-2010 survey). The mean resolution of the two final orthophoto coverages (which were not used in this study) was 0.25 m GSD.

Table 29: Key features of the regional LiDAR survey.

Parameter	Value
Scanner	Riegl Litemapper 6800i
Flight altitude	1500 m
Speed	75 m.s ⁻¹
Lateral overlapping	30%
Pulse frequency	150 kHz
Scan angle	60°
Number of echoes	4
Z precision	0.12m
XY precision	< 1 m

Processing remote sensing data

Computing two reference Canopy Height Models

We estimated the riparian forest height at a 3 year interval (2009 - 2012) using two reference canopy height models see, based on LiDAR and photogrammetric point clouds (Figure 44).

We used Agisoft PhotoScan (<http://www.agisoft.com/>) to compute photogrammetric point clouds from raw aerial images initially captured for two regional orthophoto coverages of Wallonia. The dense matching was run on tiled projects (4 km²), computing the dense cloud at the 'High' level of quality.

The density of the regional LiDAR survey being too low in the third of the study area, we used photogrammetric point cloud to compute a hybrid CHM for the corresponding period. The hybrid CHM is composed of contemporary LiDAR ground points from the LiDAR point cloud and the photogrammetric point cloud (see Figure 44). We used LASTools suite to implement the CHM computation at the regional scale and to compute two reference CHM for the entire study area (1m Ground Sampling Distance, GSD).

We computed a regional canopy height model for the years 2012 and 2013, which will be referred as "*CHM d1*" in this study, based on a combination of LiDAR and photogrammetric point clouds. Sixty eight percent of the study area are fully covered with a LiDAR CHM (LiDAR DSM - LiDAR DTM), the rest of the study area (Figure 43 - E) being covered with hybrid CHM (photogrammetric DSM - LiDAR DTM).

To assess the evolution of riparian forest, we computed a hybrid CHM with the photogrammetric point clouds computed from the regional survey of aerial imagery acquired in 2009 and 2010, considering that the topography did not evolved significantly at the regional scale between the two aerial surveys. This hybrid regional CHM for this period will be referred as "*CHM d2*" in this study.

We masked the two reference CHMs with 0 values for pixels located within the 'building' polygons of a reference land cover dataset provided by the Belgian Geographic Institute (TOP10VGIS product, www.ngi.be for details).

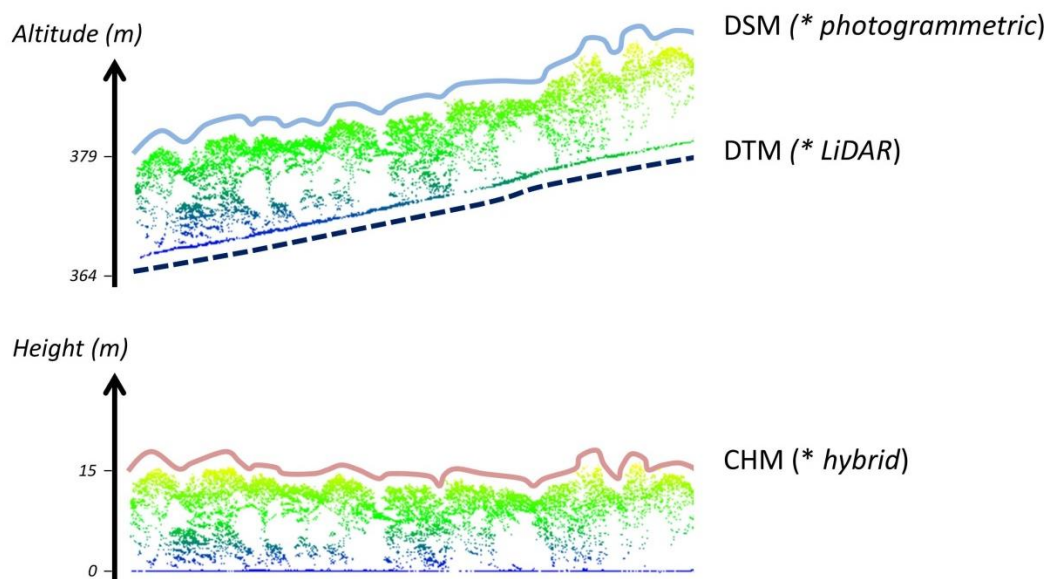


Figure 44: Point cloud approach for the generation of a hybrid Canopy Height Model. DSM: Digital Surface Model (photogrammetric); DTM: Digital Terrain Model (LiDAR); CHM: Canopy Height Model (adapted from Michez et al., 2016). The * mark references *in italic* the case of hybrid CHM as a LiDAR CHM is completely composed of LiDAR points.

Attributes of riparian buffers

Scale of analysis

Based on a disaggregation process we extracted different key attributes (Table 30) of the riparian buffers from 50m long floodplain segments distributed regularly (at 50-m intervals) along the smoothed centerline of the river floodplain.

The information at the 50 m long floodplain segments is re-aggregated on the scale of the river management units and on upper scale, such as Water Frame Directive (WFD) waterbodies or the five ecoregions. The aggregated information can be mapped on the hydrographic network (Figure 43 – C, case of river management units) and also on spatial units (Figure 43 – D., case of the WFD waterbodies). For more details about the about the disaggregation and re aggregation process, see Alber & Piégay (2011)).

The **river management units of Wallonia** were extracted from homogenous river reaches delimited by expert operator advice. 6085 river management units were defined (Figure 43 – C.), with a mean length of 2.0 km (+/- S.D. 2.6 km) (Burton et al., 2011). This network covers the whole river network of Wallonia managed by public administrations (drainage area > 1 km²). The administrative framework of river management in Wallonia will fully integrate this river network segmentation in 2021. Every public river managers will have to use these river management units to plan management actions on a 6 years basis.

The waterbodies are the WFD fundamental management unit. In Wallonia, the implementation of the directive identified 354 waterbodies which cover the entire study area (Figure 43 – D.). The average river length in the WFD waterbodies of the study is 35.0 km (+/ S.D. 35.5 km).

For the riparian forest attributes and the floodplain elevation above water level, we performed the evaluation of the attributes within two buffers (river +6m and +12m). The +6m and +12m buffers were chosen considering that these distances represent the average width of one and two riparian tree crowns. They also correspond legal minimal distances (depending the administrative status of the riparian area) for the plantation of non-native tree species (e.g. Spruce (*Picea abies*) or hybrid poplars (*Populus sp.*)).

Extraction of attributes characterizing the riparian buffers

We used a single automated workflow to characterize the riparian buffers related to 12,054 km of the regional river network (Figure 45). The majority of the attributes (Table 30) are related to the entire river network (drainage area > 1 km²), except for two attributes that were only calculated for major rivers (drainage area > 50 km²) representing a total length of 2,307 km.

We exploited attributes which can be directly linked to ecological indicators based on previous studies involving high density LiDAR... point clouds (see Michez et al. (2013) for further details about the construction of the indicators). Beside the vector ancillary information provided from the river network data, the attributes completely rely on LiDAR and photogrammetric point clouds.

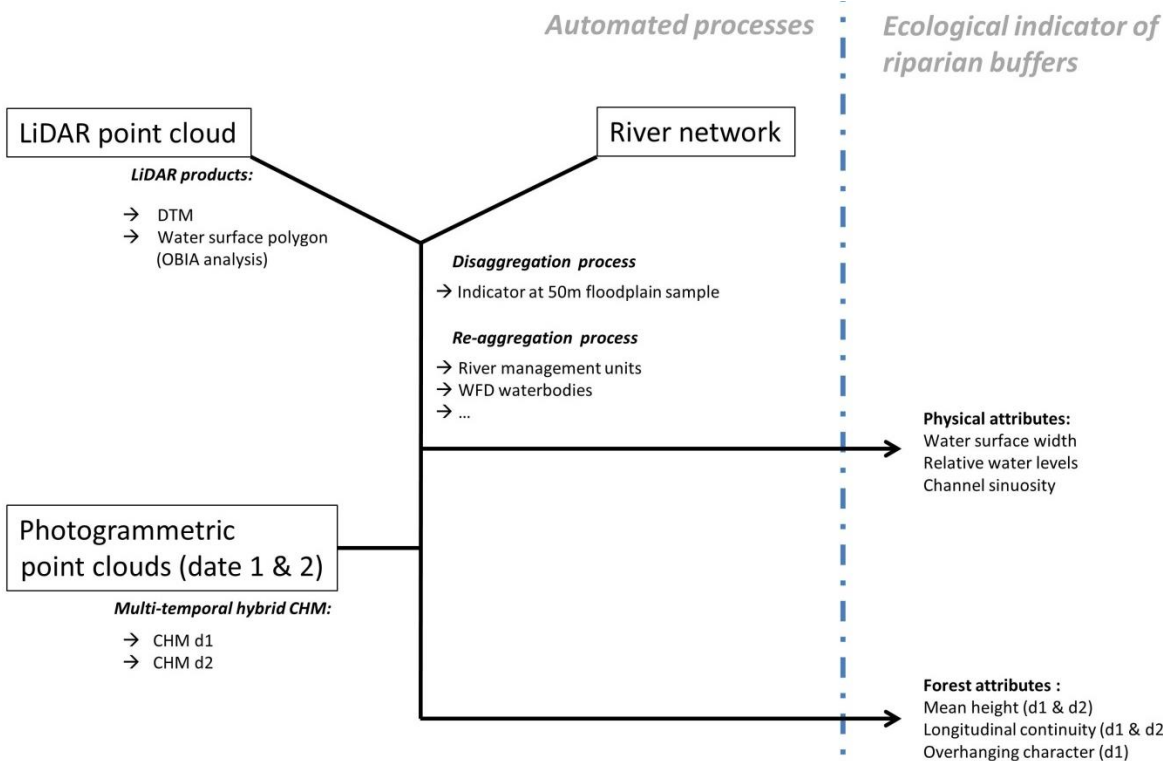


Figure 45: The general workflow was implemented to characterize riparian buffers related to the regional river network.

Table 30: Ecological attributes of the riparian buffers.

Riparian buffers attributes	Considered river network (km)		Indicator of ecological function *
	12,054	2,307	
Floodplain elevation above water level	X	X	Flooding frequency of riparian buffers, central habitat attribute for typical riparian species, proxy of human impacts on channel depth/deepening
Channel width		X	Habitats and migration corridors for riparian species communities; needed to estimate relative overhanging, proxy of human impacts on channel pattern / lower value due to regulation
Channel sinuosity	X	X	Channel heterogeneity, diversity of aquatic habitats, proxy of human impacts on channel pattern
Riparian forest continuity	X	X	Corridors for plant dispersal; habitats and migration corridors for birds and mammals
Riparian forest mean height	X	X	Mature stand localization (mean height)
Riparian forest degree of canopy overhang		X	Shading effect and water temperature regulation services. Also offers habitat and organic input to benthic fauna

Four attributes are extracted for the entire river network of the study area (12,054 km) whereas the channel width and the degree of canopy overhang are extracted for management units with a drainage area above 50 km² (2,307 km) or referred as navigable. * see Michez et al. (2013) for further details on the indicators.

Physical parameters of riparian buffers

Floodplain elevation above water level

We used the minimum altitude within each 50m long floodplain sample of the disaggregation process to define a reference altitude assumed to be the water level. This reference altitude is then subtracted from the absolute DTM to produce a relative DTM relative to the channel elevation at each point along the stream network. A mean value is computed at the re-aggregated scales and is used to study the topography of the riparian buffers. It can be considered as the mean floodplain elevation above the channel, and is important for understanding geomorphic patterns related to channel size and geology as well as potential human impacts on channel form (e.g. dredging/incision). It is also a critical parameter for riparian vegetation as it provides information about the nearness of the groundwater, this proximity being associated with the riparian status of the riparian buffers. We performed the evaluation of these attributes within two buffers (river +6m and +12m).

Channel width

We extracted a LiDAR derived channel width for the river management units with a catchment area above 50 km² or mentioned as navigable.

The high absorption of near-infrared LiDAR signal by the wetted channel locally results in very low point densities. Our methodology takes advantage of those very low point density areas in the LiDAR point cloud by localizing them through the use of point cloud density raster (Figure 45) using an Object Based Image Analysis (OBIA) approach (Blaschke, 2010). This approach allows extracting a water surface polygon even under the riparian tree crowns, even for small river reaches (< 5 m channel width).

The resulting water surface polygon was cleaned by an operator based on contemporary regional aerial orthophoto and ancillary vector data. For each river management unit, channel width is extracted for every floodplain sample generated during the disaggregation process. The median of these widths is computed and applied for the river management unit. This variable is useful to avoid the effect related to the size of the river for the different lateral scale of analysis. Its regional pattern also provides potential information according to geomorphic and hydroclimatic conditions, and potentially human impacts.

Sinuosity

Sinuosity is computed following the classical approach as the ratio between the river length and the length of the valley axis (mean axis of the meander band) within each of the aggregated. Its regional pattern provides potentially information on human impacts (e.g., straightening).

Riparian forest attributes

Riparian forest patch

We identified riparian forest patches at the reference periods related to the CHM d1 and CHM d2. We used a minimum height threshold of 2m to identify the riparian forest patches. Within the identified riparian forest patches, a mean riparian forest height was computed based on the forest pixel, with no minimal width threshold. The riparian forest patch was identified within two buffers (river +6m and +12m).

Forest continuity

The riparian forest continuity can be defined as the continuity of the presence of riparian forests along a given stream network. We performed the evaluation of this attribute within two buffers (river +6m and +12m).

We defined a riparian forest continuity index for each of the 50-m long sampling segments in order to explore the upstream-downstream pattern:

$$Continuity\ index\ (X_i) = 1 - \frac{Riparian\ forest\ area\ (sample\ X_i)}{Total\ area\ (sample\ X_i)} \quad (1)$$

Canopy overhang

We evaluated the canopy overhang of the riparian forest in order to assess the shading effect and water temperature regulation services provided by the riparian forest. The study of the canopy overhang also evaluates its added value as habitat and provider of organic input to benthic fauna (Barton et al., 1985; Beschta, 1987; Shirvell, 1990).

For the river management units presenting a catchment area above 50 km² or mentioned as navigable (*i.e.* 2,307 km network), the canopy overhang of the riparian forest was computed using the ratio between the area of the riparian forest which is directly overlaying the water surface patch and the area of the water surface itself. The computing of the overhanging forest area was performed with a classical 'Intersect' geomatic procedure between the riparian forest patches and the water surface area previously extracted.

$$\text{Degree of canopy overhang } (X_i) = \frac{\text{Canopy overhang of riparian forest (sample } X_i)}{\text{Water surface area (sample } X_i)} \quad (2)$$

Validation

We performed validation of the reference datasets (channel width and CHMs d1 & d2) which were used to compute the attributes of the riparian buffer.

The channel width was validated through field measurements. The field measurements of the CHANNEL WIDTH were extracted from recent (> 2010) field calibration campaigns of 79 gaging stations covering the entire study area (Figure 43 - F.). The field measurements of the river widths were selected based on their similarity in terms of water discharge (+/- 10% from the discharge during the LiDAR survey). This reference dataset is covering the entire study area and for various discharges conditions. The field calibration campaigns are not performed at the station itself, but in undisturbed section close to the station. The LiDAR derived channel width was computed through the median of the channel widths computed for every 50m long segments from a 1 km long river reach centered on the considered gaging station. The river reach can be slightly shifted when a modification of the river section is detected (tributary, river engineering ...).

The reference CHM d1 & d2 were validated with field tree height measurements provided by the Walloon permanent forest inventory (<http://environnement.wallonie.be/dnf/inventaire/>). We used the dominant height as a field measurement of the forest height to be compared with the forest height extracted from the reference CHM d1 & d2. The dominant height is extracted from the height of the tallest trees (100 trees / acre) in the forest inventory plots. Rather than individual tree height measurement, this height was chosen because of its lower spatial variability which better suits the quality of the georeferencing of the ground measurement of the height data. As pointed out by Dedry et al. (2016), LiDAR CHM can provide highly accurate estimation of the field dominant height (coefficient of determination > 0.95 with LiDAR CHM).

Interpret the regional patterns of riparian buffers

Removal of size-dependency effect on physical parameters

In order to interpret the regional pattern of the physical parameters without the size-dependency effect of the rivers, we performed a weighting by the drainage area. The weighting of the two physical parameters is performed through the division of the parameter by the associated drainage area exponent 'b', following the method proposed by Piégay et al. (2009). The 'b' parameter is extracted from the power law model linking the drainage area and the considered physical parameters of riparian buffers. The weighing by the drainage area is undertaken because of its simplicity and its ability to be computed over all selected management units. The modelling was

performed with the 'nls' function of the 'stats' package to determine the nonlinear least-squares estimates of the parameters of the power law:

$$FE = a * Drainage Area^b \quad (3)$$

$$Channel\ width = a * Drainage\ Area^b \quad (4)$$

To proceed, we selected 418 river management units (1535 km) presenting no major river engineering (dams, openings, other navigation works ...) to build a reference dataset. We studied the fitted models for the 5 ecoregions of the study site, assuming that they are homogeneous in terms of physical context (climate, topography, geology ...).

Typology of riparian buffers

We also explore a cluster analysis in order to group 5 classes of riparian buffers strictly based on the 6 riparian buffers attributes of the same selection of lowly disturbed management units (418 units, 1535 km) used for the removal of the size dependency effect. We built a dendrogram using ward clusters extracted from a distance matrix computed on the six riparian attributes (analysis performed with CRAN R, <https://cran.r-project.org/>). The sinuosity, the weighted channel width and floodplain elevation above water level were log-transformed to enhance the normality of their distributions. The 6 parameters were centered and scaled (mean of 0 and standard deviation of 1) before the computation of the distance matrix.

Results

Validation results

The LiDAR derived channel widths are strongly correlated ($r^2 > 0.9$) with the field measurements (Figure 46). The LiDAR method slightly underestimates the river width (median residual: -0.79 m), according with previous results with high density LiDAR point cloud (Michez et al. (2013)). From the 79 gaging stations used for the validation, only 4 stations located on small river reaches (mean width and depth respectively below 3 and 0.15 meters) could not be compared to a LiDAR derived surface width. The stations which could not be characterized by the method are associated to the lowest sized river beds of the reference dataset (see Appendix B., Figure B.1).

The study of the linear relationship between the field measurements of forest height (dominant height) and the estimated height with CHM d1 & d2 provides also fairly good results (Figure 46). The values of the root mean square error (< 3m) and the coefficient of determination ($r^2 = 0.85$) are comparable to those obtained with a LiDAR CHM by Dedry et al. (2016). These positive results allow the use of the two reference CHMs to evaluate attributes relating to riparian forest height.

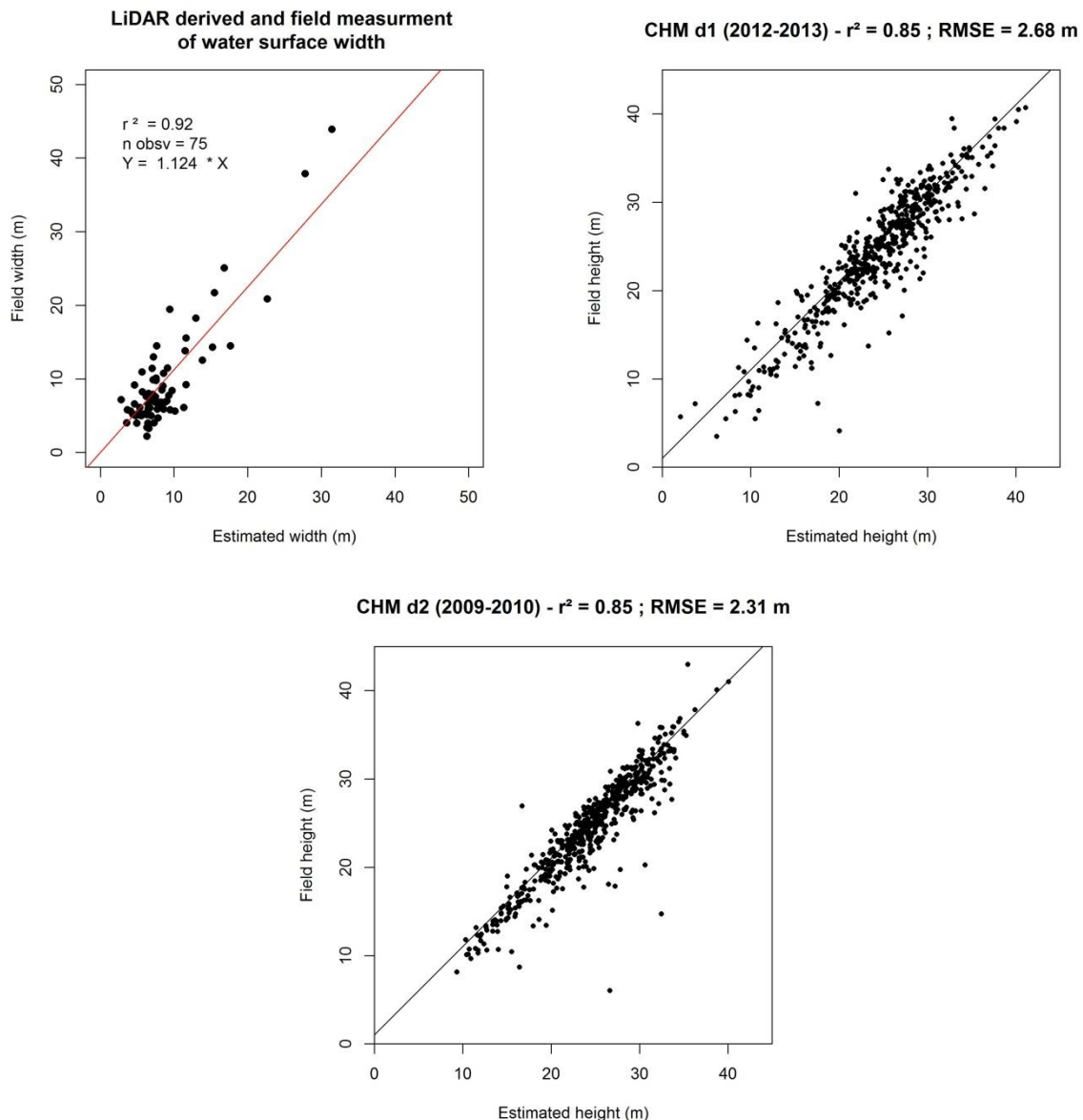


Figure 46: Validation of channel width and CHM with field measurements. The field measured channel widths were extracted from field calibration campaigns of the gaging stations network at similar discharge conditions. The height value from the CHM d1 & d2 (percentile 95) is compared to field measurements of forest height (dominant height).

Mapping the attributes of riparian buffers

Regional scale

The map of the **channel width** highlights the major rivers of Wallonia (> 50 km² network, 2307 km) (Figure 47 - A) and provides a preliminary visualization of the hierarchical organization of the network. On the other hand, the channel sinuosity (Figure 47 - B) draws attention to smaller streams exhibiting higher values of sinuosity.

The re-aggregation from the river management units to the WFD water bodies of attributes of the riparian forest conditions for two lateral buffers (river +6m and +12m) provides another geovisualization of information shown by surface areas (Figure 48). This map shows clear spatial organization and contrasts of these attributes at the Wallonia scale. Whereas the riparian forest of

the western part of the entire study area and the east of the Ardenne ecoregion presents fairly discontinuous riparian forests, the central part of the region shows more continuous forests. This regional contrast is also observed when considering the mean tree height. These patterns are highlighted for the two buffer widths studied (+6 or +12 m)

Local scale: single WFD waterbody

Visualization of riparian buffer attributes associated to river management units is also possible at a single selected WFD waterbody scale so as to catch all the local variability of river management units within a given waterbody. Figure 49 shows an example of such visualization. It highlights contrast between an upstream tributary located in a steep and forested area ('Lhomme 097') and a management unit located downstream, in a relatively open, flat and inhabited area ('Lhomme 106'). As the management unit 'Lhomme 097' is mostly located in a forested landscape, it presents higher values of riparian forest height and continuity than the 'Lhomme 106' river management unit (Figure 49).

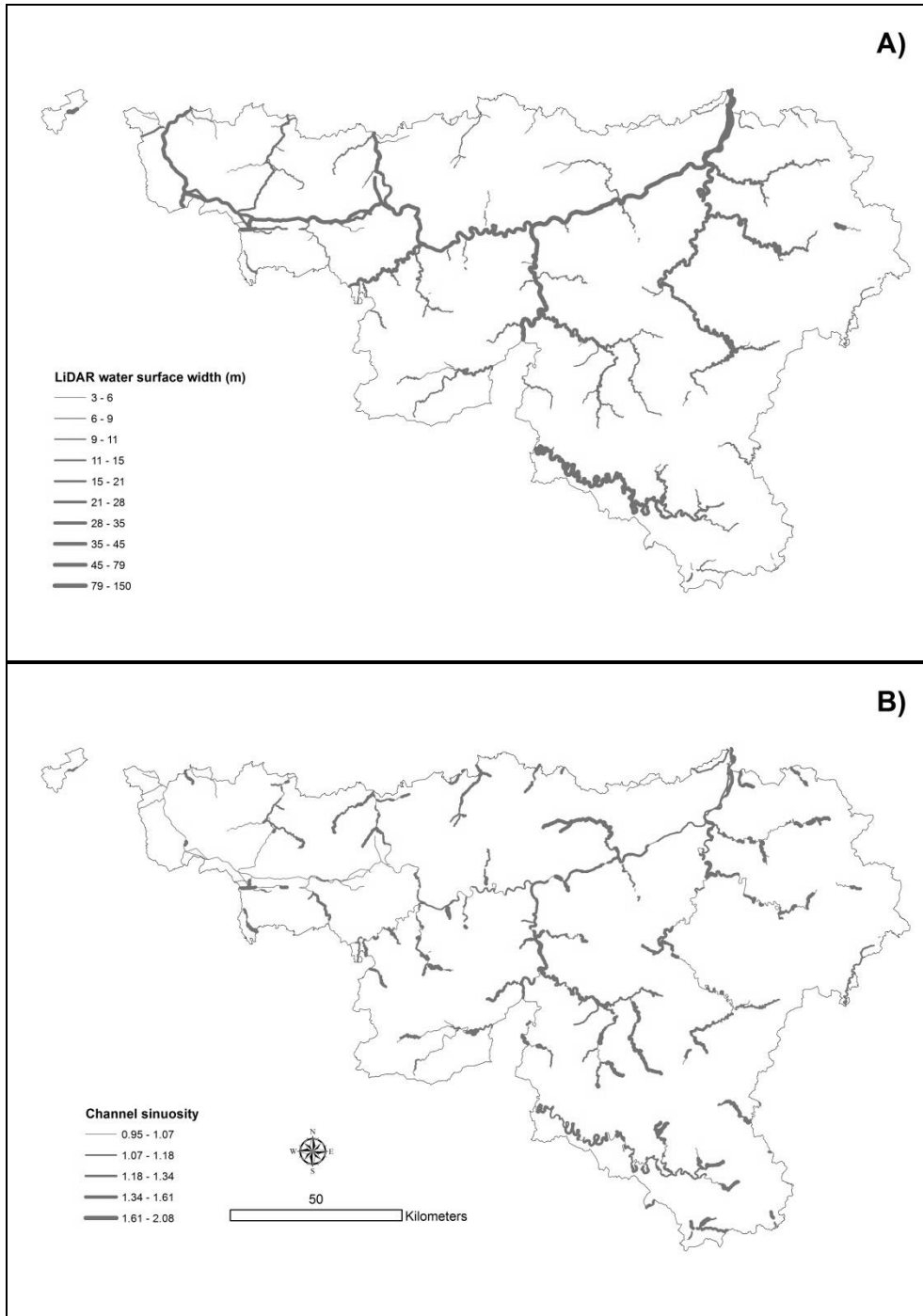


Figure 47: Mapping of the physical attributes of the riparian buffers at the regional scale (2307 km network): channel width and channel sinuosity.

Re-aggregation of riparian forest attributes at the water body scale

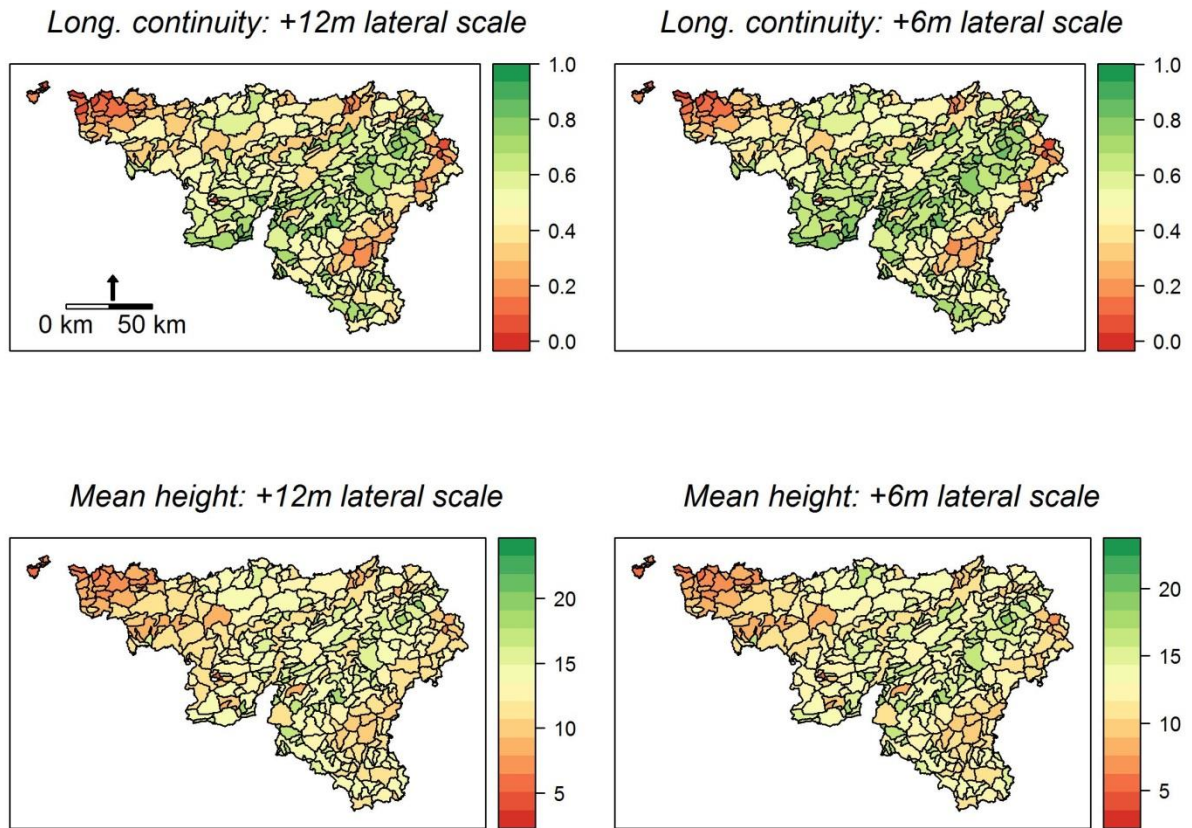


Figure 48: Regional mapping of the riparian forest attributes: forest continuity index [0-1] for date 1 (2012-2013) and mean riparian forest height (m). Results are aggregated from the river management units to the WFD water bodies through weighted mean by river length. The regional map highlights a regional pattern of the forest continuity and mean height of the riparian forest which can be linked to the intensity of the agricultural practices.

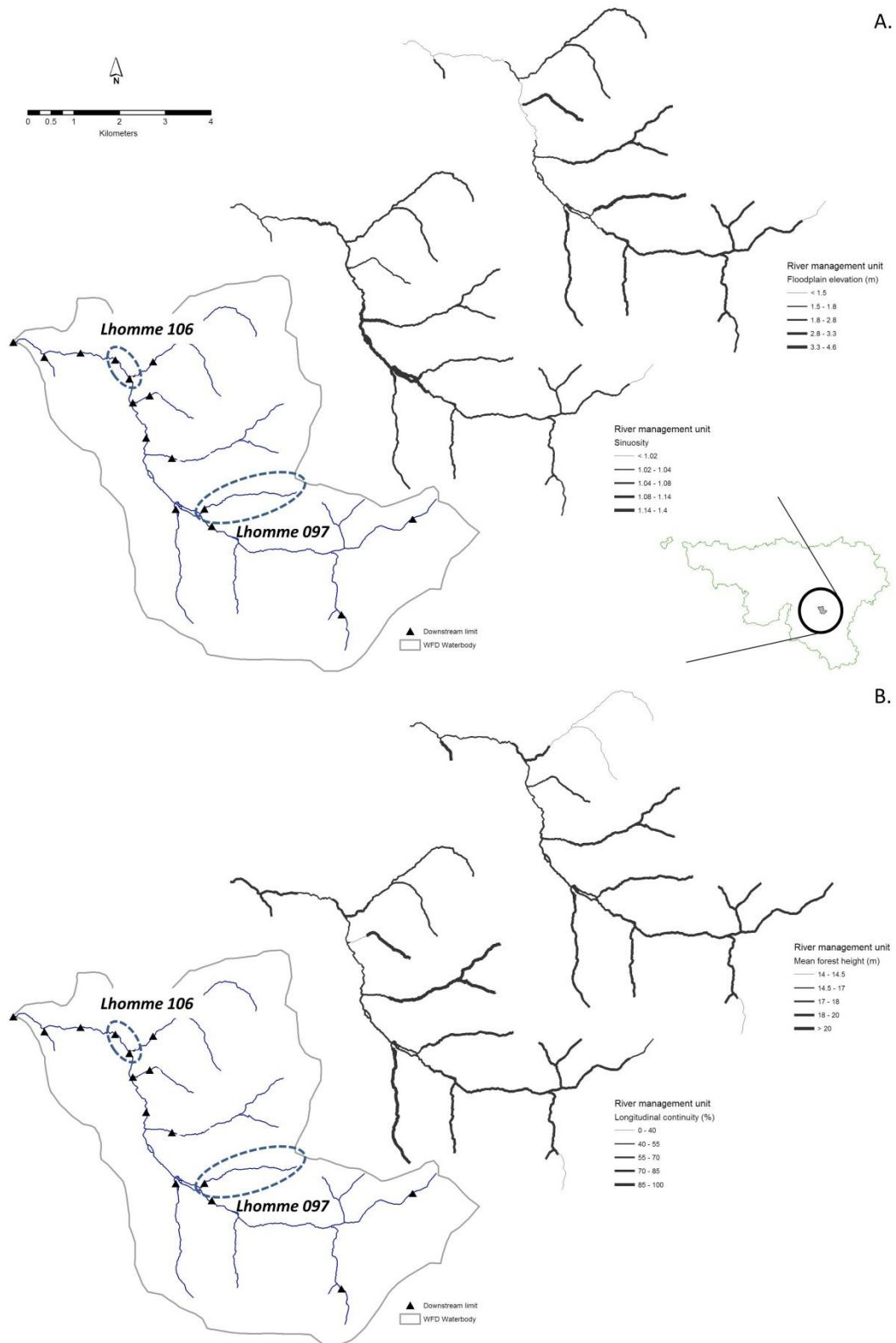


Figure 49: Spatial and synthetic visualization of the physical (A.) and forest attributes (B.) extracted for the management units of the waterbody 'LE14R'. The management unit 'Lhomme 097' is located in steep forest area and presents higher values of floodplain elevation level than the management unit 'Lhomme 106' which is located in a more open inhabited floodplain. Compared to the management unit 'Lhomme 106', the management unit 'Lhomme 097' presents higher values of riparian forest height and continuity.

Interpret the regional patterns of riparian buffers

Following mapping the attributes of the riparian buffers and their geographic patterns, we interpret these regional patterns in relation to land cover and the five ecoregions of the study site (see Figure 43-B).

Physical parameters of riparian buffers

The channel width regional model (see Appendix A, Figure A.1) presents the best relationship with the associated drainage area ($r^2 = 0.81$). At the ecoregion scale, r^2 values exceed the r^2 value of the regional model. These results are comparable with those obtained by Petit et al. (2005) for the Ardenne ecoregion (0.92) with a strictly field based approach of the width measurement.

The model at the regional scale highlights a significant relationship (p value $< 2e-16$) between floodplain elevation above water level and the drainage area. However, its regional pattern is much more disturbed ($r^2 = 0.20$) than the channel width regional model. When observed by ecoregions (Appendix A, Figure A.2), the relationship between floodplain elevation above water level and drainage area still shows significantly high variability for Condroz, Ardenne and Famenne. Belgian Lorraine and Loam region do not show any pattern. The deepest reaches are observed in the Loam region and the Condroz.

These results support the use of drainage area to weight the channel width and the floodplain elevation above water level in order to lower the impact of the stream size and perform aggregation of the information at the scale of the five ecoregions. Figure 50 - A shows higher channel width values of the gravel-bed rivers in the Ardenne ecoregion which could be due to a larger size of the bedload in this ecoregion combined to an impermeable river bed substrate (Petit et al., 2005). This ecoregion gets also higher rainfall than the others which could partially explain these wider channels. At the opposite, the Loam ecoregion present the lowest channel width values which may be linked to a smaller size of sediments and loamy streambanks with higher resistance.

When considering the Loam region in the Figure 50 - A, the statistical distribution (boxplot) of the 3 physical attributes shows evidence of potential significant alterations with deeper channels and lower sinuosity values. It also highlights the potential lower connectivity with water resources of the riparian buffers in is ecoregion. Besides geomorphological aspects, this observation can be explained by a disturbed river network that had been intensively engineered by human activities (mostly agricultural). The river engineering was facilitated by the low slopes and the loamy soil texture which also lower the ability of the stream to recover original section through natural processes.

Riparian forest conditions at the regional scale (period 2012/2013)

The study of the forest riparian forest continuity at the re-aggregated scale of the 5 ecoregions confirms the poor condition of the riparian buffers of the Loam ecoregion. The riparian forests of this ecoregion present the lowest continuity and mean tree height. The higher values of elevation of the floodplain above water level for this ecoregion (see Figure 50 - A) highlight a lower access to the water resources, confirming the trend to terrestrialization of the riparian buffers of the Loam region.

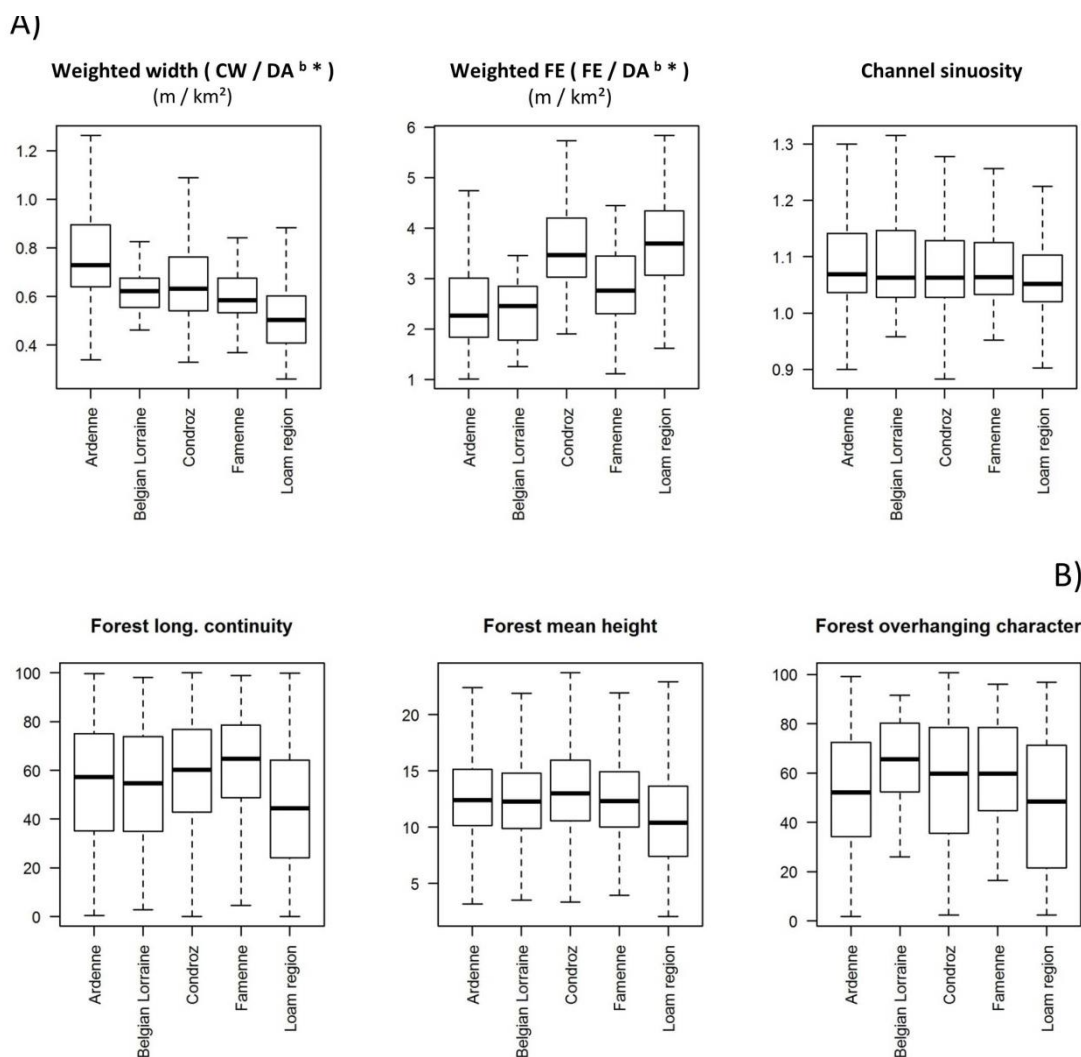


Figure 50: A) Attributes of the physical conditions of the riparian buffers synthesized by ecoregion. The channel width (CW) and the floodplain above water level (FE) are computed within the 2,307 km network (> 50 km²). They are rated by the associated drainage area exponent 'b' and are computed for selected reaches. The 'b' parameter is extracted from the two regional (all ecoregions) 'power law' models between the drainage area (DA) and the two parameters (see Appendix A). For the 3 attributes, the Loam region presents values which highlight highest anthropic pressures. B) Riparian forest conditions (+12m lateral scale of analysis) of the management units of the study site synthesized by ecoregion. The condition of the riparian forest in the Loam region clearly stands out negatively. The degree of canopy overhang is computed within the 2,307 km network (> 50 km²).

Relation between the land cover and the riparian forest continuity

In order to identify potential drivers of the riparian forest conditions, we studied the correlation between riparian forest continuity and land cover information (TOP10VGIS product, see www.ngi.be for details) of the WFD waterbodies (Table 31). The relative area occupied by agricultural and artificial land cover classes in the water bodies are negatively correlated with the continuity of the riparian forest while the average slope is positively correlated. This analysis has implication for the pressures potentially influencing regional riparian forest conditions pattern. It also confirms the importance of targeting management actions that maintain or even develop the riparian forest in the agricultural areas of the study site.

Table 31: Correlation between riparian forest continuity (+12m lateral scale) of the WFD waterbodies and parameters of land cover and the physical structure of the riparian buffers (mean elevation of the floodplain).

Variable	Correlation coefficient
Mean slope	0.61
Forest ratio	0.60
Agricultural ratio	-0.56
Artificial ratio	-0.25
Mean altitude	0.12

The density of agricultural areas impacts negatively the continuity of the riparian forest while the mean slope is positively linked.

Typology of riparian buffers

Following an analysis focused on *a priori* assemblage (5 ecoregion of the study area), we explore a cluster analysis in order to group 5 classes of riparian buffers strictly based on the 6 riparian buffers attributes of a selection of lowly disturbed management units (1535 km).

Results show that the riparian buffers of group 1 and group 2 constitute an important sub-group (49% of total length) which is mainly characterized by the presence of large rivers of the selected units (Figure 51-A). They are both characterized by lower sinuosity values and a lowly developed riparian forest (Figure 51-B1 and B2). Group 2 is almost exclusively composed of rivers from the Ardenne region, presenting higher channel width values and low floodplain elevation above water level and riparian forest continuity values.

The second subgroup is composed of groups 3 to 5. It is associated with smaller streams and more developed riparian forest. The sinuosity of group 3 is more pronounced and is associated to small units mostly located in the lower disturbed ecoregion, the Ardenne. It is potentially the group showing the healthiest conditions (low floodplain elevation above water level values, high channel sinuosity, higher riparian forest continuity and degree of canopy overhang). Group 4 regroups river management units from the across Wallonia. They present the highest riparian forest continuity values. The group 5 is characterized by low channel width values. This can be explained by the location of the majority of the considered river management units in the Loam ecoregion which presents the lowest channel width values (see Figure 50 - A).

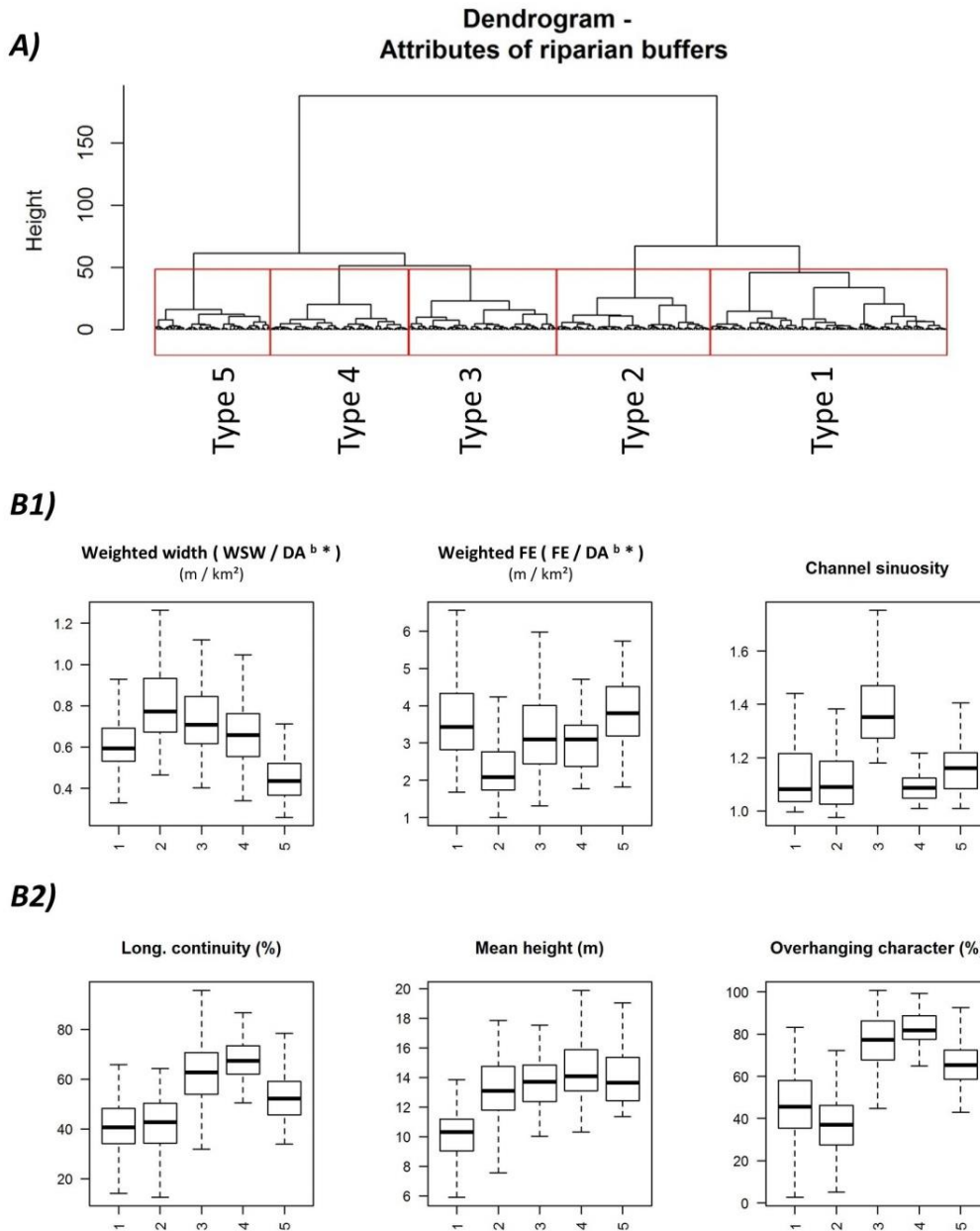


Figure 51: Summary of the attributes of riparian buffers (+06m lateral scale of analysis) following a cluster analysis performed on selected management units with a drainage area > 50 km² (1,535 km). A) Hierarchical dendrogram of the grouped management units (Ward clusters). B1) Physical parameters of the riparian buffers: ‘Weighted channel width: channel width rated by estimated drainage area exponent ‘b’ (the ‘b’ parameter is extracted from the regional model – see Appendix A); ‘Weighted FE’: floodplain elevation above water level rated by estimated drainage area exponent ‘b’ (the ‘b’ parameter is extracted from the regional model – see Appendix A); channel sinuosity. B2) Riparian forest conditions: forest continuity, mean height and degree of canopy overhang.

From regional patterns to indicators of impacts/quality

Using fitted model to localize potentially impacted reaches

The high quality of the fitted models linking the channel width and drainage area allow for the identification of locations of human alteration and drainage area allow for the identification of

locations of human alteration. At the regional scale (Figure 52 - A), the regional model linking the drainage area and the LiDAR channel width reveals positive residuals for management units located in the Ardenne ecoregion, especially in the Semois river basin. Petit et al. (2005) also highlighted the frequent positive residuals for this river when modelling the channel width with the drainage area. They interpreted this result as the consequence of a regular contact of the river bed with an impermeable rocky substrate. At an intermediary scale, the (Figure 52 - B), presents the same approach, based on the specific model of the Ardenne ecoregion on the upper Ourthe valley. It allows locating reaches presenting negative residuals (engineerings for past navigation and floating of timber logs) and positive residuals related to the presence of a dam (Nisramont dam).

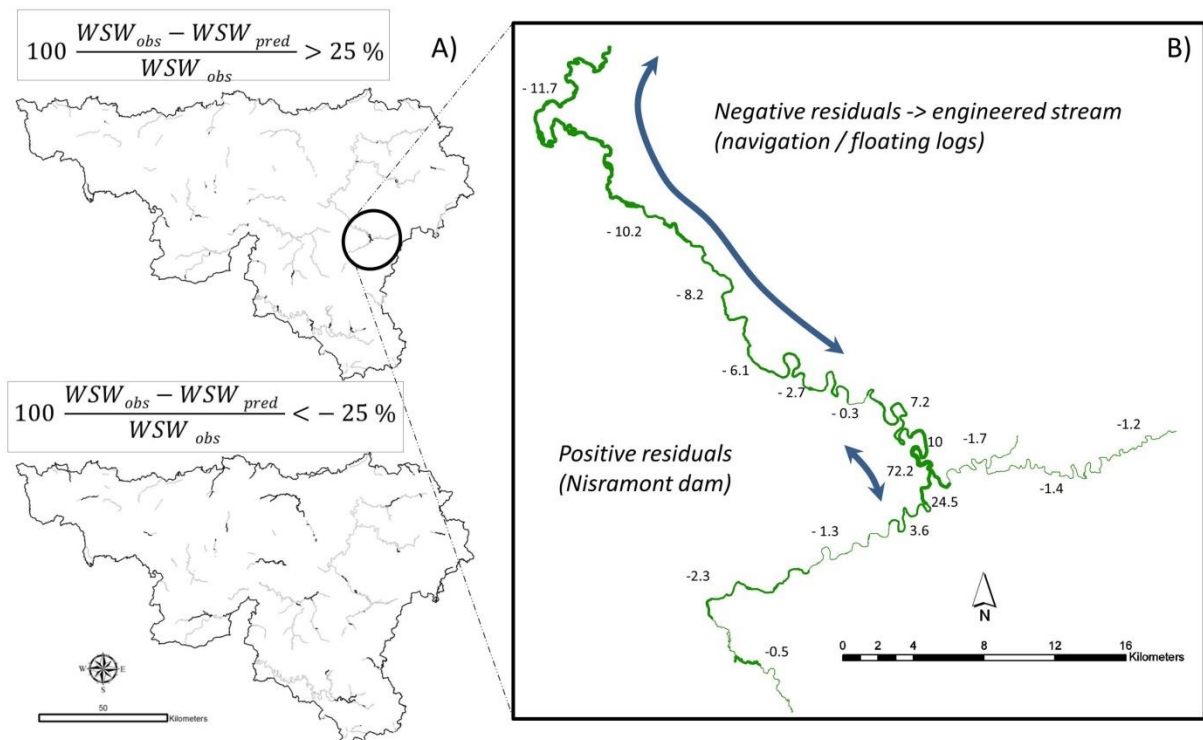


Figure 52: A) Fitted channel width and observed channel width at the regional scale. Except for the Loam region (use of the regional model), the model fitted for each individual ecoregion is applied. B) Zoom on the upper Ourthe valley: mapping of residuals (m) using the fitted model of the LiDAR channel width and the drainage area for the Ardenne ecoregion (LiDAR channel width - predicted channel width). River management units with positive residuals area related to a major dam. Negative residuals are related to river engineering (easing of past timber log floating and navigation).

Multitemporal monitoring of riparian buffers

The use of multitemporal remote sensing data allows the monitoring of the evolution of the riparian buffers. It also allows for the evaluation of management policies and improved planning of future management activities. As we computed regional Canopy Height Models covering two distinct time windows (2009-2010, 2012-2013), we can detect major changes in the riparian forest conditions at the management unit scale (Figure 53). The nature of the changes which can be highlighted within the riparian forest must be related to the vertical accuracy of the reference CHMs (RMSE > 2m, Figure 46). However, the method can be used to monitor forest clear cuttings in the riparian buffers (Figure 46-A), even spatially limited ones such as management cuts in urban areas (Figure 46-B). The relatively small time period between the two CHM combined with the vertical accuracy of the

reference CHM prohibit their use for finer scale monitoring such as the detection of riparian forest growth or plantation.

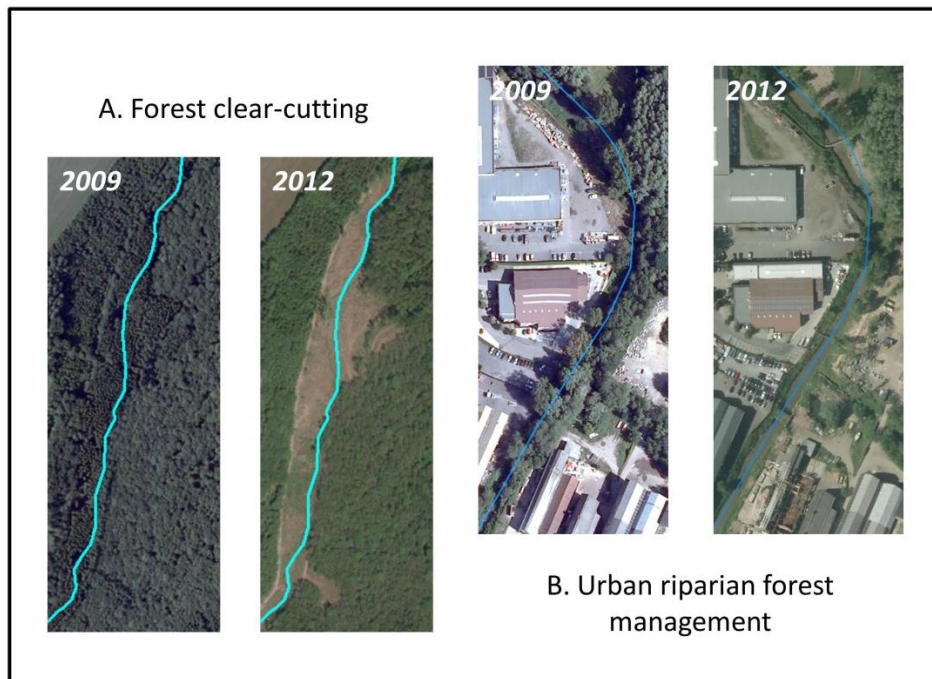


Figure 53: Changes detection with the reference CHM d1 & d2: forest clear cutting and urban riparian forest management.

Conclusion

Regional monitoring of riparian buffers at network scale

Our approach highlights regional differences in riparian buffer alteration, the Loam ecoregion being the most affected. This provides knowledge for prioritizing restoration actions. The worst status of the Loam ecoregion is both confirmed by the riparian forest conditions and the physical conditions of the riparian buffers. Our results suggest that the conditions of the riparian forest of this ecoregion can be described as longitudinally interrupted; with a relatively low access to the water resources (see Figure 50). In terms of physical conditions, the lower sinuosity also reflects the high level of river regulation in the ecoregion combined with low capacities to self-restore natural processes such as erosion and deposition, notably linked to low values of stream power ($< 15 \text{ W/m}^2$, Petit et al. (2005)).

Our results also confirm the special attention that needs to be paid to the remaining riparian forest for their higher ecological functionality at the regional scale. More generally, the mapping of the riparian forest at the regional scale provides knowledge for targeting conservation actions.

As the availability of 3D point clouds at the regional scale is constantly growing, our study proposes reproducible methods which can be integrated in regional monitoring by land managers. LiDAR coverage still being expensive, the use of photogrammetric point clouds combined with LiDAR data is a cost effective means to update the characterization of riparian forest condition. At the regional scale, the physical conditions of riparian buffers are evolving slower than its associated riparian forest.

Perspectives

The accuracy of the reference CHMs used in this study (RMSE > 2m) and the short time between the two references CHMs (3 years) did not allow the study the (re)growth of the riparian forest. However, major landscape patterns are detected and can be analyzed to identify potential drivers. A longer time window between two acquisitions should provide promising results in light of major modifications to river management policy in the study area. For example, Wallonia has officially implemented in 2014 a European directive requiring fencing the river banks. The application of this measure should induce natural riparian forest regrowth, which could be identifiable in the future surveys. An update of such regional LiDAR coverage of the study site before 2020 would provide a fully multitemporal approach of a regional remote sensing monitoring of the riparian buffers ecological conditions based on physical and forest parameters.

Acknowledgment

The authors would like to acknowledge the Walloon public service (Walloon Non Navigable Watercourses department) that provided financial support for the conduct of the research. The authors also thank the Geomatic Department of the Walloon public service that kindly gave full access to the LiDAR and aerial imagery dataset at the regional scale. The authors warmly thank Coralie Mengal for her help in the mapping of the water surface at the regional scale.

Appendix

Appendix A: modelling of floodplain elevation above water level and channel width with drainage area

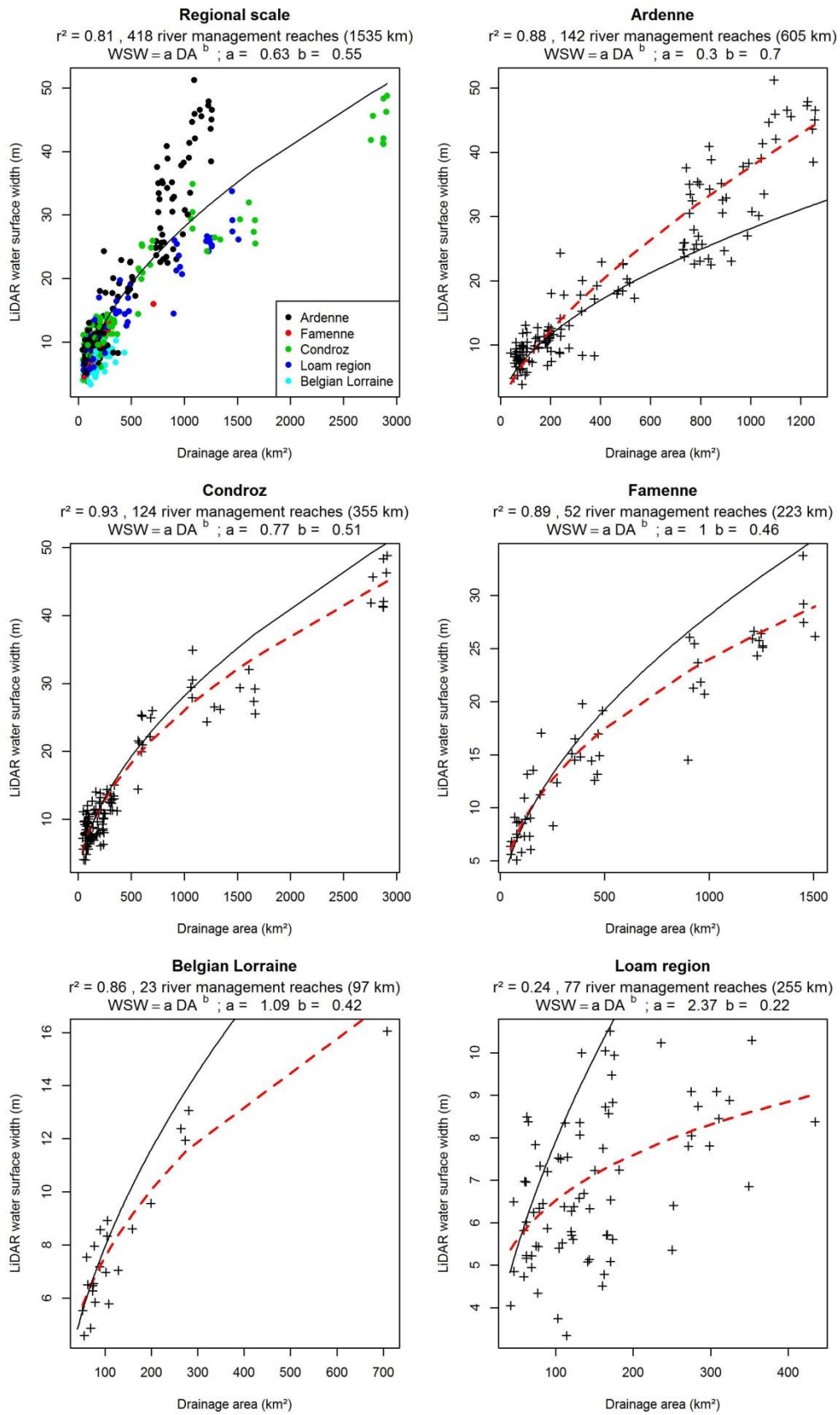


Figure A.1: LiDAR surface width and associated drainage area within lowly disturbed management units. The selection of the reaches excluded rivers with major installations regulating the river flow (major dams, lock, channeling ...). The black lines represent the regional model; the red dashed lines represent the model computed for each ecoregion.

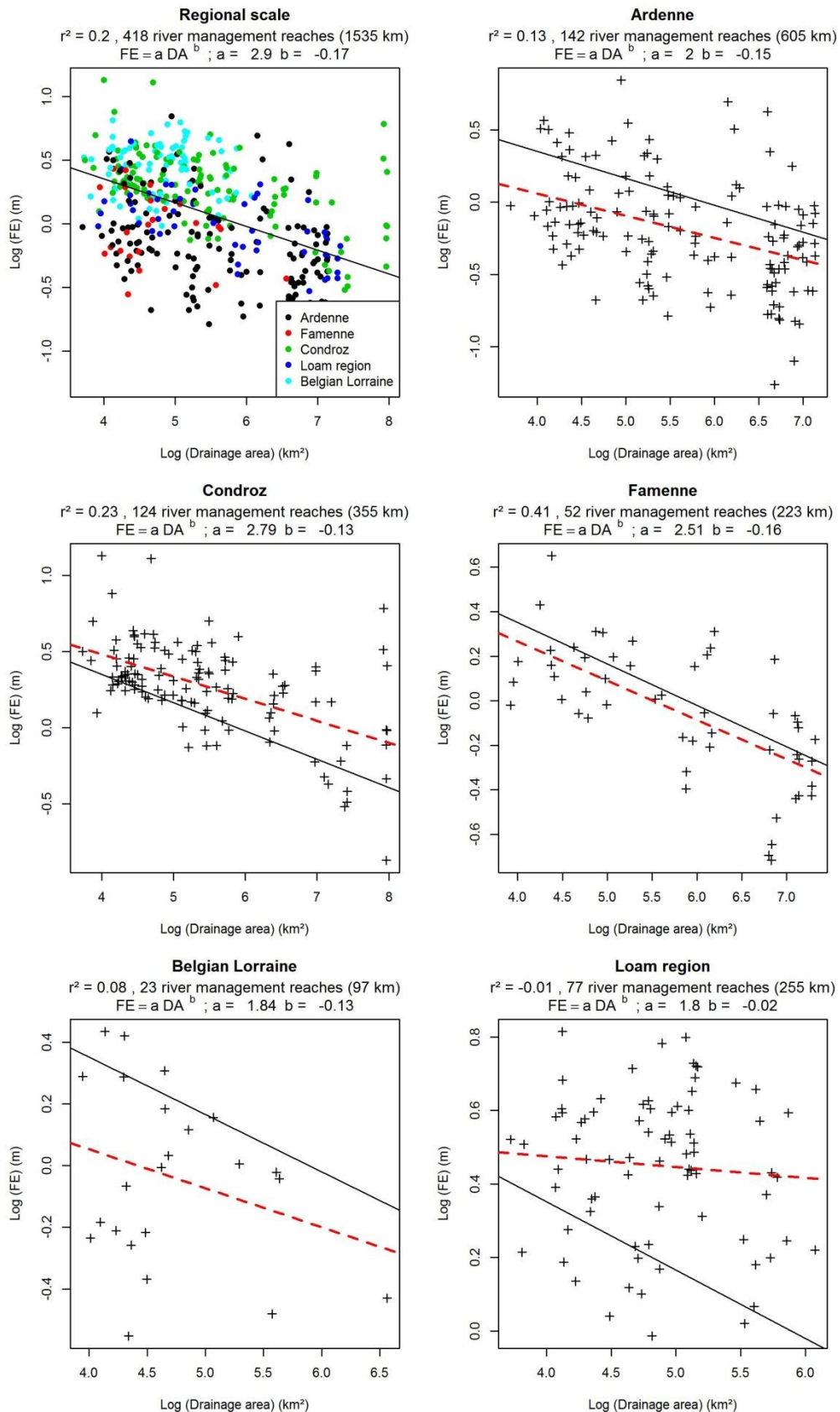


Figure A.2: Floodplain Elevation above the water level and the associated drainage area within lowly disturbed management units. The selection of the reaches excluded rivers with major installations regulating the river flow (major dams, lock, channeling ...). The black lines represent the regional model; the red dashed lines represent the model computed for each ecoregion.

Appendix B

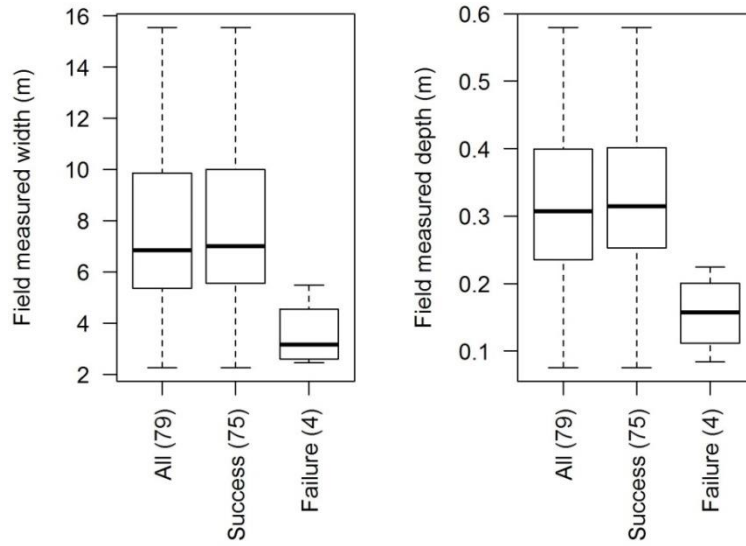


Figure B1: Field measured river bed characteristics regarding the success of the LiDAR of channel width extraction. The method failed for the smallest sections, with mean width and depth respectively below 3 and 0.15 meters.

Troisième partie : Conclusions

Chapitre 7 : Synthèse des résultats

Q1. Quel est l'apport de l'imagerie drone pour une caractérisation fine de la végétation des bandes riveraines en termes de composition spécifique et d'état sanitaire ?

Cette question a fait l'objet des chapitres 2 et 3 dont les cas d'étude ont testé l'usage d'un drone à aile fixe (Gatewing X100). Celui-ci a permis de répondre aux questions identifiées via l'étude de la composition spécifique et de l'état sanitaire des forêts riveraines ainsi que de la localisation des populations des 3 principales plantes invasives des bandes riveraines de Wallonie.

En matière d'analyse de la forêt riveraine à l'aide de drones, l'approche développée valorise un des principaux avantages de ces vecteurs, à savoir la possibilité de générer à moindre coût des séries temporelles denses et d'une résolution spatiale très fine (≤ 10 cm). Celles-ci sont générées dans le but d'intégrer la dynamique temporelle du phénomène analysé au sein du projet de classification. En effet, l'usage de drones en télédétection engendre un coût variable mais relativement important lors de l'achat de la plateforme (selon le choix de plateforme effectué), tandis que le coût marginal engendré par la répétition des vols est relativement faible.

La réalisation de cette recherche a nécessité la mise en place d'outils méthodologiques innovants et permettant la gestion d'un jeu de données imposant, représentant 18 orthoimages pour le premier site et 7 pour le second. Qui plus est, chaque scénario de classification (2 pour le site 1, 1 pour le site 2) a été testé pour une diversité d'échelles d'analyse, allant de moins d' 1 m² à des houppiers entiers (> 40 m²).

Les résultats ont permis d'atteindre des niveaux de performance des algorithmes de classification de près de 80% pour les scénarios relatifs à la composition spécifique, et voire de 90% pour l'évaluation de l'état sanitaire de l'aulne glutineux. Les variables spectrales sont les variables les plus utilisées au sein des arbres de classification développés. Il est également intéressant de constater la complémentarité entre variables spectrales et texturales (Figure 54). En effet, les variables relatives à la texture de l'image sont utilisées dans le cas de projets associés à des tailles d'objets analysés plus importantes. Elles sont remplacées par les variables relatives à la structure verticale des forêts (dérivées de l'information de hauteur) à mesure que la taille des objets analysés se réduit.

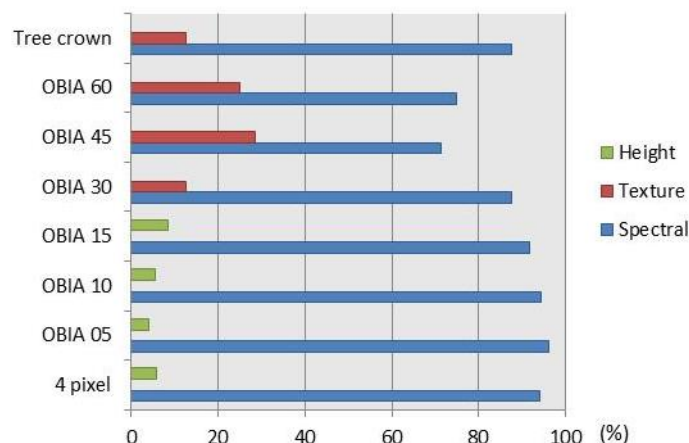


Figure 54 : fréquence de l'usage au sein des arbres de classification des variables classées selon 3 types en fonction de l'échelle d'analyse. Les variables spectrales sont les plus utilisées au sein des arbres de classification.

La qualité des modèles de classification développés avec une approche « drone », peu coûteuse et semi-automatique, permet de concurrencer celles développées en utilisant des données issues de capteurs beaucoup plus onéreux (imagerie aérienne multispectrale et hyperspectrale) généralement utilisés pour aborder des questions de cet ordre.

Le cadre analytique développé pour la cartographie des plantes invasives des bandes riveraines est relativement plus simple, notamment en raison du caractère mono-date des projets de classification réalisés mais également au niveau du nombre de classes (plante invasive VS autre). Les résultats obtenus sont particulièrement encourageants pour la berce du Caucase, avec une précision atteignant 93% lorsqu'on l'évalue avec l'indice de Kappa, pourtant très restrictif.

L'ensemble de ces thématiques a été abordé avec succès. Les principaux freins relevés quant à l'usage de drones dans ce cadre ont été d'ordre technique (choix de la plateforme) et administratif (problématique des autorisations). L'interface logicielle utilisée pour la planification des vols imposant la réalisation de zones de survol parfaitement rectangulaires, celle-ci est peu adaptée au suivi de bandes riveraines de cours d'eau qui ne sont que rarement rectilignes. Cet état de fait entraîne le survol de zones en dehors de la zone d'intérêt et limite donc le linéaire de bandes riveraines couvert. Toutefois, cette première contrainte est fortement liée à la nature commerciale de la solution de plateforme optée et qui restreint les modifications par l'opérateur. De nombreuses solutions logicielles (notamment dans le domaine *open-source*) permettent de réaliser des plans de vol en corridor (« *corridor mapping* »). A temps de vol égal, ce type d'acquisition augmente fortement le linéaire potentiellement couvert. Le cadre légal est également une source de complication, avec le facteur aggravant constitué par le contexte administratif en pleine évolution au cours de la période d'étude. La publication et l'application en avril 2016 de l'arrêté royal relatif à l'usage des drones devraient clarifier l'usage des drones civils en Belgique. Il est également nécessaire de préciser que celui-ci est assez restrictif au niveau des altitudes de vols (< 91 m) et que l'obtention future de permis permettant de réaliser des missions similaires à celles réalisées dans le cadre de cette thèse devra faire l'objet d'une autorisation exceptionnelle.

Au niveau de l'applicabilité des méthodes d'analyses d'image, la relative spécificité des approches semi-automatiques utilisées demande une expertise particulière qui peut donc constituer un certain frein. Toutefois l'acquisition et l'usage d'images individuelles, voire d'ortho-mosaïques, nécessitent

un niveau d'expertise moindre. Ces produits peuvent cependant fournir des informations précieuses sur la distribution des populations de plantes invasives à gérer ou sur l'état sanitaire de la forêt rivulaire (e.g. niveau de défoliation).

Q2. Quel est le potentiel des données issues de la télédétection pour la caractérisation et le suivi de la gestion des bandes riveraines des cours d'eau dans le cadre de la gestion d'un réseau hydrographique à l'échelle régionale ?

Ce volet est au cœur des projets autour desquels la thèse de doctorat a été organisée. Il répond à une demande importante de l'administration wallonne gestionnaire des cours d'eau dont le besoin d'outils de suivi régulier des cours d'eau et des bandes riveraines est important dans le cadre des Programmes d'Actions sur les Rivières par une approche Intégrée et Sectorisée (PARIS). Le projet PARIS étant relatif à l'ensemble du linéaire classé, la question de l'échelle est cruciale, tout comme la volonté de développement d'outils s'insérant dans les politiques d'acquisition de données de télédétection menée par l'administration. Les résultats de ces recherches ont permis le développement et l'évaluation de paramètres décrivant tant le contexte physique des bandes riveraines et des cours d'eau que la forêt riveraine à l'échelle de l'ensemble du réseau hydrographique classé wallon.

Paramètres physiques

Ces paramètres sont essentiellement dérivés des jeux de données LiDAR utilisés et permettent de décrire quelques éléments structurant des milieux riverains. La **morphologie du chenal** a été abordée à travers différents paramètres. Outre la **sinuosité** de celui-ci, l'étude du jeu de données LiDAR à haute densité (**Chapitre 4**) a permis l'extraction d'un **polygone 'surface en eau'** représentant le lit mineur pour les 24 km de cours d'eau analysés, avec une erreur moyenne inférieure au mètre (-0.71 m). Cette approche n'a pu être transposée que partiellement lors de l'étape de la régionalisation. Seuls les cours d'eau de 1^{ère} catégorie (BV > 50 km²) et navigables ont pu faire l'objet de cette analyse, avec la limitation supplémentaire que la méthode ne permet plus d'extraire cette information sur la totalité du linéaire (92% du linéaire des cours d'eau de 1^{ère} catégorie). Ces limites peuvent d'une part être expliquées par la densité beaucoup plus faible du nuage de points LiDAR couvrant la Wallonie et d'autre part, par la diversité des contextes locaux (largeurs et profondeur, turbidité, voutement, ...). L'information obtenue a toutefois été valorisée pour extraire à l'échelle des secteurs concernés une largeur médiane permettant une cartographie régionale de la largeur des cours d'eau (Figure 55).

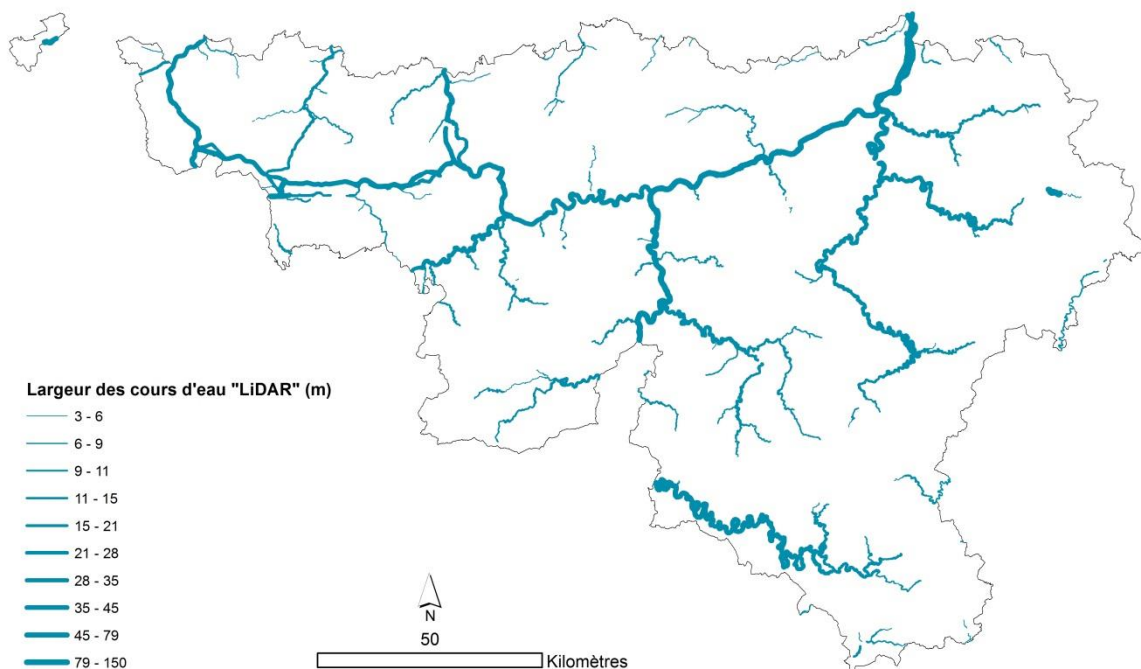


Figure 55 : cartographie de la largeur des cours d'eau obtenue à partir de la couverture LiDAR régionale

La **cartographie du lit majeur** a été abordée lors du cas d'étude 'haute densité' (Chapitre 4) puis abandonnée lors de la régionalisation au profit de l'usage de l'information issue de la cartographie de l'aléa inondation du SPW (<http://geoapps.wallonie.be/inondations/>). L'aléa faible correspond à la zone inondée avec une période de retour de 100 ans, ce qui rejoint la définition du lit majeur proposée en Figure 1. Ce choix n'est pas lié à la nature du jeu de données LiDAR régional mais bien au fait que la méthode appliquée au Chapitre 4 nécessitait de définir une hauteur d'eau de référence, associée à la plaine alluviale. Cette tâche aurait été particulièrement complexe à l'échelle régionale compte tenu de la diversité de situations.

L'étude de la morphologie de la bande riveraine a également pu être abordée sous un nouvel angle grâce au concept de **hauteur émergée des berges**, adapté des travaux de Alber et Piégay (2011) et extraite à partir d'un MNT relatif. Ce concept consiste à construire un raster dont chaque pixel représente une hauteur relative à un plan altimétrique de référence associé au cours d'eau.

La **sinuosité** a également été évaluée pour chaque secteur afin de pouvoir mettre en évidence le contexte physique du tronçon considéré mais également mettre en évidence localement des différences qui pourraient témoigner d'une rectification / simplification du tracé du cours d'eau.

Même si cette thématique n'est pas directement abordée dans les chapitres du présent document, les données LiDAR peuvent aussi être utilisées pour générer un tracé de cours d'eau. C'est notamment ce qui a été réalisé à partir du polygone surface en eau extrait à l'échelle régionale pour les cours d'eau de 1^{ère} catégorie (cf. **Chapitre 6**). Ces résultats soulignent le potentiel des données LiDAR en tant que source de mise à jour des réseaux hydrographiques régionaux, à partir d'une

détection directe et fiable du cours d'eau, le tout sur un laps de temps relativement restreint (± 30 jours de vols dans le cas wallon).

Paramètres relatifs aux forêts riveraines

L'étude des forêts riveraines à cette échelle a principalement été abordée sur base de **Modèles Numériques de Hauteur (MNH)**. Le **Chapitre 4** a démontré que seul un nuage de points LiDAR 'haute densité' permet d'évaluer sans autre donnée auxiliaire des paramètres relativement fins des forêts riveraines : **continuité longitudinale, hauteur moyenne, diversité de la structure verticale, ombrage**, voire même la **distinction feuillus/résineux**. Dans un second temps, les premiers essais de régionalisation sur les bassins de la Houille et du Viroin (**Chapitre 5**) ont démontré que la première livraison intermédiaire ($\approx 1/3$ du territoire wallon) de la couverture LiDAR régionale du SPW ne présentait pas une densité suffisante pour la génération de MNH de qualité, ni la caractérisation des peuplements feuillus et résineux. Partant de ce constat, l'usage de nuages de points photogrammétriques dérivés des images brutes des campagnes ortho du SPW a permis la génération de MNH dits 'hybrides' (MNS photo. - MNT LiDAR). A l'échelle régionale, ces MNH ont été utilisés pour étudier la continuité longitudinale, la hauteur et l'ombrage des forêts riveraines.

Caractérisation des cours d'eau et des bandes riveraines de Wallonie

A l'échelle régionale, la visualisation de paramètres issus de la télédétection peut mettre en évidence des différences pouvant être liées notamment aux activités humaines. Dans le cas des paramètres physiques, une agrégation de ceux-ci peut être réalisée à l'échelle des 5 régions naturelles (Figure 56). Cette analyse permet de constater que pour la région limoneuse, les deux premiers paramètres représentés semblent indiquer que celle-ci pourrait présenter des cours d'eau avec une plus forte spécificité naturelle (lit relativement plus résistant aux contraintes hydrauliques) ou potentiellement affectés par des pressions humaines sur leur géométrie s'exprimant en terme de sous-largeur et d'incision.

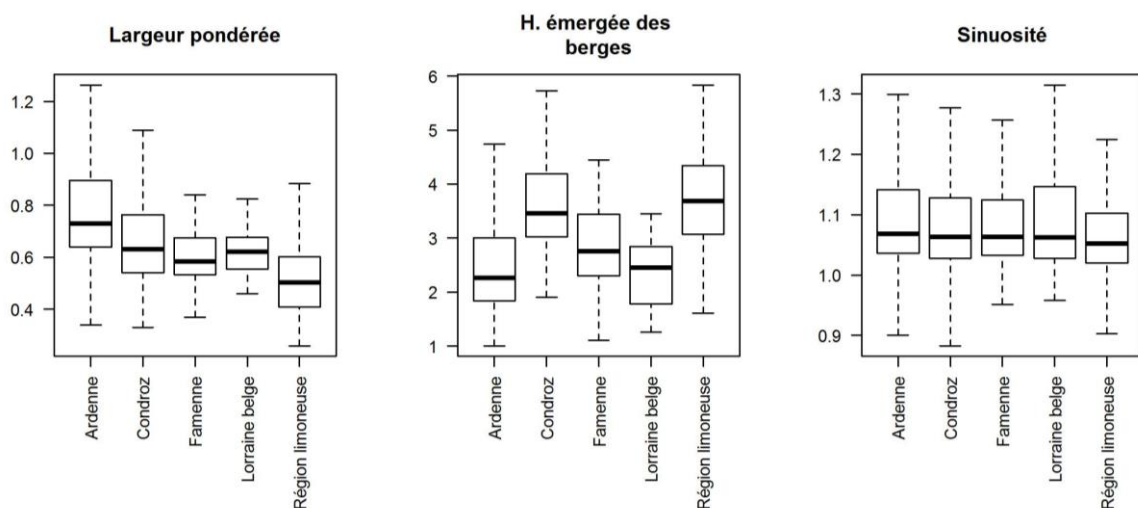


Figure 56 : distribution statistique des paramètres physiques des bandes riveraines de Wallonie agrégés par région naturelle. La pondération de la largeur et de la hauteur émergée des berges par la superficie du bassin versant est détaillée au sein du chapitre 6. Cette opération limite l'impact de la taille des cours d'eau dans les comparaisons entre régions naturelles.

La visualisation sous forme cartographique de la continuité longitudinale des forêts riveraines présente un patron similaire à celui de la hauteur moyenne (Figure 57). Les masses d'eau situées dans les zones agricoles intensives (plateau ardennais et région limoneuse) se démarquent par de faibles valeurs de continuité et de hauteur, à l'inverse des zones plus bocagères ou forestières des bas-plateaux mosans et des piedmonts de l'Ardenne. Outre ce patron visuel, une synthèse à l'échelle des régions naturelles et des principaux bassins hydrographiques (Figure 58) de Wallonie confirme le constat du plus faible niveau de développement des forêts riveraines dans l'ouest de la région limoneuse (Escaut-Lys et Dendre).

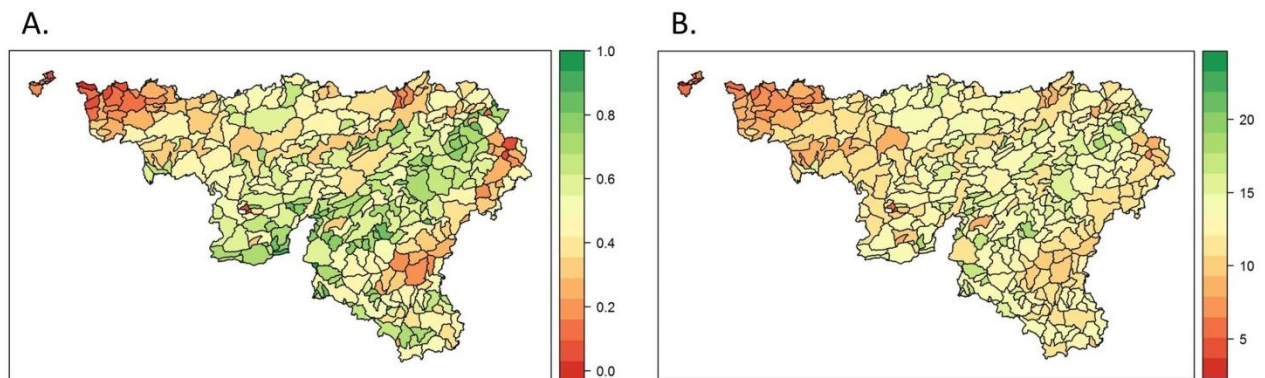


Figure 57 : continuité longitudinale (A.) et hauteur moyenne (B.) des forêts riveraines (lit mineur +12m). Information agrégée à l'échelle des masses d'eau (moyenne pondérée par la longueur des secteurs).

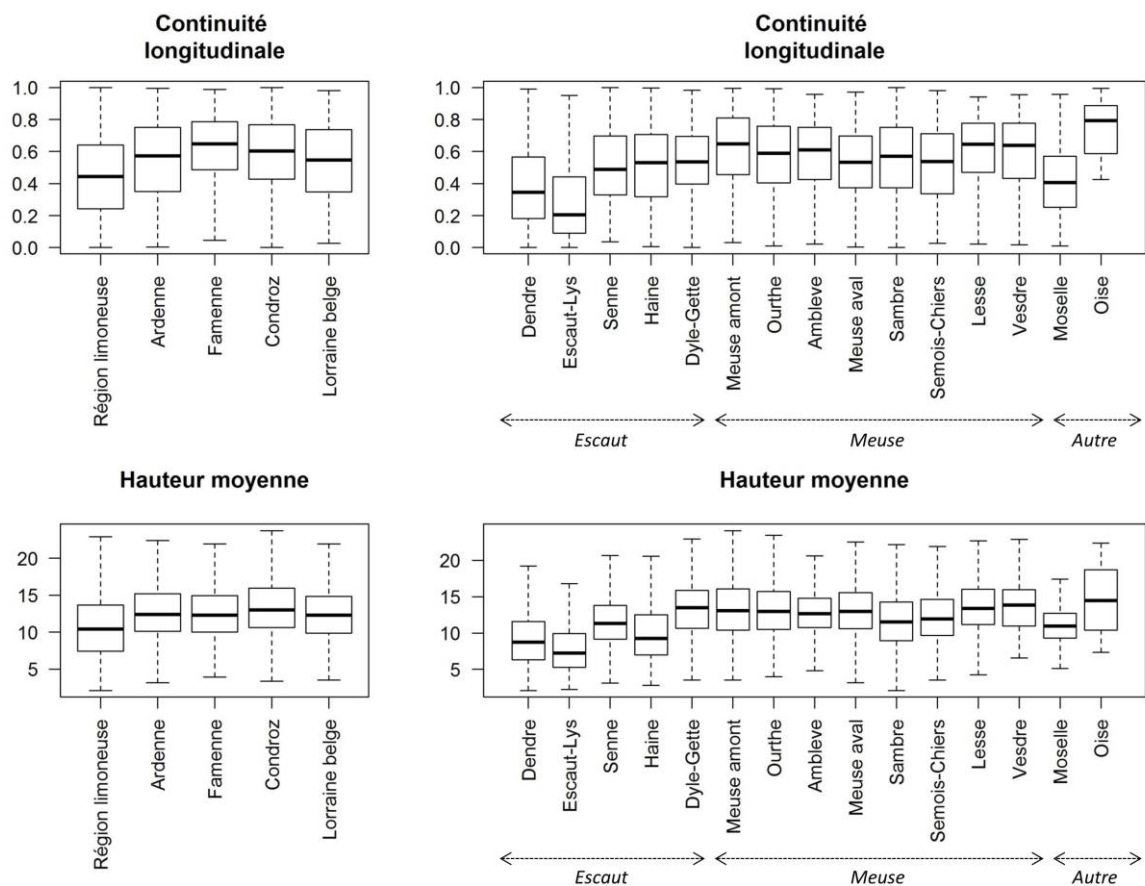


Figure 58 : continuité longitudinale et hauteur moyenne des forêts riveraines (lit mineur +12m) à l'échelle des régions naturelles et des principaux bassins versants de Wallonie.

Outre la mise en évidence des portions du territoire régional présentant des forêts riveraines particulièrement réduites, l'étude de la hauteur émergée des berges, calculée au sein de l'enveloppe des forêts riveraines, permet d'évaluer leur proximité à la nappe phréatique. Cette proximité est un élément clef de la fonctionnalité de l'écosystème rivulaire ainsi qu'un élément essentiel du caractère ripicole des forêts riveraines. La Figure 59 aborde cette question à travers l'analyse de la hauteur émergée des berges, calculée au sein de l'enveloppe des forêts riveraines pondérée par la superficie du bassin versant associée, afin de limiter les effets liés à la taille des cours d'eau qui est variable au sein des régions naturelles. Le caractère perché des forêts riveraines de la région limoneuse y est mis en évidence. Ce dernier résultat pourrait en partie expliquer la très faible présence de l'aulne glutineux (favorisé par une nappe phréatique proche de la surface du sol) au sein de cette région qui avait été mise en évidence par le suivi des bandes riveraines mené au cours des années 2000 (Claessens *et al.* (2009) et Debruxelles *et al.* (2009)).

L'étude de la différence entre les valeurs de hauteur émergée des berges moyenne obtenues à l'échelle des bandes riveraines dans leur ensemble et celles obtenues pour le territoire associé aux seules forêts riveraines (Figure 59) met en évidence la position plus basse des forêts riveraines dans la majorité des situations. Cette information est de nature à attirer l'attention sur l'intérêt de mener une politique conservatoire et de restauration des bandes riveraines et des éléments relictuels de forêt riveraine associés. En effet, au-delà des bénéfices potentiels directement liés à la présence d'éléments arborés en bordure de cours d'eau (fourniture et amélioration des habitats terrestres et aquatiques), ces résultats mettent en évidence qu'à l'échelle régionale, la présence d'une forêt rivulaire est associée à des portions relativement plus basses et donc potentiellement plus fonctionnelles de l'écosystème rivulaire.

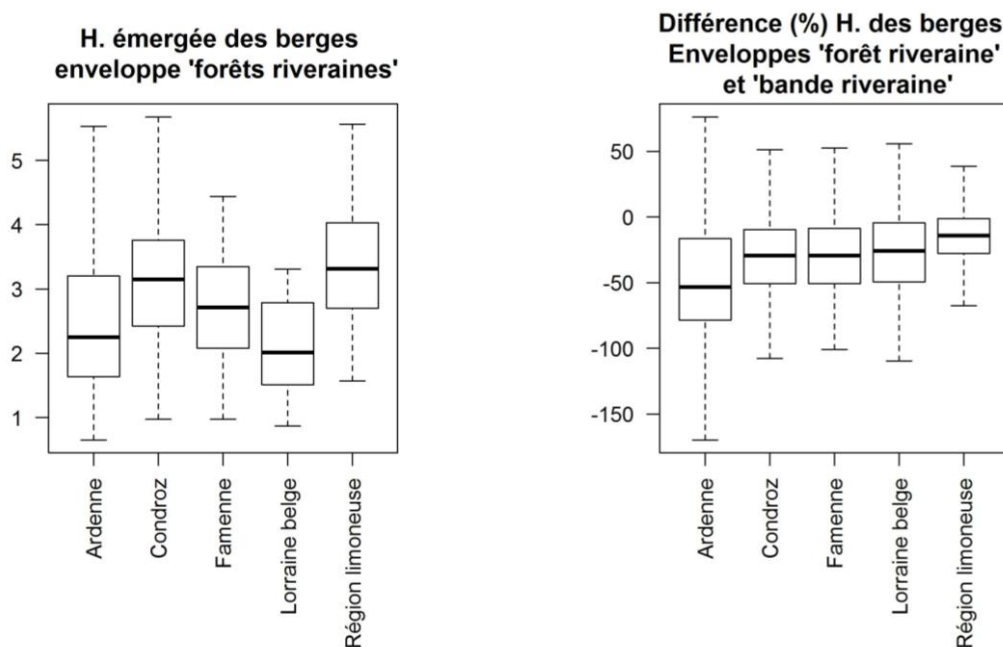


Figure 59 : hauteur émergée des berges moyenne pondérée par la superficie du bassin versant calculée pour la sous-enveloppe 'forêt riveraine'. Les observations sont relatives aux cours d'eau de première catégorie et navigables. Les forêts riveraines sont en moyenne situées sur des portions de cours d'eau plus proches de la ressource en eau et donc plus fonctionnelles. A droite, la différence entre la hauteur émergée des berges moyenne calculée pour l'ensemble de l'enveloppe lit mineur +06 m et pour la sous-enveloppe 'forêt riveraine'. Cette différence met en évidence la position relativement plus proche du niveau de l'eau pour les portions boisées des bandes riveraines de Wallonie.

Chapitre 8 : discussions et perspectives

Quel outil pour quelle échelle ... temporelle ? Analyse rétrospective des méthodes utilisées

L'apport de la télédétection a été abordé lors de l'introduction de la thèse selon la longueur du linéaire à caractériser. Une analyse rétrospective peut être réalisée, en se basant non plus sur les emprises analysées mais en se basant cette fois sur leur implication et leur insertion dans les besoins en information géographique du gestionnaire.

Les potentialités des drones ont été évaluées dans le cas d'acquisitions couvrant des linéaires d'une dizaine de kilomètres de cours d'eau, à l'aide d'une plateforme de type 'aile fixe'. Les questions abordées concernaient la composition spécifique de la forêt riveraine et son état sanitaire. Même si l'utilisation d'un autre type de drone et de capteur permettrait de couvrir lors d'un vol un linéaire plus important, un drone, quel qu'il soit, ne peut en aucun cas être utilisé comme outil de suivi global, permettant de caractériser plusieurs centaines de km de cours d'eau. Cependant, les outils qui ont été utilisés pour caractériser l'ensemble du réseau hydrographique (> 12000 km) ont permis d'extraire des paramètres ayant une pertinence à l'échelle locale, celle du secteur de gestion lui-même : largeur de cours d'eau, évolution du couvert forestier, sinuosité, hauteur des berges,... De plus, la résolution spatiale des produits acquis avec ces outils à l'échelle régionale est de l'ordre du mètre et elle pourrait aisément être submétrique dans un avenir proche, avec une acquisition LiDAR qui pourrait s'effectuer avec une plus grande densité (le territoire de la Flandre est couvert par du LiDAR à 16 pts / m²). Les produits photogrammétriques sont d'ores et déjà potentiellement générés à une résolution submétrique ; la campagne régionale 2015 a même été acquise avec une résolution de 15 cm. Plus que l'emprise au sol et la **résolution spatiale**, c'est donc la **résolution temporelle** qui va permettre de différencier l'usage potentiel de tel ou tel vecteur dans les suivis environnementaux nécessaires à la gestion fluviale.

L'usage des drones a permis de mettre en évidence quelques avantages substantiels ; ceux-ci étant des vecteurs relativement flexibles pour l'acquisition de données géographiques à une résolution spatiale très fine (< 10 cm) au sein d'une fenêtre de temps limitée et dans le but de couvrir un linéaire qui reste restreint. Le coût principal identifié est lié à l'acquisition de la plateforme proprement dite, les coûts supplémentaires liés à l'acquisition en elle-même sont fortement limités et correspondent principalement à la main d'œuvre déployée. En termes opérationnels, cette solution présente l'avantage supplémentaire de ne pas nécessiter une expertise très spécifique pour l'acquisition. L'utilisateur final peut ainsi acquérir lui-même l'information géographique dont il a besoin. En matière de gestion des cours d'eau, le drone pourrait devenir à l'avenir un outil que le gestionnaire peut solliciter au quotidien. Au-delà des aspects liés à la végétation des bandes riveraines explorés dans le cadre de cette thèse (Chapitres 2 et 3), d'autres applications des drones ont également pu être testées dans le cadre de différents projets (voir Michez *et al.* (2013b)). C'est par exemple le cas de la cartographie de cours d'eau en crue (Figure 60) ou le suivi de chantiers d'entretien ou de restauration, où les drones peuvent être utilisés pour générer des Modèles Numériques de Terrain intermédiaires à moindres coûts ainsi que des images aériennes pouvant appuyer l'organisation et la spatialisation de la gestion du chantier et rendre compte des changements biophysiques à la suite de ces opérations (Figure 61). L'ensemble de ces applications est à mettre en lien avec certains besoins des gestionnaires qui peuvent être assez limités dans le

temps et l'espace. Même si l'outil « drone » n'est pas appelé à devenir à moyen terme un outil central dans le quotidien des gestionnaires, il pourrait se révéler être un outil supplémentaire, permettant d'améliorer certaines tâches spécifiques en lien avec la gestion des cours d'eau. En permettant facilement de multiplier les états d'observation à moindres coûts, le drone permet au gestionnaire de disposer de suivis quantifiés des évolutions des milieux gérés et par la même occasion de mieux évaluer le succès des opérations.



Figure 60 : orthophoto (proche infrarouge) de la Vierre le 19/12/2012 ($Q = 16.3 \text{ m}^3/\text{sec}$) et du ruisseau de Neufchâteau ($Q = 6.5 \text{ m}^3/\text{sec}$) à proximité de Martilly, tout deux en phase de crue.

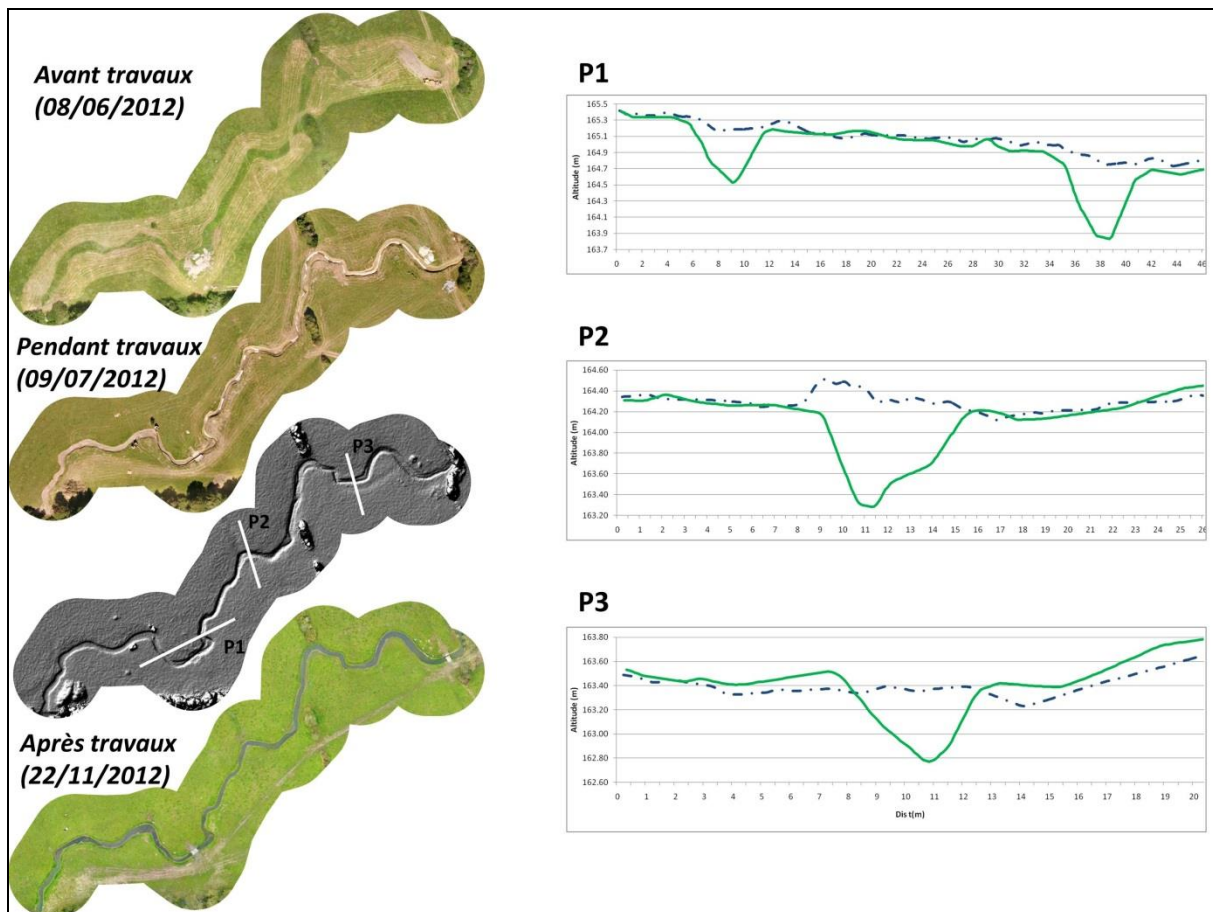


Figure 61 : topographie à l'aide de drone et génération de profils en travers : cas du suivi d'un chantier de restauration hydromorphologique dans la vallée de l'Eau blanche (projet Life+ Walphy) (Michez *et al.* (2013b)).

Les outils utilisés pour répondre à la seconde question de recherche, relative à la caractérisation régionale des cours d'eau et de leurs bandes riveraines, sont issus de données nécessitant des moyens humains et financiers conséquents. La couverture LiDAR du territoire Wallon a mobilisé pour son acquisition un matériel très coûteux embarqué sur un avion pendant plus de 30 jours, le tout pour un coût avoisinant les 250 000 € ($\approx 17 \text{ €} / \text{km}^2$). Les montants importants à engager pour l'acquisition de ces données peuvent donc difficilement être mobilisés par une administration de manière régulière. Toutefois, si les données utilisées dans le cadre des applications dérivées de l'usage de drones sont utilisables uniquement dans la gestion de cours d'eau, les données utilisées dans le cadre du suivi régional peuvent être valorisées par de nombreuses administrations et structures de recherche : suivi régional des forêts, mise à jour des données cartographiques de référence, modélisations hydrauliques, aménagement du territoire et occupation des sols, analyse des risques naturels... En matière de gestion des cours d'eau et de leurs bandes riveraines, les produits dérivés de ces données régionales s'inscrivent donc dans un pas de temps plus important, de l'ordre de plusieurs années, qui au-delà des contraintes budgétaires, correspond relativement bien au rythme de l'évolution des paramètres identifiés à l'aide de ces données lors du doctorat. Cette échelle de temps est celle de la planification et du suivi de la gestion dans le cadre d'une réflexion plus globale. En plus de permettre le suivi au niveau local de la gestion, l'obtention de paramètres descriptifs homogènes et acquis de manière synchrone sur l'ensemble des milieux suivis permet une évaluation globale de la stratégie de gestion. Les futurs Programmes PARIS ont été construits autour de cycles de 6 années, comprenant une évaluation intermédiaire à mi-parcours. Les

fréquences d'acquisition des données valorisées lors du doctorat sont donc parfaitement compatibles avec cette temporalité et laissent envisager une mise à jour régulière de ces paramètres.

De la caractérisation « télédé » à l'indication pour la gestion des bandes riveraines à l'échelle régionale ?

La Figure 62 synthétise les principaux aspects du processus allant de l'acquisition de la donnée à la mise à disposition d'indicateurs pour les gestionnaires. Dans ce but, les paramètres descripteurs des bandes riveraines des cours d'eau à l'échelle régionale ont été choisis en raison de leur potentiel en tant qu'indicateur de l'état des bandes riveraines, tant en termes de niveau de fonctionnalité de l'écosystème 'bande riveraine' qu'en termes de gestion opérationnelle de celui-ci (Table 32).

La présente thèse de doctorat s'est principalement limitée aux deux premières étapes de ce processus. Celles-ci ouvrent la porte vers des recherches scientifiques sur la définition d'indicateurs d'état et de fonctionnement des bandes riveraines des cours d'eau. En effet, la valeur absolue d'un paramètre n'a d'intérêt que lorsqu'un seuil est défini en relation avec le fonctionnement de l'écosystème et la gestion des bandes riveraines. A titre d'exemple, l'objectif ne peut être de maximiser la continuité de la ripisylve en tout point du territoire car celle-ci n'a pas le même intérêt selon le contexte environnemental, mais également en fonction des enjeux locaux en matière de gestion (par exemple, en présence de nids d'hirondelles de rivage).

Quelques propositions d'indicateur ont toutefois été formulées au niveau des discussions du chapitre 6 et sont reprises et détaillées pour certaines ci-après.

Table 32 : Caractère indicateur des paramètres évalués à l'échelle régionale (cf. Chapitre 6) en lien avec leur intérêt pour la gestion des cours d'eau.

Paramètres « télédé » bruts	Indicateur	Critère	Intérêt pour la gestion opérationnelle
Hauteur émergée des berges	Fréquence d'inondation	Caractère spécifique ripicole de la bande riveraine	Appui à la localisation de ripisylve (au sens écologique du terme)
	Sur-profondeur ou sous-profondeur du lit par rapport à une référence	Anthropisation du lit des cours d'eau	
Largeur du cours d'eau	Sur-largeur ou sous-largeur du lit par rapport à une référence régionale ou sub-régionale	Qualité de l'habitat aquatique	Mise en évidence de tronçons à restaurer / à préserver
	Variabilité	Anthropisation du lit des cours d'eau	
Sinuosité	Détection d'écart par rapport à une référence régionale ou sub-régionale	Diversité des écoulements et des habitats aquatiques	Localisation de section potentiellement altérée par l'action humaine
Continuité longitudinale	Détection d'écart par rapport à une référence régionale ou sub-régionale	Qualité de l'habitat	
		Fonctionnalité en tant que corridor	
Hauteur de la forêt riveraine	Moyenne	Capacité d'accueil de la forêt riveraine	Objectivation / planification / priorisation de la gestion des forêts riveraines
	Ecart-type	Localisation des individus matures, niveau de développement de la forêt riveraine (intérêt pour le gestionnaire)	
Forêt riveraine en surplomb	% du lit mineur avec forêt riveraine en surplomb	Présence d'habitats aquatiques liés à la proximité de la forêt riveraine (sous berge, branchages, chevelus racinaire, ...)	
		Qualité de l'habitat aquatique et riverain	

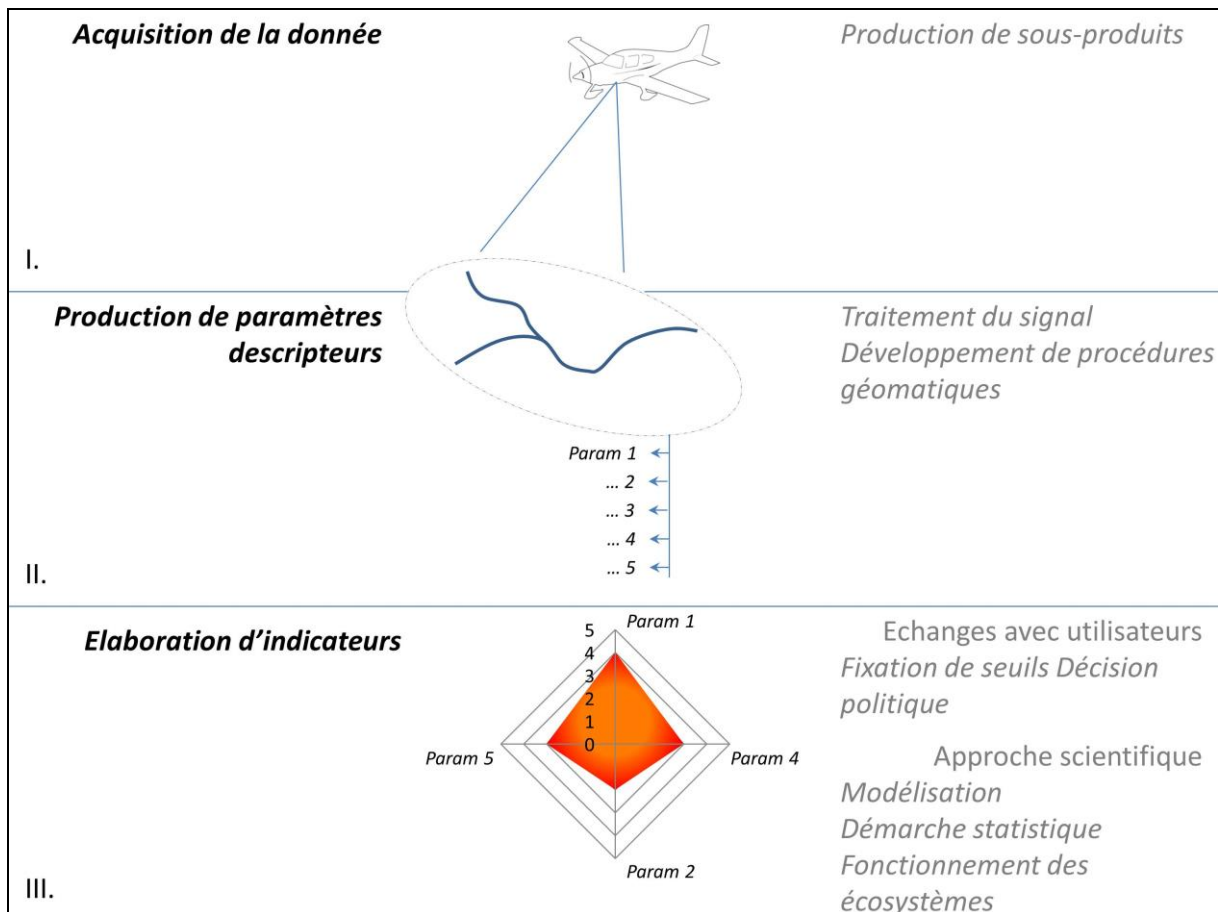


Figure 62 : de la télédétection des bandes riveraines à l'indication pour leur gestion

La **hauteur émergée des berges** peut par exemple être reliée à la connectivité entre les milieux riverains et le cours d'eau. Ces échanges entre le milieu riverain et l'écosystème aquatique sont fondamentaux pour la fonctionnalité de l'écosystème. A l'échelle locale, elle peut permettre la mise en évidence de portions altérée et préservée (cas de la Houille, Figure 63). La **largeur de la surface en eau** peut également être utilisée comme indicateur de modification de la morphologie du chenal en lien avec les activités humaines (cas de l'Ourthe, Figure 64). Cette mise en évidence d'écart par rapport à un niveau de référence est réalisée en étudiant les écarts par rapport à un modèle construit sur base de tronçons ne présentant pas de perturbations majeures. La combinaison d'une « sur-largeur », d'un chenal rectiligne (taux de sinuosité faible) et profond renforce la probabilité que la section soit significativement affectée par des travaux hydrauliques en rivière.

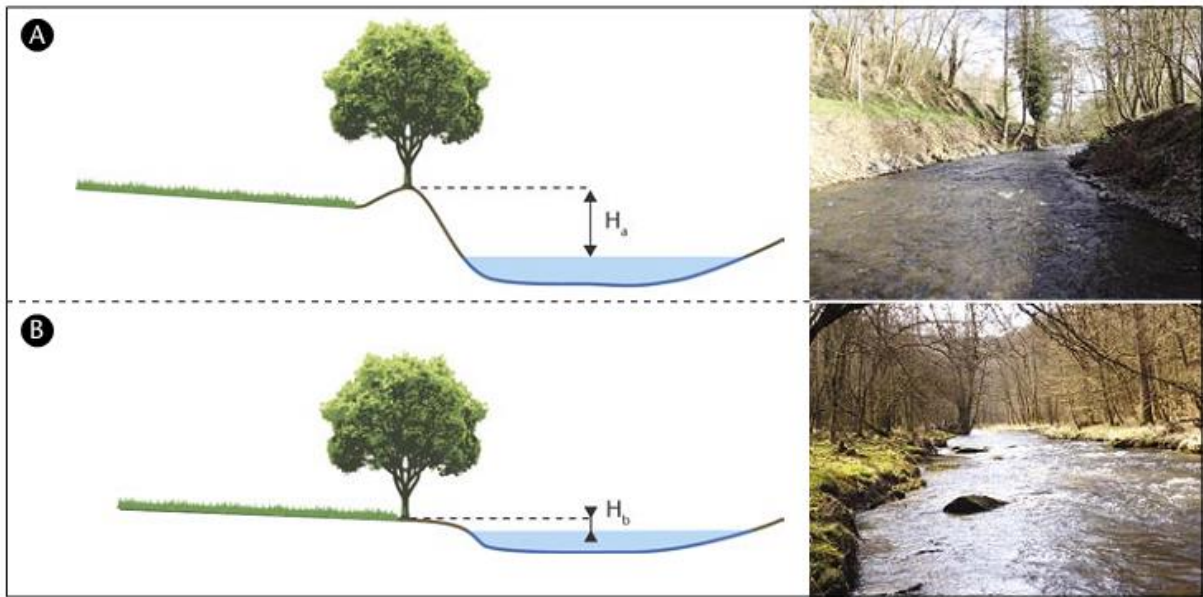


Figure 63: deux cas de figure de hauteur émergée des berges : $H_a > H_b$ au sein de la vallée de la Houille ; A : la Houille à Flohimont (Givet - France) ; B : la Houille en aval de Vencimont (Bonnet *et al.*, 2013).

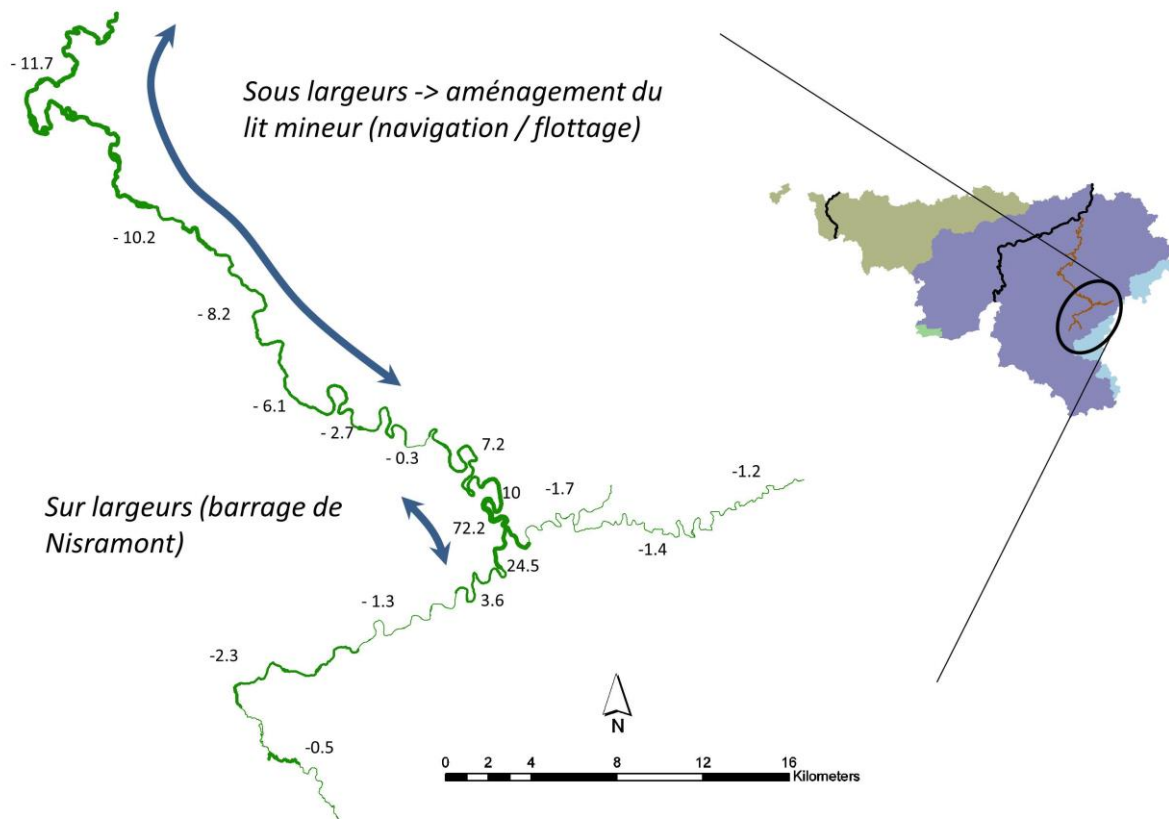


Figure 64 : spatialisations de la différence entre largeur observée et largeur prédite (modèle 'Ardenne', cf. Chapitre 6). Secteurs de la vallée de l'Ourthe en aval et en amont du barrage de Nisramont.

En matière de gestion des forêts riveraines, les paramètres extraits peuvent constituer un support précieux en matière de planification et de priorisation des interventions. A titre d'exemple, la Figure

65 présente une visualisation cartographique de différents paramètres liés à l'importance de la présence des forêts riveraines. Cette visualisation est réalisée en mettant l'accent sur les secteurs de gestion présentant une forte densité urbaine sur les rives des cours d'eau. La gestion des forêts riveraines y est généralement plus active en raison d'un enjeu de sécurisation plus important et une volonté de limiter les hauteurs d'eau en période de crue au sein de ces zones.

Le classement sous forme de percentile des valeurs associées à la hauteur moyenne des forêts riveraines (développement vertical) ainsi que la continuité longitudinale (développement longitudinal), voire d'un paramètre composite (continuité * hauteur moyenne) permet de visualiser au sein de la Figure 65 les secteurs où une intervention doit en priorité être planifiée parmi les 366 secteurs de gestion publiques (≈ 1030 km). Les points de tailles importantes et de couleur rouge représentent les secteurs associés aux valeurs les plus élevées (> 70% des secteurs) des variables liées à l'importance de la présence des forêts riveraines.

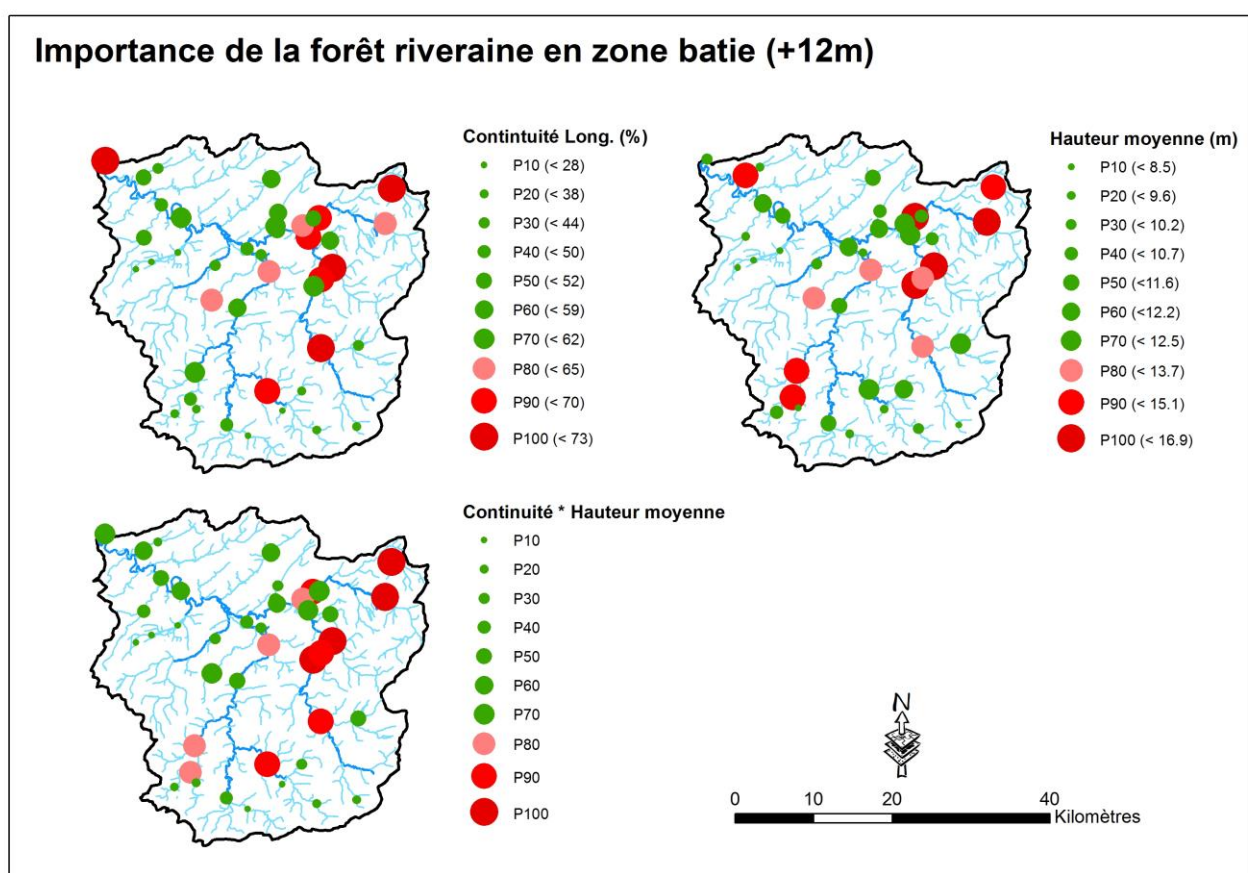


Figure 65 : exemple de spatialisation de paramètres issus de la télédétection en tant que support à la planification de la gestion : niveau de développement de la forêt riveraine (longitudinal et vertical, enveloppe lit mineur +12 m) au sein des secteurs situés majoritairement à proximité directe d'habitations, cas de la vallée de la Lesse (366 secteurs de gestion, ≈ 1030 km).

Amélioration de la caractérisation des bandes riveraines

Une amélioration de la description des cordons rivulaires à l'aide de données issues de la télédétection permettra de développer des indicateurs permettant de caractériser qualitativement l'état des forêts riveraines via par exemple la détermination de la composition spécifique, l'état

sanitaire ainsi que son évolution au cours du temps. La mise à disposition des images du projet de satellites 'Sentinel 2' par l'Agence Spatiale Européenne (<https://sentinel.esa.int/>) représente une voie pour étoffer le nombre d'indicateurs existants, notamment via l'usage de séries temporelles permettant de mettre en évidence les principales catégories forestières (feuillus / résineux). Le caractère gratuit de ce type de données permettra également de développer des indicateurs à peu de frais, dans la continuité des indicateurs développés lors du projet de thèse.

Le choix des paramètres évalués à l'échelle régionale a notamment été basé sur leur intérêt en tant qu'indicateur de la fonctionnalité des bandes riveraines. Leur choix a principalement été objectif sur base de concepts largement partagés au sein de la communauté scientifique. Des études permettant de lier plus directement ces paramètres aux processus, fonctions et services écosystémiques liés aux écosystèmes riverains amélioreraient la pertinence de ceux-ci. Par exemple, l'analyse des données régionales collectées dans le cadre de la DCE en matière de qualité biologique et physico-chimique à travers le prisme des paramètres descripteurs de la fonctionnalité des bandes riveraines serait particulièrement intéressante. Ce type d'analyse croisée pourrait permettre d'évaluer le lien entre les attributs des bandes riveraines caractérisés à l'échelle régionale et la fonction de biofiltre voire d'habitat, régulièrement présentées comme à la base des principaux services écosystémiques associés aux bandes riveraines.

Intégration des outils développés par les gestionnaires

A l'échelle locale (quelques secteurs de gestion au maximum), l'usage du drone à ailes fixes 'X100' a permis d'identifier des pistes d'applications en matière de localisation des plantes invasives, mais également en matière de détermination de la composition spécifique et de l'état sanitaire des forêts riveraines. De nouvelles méthodes ont pu être développées avec succès afin de pouvoir exploiter des séries temporelles très denses (plusieurs survols au sein d'une journée) présentant une résolution spatiale très fine (10 cm). La technicité des méthodes fortement automatisées en matière d'analyse d'images, ainsi que la complexité du cadre législatif encadrant l'usage de drones civils constituent un certain frein à la répliquabilité directe des approches utilisées. Toutefois, plusieurs sous-produits telles que les ortho-images, voir les images individuelles, peuvent déjà fournir des éléments supplémentaires pour le diagnostic de terrain sans toutefois nécessiter une expertise très spécifique.

Les outils développés à l'échelle régionale présentent un niveau d'application qui permet d'envisager leur utilisation en routine pour définir des stratégies d'évaluation des plans de gestion des cours d'eau. Pour assurer une plus grande transférabilité, les paramètres descripteurs développés sont exclusivement basés sur des données d'ores et déjà récoltées (cas des indicateurs dérivés de nuages de points photogrammétriques), ou sur le point d'être récoltées (cas des données LiDAR), de manière régulière par l'administration. Une première exploration de ces indicateurs à l'échelle régionale a été réalisée et a permis d'obtenir une caractérisation fine des bandes riveraines ainsi que des espaces forestiers associés. Ces caractérisations sont centrées sur la description de la structure tridimensionnelle obtenue à partir de nuages de points LiDAR et photogrammétriques. Lors d'agrégations permettant des visualisations à l'échelle régionale, les résultats obtenus reflètent la connaissance *a priori* des cordons rivulaires et sont conformes aux descriptions réalisées dans le cadre des différents suivis des bandes riveraines (Claessens *et al.*, 2009). A l'échelle locale, les indicateurs peuvent permettre de détecter l'effet de certaines pressions anthropiques tant au niveau des forêts riveraines qu'au niveau de la morphologie du cours d'eau et des milieux riverains.

La qualité des données MNH relatives aux campagnes de 2009 et 2012 ne permet de mettre en évidence que des changements importants en termes de hauteur de la végétation, tels que les coupes à blanc ou les coupes d'entretiens. Détecter par exemple la croissance forestière entre ces deux dates est encore impossible compte tenu de l'erreur résiduelle des données de bases (RMSE > 2 m). Toutefois, l'accroissement de la fenêtre temporelle et/ou une seconde couverture LiDAR pourrait permettre de détecter des phénomènes plus fins, qui pourraient résulter des politiques de gestion. Les conséquences de l'application de la directive européenne imposant la pose de clôtures le long des cours d'eau pourraient à terme être évaluées avec des données couvrant une plus grande fenêtre temporelle ou d'une meilleure qualité (cas d'une nouvelle campagne LiDAR). La mise en défens d'un linéaire important de bandes riveraines provoquera inévitablement une recolonisation par la forêt riveraine qui pourrait notamment être suivie à l'aide des outils développés au cours du projet de ce doctorat.

L'intégration de ces outils dans le cadre de suivi des bandes riveraines à l'échelle régionale en marge des PARIS nécessitera des mises à jour répétées en phase avec les cycles PARIS. Si la mise à jour régulière des indicateurs relatifs aux forêts riveraines est garantie par l'acquisition annuelle des couvertures ortho du territoire, la mise à jour de la couverture LiDAR n'est actuellement pas planifiée et sa fréquence de renouvellement n'est pas définie. Une fréquence de mise à jour de la couverture régionale LiDAR devrait donc idéalement être calquée sur la périodicité des PARIS (6 années). Au niveau de l'acquisition LiDAR en elle-même, celle-ci devrait être réalisée en été afin de limiter les zones recouvertes par les surfaces en eau (et donc non caractérisées) et obtenir une meilleure description des espaces forestiers. Une attention doit également être portée sur la réalisation de vols hors périodes de crues (très ponctuelles en été). L'acquisition d'une couverture LiDAR selon ces modalités permettrait une mise à jour des paramètres physiques liés à l'hydromorphologie des cours d'eau tous les 6 ans tandis que les paramètres liés aux forêts riveraines pourraient être mis à jour à mi-parcours selon une périodicité inférieure en utilisant des Modèles Numériques de Hauteurs Mixtes construits à partir des campagnes ortho annuelles.

Références bibliographiques

Akasheh, O.Z., Neale, C.M.U., Jayanthi, H., 2008. Detailed mapping of riparian vegetation in the middle Rio Grande River using high resolution multi-spectral airborne remote sensing. *Journal of Arid Environments* 72, 1734–1744.

Akay, A., Wing, M., Sessions, J., 2012a. Estimating structural properties of riparian forests with airborne lidar data. *International Journal of Remote Sensing* 33, 7010–7023.

Akay, A., Wing, M., Sessions, J., 2012b. Estimating structural properties of riparian forests with airborne lidar data. *International Journal of Remote Sensing* 33, 7010–7023.

Alber A., Piégay H. « Spatial disaggregation and aggregation procedures for characterizing fluvial features at the network-scale: Application to the Rhône basin (France) ». *Geomorphology* [En ligne]. 1 février 2011. Vol. 125, n°3, p. 343–360. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.09.009> >

Alderweireld M., Burnay F., Pitchugin M., Lecomte H. *Inventaire Forestier Wallon-Résultats 1994-2012*. [s.l.] : SPW, 2015.

Alexander, C., Bøcher, P.K., Arge, L., Svenning, J.-C., 2014. Regional-scale mapping of tree cover, height and main phenological tree types using airborne laser scanning data. *Remote Sensing of Environment* 147, 156–172. doi:10.1016/j.rse.2014.02.013

Anderson, K., Gaston, K.J., 2013. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Front. Ecol. Environ.* 11, 138–146. doi:10.1890/120150

Antonarakis, A.S., Richards, K.S., Brasington, J., 2008. Object-based land cover classification using airborne LiDAR. *Remote Sensing of Environment* 112, 2988–2998.

Apan, A.A., Raine, S.R., Paterson, M.S., 2002. Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. *Landscape and Urban Planning* 59, 43–57. doi:10.1016/S0169-2046(01)00246-8

Ardila, J.P., Bijker, W., Tolpekin, V.A., Stein, A., 2012. Multitemporal change detection of urban trees using localized region-based active contours in VHR images. *Remote Sens. Environ.* 124, 413–426. doi:10.1016/j.rse.2012.05.027

Arroyo L A, K Johansen, J Armston & S Phinn, 2010. Integration of LiDAR and QuickBird imagery for mapping riparian biophysical parameters and land cover types in Australian tropical savannas. *Forest Ecology and Management*, 259(3): 598-606

Baatz, M., Schäpe, A., 2000. Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation, in: *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII. Beiträge Zum AGIT-Symposium Salzburg 2000*, Karlsruhe, Herbert Wichmann Verlag. pp. 12–23.

Barney, J. N., 2006. North American history of two invasive plant species: Phytogeographic distribution, dispersal vectors, and multiple introductions. *Biol. Invasions* 8, 703–717. doi:10.1007/s10530-005-3174-9

Barton D. R., Taylor W. D., Biette R. M. « Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams ». *North American Journal of Fisheries Management* [En ligne]. 1985. Vol. 5, n°3a, p. 364–378.

Bendig, J., Bolten, A., Bareth, G., 2013. UAV-based Imaging for Multi-Temporal, very high Resolution Crop Surface Models to monitor Crop Growth Variability Monitoring des Pflanzenwachstums mit Hilfe multitemporaler und hoch auflösender Oberflächenmodelle von Getreidebeständen auf Basis von Bildern aus UAV-Befliegungen. *Photogramm. - Fernerkund. - Geoinformation* 2013, 551–562. doi:10.1127/1432-8364/2013/0200

Beschta R. « Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions ». [s.l.] : [s.n.], 1987.

Blaschke, T., 2010. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 65, 2–16. doi:10.1016/j.isprsjprs.2009.06.004

Bonnet S, 2009. Un modèle numérique de canopée pour l'estimation de la hauteur dominante des peuplements résineux en Région wallonne. *Forêt Wallonne*, 98, 53-59

Bonnet S., Toromanoff F., Bauwens S., Michez A., Dedry L., Lejeune P. « Principes de base de la télédétection et ses potentialités comme outil de caractérisation de la ressource forestière–II. LiDAR aérien ». *Forêt Wallonne* [En ligne]. 2013. n°124,.

Breiman, L., 2001. Random forests. *Mach. Learn.* 45, 5–32.

Booth, D.T., Cox, S.E., Simonds, G., 2007. Riparian monitoring using 2-cm GSD aerial photography. *Ecological Indicators* 7, 636–648.

Burton C., Henrotay F., Claessens H. Sectorisation des cours d'eau de 2 et 3ème catégorie de la Région wallonne - Rapport final. [s.l.] : [s.n.], 2011.

Burton C., Henrotay F., Claessens H. Sectorisation des cours d'eau en Région wallonne : développement de la méthode pour les cours d'eau de catégories 2 et 3. [s.l.] : [s.n.], 2010.

Carbonneau P., Piégay H. *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*. [s.l.] : John Wiley & Sons, 2012. 463 p. ISBN : 978-1-119-94078-4.

Casado M., Gonzalez R., Kriechbaumer T., Veal A. « Automated Identification of River Hydromorphological Features Using UAV High Resolution Aerial Imagery ». *Sensors* [En ligne]. 4 novembre 2015. Vol. 15, n°11, p. 27969-27989.

Cech, T.L., 1998. Phytophthora decline of alder (*Alnus* spp.) in Europe. *J. Arboric.* 24, 339–342.

Champion, N., 2012. Automatic cloud detection from multi-temporal satellite images: towards the use of pléiades time series. *ISPRS - Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* XXXIX-B3, 559–564. doi:10.5194/isprsarchives-XXXIX-B3-559-2012

Chan, J. C. Y., Sullivan, P. J., O'Sullivan, M. J., Eadie, P. A., 2011. Full thickness burn caused by exposure to giant hogweed: Delayed presentation, histological features and surgical management. *J. Plast. Reconstr. Aesthet. Surg.* 64, 128–130. doi:10.1016/j.bjps.2010.03.030

Claessens H., Rondeux J., Debruxelles N., Burton C., Lejeune P. « Le suivi des bandes riveraines des cours d'eau de wallonie ». *Revue Forestière Française*, 6, 595-610 .

Clark, M.L., Clark, D.B., Roberts, D.A., 2004. Small-footprint lidar estimation of sub-canopy elevation and tree height in a tropical rain forest landscape. *Remote Sensing of Environment* 91, 68–89.

- Clerici, N., Paracchini, M.L., Maes, J., 2014. Land-cover change dynamics and insights into ecosystem services in European stream riparian zones.
- Cockle, K.L., Richardson, J.S., 2003. Do riparian buffer strips mitigate the impacts of clearcutting on small mammals? *Biological Conservation* 113, 133–140.
- Colson, T.P., Gregory, J.D., Mitasova, H., Nelson, S.A.C., 2006. Comparison of stream extraction models using LIDAR DEMs., in: *Geographic Information Systems and Water Resources IV. American Water Resources Association Spring Specialty Conference, May 8-10, 2006*. pp. 1–7.
- Congalton, R.G., Birch, K., Jones, R., Schriever, J., 2002. Evaluating remotely sensed techniques for mapping riparian vegetation. *Computers and Electronics in Agriculture* 37, 113–126.
- Cutler, D.R., Edwards, T.C., Beard, K.H., Cutler, A., Hess, K.T., Gibson, J., Lawler, J.J., 2007. Random forests for classification in ecology. *Ecology* 88, 2783–2792. doi:10.1890/07-0539.1
- 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 Sens. Environ.* 123, 258–270. doi:10.1016/j.rse.2012.03.013
- Dalponte, M., Ørka, H.O., Ene, L.T., Gobakken, T., Næsset, E., 2014. Tree crown delineation and tree species classification in boreal forests using hyperspectral and ALS data. *Remote Sens. Environ.* 140, 306–317. doi:10.1016/j.rse.2013.09.006
- Dandois, J.P., Ellis, E.C., 2010. Remote Sensing of Vegetation Structure Using Computer Vision. *Remote Sens.* 2, 1157–1176. doi:10.3390/rs2041157
- Dandois, J.P., Ellis, E.C., 2013. High spatial resolution three-dimensional mapping of vegetation spectral dynamics using computer vision. *Remote Sens. Environ.* 136, 259–276. doi:10.1016/j.rse.2013.04.005
- Darveau M., Labbé P., Beauchesne P., Bélanger L., Huot J. « The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest ». *Forest Ecology and Management* [En ligne]. 1 avril 2001. Vol. 143, n°1–3, p. 95-104. Disponible sur : < [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00509-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00509-0) >
- Debruxelles N., Claessens H., Lejeune P., Rondeux J. « Design of a watercourse and riparian strip monitoring system for environmental management ». *Environmental monitoring and assessment*. 2009. Vol. 156, n°1, p. 435–450.
- Décamps H., Fortuné M., Gazelle F., Pautou G. « Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape ». *Landscape Ecol* [En ligne]. 1 mai 1988. Vol. 1, n°3, p. 163-173. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1007/BF00162742> >
- Décamps H., Joachim J., Lauga J. « The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the river Garonne, S.W. France ». *Regulated Rivers: Research & Management* [En ligne]. 1987. Vol. 1, n°4, p. 301–316. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1002/rrr.3450010403> >
- Dedry L., Dethier O., Périn J., Michez A., Bonnet S., Lejeune P., 2016. FORESTIMATOR : un plug-in QGIS d'estimation de la hauteur dominante et du Site Index de peuplements résineux au départ de données LiDAR aérien : application à la Wallonie (Belgique), *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, n°211-212 Spécial Forêt, p119-127.

Delbart, E., Pieret, N., Mahy, G., 2010. Les trois principales plantes exotiques envahissantes le long des berges des cours d'eau et plans d'eau en Région wallonne: description et conseils de gestion mécanique, chimique.

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, 97. doi:10.3390/rs8020097

Deseilligny M. P. « B. 1 MicMac, un logiciel pour la mise en correspondance automatique d'images dans le contexte géographique ». *Bulletin d'Information Scientifique et Technique de l'IGN n. 2007*. Vol. 77, p. 1.

De Dios J. R. M., Merino L., Caballero F., Ollero A. « Automatic forest-fire measuring using ground stations and unmanned aerial systems ». *Sensors* [En ligne]. 2011. Vol. 11, n°6, p. 6328-6353. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.3390/s110606328> >

Del Tánago, M.G., de Jalón, D.G., 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica* 25, 389–402.

De Merlier, D., Chandelier, A., Debruxelles, N., Noldus, M., Laurent, F., Dufays, E., Claessens, H., Cavelier, M., 2005. Characterization of alder *Phytophthora* isolates from Wallonia and development of SCAR primers for their specific detection. *J. Phytopathol.* 153, 99–107. doi:10.1111/j.1439-0434.2005.00936.x

Diaz-Uriarte, R., 2007. GeneSrF and varSelRF: a web-based tool and R package for gene selection and classification using random forest. *BMC Bioinformatics* 8, 328. doi:10.1186/1471-2105-8-328

Di Prinzio, J., Chandelier, A., Henrotay, F., Claessens, H., 2013a. La maladie de l'aulne en Wallonie: évolution depuis son émergence. *For. Wallonne*.

Di Prinzio, J., Henrotay, F., Claessens, H., 2013b. Le point sur l'évolution de la maladie de l'aulne en Région wallonne.

Dowling, R., Accad, A., 2003. Vegetation classification of the riparian zone along the Brisbane River, Queensland, Australia, using light detection and ranging (lidar) data and forward looking digital video. *Canadian Journal of Remote Sensing* 29, 556–563.

Dufour S., Piégay H. « Forêts riveraines des cours d'eau et ripisylves : Spécificités, fonctions et gestion ». *Revue forestière française*. 2006. Vol. 58, n°4, p. 339-350.

Dunford R., Michel K., Gagnage M., Piégay H., Trémelo M.-L. « Potential and constraints of Unmanned Aerial Vehicle technology for the characterization of Mediterranean riparian forest. » *International Journal of Remote Sensing* [En ligne]. 10 octobre 2009. Vol. 30, n°19, p. 4915-4935. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1080/01431160903023025> >

Eau France, 2012. Banque HYDRO [WWW Document]. URL <http://www.hydro.eaufrance.fr/> (accessed 11.29.12).

European Council. « Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages ». 1992. Disponible sur : < http://reseau-languedocmer.n2000.fr/sites/reseau-languedocmer.n2000.fr/files/documents/page/1992_05_21_Directive_habitats.pdf > (consulté le 25 janvier 2016)

European Council. « Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy ». 2000. Disponible sur :

<<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:EN:PDF> >
(consulté le 29 novembre 2012)

Farid, A., Goodrich, D.C., Bryant, R., Sorooshian, S., 2008. Using airborne lidar to predict Leaf Area Index in cottonwood trees and refine riparian water-use estimates. *Journal of Arid Environments* 72, 1–15.

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.

Fensham, R.J., Fairfax, R.J., 2002. Aerial photography for assessing vegetation change: a review of applications and the relevance of findings for Australian vegetation history. *Aust. J. Bot.* 50, 415–429.

Fernández, D., Barquín, J., Raven, P., 2011. A review of river habitat characterisation methods: indices vs. characterisation protocols. *Limnetica* 30, 0217–234.

Fernandes, M. R., Aguiar, F. C., Silva, J. M. N., Ferreira, M. T., Pereira, J. M. C., 2014. Optimal attributes for the object based detection of giant reed in riparian habitats: A comparative study between airborne high spatial resolution and WorldView-2 imagery. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation* 32, 79–91. doi:10.1016/j.jag.2014.03.026

Genuer, R., Poggi, J.-M., Tuleau-Malot, C., 2010. Variable selection using random forests. *Pattern Recognit. Lett.* 31, 2225–2236.

Getzin, S., Wiegand, K., Schöning, I., 2012. Assessing biodiversity in forests using very high-resolution images and unmanned aerial vehicles. *Methods Ecol. Evol.* 3, 397–404. doi:10.1111/j.2041-210X.2011.00158.x

Gibbs, J., van Dijk, C., Webber, J., 2003. Phytophthora disease of alder in Europe, Forestry Commission. ed, UK Forest Research Bulletin. UK.

Gini, R., Passoni, D., Pinto, L., Sona, G., 2014. Use of unmanned aerial systems for multispectral survey and tree classification: A test in a park area of northern Italy. *Eur. J. Remote Sens.* 47, 251–269. doi:10.5721/EuJRS20144716

Goetz, S.J., Wright, R.K., Smith, A.J., Zinecker, E., Schaub, E., 2003. IKONOS imagery for resource management: Tree cover, impervious surfaces, and riparian buffer analyses in the mid-Atlantic region. *Remote Sensing of Environment* 88, 195–208.

Greenberg J. A., Dobrowski S. Z., Ustin S. L. « Shadow allometry: Estimating tree structural parameters using hyperspatial image analysis ». *Remote Sensing of Environment*. 2005. Vol. 97, n°1, p. 15–25.

Guo, E., Sun, R., Chen, L., 2011. Main ecological service functions in riparian vegetation buffer zone: Research progress and prospects. *Chin. J. Ecol.* 30, 1830–1837.

Hall, R.K., Watkins, R.L., Heggem, D.T., Jones, K.B., Kaufmann, P.R., Moore, S.B., Gregory, S.J., 2009. Quantifying structural physical habitat attributes using LIDAR and hyperspectral imagery. *Environmental Monitoring and Assessment* 159, 63–83.

Hancock, C. N., Ladd, P. G., Froend, R. H., 1996. Biodiversity and management of riparian vegetation in Western Australia. *For. Ecol. Manag., Conservation of Biological Diversity in Temperate and Boreal Forest Ecosystems* 85, 239–250. doi:10.1016/S0378-1127(96)03761-9

Haralick, R.M., Shanmugam, K., Dinstein, I., 1973. Textural Features for Image Classification. *IEEE Trans. Syst. Man Cybern. SMC-3*, 610–621. doi:10.1109/TSMC.1973.4309314

Hejda, M., Pyšek, P., Jarošík, V., 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *J. Ecol.* 97, 393–403. doi:10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of The Total Environment* 408, 4007–4019. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.05.031

Hill, R.A., Wilson, A. k., George, M., Hinsley, S. a., 2010. Mapping tree species in temperate deciduous woodland using time-series multi-spectral data. *Appl. Veg. Sci.* 13, 86–99. doi:10.1111/j.1654-109X.2009.01053.x

Hilldale, R.C., Raff, D., 2008. Assessing the ability of airborne LiDAR to map river bathymetry. *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 773–783.

Hilty, J., Merenlender, A., 2004. Use of Riparian Corridors and Vineyards by Mammalian Predators in Northern California. *Conservation Biology* 18, 126–135.

Höfle, B., Vetter, M., Pfeifer, N., Mandlbürger, G., Stötter, J., 2009. Water surface mapping from airborne laser scanning using signal intensity and elevation data. *Earth Surface Processes and Landforms* 34, 1635–1649.

Hohenthal, J., Alho, P., Hyyppä, J., Hyyppä, H., 2011. Laser Scanning Applications in Fluvial Studies. *Progress in Physical Geography* 35, 782–809.

Hollaus, M., Wagner, W., Eberhöfer, C., Karel, W., 2006. Accuracy of large-scale canopy heights derived from LiDAR data under operational constraints in a complex alpine environment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 60, 323–338.

Huang, C., Asner, G. P., 2009. Applications of remote sensing to alien invasive plant studies. *Sensors* 9, 4869–4889. doi:10.3390/s90604869

Hulme, P. E., Bremner, E. T., 2005. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal: Impact of *I. glandulifera* on riparian diversity. *J. Appl. Ecol.* 43, 43–50. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01102.x

Hubert, P., Carbonnel, J.P., Chaouche, A., 1989. Segmentation des séries hydrométéorologiques — application à des séries de précipitations et de débits de l’Afrique de l’ouest. *Journal of Hydrology* 110, 349–367.

Hughes, 2003. *The Flooded Forest: Guidance for policy makers and river managers in Europe on the restoration of floodplain forests.*

Hung C., Xu Z., Sukkarieh S. « Feature Learning Based Approach for Weed Classification Using High Resolution Aerial Images from a Digital Camera Mounted on a UAV ». *Remote Sensing* [En ligne]. 3

décembre 2014. Vol. 6, n°12, p. 12037-12054. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.3390/rs61212037> >

Husson E., Lindgren F., Ecke F. « Assessing biomass and metal contents in riparian vegetation along a pollution gradient using an unmanned aircraft system ». *Water, Air, and Soil Pollution* [En ligne]. 2014. Vol. 225, n°6,. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-014-1957-2> >

Immitzer, M., Atzberger, C., Koukal, T., 2012. Tree species classification with Random forest using very high spatial resolution 8-band worldView-2 satellite data. *Remote Sens.* 4, 2661–2693. doi:10.3390/rs4092661

Innis, S.A., Naiman, R.J., Elliott, S.R., 2000. Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. *Hydrobiologia* 422-423, 111–131. doi:10.1023/A:1017033226325

Jansson, R., Nilsson, C., Dynesius, M., Andersson, E., 2000. Effects of river regulation on river-margin vegetation: A comparison of eight boreal rivers. *Ecol. Appl.* 10, 203–224. doi:10.1890/1051-0761(2000)010[0203:EORROR]2.0.CO;2

Jensen, J.R., 2006. *Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective*, 2nd ed. Prentice Hall.

Johansen, K., Phinn, S., 2006. Mapping structural parameters and species composition of riparian vegetation using Ikonos and Landsat ETM+ data in Australian tropical savannahs. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 72, 71–80.

Johansen, K., Phinn, S., Dixon, I., Douglas, M., Lowry, J., 2007. Comparison of image and rapid field assessments of riparian zone condition in Australian tropical savannas. *Forest Ecology and Management* 240, 42–60. doi:10.1016/j.foreco.2006.12.015

Johansen, K., Arroyo, L.A., Armston, J., Phinn, S., Witte, C., 2010. Mapping riparian condition indicators in a sub-tropical savanna environment from discrete return LiDAR data using object-based image analysis. *Ecol. Indic.* 10, 796–807. doi:10.1016/j.ecolind.2010.01.001

Johansen, K., Tiede, D., Blaschke, T., Arroyo, L.A., Phinn, S., 2011. Automatic geographic object based mapping of streambed and riparian zone extent from LiDAR data in a temperate rural urban environment, Australia. *Remote Sensing* 3, 1139–1156.

Johansson M. E., Nilsson C., Nilsson E., Johansson M. E. « Do rivers function as corridors for plant dispersal?, Do rivers function as corridors for plant dispersal? ». *Journal of Vegetation Science* [En ligne]. 1 août 1996. Vol. 7, n°4, p. 593-598. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.2307/3236309> >

Jones, D., Pike, S., Thomas, M., Murphy, D., 2011. Object-based image analysis for detection of Japanese knotweed *sl taxa* (Polygonaceae) in Wales (UK). *Remote Sens.* 3, 319–342. doi:10.3390/rs3020319

Karr, J.R., Dudley, D.R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5, 55–68.

Ke, Y., Quackenbush, L.J., Im, J., 2010. Synergistic use of QuickBird multispectral imagery and LIDAR data for object-based forest species classification. *Remote Sens. Environ.* 114, 1141–1154. doi:10.1016/j.rse.2010.01.002

- Key, T., Warner, T.A., McGraw, J.B., Fajvan, M.A., 2001. A Comparison of Multispectral and Multitemporal Information in High Spatial Resolution Imagery for Classification of Individual Tree Species in a Temperate Hardwood Forest. *Remote Sens. Environ.* 75, 100–112. doi:10.1016/S0034-4257(00)00159-0
- Kinzel, P.J., Wright, C.W., Nelson, J.M., Burman, A.R., 2007. Evaluation of an Experimental LiDAR for Surveying a Shallow, Braided, Sand-Bedded River. *Journal of Hydraulic Engineering* 133, 838–842.
- Knoth, C., Klein, B., Prinz, T., Kleinebecker, T., 2013. Unmanned aerial vehicles as innovative remote sensing platforms for high-resolution infrared imagery to support restoration monitoring in cut-over bogs. *Appl. Veg. Sci.* n/a–n/a. doi:10.1111/avsc.12024
- Koh, L.P., Wich, S.A., 2012. Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Trop. Conserv. Sci.* 5, 121–132.
- Korpela, I., Heikkinen, V., Honkavaara, E., Rohrbach, F., Tokola, T., 2011. Variation and directional anisotropy of reflectance at the crown scale - Implications for tree species classification in digital aerial images. *Remote Sens. Environ.* 115, 2062–2074. doi:10.1016/j.rse.2011.04.008
- Koukoulas, S., Blackburn, G.A., 2005. Mapping individual tree location, height and species in broadleaved deciduous forest using airborne LIDAR and multi-spectral remotely sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 26, 431–455.
- Lake J. C., Leishman M. R. « Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: The role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores ». *Biological Conservation* [En ligne]. 2004. Vol. 117, n°2, p. 215-226. Disponible sur : < [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00294-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00294-5) >
- Lalande, N., Cernesson, F., Decherf, A., Tournoud, M.-G., 2014. Implementing the DPSIR framework to link water quality of rivers to land use: methodological issues and preliminary field test. *International Journal of River Basin Management* 1–17. doi:10.1080/15715124.2014.906443
- Laliberte, A.S., Rango, A., 2009. Texture and Scale in Object-Based Analysis of Subdecimeter Resolution Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Imagery. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 47, 761–770. doi:10.1109/TGRS.2008.2009355
- Laliberte, A.S., Winters, C., Rango, A., 2007. Acquisition, orthorectification, and classification of hyperspatial UAV imagery, in: *Fourth Annual Symposium: Research Insights in Semiarid Scosystems*, RISE, University of Arizona, Tucson.
- Lallias-Tacon S., Liébault F., Piégay H. in review. Use of airborne LiDAR and historical aerial photos for characterising the history of braided river floodplain morphology and vegetation responses. Submitted to XXX
- Lambdon P. W., Pyšek P., Basnou C., Hejda M., Arianoutsou M., Essl F., Jarošík V., Pergl J., Winter M., Anastasiu P., Others. « Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs ». 2008.
- Lasaponara, R., Masini, N., Sabia, C., 2014. Multitemporal analysis of Pleiades data for study of archaeological crop marks, in: *EGU General Assembly Conference Abstracts*. p. 7534.

Lawrence, R.L., Wood, S.D., Sheley, R.L., 2006. Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest). *Remote Sens. Environ.* 100, 356–362. doi:10.1016/j.rse.2005.10.014

Lecomte, H., Florquin, P., Morimont, J.-P., Thirion, M., 2006. La forêt wallonne : état de la ressource à la fin du 20ème siècle. MRW-DGRNE-DNF, Jambes.

Lejot J., Delacourt C., Piégay H., Fournier T., Trémélo M., Allemand P. « Very high spatial resolution imagery for channel bathymetry and topography from an unmanned mapping controlled platform ». *Earth Surface Processes and Landforms* [En ligne]. 15 octobre 2007. Vol. 32, n°11, p. 1705-1725. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1002/esp.1595> >

Leviandier, T., Alber, A., Le Ber, F., Piégay, H., 2012. Comparison of statistical algorithms for detecting homogeneous river reaches along a longitudinal continuum. *Geomorphology* 138, 130–144.

Lisein, J., Linchant, J., Lejeune, P., Bouché, P., Vermeulen, C., 2013a. Aerial surveys using an unmanned aerial system (UAS): Comparison of different methods for estimating the surface area of sampling strips. *Trop. Conserv. Sci.* 6, 506–520.

Lisein, J., Pierrot-Deseilligny, M., Bonnet, S., Lejeune, P., 2013b. A photogrammetric workflow for the creation of a forest canopy height model from small unmanned aerial system imagery. *Forests* 4, 922–944. doi:10.3390/f4040922

Lisein J., Michez A., Claessens H., Lejeune P. « Discrimination of Deciduous Tree Species from Time Series of Unmanned Aerial System Imagery ». *PLOS ONE* [En ligne]. 24 novembre 2015. Vol. 10, n°11, p. e0141006. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0141006> >

Lisein J., Pierrot-Deseilligny M., Bonnet S., Lejeune P. « A Photogrammetric Workflow for the Creation of a Forest Canopy Height Model from Small Unmanned Aerial System Imagery ». *Forests* [En ligne]. 6 novembre 2013. Vol. 4, n°4, p. 922-944. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.3390/f4040922> >

Lonard, R., Judd, F., Everitt, J., Escobar, D., Davis, M., Crawford, M., Desai, M., 2000. Evaluation of color-infrared photography for distinguishing annual changes in riparian forest vegetation of the lower Rio Grande in Texas. *Forest Ecology and Management* 128, 75–81.

Lopezaraiza–Mikel, M. E., Hayes, R. B., Whalley, M. R., Memmott, J., 2007. The impact of an alien plant on a native plant–pollinator network: an experimental approach. *Ecol. Lett.* 10, 539–550. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01055.x

Lowrance R., Altier L. S., Newbold J. D., Schnabel R. R., Groffman P. M., Denver J. M., Correll D. L., Gilliam J. W., Robinson J. L., Brinsfield R. B., Staver K. W., Lucas W., Todd A. H. « Water Quality Functions of Riparian Forest Buffers in Chesapeake Bay Watersheds ». *Environmental Management* [En ligne]. 1 septembre 1997. Vol. 21, p. 687-712. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1007/s002679900060> >

Lucas, R., Bunting, P., Paterson, M., Chisholm, L., 2008. Classification of Australian forest communities using aerial photography, CASI and HyMap data. *Remote Sens. Environ.* 112, 2088–2103. doi:10.1016/j.rse.2007.10.011

Lucieer A., Jong S. M., Turner D. « Mapping landslide displacements using Structure from Motion (SfM) and image correlation of multi-temporal UAV photography ». *Progress in Physical Geography*

[En ligne]. 2014. Vol. 38, n°1, p. 97-116. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1177/0309133313515293> >

Machtans, C.S., Villard, M.-A., Hannon, S.J., 1996. Use of Riparian Buffer Strips as Movement Corridors by Forest Birds. *Conservation Biology* 10, 1366–1379.

Malanson, G., 1993. *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press.

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. *Ecol. Indic.* 34, 627–640. doi:10.1016/j.ecolind.2013.06.024.

Michez A., Henrotay F., Claessens H. *Potentialités de l'outil « analyse d'images » dans le cadre de la gestion intégrée des cours d'eau wallons: projet IMAGEAU*, 2013b. Rapport de convention. Disponible sur : < <http://hdl.handle.net/2268/161438> > (consulté le 11 juillet 2016).

Michez A., Piégay H., Lejeune P., Claessens H., 2014. Characterization of riparian zones in Wallonia (Belgium) from local to regional scale using aerial Lidar data and photogrammetric DSM. *EARSeL eProceedings*, 13(2): 85-92.

Michez, A., Piégay, H., Lisein, J., Claessens, H., & Lejeune, P. (2016). Classification of riparian forest species and health condition using multi-temporal and hyperspatial imagery from Unmanned Aerial System. *Environmental monitoring and assessment*, 188(3), 1-19.

Michez, A., Piégay, H., Lisein, J., Claessens, H., & Lejeune, P. (2016). 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.

Michez A., Henrotay F., Claessens H. *Exploitation des données aéroportées (LiDAR aérien et drone) dans le cadre des programmes d'actions sur les rivières par une approche intégrée et sectorisée (PARIS) – projet "Imageau 2"*, 2014. Rapport de convention. Disponible sur : < <http://hdl.handle.net/2268/197955> > (consulté le 11 juillet 2016).

Michez A., Henrotay F., Mengal C., Claessens H. *Intégration d'un monitoring des secteurs de cours d'eau dans le cadre des Programmes d'Actions sur les Rivières par une approche Intégrée et Sectorisée (PARIS) - Projet Imageau 3*, 2015. Rapport de convention. Disponible sur : < <http://hdl.handle.net/2268/199917> > (consulté le 11 juillet 2016).

Michez, A., Bauwens, S., Bonnet, S., Lejeune, P., 2016. Caractérisation des forêts à l'aide de la technologie lidar, in: *Observation Des Surfaces Continentales Par Télédétection: Agriculture et Forêt*. ISTE, Londres.

Morsdorf, F., Meier, E., Kötz, B., Itten, K.I., Dobbertin, M., Allgöwer, B., 2004. LIDAR-based geometric reconstruction of boreal type forest stands at single tree level for forest and wildland fire management. *Remote Sensing of Environment* 92, 353–362.

Motohka, T., Nasahara, K.N., Oguma, H., Tsuchida, S., 2010. Applicability of Green-Red Vegetation Index for Remote Sensing of Vegetation Phenology. *Remote Sens.* 2, 2369–2387. doi:10.3390/rs2102369

- Müllerová, J., Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J., 2005. Aerial photographs as a tool for assessing the regional dynamics of the invasive plant species *Heracleum mantegazzianum*. *J. Appl. Ecol.* 42, 1042–1053. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01092.x
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., Rieradevall, M., 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13, 147–163. doi:10.1002/aqc.529
- Myers L. Riparian area management. Inventory and monitoring of riparian areas. [s.l.] : [s.n.], 1989. 77 p.
- Naiman, R., Décamps, H., 1990. *The Ecology and Management of Aquatic-terrestrial Ecotones*. PARTHENON Publishing Group Incorporated.
- Naiman and R. J., Décamps H. « THE ECOLOGY OF INTERFACES: Riparian Zones ». *Annual Review of Ecology and Systematics* [En ligne]. 1997. Vol. 28, n°1, p.621-658. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621> >
- Naiman R., Bilby R. E. *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. [s.l.] : Springer, 1998. 730 p. ISBN : 978-0-387-95246-8.
- Naiman R., Décamps H., McClain M. E. *Riparia: Ecology, Conservation, And Management Of Streamside Communities*. [s.l.] : Academic Press, 2005. 446 p. ISBN : 978-0-12-663315-3.
- Naiman R., Décamps H., Pollock M. « The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity ». *Ecological Applications* [En ligne]. 1 mai 1993. Vol. 3, n°2, p. 209-212. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.2307/1941822> >
- Nanson G. C., Barbetti M., Taylor G. « River stabilisation due to changing climate and vegetation during the late Quaternary in western Tasmania, Australia ». *Geomorphology* [En ligne]. septembre 1995. Vol. 13, n°1-4, p. 145-158. Disponible sur : < [http://dx.doi.org/10.1016/0169-555X\(95\)00040-C](http://dx.doi.org/10.1016/0169-555X(95)00040-C) >
- Narumalani, S., Zhou, Y., Jensen, J.R., 1997. Application of remote sensing and geographic information systems to the delineation and analysis of riparian buffer zones. *Aquatic Botany* 58, 393–409.
- Nijland, W., de Jong, R., de Jong, S.M., Wulder, M.A., Bater, C.W., Coops, N.C., 2014. Monitoring plant condition and phenology using infrared sensitive consumer grade digital cameras. *Agric. For. Meteorol.* 184, 98–106. doi:10.1016/j.agrformet.2013.09.007
- Nisbet, T., Silgram, M., Shah, N., Morrow, K., & Broadmeadow, S. (2011). *Woodland for water: woodland measures for meeting water framework directive objectives*. Forest research monograph, 4, 156.
- Noirfalise A. *Forêts et stations forestières en Belgique*. [s.l.] : Presses agronomiques de Gembloux, 1984.
- Noirfalise A., Sougnez N. « Les forêts riveraines de Belgique ». *Bulletin du Jardin botanique de l'État a Bruxelles*. 1961. Vol. 31, n°Fasc. 2, p. 199–287.

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.

Nyssen J., Pontzele J., Billi P. « Effect of beaver dams on the hydrology of small mountain streams: example from the Cheval in the Ourthe Orientale basin, Ardennes, Belgium ». *Journal of Hydrology*. 2011.

Petit, F., 1992. L'influence des plantations de résineux en fond de vallée sur l'évolution géomorphologique de rivières de Haute Belgique. p. 11.

Petit, F., Hallot, E., Mols, J., Houbrechts, G., 2005. Evaluation des puissances spécifiques de rivières de moyenne et de haute Belgique. *Bulletin de la Société géographique de Liège* 37–50.

Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C. *Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion*. [s.l.] : Forêt privée française, 2003. 468 p. ISBN : 978-2-904740-88-6.

Piégay, H., Alber, A., Slater, L., Bourdin, L., 2009. Census and typology of braided rivers in the French Alps. *Aquatic Sciences* 71, 371–388. doi:10.1007/s00027-009-9220-4

Platts, W., 1987. *Methods for Evaluating Riparian Habitats With Applications to Management*.

Pintos Varela, C., Rial Martínez, C., Mansilla Vázquez, J.P., Aguín Casal, O., 2010. First report of *Phytophthora rot* on Alders caused by *Phytophthora alni* subsp. *alni* in Spain. *Plant Dis.* 94, 273. doi:10.1094/PDIS-94-2-0273A

Planty-Tabacchi A.-M., Tabacchi E., Naiman R. J., Deferrari C., Décamps H. « Invasibility of species-rich communities in riparian zones ». *Conservation Biology*. 1996. Vol. 10, n°2, p. 598-607.

Pollock, M.M., Naiman, R.J., Hanley, T.A., 1998. Plant species richness in riparian wetlands - a test of biodiversity theory. *Ecology* 79, 94–105.

Pyšek, P., 1991. *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic: Dynamics of spreading from the historical perspective. *Folia Geobot. Phytotaxon.* 26, 439–454. doi:10.1007/BF02912779

Pysek, P., Prach, K., 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: A comparison of four species alien to central Europe. *J. Biogeogr.* 20, 413–420.

Pysek, P., Prach, K., 1995. Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera* - A century of spreading reconstructed. *Biol. Conserv.* 74, 41–48. doi:10.1016/0006-3207(95)00013-T

Ragg, H., Fey, C., 2013. UAs in the mountains: Monitoring mountain rockslides using multi-temporal point clouds. *GIM Int.* 27, 29–31.

Rango A., Laliberte A., Herrick J. E., Winters C., Havstad K., Steele C., Browning D. « Unmanned aerial vehicle-based remote sensing for rangeland assessment, monitoring, and management ». *Journal of Applied Remote Sensing*. 2009. Vol. 3, n°1, p. 033542–033542.

Reutebuch, S.E., McGaughey, R.J., Andersen, H.E., Carson, W.W., 2003. Accuracy of a high-resolution lidar terrain model under a conifer forest canopy.

Richardson D. M., Holmes P. M., Esler K. J., Galatowitsch S. M., Stromberg J. C., Kirkman S. P., Pyšek P., Hobbs R. J. « Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects ». *Diversity and distributions*. 2007. Vol. 13, n°1, p. 126–139.

Roux, C., Alber, A., Bertrand, M., Vaudor, L., Piégay, H., 2014. "FluvialCorridor": A new ArcGIS toolbox package for multiscale riverscape exploration. *Geomorphology*. doi:10.1016/j.geomorph.2014.04.018

Service Public de Wallonie, 2013. Aléa d'Inondation, Zones Inondables Risques d'Inondation. Méthodologie de la Cartographie. Notice Technique. Version 19 Décembre 2013 (Géoportail de la Wallonie, Namur, Belgium) 52 pp. (last date accessed: 21 Nov 2014)

Sesnie, S.E., Gessler, P.E., Finegan, B., Thessler, S., 2008. Integrating Landsat TM and SRTM-DEM derived variables with decision trees for habitat classification and change detection in complex neotropical environments. *Remote Sens. Environ.* 112, 2145–2159. doi:10.1016/j.rse.2007.08.025

Schneider, J.B., 2007. Plaidoyer pour une restauration des cordons rivulaires naturels des ruisseaux et ruisselets forestiers. *Forêt Wallonne* 86, 43–57.

Schnitzler A., Hale B. W., Alsum E. M. « Examining native and exotic species diversity in European riparian forests ». *Biological Conservation* [En ligne]. août 2007. Vol. 138, n°1–2, p. 146-156. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.010> >

Service Public de Wallonie, 2012. AQUALIM [WWW Document]. URL <http://aqualim.environnement.wallonie.be/> (accessed 11.29.12).

Shirvell C. S. « Role of instream rootwads as juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead trout (*O. mykiss*) cover habitat under varying streamflows ». *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*. 1990. Vol. 47, n°5, p. 852-861.

Skagen, S.K., Kelly, J.F., van Riper, C., Hutto, R.L., Finch, D.M., Krueper, D.J., Melcher, C.P., 2005. Geography of spring landbird migration through riparian habitats in southwestern north America. *The Condor* 107, 212–227.

Skagen, S.K., Melcher, C.P., Howe, W.H., Knopf, F.L., 1998. Comparative Use of Riparian Corridors and Oases by Migrating Birds in Southeast Arizona. *Conservation Biology* 12, 896–909.

Sona, G., Pinto, L., Pagliari, D., Passoni, D., Gini, R., 2014. Experimental analysis of different software packages for orientation and digital surface modelling from UAV images. *Earth Sci. Inform.* 7, 97–107. doi:10.1007/s12145-013-0142-2

Sripada, R.P., Heiniger, R.W., White, J.G., Meijer, A.D., 2006. Aerial Color Infrared Photography for Determining Early In-Season Nitrogen Requirements in Corn. *Agron. J.* 98, 968. doi:10.2134/agronj2005.0200

Strecha, C., Fletcher, A., Lechner, A., Erskine, P., Fua, P., 2012. Developing species specific vegetation maps using multi-spectral hyperspatial imagery from unmanned aerial vehicles. *ISPRS Ann Photogramm Remote Sens. Inf Sci* -3 311–316.

Stohlgren T. J., Bull K. A., Otsuki Y., Villa C. A., Lee M. « Riparian zones as havens for exotic plant species in the central grasslands ». *Plant Ecology* [En ligne]. 1998. Vol. 138, n°1, p. 113-125. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1023/A:1009764909413> >

Stumpf, A., Kerle, N., 2011. Object-oriented mapping of landslides using Random Forests. *Remote Sens. Environ.* 115, 2564–2577. doi:10.1016/j.rse.2011.05.013

Tabacchi E., Correll D. L., Hauer R., Pinay G., Planty-Tabacchi A.-M., Wissmar R. C. « Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape ». *Freshwater biology*. 1998. Vol. 40, n°3, p. 497–516.

Tewksbury, J.J., Black, A.E., Nur, N., Saab, V.A., Logan, B.D., Dobkin, D.S., 2002. Effects of anthropogenic fragmentation and livestock grazing on western riparian bird communities. *Studies in Avian Biology* 25, 158–202.

Tockner K., Stanford J. A. « Riverine flood plains: Present state and future trends ». *Environmental Conservation* [En ligne]. 2002. Vol. 29, n°3, p. 308-330. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1017/S037689290200022X> >

Torres-Sánchez, J., Peña, J.M., de Castro, A.I., López-Granados, F., 2014. Multi-temporal mapping of the vegetation fraction in early-season wheat fields using images from UAV. *Comput. Electron. Agric.* 103, 104–113. doi:10.1016/j.compag.2014.02.009

Urbahs A., Petuhova J., Urbaha M., Carjova K., Andrejeva D. « Monitoring of Forest (Fire) using micro class unmanned aerial vehicles ». In : *Transport Means - Proceedings of the International Conference*. [s.l.] : [s.n.], 2013. p. 61-65.

Van Looy, K., Cavillon, C., Tormos, T., Piffady, J., Landry, P., Souchon, Y., 2013. A scale-sensitive connectivity analysis to identify ecological networks and conservation value in river networks. *Landscape Ecology* 28, 1239–1249. doi:10.1007/s10980-013-9869-x

Véga C., St-Onge B. « Height growth reconstruction of a boreal forest canopy over a period of 58 years using a combination of photogrammetric and lidar models ». *Remote Sensing of Environment* [En ligne]. 15 avril 2008. Vol. 112, n°4, p. 1784-1794. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2007.09.002> >

Vermeulen C., Lejeune P., Lisein J., Sawadogo P., Bouché P. « Unmanned Aerial Survey of Elephants ». *PLoS ONE* [En ligne]. 2013. Vol. 8, n°2,. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0054700> >

Vidal-Abarca Gutiérrez M. R., Suárez Alonso M. L. « Which are, what is their status and what can we expect from ecosystem services provided by Spanish rivers and riparian areas? ». *Biodiversity and Conservation* [En ligne]. 2013. Vol. 22, n°11, p. 2469-2503. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0532-2> >

Wan, H., Wang, Q., Jiang, D., Fu, J., Yang, Y., Liu, X., 2014. Monitoring the invasion of *Spartina alterniflora* using very high resolution unmanned aerial vehicle imagery in Beihai, Guangxi (China). *Sci. World J.* 2014. doi:10.1155/2014/638296

Waser, L.T., Ginzler, C., Kuechler, M., Baltsavias, E., Hurni, L., 2011. Semi-automatic classification of tree species in different forest ecosystems by spectral and geometric variables derived from Airborne Digital Sensor (ADS40) and RC30 data. *Remote Sens. Environ.* 115, 76–85. doi:10.1016/j.rse.2010.08.006

Wasser, L., Day, R., Chasmer, L., Taylor, A., 2013. Influence of Vegetation Structure on Lidar-derived Canopy Height and Fractional Cover in Forested Riparian Buffers During Leaf-Off and Leaf-On Conditions. *PLoS ONE* 8, e54776.

Washitani, I., 2001. Plant conservation ecology for management and restoration of riparian habitats of lowland Japan. *Popul. Ecol.* 43, 189–195. doi:10.1007/s10144-001-8182-8

Watts, J.D., Lawrence, R.L., Miller, P.R., Montagne, C., 2009. Monitoring of cropland practices for carbon sequestration purposes in north central Montana by Landsat remote sensing. *Remote Sens. Environ.* 113, 1843–1852. doi:10.1016/j.rse.2009.04.015

Weber, R.M., Dunno, G.A., 2001. Riparian vegetation mapping and image processing techniques, Hopi Indian Reservation, Arizona. *Photogrammetric engineering and remote sensing* 67, 179–186.

White J. C., Wulder M. A., Vastaranta M., Coops N. C., Pitt D., Woods M. « The Utility of Image-Based Point Clouds for Forest Inventory: A Comparison with Airborne Laser Scanning ». *Forests* [En ligne]. 26 juin 2013. Vol. 4, n°3, p. 518-536. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.3390/f4030518> >

Zaman, B., Jensen, A.M., McKee, M., 2011. Use of high-resolution multispectral imagery acquired with an autonomous unmanned aerial vehicle to quantify the spread of an invasive wetlands species. Presented at the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), pp. 803–806. doi:10.1109/IGARSS.2011.6049252

Zarco-Tejada, P.J., Diaz-Varela, R., Angileri, V., Loudjani, P., 2014. Tree height quantification using very high resolution imagery acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV) and automatic 3D photo-reconstruction methods. *Eur. J. Agron.* 55, 89–99. doi:10.1016/j.eja.2014.01.004

Zhu, X., Liu, D., 2014. Accurate mapping of forest types using dense seasonal Landsat time-series. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 96, 1–11. doi:10.1016/j.isprsjprs.2014.06.012