Dynarp : Dynamique paysagère des renouées sur les infrastructures de transport

Rapport final

Janvier 2018

A. Evette, J. Biaunier, M. Cottet, F. Dommanget, V. Breton, L. Borgniet, F.-M. Martin, V. Billon, A. Honegger, D. Jaymond

Table des matières

1. Présentation du projet 11
2. Contexte et enjeux 11
2.1. La problématique des espèces exotiques envahissantes 11
2.1.1. Les invasions biologiques 11
2.1.2. La gestion des espèces exotiques envahissantes 12
2.1.3. Dynamique paysagère 14
2.2. Les renouées asiatiques 15
2.2.1. Généralités sur ces espèces 15
2.2.2. Quelle perception 17
2.2.3. Gestion des renouées envahissantes 18
2.3. Les renouées dans le paysage 20
2.3.1. État des connaissances sur la dynamique paysagère des renouées 20
2.3.2. Les renouées sur les ILTe 22
3. Objectifs du projet 23
3.1. Objectifs scientifiques 23
3.2. Objectifs finalisés 24
4. Organisation du projet 26
5. WP0 : Définition des sites 27
5.1. Critères de choix 27
5.2. Stations pressenties 28
5.3. Stations retenues 32
5.3.1. Anse 33
5.3.2. Vérin 35
5.3.3. Bourgoin-Jallieu 37
5.3.4. Le Péage-de-Roussillon 39
5.3.5. Serrières 41
5.3.6. Dôle 43
5.3.7. Morvillars 45
5.3.8. Torpes 47
6. WP 1 : Enquête auprès des gestionnaires 49

6.1. Objectif de l'enquête 49
6.2. Méthode et protocole 49
6.2.1. La conception du questionnaire 49
6.2.2. La population cible et la passation 51
6.3. Résultats 54
6.3.1. Motivations des gestionnaires à agir sur les renouées 54
6.3.2. Une diversité de pratiques de gestion, sources d'insatisfactions 57
6.4. Discussion 59
6.4.1. Des gestionnaires sensibles aux enjeux, motivés mais épuisés 59
6.4.2. Une espèce, de multiples perceptions et usages : l'influence de l'expertise ..61
6.4.3. Un besoin de changement dans les perceptions et les pratiques de gestion 62
7. WP 2 : Caractérisation spatio-temporelle et analyse paysagère des taches de renouées 63
7.1. Utilisation de la télédétection pour un suivi spatio-temporel 63
7.1.1. Résumé en français 63
7.1.2. Introduction 64
7.1.3. Materials and methods 65
7.1.4. Results 71
7.1.5. Discussion 73
7.2. Approche diachronique de l'évolution des taches de renouées 76
7.2.1. Résumé en français 76
7.2.2. Introduction 77
7.2.3. Material and method 79
7.2.4. Results 84
7.2.5. Discussion 89
8. WP3 : Relevés des taches de renouées et des facteurs biotiques et abiotiques 94
8.1. Résumé 94
8.2. Introduction 94
8.3. Matériels et méthodes 96
8.3.1. Sites d'études 96
8.3.2. Nature des relevés 97

8.3.3. Morphologie des taches de renouées 97
8.3.4. Facteurs environnementaux 99
8.3.5. Données sur la gestion 99
8.3.6. Analyses statistiques 99
8.4. Résultats 101
8.4.1. Structure spatiale des taches en fonction des facteurs de milieu et de gestion 101
8.4.2. Comparaison des types d'ILTe et des sites 102
8.4.3. Modes de gestion 105
8.5. Discussion – conclusion 107
9. WP4 : Préconisations pour la gestion à partir des résultats des différents WP 110
9.1. Objectif 110
9.2. Livrables 110
10. WP 5 : Coordination du projet 111
10.1. Gestion du projet 111
10.2. Valorisation du projet 111
10.2.1. Articles scientifiques 111
10.2.2. Colloques nationaux et internationaux 112
11. Conclusion générale et perspectives 114
12. Bibliographie 116

Table des Annexes

Annexe 1 : Questionnaire sur la gestion des plantes invasives le long des infrastructures de transport 128
Annexe 2 : Lettre de contact à destination des gestionnaires 151
Annexe 3 : Figures complémentaires 153
Annexe 4 : Note de synthèse à destination des gestionnaires 158
Annexe 5 : Plaquette de communication 177

Table des Figures

Figure 1 : Les trois grandes stratégies de gestion des espèces invasives. Plus le temps depuis l'introduction est long, plus les interventions sont lourdes et coûteuses. D'après Simberloff, Martin *et al.* (2013). 13

Figure 2 : Système souterrain (a), fleurs (b) et tiges feuillées (c) chez *Reynoutria japonica*. © Fanny Dommanget 16

Figure 3 : Expansion de la renouée du Japon en France (Muller 2004) 20

Figure 4 : Localisation des sites retenus 32

Figure 5 : Périmètre du site d'étude d'Anse 33

Figure 6 : Photos illustratives du site d'Anse 34

Figure 7 : Périmètre du site d'étude de Vérin 35

Figure 8 : Photos illustratives du site de Vérin 36

Figure 9 : Périmètre du site d'étude de Bourgoin-Jallieu 37

Figure 10 : Photos illustratives du site de Bourgoin-Jallieu 38

Figure 11 : Périmètre du site d'étude de Péage-de-Roussillon 39

Figure 12 : Photos illustratives de Péage-de-Roussillon 40

Figure 13 : Périmètre du site d'étude de Serrières 41

Figure 14 : Photos illustratives du site de Serrières 42

Figure 15 : Périmètre du site d'étude de Dole 43

Figure 16 : Photos illustratives du site de Dole 44

Figure 17 : Périmètre du site d'étude de Morvillars 45

Figure 18 : Photos illustratives du site de Morvillars 46

Figure 19 : Périmètre du site d'étude de Torpes 47

Figure 20 : Photos illustratives du site de Torpes 48

Figure 21 : Planche des photographies utilisées dans le cadre du questionnaire 51

Figure 22 : Nombre de réponses recueillies selon le type d'infrastructure dont le gestionnaire a la charge 53

Figure 23 : Profil des gestionnaires interrogés dans le cadre de l'enquête 53

Figure 24 : Boîtes à moustaches des notes attribuées pour évaluer la nécessité d'agir sur la végétation présente sur les photographies selon le profil des gestionnaires (« *R.* sp. Inv. cont. » : invasion continue de *Reynoutria* ; « *R.* sp. Inv. ponc. » : invasion ponctuelle de *Reynoutria* ; « Ronce Inv. ponc. » : invasion ponctuelle de ronce) 54

Figure 25 : Boîtes à moustache des notes attribuées pour évaluer la nécessité d'agir sur la végétation présente sur les photographies selon la capacité des gestionnaires à identifier les renouées (« *R.* sp. Inv. cont. » : invasion continue de *Reynoutria* ; « *R.* sp. Inv. ponc. » : invasion ponctuelle de *Reynoutria* ; « Ronce Inv. ponc. » : invasion ponctuelle de ronce) 55

Figure 26 : Résultats de l'ACP (analyse en composantes principales) menée sur les raisons prioritaires qui motivent les gestionnaires à agir contre *Reynoutria* : (a) répartition des variables

(les raisons prioritaires) dans le plan factoriel (axe 1, axe 2) ; (b) répartition des individus dans le plan factoriel 56

Figure 27 : Nombre de gestionnaires utilisant chaque technique de gestion selon le type d'infrastructure dont ils ont la charge 57

Figure 28 : Degré de satisfaction exprimé par les gestionnaires concernant la gestion actuellement menée à l'égard de la renouée sur leur terrain d'intervention 57

Figure 29 : Résultats de l'ACM (analyse des correspondances multiples) menée sur les raisons évoquées par les gestionnaires pour expliquer leur insatisfaction à l'égard de la gestion actuelle des renouées : (a) répartition des variables (i.e. les raisons évoquées) dans le plan factoriel (axe 1 ; axe 2) ; (b) répartition des individus dans le plan factoriel (le groupement des individus en 3 classes, issu d'une classification ascendante hiérarchique, est représenté à l'aide des niveaux de gris) 59

Figure 30 : Schéma d'une évolution observée entre 2005 (a) et 2018 (b) de la motivation des gestionnaires à agir à l'encontre de *Reynoutria* en fonction du degré de l'invasion (le graphique de gauche est tiré de Boyer (2005)) 60

Figure 31 : Localisation of the study 66

Figure 32 : Illustration of some source of errors due to the use of multi-date imagery, linked to a) changing landcover (Pleiades images of Anse), b) positional misregistration and c) mixed-objects (spring UAV image on the left, and fall UAV image on the right). The blue scale-bar represents a length of 8 meters. The red and pink lines delineate image-objects generated by the multiresolution segmentation process. 71

Figure 33 : Presentation of the study area in the French Alps. The location of the knotweed stands studied is indicated by orange dots. Main rivers and flow directions are indicated by blue lines and black arrows, respectively. (For interpretation of the references to colours in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article) 80

Figure 34 : Schematic representation of knotweeds' stand-partitioning main scenarios. Delineations of the section borders were placed in order to separate the major surface evolution areas of each stand. The three main partitioning scenarios comprise: stands without obstacles (a), stands with a linear obstacle on one side (b) and stands with linear obstacles on both sides (c). On this figure, the dark green shapes with thick black dotted outlines represent stands in 2008; the light green shapes with thin grey outlines represent stands in 2015; the blue numbers represent the sections of a stand; the purple dots represent sampling points; and the red lines represent the section borders used in the GIS partitioning process. (For interpretation of the references to colours in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article) 81

Figure 35 : Localisation des sites 96

Figure 36 : Valeurs extrêmes des indices de formes. Les échelles sont différentes entre les indices et entre les valeurs extrêmes d'un même indice. 98

Figure 37 : Représentation des taches sur le premier plan factoriel de l'ACP et exemples de forme (en rose) 101

Figure 38 : Résultats de l'analyse de redondance (RDA). Voir le Tableau 18 pour la définition des variables. 102

Figure 39 : Surface cumulée moyenne (à gauche) et nombre moyen de taches (à droite) de renouée aux abords des différents types d'ILTe (pour un linéaire d'infrastructure de 1 km). Il n'y a pas de différence significative entre les types d'ILTe d'après les ANOVA réalisées. 102

Figure 40 : Distances minimales des taches en fonction des ILTe (hors ILTe = non concernées par la gestion des abords des ILTe). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre modalités (p = 0.05, test de Kruskal-Wallis). 104

Figure 41 : Boîtes à moustaches des coordonnées des axes 1 (a) et 2 (b) de l'ACP par type d'ILTe. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre modalité (p = 0.05, test de Kruskal-Wallis). 104

Figure 42 : Surface et nombre de taches sur un gradient d'intensité de gestion 105

Figure 43 : Effet de l'intensité de gestion sur le recouvrement herbacé (a), la hauteur maximale des renouées (b), la distance minimale des ILTe (c), la part relative des classes de densité (d). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre modalité (p = 0.05, test de Kruskal-Wallis et du χ^2). 106

Figure 44 : Correlation circles displaying the first 2 axes of the Principal Component Analysis performed on soil related variables at the stand scale (a), and at the section scale (b) .. 154

Figure 45 : Correlation circles displaying the first 2 axes of the Principal Component Analysis performed on climate related variables at the stand scale (a), and at the section scale (b) 154

Table des Tableaux

Tableau 1 : Récapitulatif détaillé des sites prospectés 30
Tableau 2 : Récapitulatif des sites prospectés 31
Tableau 3 : Les sites choisis selon les ILTe à proximité 32
Tableau 4 : Principe d'échantillonnage des photographies 50
Tableau 5 : Liste des organismes contactés pour répondre à l'enquête 52
Tableau 6 : Presentation of all the satellite and UAV images used in the classifications for each study site 66
Tableau 7 : Presentation of the classification design used on each site. The "+" sign indicates that an ancillary data (BTBR or CHM) is added to the features used to classify the image: e.g. for the *summer-spring* Pleiades classification, in addition to the features used by Müllerová, Brůna *et al.* (2017), a BTBR index calculated between the summer and the spring images is used to classify the summer image. 68
Tableau 8 : Accuracies (in %) of the UAV classifications for the sites of a) Anse, and b) Serrières. 'PA', Producer Accuracy; 'UA', User Accuracy; 'Crisp', the crisp boundary results; '16 cm', the 2-pixels *fuzzy boundary* results; '80 cm', the 10-pixels *fuzzy boundary* results. The 'Addition' columns display the results for all the predictions added up together. The two best PAs for all types of boundary and the best UA for the crisp boundaries are bolded for each season. 72
Tableau 9 : Accuracies (in %) for the Pleiades classifications for the site of Anse. 'PA', Producer Accuracy; 'UA', User Accuracy; 'Crisp', the crisp boundary results; '1 m', the 2-pixels fuzzy boundary results; '5 m', the 10-pixels fuzzy boundary results. The 'Addition' columns present the results for all the predictions added up together. The two best PAs for all types of boundary and the best UA for the crisp boundaries are bolded for each season. 73
Tableau 10 : Presentation of the response and explanatory variables retained for analysis. For details about the variables not retained, see section 7.2.3.5. 83
Tableau 11 : Descriptive statistics for knotweeds' spatial dynamics and performance variables in a mountainous region of the French Alps for both the stand and the sub-stand scale (i.e. section scale). For details on variables and their names, see Tableau 10 85
Tableau 12 : Best model to predict the relative surface evolution of knotweeds at the stand scale (a); predictors' effects of the selected GLMMs for the relative surface evolution of knotweeds at the stand scale (b). The significance part of the table shows how many times the predictor had a p-value within the following significance classes: '.' p-value < 0.1; '*' p-value < 0.05; '**' p-value < 0.01; '***' p-value < 0.001. Predictors are ranked based on their "Variable Relative Importance". For details on variables and their names, see Tableau 10 86
Tableau 13 : Best model to predict the absolute surface evolution of knotweeds at the stand scale (a); predictors' effects of the selected GLMMs for the absolute surface evolution of knotweeds at the stand scale (b). The significance part of the table shows how many times the predictor had a p-value within the following significance classes: '.' p-value < 0.1; '*' p-value < 0.05;

‘**’ p-value < 0.01; ‘***’ p-value < 0.001. Predictors are ranked based on their “Variable Relative Importance”. For details on variables and their names, see Tableau 10 87

Tableau 14 : Best model to predict the relative surface evolution of knotweeds at the section scale (a); predictors’ effects of the selected GLMMs for the relative surface evolution of knotweeds at the section scale (b). The significance part of the table shows how many times the predictor had a p-value within the following significance classes: ‘.’ p-value < 0.1; ‘*’ p-value < 0.05; ‘**’ p-value < 0.01; ‘***’ p-value < 0.001. Predictors are ranked based on their “Variable Relative Importance”. For details on variables and their names, see Tableau 10 88

Tableau 15 : Best model to predict the absolute surface evolution of knotweeds at the section scale (a); predictors’ effects of the selected GLMMs for the absolute surface evolution of knotweeds at the section scale (b). The significance part of the table shows how many times the predictor had a p-value within the following significance classes: ‘.’ p-value < 0.1; ‘*’ p-value < 0.05; ‘**’ p-value < 0.01; ‘***’ p-value < 0.001. Predictors are ranked based on their “Variable Relative Importance”. For details on variables and their names, see Tableau 10 88

Tableau 16 : Best model to predict the ramet density of knotweeds at the stand scale (a); predictors’ effects of the selected GLMMs for the ramet density of knotweeds at the stand scale (b). The significance part of the table shows how many times the predictor had a p-value within the following significance classes: ‘.’ p-value < 0.1; ‘*’ p-value < 0.05; ‘**’ p-value < 0.01; ‘***’ p-value < 0.001. Predictors are ranked based on their “Variable Relative Importance”. For details on variables and their names, see Tableau 10 89

Tableau 17 : Liste des sites 96

Tableau 18 : Liste des variables étudiées 100

Tableau 19 : Présence des renouées (en surface et en nombre de taches) aux abords des infrastructures de transports (voies ferrées, voies navigables, voies routières) et hors infrastructures (c’est-à-dire non concernées par la gestion des abords des ILTe) 103

Tableau 20 : Résultats des tests de comparaison des modes de gestion 106

Tableau 21 : Mode de gestion par type d'ILTe 107

Tableau 22 : Liste des articles en cours de publication sur le projet Dynarp 111

Tableau 23 : Récapitulatif des valorisations du projet Dynarp lors de colloques 113

Tableau 24 : Presentation of the 44 a priori models built for selection to predict the relative and the absolute surface evolution variables at both the stand and the section scale 155

Tableau 25 : Presentation of the 44 a priori models built for selection to predict the shape evolution variable at the stand scale 155

Tableau 26 : Presentation of the 44 a priori models built for selection to predict the stem diameter variable at the stand scale 156

Tableau 27 : Presentation of the 44 a priori models built for selection to predict the ramet density variable at the stand scale 156

Tableau 28 : Presentation of the selected top-models data for the relative surface evolution variable at the stand scale 157

Tableau 29 : Presentation of the selected top-models data for the absolute surface evolution variable at the stand scale..... 157
Tableau 30 : Presentation of the selected top-models data for the relative surface evolution variable at the section scale..... 157
Tableau 31 : Presentation of the selected top-models data for the absolute surface evolution variable at the section scale..... 157
Tableau 32 : Presentation of the selected top-models data for the ramet density variable at the stand scale..... 157
Tableau 33 : Presentation of the selected top-models data for the shape evolution variable at the stand scale 157
Tableau 34 : Presentation of the selected top-models data for the stem diameter variable at the stand scale 157

1. Présentation du projet

Le projet Dynarp - Dynamique et gestion des renouées asiatiques à l'échelle paysagère, impacts et perceptions – a permis de mieux comprendre les processus de développement des renouées asiatiques dans le paysage des ILTe (Infrastructures de transport et leurs emprises), en fonction des facteurs environnementaux et de leur gestion, ainsi que la manière dont ce développement influence les perceptions des gestionnaires et, à terme, les modalités d'action mises en œuvre à leur égard. Ce projet a également fourni des outils et éléments opérationnels d'aide à la décision pour la gestion des renouées exotiques envahissantes sur les ILTe.

Ce projet interdisciplinaire a associé pendant plus de 3 ans les écologues et géomaticiens d'Irstea Grenoble, les géographes de l'UMR 5600-EVS-ENS de Lyon, l'unité Biodiversité et Eau du Cerema de L'Isle-D'Abeau et le bureau d'étude Concept Cours d'Eau. Ce projet a ainsi croisé des approches sociologiques, écologiques et de la télédétection, pour lever des verrous scientifiques en lien avec des problématiques de gestion.

Ce projet était divisé en six groupes ou « work package » (WP) :

- WP0 : Définition des sites d'étude. Pilote : Irstea Grenoble.
- WP1 : Enquêtes auprès des acteurs de la gestion afin de caractériser les perceptions des renouées en fonction du contexte paysager qui les entoure. Pilote : UMR 5600 EVS (ENS de Lyon).
- WP2 : Caractérisation spatio-temporelle et analyse paysagère des taches de renouées par télédétection. Pilote : Irstea Grenoble.
- WP3 : Relevés des facteurs de milieu biotiques et abiotiques à l'échelle des taches de renouées. Pilote : Cerema de L'Isle-d'Abeau.
- WP4 : Préconisations pour la gestion à partir des résultats des différents WP. Pilote : Irstea Grenoble en collaboration étroite avec le Cerema de L'Isle-d'Abeau et le bureau d'étude Concept Cours d'Eau.
- WP5 : Coordination du projet et des différents WP. Pilote : Irstea Grenoble.

Les 8 sites d'études ont été choisis sur une série de critères (voir 5.1) et dans les régions Auvergne-Rhône-Alpes et Bourgogne-Franche-Comté pour des raisons de proximité.

2. Contexte et enjeux

2.1.La problématique des espèces exotiques envahissantes

2.1.1. Les invasions biologiques

Les extinctions et les mouvements d'espèces ont lieu depuis tout temps, bien avant l'apparition de l'homme (Lodge et Shrader-Frechette 2003). Charles Darwin, dans son ouvrage « On the Origin of Species » (Darwin 1859), mentionne les graines capables de voyager sur des milliers de kilomètres en s'accrochant aux pattes ou au plumage des oiseaux. Toutefois, bien que les invasions biologiques constituent un phénomène naturel, les fréquences d'introduction et les

distances traversées excèdent celles des siècles précédents. Récemment, la croissance des mouvements de populations humaines et des échanges marchands s'est renforcée, générant une nouvelle accélération des taux d'invasion et conduisant à une vague d'invasions biologiques.

Aujourd'hui, l'UICN les considère comme une menace sérieuse pour le développement, la santé et le bien-être de l'Homme (IUCN 2011). Ces organismes peuvent ainsi causer des dégâts immenses dans des secteurs socio-économiques variés. La santé humaine (allergies, vecteurs de nouvelles maladies), l'économie (dégâts sur les bâtiments, crues, maladies des plantes cultivées ou des animaux domestiques, terres cultivables) et l'environnement (réduction de la biodiversité, diminutions des services écosystémiques) sont largement impactés. Les invasions biologiques sont très largement reconnues pour participer à l'érosion de la biodiversité (Young, Barney *et al.* 2009). Par ailleurs, l'ISSG, le groupe spécialisé sur les espèces invasives de l'UICN (ISSG 2008), identifie les invasions biologiques comme la seconde cause mondiale d'érosion de la biodiversité après la dégradation des habitats. De plus, les changements globaux tels que l'augmentation de la quantité de CO_2 atmosphérique, de la température moyenne, des dépôts d'azote et la modification de la pluviométrie risquent d'affecter le fonctionnement des écosystèmes. Cela pourrait profiter aux espèces invasives, généralement caractérisées par une croissance rapide (favorisée dans les milieux riches), une préférence pour les premiers stades successionnels (avec des niveaux de perturbations élevés) et une tolérance à une large gamme d'environnements (Dukes et Mooney 1999, Bradley, Blumenthal *et al.* 2010).

D'un point de vue économique, les invasions biologiques représentent une dépense de 12,5 milliards d'euros par an pour l'Union Européenne ; 9,6 résultent des dommages causés par les invasions et 2,8 de la gestion de ces espèces. Ces estimations sont probablement sous-estimées car, au sein de l'Union Européenne, beaucoup de pays commencent seulement à suivre les dépenses liées au contrôle, à la prévention ou à la gestion des dégâts causés par les espèces exotiques envahissantes (Kettunen, Genovesi *et al.* 2009).

2.1.2. La gestion des espèces exotiques envahissantes

2.1.2.1. La gestion des invasives, une question de perception

Gérer les écosystèmes naturels consiste à vouloir gérer des systèmes complexes dont le fonctionnement n'est pas toujours bien connu. Il s'agit donc d'agir dans un contexte d'incertitude qui empêche de définir des règles standards d'action, supposées traduire la bonne décision ou la bonne pratique. Dans de tels contextes, ce sont avant tout les perceptions des acteurs qui guident la définition des stratégies d'action : on agit conformément à ses valeurs et à ce que l'on pense être la meilleure réponse. La gestion des invasions biologiques en est une illustration. Mieux connaître les perceptions des espèces invasives permet donc de mieux comprendre les attitudes des acteurs à leur égard, ainsi que les décisions qui sont prises. De telles données sont donc susceptibles d'accompagner, à terme, la mise en œuvre de stratégies de gestion plus efficaces (Cottet, Piola *et al.* 2015). Cela est d'autant plus vrai qu'il existe une grande diversité d'acteurs impliqués dans le contrôle des invasions biologiques, chacun d'entre eux ayant forgé

une perception spécifique du problème et de l'action à entreprendre pour le résoudre (Simberloff, Parker *et al.* 2005). En effet, plus on évolue dans un contexte d'incertitude scientifique, plus les perceptions sont hétérogènes (Pahl-Wostl 2006) : chacun tend à avoir sa propre perception en fonction de son expérience. Dans le cas des invasions biologiques, l'incertitude est la norme (Williamson 1999, Horan, Perrings *et al.* 2002). La légitimité des décisions prises dépend donc de la capacité des gestionnaires à prendre en compte cette diversité de perceptions (Binimelis, Monterroso *et al.* 2007, García-Llorente, Martín-López *et al.* 2008). A cette fin, il est utile d'approfondir les connaissances actuelles et de caractériser les perceptions des espèces invasives.

2.1.2.2. Stratégies de gestion

La gestion des espèces invasives se traduit par trois grandes stratégies d'intervention (Figure 1). En amont de l'invasion, la prévention est de plus en plus admise comme l'action à mettre en œuvre en priorité. Si l'invasion est détectée précocement, il s'agira alors d'adopter une réponse rapide pour enrayer le phénomène. Et lorsque ces deux premières stratégies n'ont pas fonctionné, on peut envisager une éradication ou *a minima* une gestion sur le long terme (Hobbs et Humphries 1995, CBD 2013, Simberloff, Martin *et al.* 2013). Les signataires de la Convention pour la Diversité Biologique s'engagent d'ailleurs à intervenir prioritairement pour prévenir l'introduction d'espèces invasives et mettre en place des programmes de contrôle ou d'éradication le cas échéant (article 8, CBD (2013)).

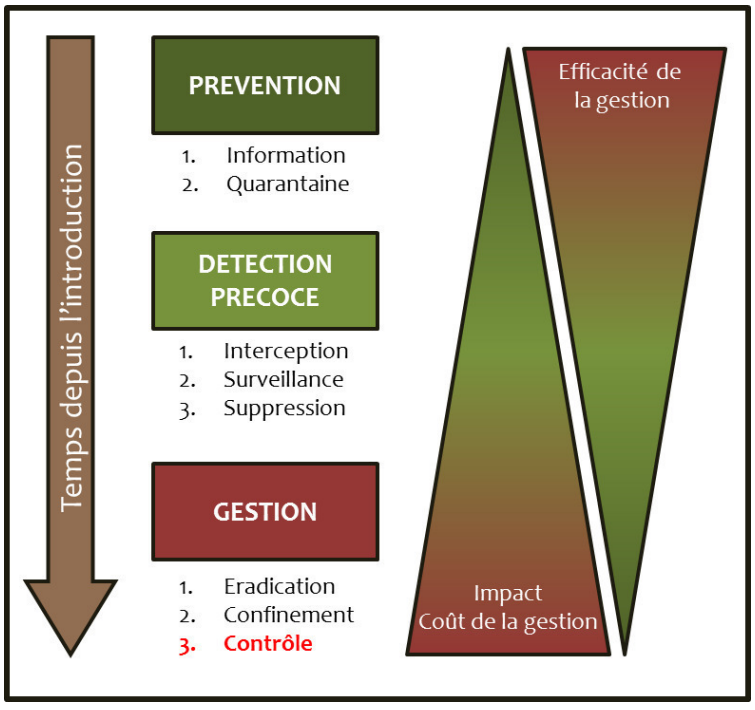


Figure 1 : Les trois grandes stratégies de gestion des espèces invasives. Plus le temps depuis l'introduction est long, plus les interventions sont lourdes et coûteuses. D'après Simberloff, Martin *et al.* (2013).

Lorsque la prévention et la détection précoce ont échoué ou que la prise de conscience est trop tardive, l'éradication, le confinement ou le contrôle de l'espèce invasive peuvent être

envisagés. L'éradication n'est pas toujours envisageable pour des questions économiques ou d'efficacité. La gestion sur le long terme peut alors être préférable. Elle vise à contenir ou à réduire les populations de l'espèce invasive et nécessite bien souvent d'y associer la restauration de la communauté native (Simberloff, Martin *et al.* 2013). En effet, la suppression d'une espèce invasive ne suffit pas toujours à favoriser le retour spontané de la végétation native. Au contraire, cela peut parfois favoriser l'arrivée d'autres espèces invasives (Gaertner, Fisher *et al.* 2012). De plus, les invasions biologiques sont souvent le symptôme de la dégradation de l'habitat et pas seulement leur cause (MacDougall et Turkington 2005) et leur seule suppression ne suffit pas toujours à rétablir le bon fonctionnement de l'écosystème. De plus en plus, la restauration de la résistance aux invasions biologiques est envisagée dans les processus de gestion, *via* la restauration d'une communauté végétale compétitive par le semis ou la plantation d'espèces natives (Buckley 2008).

2.1.3. Dynamique paysagère

A l'échelle du paysage, le caractère linéaire et maillé des ILTe leur confère un potentiel de corridor écologique manifeste. Ces infrastructures sont très souvent associées à des bandes herbeuses ou boisées contiguës. Avec les cours d'eau, ces éléments constituent des vecteurs de propagation. Leur contribution à la dispersion des espèces exotiques envahissantes est ainsi avérée. Cette potentialité de dispersion dépend cependant des espèces et de leurs caractéristiques fonctionnelles et notamment de leur capacité de dispersion (Christen et Matlack 2006, Brisson, de Blois *et al.* 2010, Penone, Machon *et al.* 2012). Par ailleurs, les ILTe peuvent aussi avoir un impact négatif sur les continuités écologiques en constituant une forme de barrière – sur le plan latéral cette fois – infranchissable pour certaines espèces. Ce type de barrière a l'avantage de limiter l'expansion des espèces invasives mais participe à la fragmentation des territoires et va de ce fait limiter le déplacement des espèces natives.

Les stratégies développées à l'échelle nationale pour la protection de la biodiversité intègrent le concept de réseau écologique. Citons notamment les différentes orientations, actions et dispositifs législatifs de la Trame verte et bleue dans les politiques et les documents d'aménagement du territoire (Allag-Dhuisme, Amsallem *et al.* 2010). La préservation et la remise en état des continuités écologiques, nécessaires à la circulation des espèces, sont essentielles ; mais il faut aussi être vigilant et considérer les risques encourus par la propagation d'espèces indésirables.

Une question importante est donc de savoir de quelle façon les ILTe jouent un rôle de vecteur et/ou de barrière vis-à-vis des espèces, qu'elles soient natives ou invasives. Il serait trop ambitieux de vouloir y répondre complètement. Notre objectif est plutôt de nous concentrer sur des espèces envahissantes « modèles », à savoir les renouées asiatiques, et d'étudier leur développement dans le contexte des ILTe.

2.2.Les renouées asiatiques

2.2.1. Généralités sur ces espèces

Les renouées asiatiques (*Reynoutria* spp.; syn. *Fallopia* spp., *Polygonaceae*) correspondent à un complexe de trois espèces : la renouée du Japon, *Reynoutria japonica* [Houtt.], la renouée de Sakhaline, *R. sachalinensis* [F. Schmidt] Nakai et l'hybride entre les deux précédentes, la renouée de Bohème, *R. x bohemica* Chrtek & Chrtkova. Les renouées asiatiques sont des herbacées rhizomateuses originaires d'Asie du Sud-Est. Introduites en Europe à la fin du XIX^{ème} siècle à des fins ornementales, elles sont aujourd'hui très répandues en Europe et en Amérique du Nord. Elles sont considérées par l'UICN parmi les 100 espèces invasives les plus menaçantes au monde (IUCN 2011).

Les renouées asiatiques sont des espèces végétales clonales de la famille des Polygonacées. Ce sont des géophytes qui développent un réseau souterrain dense (Figure 2a) pouvant descendre à plus de deux mètres de profondeur et s'étendre latéralement jusqu'à 20 mètres (Beerling, Bailey *et al.* 1994). La biomasse souterraine de la renouée du Japon peut représenter jusqu'aux 2/3 de sa masse totale (Price, Gamble *et al.* 2001). Au printemps, elles développent des tiges aériennes, les ramets, atteignant trois mètres de hauteur pour *R. japonica* et cinq mètres de hauteur pour *R. sachalinensis* (Urgenson, Reichard *et al.* 2009), *R. x bohemica* présentant quant à elle une morphologie intermédiaire entre ses deux parents, ses ramets pouvant atteindre quatre mètres de hauteur (Bailey et Wisskirchen 2006). Les tiges sont segmentées, ramifiées, de couleur parfois rougeâtre (Figure 2c). Les feuilles ont des tailles et des formes variables selon les espèces. *R. japonica* est l'espèce présentant les feuilles les plus petites, de forme triangulaire, tronquées à la base et glabres. *R. sachalinensis* possède des feuilles cordiformes à la base, pouvant aller jusqu'à 50 cm de longueur et présentant de longs poils flexueux. *R. x bohemica* possède une morphologie et des caractères intermédiaires. Leur vitesse de croissance est très élevée. Elle peut atteindre 15 cm par jour (Urgenson, Reichard *et al.* 2009), ce qui leur permet de dominer rapidement les espèces voisines. Les ramets d'un même individu clonal sont connectés via les rhizomes souterrains et semblent partager leurs ressources par le mécanisme d'intégration (Aguilera, Alpert *et al.* 2010). Ce mécanisme permet aux ramets situés dans les endroits les moins favorables de bénéficier des ressources assimilées par les ramets les mieux situés. Les renouées asiatiques se développent en larges stations par la croissance et la ramification centrifuge de leur rhizome. Leur dispersion se fait principalement grâce aux courants des rivières qui transportent les propagules ou par le biais des engins de travaux (Bímová, Mandák *et al.* 2004, Smith, Wilcox *et al.* 2004).

Figure 2 : Système souterrain (a), fleurs (b) et tiges feuillées (c) chez *Reynoutria japonica*. © Fanny Dommanget

La reproduction des renouées asiatiques est majoritairement végétative. En effet, la renouée du Japon (*R. japonica*) est présente en Europe sous la forme d'un seul clone mâle stérile tandis que les deux autres espèces (*R. sachalinensis* et *R. x bohemica*) expriment un niveau de variabilité génétique plus élevé. La reproduction sexuée est donc possible entre *R. japonica* et *R. sachalinensis* et entre l'hybride et ses deux parents (Hollingsworth et Bailey 2000, Tiébré, Vanderhoeven *et al.* 2007). Les renouées asiatiques sont gynodioïques, c'est-à-dire qu'il existe des pieds hermaphrodites et des pieds mâles stériles. La floraison est tardive et s'étale de juillet à septembre. Les fleurs contiennent cinq tépales blanchâtres, des étamines dont les anthères sont atrophiées et ne produisent pas de pollen chez les mâles stériles, et trois styles. Elles sont disposées en panicules dressées à l'aisselle des feuilles (Beerling, Bailey *et al.* 1994, Bailey et Wisskirchen 2006). Elles sont pollinisées par les insectes (Figure 2b) et produisent des akènes bruns de quelques millimètres de long. La viabilité et la fertilité des graines sont très variables au sein des aires d'introduction et en fonction des clones étudiés (Weston, Barney *et al.* 2005). La reproduction végétative est très efficace : à peine quelques grammes de rhizomes ou des fragments de tiges contenant un nœud peuvent suffire à produire un nouvel individu (Sásik et Jnr 2006). Malgré la prédominance de la multiplication végétative, la présence et le succès supérieur des hybrides *R. x bohemica* montrent que la reproduction sexuée existe et est susceptible d'accroître l'invasion des renouées asiatiques (Bímová, Mandák *et al.* 2003, Pyšek, Brock *et al.* 2003).

Les renouées asiatiques ont une large gamme de tolérance environnementale. Elles sont présentes dans une grande variété d'habitats, des terrils de mine aux sols alluviaux en passant par

des carrières, des déchetteries ou des zones boisées ouvertes (Beerling, Bailey *et al.* 1994). Elles sont cependant plus fréquentes dans les habitats rudéraux, le long des berges de cours d'eau et des infrastructures linéaires de transport (Tiébré, Saad *et al.* 2008). Elles sont présentes partout en Europe, à l'exception du pourtour méditerranéen où la sécheresse estivale semble être un facteur limitant, en particulier pour *R. japonica* et *R. sachalinensis* (Beerling, Bailey *et al.* 1994, Bailey et Wisskirchen 2006). Elles sont également présentes dans le sud de la Scandinavie (Bailey et Wisskirchen 2006) et elles ont été observées en région montagneuse à plus de 1800 m d'altitude (Daumergue, communication personnelle), ce qui suggère qu'elles sont relativement tolérantes aux faibles températures.

2.2.2. Quelle perception

Les recherches sur les perceptions des espèces invasives émergent depuis les années 2000 (Starfinger, Kowarik *et al.* 2003, Bardsley et Edwards-Jones 2006, García-Llorente, Martín-López *et al.* 2008, Gobster 2011, Selge, Fischer *et al.* 2011). Dans ce contexte, quelques données relatives aux renouées ont pu être produites dans le cadre de travaux étudiant les perceptions des invasions biologiques au sens large. Ainsi, d'après l'enquête menée en Belgique par Vanderhoeven, Piqueray *et al.* (2011), les renouées asiatiques sont l'une des espèces mentionnées par les horticulteurs et les gestionnaires de réserves naturelles lorsqu'on leur demande quelles espèces sont susceptibles de devenir problématiques dans les années à venir. Mais ces données restent factuelles et lacunaires. Seuls quelques travaux se sont appliqués à caractériser les perceptions des renouées asiatiques proprement dites. Child, Wade *et al.* (1998) ont mené une analyse d'évaluation contingente en vue d'évaluer quel coût la société serait prête à supporter pour mettre en œuvre un contrôle des renouées. Les perceptions des habitants d'une commune riveraine du Rhône ont également fait l'objet d'une étude, à l'aide d'un photo-questionnaire (Rivière-Honegger, Piola *et al.* 2014). Les résultats montrent que, pour ce groupe d'acteurs, les renouées asiatiques ne nuisent ni à la qualité esthétique, ni à la qualité patrimoniale du paysage, à une exception près : dès lors que les individus sont capables d'identifier la plante au sein des paysages photographiés, la valeur attribuée aux scènes colonisées diminue significativement. Une telle dévalorisation n'est pas observée lorsque la plante n'est pas reconnue. Ce résultat illustre bien l'influence que les connaissances exercent sur la manière de percevoir les espèces invasives. Il invite à considérer plus en détail les perceptions d'un tout autre groupe d'acteurs, celui des acteurs de la gestion, pour lesquels il existe encore peu de données. L'analyse de discours menée par Cottet, Piola *et al.* (2015) a pu toutefois apporter des éléments de connaissance à ce sujet. L'analyse de la documentation produite par les gestionnaires du Rhône (1998-2012) a montré qu'il existait une différence de perception majeure entre les acteurs chargés de définir et de financer les plans de gestion à une échelle régionale, et les acteurs chargés de mettre en œuvre les actions localement. Alors que les premiers diffusent avant tout des connaissances sur les processus d'invasion biologique, les seconds communiquent en priorité de l'information sur les techniques de lutte et sur leur efficacité. Tous s'accordent néanmoins sur un point : leur volonté affirmée d'agir à l'encontre des renouées et leur silence sur les raisons qui justifient une telle action.

2.2.3. Gestion des renouées envahissantes

2.2.3.1. Quels coûts et risques

Dans les habitats envahis, les renouées asiatiques affectent la végétation native et les réseaux trophiques qui en dépendent, ainsi que le fonctionnement du sol. En effet, leur forte vitesse de croissance leur donne un avantage compétitif en limitant l'accès à la lumière des autres espèces végétales (Beerling, Bailey *et al.* 1994, Aguilera, Alpert *et al.* 2010). On dénombre ainsi moins d'espèces végétales natives dans les zones envahies que dans les zones adjacentes et en plus faible abondance. Des études ont montré qu'elles produisaient une litière qui réduit la germination des autres espèces. Plusieurs travaux suggèrent également qu'elles produisent des composés phytotoxiques capables de réduire la germination et la croissance de certaines espèces natives (Fan, Hostettmann *et al.* 2010, Murrell, Gerber *et al.* 2011, Dommanget, Evette *et al.* 2014). Concernant la faune, la composition de la macrofaune du sol est affectée par la présence des renouées asiatiques. Chez les invertébrés, leur abondance globale est plus faible sous couvert de renouées asiatiques que dans les zones contrôles et la composition en est modifiée. Les zones envahies sont ainsi proportionnellement plus riches en décomposeurs (isopodes et diplopodes) tandis que les gastéropodes herbivores y sont moins abondants (Kappes, Lay *et al.* 2007, Gerber, Krebs *et al.* 2008). Ces modifications de la composition et de l'abondance des invertébrés impactent les niveaux trophiques supérieurs, conduisant au déclin de la biomasse des amphibiens dans les zones envahies (Maerz, Blossey *et al.* 2005). Ces modifications semblent également contribuer à la réduction de la diversité spécifique des oiseaux de sous-bois des communautés rivulaires envahies (Hajzlerová et Reif 2014). On peut aussi citer leur impact sur les cours d'eau où elles peuvent empêcher la restauration de ripisylves, favoriser l'érosion des berges et aggraver la sévérité des épisodes de crues par création d'embâcles.

Ainsi, le coût associé aux travaux de gestion des populations de renouées asiatiques et de leurs impacts dépasse les 260 millions $US/an au Royaume-Uni (Williams, Eschen *et al.* 2010). En Europe, le coût des renouées est de l'ordre de 2 milliards d'euros par an (Kettunen, Genovesi *et al.* 2009). En France, une étude non exhaustive et basée sur des données de terrain aboutit à un montant de dépenses liées aux actions contre les renouées à plus de 200 k€ par an et à plus de 1 000 000 € sur la période 2009-2013 (CGDD 2015), ce qui semble sous-évalué.

On retrouve aujourd'hui, sur de nombreuses ILTe, des massifs géants de renouées exotiques formant des milieux monospécifiques défavorables à la vie de la plupart des espèces végétales et animales terrestres. Le contrôle de ces zones est important pour éviter que les renouées et leurs impacts ne se répandent sur les emprises et le long des linéaires des ILTe. Outre leurs effets sur la faune et la flore locales, se posent des problèmes d'accessibilité et de visibilité qui peuvent nuire à la sécurité. Les enjeux financiers sont importants, principalement en ce qui concerne les travaux liés à la gestion de ces espèces.

2.2.3.2. Techniques de gestion

Différentes méthodes de lutte sont développées pour le contrôle des renouées asiatiques. Elles peuvent être mécaniques (fauche, arrachage, broyage, concassage, bâchage, etc.), chimiques ou biologiques (animales ou végétales). Par exemple, une des méthodes courantes est l'utilisation du glyphosate. Mais elle est dorénavant interdite à proximité des cours d'eau et a parfois une faible efficacité sur le long terme. La limitation voire l'interdiction de l'utilisation des produits phytosanitaires tend d'ailleurs à se généraliser et on peut s'attendre à très court terme à des évolutions significatives sur le plan réglementaire. Citons à titre d'exemple le projet de loi récemment adopté par l'Assemblée Nationale visant l'interdiction des phytocides dans les espaces verts publics à partir de 2020. Notons aussi que de nombreuses collectivités ont déjà mis en place ce type de mesures dans la gestion de leurs espaces publics, y compris au niveau des abords routiers.

Les travaux de restauration écologique, via la reconstitution d'une couverture végétale autochtone pérenne, ont fait l'objet de nombreuses réalisations depuis une quinzaine d'années. S'appuyant sur les techniques de génie végétal, il s'agit le plus souvent du bouturage de saules ou de la plantation de jeunes arbustes sur des taches de renouées exotiques, associés ou non à un prétraitement (décaissage, fauche ou pose de géotextile) (Dommanget, Breton *et al.* 2015). La lutte biologique via l'introduction d'ennemis spécialistes des renouées est une nouvelle technique à l'essai (Grevstad, Shaw *et al.* 2013). De nombreuses expérimentations ont ainsi été menées ces dernières années par des gestionnaires (gestionnaires d'ILTe, syndicats de rivière, communes, ONF, etc.) parfois avec l'appui de cofinanceurs publics (conseils généraux, régions, agences de l'eau, etc.). Plus que l'application d'une seule technique, c'est souvent la juxtaposition de plusieurs méthodes qui montre la meilleure efficacité. Il apparaît d'une manière générale que si certaines techniques peuvent avoir de bons résultats ponctuellement, elles ne permettent pas une éradication totale. Les actions de gestion doivent ainsi être mises en place dans une vision intégrée à plus large échelle (Barták, Konupková Kalousová *et al.* 2010, Delbart, Mahy *et al.* 2012). Ce constat rend d'autant plus pertinente l'étude de la gestion de ces espèces à l'échelle du paysage. Enfin il est à noter que certaines techniques de gestion ont pu avoir des effets contre-productifs en contribuant à la dissémination de l'espèce par l'intermédiaire de rhizomes (majoritairement) ou de cannes. C'est notamment le cas de la fauche lorsque certaines précautions ne sont pas prises.

Les résultats de ces essais restent hétérogènes et comprennent de nombreux échecs. Les sommes investies le sont très majoritairement dans des opérations ponctuelles de gestion, sans que des retours d'expérience à de plus larges échelles ne puissent être menés. Ainsi, en dépit de la multiplicité de ces opérations et des sommes investies, il reste encore des lacunes dans les connaissances. De plus, les expérimentations sont le plus souvent réalisées localement, de manière empirique, sans protocole rigoureux, ni publication des résultats et sans une nécessaire vision globale. La diffusion des retours d'expérience issus de ces travaux est bien souvent insuffisante.

2.3.Les renouées dans le paysage

2.3.1. État des connaissances sur la dynamique paysagère des renouées

Barney, Whitlow *et al.* (2008) ont étudié la dynamique du développement spatial des populations de renouées du Japon à l'échelle des États-Unis à partir de données d'herbiers. Ils suggèrent ainsi qu'après un siècle d'invasion, cette espèce a atteint les limites de son extension à large échelle en étant présente dans plus de 80 % des comtés ayant des habitats favorables.

Les renouées exotiques sont présentes et sont en expansion dans toute l'Europe. Dès 2006, Bailey cartographiait leur distribution et montrait alors l'importance des populations installées au Royaume-Uni, en Belgique, en Europe Centrale et en France (Bailey et Wisskirchen 2006). Une cartographie réalisée en 2004 (Figure 3) à l'échelle nationale illustre l'ampleur de l'invasion qui n'a fait que s'étendre depuis lors.

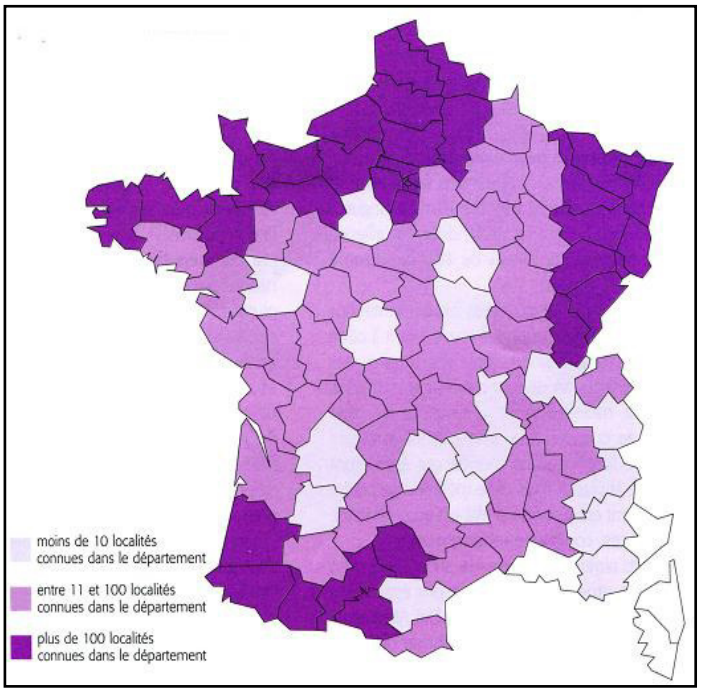


Figure 3 : Expansion de la renouée du Japon en France (Muller 2004)

A l'échelle locale, les cartographies (menées notamment par les gestionnaires et les Agences de l'Eau) ont montré que la situation était préoccupante dans de nombreuses régions.

Tiébré, Saad *et al.* (2008) ont étudié la dynamique et la distribution de la colonisation des renouées envahissantes sur un paysage belge de 1000 hectares pendant trois années. Les relevés des taches de renouées étaient réalisés sur le terrain avec un GPS. Le taux d'accroissement de la population était supérieur pour *R. japonica* que pour *R. x bohemica* et était largement le résultat de la dynamique intra-patch avec une faible dynamique de colonisation entre les patchs. La surface totale occupée par les clones de *Reynoutria* avait augmenté de 35 % en deux ans. On voit ainsi que le développement de ces espèces est particulièrement rapide à l'échelle du paysage. Mais cette dynamique est variable et va dépendre de différents facteurs comme la gestion ou les conditions du milieu. Pourtant, leur dynamique à cette échelle n'a pas été jusque-là mise en lien avec ces deux importants facteurs. On peut néanmoins citer une étude qui montre des

différences dans la colonisation et les traits des renouées dans des espaces semi-urbains, avec notamment des populations plus abondantes le long des voies de chemin de fer et dans les zones humides (Hajzlerová et Reif 2014).

De plus, la cartographie des invasives ne s'est jusque-là que très peu appuyée sur les outils modernes de télédétection à très haute résolution spatiale. Des travaux récents ont suggéré que la renouée pouvait être cartographiée précisément à partir d'images aériennes (avion et drone) et satellitales (pléiade, Spot6) aisément disponibles (Dorigo, Lucieer *et al.* 2012, Gil, Lobo *et al.* 2013, Shouse, Liang *et al.* 2013).

L'essor de capteurs miniaturisés fournit aux scientifiques un moyen de surmonter les limites de l'imagerie satellitaire classique en augmentant les résolutions spatiale et temporelle. La facilité de déploiement et les faibles coûts de fonctionnement des drones permettent d'augmenter la fréquence des missions fournissant des ensembles de données à ultra-haute résolution spatiale et temporelle. L'acquisition d'images détaillées couplée aux évolutions de la photogrammétrie ouvre des perspectives nouvelles en termes de qualité de production de données : modèles numériques de surface (nuages de points denses) et ortho-images à des résolutions décimétriques (Laliberte, Herrick *et al.* 2010, Lisein, Pierrot-Deseilligny *et al.* 2013). Les drones permettent ainsi d'envisager un suivi à l'échelle du paysage que seules des mesures de terrain coûteuses offraient. Cette nouvelle approche entre terrain et satellite offre un fort potentiel de calcul des métriques paysagères permettant d'analyser avec plus de précision les dynamiques et les processus d'invasion (Jensen, Hardy *et al.* 2011, Zaman, Jensen *et al.* 2011).

2.3.2. Les renouées sur les ILTe

Si les renouées exotiques se développent sur des milieux très variés, elles sont cependant plus fréquentes dans les habitats rudéraux, le long des berges de cours d'eau et des infrastructures linéaires de transport (Tiébré, Saad *et al.* 2008). L'aménagement des berges de cours d'eau, voies navigables, routes ou voies de chemin de fer perturbent les communautés naturelles, augmentant souvent les conditions d'éclairement au sol, modifiant les conditions de sol et de drainage. Ces facteurs favorisent le développement des espèces exotiques envahissantes qui sont souvent adaptées à ces milieux perturbés (Christen et Matlack 2006, Pollnac, Seipel *et al.* 2012).

Les voies de chemin de fer peuvent ainsi faciliter la circulation des plantes invasives (Wittig 2012) et sont depuis longtemps impactées par les renouées asiatiques (Bailey, Child *et al.* 1996). Les ripisylves des cours d'eau sont des milieux riches, soumis à de fortes fréquences de perturbations (crues). Elles sont particulièrement affectées par les invasions biologiques (Planty-Tabacchi, Tabacchi *et al.* 2001). Les cours d'eau navigables ne sont pas épargnés. Pourtant ces ripisylves sont des systèmes vivants complexes, qui fournissent un grand nombre de services écosystémiques (Schnitzler et Schlesier 1997, Hughes, Colston *et al.* 2005). Entre milieu aquatique et milieu terrestre, constituées d'une mosaïque d'habitats, les ripisylves sont des écotones riches en biodiversité. Elles occupent une importante fonction de corridor écologique (Naiman, Décamps *et al.* 1993). Ce rôle est essentiel dans les vallées anthropisées, où les corridors rivulaires constituent parfois les dernières connexions biologiques. Les ripisylves ont fait l'objet, depuis des siècles, d'une utilisation importante par l'homme. Soumises aux pressions de l'agriculture, remaniées ou détruites lors de la construction de digues et de barrages, elles font aujourd'hui l'objet d'une attention particulière auprès des politiques publiques, qui reconnaissent leurs valeurs intrinsèque et utilitaire (Hughes, Colston *et al.* 2005).

Si la reproduction sexuée existe chez les renouées asiatiques, le mode principal de propagation reste la multiplication végétative, les vecteurs de transport étant principalement l'homme et les cours d'eau (Beerling, Bailey *et al.* 1994, Tiébré, Vanderhoeven *et al.* 2007). Les renouées utilisent ainsi les cours d'eau comme vecteurs de leurs propagules, les épisodes de crues favorisant l'arrachement et le transport de rhizomes (Pyšek et Prach 1994).

Cette spécificité de propagation liée aux cours d'eau fait que les cours d'eaux navigables doivent présenter une dynamique de colonisation par les renouées asiatiques différente de celles des autres ILTe.

3. Objectifs du projet

3.1. Objectifs scientifiques

L'objectif scientifique de ce travail vise à mieux comprendre les processus de développement des renouées asiatiques dans le paysage des ILTe, en fonction des facteurs environnementaux et de leur gestion, ainsi que la manière dont ce développement influence les perceptions des gestionnaires et, à terme, les modalités d'action mises en œuvre à leur égard.

Le projet vise une meilleure connaissance des dynamiques spatiales et temporelles des renouées invasives à l'échelle paysagère en fonction de leurs modalités de gestion, en lien avec les perceptions des différents acteurs et la biodiversité spécifique et fonctionnelle des écosystèmes environnants. Il s'agit d'étudier, sur plusieurs années, les principaux facteurs susceptibles d'impacter le développement spatio-temporel des populations de renouées, soit :

- Leurs modalités de gestion qui, elles-mêmes, sont dépendantes des perceptions des acteurs ;
- Les facteurs de milieu (biotiques et abiotiques) à l'échelle locale et paysagère ;
- Les nouvelles contaminations majoritairement liées à l'activité humaine.

Le couplage d'outils de télédétection, de relevés et d'enquêtes de terrain fournit des informations sur la perception et la dynamique paysagère des renouées en lien avec la biodiversité.

Cette étude est menée en parallèle sur plusieurs types d'ILTe, à savoir les emprises de voies ferrées (RFF), de voies navigables (VNF, CNR) et de voies routières importantes ou autoroutières (DIR Centre-Est, Conseils Départementaux, communes). Elle s'appuie sur l'examen individuel et sur la comparaison de paysages modèles de chacun des types d'infrastructures. Certains sites retenus cumulent plusieurs ILTe afin d'illustrer l'effet éventuel cumulé de ces infrastructures sur le développement des renouées asiatiques.

Les perceptions des acteurs de la gestion méritent une attention particulière dans la mesure où ces derniers sont chargés de définir les plans de gestion (ou d'animer les processus de concertation visant à les définir) et de les mettre en œuvre. Ce sont donc eux qui doivent décider d'agir (ou de ne pas agir) et qui doivent de fait surmonter les incertitudes inhérentes à ces questions. La caractérisation de leurs perceptions (et des raisons qui les poussent à agir en fonction du contexte paysager) permettra d'éclairer le processus de décision conduisant à l'action.

Par ailleurs, la comparaison des perceptions de ces acteurs de la gestion (autrement dit, d'experts ayant des connaissances spécialisées) avec celles d'acteurs non-experts (des riverains, par exemple) permettra de mieux comprendre comment se construit la décision dans le domaine

environnemental et comment cette question de la gestion de l'incertitude peut s'enrichir d'un débat public, tenant compte des perceptions de tous les acteurs.

Ces travaux permettent également de mieux savoir comment le contexte paysager influe sur la dissémination, qu'il s'agisse de la distance au cours d'eau, à la route, à la tache de renouée la plus proche ou encore, de la couverture végétale environnante. L'effet du type d'ILTe sur les modalités de développement des renouées asiatiques font l'objet d'une analyse particulière. Les processus de dissémination jouent un rôle très important dans l'invasion, et la présence de crues sur les cours d'eau navigables génère des risques de colonisation que l'on n'observe pas sur les autres ILTe.

Enfin, l'étude de la vitesse et de l'organisation spatiale du développement des renouées à l'échelle paysagère sur différents types d'infrastructures linéaires ouvre la voie vers des outils de modélisation de ces processus.

Hypothèses scientifiques

L'hypothèse scientifique générale est que les perceptions des acteurs, les modalités de gestion mises en œuvre et les facteurs de milieux ont une influence marquée sur les modalités de développement et de dissémination des renouées asiatiques le long des ILTe.

Les hypothèses scientifiques sous-jacentes peuvent être déclinées de la manière suivante :

- Les modalités de gestion de la renouée dépendent, entre autres, de la perception des acteurs et des connaissances qu'ils ont acquis au sujet de la plante.
- Les structures spatiales et la dynamique temporelle des renouées à l'échelle paysagère sont liées aux types d'infrastructure, aux modalités de gestion qui leur sont appliquées et aux facteurs biotiques et abiotiques environnants.
- Les outils de télédétection et les images à très haute résolution permettent de suivre la dynamique temporelle des taches de renouées.

3.2.Objectifs finalisés

Ajoutée à l'expertise des partenaires du projet, la meilleure compréhension des raisons qui motivent les actions des gestionnaires, ainsi que des résultats des modalités de gestion à l'échelle paysagère sur les taches de renouées et de l'évolution spatiale et temporelle des renouées sur les ILTe, permettent de fournir des éléments d'orientation quant aux modalités de gestion à suivre à cette échelle. Par ailleurs, les différentes méthodes de cartographie développées à partir d'outils de télédétection sont comparées et ainsi que leur utilisation potentielle par les gestionnaires.

Le projet a donc des objectifs appliqués qui visent à perfectionner les modes de gestion des renouées exotiques envahissantes sur les ILTe et à fournir des outils et éléments d'aide à la décision.

Le premier objectif finalisé vise ainsi à mieux comprendre les raisons qui fondent, aux yeux des gestionnaires, la nécessité d'une intervention à l'encontre des renouées asiatiques. Leurs perceptions et leurs motivations à agir seront analysées en fonction du contexte paysager. La végétation est un élément essentiel de l'appréciation d'un paysage, que l'on parle d'appréciation esthétique, patrimoniale, mais aussi d'appréciation du risque (sécuritaire, économique, écologique…). La perception paysagère des gestionnaires, ainsi que le diagnostic qui en résulte, sont susceptibles de se traduire par une prise de décision concernant la légitimité d'une action (ou d'une non-action) sur le terrain. Les connaissances produites permettront donc de mettre en évidence le lien entre les perceptions des renouées par les gestionnaires, le contexte paysager au sein duquel elles se développent et la gestion qui leur est appliquée.

Le second objectif vise à fournir des éléments quantitatifs sur l'efficacité des dispositifs de gestion à l'échelle paysagère grâce à l'analyse sur plusieurs années de la réponse spatiale (développement des taches, dispersion) des populations de renouées. Ces retours d'expérience permettent ainsi de faire des préconisations de gestion à l'échelle paysagère. Ils permettent notamment d'évaluer à plusieurs échelles (tache et paysage), la réponse de la renouée selon le mode de gestion adopté et le type d'infrastructure.

Le troisième objectif consiste à comparer des méthodes de cartographie des renouées exotiques à l'échelle paysagère dans un souci d'applicabilité par les gestionnaires. Cette méthode opérationnelle s'appuie sur les différentes données géographiques disponibles actuellement à grande échelle, notamment les images satellite à très haute résolution spatiale et les référentiels géographiques nationaux (RGE de l'IGN). Différentes méthodes d'analyse spatiale et de télédétection sont utilisées. Ces outils et méthodes de cartographie sont analysés et comparés de façon à étudier leur potentialité pour de futurs plans de gestion sur ces infrastructures.

Enfin, l'ensemble des éléments ci-dessus sont mis en perspectives et croisés avec les recueils d'expérience disponibles pour fournir des éléments concrets d'aide à la mise en place des plans de gestion des renouées. La note de gestion élaborée dans le cadre du présent projet fournit des éléments sur la définition des objectifs et des choix techniques de gestion.

4. Organisation du projet

Les travaux sont répartis en six groupes ou « work package » (WP).

WP0 : Définition des sites d'étude. Pilote : Irstea Grenoble

- Choix des infrastructures pour l'analyse des populations de renouée à l'échelle paysagère.

WP1 : Enquêtes auprès des acteurs de la gestion afin de caractériser les perceptions des renouées en fonction du contexte paysager qui les entoure. Pilote : UMR 5600 EVS (ENS de Lyon)

- Recueil d'évaluations paysagères auprès de différents groupes de gestionnaires et identification des facteurs induisant une motivation à l'action ; comparaison de ces perceptions avec celles des non-experts (données acquises dans le cadre de précédents projets[1]).

WP2 : Caractérisation spatio-temporelle et analyse paysagère des taches de renouées par télédétection. Pilote : Irstea Grenoble

- Détection et cartographie des taches de renouées à l'échelle paysagère.
- Analyse de la structure du paysage et des facteurs environnementaux perceptibles à cette échelle.

WP3 : Relevés des facteurs de milieu biotiques et abiotiques à l'échelle des taches de renouées. Pilote : Cerema de L'Isle-d'Abeau

- Recueil des facteurs abiotiques (conditions de sol, exposition…).
- Recueil des facteurs biotiques, relevés de végétation sur les communautés environnantes.

WP4 : Préconisations pour la gestion à partir des résultats des différents WP. Pilote : Irstea Grenoble en collaboration étroite avec le Cerema de Lyon et le bureau d'étude Concept Cours d'Eau.

- Extraction des résultats utiles à la gestion de chacun des WP et croisement avec les recueils d'expérience disponibles.
- Développement de préconisations opérationnelles pour la mise en place des plans de gestion des renouées sur les ILTe.

WP5 : Coordination du projet et des différents WP. Pilote : Irstea Grenoble

- Articulation et coordination des travaux des différents WP.
- Un suivi régulier en lien avec les responsables de chaque WP.

[1] Projet « Renouessance », financé dans le cadre de l'accord cadre ZABR-Agence de l'eau RMC (2011-2012), et du programme ingecotech (INEE-CNRS) (2010-2011).

5. WP0 : Définition des sites

5.1. Critères de choix

Les différents critères de choix des stations et des ILTe ont été les suivants :

- Types d'ILTe

Les trois types d'ILTe retenus devaient être équitablement étudiés. Ce qui implique un nombre équivalent de stations entre routes, voies ferrées, voies navigables et combinaison de ces trois ILTe.

- Répartition géographique

Le territoire couvert par la zone d'étude devait être le plus grand possible afin de prendre en compte une grande diversité de situations pour plus de portée des résultats. Ainsi, nous avons veillé à ce que deux stations de même type soient éloignées l'une de l'autre et sur deux ILTe différentes. Par exemple, pour les voies navigables, nous n'avons pas retenu deux stations sur le Rhône, mais choisi des voies navigables différentes.

- Couverture végétale, images satellites disponibles et possibilité d'utilisation des drones

Afin de permettre le travail de télédétection du WP2, le couvert arboré devait être le plus réduit possible. La disponibilité d'images satellites et notamment Pléiade était également un facteur important et a été déterminant pour quelques stations. De plus, un des volets du travail de télédétection implique l'utilisation de drones dont les règles d'utilisation sont strictes et contraignantes. Autant que possible, il fallait privilégier des stations dont le survol par drones était possible.

- Accessibilité

Les stations devaient être facilement accessibles par les opérateurs. Il fallait pouvoir parcourir les ILTe sur une grande partie de leur longueur. Les routes, autoroutes et voies navigables disposent assez régulièrement de cheminements parallèles exploitables. En revanche, les voies ferrées se sont révélées beaucoup plus contraignantes à ce niveau.

- Envahissement par la renouée

Évidemment, il fallait que l'ILTe soit concernée par présence de plusieurs taches de renouée, délimitables et suffisamment grosses et réparties sur une longueur d'ILTe la plus importante possible.

- Taille de la station

Le protocole pour le WP3 impose de parcourir au moins 1 km le long de l'infrastructure. Il fallait donc une portion d'ILTe d'au moins 1 km respectant les critères précédents. Pour le protocole de la partie diachronique du WP2, une échelle de l'ordre de l'hectare a été retenue.

L'ensemble de ces critères fut difficile à satisfaire simultanément. Un nombre important d'ILTe a été prospecté pour repérer les secteurs potentiels à l'implantation d'une station.

5.2. Stations pressenties

La prospection s'est déroulée de différentes manières soit par prise de contact auprès des gestionnaires soit par repérage (images aériennes ou sur site). Les sites prospectés sont détaillés dans le Tableau 1.

Sur l'ensemble du linéaire analysé, 13 stations potentielles ont fait l'objet d'une réflexion plus approfondie.

Nom de la station	Type d'infrastructure	Nombre approximatif de taches	Contexte	Points positifs	Points négatifs
Anse	Station mixte : Autoroute (jonction A46 et A6) Voie ferrée Voie navigable de la Saône	+ de 50	Station très envahie par la renouée depuis de nombreuses années (+ de 50 au dire des gestionnaires rencontrés). Les trois ILTe sont parallèles et traversées par la rivière Azergues. La partie autoroute et voie ferrée de la station se situe dans un contexte très urbanisé.	Possibilité de survol par le drone sur la partie Saône Nombreuses taches dont certaines d'une importante superficie Présence historique de la renouée Beaucoup d'acteurs de gestion Stations mixte avec les 3 types d'ILTe	Contexte urbain limitant par endroit les capacités de rayonnement de l'opérateur L'Azergues joue un rôle majeur dans la dispersion de la renouée
Bourgoin-Jallieu	Route (D1006)	+ de 50	Station très envahie par la renouée, notamment à cause des nombreux travaux réalisés au cours des dernières années (médipôle, élargissement de la D1006, piste cyclable, ZAC de la Grive, etc.).	Nombreuses taches Facilité d'accès Route à deux fois deux voies très passante (environ 26 000 véhicules/jour) proche d'un contexte autoroutier	Pas de possibilité de survol par le drone (présence du médipôle notamment) Présence de nombreux cours d'eau, fossés ou drains pouvant jouer un rôle important dans la dispersion de la renouée

Nom de la station	Type d'infrastructure	Nombre approximatif de taches	Contexte	Points positifs	Points négatifs
Chanas	Autoroute (A7)		Envahissement par la renouée au niveau de la bretelle de sortie.	Accès facile et sécurisé à la partie située en dehors de l'emprise autoroutière	Faible nombre et superficie des taches Impossibilité de voir ou d'accéder facilement à l'emprise autoroutière du fait d'un mur plein antibruit à ce niveau Intervention des riverains sur la gestion de la tache Pas de possibilité de survol par un drone (proximité de l'A7)
Damparis	Voie navigable (canal Rhin-Rhône)	3	Prospection réalisée le long du canal Rhin-Rhône (présence sporadique de taches de renouées). L'amont de l'écluse de Damparis s'est révélé le meilleur site potentiel, les autres taches de renouées repérées étant trop dispersées.	Superficie correcte des taches Facilité d'accès	Couvert arboré gênant pour la télédétection Faible nombre de taches
Dole	Voie navigable (Doubs et Canal Rhin-Rhône)	7	Présence de renouée en bordure du Doubs, le long du canal et sur une écluse. VNF dispose d'une cartographie récente des renouées.	Bonne connaissance du milieu grâce aux données VNF Faible couvert arboré permettant une bonne lecture par télédétection	Faible nombre de taches Zone urbaine rendant difficile le survol par le drone
Eybens	Station mixte Autoroute (N87) Voie ferrée	4	Présence de renouée à l'intersection entre les ILTe	Station mixte avec les 2 types d'ILTe Bonne accessibilité Intérêt de la DIR	Renouée uniquement présente au niveau de l'intersection. Pas de dispersion le long des ILT terrestres Secteur très urbain différant des autres et rendant difficile le vol par drone
Jons	Station mixte Autoroute (A432) Voie ferrée	20	Présence de renouée à l'intersection entre les ILTe	Stations mixte avec les 3 types d'ILTe Bonne accessibilité	Renouée uniquement présente au niveau de l'intersection. Pas de dispersion le long des ILT terrestres. Le Rhône (à ce niveau) et le canal de Jonage ne sont accessibles qu'à la navigation touristique de plaisance. Il ne s'agit pas réellement de voies navigables.
Le Villars	Station mixte Autoroute (A6) Voie ferrée Voie navigable de la Saône	10	Présence de la renouée depuis une trentaine d'années sur le secteur, d'après le gestionnaire rencontré (agent du département de Saône-et-Loire). Les taches situées le long de la Saône semblent surtout liées à la construction d'un transformateur électrique.	Contexte péri-urbain facile à parcourir	La renouée est liée à la D906 et pas à l'autoroute Pas de tache le long de la Saône Peu de taches le long de la voie ferrée

Nom de la station	Type d'infrastructure	Nombre approximatif de taches	Contexte	Points positifs	Points négatifs
Péage-en-Roussillon	Station autoroute (A7)	20	Présence de plusieurs massifs de renouée au Nord de la voie d'insertion sur l'autoroute A7. La renouée est dispersée dans la zone industrielle située à l'Ouest.	il s'agit d'un des rares secteurs de l'A7 où la renouée a été repérée	Contexte urbain limitant par endroit les capacités de rayonnement de l'opérateur Interactions entre plusieurs gestionnaires (autoroute et gestionnaires privés de la ZI)
Morvillars	Voie ferrée	8	Ligne Belfort-Delle en cours de reconstruction, forte invasion de renouée à proximité de la ligne et dans un périmètre de captage. Une tache de très grande superficie.	Zone facilement accessible Superficie importante	Nombre de taches faible Voie ferrée non en service
Saint Béron	Voie ferrée	7	Présence de renouées dans la gare et sur différents talus des voies ferrées.	Taches bien délimitées et à proximité de la voie	Peu de taches Inaccessibilité de plusieurs secteurs
Saint Maurice l'Exil	Station voie navigable du Rhône	15	Présence régulière de massif de renouées le long du Rhône depuis le pont de la D37 au Nord jusqu'au barrage de Saint-Pierre de Bœuf au Sud.	Nombreuses taches de renouées dispersées régulièrement le long de l'ILTe Facilité d'accès	Pas de possibilité de survol par le drone (proximité de la centrale de Saint Alban Saint Maurice)
Saint Rambert d'Albon	Station mixte Autoroute (A7) Voie ferrée Voie navigable du Rhône	10	Potentielle station mixte, la zone a été prospectée pour repérer la renouée, mais celle-ci n'est présente que le long du Rhône, sous forme de petits massifs dispersés.	Présence des 3 types d'ILTe	Renouée uniquement présente le long du Rhône, et de manière sporadique
Serrières	Station voie navigable du Rhône	20	Présence de multiples taches de renouées, notamment sur la rive Sud du Rhône, entre le pont enjambant le Rhône et le seuil situé plus en aval.	Utilisation possible du drone et disponibilité d'images Pléiade Présence relativement importante et étendue de la renouée Bonne accessibilité du site	La station n'est pas localisée sur la branche du Rhône qui est navigué. Néanmoins, les berges et leurs modes de gestion sont similaires.
Ternay	Station mixte Autoroute (A7) Voie ferrée Voie navigable du Rhône	1	Potentielle station mixte, la zone a été prospectée pour repérer la renouée, mais celle-ci n'est présente que le long de la voie ferrée, sur un talus.	Présence des 3 types d'ILTe	Renouée uniquement présente le long de la voie ferrée, avec une seule tache Accessibilité très difficile sur la zone
Torpes	Voie ferrée	25	Forte contamination des talus de la voie ferrée et des environs qui pose problème à SNCF Réseau.	Zone facilement accessible Nombre de taches et superficie importante	Interaction avec une zone agricole fortement envahie
Vérin	Station mixte Route (D1086, ex-N86) Voie ferrée Voie navigable du Rhône	+ de 50	Station présentant de nombreux spots de renouée dispersés le long des trois ILTe, bien que l'infestation soit plus limitée sur la voie ferrée.	Nombreuses taches de renouée Intersection entre voie ferrée et D1086 Station mixte avec les 3 types d'ILTe Disponibilité d'images Pléiade	Territoire urbain contraint en termes d'accessibilité La D1086 ne présente pas les mêmes caractéristiques qu'une autoroute, mais la fréquentation est importante (environ 11 000 véhicules/jour)

Tableau 1 : Récapitulatif détaillé des sites prospectés

Le Tableau 2 présente l'ensemble des sites prospectés et leurs principales caractéristiques.

Stations	Type d'ILTe	Envahissement par la renouée	Possibilité de survol par drone
Anse	Mixte	Fort	Oui (côté Saône)
Bourgoin-Jallieu	Route, autoroute	Fort	Non
Chanas	Route, autoroute	Faible	Non
Damparis	Voie navigable	Faible	Non
Dole	Voie navigable	Moyen	Non
Eybens	Mixte	Fort	Non
Jons	Voie navigable (de plaisance)	Faible	Non
Le Villars	Mixte	Moyen	Non
Péage-en-Roussillon	Route, autoroute	Moyen	Non
Morvillars	Voie ferrée	Fort	Non
Saint Béron	Voie ferrée	Moyen	Oui
Saint Maurice l'Exil	Voie navigable	Moyen	Non
Saint Rambert d'Albon	Voie navigable	Faible	Non
Serrières	Voie navigable	Moyen	Oui
Ternay	Voie ferrée	Faible	Non
Torpes	Voie ferrée	Faible	Oui
Vérin	Mixte	Moyen	Non

Tableau 2 : Récapitulatif des sites prospectés

5.3.Stations retenues

Au final, 8 stations ont été retenues (Tableau 3 et Figure 4). Pour chacune de ces stations, les périmètres prospectés dans le cadre du protocole Cerema ont été dessinés. Les zones d'études ainsi définies font 1 km de long et s'étendent latéralement sur 100 mètres depuis les bords de l'infrastructure.

Les sites diachroniques (Irstea) s'intègrent à l'intérieur de ces périmètres sur des surfaces moindres, de l'ordre de l'hectare. Les analyses diachroniques ont été réalisées sur les sites d'Anse et Serrières.

	ILTe simples			**ILTe mixtes**
	Routes, autoroutes	**Voies navigables**	**Voies ferrées**	**Les trois**
Stations	Bourgoin-Jallieu	Dôle	Morvillars	Anse
	Le Péage de Roussillon	Serrières	Torpes	Vérin

Tableau 3 : Les sites choisis selon les ILTe à proximité

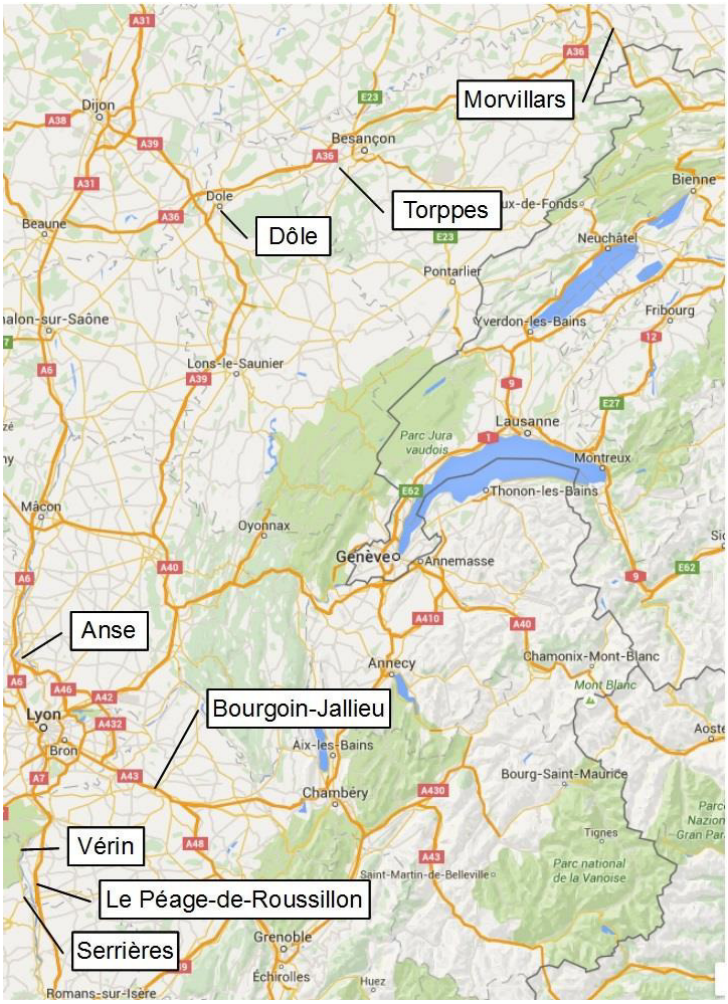


Figure 4 : Localisation des sites retenus

5.3.1. Anse

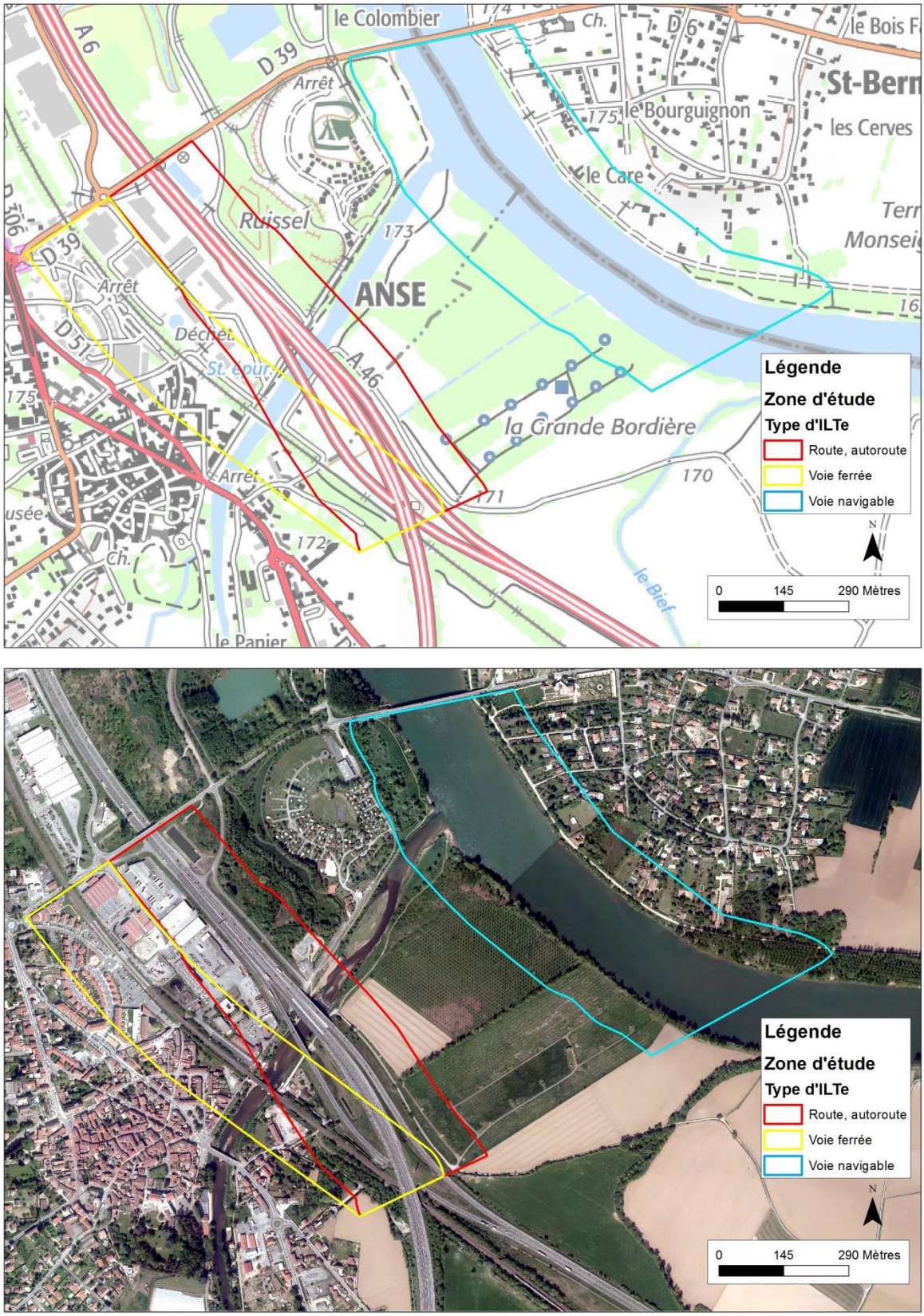
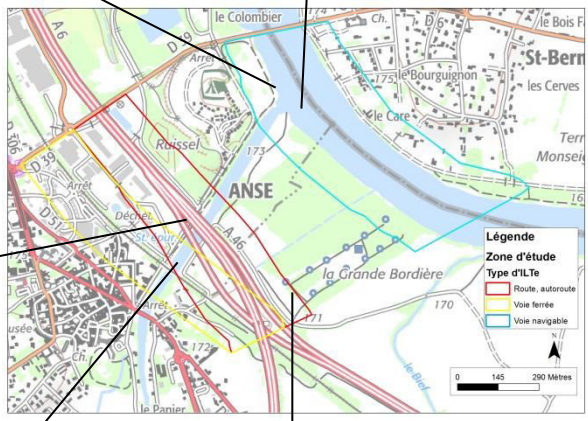


Figure 5 : Périmètre du site d'étude d'Anse

À la jonction entre la Saône et l'Azergues

Dans la peupleraie

Le long de l'Azergues



Le long de l'Azergues

Dans le champ captant

Figure 6 : Photos illustratives du site d'Anse

5.3.2. Vérin

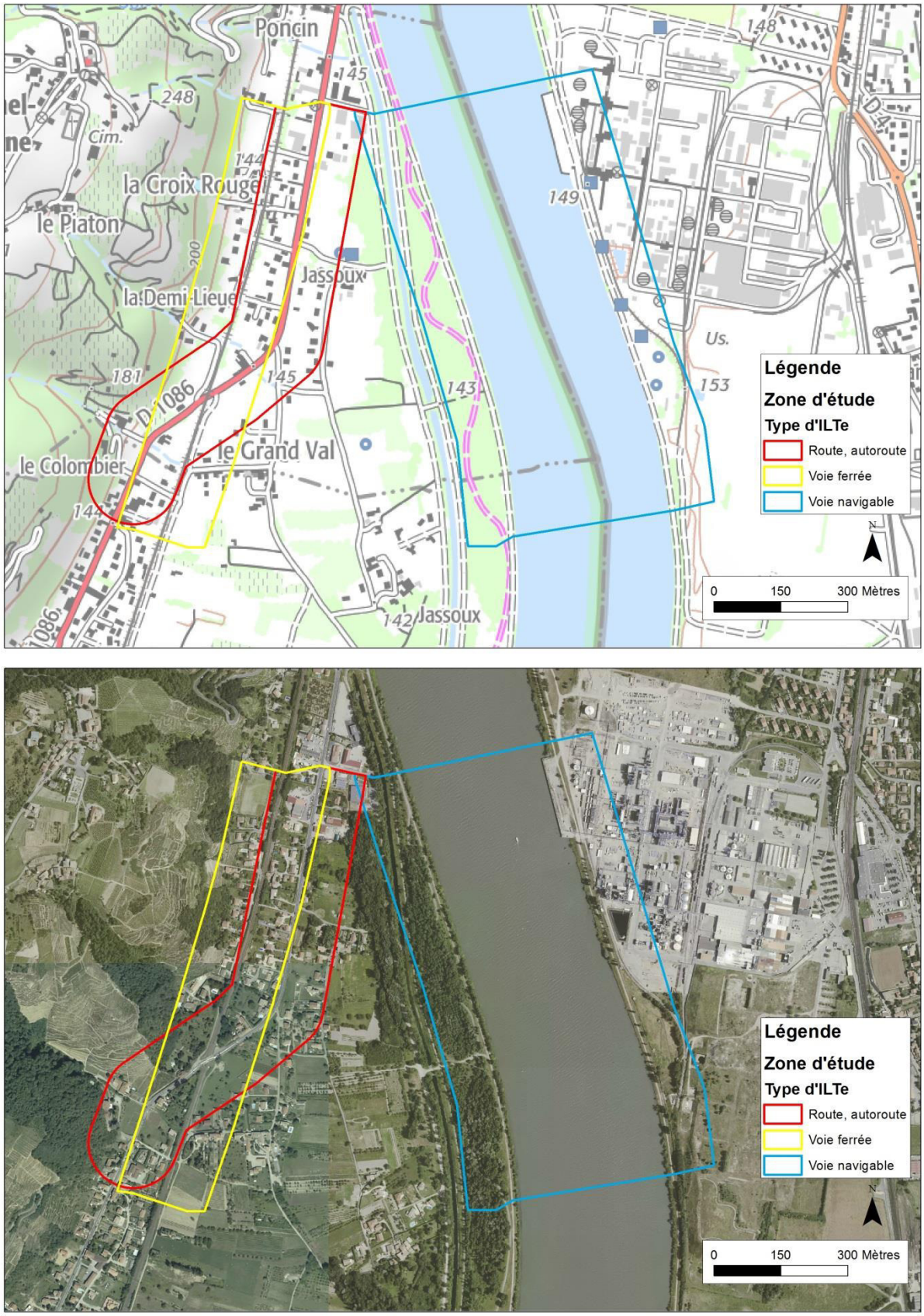
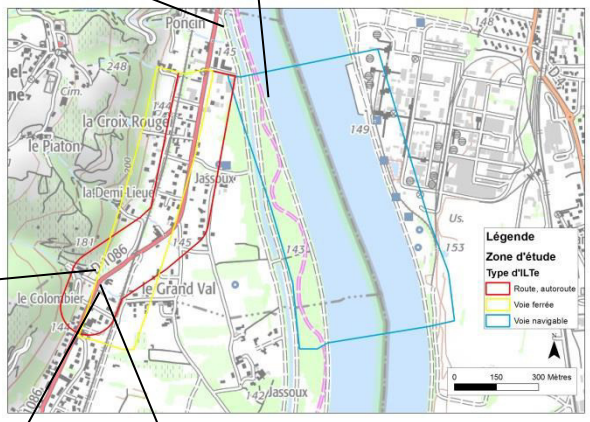


Figure 7 : Périmètre du site d'étude de Vérin

A l'entrée du contre-canal

Le long du Rhône

Intersection de la voie ferrée et la D1086 (vue vers le Sud)



Le long de la voie ferrée (vue vers le Sud)

Intersection de la voie ferrée et la D1086 (vue vers le Nord)

Figure 8 : Photos illustratives du site de Vérin

5.3.3. Bourgoin-Jallieu

Figure 9 : Périmètre du site d'étude de Bourgoin-Jallieu

Secteur du Médipôle (vue vers le Sud)

Le long de la D1006

Secteur du Médipôle (vue vers le Nord)

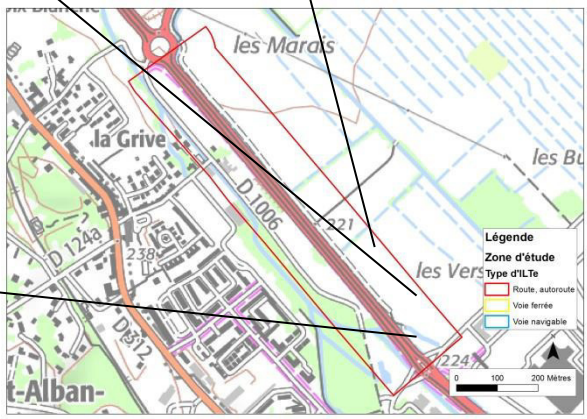


Figure 10 : Photos illustratives du site de Bourgoin-Jallieu

5.3.4. Le Péage-de-Roussillon

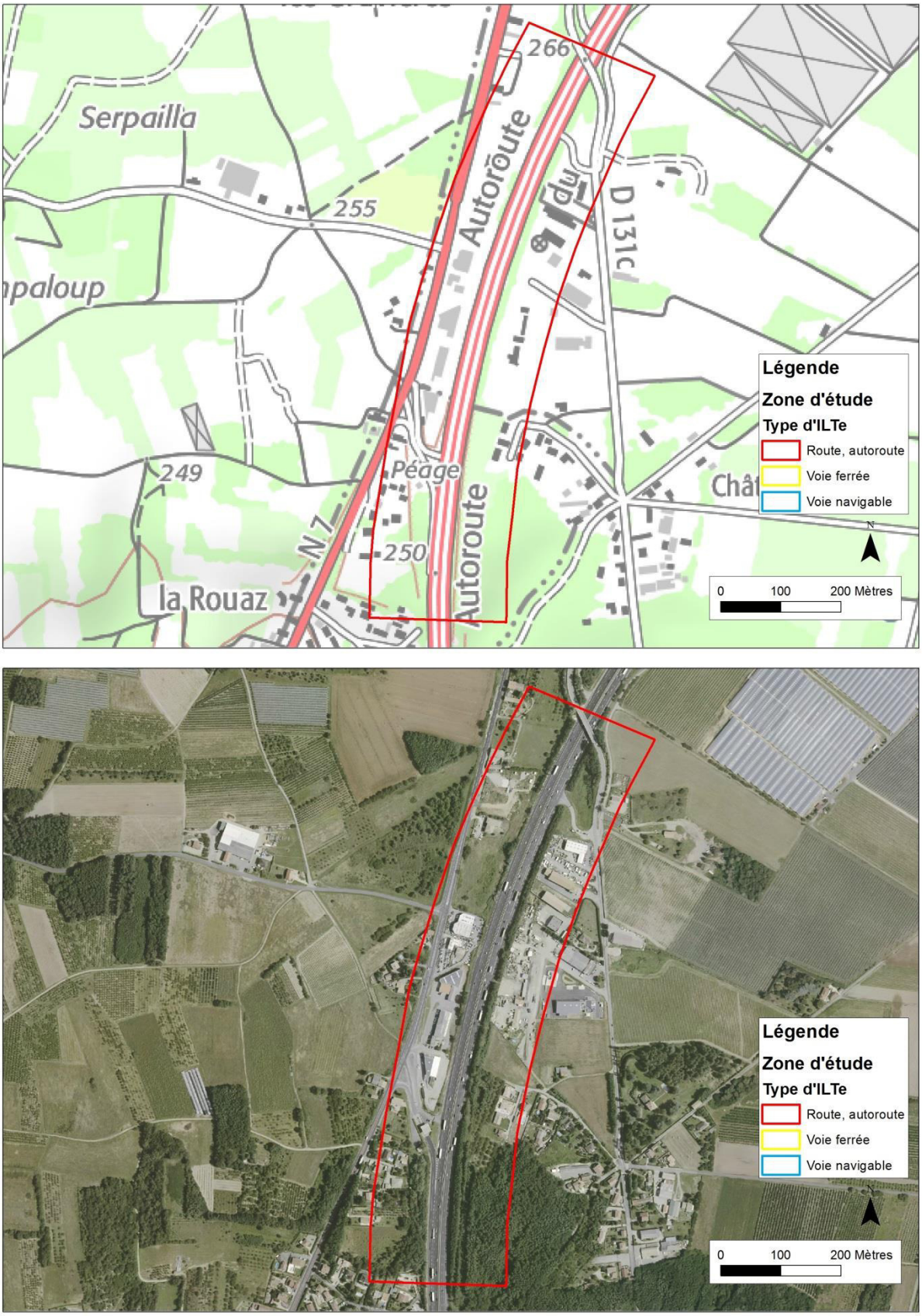
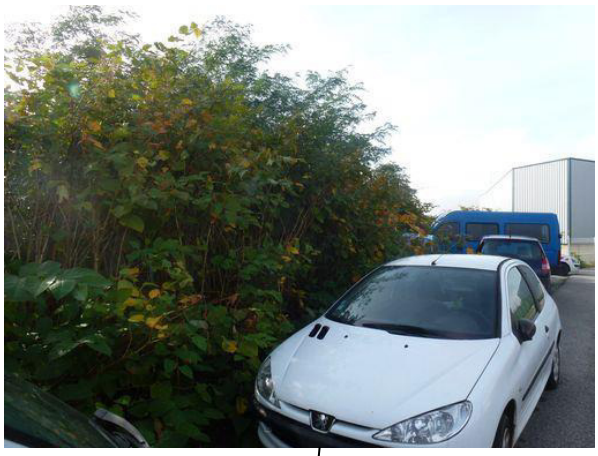


Figure 11 : Périmètre du site d'étude de Péage-de-Roussillon

Le long de clôtures dans la zone industrielle



Dans la zone industrielle

Derrière un bâtiment, le long de l'A7 (vue vers le Sud)

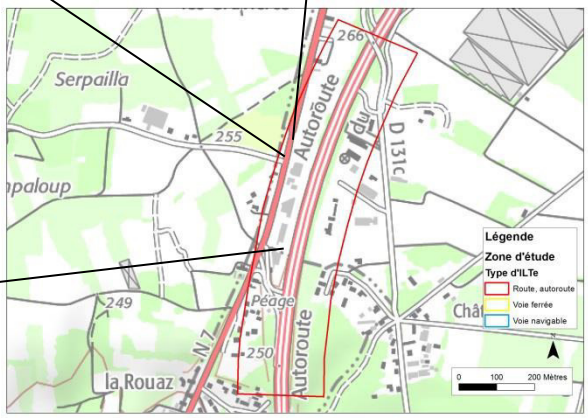


Figure 12 : Photos illustratives de Péage-de-Roussillon

5.3.5. Serrières

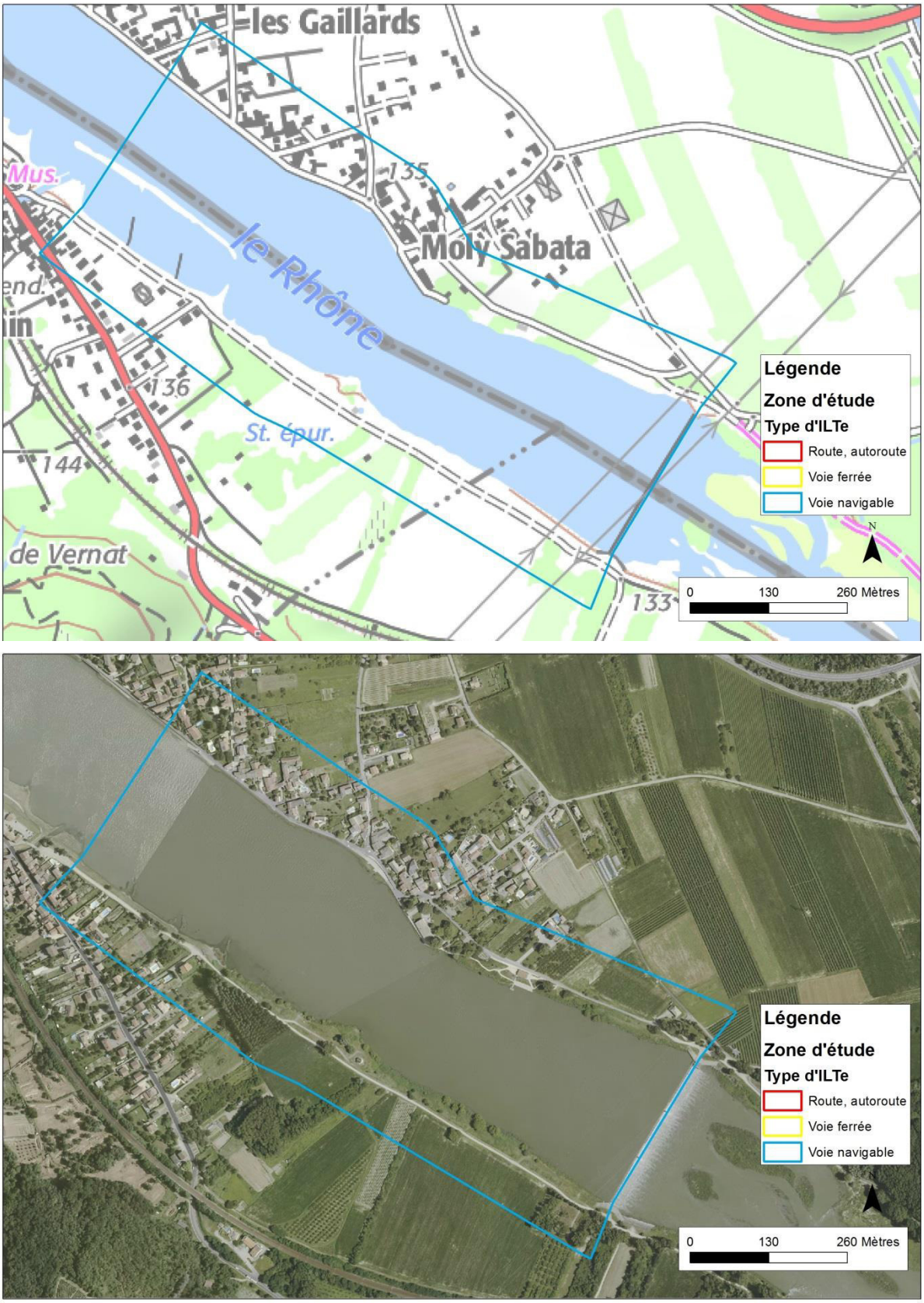


Figure 13 : Périmètre du site d'étude de Serrières

Renouée sur la berge

Tache de renouée sous un couvert arboré

Tache de renouée fauchée

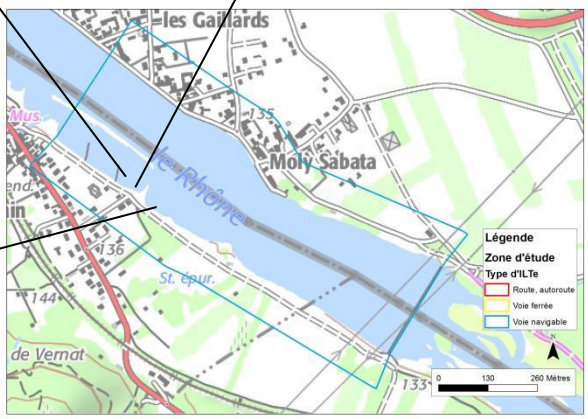


Figure 14 : Photos illustratives du site de Serrières

5.3.6. Dôle

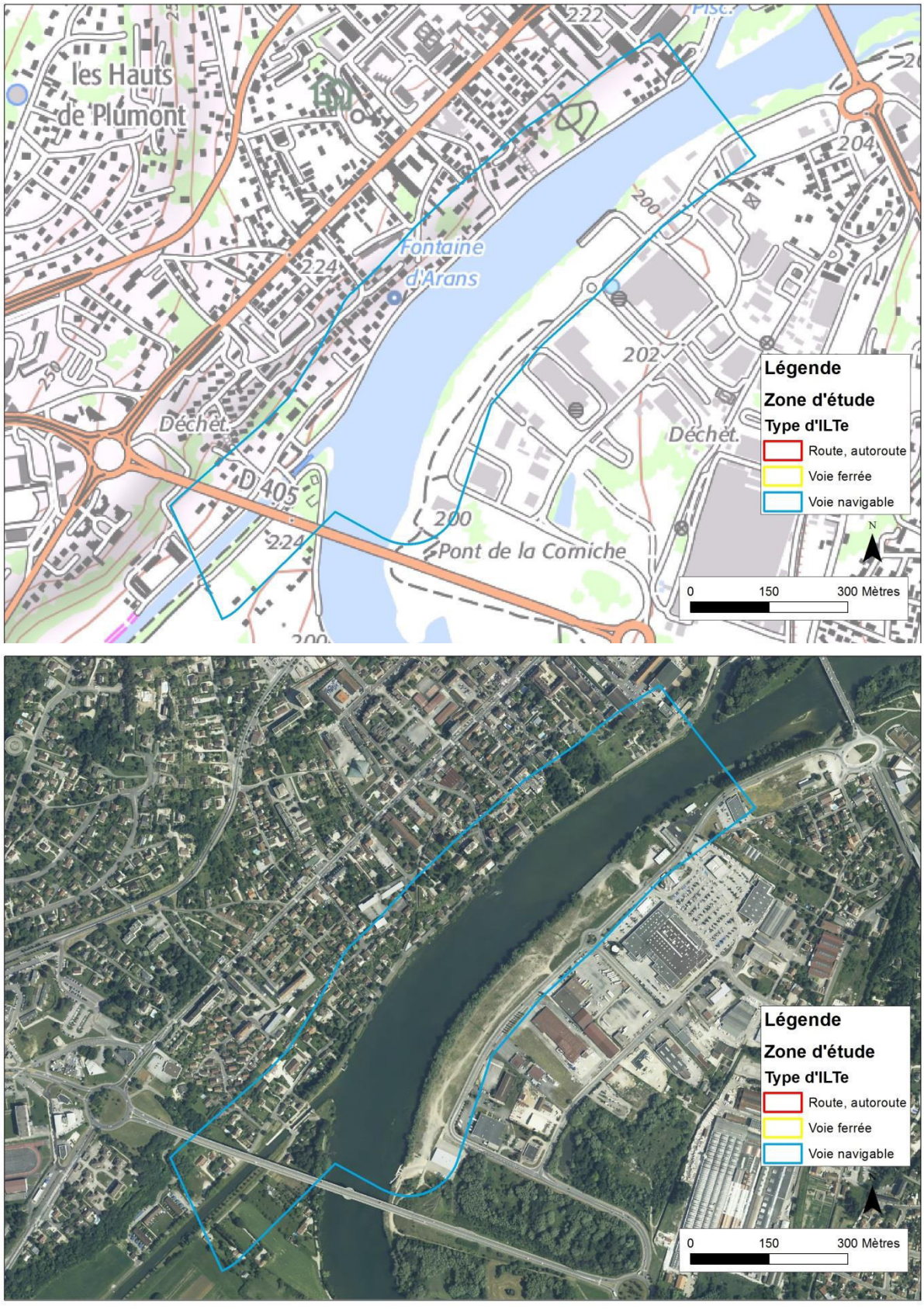


Figure 15 : Périmètre du site d'étude de Dole

Berges du canal largement envahies à proximité de l'écluse

Présence de renouée dans la maçonnerie au pied et en partie supérieure de l'écluse

Taches de renouées gérées sur le talus du canal

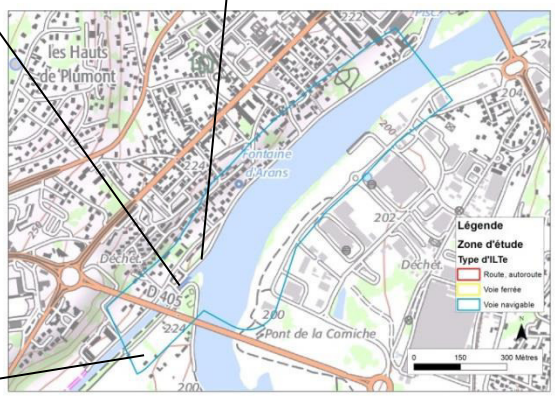


Figure 16 : Photos illustratives du site de Dole

5.3.7. Morvillars

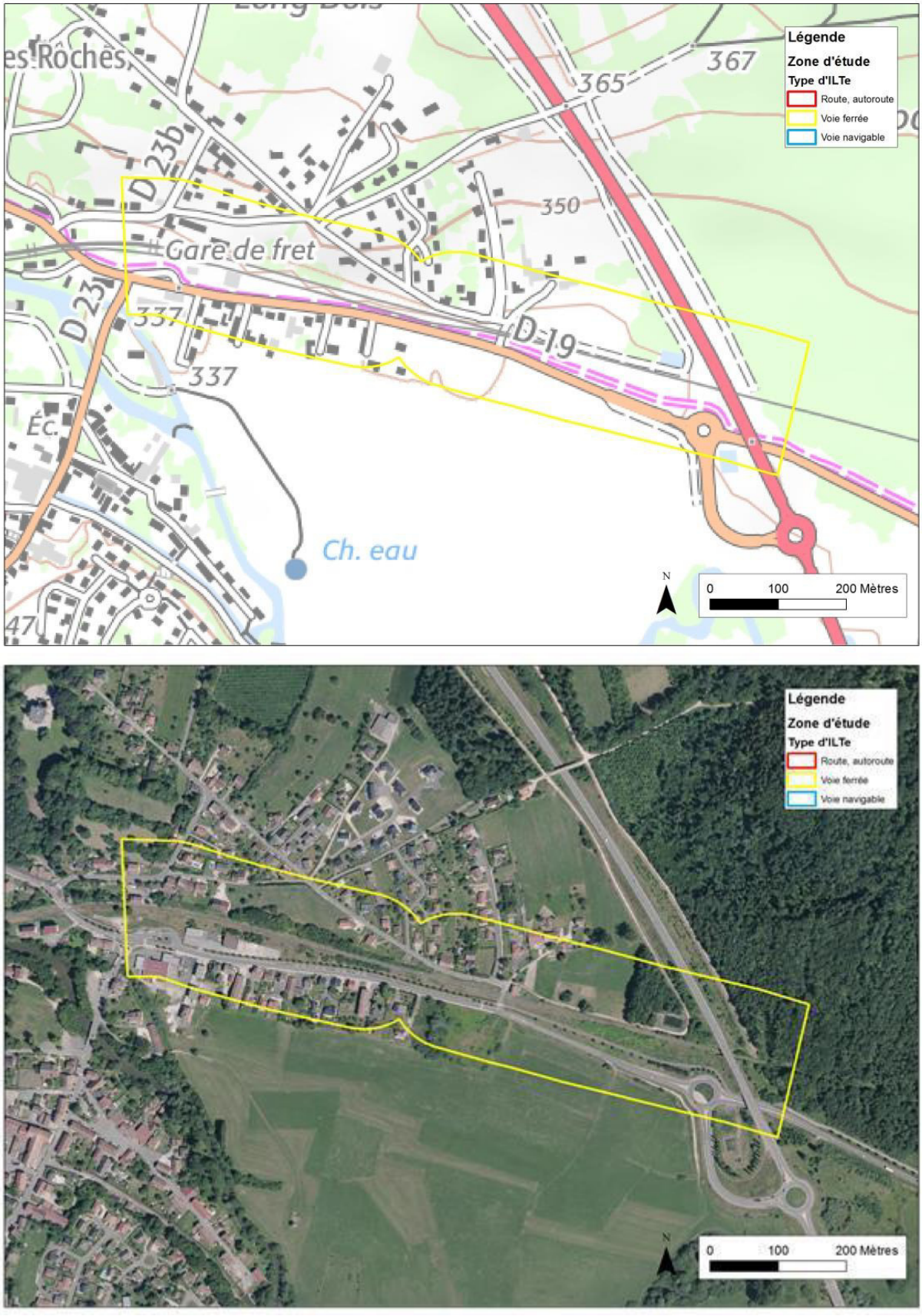
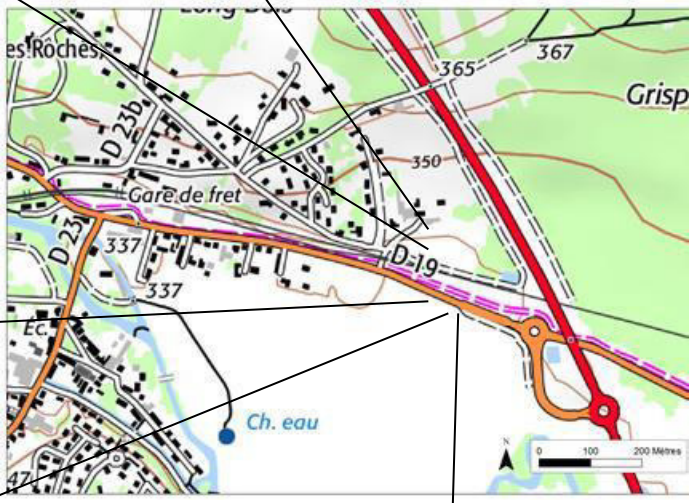


Figure 17 : Périmètre du site d'étude de Morvillars

Le long de la voie ferrée

Entre la voie ferrée et la piste cyclable

Le long de la D119 en arrivant au rond-point



Entre la D119 et la piste cyclable

Entre la voie ferrée et la piste cyclable à proximité du rond-point

Figure 18 : Photos illustratives du site de Morvillars

5.3.8. Torpes

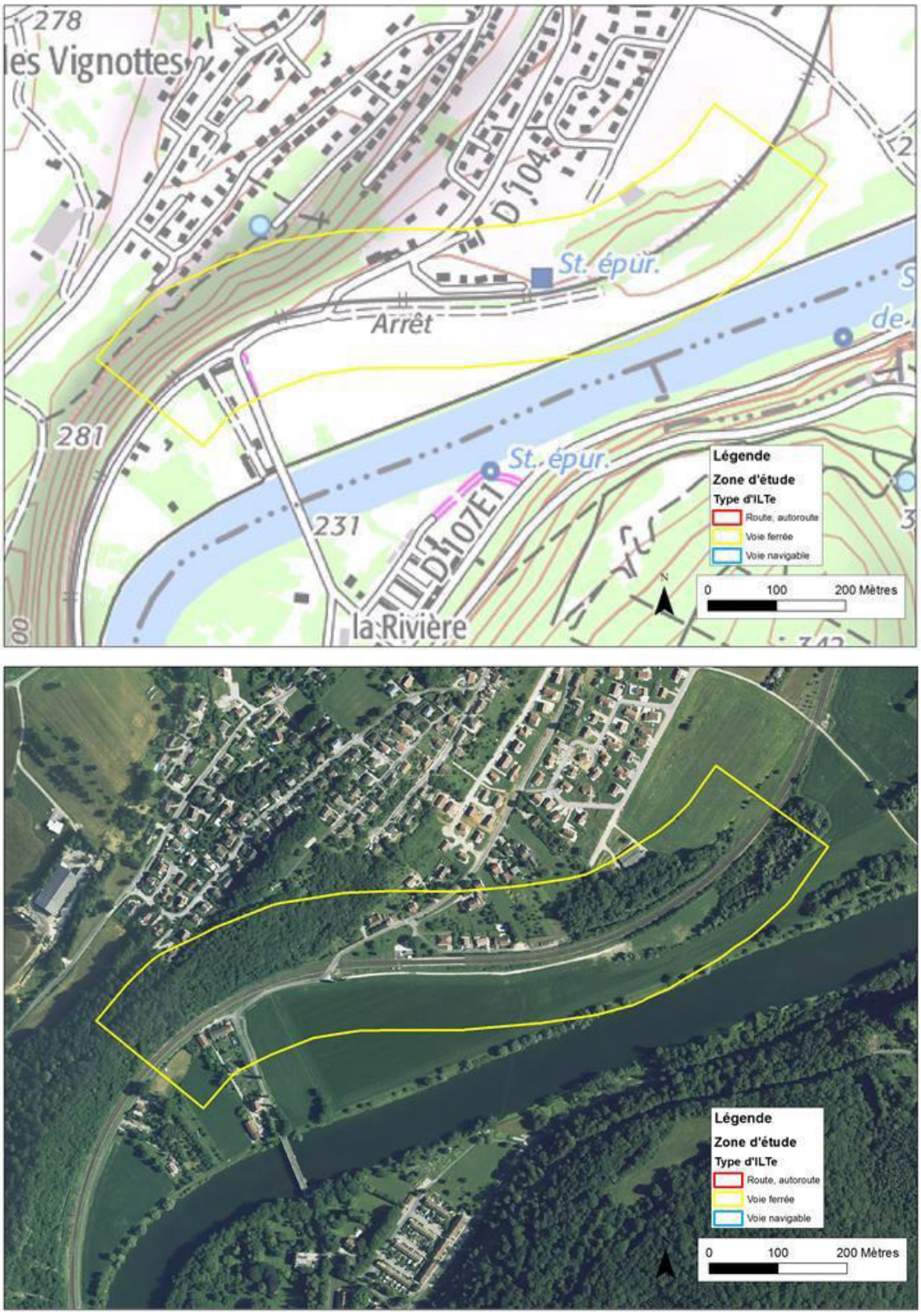
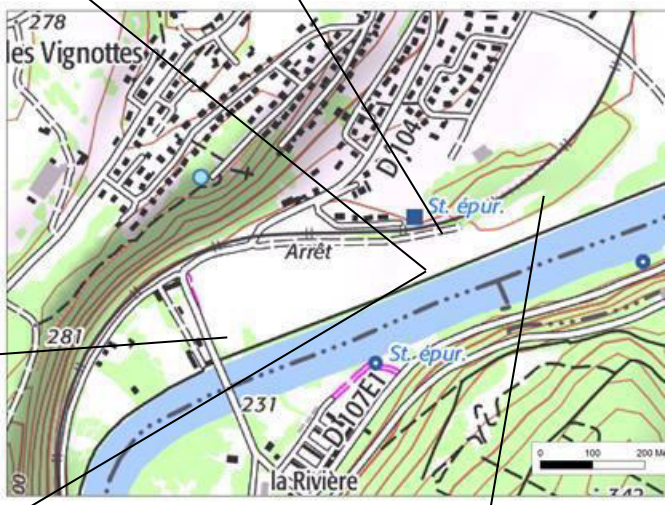


Figure 19 : Périmètre du site d'étude de Torpes

Le long de la gare

Le long de la voie de chemin de fer à l'est de la gare

Le long de la D104 en quittant Torpes vers le sud



Dans le champ de maïs

Dans le sous-bois à l'ouest de la zone

Figure 20 : Photos illustratives du site de Torpes

6. WP 1 : Enquête auprès des gestionnaires

6.1.Objectif de l'enquête

Les objectifs de cette enquête visent à mieux comprendre les raisons qui fondent, aux yeux des gestionnaires, la nécessité d'une intervention à l'encontre des renouées asiatiques. La végétation est un élément essentiel de l'appréciation d'un paysage, que l'on parle d'appréciation esthétique, patrimoniale, mais aussi d'appréciation du risque (sécuritaire, économique, écologique...). Les perceptions paysagères des gestionnaires, ainsi que le diagnostic qui en résulte, sont susceptibles d'influencer les modalités d'action sur le terrain. Les connaissances produites doivent donc permettre de mettre en évidence le lien entre les perceptions des renouées par les gestionnaires, le contexte paysager au sein duquel elles se développent et la gestion qui leur est appliquée.

Ces objectifs ont été précisés suite à une première phase de réflexion et d'analyse bibliographique. Ils visent plus particulièrement à répondre à trois questions.

(1) Pourquoi : les renouées génèrent-t-elles une motivation à agir chez les gestionnaires et quelles sont, le cas échant, les raisons de cette motivation ?
(2) Comment : quels types d'actions les gestionnaires mettent-ils en œuvre à propos des renouées et sont-ils satisfaits de leur efficacité ?
(3) Qui : y a-t-il des différences de perception entre les gestionnaires selon le type d'infrastructure dont ils ont la charge ?

6.2. Méthode et protocole

Pour répondre à ces objectifs, une enquête par questionnaire a été réalisée.

6.2.1. La conception du questionnaire

Le questionnaire a été conçu à l'aide de l'application Google form. Il est constitué de cinq parties (Annexe 1).

(1) Un photo-questionnaire visant à caractériser l'urgence à gérer les bordures d'ILTe en fonction de leur degré d'invasion par la renouée ;
(2) Des questions relatives à la connaissance de la plante et à ses processus de propagation ;
(3) Des questions relatives aux pratiques de gestion mises en œuvre à l'égard de la plante ;
(4) Des questions relatives aux perceptions de la renouée ;
(5) Des questions visant à caractériser le profil sociologique du répondant à l'enquête.

Le photo-questionnaire : cette méthode d'enquête consiste à demander aux personnes enquêtées d'évaluer une série de photographies selon des critères d'évaluation prédéfinis. Dans le cadre de notre enquête, la question suivante était posée : « *Selon vous, sur la photographie ci-dessus, est-il nécessaire d'intervenir sur la végétation qui borde cette infrastructure de transport ?* ». L'objectif est de lier la composition des paysages représentés sur les photographies

à la valeur que les personnes enquêtées leur attribuent. La composition des paysages a été définie grâce à un travail d'échantillonnage rigoureux des photographies. Ce dernier a été réalisé au cours du printemps et de l'été 2015, au moment de la période végétative. Sept jours de terrain ont été nécessaires au recueil des photographies. Neuf photographies ont été incluses au photo-questionnaire. Le principe d'échantillonnage est explicité dans le Tableau 4 : les photographies sont caractérisées, pour le premier tiers d'entre elles, par une invasion linéaire de renouées ; pour le deuxième tiers d'entre elles, par une présence ponctuelle de renouées (présence d'un massif épars) ; et pour le dernier tiers d'entre elles, par une colonisation linéaire de ronces (plante indigène). Cet échantillonnage permet de caractériser, par analyse statistique :

- l'impact du degré d'invasion des ILTe par la renouée sur la nécessité selon laquelle les gestionnaires jugent utile de mettre en œuvre des actions de gestion (comparaison des notes attribuées aux photographies présentant une invasion continue de renouée et celles présentant une invasion ponctuelle de renouée) ;
- l'impact du caractère exotique des plantes envahissant les ILTe sur la nécessité selon laquelle les gestionnaires jugent utile de mettre en œuvre des actions de gestion (comparaison des notes attribuées aux photographies présentant une invasion continue de renouée et celles présentant une invasion continue d'une plante indigène telle que la ronce).

Le jeu de photographies est présenté dans la Figure 21.

	Voie fluviale	Voie routière	Voie ferrée	Total
Avec invasion continue de renouée	1	1	1	**3**
Avec invasion ponctuelle de renouée	1	1	1	**3**
Avec invasion continue d'une plante indigène	1	1	1	**3**
Total	**3**	**3**	**3**	**9**

Tableau 4 : Principe d'échantillonnage des photographies

Figure 21 : Planche des photographies utilisées dans le cadre du questionnaire

Les autres sections du questionnaire incluent des questions ouvertes et des questions fermées. Le questionnaire complet figure en Annexe 1.

6.2.2. La population cible et la passation

L'enquête a pour but d'interroger les personnes chargées de la gestion des infrastructures de transport et de leur emprise. Il s'agit donc des personnes potentiellement confrontées, dans le cadre de leur activité professionnelle, à la gestion des renouées sur ces territoires. Ont été ciblés :

- des gestionnaires des voies fluviales ;
- des gestionnaires des voies ferrées ;
- des gestionnaires des voies routières.

Le partenariat avec le Cerema nous a permis de dresser la liste des gestionnaires chargés de la gestion des dépendances vertes le long des voies routières, ferrées et fluviales. Ces derniers se répartissent au sein d'une grande diversité de structures, synthétisées dans le Tableau 5.

Type d'infrastructure	Organisme
Routes	D.I.R. (Direction interdépartementale des routes)
	Conseils départementaux
	E.P.C.I. (Etablissement public de coopération intercommunale)
	Communes
	Sociétés concessionnaires d'autoroutes
Voies ferrées	SNCF Réseau
Voies fluviales	V.N.F.
	Agences de l'eau
	Syndicats de rivière

Tableau 5 : Liste des organismes contactés pour répondre à l'enquête

Au-delà de la diversité des structures d'intervention à laquelle ils appartiennent, ces gestionnaires se distinguent également par leurs missions, parfois très différentes : certains d'entre eux sont des cadres chargés de définir et d'organiser les actions de gestion de la végétation bordant les ILTe ; d'autres sont des techniciens intervenant directement sur le terrain. L'ensemble de ces profils de gestionnaires étaient ciblés dans le cadre de l'enquête. En effet, les perceptions des renouées et de l'action à mettre en œuvre à leur égard peuvent varier selon les missions des gestionnaires. En particulier, on peut poser l'hypothèse qu'elles diffèrent selon que l'on planifie l'action ou que l'on agisse directement sur la plante.

La passation a été réalisée sur internet entre avril et juin 2016. La prise de contact a été réalisée en plusieurs étapes :

- élaboration d'un annuaire de contacts sur la base des informations trouvées sur internet ;
- envoi d'un mail expliquant les objectifs de l'enquête et le lien pour y répondre (Annexe 2) ;
- prise de contact téléphonique des chefs de service et demande de relais de l'enquête au sein de la structure d'intervention (notamment auprès des agents d'intervention) ;
- relances éventuelles.

Au final, 199 réponses ont été recueillies (Figure 22). Plus de la moitié des réponses émane des gestionnaires de routes (n=103). Les gestionnaires de cours d'eau sont également bien représentés (n=55). Les gestionnaires de voies ferrées sont quant à eux minoritaires (n=15). Cela s'explique avant tout par le fait que ces gestionnaires sont globalement en France moins nombreux que peuvent l'être les gestionnaires de routes ou de cours d'eau. Mais au-delà de ce constat, nous avons eu beaucoup de difficultés à entrer en contact avec eux et à obtenir leur accord pour répondre à cette enquête. Cela pourrait être le signe d'un moindre intérêt des gestionnaires de SNCF Réseau pour la problématique d'invasion par les renouées, comparé aux gestionnaires des routes ou des voies fluviales. Quoi qu'il en soit, ce faible échantillon devra nous amener à interpréter avec prudence les résultats relatifs à cet échantillon de population. Enfin, un nombre non négligeable de gestionnaires non concernés par la gestion des infrastructures de

transport et de leur emprise (« autres », n=26) a répondu à l'enquête. Ils sont rattachés à des conservatoires d'espaces naturels, des parcs naturels régionaux ou des associations de protection de l'environnement. Cela peut signifier que les personnes que nous avions contactées ont jugé pertinent d'adresser le questionnaire à ces différents acteurs. Les répondants de ce groupe « autres » ont été exclus des analyses figurant dans la partie résultat de manière à rester cohérent quant à nos objectifs initiaux et à focaliser notre analyse sur les perceptions des gestionnaires des infrastructures de transport et de leur emprise.

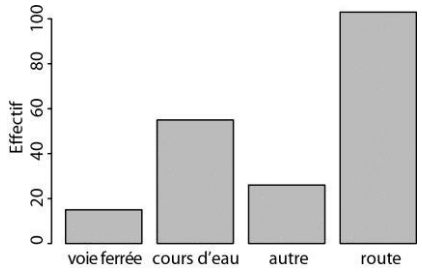


Figure 22 : Nombre de réponses recueillies selon le type d'infrastructure dont le gestionnaire a la charge

Les gestionnaires interrogés sont principalement des hommes, plutôt jeunes, et en poste depuis une période relativement récente (Figure 23). La plupart d'entre eux n'intervient pas directement sur la renouée et occupe un poste lié à la planification de l'action. Néanmoins, un tiers des répondants est directement en contact avec la plante.

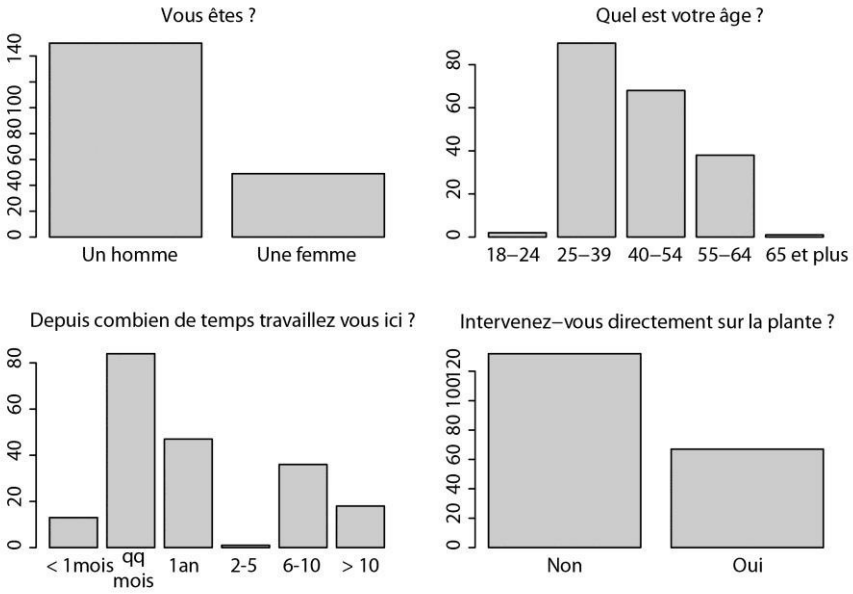


Figure 23 : Profil des gestionnaires interrogés dans le cadre de l'enquête

6.3.Résultats

Les données recueillies dans le cadre du questionnaire ont permis de produire des éléments de connaissances sur :

- les motivations des gestionnaires à agir à l'encontre des renouées et sur les raisons qui les poussent à agir. Ces éléments seront détaillés dans une première partie.
- les pratiques actuelles de gestion qu'ils mettent en œuvre sur leur terrain d'intervention et sur leur niveau de satisfaction à l'égard de cette gestion. Ces éléments seront traités dans une deuxième partie.

6.3.1. Motivations des gestionnaires à agir sur les renouées

6.3.1.1. Les renouées suscitent-elles une motivation à agir chez les gestionnaires?

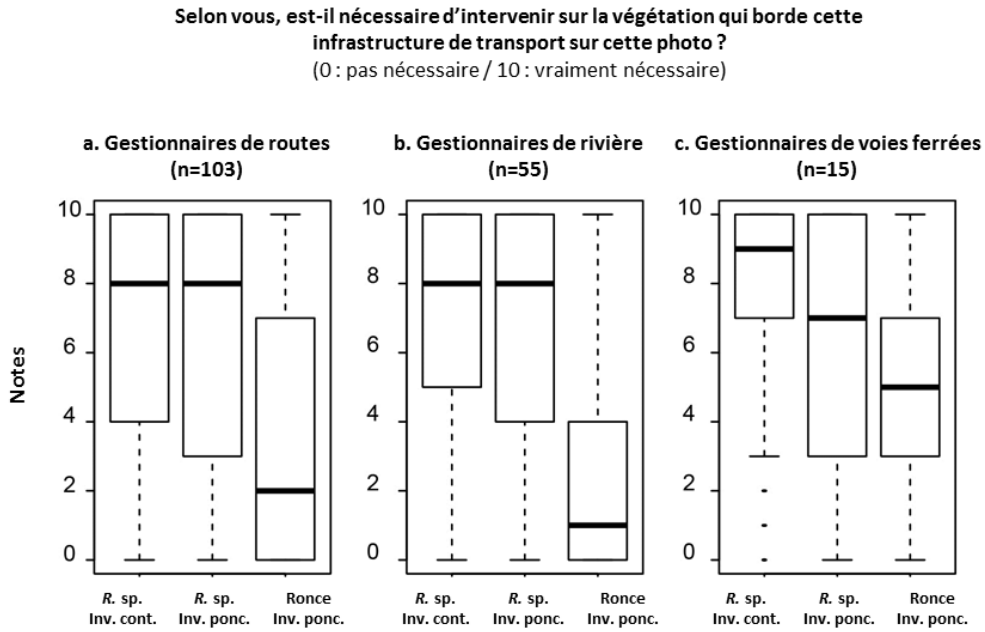


Figure 24 : Boîtes à moustaches des notes attribuées pour évaluer la nécessité d'agir sur la végétation présente sur les photographies selon le profil des gestionnaires (« *R.* sp. Inv. cont. » : invasion continue de *Reynoutria* ; « *R.* sp. Inv. ponc. » : invasion ponctuelle de *Reynoutria* ; « Ronce Inv. ponc. » : invasion ponctuelle de ronce)

Les notes attribuées aux photographies ont montré que les gestionnaires jugent nécessaire d'agir sur les renouées (Figure 24). Cette nécessité a cependant été évaluée différemment selon le stade d'invasion et le profil du gestionnaire. Les gestionnaires de route ou de cours d'eau jugent l'action très nécessaire, que l'invasion par les renouées soit linéaire ou ponctuelle (Figure 24a et Figure 24b). Ils ressentent donc le besoin d'intervenir dès les premiers stades de l'invasion. Les gestionnaires de voies ferrées sont au contraire plus enclins à agir lorsque l'invasion est plus avancée (Figure 24c). Les ronces, bien que très envahissantes sur les photographies, ont suscité une faible nécessité d'intervention. Le caractère exotique des renouées pourrait donc être un critère important, aux yeux des gestionnaires, pour déterminer la mise en œuvre d'une action à son encontre. Bien que ce phénomène soit vérifié pour tous les

profils de gestionnaires, il semble être moins marqué chez les gestionnaires de voie ferrée. La nécessité d'intervenir sur les plantes indigènes est au contraire évaluée de manière bien plus élevée par ces derniers. Le caractère exotique semble donc être un critère d'intervention moins important pour eux.

La capacité d'identifier les espèces de renouées sur les photographies a également fortement influencé les évaluations. Les gestionnaires ayant réussi à identifier la plante - la grande majorité de notre population expérimentale (150 gestionnaires sur 173) - ont attribué des notes significativement différentes lorsqu'ils évaluaient la nécessité d'agir en présence de renouées (exotiques) ou de ronces (indigènes). Au contraire, les gestionnaires qui n'ont pas reconnu la plante ont attribué des notes équivalentes (Figure 25). Les gestionnaires qui n'ont pas identifié les renouées avaient principalement des fonctions managériales ou de direction : 17 d'entre eux (sur 23) ont déclaré être «chef» ou « directeur » ou « responsable ». Cette capacité d'identifier la plante n'est pas liée au type d'infrastructure dont les gestionnaires ont la charge.

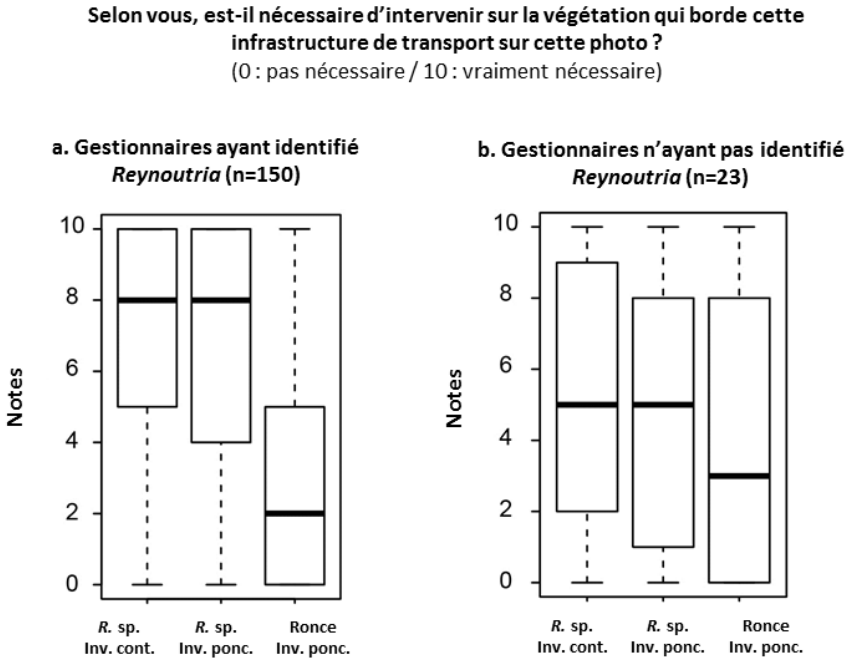


Figure 25 : Boîtes à moustache des notes attribuées pour évaluer la nécessité d'agir sur la végétation présente sur les photographies selon la capacité des gestionnaires à identifier les renouées (« *R.* sp. Inv. cont. » : invasion continue de *Reynoutria* ; « *R.* sp. Inv. ponc. » : invasion ponctuelle de *Reynoutria* ; « Ronce Inv. ponc. » : invasion ponctuelle de ronce)

6.3.1.2. Quelles sont les raisons d'agir sur les renouées ?

Afin d'expliquer ces différences, nous avons considéré les raisons mentionnées par les gestionnaires pour expliquer leur motivation à prendre des mesures à l'égard des renouées. Les résultats montrent que ces raisons diffèrent là encore selon le profil des gestionnaires (Figure 26). Les gestionnaires des cours d'eau se sont montrés plus enclins à agir pour préserver la biodiversité et les paysages, tandis que les gestionnaires de voies ferrées ont révélé être plus sensibles à la sécurité des utilisateurs et à l'intégrité des infrastructures. Dans le premier cas, la nature exotique des renouées semble être le principal problème en modifiant les écosystèmes. Alors que dans le second cas, le principal problème semble être l'envahissement lui-même : qu'il soit exotique ou indigène, un envahissement linéaire peut gêner la visibilité et poser des problèmes de sécurité.

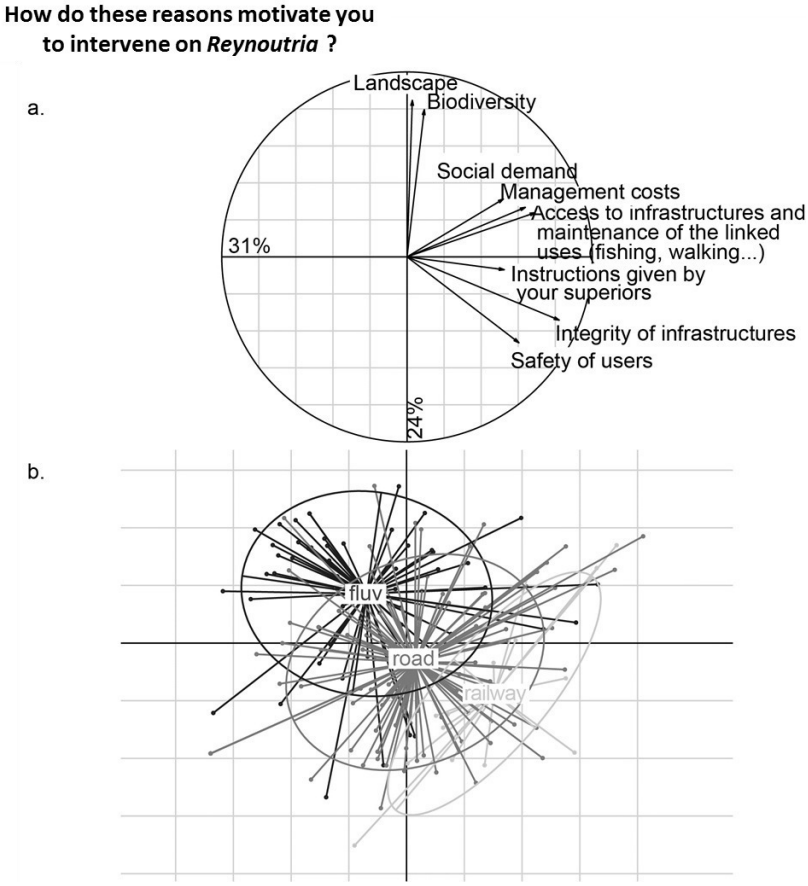


Figure 26 : Résultats de l'ACP (analyse en composantes principales) menée sur les raisons prioritaires qui motivent les gestionnaires à agir contre *Reynoutria* : (a) répartition des variables (les raisons prioritaires) dans le plan factoriel (axe 1, axe 2) ; (b) répartition des individus dans le plan factoriel

6.3.2. Une diversité de pratiques de gestion, sources d'insatisfactions

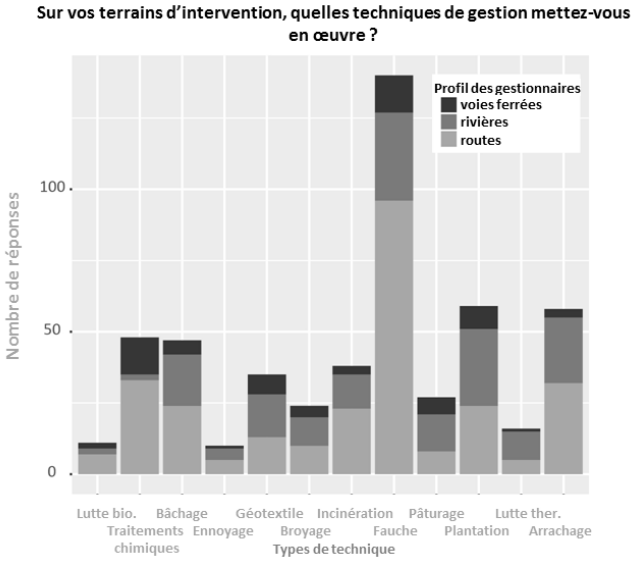


Figure 27 : Nombre de gestionnaires utilisant chaque technique de gestion selon le type d'infrastructure dont ils ont la charge

Les gestionnaires interrogés mobilisent une grande diversité de techniques pour gérer les renouées (Figure 27). Beaucoup d'entre eux sont habitués à les combiner. Dans les cas extrêmes, certains gestionnaires ont même déclaré utiliser actuellement les douze techniques dans leur territoire d'intervention. Une technique semble toutefois dominer, le fauchage, qui est utilisé par la majorité des gestionnaires interrogés.

Figure 28 : Degré de satisfaction exprimé par les gestionnaires concernant la gestion actuellement menée à l'égard de la renouée sur leur terrain d'intervention

Les gestionnaires étaient invités à évaluer leur degré de satisfaction à l'égard des modalités de gestion actuelles dans leur territoire d'intervention (Figure 28). Une grande majorité d'entre eux ont attribué une note comprise entre 0 et 5 sur 10. Ces notes traduisent une grande insatisfaction concernant les modalités actuelles de gestion des renouées. Les principaux critères d'insatisfaction - exprimés dans une question ouverte et analysés par analyse de contenu - sont présentés dans la Figure 29. Les résultats de la classification distinguent trois catégories de gestionnaires selon les raisons d'insatisfaction exprimées dans leurs réponses.

- Certains gestionnaires (en gris clair) regrettent l'absence, sur leur territoire d'intervention, d'une gestion spécifique aux renouées, traitées au même titre que les autres espèces dans les plans de gestion de la végétation (thème « aucune gestion spécifique »). Ces gestionnaires sont aussi ceux qui se sentent peu concernés (thème « peu concerné »), soit parce que les renouées ne sont selon eux pas présentes sur leur territoire, soit parce qu'ils estiment que la gestion des renouées n'est pas un enjeu prioritaire. Ce type de profil représente une minorité de personnes parmi les gestionnaires interrogés.
- D'autres gestionnaires (en gris moyen) regrettent une expansion des renouées sur leur territoire, qui semble associée, dans leurs réponses, d'une part à un manque de sensibilisation et, d'autre part, à un manque de coordination chez les acteurs concernés par la problématique de gestion des renouées. Dans le premier cas, les gestionnaires interrogés estiment que la conduite d'actions de sensibilisation pourrait concourir à une meilleure prise de conscience et une meilleure prise en charge du problème. Un manque d'informations est parfois (mais dans une moindre mesure) mentionné chez les personnes qui ont répondu à l'enquête. En de rares cas, les personnes interrogées soulignent l'existence d'un déficit de connaissance scientifique, notamment sur le comportement des renouées à moyen et long terme (ce qui rend complexe les choix de gestion). Dans le second cas, les gestionnaires regrettent un manque de coordination entre les différents types d'acteurs intervenant sur différents territoires. Ils soulignent la faiblesse des retours d'expérience de gestion entre les acteurs qui pourraient pourtant selon eux favoriser une meilleure coordination des actions (il s'agit de ne pas refaire ce qui ne fonctionne pas). Là encore, les gestionnaires ayant ce profil de réponses sont minoritaires.
- Enfin, la dernière classe (en gris sombre) concerne les gestionnaires qui déplorent que l'action mise en œuvre n'induise pas une éradication totale de la plante. Soit la présence de la plante, bien que stabilisée ou réduite, est jugée insatisfaisante ; soit la réapparition de la plante, suite à une action de gestion qui l'avait fait momentanément disparaître, est source d'insatisfaction. Plus généralement, ces gestionnaires se plaignent d'un manque de solutions de gestion efficaces. Il est aussi souligné que les méthodes de gestion utilisées sont susceptibles d'engendrer une dispersion des renouées (exemple : fauche), engendrant de fait une action contre-productive. Dans ce thème, la définition de l'efficacité est subjective et est laissée à l'appréciation du gestionnaire (éradication totale *ou* stabilisation *ou* régression). Au manque de techniques efficaces s'ajoute un manque de moyens, financier et humain, incompatible avec le caractère contraignant et chronophage des méthodes de gestion jugées les plus efficaces. Au final, les gestionnaires appartenant à cette classe se sentent dépassés face à l'ampleur de l'expansion des renouées. Ce sont eux qui sont les plus nombreux au sein de notre échantillon de répondants.

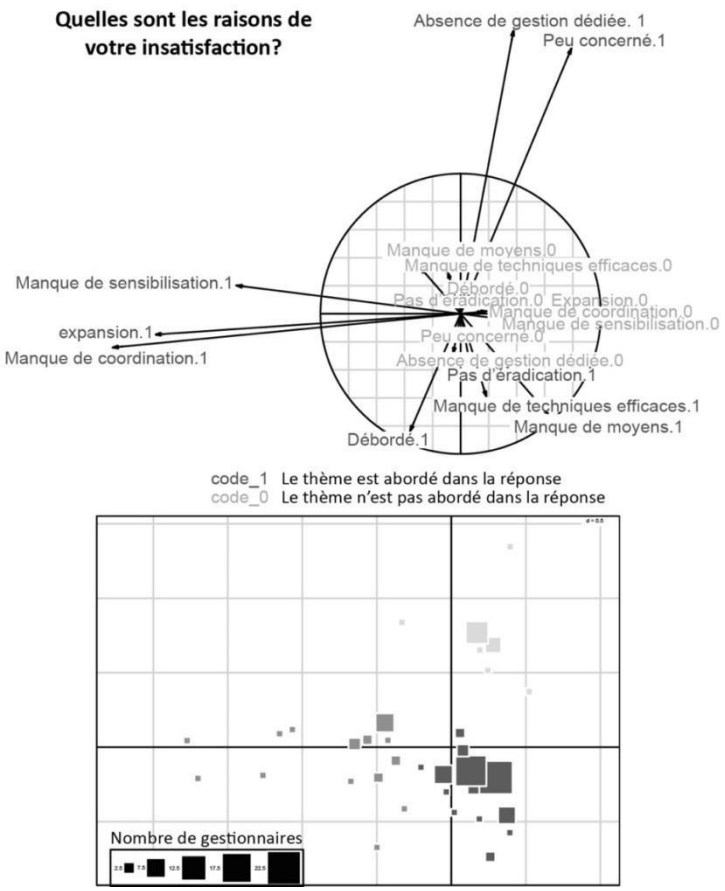


Figure 29 : Résultats de l'ACM (analyse des correspondances multiples) menée sur les raisons évoquées par les gestionnaires pour expliquer leur insatisfaction à l'égard de la gestion actuelle des renouées : (a) répartition des variables (i.e. les raisons évoquées) dans le plan factoriel (axe 1 ; axe 2) ; (b) répartition des individus dans le plan factoriel (le groupement des individus en 3 classes, issu d'une classification ascendante hiérarchique, est représenté à l'aide des niveaux de gris)

6.4.Discussion

6.4.1. Des gestionnaires sensibles aux enjeux, motivés mais épuisés

Notre enquête a démontré - comme d'autres études précédemment (Vanderhoeven, Piqueray *et al.* 2011, Cottet, Piola *et al.* 2015, Rouifed, Cottet *et al.* soumis) - que *Reynoutria* suscite des inquiétudes parmi les gestionnaires. Les résultats de cette enquête mettent toutefois en évidence une exception : les gestionnaires qui ne sont pas en mesure d'identifier et de nommer *Reynoutria* à partir des photographies n'expriment pas un fort besoin de gérer la plante le long des infrastructures de transport. Ce groupe ne représente cependant qu'une minorité de personnes. La nécessité de sensibiliser les gestionnaires à l'importance des enjeux liés aux espèces envahissantes, soulevée il y a une douzaine d'années (Bardsley et Edwards-Jones 2006), ne semble donc plus être d'actualité. Les raisons de ces préoccupations sont avant tout liées à la préservation de la biodiversité. L'origine exotique de *Reynoutria* pourrait être en cause car la présence d'une végétation envahissante native (la ronce par exemple) n'éveille pas le même besoin d'agir. Les impacts induits par *Reynoutria* sur la biodiversité pourraient également induire ces préoccupations. Il a été démontré que ces deux critères (origine exotique et impacts induits)

influençaient fortement les perceptions des espèces envahissantes et de la gestion qu'il est bon de mettre en œuvre à leur égard (Gobster 2011, Selge, Fischer *et al.* 2011). Comme cela a déjà été démontré dans des travaux antérieurs (Cottet, Piola *et al.* 2015), les gestionnaires déclarent que la présence de *Reynoutria* devrait aboutir à une action de gestion. L'originalité de notre enquête est de démontrer que cette action est souhaitée par les gestionnaires interrogés dès les premiers stades de l'invasion. Ces derniers ont montré une réaction forte et rapide à sa présence. Leur motivation à agir à l'encontre de *Reynoutria* se traduit, sur le terrain, par l'utilisation d'une grande diversité de méthodes de gestion, des plus classiques aux plus expérimentales (Delbart, Mahy *et al.* 2012). Cette attitude - une réaction rapide et intense (Figure 30b) - est relativement récente. Une étude antérieure (Boyer 2005), publiée il y a un peu plus de dix ans, a montré que la motivation des gestionnaires à agir sur *Reynoutria* était alors proportionnelle à son degré d'invasion (Figure 30a). Cette attitude a conduit, selon l'auteur, à des situations de non-retour : l'action a été mise en œuvre trop tard pour pouvoir être efficace. Les résultats de notre enquête soulignent donc une évolution des perceptions des gestionnaires : leur forte conscience des enjeux induits par l'invasion de *Reynoutria* les amène à réagir plus tôt que par le passé. Cette évolution rapide des perceptions a déjà été constatée dans la littérature scientifique et peut être interprétée comme le résultat des incertitudes relatives aux espèces invasives et à leurs impacts et de l'acquisition progressive de connaissances à leur sujet (Starfinger, Kowarik *et al.* 2003). Néanmoins, aujourd'hui, les gestionnaires interrogés montrent un épuisement dû à l'absence de méthodes jugées efficaces (c'est-à-dire, selon eux, une méthode qui conduit à l'éradication totale ou à la régression de la plante) et à la tâche répétitive que représente sa gestion. Leur découragement conduit certains d'entre eux à abandonner la gestion de *Reynoutria*.

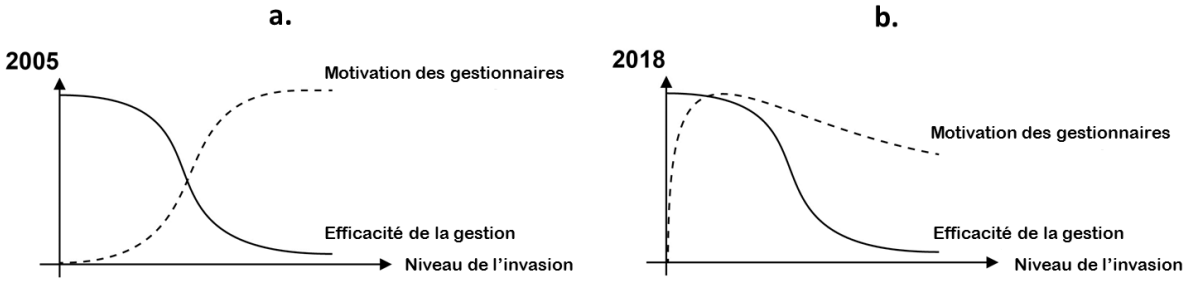


Figure 30 : Schéma d'une évolution observée entre 2005 (a) et 2018 (b) de la motivation des gestionnaires à agir à l'encontre de *Reynoutria* en fonction du degré de l'invasion (le graphique de gauche est tiré de Boyer (2005))

6.4.2. Une espèce, de multiples perceptions et usages : l'influence de l'expertise

Cette volonté d'agir a trouvé des expressions différentes selon le profil des gestionnaires interrogés.

- Ils n'agissent pas pour les mêmes raisons : les gestionnaires fluviaux se montrent plus enclins à agir pour préserver la biodiversité et l'intégrité des paysages, alors que les gestionnaires ferroviaires se montrent plus sensibles à la sécurité des usagers et à l'intégrité des infrastructures.
- Ils n'évaluent pas l'urgence au même niveau : les gestionnaires de chemins de fer jugent plus nécessaire de prendre des mesures sur les ronces que les gestionnaires de rivières et de routes.
- Ils n'agissent pas de la même manière : par exemple, les gestionnaires de rivières utilisent beaucoup moins de pesticides que les gestionnaires de routes et de chemins de fer, alors qu'ils sont plus enclins à utiliser des techniques de bâchage, de géotextile ou de plantation.

Ces différences entre les gestionnaires en fonction de leur profil - c'est-à-dire en fonction du type d'infrastructure dont ils ont la charge - démontrent que l'expertise influence fortement la perception de *Reynoutria* et les techniques de gestion mises en œuvre à son égard. Un expert est quelqu'un qui a une expérience durable ou intense dans un domaine particulier grâce à la pratique et à l'éducation dont il a fait l'objet. Il a déjà été démontré que l'expertise environnementale influence les perceptions et les actions menées en réponse à des problèmes environnementaux (Buijs et Elands 2013). Wyżga, Zawiejska *et al.* (2009) ont mis en évidence l'influence de l'éducation académique sur la perception du bois mort dans les cours d'eau. Ils ont montré que la perception négative, culturellement conditionnée, du bois mort dans le chenal est réduite dans le cadre des études menées par les étudiants en géographie et en biologie, mais augmentée au cours des études d'ingénierie de l'eau. Les connaissances pratiques (ici, acquises dans le cadre d'expériences professionnelles) sont également connues pour orienter l'interprétation et la définition des problèmes environnementaux et de leurs solutions : certains auteurs considèrent que ces différences peuvent être liées à différentes « cultures professionnelles ». Selon ce concept, poursuivre une activité professionnelle signifie non seulement « pouvoir mettre en œuvre des compétences et des techniques appropriées, mais aussi intégrer un micro-univers social caractérisé par certaines valeurs, des manières de traiter différents problèmes, ainsi que des configurations de relation de travail spécifiques » (Van Zanten 2016). L'existence de différentes cultures professionnelles a été considérée comme un obstacle majeur à la mise en œuvre de coopération dans le domaine environnemental, y compris chez les acteurs publics (Burström 2000, Drake, Steckler *et al.* 2004). Cependant, la gestion de *Reynoutria* et, plus largement, des espèces invasives, implique un large panel d'acteurs issus de différents domaines d'expertise et nécessitant une coopération entre eux. Nos résultats laissent penser que cette coopération pourrait être compliquée par l'existence de différentes cultures professionnelles. Il semble important de briser cette frontière en établissant un dialogue plus intense et régulier entre tous les acteurs impliqués.

6.4.3. Un besoin de changement dans les perceptions et les pratiques de gestion

La préoccupation et l'épuisement ressentis par les gestionnaires nécessitent de repenser les pratiques de gestion. Les expériences passées ont montré qu'il n'y a pas de solution complète et définitive au « problème *Reynoutria* ». Dans certaines régions, l'invasion de *Reynoutria* est trop avancée pour être contrée et les coûts de gestion sont très élevés. *Reynoutria* fait aujourd'hui partie de nos paysages et doit être acceptée. Néanmoins, un contrôle peut être légitime localement en fonction du contexte. Nous soutenons que *Reynoutria* ne devrait plus être perçue comme un « problème » à résoudre, mais comme un objet à gérer parmi d'autres (comme l'entretien de l'enrobé sur les routes par exemple). Cette gestion nécessite une clarification sur les raisons d'agir : « pourquoi est-ce que j'agis ? » ; et surtout, « pourquoi est-ce que j'agis ici ? ». Les gestionnaires doivent prioriser leur action et se concentrer sur les zones où l'expansion peut être limitée ou sur les zones qui sont encore non envahies, en particulier celles qui sont considérées d'intérêt écologique. En effet, sur les zones non envahies, une inspection régulière permet de les protéger facilement contre une invasion. Au-delà du stade de l'invasion, d'autres critères doivent également être pris en compte pour hiérarchiser les actions, et notamment les problématiques spécifiques aux contextes social et territorial : sécurité et visibilité en bord de route pour les conducteurs, accès aisé aux berges par les pêcheurs… Ainsi, l'action envers *Reynoutria* doit évoluer. Plutôt qu'un combat systématique et perdu d'avance, la gestion doit être rationalisée, planifiée, localisée. Le défi aujourd'hui, pour tous les gestionnaires en charge de ce dossier, est, comme pour tout projet de restauration, de fixer des objectifs réalistes et réalisables (Hobbs 2007). Ceux-ci doivent résulter d'un inventaire préalable prenant en compte, pour chaque massif, le stade de l'invasion et le contexte territorial. Les objectifs de l'action doivent être définis collectivement et, pour chaque objectif, il faut définir une action ciblée et raisonnée basée sur des techniques et des processus appropriés. Ce réalisme d'une stratégie « à la carte » est aussi garant d'une sérénité dans l'action pour tous les managers impliqués, au quotidien, dans la gestion de *Reynoutria*.

7. WP 2 : Caractérisation spatio-temporelle et analyse paysagère des taches de renouées

7.1. Utilisation de la télédétection pour un suivi spatio-temporel

7.1.1. Résumé en français

La compréhension des dynamiques spatiales des plantes exotiques envahissantes est un enjeu primordial pour nombre de chercheurs et de gestionnaires d'espaces naturels ou d'infrastructures de transport. Que ce soit pour prédire les futures invasions ou pour contrôler les populations établies et ainsi préserver l'intégrité des écosystèmes ou des infrastructures, il est important d'avoir des outils permettant de cartographier à large échelle les populations de plantes exotiques envahissantes et de suivre les fronts de colonisation. La télédétection est de plus en plus employée pour de tels desseins. En revanche, les approches par télédétection peuvent être très difficiles à reproduire par des utilisateurs non-experts, et le choix de la meilleure méthode va souvent dépendre des objectifs, de l'échelle, du type de paysage considéré et de la nature des images disponibles.

Dans cette étude, nous présentons une procédure de traitement d'images facilement reproductible pour une détection précise des très problématiques renouées asiatiques (*Reynoutria* spp.) grâce à des métriques auxiliaires simples obtenues de sources mono- ou multi-dates. L'idée était de comparer la précision de classifications obtenues à partir de différents types d'images (satellite et drone), acquises à différentes dates, et pour deux niveaux de complexité paysagère. Nous avons également tenté d'éclairer l'utilisateur sur le degré réel de détection qu'il peut espérer obtenir grâce à cette méthode en évaluant la précision des classifications avec une validation dite en « bordures floues » (c'est-à-dire en intégrant une part d'incertitude dans la délimitation spatiale des prédictions de renouées) en plus d'une validation classique (dite en « bordures nettes »).

Nos résultats indiquent qu'il est tout à fait possible d'obtenir une très haute précision de classification des renouées. Toutefois, la qualité des résultats dépend grandement du type d'image utilisé et du contexte paysager. La précision en « bordures nettes » de nos classifications d'images satellite est assez décevante, mais celle de nos classifications d'images drone est fréquemment très élevée, particulièrement lorsque des métriques auxiliaires sont utilisées. Il n'est pas surprenant de constater que notre meilleure classification a été obtenue dans un paysage ouvert assez homogène, avec une Précision Producteur (PP) de 86% et une Précision Utilisateur (PU) de 78%. Alors qu'il existe des perspectives pour augmenter substantiellement aussi bien la PP que la PU, nos résultats en « bordures floues » indiquent que de toute façon, un utilisateur peut en fait s'attendre à détecter de bien plus grandes surfaces de renouées que ce que laissent suggérer les validations classiques qui sont très conservatrices. En effet, les taux de *vrais positifs* (PP) de nos classifications satellite et drone en « bordures floues » dépassent souvent les 95%.

Le choix de la meilleure approche en fonction des objectifs de l'utilisateur est abordé dans la discussion. Nous discutons également des écueils inhérents à la télédétection pour des applications opérationnelles et des nécessaires compromis entre contextes paysagers, échelles d'étude et niveaux de précisions.

7.1.2. Introduction

Biological invasions are usually seen as a major cause of global change that threatens biodiversity, ecosystem functioning, economies and human well-being (Vilà, Espinar *et al.* 2011). As early monitoring of invasive alien plants (IAPs) is recognized as one of the most cost-efficient way to tackle invasions (Early, Bradley *et al.* 2016, Holden, Nyrop *et al.* 2016), the elaboration operational methods to quickly detect IAPs over large areas is particularly needed (Byers, Reichard *et al.* 2002). Consequently, an increasing number of researches have been made on the identification and mapping of IAPs using remote sensing technologies (for reviews, see: Lass, Prather *et al.* 2005, Huang et Asner 2009, Bradley 2014). If remote identification of plants was for a long-time reserved to trees and shrubs, the rise of very-high resolution (VHR) satellites and of Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) with sub-metric to sub-decimetric spatial resolutions has led the way to the accurate mapping of herbaceous invaders (Müllerová, Brůna *et al.* 2016).

The highly famous knotweeds (*Reynoutria* spp.; syn. *Fallopia* spp., *Polygonaceae*) are among the most troublesome IAPs for land managers and conservationists in the temperate regions of the world. Originated from eastern Asia, they have colonized countless disturbed areas of Europe, North America, Australia and New Zealand (Alberternst et Böhmer 2006, Bailey et Wisskirchen 2006). These highly competitive, fast-growing herbaceous plants are characterized by a wide environmental tolerance, strong regeneration capacities, important hybridization potential and both clonal and sexual reproduction (Bailey, Bímová *et al.* 2009, Buhk et Thielsch 2015). Consequently, knotweeds are known to be extremely difficult to control, and their management have been the focus of numerous publications and reviews (e.g. Child et Wade 2000, McHugh 2006, Bashtanova, Beckett *et al.* 2009). The annual economic cost of knotweed invasions is estimated to be around €2.3 billion in Europe (Kettunen, Genovesi *et al.* 2009) and above £165 million for the United Kingdom alone (Williams, Eschen *et al.* 2010). For all these reasons, improving detection and monitoring of knotweed populations could enhance control efficiency (cf. Holden, Nyrop *et al.* 2016) and lead to a better understanding of their spatial dynamics (Pyšek et Hulme 2005), especially along their main dispersal axes; i.e. transport infrastructures and rivers (Tiébré, Saad *et al.* 2008).

Until recently, attempts to remotely detect knotweeds remained inconclusive (e.g. Jones, Pike *et al.* 2011, Dorigo, Lucieer *et al.* 2012). Müllerová, Brůna *et al.* (2017) however, using the extremely high spatiotemporal resolution of low-cost UAV imagery to track the phenological stages of the plant, finally reached classification accuracies suitable for operational applications with an image acquired in November, when the senescent plant differed most from the surrounding vegetation. But since others failed to map knotweed with comparable images due to

bad illumination and long projected shadows (Michez, Piégay *et al.* 2016), and as this method is highly dependent on weather conditions and the duration of the senescence stage, alternative approaches had to be found.

A good means to improve image classification results for a plant species that lacks distinctive response is to increase the number of variables used to describe this elusive response (e.g. spectral channels, texture features). Indeed, more variables means more chances to find the features that uniquely specify the characteristic response of the plant. Hyperspectral images, with their many spectral bands, are commonly used for such a purpose (Lass, Prather *et al.* 2005). However, hyperspectral images are usually expansive and difficult to handle for non-experts and would therefore be impractical for operational uses (cf. Müllerová, Brůna *et al.* 2017). Another way, that here again uses the differentiation potential of phenology to identify the plant, is to assess its spectral differences in time with multi-date images (Oldeland, Dorigo *et al.* 2010, Dorigo, Lucieer *et al.* 2012). The progresses in the photogrammetry of UAV images also enable easy generation of 3D models that highlight the structure of vegetation (Lisein, Pierrot-Deseilligny *et al.* 2013, Whitehead et Hugenholtz 2014), which may be helpful to distinguish plant species types. In this paper, our aims was to: (i) assess the potential of simple ancillary information (single- and multi-date) for the improvement of knotweed detection from satellite and UAV imagery, (ii) evaluate the amount of knotweed cover that may be mapped depending on image type, and (iii) describe an easily-reproducible classification procedure for accurate mapping of knotweeds. As remote sensing techniques are often too complex to be implemented by non-experts, the idea was to work with commercial software that requires only few training, with ancillary data that are easy to acquire and process, and to assess this methodology in respect of the potential objectives of end-users.

7.1.3. Materials and methods

7.1.3.1. Study sites and image acquisition

In this study, we worked on two different sites located in the floodplains of two major rivers of eastern France (Figure 31). For each site, a set of satellite and UAV images was acquired at three different time periods: spring, early summer and early fall (Tableau 6). Unfortunately, a crash of our drone prevented us to acquire the summer UAV images. The satellite imagery consisted of Pleiades 1B PMS images with a 50 cm pan-sharpened spatial resolution, and a four channels (RGB + NIR) spectral resolution. The drone images were obtained via a DS6 hexacopter UAV [DRONESYS, Saint Vincent de Mercuze, France] equipped with two commercial cameras (Sony Alpha 7 with 24.3 Megapixels Full Frame Exmor CMOS Sensor and a Sonnar T* FE 35mm f/2.8 Zeiss lens). One camera was used to catch standard RGB bands while the other had been modified to acquire the Near-Infrared (NIR): i.e. replacement of the built-in filter by a MC Clear filter and a Hoya R72 filter. This low-cost flexible platform enabled the acquisition of 8 cm resolution imagery.

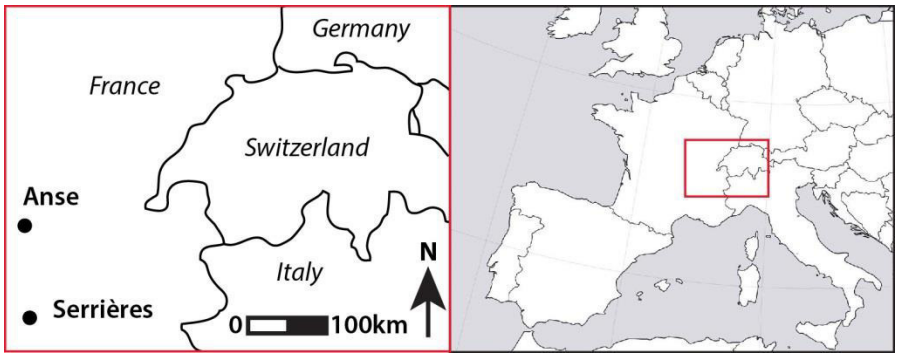


Figure 31 : Localisation of the study

The first site was located in the municipality of Anse (*ca.* 170 m a.s.l.) at the confluence of the Saone River and one of its tributary which is heavily invaded by knotweeds, the Azergues River. The Anse Pleiades images covered an area of 213 ha comprising urban areas, croplands, major transport infrastructures and semi-natural riparian environments. The UAV study area, encompassed in the Pleiades one, covered a 4.8 ha area focused on the junction of the rivers and characterized by highly heterogeneous riparian vegetation. Some knotweeds of the area are frequently mowed while others are not. The second study site was located in the village of Serrières (*ca.* 132 m a.s.l.) along the Rhône River. The Pleiades imagery covered a 263 ha area composed of urban areas, various agricultural lands (vineyards, orchards and crops), forests, and mostly-open riverbanks (recreational area) sporadically invaded by knotweeds. The UAV site covered an area of 7.1 ha and was restricted to the managed, open riverbanks zone of the area that hosted periodically mowed knotweed stands.

Site name	Latitude	Longitude	Season	Image acquisition date		Area of the Pleiades study site	Area of the UAV study site
				Pleiades	UAV		
Anse	45.936	4.722	Spring	19.04.2016	26.05.2016	213 ha	4.8 ha
			Summer	18.07.2016	*Crashed*		
			Fall	03.10.2016	22.09.2016		
Serrières	45.319	4.763	Spring	06.04.2016	25.05.2016	263 ha	7.1 ha
			Summer	18.07.2016	*Crashed*		
			Fall	29.09.2016	05.10.2016		

Tableau 6 : Presentation of all the satellite and UAV images used in the classifications for each study site

7.1.3.2. Image preprocessing

The two UAV cameras acquired regularly synchronized images with 85% forward and 70% side overlap during flight missions. We performed georeferencing and mosaicking through the photogrammetric software Photoscan v.1.2.6 [Agisoft LLC, St. Petersburg, Russia] using the Structure-from-motion approach (Sfm - Turner, Lucieer *et al.* 2012). This process produces three-dimensional dense point clouds by identifying common features across scenes from the different angles of the images. Models are then transformed into absolute coordinates using Ground Control Points (GCPs) automatically identified in the images and measured on the ground by RTK-GNSS (Trimble Geoexplorer 6000 – with mean deviation < 0.3 m) to ensure georeferencing accuracy. Finally, the point clouds are segmented to generate Digital Surface Models (DSMs) and Digital Terrain Models (DTMs) that are in turn used to orthorectify the

mosaics (Turner, Lucieer *et al.* 2012, Lisein, Pierrot-Deseilligny *et al.* 2013), producing orthoimages with subdecimetric spatial resolutions.

The Pleiades images were orthorectified on the Elevation 30 model and projected into the Lambert93 projection system based on the French RGF93 datum. All data were further georeferenced using additional GCPs to ensure maximal registration between dates. However, it was sometimes difficult to find suitable locations for GCPs in the UAV imagery due to the lack of "fixed" elements: e.g. constructions, rocks.

7.1.3.3. Classification design and ancillary information

In order to evaluate the potential of single- and multi-date ancillary information for the detection and mapping of knotweeds for different scale-dependent objectives, several classifications had to be compared. The idea was to assess the gain of classification accuracy obtained by the sequential addition of ancillary information derived from either the image that was being classified (single-date analysis) or from an image acquired at another date (multi-date analysis) (Tableau 7).

There could be many different types of "information" derived from ancillary data (especially from multi-date images), such as differences in mean band values, texture, brightness, etc. For computational reasons, we did not test them all but chose to restrict our analysis to two kinds of variables easily computable by commercial software of image-analysis: i.e. Bi-Temporal Band Ratios (BTBRs – multi-date information) and Canopy Height Models (CHMs – single- and/or multi-date information).

The BTBR was designed by Dorigo, Lucieer *et al.* (2012) for the very purpose of characterizing the seasonal spectral behaviour of knotweeds by exploiting the phenological variation in tissue's chemistry and thus, radiative response in the red and green bands at different dates. However in their study, they only worked on two periods (spring and summer) and one of their aerial photograph did not had a NIR band. Since they recommended to always use the NIR band when possible, and since we worked on three different seasons, we developed modified versions of their BTBR:

$$\text{BTBR} = \frac{(R_{off} / R_{on}) - (G_{off} / G_{on})}{(R_{off} / R_{on}) + (G_{off} / G_{on})} \qquad \text{BTBRmod} = \frac{(NIR_{off} / R_{on}) - (G_{off} / G_{on})}{(NIR_{off} / R_{on}) + (G_{off} / G_{on})}$$

where *R*, *G* and *NIR* stand for the mean values of the red, green and NIR bands, respectively, while the suffix indicates the image the band is from (Dorigo, Lucieer *et al.* 2012). Here, *on* always designated the image that was being classified, and *off* the image that was not being classified but from which ancillary information was extracted. When classifications involved three different image dates (Tableau 7), three BTBR indices were used between each pair of image, where the suffix *on* designated either the image that was being classified or the most recent image (only for the BTBR that did not include the image being classified).

The CHMs were built by subtracting the DTMs from the DSMs generated during the UAV imagery preprocessing. For that reason, CHMs were only used in the UAV image analysis, for which a CHM was computed for each date. For some UAV classifications, we consequently used single-date CHMs and for others, we used multi-date CHMs (Tableau 7). The latter therefore gave information on species growth rates (useful for fast-growing species like knotweeds).

Classification name	Image being classified		Data used for ancillary information	Type of ancillary information
Pleiades imagery				
Summer-alone	Summer			-
Summer-spring	Summer	+	Spring	BTBR
Summer-fall	Summer	+	Fall	BTBR
Summer-all-dates	Summer	+	Spring + Fall	BTBR
Fall-alone	Fall			-
Fall-spring	Fall	+	Spring	BTBR
Fall-summer	Fall	+	Summer	BTBR
Fall-all-dates	Fall	+	Spring + Summer	BTBR
UAV imagery				
Spring-alone	Spring			-
Spring-phenology	Spring	+	Fall	BTBR
Spring-CHM	Spring	+	Spring CHM	CHM
Spring-biCHM	Spring	+	Spring CHM + Fall CHM	CHM
Spring-all-dates	Spring	+	Spring CHM + Fall + Fall CHM	Both
Fall-alone	Fall			-
Fall-phenology	Fall	+	Spring	BTBR
Fall-CHM	Fall	+	Fall CHM	CHM
Fall-biCHM	Fall	+	Fall CHM + Spring CHM	CHM
Fall-all-dates	Fall	+	Fall CHM + Spring + Spring CHM	Both

Tableau 7 : Presentation of the classification design used on each site. The "+" sign indicates that an ancillary data (BTBR or CHM) is added to the features used to classify the image: e.g. for the *summer-spring* Pleiades classification, in addition to the features used by Müllerová, Brůna *et al.* (2017), a BTBR index calculated between the summer and the spring images is used to classify the summer image.

7.1.3.4. Classification procedure

For our comparisons, we decided to use an object-based approach because, unlike pixel-based methods that only account for the spectral information of images, it also enables the incorporation of scale-dependent structural and contextual data such as the texture, shape, or topology of image-objects (Benz, Hofmann *et al.* 2004, Blaschke 2010). We thus carried out a multiresolution segmentation with a trial-and-error approach to find the best segmentation parameters. Multiresolution segmentation is a region-merging technique that merges contiguous groups of pixels until a heterogeneity threshold (defined by parameters of scale, shape and colour) is crossed (Baatz et Schäpe 2000). As emphasized by Müllerová, Brůna *et al.* (2017), knotweeds lack consistency in their shape and colour. Consequently, we had to operate a very fine segmentation to isolate knotweed-objects from surrounding background and other plant species, creating tens of thousands of image-objects which substantially slowed down computations.

To classify the image-objects created, we used the machine learning algorithm Random Forest (RF) that combines multiple classification trees (Breiman 2001). RF is a non-parametric classifier based on "bagging" (for *bootstrap aggregating*) that only uses random subsets of training objects and input variables to make decisions, offering several advantages: it is easy to parametrize, computationally efficient, and it is robust to overfitting, correlation between variables, and unbalanced training-samples (Breiman 2001, Gislason, Benediktsson *et al.* 2006). To help the algorithm, we decided to create several thematic classes (e.g. water, buildings, trees) apart from knotweeds, that were merged in the end to only retain three classes: *knotweed*, *cut knotweed* and *other*. For September UAV classifications in Anse, an additional class of knotweed was created (called *island knotweed*) because some knotweeds located on a river shoal had a different facies than the other knotweeds. To train the algorithm, training objects visible at every acquisition date were sampled for each class. Since some classes were more abundant than others, we could not have an equal number of samples per class. However, we ensured that each class had between 5 and 30% of their surface selected as training-sample. In order to get more comparable results, we used exactly the same object features (except for, when relevant, the addition of BTBRs and CHMs) that were used in Müllerová, Brůna *et al.* (2017): i.e. statistics on band values (mean, maximum, minimum and normal and circular standard deviations), contrast to neighbouring pixels, geometrical features (area, border length, length/width ratio, asymmetry and compactness) and texture-based metrics (GLCM features of homogeneity, contrast, dissimilarity and entropy in all directions).

All steps of classification were performed on eCognition Developer v.8.9.1 (Trimble 2013), and additional information on the software workflow (e.g. parameters, pitfalls) can be found in Supporting Information.

7.1.3.5. Validation and accuracy assessment

On both sites, several field campaigns were conducted throughout 2016 to map all knotweed stands present in the study areas using high-precision GNSS. However, since the ultra-high resolution of UAV imagery often exceeds the precision of the highly time-consuming GNSS measurements (Laliberte, Herrick *et al.* 2010, Müllerová, Pergl *et al.* 2013), all mapped polygons were manually corrected through photo-interpretation to ensure sufficient precision matching between the validation datasets and the classification results. Moreover, many unwanted changes are displayed across multi-date images (Figure 32) due to shots characteristics (e.g. timing of acquisition, camera angles, weather conditions) or modifications of the landscape (e.g. construction, floods, growing vegetation): in Figure 32a for instance, the knotweed cover visible on the summer picture is maimed on the spring one because of a flood. Therefore, we decided to create an exclusive validation dataset for each date. We also separated our datasets between "total" and "visible" (from the sky) knotweed populations. Validation was performed on all actual knotweed surfaces independent of the training samples, and we computed Producer's (PA – accounting for *errors of omission*) and User's Accuracies (UA – accounting for *errors of commission*) to evaluate and compare results (Congalton et Green 2009).

In addition to modifying the actual and visible knotweed covers, working with multi-date imagery implies an increase of some sources of error. In remote sensing, mixed-objects and misregistration issues are usually unavoidable (Foody 2008, Theiler 2008), but they are enhanced with every added data (Theiler 2008). In Figure 32b and c, image-objects circled in red are homogeneous on the left image (spring) but not on the right (fall) because of the growing vegetation and the spectral and positional registration inaccuracies between images. Such image-objects would have heterogeneous spectral or textural responses compared to the pink image-objects, and would thus probably be classified differently in a multi-date classification (while they all are knotweeds), leading to patchy detection and maps. This means that even if multi-date ancillary information improves discretization of image-objects homogeneous across all dates, it would artificially reduce the accuracy of image-objects that are heterogeneous across dates because they are too different from the training samples (that are, of course, chosen on homogeneous objects). For these reasons, besides using specific validation datasets for each date, we also tested the accuracy gained by using *fuzzy boundaries*. We indeed considered that the boundaries of image-object classified as knotweed were not *crisp* but *fuzzy* (cf. Albrecht, Lang *et al.* 2010). We tested two sizes of *fuzzy boundaries*: 2-pixels and 10-pixels (i.e. 16 cm and 80 cm, and 1 m and 5 m for the UAV and the Pleiades images, respectively). In other words, for a 10-pixels *fuzzy boundary* validation of a UAV classification, we considered that the 80 cm around every image-object predicted as knotweed was knotweed as well.

All steps of validation were performed on ArcGIS 10.3 (ESRI 2014).

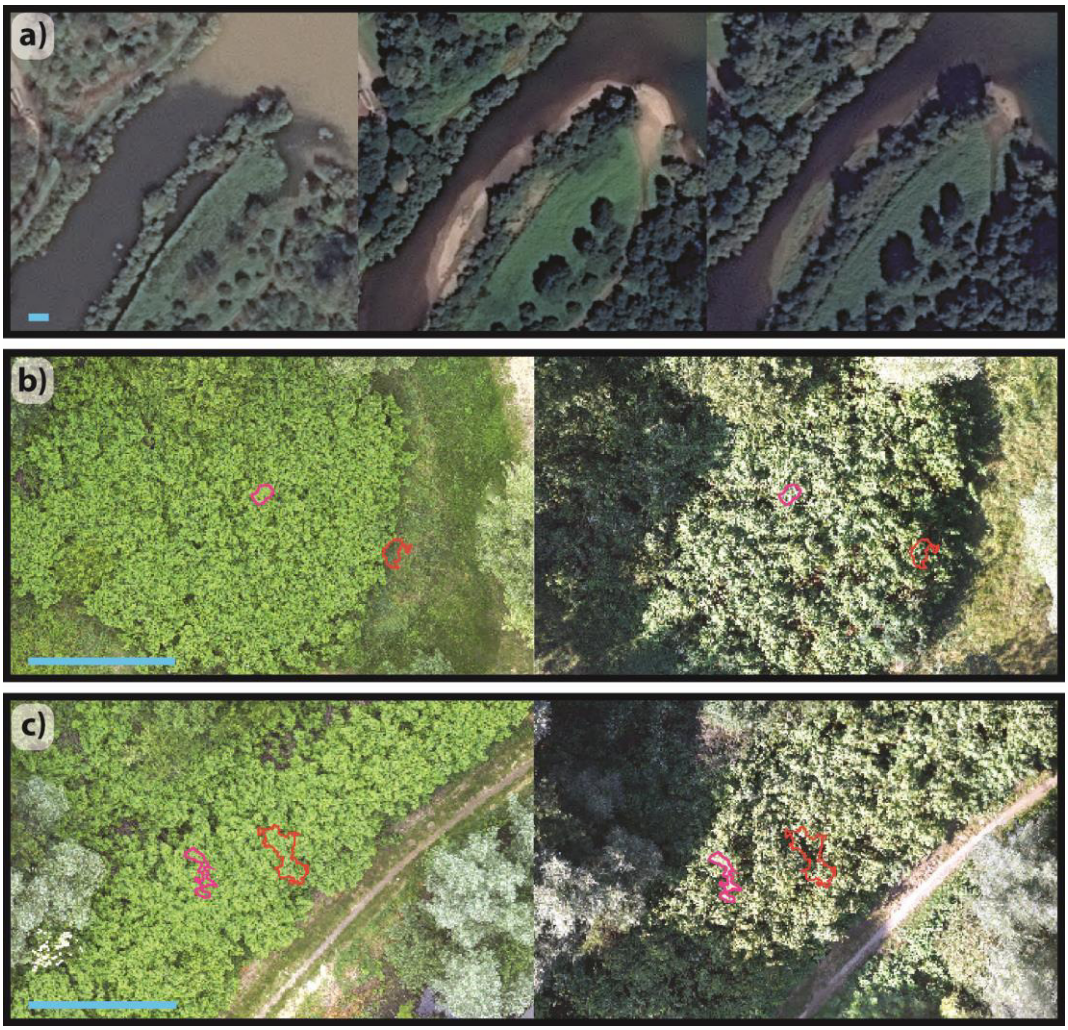
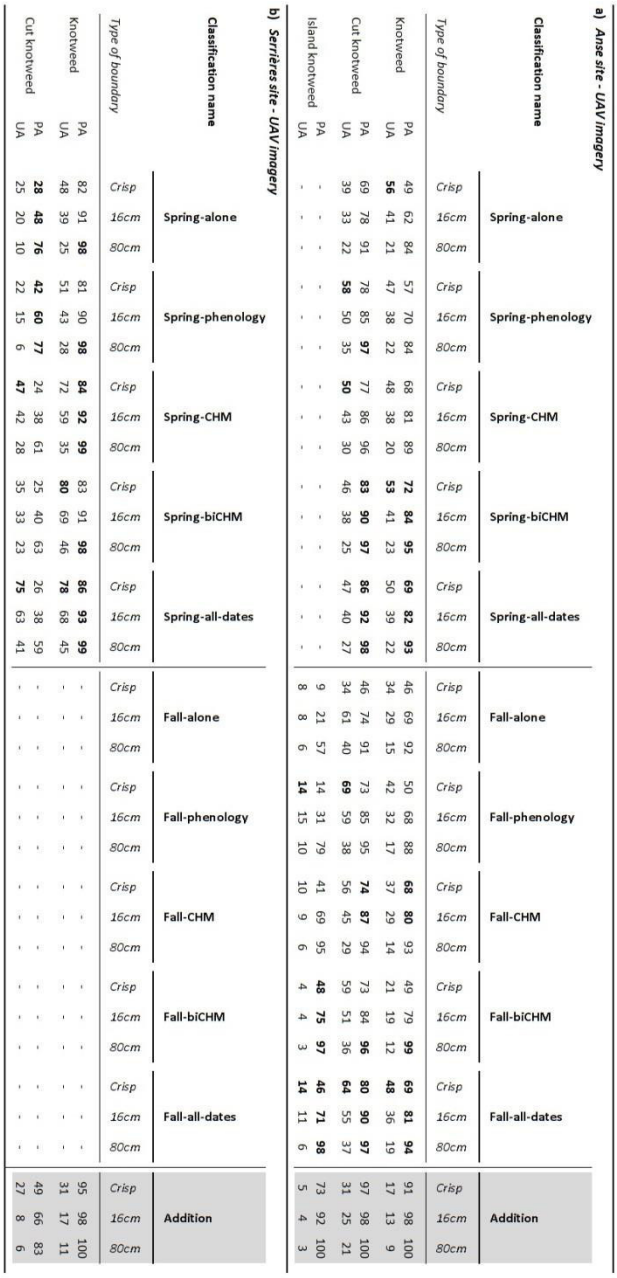


Figure 32 : Illustration of some source of errors due to the use of multi-date imagery, linked to a) changing landcover (Pleiades images of Anse), b) positional misregistration and c) mixed-objects (spring UAV image on the left, and fall UAV image on the right). The blue scale-bar represents a length of 8 meters. The red and pink lines delineate image-objects generated by the multiresolution segmentation process.

7.1.4. Results

Only the results from the visible knotweed datasets are presented here: 48.8% and 9% of the total knotweed cover was located under the tree canopy in Anse and Serrières, respectively (and was thus invisible on the images). Our results show that adding CHMs and BTBRs improves classification accuracies (Tableau 8 and Tableau 9), but that the strength of improvement depends on the site and the imagery. The best "crisp" PA/UA for the knotweed class were obtained from multi-date classifications and range from 61/34% for the fall-summer Pleiades classification in Anse, to 86/78% for the spring-all-dates UAV classification in Serrières, with slightly lower values in Anse. The other classes were more inconsistent in their accuracy across image types and sites. As could have been expected, fuzzy boundaries gave far better PAs, often exceeding 90 or even 95% (Tableau 8 and Tableau 9). Unfortunately, due to a bad timing of acquisition, Pleiades' and UAV's (only for autumn) classification results in Serrières gave no accuracy higher than 40% and are thus not presented here.



a) *Anse site - UAV imagery*

Classification name	Type of boundary	Island knotweed PA	Island knotweed UA	Knotweed PA	Knotweed UA	Cut knotweed PA	Cut knotweed UA
Spring-alone	Crisp	-	-	49	**56**	69	39
	16cm	-	-	62	41	78	33
	80cm	-	-	84	21	91	22
Spring-phenology	Crisp	-	-	57	47	78	**58**
	16cm	-	-	70	38	85	50
	80cm	-	-	84	22	**97**	35
Spring-CHM	Crisp	-	-	68	48	77	**50**
	16cm	-	-	81	38	86	43
	80cm	-	-	89	20	96	30
Spring-biCHM	Crisp	-	-	**72**	**53**	83	46
	16cm	-	-	**84**	41	**90**	38
	80cm	-	-	**95**	23	**97**	25
Spring-all-dates	Crisp	-	-	**69**	**86**	92	47
	16cm	-	-	**82**	39	92	40
	80cm	-	-	**93**	22	**98**	27
Fall-alone	Crisp	9	8	46	34	46	34
	16cm	8	8	69	29	74	61
	80cm	6	6	92	15	91	40
Fall-phenology	Crisp	14	**14**	50	42	73	**69**
	16cm	15	15	68	32	85	59
	80cm	10	10	88	17	95	38
Fall-CHM	Crisp	41	10	**68**	37	**74**	56
	16cm	69	9	**80**	29	**87**	45
	80cm	95	6	93	14	94	29
Fall-biCHM	Crisp	**48**	4	49	21	73	59
	16cm	**75**	4	79	19	84	51
	80cm	**97**	3	**99**	12	**96**	36
Fall-all-dates	Crisp	**46**	**14**	**69**	**48**	**80**	**64**
	16cm	**71**	11	**81**	36	**90**	55
	80cm	**98**	6	**94**	19	**97**	37
Addition	Crisp	73	5	91	17	97	31
	16cm	92	4	98	13	98	25
	80cm	100	3	100	9	100	21

b) *Serrières site - UAV imagery*

Classification name	Type of boundary	Knotweed PA	Knotweed UA	Cut knotweed PA	Cut knotweed UA
Spring-alone	Crisp	82	48	**28**	25
	16cm	91	39	**48**	20
	80cm	**98**	25	**76**	10
Spring-phenology	Crisp	81	51	**42**	22
	16cm	90	43	**60**	15
	80cm	**98**	28	**77**	6
Spring-CHM	Crisp	**84**	72	24	**47**
	16cm	**92**	59	38	42
	80cm	**99**	35	61	28
Spring-biCHM	Crisp	83	**80**	25	35
	16cm	91	69	40	33
	80cm	**98**	46	63	23
Spring-all-dates	Crisp	**86**	**78**	26	**75**
	16cm	**93**	68	38	63
	80cm	**99**	45	59	41
Fall-alone	Crisp	-	-	-	-
	16cm	-	-	-	-
	80cm	-	-	-	-
Fall-phenology	Crisp	-	-	-	-
	16cm	-	-	-	-
	80cm	-	-	-	-
Fall-CHM	Crisp	-	-	-	-
	16cm	-	-	-	-
	80cm	-	-	-	-
Fall-biCHM	Crisp	-	-	-	-
	16cm	-	-	-	-
	80cm	-	-	-	-
Fall-all-dates	Crisp	-	-	-	-
	16cm	-	-	-	-
	80cm	-	-	-	-
Addition	Crisp	95	31	49	27
	16cm	98	17	66	8
	80cm	100	11	83	6

Tableau 8 : Accuracies (in %) of the UAV classifications for the sites of a) Anse, and b) Serrières. 'PA', Producer Accuracy; 'UA', User Accuracy; 'Crisp', the crisp boundary results; '16 cm', the 2-pixels *fuzzy boundary* results; '80 cm', the 10-pixels *fuzzy boundary* results. The 'Addition' columns display the results for all the predictions added up together. The two best PAs for all types of boundary and the best UA for the crisp boundaries are bolded for each season.

For the UAV-site of Anse, CHMs and BTBRs always improved PAs for all knotweed classes and usually improved UAs but with less consistency (Tableau 8a). For the UAV-site of Serrières, the addition of single- and multi-date information only had a mild positive effect on the already high PA of the knotweed class and seemingly no effect on the cut knotweed class which could not be satisfactorily predicted. On the other hand, it led to a very strong increase in UA for both classes (Tableau 8b). In both sites, except for the cut knotweed class of Serrières and knotweed's UA in the spring classification in Anse, all the best results were obtained from classification using

multi-date information (usually with both CHMs and BTBRs), and single-date and multi-date MHCs always improved PAs.

The Pleiades classification results in Anse globally show a differing pattern than the UAV's results (Tableau 9). Firstly, except for the surprisingly high UA's for the *cut knotweed* class in the fall classifications, the accuracies obtained were of lesser magnitude. Secondly, the pattern of accuracy improvement with multi-date ancillary information is less clear. For the *knotweed* class, the results are quite comparable between classifications; especially for the summer classifications (the summer-alone classification had the second best PAs after the fall-summer ones). For the *cut knotweed* class, the "crisp" results are globally too low to be really enlightening.

Anse site - Pleiades imagery

Classification name		Summer-alone			Summer-Spring			Summer-fall			Summer-all-dates			Fall-alone			Fall-Spring			Fall-Summer			Fall-all-dates			Addition		
Type of boundary		*Crisp*	*1m*	*5m*	*Crisp*	*1m*	*5m*	*Crisp*	*1m*	*5m*	*Crisp*	*1m*	*5m*	*Crisp*	*1m*	*5m*	*Crisp*	*1m*	*5m*	*Crisp*	*1m*	*5m*	*Crisp*	*1m*	*5m*	*Crisp*	*1m*	*5m*
Knotweed	PA	**59**	**75**	**88**	55	71	86	**58**	**74**	**87**	56	72	**87**	50	64	81	50	64	80	**61**	**77**	**90**	**58**	**74**	**88**	75	87	96
	UA	28	19	7	28	19	8	**31**	19	7	**35**	22	8	25	16	6	25	16	6	**34**	19	6	**33**	20	7	15	9	3
Cut knotweed	PA	22	43	**83**	**34**	**54**	**82**	27	46	79	**43**	**57**	**82**	39	51	71	**45**	**55**	**74**	**44**	53	65	**44**	**56**	**75**	63	75	85
	UA	29	23	12	**44**	32	15	**49**	38	19	32	20	8	**90**	79	43	68	52	24	74	55	21	**75**	55	22	23	13	4

Tableau 9 : Accuracies (in %) for the Pleiades classifications for the site of Anse. 'PA', Producer Accuracy; 'UA', User Accuracy; 'Crisp', the crisp boundary results; '1 m', the 2-pixels fuzzy boundary results; '5 m', the 10-pixels fuzzy boundary results. The 'Addition' columns present the results for all the predictions added up together. The two best PAs for all types of boundary and the best UA for the crisp boundaries are bolded for each season.

The added up predictions show that some knotweed surfaces were only detected in some classifications and not in others since the PAs in the "Addition" columns of Tableau 8 and Tableau 9 are systematically higher than the best PAs of the classifications. The added up PAs even reach 100% for most classes when using 10-pixels *fuzzy boundaries*, suggesting that it is theoretically possible to map every square meter of knotweed visible from the sky.

7.1.5. Discussion

In this study, we assessed the potential of single-date (i.e. spectral, textural and contextual data, CHMs) and multi-date ancillary information (i.e. CHMs and BTBRs) extracted from imagery acquired at different resolution and time-period for the detection and mapping of invasive knotweeds. The results indicated that the quality of detections was strongly dependent on the landscape context but that knotweeds can be very accurately mapped for operational uses when they are not hidden or freshly cut down, especially when using multi-date imagery. To the best of our knowledge, it is the first time UAV-generated CHMs are used to detect invasive alien species.

In the literature on knotweed detection by remote sensing, only one study before ours has showed sufficiently convincing results for applied purposes. Indeed, Dorigo, Lucieer *et al.* (2012) only obtained a PA/UA of 61/7% with their aerial orthophoto, and the other authors did not present quantitative accuracy assessment in their papers (Jones, Pike *et al.* 2011, Velnajovski, Đurić *et al.* 2012, Michez, Piégay *et al.* 2016). Müllerová, Brůna *et al.* (2017) on the other hand, compared

UAV and Pleiades images acquired at different dates and classified with different algorithms to evaluate what were the best trade-offs between spectral, spatial and temporal resolutions for operational applications. Their pixel-based analysis gave best PAs/UAs of 82/83% for a November UAV image (which allowed them to detect some under-canopy knotweed populations) resampled to a 50 cm spatial resolution and classified with a Maximum Likelihood classifier, and of 74/95% for a July Pleiades image (50 cm) with a RF classifier. For the satellite analysis, they consequently obtained better accuracies than our best "crisp" Pleiades results. With the UAV imagery however, our best "crisp" PA results for the site of Anse were quite comparable with those of Müllerová, Brůna *et al.* (2017) and even exceeded them in the site of Serrières for the *knotweed* class. These differences of results are likely due to the landscape context of these sites. Single-date or multi-date detection of knotweeds is easier in open landscapes such as the Serrières site (i.e. a riverside recreational open lawn), where the plant grows in well-shaped stands distinct from the background. In more complex landscapes, where the nature and size of real objects is highly heterogeneous, classification errors due to mixed-pixels or mixed-objects increase (Smith, Stehman *et al.* 2003). Detections of knotweed stands in semi-natural riparian areas like Anse and the Czech site of Müllerová, Brůna *et al.* (2017) was therefore likely impeded by the heterogeneous cover that included many shadows, mingled-vegetation, and growing shrubs and trees. Despite these differences, our *fuzzy boundary* results outperformed by far those obtained by Müllerová and her colleagues, who did not used *fuzzy boundaries*.

One may fairly ask if applying *fuzzy boundaries* to a class prediction is licit or not. This method was thought to lessen the number of classification errors due to the kind of heterogeneity and edge effect seen in Figure 32. While it is reasonable to assume that it compensated for a substantial portion of the misregistrations and mixed-objects at the edge or within knotweed stands, it is also very likely that it led to the inclusion of knotweed cover that would never have been classified as such by the classifier (i.e. only by chance). The true accuracy that the classification procedure presented here is capable to achieve probably lies between our "crisp" and our "fuzzy" results. Actually, whether these *fuzzy* results are licit or not does not matter much as they still provide useful information to the end-user. This method is just a way to rationalize errors of omission (i.e. represented by PAs) that would be unfairly high (see Foody 2008). It gives end-users confidence about the fact that if they use this classification procedure, they will actually get better results than what a "traditional" accuracy assessment might suggest. Moreover, these *fuzzy boundaries* may well represent reasonable distances of prospection. A land manager who wants to go and check a knotweed prediction made by a classification will more probably prospect as well a few centimetres or metres around the predicted location of the plant than just stand on the spot. To phrase it differently and to illustrate, a PA/UA of 98/80% with an 80 cm *fuzzy boundary* (i.e. like our spring-biCHM classification in Serrières) means that if one goes and checks just 80 cm around every location predicted as knotweed, one will actually find 98% of the knotweed cover of the study area visible from the sky and only get 20% of "false-positive" predictions.

If automatization is not an option yet, the results presented here show that it is possible to obtain high detection and accurate mapping of knotweeds at different spatial scales for a moderate cost and time investment, simply with the use of CHMs and/or BTBRs on commercial software. The choice of the most appropriate approach and images will of course vary with the purpose of the classification (e.g. land management, biodiversity conservation, research on biological invasions), the type of landscapes and the scale of the target area as UAVs are not suitable for large scale image acquisitions. For simple and open landscapes, UAV single-date images could work well, especially if acquired at the right phenological stage (e.g. Müllerová, Brůna *et al.* 2017), but good results can also be achieve with spring images with single- or multi-date analyses (Tableau 8). For more complex and heterogeneous landcovers, the use of at least two-date information (i.e. BTBR and/or CHMs) is strongly recommended if images cannot be acquired during the senescence stage where knotweeds are most distinctive (Müllerová, Brůna *et al.* 2017), which is likely in regions where autumns are characterized by bad weather conditions. The CHMs should be particularly useful to reduce confusion between trees or shrubs and fast-growing herbaceous species (e.g. Hartfield, Landau *et al.* 2011). This is supported by the differing pattern of accuracy gains from CHMs between our sites (Tableau 8). Since there are only a few trees in the Serrières site, which is mostly composed of grass and fast-growing forbs like knotweeds or reeds, CHMs had a weaker positive effect on PAs than in Anse. For larger spatial scales, the use of VHR satellite imagery is the only reasonable option. The pixel-based approach of Müllerová, Brůna *et al.* (2017) may be more appropriate than ours, but the use of BTBRs in their classification workflow could likely lead to even better results. Making more than one classification and adding up the results may also be a solution (Tableau 8 and Tableau 9) but will increase the number of "false-positives" (i.e. decrease UAs). Consequently, even if from a manager's perspective high PAs are better than high UAs (Dorigo, Lucieer *et al.* 2012), trade-offs should be found. Nevertheless, even with some inaccuracies, large scale mapping of knotweeds could be highly useful to monitor colonization fronts, detect hotspots of invasions and prioritize control efforts.

Whatever the chosen method is, managers should be aware that limitations and improvement perspectives exist. The preprocessing procedure of UAV images is relatively straightforward but still requires some technical expertise (see Turner, Lucieer *et al.* 2012, Lisein, Pierrot-Deseilligny *et al.* 2013). UAVs are also sensible to weather hazards (we bitterly experienced it with our crash) and constraining legal regulations (Dvořák, Müllerová *et al.* 2015). For both satellite and UAV imagery, the quality of images will influence the choice of the image that should be classified and the number of classes that should be created. Bad timing of acquisition is a frequent issue, for instance when the target species has been freshly cut down (detection is feasible if knotweeds had had some time to regrow). It led to the bad results of the *cut knotweed* class in Tableau 8b and the even worse results of the Pleiades and fall UAV classifications for Serrières. Finally, plants growing under the canopy of trees are very hard to map. Fortunately, knotweeds usually don't grow inside closed forests (Dommanget, Cavaillé *et al.* 2016), large

forests populations like the one in Anse being extremely rare. This also means that better UAs could be reached with the use of simple GIS expert-systems to sieve predictions in unlikely locations. Improvements of both accuracy rates could also be obtained from working with surface reflectance, and using multi-date segmentation and texture analysis at the expense of some computational time.

7.2.Approche diachronique de l'évolution des taches de renouées

7.2.1. Résumé en français

L'étalement spatial des taches de renouées asiatiques a été montré comme participant de manière importante à leur colonisation à l'échelle d'un paysage. En revanche, les facteurs influençant leur dynamique ne sont pas encore bien identifiés, de même que leur importance relative. En particulier, les ILTe, de par les perturbations qui leur sont associées, les contraintes physiques qu'elles constituent et la gestion qui y est pratiquée, peuvent jouer un rôle important. Cette importance peut également être modulée en fonction des facteurs environnementaux dont l'altitude. Les processus d'invasion se déroulent en deux phases : dans un premier temps, les espèces exotiques vont coloniser les zones perturbées, sous forte influence anthropique puis dans un deuxième temps, vont s'étendre vers des milieux plus naturels, plus contraints d'un point de vue climatique et compétitif. Chez les renouées asiatiques, les facteurs expliquant leur présence diffèrent effectivement entre les zones de plaine et les zones d'altitude. Néanmoins, les facteurs influençant l'étalement spatial des taches sont encore peu connus.

Dans cette étude, nous avons analysé la dynamique spatio-temporelle des renouées asiatiques le long de linéaires (routes, rivières, etc.) sur un gradient d'altitude dans les Alpes françaises. Les contours de 48 taches de renouées ont été mesurés en 2008 et en 2015 et différents paramètres biotiques, abiotiques et des variables anthropiques (dont la gestion) ont été relevés. Ces paramètres ont ensuite été utilisés pour comprendre l'évolution de la couverture de renouées et la densité en ramets de la tache en utilisant des modèles statistiques mixtes.

Il s'avère que les surfaces des taches de renouées asiatiques ont en très grande majorité augmenté entre 2008 et 2015, avec une moyenne de 50%. Les dynamiques spatiales locales des renouées sont essentiellement contrôlées par la taille initiale de la tache et la distance à une route ou une rivière, c'est-à-dire des obstacles ou des sources de perturbations. En effet, plus la tache est éloignée d'un linéaire routier ou rivulaire, plus son étalement spatial aura augmenté entre 2008 et 2015, ce qui peut être expliqué par les effets de la gestion ou des contraintes physiques qui ralentissent et/ou empêchent leur expansion. Il est intéressant de noter que le fauchage peut réduire leur taux d'expansion, mais seulement si les taches sont entièrement fauchées au moins cinq fois par an. L'ombrage impacte aussi l'expansion des renouées et la densité en ramets, probablement à travers un effet sur la reproduction végétative des clones et leurs stratégies d'accès aux ressources. Bien que l'altitude semble ralentir le taux d'expansion des renouées, la

tendance est faible et probablement insuffisante pour protéger les habitats d'altitude de la colonisation par les renouées si la pression en propagules augmentait.

Cette étude exploratoire a commencé à démêler certaines des interactions complexes qui sous-tendent les dynamiques spatiales locales des renouées, mais des données empiriques et expérimentales plus approfondies restent nécessaires pour comprendre pleinement et prédire les dynamiques des renouées asiatiques.

7.2.2. Introduction

Despite the overwhelming importance of mountain environments for the sustainment of human societies, anthropogenic climate and land-use changes strongly modify mountain ecosystems and impact the high biodiversity they host and the services they deliver (Huber, Bugmann *et al.* 2005). In addition to rising temperatures and land abandonment, global change also tends to promote the introduction and proliferation of invasive alien species (IASs) with often severe consequences on native biodiversity and ecosystem processes (Hejda, Pyšek *et al.* 2009, Vilà, Espinar *et al.* 2011, Hulme, Pauchard *et al.* 2015). It has long been taken for granted that mountain habitats had rather low risks of being invaded by IASs (Millennium Ecosystem Assessment 2003); however, it now appears that mountains tend to be increasingly colonized due to increasing anthropogenic disturbances (Petryna, Moora *et al.* 2002, McDougall, Alexander *et al.* 2010, Lembrechts, Pauchard *et al.* 2016) and IASs residence time (Becker, Dietz *et al.* 2005, Alexander, Kueffer *et al.* 2011), especially in the vicinity of roads (Alexander, Naylor *et al.* 2009, Arévalo, Otto *et al.* 2010, Pollnac, Seipel *et al.* 2012) which may greatly accelerate their spread (Dainese, Aikio *et al.* 2017). Although most exotic and invasive species are still restricted to low- and mid-elevation areas (Underwood, Klinger *et al.* 2004, Becker, Dietz *et al.* 2005), some of them may be found in high-elevation sites and may already represent conservation issues (Becker, Dietz *et al.* 2005, Körner 2007, Alexander, Naylor *et al.* 2009). Therefore, IASs may now be counted as another threat to the conservation of mountain species (Pauchard, Kueffer *et al.* 2009, Dainese, Aikio *et al.* 2017).

Out of all the potential plant invaders, the complex of species known as Japanese knotweed *s.l.* (*Reynoutria* spp.; syn. *Fallopia* spp., *Polygonaceae*), or knotweeds, is of particular concern for conservationists and land managers. This term refers to *Reynoutria japonica*, *R. sachalinensis*, hybrids between them (i.e. *R.* × *bohemica*) and any other crosses and backcrosses between these taxa and any other related species (Bailey, Bímová *et al.* 2009). Considered to be among the worst plant invaders in the world (Lowe, Browne *et al.* 2000, DAISIE 2017), knotweeds are known to invade rather open habitats and to have severe impacts on native species and ecosystem processes (for reviews, see : Lavoie 2017). Originated from eastern Asia, knotweeds have successfully colonized most of Europe and North America (Alberternst et Böhmer 2006, Bailey et Wisskirchen 2006, Barney 2006) and are also present in parts of Australia (Ainsworth, Weiss *et al.* 2002), New Zealand (Howell et Sawyer 2006) and Chile (Saldaña, Fuentes *et al.* 2009). In their native range, knotweeds are usually found in ruderal and rather humid habitats, but

R. japonica is also an early colonist of volcanic deserts where it plays a very important role for primary successions and has climbed up to 2400 m a.s.l. on Mt Fuji, Japan (Maruta 1983, Masuzawa et Suzuki 1991), and 3800 m a.s.l. in the south of Taiwan (Beerling, Bailey *et al.* 1994). In the Alps, it has already been spotted flourishing above 1400 m a.s.l. in Engadin, Switzerland (Beerling, Bailey *et al.* 1994) and up to 1666 m a.s.l. in the Belledonne massif of the French Alps (Rouifed, Piola *et al.* 2014), which is, in this area, the lower limit of the subalpine belt. Consequently, knotweeds could potentially represent a significant threat to still preserved mountainous ecosystems. Given this risk, it may be relevant to study the spatial dynamics of this IAS complex more closely at various scales to identify factors underlying invasion processes (Pyšek et Hulme 2005, Pauchard, Kueffer *et al.* 2009) and distinguish between drivers of presence and drivers of abundance (e.g. Descombes, Petitpierre *et al.* 2016), notably in a mountainous environment. Still, very little is known about the spatial dynamics of knotweeds and their drivers at the local scale, whether in the mountains or elsewhere.

In their introduced range, knotweeds are frequently managed in order to lessen their impact or to prevent their further spread. This highly expensive management (Kettunen, Genovesi *et al.* 2009) is often unfruitful due to the notorious resistance of knotweeds towards the most commonly used control methods, i.e. herbicide application and mowing (McHugh 2006, Bashtanova, Beckett *et al.* 2009). Besides, chemical management is increasingly abandoned due to environmental concerns, at least in Europe (Delbart, Mahy *et al.* 2012, Schiffleithner et Essl 2016). Mowing, on the other hand, is still widely used. Although very few eradications have been reported by mechanical control, some authors argue that repetitive mowing is a cost-effective way to reduce the performance and spread of knotweeds (Gerber, Murrell *et al.* 2010, Rouifed, Bornette *et al.* 2011). On the contrary, others stated that mowing could promote dispersal risks (Child et Wade 2000, McHugh 2006) and the lateral expansion of knotweed stands (Beerling et Palmer 1994, Seiger et Merchant 1997). Another rising management method is control by competition where restoration of native species reduces light availability for knotweeds, whether or not in association with mowing (Delbart, Mahy *et al.* 2012, Dommanget 2014). Knotweeds' performances are indeed known to be rather sensitive to light reduction, even to slight shading (Seiger 1993, Beerling, Bailey *et al.* 1994, Dommanget, Spiegelberger *et al.* 2013). Nevertheless, they are still capable of invading various forest ecosystems (Dommanget, Cavaillé *et al.* 2016) and the effects of shade on the spatial dynamics of these plants remain poorly understood, particularly in interaction with mechanical control.

The resilience of knotweeds to management is mainly due to their clonal growth form. They tend to form dense monoclonal stands that occupy space and overshadow other plant species, preventing their growth. These stands are composed of potentially independent units called "ramets" (usually a shoot and its associated roots - de Kroon et van Groenendael 1997) interconnected by a large network of rhizomes that seem to grow in a centrifugal fashion (Beerling, Bailey *et al.* 1994, Adachi, Terashima *et al.* 1996). This extensive rhizomatous system is used to store reserves, share information and resources, and reproduce clonally (Suzuki 1994,

Adachi, Terashima *et al.* 1996, Bailey, Bímová *et al.* 2009). Control methods are mostly ineffective to eradicate knotweeds because they fail to destroy the rhizomes or to wear them out (Child et Wade 2000, Bashtanova, Beckett *et al.* 2009). Theoretically, although ramets may survive independently, as long as the connections between them are functional they interact together as one physiological individual (i.e. the stand) that may respond to its environment either locally, by expressing plasticity at the ramet level, or globally, responding in an integrated manner according to the information coming from all the connected ramets (de Kroon, Huber *et al.* 2005, de Kroon, Visser *et al.* 2009). Thus, it is likely that knotweed stands will not respond uniformly when faced with disturbances or environmental stress in a heterogeneous environment. Such plasticity should therefore be accounted for when studying their spatial dynamics at the local scale, e.g. by accounting for patterns of knotweed stand expansion at the sub-stand scale (i.e. focusing on stand subsections).

The aim of the present study was to assess the likelihood of the knotweed complex to invade mountain ecosystems by highlighting the biotic, abiotic and anthropogenic factors influencing their fine-scale (i.e. stand and sub-stand) spatial dynamics along an elevational gradient. An original methodology was therefore developed in which knotweeds' spatial dynamics at both the stand and the sub-stand scales are accounted for to test the following hypotheses: (1) the rate of knotweed stand expansion should decrease with altitude; (2) light availability and management by mowing should be among the most influential drivers of knotweeds' fine-scale spatial dynamics and (3) studying a clonal species at the sub-stand scale makes it possible to identify different responses to environmental heterogeneity that otherwise would have been missed at the stand scale.

7.2.3. Material and method

7.2.3.1. Study site

The study was conducted on 48 stands located in four mountain ranges (Belledonne, Chartreuse, Trièves-Matheysine, and Vercors) of the French Northern Alps (Figure 33). These stands are distributed along an elevational gradient ranging from 787 m to 1666 m a.s.l. and across a geographic area that lies approximately from 44°49′22″N to 45°23′55″N in latitude and from 5°27′09″E to 6°07′37″E in longitude.

The Chartreuse and Vercors ranges are part of the French Prealps and are characterized by a limestone substratum and a mountain climate with oceanic influences. The Belledonne mountain range is a crystalline massif of the outer Alps with a mountain climate. The region here called "Trièves-Matheysine" is a mixed plateau and hilly area that lies between the Prealps and the outer Alps (Taillefer massif) characterized by more Mediterranean influences. These areas are not densely populated but still experience regular anthropogenic disturbances, mainly from agricultural, forestry and tourist activities. The 48 stands were chosen from an inventory carried out by the National Botanical Conservatory of the Alps and from field prospections, resulting in sampled knotweed stands of various sizes (from less than 1 m^2 to more than 350 m^2),

experiencing different environmental conditions and occurring on varied landcovers (i.e. in order of importance: road and trail verges, forest edges, wastelands, fields, river and stream banks, and house gardens).

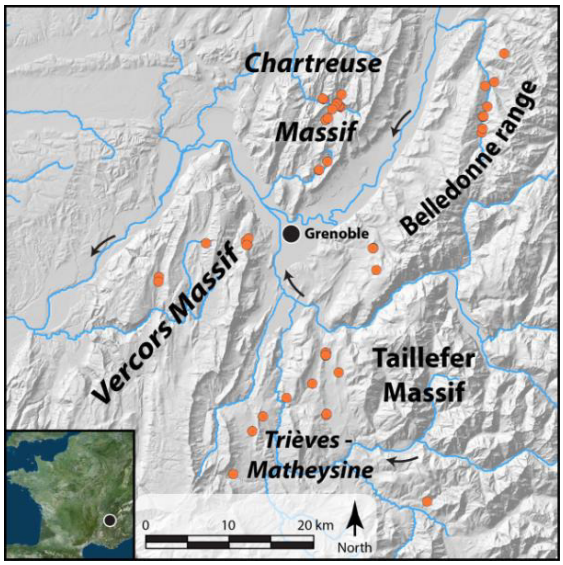


Figure 33 : Presentation of the study area in the French Alps. The location of the knotweed stands studied is indicated by orange dots. Main rivers and flow directions are indicated by blue lines and black arrows, respectively. (For interpretation of the references to colours in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article)

7.2.3.2. Sampling design and data acquisition

The outline of 48 knotweed stands was measured in 2008 and 2015 using high-accuracy GPS. To account for the potentially non-uniform surface progression of knotweed stands and to investigate whether the *sub-stand scale* was more relevant to capture local spatial dynamics than the *stand scale*, an original sampling design was implemented. Instead of considering whole stands as single units, each of them was virtually divided up in a radial fashion into four not necessarily equal stand parts (Figure 34a; n = 34), hereafter referred to as *sections*. In a few cases, stands were split into fewer than four sections when their potential surface evolution was obviously directly impeded by an obstacle resulting in three-section stands (Figure 34b; n = 11) or two-section stands (Figure 34c; n = 3). Since knotweeds are known to have a very extensive rhizome network that can grow up to several metres away from the main stand (Child et Wade 2000), new stands observed in 2015 were mapped as being part of the main stand (i.e. the one observed in 2008) only if they were growing less than 2 m away from it.

The delineation of the sections was decided on the field after estimating the stands' most likely directions of surface evolution since 2008 and by placing a *sampling point* on the edge of the evaluated progression/regression front. Consequently, they were mostly placed on the summit of the main humps or on the bottom of the main depressions in the outline shape of the 2015 stands (Figure 34). For each section, environmental conditions were measured at the location of those *sampling points.* The actual splitting of stands into sections was achieved afterwards on the ArcGIS software (ESRI 2014) after extraction of the GPS measurements. Sections' surface areas were then retrieved for both dates, as were abiotic variables such as slope and climate data

(details in section 7.2.3.4). On each *sampling point*, soil cores were extracted using a drilling auger (sampling 7-cm-wide and 20-cm-deep cores), and the percentage of cover of various vegetation types was visually estimated from those points (i.e. on 1 m² surfaces for graminoids and forbs, on 25 m² surfaces for shrubs and on 100 m² surfaces for trees).

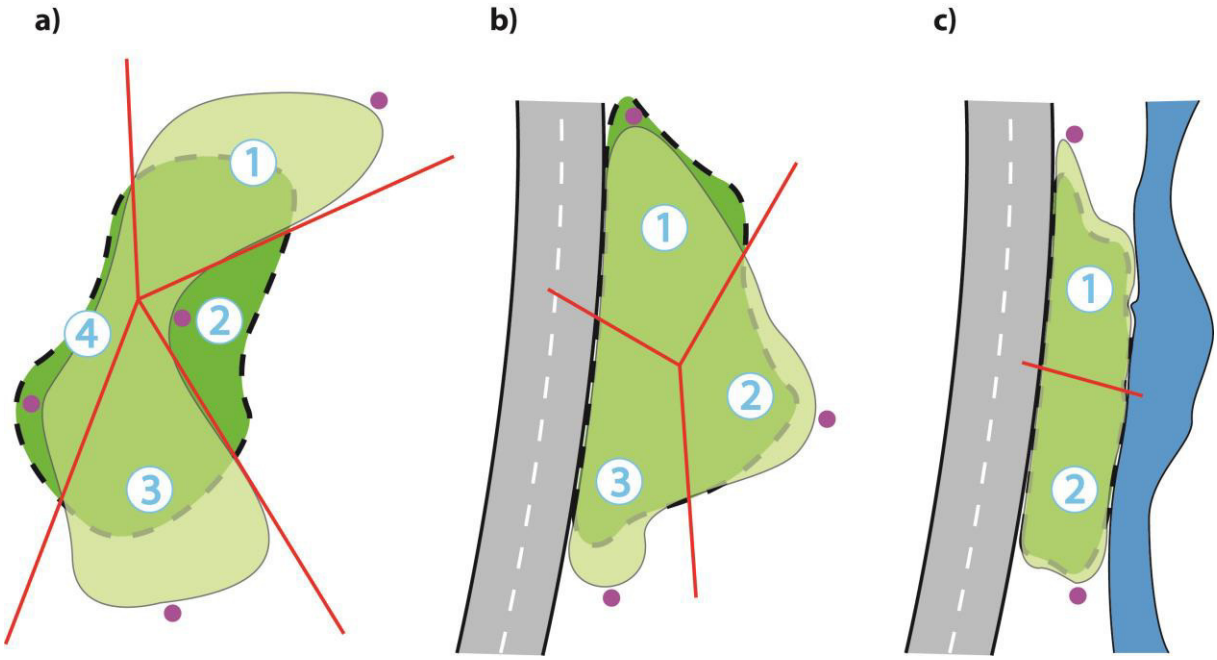


Figure 34 : Schematic representation of knotweeds' stand-partitioning main scenarios. Delineations of the section borders were placed in order to separate the major surface evolution areas of each stand. The three main partitioning scenarios comprise: stands without obstacles (a), stands with a linear obstacle on one side (b) and stands with linear obstacles on both sides (c). On this figure, the dark green shapes with thick black dotted outlines represent stands in 2008; the light green shapes with thin grey outlines represent stands in 2015; the blue numbers represent the sections of a stand; the purple dots represent sampling points; and the red lines represent the section borders used in the GIS partitioning process. (For interpretation of the references to colours in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article)

Depending on plant size, one to three 1 m² quadrats were randomly placed within stands where the total number of knotweed ramets and the diameter of the five largest knotweed stems were measured, i.e. one quadrat for small stands (< 10 m²), two quadrats for medium stands (between 10 and 20 m²) and three quadrats for large stands (> 30 m²). Stands' mean stem density per square metre (hereafter referred to as ramet density) and average stem diameter were then estimated from these measurements.

7.2.3.3. Knotweed's stand and section metrics

At the stand scale, the variation of five response variables was investigated, characterizing the spatial dynamics and performance of knotweeds. The *relative* (%) and *absolute* (m²) surface evolution between 2008 and 2015 were first computed. The outline shape evolution was taken into account by subtracting a 2008 shape metric (ratio between the greatest length and the greatest width of the stand) to a 2015 shape metric creating a *shape evolution index*. A positive value of this index indicates that the stand experienced a lengthening between the two dates, while a negative value means that the stand had become more compact since 2008. In

addition to these three spatial evolution metrics, two variables related to knotweed performance were also investigated: the mean *ramet density* and the mean *stem diameter* (Tableau 10).

Since the shape evolution index was not appropriate to characterize sections' outline evolution and since knotweeds are physiologically integrated plants (Adachi, Terashima *et al.* 1996, Price, Gamble *et al.* 2002, Aguilera, Alpert *et al.* 2010) and may homogenize their stem traits across ramets to avoid asymmetrical competition (Herben et Hara 1997), stem diameter and ramet density were not measured at the section scale. Consequently, only *relative* and *absolute* surface evolutions were kept as response variables for analysis at the section scale.

7.2.3.4. Environmental variables

To explain variations in the spatial dynamics and performance of knotweeds, various biotic, abiotic and anthropogenic variables were used (Tableau 10). First, the 2008 stand surface was used to assess the effect of stands' original size on their dynamics. Visual estimations of graminoid, forb, shrub and tree percentages of cover in front of and/or above each section were included as well. Contextual variables, i.e. the distance to the nearest *linear landscape feature* (LLF, i.e. a road or a river) and the slope of all sections, were retrieved through ArcGIS via a 10 m Digital Elevation Model. Elevation and aspect were measured *in situ* for each section. Five granulometric class variables as well as pH and the C:N ratio were obtained from the topsoil cores sampled at the *sampling points*' location in front of every section. Climate variables, i.e. 30 year precipitation sums and mean temperatures during the growing season (i.e. March to October included) were extracted from the SAFRAN model (Durand, Giraud *et al.* 2009). The mean annual radiance of each stand was also extracted from a solar radiation model (Piedallu et Gégout 2007). Finally, to investigate the potential influence of human-induced disturbances, landowners and managers were surveyed to know if the stands were mowed and, when relevant, to assign a mowing frequency to each section. Moreover, since a stand is not necessarily mowed entirely, an additional variable was included to indicate whether or not a stand was fully mowed.

Except for variables retrieved solely at the stand scale (see Tableau 10), variables collected at the section scale were averaged to be used for the stand scale analysis.

Due to collinearity issues (Zuur, Ieno *et al.* 2010), highly-correlated variables were either removed or merged into synthetic variables. As such, a soil variable was created by extracting the coordinates of the first axis of a normed-PCA (Principal Component Analysis, see Annexe 3, Figure 44) performed on all the soil-related variables (i.e. the five granulometric class variables, pH and C:N). This soil variable showed a clear opposition between stands/sections growing on rich sandy soils and those growing on unfertile rocky soils. Furthermore, a climate variable was created from the coordinates on the first axis of a second normed PCA (see Annexe 3, Figure 45) performed on the aspect and climate-related variables (i.e. temperature, precipitation and radiance). This climate variable showed a clear opposition between stands/sections located on rather warm, dry, highly-radiated southern slopes and those located on rather cold, wet, weakly-radiated northern slopes. Elevation could have been included in the latter PCA but being of prime

importance for the testing of the study hypotheses, it was kept apart. Finally, a shade variable was generated by adding up the shrub and tree covers.

Response variables			
Variable name	**Definition**	**Measured at**	**Unit**
PercentEvo	*Relative* surface evolution between 2008 and 2015	Both scales	%
Evolution	*Absolute* surface evolution between 2008 and 2015	Both scales	Sq. metres
EvoShape	Shape evolution index	Stand scale only	-
Stem diameter	Mean stem diameter	Stand scale only	cm
Ramet density	Mean ramet density	Stand scale only	Number per sq. metres
Explanatory variables			
Variable name	**Definition**	**Measured at**	**Unit**
	Biotic variables		
StandArea	Stand area in 2008	Stand scale	sq. meters
Shade	Addition of the shrub and tree cover percentages	Section scale	%
	Abiotic variables		
DistanceLLF	Distance to the closest *linear landscape feature* (i.e. road or river)	Section scale	m
Slope	Angle of the main slope	Section scale	°
Elevation	Mean altitude	Section scale	m a.s.l.
Soil	Synthetic soil granulometry and fertility variable	Section scale	-
	Anthropogenic variables		
MowFreq	Frequency of management by mowing	Section scale	times per year
Fullmow	Boolean variable showing if stands are entirely mowed or not	Stand scale	-

Tableau 10 : Presentation of the response and explanatory variables retained for analysis. For details about the variables not retained, see section 7.2.3.5.

7.2.3.5. Pre-processing and statistical analysis

Analyses were performed with R version 3.3.2 (R Core Team 2016). Based upon data exploration (Zuur, Ieno *et al.* 2010), explanatory variables with a skewness > 1 were log or log + 1 transformed to approximate normal distribution, and predictors with Variance Inflation Factors (VIF) > 2 were excluded to avoid collinearity. Consequently, the climate as well as the graminoid and forb cover variables had to be removed from all analyses. To test the significance of environmental variables on knotweeds' spatial dynamics and performance, random slope mixed models were used. This approach was chosen because it offers several advantages: (i) it is less exploratory than multivariate analysis and allows a more relevant focus on variables that are important to test the study's hypotheses (i.e. shade, mowing frequency and elevation); (ii) it makes it possible to test interaction effects between variables and (iii) it facilitates the comparison of the two focal scales while explicitly accounting for spatial autocorrelation as a result of random effects (Guisan, Weiss *et al.* 1999, Bolker, Brooks *et al.* 2009, Warton, Lyons *et al.* 2016).

At the stand scale, Linear Mixed Models (LMMs) – for the shape evolution index and the stem diameter response variables – and Generalized Linear Mixed Models (GLMMs, with negative

binomial error distribution) – for the relative surface evolution, the absolute surface evolution and the ramet density response variables – were used. Negative binomial GLMMs had to be used because these variables were over-dispersed (Warton, Lyons *et al.* 2016), but since they were continuous and sometimes negative (and therefore unfit for binomial family distributions), these response variables (Y) had to be rounded up and made strictly positive (Y') by adding a constant (C) with $C = 1 - min(Y)$ resulting in $min(Y') = 1$. To investigate whether the spatial dynamics and the performance of knotweeds were predicted by the biotic, abiotic and anthropogenic variables or interactions between them, 44 *a priori* candidate models (plus a null model) were built for each response variable (see Annexe 3, Tableau 24 to Tableau 27). All non-Boolean explanatory variables were standardized to enhance interpretability and reduce collinearity issues due to interactions (Robinson et Schumacker 2009). The mixed models were then fitted (using Laplace approximation; Bolker, Brooks *et al.* 2009) with *site* as the random effect. A *site* was defined as a group of knotweed stands clustered in an area with a maximum radius of 2.5 km and characterized by relatively similar conditions in terms of elevation, aspect, slope and geology. To identify the most parsimonious regression models, Akaike's Information Criterion corrected for small sample sizes (AICc) was used (Burnham et Anderson 2002). Top-ranked models were those for which the *delta* of AICc was < 4 (Burnham et Anderson 2002). However, due to the interaction terms used in the models, it was not possible to perform model averaging to estimate parameter and associated unconditional standard errors (Cade 2015). As such, all top-ranked models were interpreted as they were (Bolker, Brooks *et al.* 2009). To rank predictors across selected models, *Variable Relative Importance* was computed for each of them by summing the AICc weight of every model they were a component of and dividing this sum by the number of these models (Burnham et Anderson 2002, Kittle, Fryxell *et al.* 2008).

At the section scale, since the sections of a single stand are not independent, an additional random effect (called *ID_stand*) was used to identify to which stand a section belonged. Apart from this, the candidate models tested were strictly identical to those used at the stand scale in order to allow a fair comparison (even though more candidate models could have been tested due to the far more numerous observations at the section scale than at the stand scale). Negative binomial GLMMs with Laplace approximation were then fitted only for the *relative* and the *absolute* surface evolution response variables since the other three response variables were not measured at the section scale.

7.2.4. Results

7.2.4.1. Changes between 2008 and 2015

Knotweed stands in the study area spread substantially between 2008 and 2015 (Tableau 11). Their *absolute* mean surface evolution was about +20 m², which represented a mean increase of about 60%, although with high variability. On average, stand shape as well as stem diameter and ramet density variables also had quite high standard deviations. Interestingly, although seven stands gained more than 50 m² in 7 years, seven obviously lost ground.

At the section level, *relative* surface evolution was much more variable than for whole stands (Tableau 10), confirming that knotweed stands do not always grow uniformly in a centrifugal manner. Actually, slightly more than 35% of stands simultaneously possessed both advancing and regressing sections, and only one of the seven regressing stands had exclusively regressing sections.

Response variable at the stand scale				
	Mean (± SD)	**Median**	**Min**	**Max**
PercentEvo	59.15 (± 66.66)	34.46	-9.75	251.10
Evolution	18.46 (± 21.11)	10.55	-5.61	70.62
EvoShape	-0.002 (± 0.93)	0.06	-2.43	1.88
Stem diameter	1.75 (± 0.64)	1.62	0.52	3.27
Ramet density	22.06 (± 12.36)	20.00	6.00	53.50
Response variable at the section scale				
	Mean (± SD)	**Median**	**Min**	**Max**
PercentEvo	61.66 (± 86.69)	32.58	-67.75	387.10
Evolution	5.16 (± 7.30)	2.79	-6.56	37.48

Tableau 11 : Descriptive statistics for knotweeds' spatial dynamics and performance variables in a mountainous region of the French Alps for both the stand and the sub-stand scale (i.e. section scale). For details on variables and their names, see Tableau 10

7.2.4.2. Drivers of knotweed relative and absolute surface evolution

At the stand scale, changes in both the *relative* and the *absolute* surface were best predicted by the stand area and the distance to a LLF since they both shared the same best model (Tableau 12a and Tableau 13a). However, in both cases, since other models had close AICc values (i.e. with a *delta* of AICc < 4), there was not enough support to simply consider that the best model was better than the other top-ranked models. Indeed, out of the 44 candidate *a priori* models (plus the null model), seven were selected for the *relative* surface evolution and nine were selected for the *absolute* surface evolution (Tableau 12b and Tableau 13b). These selected models and their predictors must therefore be interpreted with those of the best model.

For the *relative* surface evolution, the stand area had a significant negative effect in every top-ranked model while the distance to a LLF consistently had a significant positive effect in the two selected models in which it occurred as a predictor. Shade was the third most important predictor according to its AICc weight across models, but it had an inconsistent effect of the *relative* surface evolution in the two top-ranked models in which it was a predictor. The following most important predictors were, in order, the *fully-mowed stand* variable and the slope, which both had insignificant negative coefficients. Elevation was the least important single predictor present in the top-ranked models and had a positive effect on knotweed *relative* surface evolution, although insignificant. These last three predictors only occurred once in the top-ranked models (Tableau 12b). Details of the top-ranked models for the *relative* surface evolution are provided (see Annexe 3, Tableau 28).

a) *PercentEvo – Stand scale*

Best model

Random effect(s) + Fixed effect(s)	AICc	AICc weight	Delta AICc with 2nd best model
Site + Log(StandArea) + Log(DistanceLLF)	497.201	0.324	0.970

b) *PercentEvo – Stand scale*

Number of top-ranked models = 7

	Number of ...			Coefficient sign consistency	Significance			
	Occurrence	Negative coefficient	Positive coefficient		(.)	(*)	(**)	(***)
Log(StandArea)	7	7	0	Yes	-	-	-	7
Log(DistanceLLF)	2	0	2	Yes	-	2	-	-
Shade	2	1	1	No	-	-	-	-
Fullmow	1	1	0	Yes	-	-	-	-
Slope	1	1	0	Yes	-	-	-	-
Log(Elevation)	1	0	1	Yes	-	-	-	-

Tableau 12 : Best model to predict the relative surface evolution of knotweeds at the stand scale (a); predictors' effects of the selected GLMMs for the relative surface evolution of knotweeds at the stand scale (b). The significance part of the table shows how many times the predictor had a p-value within the following significance classes: '.' p-value < 0.1; '*' p-value < 0.05; '' p-value < 0.01; '***' p-value < 0.001. Predictors are ranked based on their "Variable Relative Importance". For details on variables and their names, see Tableau 10**

For the *absolute* surface evolution, the stand area had a significant positive effect in the eight selected models in which it occurred, as did the distance to a LLF with almost always significant positive effects in the three top-ranked models where it was present as a predictor (with a lowest *p-values* = 0.064). According to the Variable Relative Importance values, elevation was the next most important predictor even though it only occurred in one selected model with an insignificant negative coefficient estimate. The *fully-mowed stand* variable was also an important predictor and had an almost significant effect on knotweed absolute surface evolution (*p-value* = 0.072) in one of the three top-ranked models in which it occurred. Shade was the following most important predictor with a consistent yet insignificant positive effect. The remaining predictors of the selected models were, in order, the slope and the interaction between stand area and the *fully-mowed stand* variable, which had insignificant negative coefficients (Tableau 13b). Details of the top-ranked models for the *absolute* surface evolution are provided (see Annexe 3, Tableau 29).

a) *Evolution – Stand scale*

Best model			
Random effect(s) + Fixed effect(s)	**AICc**	**AICc weight**	**Delta AICc with 2nd best model**
Site + Log(StandArea) + Log(DistanceLLF)	403.130	0.211	0.620

b) *Evolution – Stand scale*

Number of top-ranked models = 9

	Number of ...			Coefficient sign consistency	Significance			
	Occurrence	Negative coefficient	Positive coefficient		(.)	(*)	(**)	(***)
Log(StandArea)	8	0	8	Yes	-	1	6	1
Log(DistanceLLF)	3	0	3	Yes	1	1	1	-
Log(Elevation)	1	1	0	Yes	-	-	-	-
Fullmow	3	3	0	Yes	1	-	-	-
Shade	2	0	2	Yes	-	-	-	-
Slope	1	1	0	Yes	-	-	-	-
Log(StandArea) * Fullmow	1	1	0	Yes	-	-	-	-

Tableau 13 : Best model to predict the absolute surface evolution of knotweeds at the stand scale (a); predictors' effects of the selected GLMMs for the absolute surface evolution of knotweeds at the stand scale (b). The significance part of the table shows how many times the predictor had a p-value within the following significance classes: '.' p-value < 0.1; '*' p-value < 0.05; '' p-value < 0.01; '***' p-value < 0.001. Predictors are ranked based on their "Variable Relative Importance". For details on variables and their names, see Tableau 10**

At the section scale, as for the stand-scale analysis, the best model for both the *relative* and *absolute* surface evolution variables was the one with the stand area and the distance to a LLF as the only predictors (Tableau 14a and Tableau 15a). These predictors showed a similar pattern of effect as in the stand-scale analysis (Tableau 14b and Tableau 15b). However, there is not enough statistical support to differentiate this best model from the other selected models, even though at this scale only two top-ranked models were selected to explain the *relative* and the *absolute* surface evolution variables. For the former, shade was also present as a predictor in the second best model with an insignificant negative effect; for the latter, shade had an insignificant positive coefficient in the second best model. For both response variables, the stand area and the distance to a LLF occurred in every top-ranked model, showing the major importance of these predictors, and only shade had rather weak effects (see Annexe 3, Tableau 30 and Tableau 31).

a) *PercentEvo – Section scale* — ***Best model***

Random effect(s) + Fixed effect(s)	AICc	AICc weight	Delta AICc with 2nd best model
Site + ID_stand + Log(StandArea) + Log+1(DistanceLLF)	1918.273	0.681	2.144

b) *PercentEvo – Section scale* — ***Number of top-ranked models = 2***

	Number of ...			Coefficient sign consistency	Significance			
	Occurrence	Negative coefficient	Positive coefficient		(.)	(*)	(**)	(***)
Log(StandArea)	2	2	0	Yes	-	-	-	2
Log + 1(DistanceLLF)	2	0	2	Yes	-	-	2	-
Shade	1	1	0	Yes	-	-	-	-

Tableau 14 : Best model to predict the relative surface evolution of knotweeds at the section scale (a); predictors' effects of the selected GLMMs for the relative surface evolution of knotweeds at the section scale (b). The significance part of the table shows how many times the predictor had a p-value within the following significance classes: '.' p-value < 0.1; '*' p-value < 0.05; '' p-value < 0.01; '***' p-value < 0.001. Predictors are ranked based on their "Variable Relative Importance". For details on variables and their names, see Tableau 10**

a) *Evolution – Section scale* — ***Best model***

Random effect(s) + Fixed effect(s)	AICc	AICc weight	Delta AICc with 2nd best model
Site + ID_stand + Log(StandArea) + Log+1(DistanceLLF)	1082.748	0.589	1.898

b) *Evolution – Section scale* — ***Number of top-ranked models = 2***

	Number of ...			Coefficient sign consistency	Significance			
	Occurrence	Negative coefficient	Positive coefficient		(.)	(*)	(**)	(***)
Log(StandArea)	2	0	2	Yes	-	-	2	-
Log + 1(DistanceLLF)	2	0	2	Yes	-	-	2	-
Shade	1	0	1	Yes	-	-	-	-

Tableau 15 : Best model to predict the absolute surface evolution of knotweeds at the section scale (a); predictors' effects of the selected GLMMs for the absolute surface evolution of knotweeds at the section scale (b). The significance part of the table shows how many times the predictor had a p-value within the following significance classes: '.' p-value < 0.1; '*' p-value < 0.05; '' p-value < 0.01; '***' p-value < 0.001. Predictors are ranked based on their "Variable Relative Importance". For details on variables and their names, see Tableau 10**

7.2.4.3. Drivers of knotweeds' shape evolution, stem diameter and ramet density

Ramet density was best predicted by stand area and shade (Tableau 16a). These two predictors were incidentally present in the only other top-ranked model that always had highly significant effects: positive for the stand area and negative for shade (Tableau 16b). The *fully-mowed stand* variable was the only other predictor occurring in the second best model with a relatively mild positive effect (see Annexe 3, Tableau 32).

The shape evolution index and the stem diameter response variables were best explained by the null model. This indicates that none of the 44 candidate *a priori* models and associated variables were of any inferential value (see Annexe 3, Tableau 33 and Tableau 34).

a) *Ramet density – Stand scale*

Best model			
Random effect(s) + Fixed effect(s)	**AICc**	**AICc weight**	**Delta AICc with 2nd best model**
Site + Shade + Log(StandArea)	345.871	0.678	2.095

b) *Ramet density – Stand scale*

Number of top-ranked models = 2

	Number of ...			Coefficient sign consistency	Significance			
	Occurrence	Negative coefficient	Positive coefficient		(.)	(*)	(**)	(***)
Log(StandArea)	2	0	2	Yes	-	-	-	2
Shade	2	2	0	Yes	-	-	-	2
Fullmow	1	0	1	Yes	-	-	-	-

Tableau 16 : Best model to predict the ramet density of knotweeds at the stand scale (a); predictors' effects of the selected GLMMs for the ramet density of knotweeds at the stand scale (b). The significance part of the table shows how many times the predictor had a p-value within the following significance classes: '.' p-value < 0.1; '*' p-value < 0.05; '' p-value < 0.01; '***' p-value < 0.001. Predictors are ranked based on their "Variable Relative Importance". For details on variables and their names, see Tableau 10**

7.2.5. Discussion

Overall, the results showed that knotweed stands are expanding locally and show no clear sign of slowing down along the elevational gradient or under the effect of mowing. Actually, although elevation, shade and management by mowing have an effect on knotweed stand dynamics, the most important factors controlling these evolutions are the original stand area (i.e. in 2008) and the distance to a LLF, i.e. a road or a river, as shown for both the stand and the section scales.

7.2.5.1. Assessment of the invasion risk of knotweeds in mountain areas

Although the rather low presence in mountain areas of an IAS in the range where it was introduced stemmed from harsh climatic conditions (see Millennium Ecosystem Assessment 2003), a decline in performance or spatial dynamics variables along an elevational gradient could be expected. Altitude stood out only in two of the 22 top-ranked models presented in the results, with inconsistent effects between the *relative* and the *absolute* surface evolution variables at the stand scale (positive for the former and negative for the latter), and no effect at the section scale or on ramet density. Although insignificant, the rather high Relative Importance of elevation in the models tested for the *absolute* surface evolution (Tableau 13) suggests that this variable improves the predictive power of the model and is a sign of an untested interaction rather than simply noise. The same thing could be said for the other insignificant predictors. This supports the conclusion that knotweeds may indeed prosper at mountain altitudes, but that their expansion dynamics tend to slow down with elevation.

This result is not surprising. In their native range knotweeds can be found from sea level to mountain tops, the actual upper distributional limit being highly dependent on latitude. Even though studies are lacking for the other taxa, at least *R. japonica* is well adapted to high-elevation environments, as shown by the extensive literature on its physiology and adaptation to altitude

(for a review, see: Barney, Tharayil *et al.* 2006). If the exact sampling locations of the *R. japonica* and *R. sachalinensis* genotypes introduced in Europe cannot be found with absolute certainty, their most probable regions of origin are the coastal mountainous regions of Honshu and Hokkaido in Japan (Pashley 2003, Pashley, Bailey *et al.* 2007). It is then plausible that introduced knotweeds may already be adapted to high-elevation environments. Moreover, the high hybridization potential of knotweeds likely increases the invasiveness of the hybrids (Bailey, Bímová *et al.* 2007, Krebs, Mahy *et al.* 2010, Parepa, Fischer *et al.* 2014), notably in mountain areas. Both aspects as well as broad environmental tolerance are important to determine the capacity of a species to invade mountain environments (Alexander, Naylor *et al.* 2009, Pauchard, Kueffer *et al.* 2009, Alexander, Kueffer *et al.* 2011), especially in a changing climate as has been shown for other IAS (Moran, Reid *et al.* 2017).

As mentioned above, thriving *R. japonica* stands were found quite high on the mountain slopes of the study area. Moreover, a small test experiment in the Grande Rousse massif (France) recently showed that rhizome fragments of the hybrid *R.* × *bohemica* can regenerate and grow for at least 2 years in grasslands and screes of the montane (*ca.* 1100 m a.s.l.) and subalpine (*ca.* 1950 m a.s.l.) vegetation belts, as well as in alpine grasslands around 2550 m a.s.l. (Spiegelberger *et al.*, unpublished). Other studies in Europe and Canada relate that the distribution of *R. japonica* (that of *R. sachalinensis* being probably a bit more restrained) is found in regions with a sum ≥ 2505 day-degrees and an absolute minimum temperature ≥ –30.2°C (Beerling 1993, Bourchier et Van Hezewijk 2010). Such a wide climatic range could likely encompass many mountain regions of knotweeds' introduced range provided that precipitation is sufficient. MarigoetPautou (1998) also reported that in the Alpine Garden of Lautaret (French Alps, *ca*. 2200 m a.s.l.) *R. sachalinensis* stands were able to regenerate new shoots even after two harsh winters where temperatures dropped to around –20°C. This is consistent with observations made by Maruta (1983) showing that there were no differences in relative growth rates between low- and high-elevation *R. japonica* seedlings and that winter survival was possible at high altitudes as long as a minimum dry-matter production was achieved during the growing season. ShimodaetYamasaki (2016) furthermore stated that there was no clear relationship between stem height and elevation in a survey of 33 *R. japonica* populations located from the sea level to their upper distributional limit. Finally, as has been shown in the same region as the present study (Rouifed, Piola *et al.* 2014), the occurrence of knotweeds is mainly explained by the presence of a road or a trail and by the frequentation by humans. Therefore, neither the presence of knotweeds, nor their expansion dynamics at the sub-individual scale (i.e. the section scale), nor their ramet density or performance seems to be controlled by biophysical constraints related to altitude in the study area (from 787 m to 1666 m a.s.l.).

Of course, this study focused on a relatively small number of knotweed stands and further investigations are needed to confirm this statement. Similarly, elevation may have effects on other traits that could be evidence of poor adaptation of the genotypes introduced: e.g. growth respiration (Mariko et Koizumi 1993) or photosynthetic rates (Kogami, Hanba *et al.* 2001). Still,

given all the elements presented here, it is not unreasonable to think that knotweeds are perfectly able to colonize and thrive at high-elevation sites and to cause significant impacts on valuable mountain ecosystems if propagules are brought to such location, especially in light of the growing human pressure on mountain environments (Huber, Bugmann *et al.* 2005). Land managers and decision makers in the elevated regions of Europe and North America should therefore act accordingly.

7.2.5.2. Driving factors of knotweed spatial dynamics: focus on shade and mowing

The GLMM's results globally acknowledge the importance of the stand area and the distance to a LLF to explain the local spatial dynamics of knotweeds. Whether considering the stand or the section scale, it is quite logical that the stand area should have a negative effect on the *relative* surface evolution and a positive effect on the *absolute* expansion: a large stand with lots of reserves in its rhizomes could easily increase the surface area it covers but this would still be a small expansion in proportion to its original size. BeerlingetPalmer (1994) already observed this influence. Others even stated that knotweed stands grow centrifugally with time and therefore that the expansion of stands is only controlled by their age and therefore their size (Adachi, Terashima *et al.* 1996, Adachi, Terashima *et al.* 1996, Bímová, Mandák *et al.* 2004, Smith, Ward *et al.* 2007, Dommanget 2014). However, Pyšek, Brock *et al.* (2003) also stipulated that the size of a stand was determined by the ability of its genotype to produce early shoots, and that local disturbances could also impact the expansion of a stand. This is consistent with the present study that shows that other variables are to be taken into account to explain knotweeds' spatial dynamics at the stand scale (e.g. the distance to a LLF, shade, slope, elevation, mowing) and at the section scale (i.e. distance to a LLF and shade). The positive influence of the distance to a road or a river on knotweed expansion is likely explained by the obstacle effect of such LLF and by the disturbances it creates, occasionally depleting reserves, which would impede future growth. Consequently, although the proximity of a dispersal vector such as a road or a river favours the regional spatial dynamics of knotweeds (Pyšek, Brock *et al.* 2003, Duquette, Compérot *et al.* 2015), it appears to be an impediment at the local scale.

On the other hand, the lack of light significantly reduces the number of stems per square metre. This could likely be a clonal foraging strategy. In heterogeneous habitats, as a result of their wide perception of their environment, some clonal plants are able to selectively place their ramets in favourable patches, such as luminous ones (Slade et Hutchings 1987, Zobel, Moora *et al.* 2010), hence enhancing the overall fitness of the plant (Hutchings et de Kroon 1994, de Kroon et Hutchings 1995). Moreover, such behaviour is controlled at the ramet level, allowing clonal plants to have different plastic responses at various points of the same physiological individual: i.e. the stand (de Kroon, Huber *et al.* 2005, de Kroon, Visser *et al.* 2009). This clonal growth form could then allow knotweeds to *choose* where they want to grow. Consequently, in luminous patches, it would be advantageous for knotweeds to produce more stems and thus to have a high ramet density to maximize light interception while being density-controlled by physiological integration

to avoid excessive intra-plant competition (Suzuki et Hutchings 1997). This strategy is called a phalanx growth form (Herben et Hara 1997). In contrast, under the canopy of trees and shrubs, it would be more advantageous to produce fewer stems, either to avoid any inter-ramet competition for the scarce light resource or to actively search for luminous patches, i.e. a guerilla growth form (Herben et Hara 1997). Trade-offs between these two growth forms have been observed (Stoll, Egli *et al.* 1998, Ye, Gao *et al.* 2015). This strategy would explain the pattern of effects of shade on the surface evolution of knotweeds at the stand and section scales (Tableau 12, Tableau 13, Tableau 14 and Tableau 15; where shade had a positive effect in four out of six models, with inconsistencies suggesting interactions that are unaccounted for), given that guerilla stands tend to expand more in the search for resources while phalanx clones consolidate their ground (de Kroon et Schieving 1990, Herben et Hara 1997). Hints of such responses have already been observed for knotweeds (Dommanget 2014). Observations of uniform knotweed stands expanding slowly in a centrifugal manner (e.g. Adachi, Terashima *et al.* 1996) would thus only occur in rather homogeneous environments or for certain genotypes. In this context, the positive effect of stand area on ramet density (Tableau 14) could be due to optimal ramet density that is size- or age-dependent (Suzuki 1994, Adachi, Terashima *et al.* 1996). Since most of the stands in the study area were fairly small they would not yet have reached the optimal density.

Another explanation not necessarily exclusive of this is an effect of management measures. The results show that mowing a stand entirely tends to decrease the expansion rate of knotweed stands and to increase ramet density. Indeed, mowing could promote the spread of stem fragments that could regenerate while stands' bud bank produce new shoots to compensate for the loss of the cut ramets, leading to more numerous new stems in the *stands* (that would now be composed of several clones). This would especially be the case when the cutting is done without precautions, as has been reported many times in the literature (Child et Wade 2000, McHugh 2006). Several authors already suggested that mowing can promote stand densification and therefore increase knotweed impacts (Beerling et Palmer 1994, Child et Wade 2000, Gerber, Krebs *et al.* 2008, Urgenson, Reichard *et al.* 2009). In shaded habitats (i.e. stands surrounded by trees and shrubs) of the study area, since they are less accessible and therefore less frequently or less entirely mowed, ramet density could be lower. Interestingly, mowing frequency (even in interaction with the *fully-mowed stand* variable) does not seem to affect the spatial dynamics or the ramet density of knotweeds. Mowing frequency sampled in this study ranged from zero to five times per year, which is probably insufficient to truly impact knotweed dynamics (see Seiger et Merchant 1997, Gerber, Murrell *et al.* 2010). Management strategies involving mowing should therefore ensure that knotweed stands are mowed in their entirety and at least five times a year.

7.2.5.3. On methodological aspects and the advantages of the multi-scale analysis

The multi-scale analysis of knotweed spatial dynamics performed in this study provided at least two advantages. First, it confirmed what is often seen in the field but disregarded in the

literature (but see Shimoda et Yamasaki 2016) that knotweeds do not necessarily form round stands that expand uniformly in a centrifugal manner, as shown by the higher standard deviation at the section scale than at the stand scale (Tableau 11) and supported by the range of the shape evolution index. It may seem trivial, but it is conceptually important to advance in the understanding of the complex local expansion processes of clonal plants and their effects on ecosystems (Zobel, Moora *et al.* 2010, Dong, Yu *et al.* 2014), and thus to better grasp the actual impacts of knotweed invasions since they are greatly related to the cover (Lavoie 2017) and probably also to the spatial arrangement of stands. This investigation thus contributes to this under-studied field of research using quantitative structural data on shapes and surfaces and their dominant driving forces. This method furthermore highlighted contrasting effects depending on the scale of observation. Yet the section-scale analysis failed to bring out new subtle effects undetected by the stand-scale analysis alone. There may be three explanations for this. Firstly, it could naturally mean that subdividing clonal stands to achieve more accurate insights on the spatial dynamics processes is pointless. Secondly, this method could be useful on other clonal species but less so on knotweeds whose local driving forces are notoriously elusive. Finally, it may come from the comparison protocol itself. For the most unbiased comparison possible between the two scales' top-model selection processes, the very same *a priori* candidate models were used in both cases when the greater sample size for the section scale dataset allowed the test of far more candidate models and thus hypotheses of complex interactions. It would therefore be useful to test these assumptions.

In any case, the methodology used in this study presents a few additional drawbacks. Given that fragment spread is one of the major dispersal means of knotweeds (Beerling, Bailey *et al.* 1994, Barney, Tharayil *et al.* 2006), it is impossible to ensure that all the ramets of a stand truly belong to the same *physiological individual* and will thus act as an integrated clone. Conversely, a choice was made to disregard new ramets and stands (i.e. present in 2015 but not in 2008) more than 2 m away from the focal stand because certainty as to their origin could not be ensured. Yet knotweeds are known to produce running rhizomes up to several metres away from the main stands (Child et Wade 2000), which could likely sprout into new ramets. On the contrary, such ramets could have been created by the dispersal of fragments due to careless mowing, floods or other disturbances. These problems, inherent to the study of the spatial dynamics of clonal plants, may hide strong and significant drivers and processes. Protocol improvements could likely lessen the weight of some of these issues, but they will probably be time- and money-consuming: e.g. digging around the stands or using isotopic labelling.

To conclude, extended field and experimental studies are urgently required to fully unravel the elusive and combined effects of anthropogenic and environmental drivers on the performance and spatial dynamics of the clonal knotweed complex, in mountainous habitats or elsewhere.

8. WP3 : Relevés des taches de renouées et des facteurs biotiques et abiotiques

8.1.Résumé

Il est généralement admis que les infrastructures de transport peuvent jouer un rôle dans la propagation des espèces exotiques envahissantes (EEE), mais les paramètres impliqués sont nombreux et ne sont pas toujours bien connus. Les renouées asiatiques sont classées parmi les espèces végétales les plus envahissantes en Europe et en Amérique du Nord. Il s'agit d'un complexe de trois espèces (*Reynoutria japonica* [Houtt.] Ronse Decraene, la renouée de Sakhaline, *R. sachalinensis* [Schmidt Petrop.] Ronse Decraene et l'hybride entre les deux précédentes la renouée de Bohème, *R. x bohemica* Chrtek & Chrtkova). Leur développement se base sur une croissance centrifuge de rhizomes et crée des formes (ou « taches ») plus ou moins larges, discontinues, souvent denses et monospécifiques.

La distribution et la forme de ces taches ont été étudiées le long de différents types d'infrastructures de transport (voies ferrées, navigables et routières), sur un ensemble de huit sites d'études répartis dans l'Est de la France. Les taches de renouées ont été inventoriées et leur contour relevé avec un récepteur GPS de précision décimétrique, sur des tronçons d'infrastructures de transport de 1 km de long et 200 m de large. Différents facteurs biotiques, abiotiques et de gestion ont été relevés pour chaque tâche par des relevés de terrain, des outils d'analyse géographique et des enquêtes auprès des gestionnaires des infrastructures.

Les deux espèces *R. japonica* et *R. x bohemica* sont largement prépondérantes au niveau de nos relevés, mais ne se mélangent pas au sein d'un même site. Les enquêtes ont montré que les interventions par fauches sont largement majoritaires. Ce mode de gestion, lorsqu'il est répété au cours de la saison de végétation, permet une diminution de la densité des tiges de renouées et limite leur compétitivité vis-à-vis des autres espèces végétales. Une gestion plus intensive est surtout observée près des infrastructures et se justifie par des enjeux de sécurité ; les formes des taches y sont plus géométriques ou plus allongées, leur développement étant contraint spatialement. Pour les espaces sans enjeux de sécurité ou de production (friches, ripisylves), la gestion est plus extensive voire inexistante, les formes sont plus complexes et les surfaces plus importantes, traduisant un développement spatial plus libre de la plante.

8.2.Introduction

L'artificialisation des milieux, et plus particulièrement le développement des infrastructures linéaires, fait partie des facteurs limitant la connectivité paysagère. Conséquence du développement économique et de l'aménagement des territoires, ces infrastructures sont dédiées aux transports qu'ils soient routiers, ferrés, fluviaux, d'information ou énergétiques. Elles modifient de façon significative les structures paysagères et concourent à l'isolement des populations, animales et végétales (Forman 2000). De nombreuses actions peuvent être mises en

place, soit pour limiter les impacts lors de la conception des projets, soit pour restaurer des continuités au niveau des infrastructures existantes (Girardet, Foltête *et al.* 2016).

Il convient aussi de considérer le rôle positif des infrastructures linéaires de transport (ILTe) et de leurs emprises sur les continuités écologiques. Très souvent, ces infrastructures sont associées à des bandes enherbées (cas du réseau routier) et/ou boisées (ripisylves près des voies navigables). Ces bandes végétales, de même que, dans le cas des voies navigables les cours d'eau eux-mêmes, constituent des vecteurs de propagation des espèces. Sur le plan longitudinal, ces infrastructures contribuent donc à leur dispersion et participent, par leur caractère linéaire et connecté aux autres corridors, à la continuité écologique (Burel et Baudry 2000).

Le problème est tout autre lorsque l'on considère les espèces exotiques envahissantes (EEE), dont on cherche plutôt à éviter le développement. L'effet barrière des ILTe peut dans ce cas être vu positivement. A l'inverse, leur abords végétalisés et connectés avec les autres corridors écologiques et les activités associées (travaux, contrôles de la végétation …) en font de possibles vecteurs de propagation pour les EEE (Hulme 2009). Les perturbations anthropiques conduisant à des changements d'occupation du sol créent localement des conditions favorables à l'introduction et à l'expansion de plantes invasives (Lockwood, Hoopes *et al.* 2013). L'importance plus particulière des réseaux de transports dans la dissémination des espèces invasives a souvent été mise en évidence (Parendes et Jones 2000, Christen et Matlack 2006), même si dans certaines situations (Kalwij, Milton *et al.* 2008) ces infrastructures peuvent se limiter à un rôle d'accueil mais pas de dispersion. Le rôle des infrastructures linéaires dans la propagation des EEE est donc très hétérogène et va dépendre aussi bien des espèces et des processus écologiques considérés, que des caractéristiques spécifiques à ces infrastructures (type, largeur, trafic, gestion des abords …).

Les renouées asiatiques (*Reynoutria* spp.) sont classées parmi les EEE les plus envahissantes dans le monde (Lowe, Browne *et al.* 2000). Elles correspondent à un complexe d'espèces comprenant la renouée du Japon, *Reynoutria japonica* [Houtt.] Ronse Decraene, la renouée de Sakhaline, *R. sachalinensis* [Schmidt Petrop.] Ronse Decraene et l'hybride entre ces deux espèces la renouée de Bohème, *R. x bohemica* Chrtek & Chrtkova. Utilisées au départ à des fins ornementales, elles ont connu ces dernières décennies une expansion importante en climat tempéré, en particulier en Europe et en Amérique du Nord (Lowe, Browne *et al.* 2000). Elles se reproduisent majoritairement par multiplication végétative grâce à un réseau souterrain de rhizomes, permettant un développement rapide et contre lequel les techniques traditionnelles de contrôle de la végétation ont des résultats limités (Williams, Eschen *et al.* 2010), voire parfois contreproductifs en favorisant la dispersion. Les abords des cours d'eau et des infrastructures de transport sont particulièrement envahis par les renouées asiatiques (Tiébré, Saad *et al.* 2008, Rouifed, Piola *et al.* 2014). En limitant la visibilité le long des infrastructures de transport, comme les routes, les voies navigables ou les voies ferrées, les renouées peuvent créer des problèmes de sécurité, notamment en limitant la visibilité, et conduisent ainsi souvent à intensifier les opérations de contrôle de la végétation.

Les capacités de dispersion des renouées, en particulier dans le contexte des réseaux linéaires de transport, commencent à être renseignées. Des analyses des distributions spatiales ont ainsi mis en évidence l'importance des réseaux routiers et des espaces urbanisés sur la présence des renouées (Collingham, Wadsworth *et al.* 2000, Tiébré, Saad *et al.* 2008, Rouifed, Piola *et al.* 2014). Plus récemment, dans un contexte de rivière en Amérique du Nord, Duquette, Compérot *et al.* (2015) ont distingué d'une part l'effet des espaces urbanisés sur l'apparition des renouées et d'autre part l'effet des crues sur leur dispersion. Cependant, l'effet des pratiques de gestion à une échelle paysagère et l'influence des types d'infrastructure sur le développement invasif des renouées sont bien moins documentés. L'objectif de la présente étude est de comprendre comment les infrastructures linéaires de transport et la gestion qui leur est appliquée déterminent la structure spatiale et l'organisation des taches de renouée. Pour cela, on a analysé la structure de taches de renouée le long de trois types d'infrastructures de transport : les routes, les voies navigables ou les voies ferrées dans l'Est de la France.

8.3.Matériels et méthodes

8.3.1. Sites d'études

Les sites d'études sont répartis en régions Auvergne-Rhône-Alpes et Bourgogne-Franche-Comté (Figure 35).

Pour être retenus, les sites devaient remplir plusieurs conditions : contenir au moins une ILTe ou une combinaison de deux ou trois ILTe (voie ferrée, voie navigable, voie routière) ; présenter une bonne accessibilité pour les observations ; présenter une emprise suffisante des renouées (en nombre de taches et surface), et relativement bien répartie sur une portion de 1 km de longueur et de 100 m de large de chaque côté de(s) ILTe. Huit sites ont été retenus sur dix-sept sites visités, le Tableau 17 en présente les principales caractéristiques.

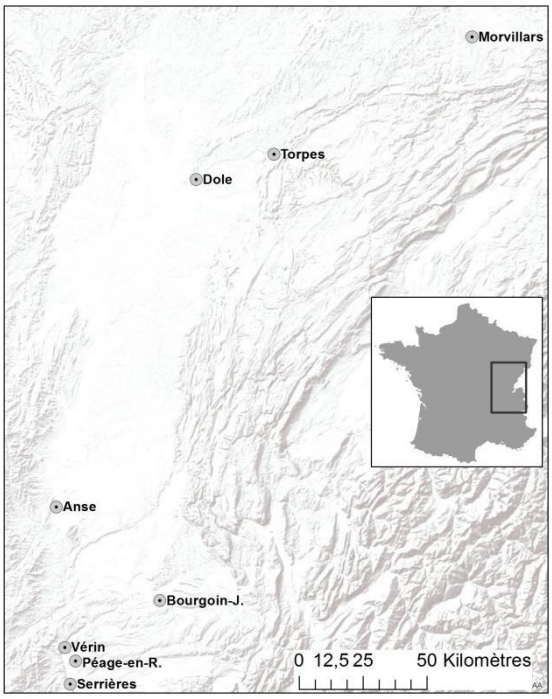


Figure 35 : Localisation des sites

Site (dept.)	ILTe	Nb de taches	Superficie renouée (m²)
Anse (69)		192	29 160
Bourgoin (38)		132	13 930
Dole (39)		58	3 280
Morvillars (90)		15	3 150
Péage-en-R. (38)		38	4 710
Serrières (07)		39	4 560
Torpes (25)		37	4 860
Vérin (42)		62	4 550
TOTAL		**574**	**68 200**

Tableau 17 : Liste des sites

8.3.2. Nature des relevés

Les taches de renouées sont décrites à partir 1) des variables caractérisant leur morphologie (surface, périmètre, élongation, compacité, complexité) et les tiges de renouées (densité, hauteur, espèce, recouvrement au sol), 2) des données caractérisant l'environnement de ces taches (usage du sol, distance aux infrastructures), et 3) du type de gestion qui leur sont appliquées. Ces données ont été obtenues à partir de trois sources : 1) sur le terrain par les relevés des contours avec un récepteur GPS de précision décimétrique, et divers paramètres caractérisant les renouées, 2) par un travail sous SIG à partir de base de données spatialisées sur l'occupation du sol, 3) par des enquêtes auprès des gestionnaires des infrastructures.

8.3.3. Morphologie des taches de renouées

Nous avons retenus 6 critères permettant d'apprécier la forme des taches de renouées. Les deux premiers (surface et périmètre) sont directement issus des relevés GPS des contours des taches. Ces deux paramètres permettent d'en calculer un troisième : l'indice PARA, qui correspond au ratio entre le périmètre et la surface des taches. Les trois autres sont obtenus à partir du logiciel de calcul d'indices paysagers Fragstats (McGarigal et Marks 1995). Ces derniers permettent de différencier des formes plus ou moins compactes, allongées, circulaires, carrées, géométriques ou complexes (Figure 36). L'indice GYRATE donne une indication de la complexité des taches sur la base d'une distance moyenne entre chaque cellule et le centroïde des taches. L'indice SHAPE compare chaque tache à une forme standard (carrée ou quasi carrée) et, comparé à l'indice PARA, permet une meilleure expression de la complexité des taches en diminuant l'effet de la surface. Enfin l'indice CIRCLE permet d'opposer des formes très allongées à des formes circulaires.

Indice, définition	Forme des valeurs extrêmes et caractéristiques dominantes	
GYRATE : distance moyenne entre chaque cellule du patch et le centroïde du patch	Complexe	Compacte
CIRCLE : 1 moins la surface du patch divisé par la surface du plus petit cercle circonscrit dans le patch.	Allongée	Circulaire
SHAPE : périmètre du patch divisé par le périmètre de la forme carrée la plus compacte du patch	Complexe, allongée	Carrée
PARA : ratio entre le périmètre et la surface du patch	Complexe	Géométrique

Figure 36 : Valeurs extrêmes des indices de formes. Les échelles sont différentes entre les indices et entre les valeurs extrêmes d'un même indice.

Quatre autres variables descriptives ont été relevées pour chaque tâche. Il s'agit 1) de la hauteur maximale mesurée sur la tige de renouées la plus haute, 2) de la densité des tiges de renouées évaluée sur un gradient en trois classes (« clairsemée » pour une densité comprise entre 1 et 8 pieds au m², « dense » entre 8 à 18 pieds au m², et « compacte » au-delà de 18 pieds au m²), 3) de l'espèce (déterminée d'après une description des caractères morphologiques des parties aériennes), et 4) du pourcentage de recouvrement au sol des autres végétaux de la strate herbacée.

Enfin l'environnement proche de chaque tache a été décrit sur la base d'une évaluation, au périmètre des taches, de l'importance des végétaux de la strate herbacée basse (inférieure à 50 cm de hauteur), des végétaux de la strate herbacées haute (supérieure à 50 cm) et des obstacles physiques (routes, chemin empierré, espace bétonné…).

8.3.4. Facteurs environnementaux

Sur la base d'un travail de cartographie sous système d'information géographique (QGIS Development Team 2017), il a été possible – toujours à l'échelle de la tache de renouée – de renseigner l'occupation du sol. Cette information a été obtenue par photo-interprétation appuyée par différentes sources de données géographiques (RGE de l'IGN, registre parcellaire graphique) et différentes observations obtenues au moment des relevés GPS. Une classification simplifiée de l'occupation du sol a été définie sur la base d'une nomenclature en 6 classes : culture annuelle, prairie, forêt de production, friche, aménagement paysager, abords des infrastructures. Par la suite, pour certaines analyses, nous avons distingué d'une part les taches situées aux bords des ILTe (avec une spécification du type d'infrastructure : voies ferrées, voies routières ou voies navigables) et d'autre part les taches situées dans les autres contextes d'occupation du sol (« hors infrastructure »). Cette distinction ne se base pas sur une distance, mais sur le type de gestionnaire concernée (en charge ou non des infrastructures).

8.3.5. Données sur la gestion

Une enquête auprès des gestionnaires des différents sites d'études a été menée fin 2016. L'objectif était de savoir pour chaque tache de renouées observée, quelles avaient été les interventions de gestion. Sur les 574 taches inventoriées, 466 ont été renseignées (soit 81 %). Pour les autres, il n'a pas été possible de connaître le gestionnaire ou bien celui-ci n'était pas en mesure de connaître le mode de gestion appliqué. Un premier résultat de ces enquêtes a montré que la fauche représentait l'essentiel des interventions. Pour le reste, il n'a été observé que deux cas de traitement phytosanitaire, qui seront considérés comme négligeables et ne seront pas pris en compte dans la suite des analyses. Cette simplification nous a permis de transformer ces données en une variable semi-quantitative traduisant un gradient d'intensité de gestion, comprenant quatre classes : 1) absence d'intervention, 2) une à deux fauches annuelles, 3) trois à quatre fauches annuelles, 4) cinq fauches annuelles ou plus.

8.3.6. Analyses statistiques

Les analyses des résultats ont été réalisées à partir du logiciel R (R Core Team 2016) et ont porté sur le tableau de données comportant en colonne 21 variables (Tableau 18) et en ligne 574 taches de renouées. Deux types d'analyses ont été réalisés. En premier lieu, une analyse en composantes principales (ACP) sur les données descriptives des taches a permis de comprendre la structure spatiale des taches, puis une analyse de redondance (RDA) qui couple le tableau de données précédent avec le tableau des variables environnementales.

Variables observées ou mesurées	Type, unités (code)
Données de terrain	
Espèce (d'après critères physionomiques dominants): *Reynoutria japonica*, *Reynoutria sachalinensis* ou *Reynoutria x bohemica*	Catégorielle : J, S ou B
Hauteur maximale	Quantitative, en cm
Recouvrement strate herbacée au sein de la tache	semi-quantitative : 0-100 (RECOUV)
Importance des herbacées basses au périmètre de la tache	semi-quantitative : 0-100 (PERI_HB)
Importance des herbacées hautes au périmètre de la tache	semi-quantitative : 0-100 (PERI_HH)
Importance des obstacles physiques au périmètre de la tâche	semi-quantitative : 0-100 (PERI_OBSTAC)
Densité moyenne (nombre de pied de renouée au m²)	qualitative ordonnée en 3 classes (DENSITE) : 0 à 8 pieds au m² (Clairsemé) 8 à 18 pieds (Dense) ,+ de 18 (Compacte)
Données cartographiques	
Périmètre, surface	Quantitative, en m (PERIM) et m² (SURF)
Indices de forme PARA, SHAPE, CIRCLE, GYRATE	Semi-quantitative (PARA, SHAPE, CIRCLE, GYRATE)
Distances minimales aux trois types d'ILTe	Quantitative, en m (DIST_MIN)
Occupation du sol : Culture annuelle, Prairie, Forêts de production, Friches, Aménagements paysagers, Abords d'Infrastructure	semi-quantitative : 0-100 (CULT, PRAIR, FORE, FRICH, PAYSA, INFRA)
Données issues des enquêtes auprès des gestionnaires	
Mode de gestion	qualitative en 5 classes (FAUCHES) : Pas de gestion, 1 à 2 fauches par an, 3 à 4 fauches, plus de 5 fauches, traitements phytosanitaires

Tableau 18 : Liste des variables étudiées

En deuxième lieu, des statistiques inférentielles ont permis de mettre en évidence des différences significatives ciblées sur certaines variables. Il s'agit de tests de normalité (Shapiro-Wilks, Lilliefors et Kolmogornov-Smirnof) et d'homogénéité des variances (Bartlett), permettant de vérifier les conditions d'utilisation de tests paramétriques (test *t* de Student et ANOVA). Si ces conditions n'étaient pas observées, mais également dans le cas des variables catégorielles, nous avons utilisé des tests non-paramétriques (Kruskal-Wallis et Wilcoxon Mann-Whitney). Des tests du χ^2 ont également été réalisés.

8.4.Résultats

8.4.1. Structure spatiale des taches en fonction des facteurs de milieu et de gestion

Les deux premiers axes du plan factoriel issus de l'ACP des caractéristiques morphologiques des taches de renouées (Figure 37) représentent respectivement 46,7 % et 28,1 % de l'inertie totale. Le premier axe oppose d'un côté des taches de petite surface et de forme très simple, et de l'autre côté des formes très complexes et des surfaces élevées. Le deuxième axe oppose des taches très allongées à des taches plutôt circulaires.

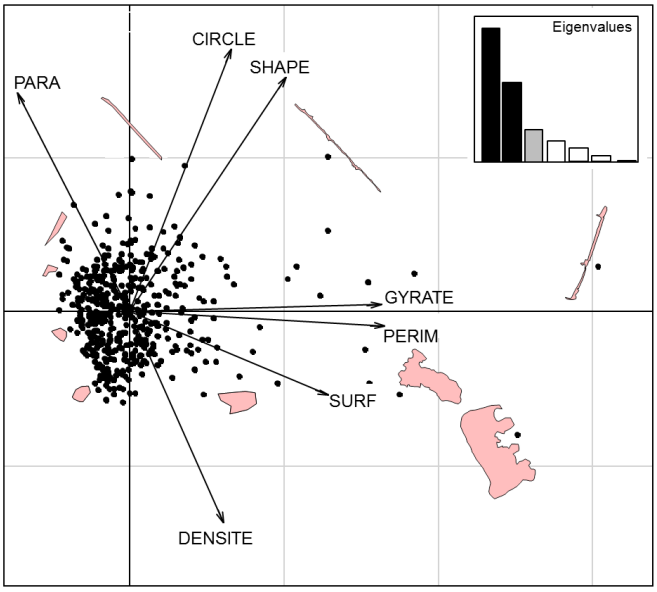
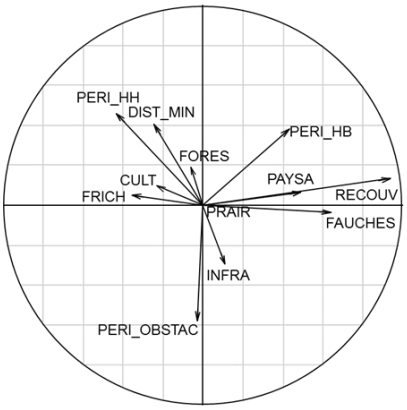
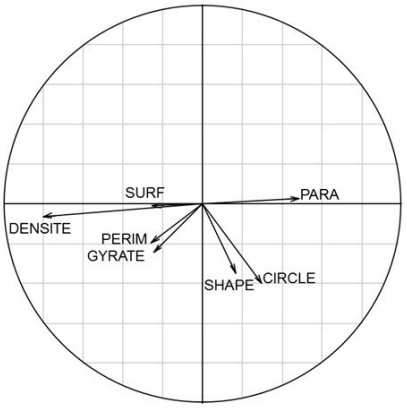


Figure 37 : Représentation des taches sur le premier plan factoriel de l'ACP et exemples de forme (en rose)

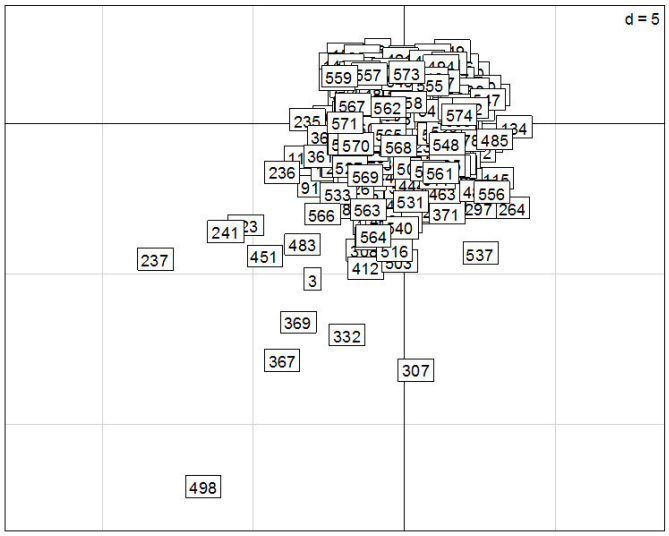
La RDA permet d'associer ce premier tableau des critères morphologiques à un deuxième tableau de données environnementales, celles-ci permettant de situer les taches sur les variables suivantes : l'occupation du sol, le site d'étude, le type d'infrastructure et le mode gestion pratiquée. La part de variabilité du tableau des données morphologiques expliquée par les variables environnementales est de 23,3 %. L'apport des variables environnementales via l'analyse RDA, comparé à l'ACP, est jugé significatif d'après de test de Monte Carlo ($p < 10^{-3}$). L'axe 1 est lié à l'intensité de gestion avec d'un côté des taches plutôt de petite taille dans des espaces publics aménagés, situées dans un contexte de gestion intensive et présentant au niveau du sol un recouvrement important de la strate herbacée ; et de l'autre côté des situations peu gérées (friches) avec une plus forte densité de tiges de renouées et des taches de plus grande taille (Figure 38). Sur le deuxième axe, le nuage de point est principalement lié à l'élongation des taches avec des formes très allongées, généralement localisées à proximité des infrastructures de transport.



Cercle de corrélations des variables environnementales avec les axe 1 et 2 de l'analyse



Score des variables sur les axes 1 et 2 de l'analyse



Nuage de points des individus (taches)

Figure 38 : Résultats de l'analyse de redondance (RDA). Voir le Tableau 18 pour la définition des variables.

8.4.2. Comparaison des types d'ILTe et des sites

La présence de la renouée est plus importante aux abords des routes et des voies navigables que sur les voies ferrées, avec respectivement 15, 20 et 4 taches de renouées inventoriées en moyenne par kilomètre de voie (Figure 39). Les voies ferrées sont ainsi moins colonisées, avec seulement 4 taches par kilomètre (cette différence est encore plus marquée si on enlève le tronçon de voie désaffectée de Morvillars pour se limiter aux voies encore en fonction).

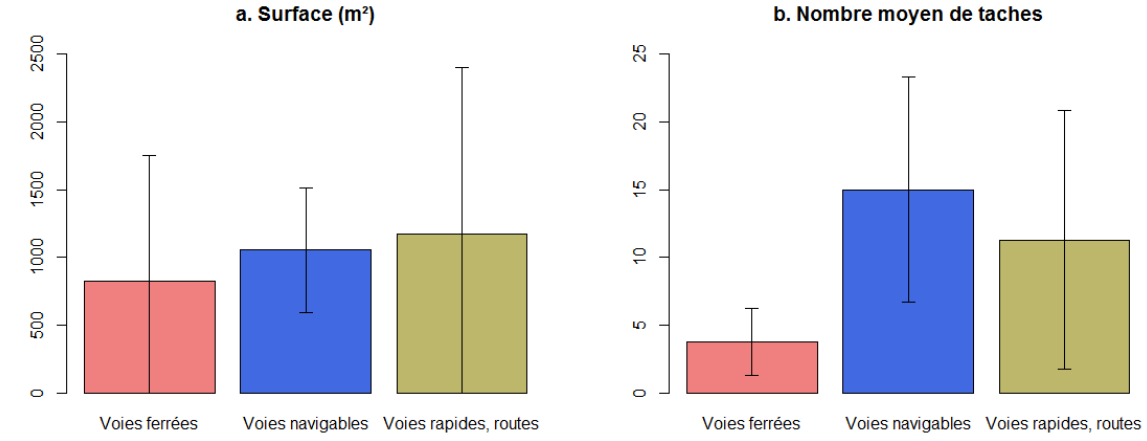


Figure 39 : Surface cumulée moyenne (à gauche) et nombre moyen de taches (à droite) de renouée aux abords des différents types d'ILTe (pour un linéaire d'infrastructure de 1 km). Il n'y a pas de différence significative entre les types d'ILTe d'après les ANOVA réalisées.

Les résultats montrent des différences importantes entre sites, en particulier sur la part relative des renouées situées aux abords des ILTe par rapport aux espaces envahis situés dans d'autres contextes d'occupation du sol (« Hors infrastructures », Tableau 19). Ces différences s'expriment différemment selon que l'on s'intéresse à la surface ou au nombre de taches. Pour la moitié des sites, le nombre de taches de renouées est plus important aux abords des infrastructures qu'hors infrastructures. En termes de surface, cette prépondérance des renouées près des infrastructures est observée uniquement sur le site de Vérin. Le cas du site d'Anse se distingue des autres par une présence de la renouée globalement massive pour ce site mais très peu observée près des ILTe (à peine 5% du nombre de taches) (Tableau 19).

a) Nombre de taches	Voies ferrées		Voies navigables		Routes, autoroutes		Hors infrastructures		Total
	n	%	n	%	n	%	n	%	
Anse	3	1,6			5	2,6	184	95,8	192
Bourgoin					30	22,7	102	77,3	132
Dole			15	25,9	6	10,3	37	63,8	58
Morvillars	1	6,7			3	20,0	11	73,3	15
Peage.Ro					12	31,6	26	68,4	38
Serriere			17	43,6		0,0	22	56,4	39
Torpes	4	10,8	4	10,8	6	16,2	23	62,2	37
Verin	7	11,1	24	38,1	17	27,0	15	23,8	63
Total	**15**	**2,6**	**60**	**10,5**	**79**	**13,8**	**420**	**73,2**	**574**

b) Surface des taches	Voies ferrées		Voies navigables		Routes, autoroutes		Hors infrastructures		Total
	surf	%	surf	%	surf	%	surf	%	
Anse	130,3	0,4			92,5	0,3	28941,4	99,2	29164,3
Bourgoin					2977,2	21,4	10949,0	78,6	13926,2
Dole			568,0	17,3	1431,6	43,6	1281,3	39,1	3280,9
Morvillars	2130,9	67,1			368,4	11,6	676,3	21,3	3175,6
Peage.Ro					2724,4	57,8	1986,3	42,2	4710,7
Serriere			1429,3	31,3		0,0	3133,7	68,7	4563,0
Torpes	204,3	4,2	752,3	15,5	157,5	3,2	3754,9	77,1	4869,0
Verin	844,9	18,6	1464,5	32,2	469,8	10,3	1766,3	38,9	4545,5
Total	**3310,4**	**4,9**	**4214,1**	**6,2**	**8221,4**	**12,0**	**52489,2**	**76,9**	**68235,2**

Tableau 19 : Présence des renouées (en surface et en nombre de taches) aux abords des infrastructures de transports (voies ferrées, voies navigables, voies routières) et hors infrastructures (c'est-à-dire non concernées par la gestion des abords des ILTe)

La distance séparant les taches de renouées des infrastructures est significativement plus faible dans le cas des voies navigables, comparée aux autres ILTe (Figure 40).

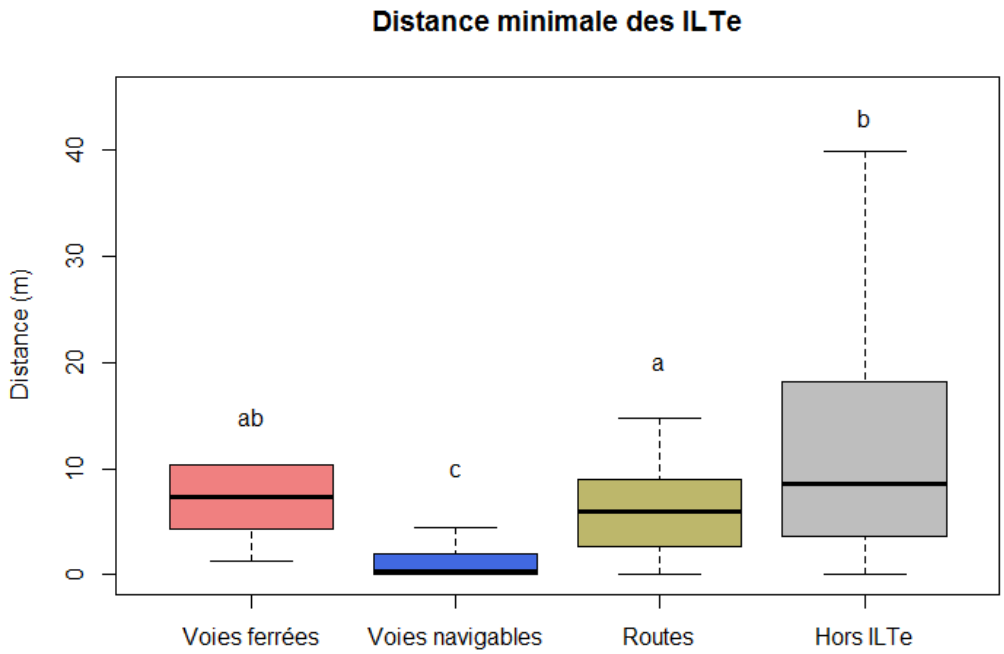


Figure 40 : Distances minimales des taches en fonction des ILTe (hors ILTe = non concernées par la gestion des abords des ILTe). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre modalités (p = 0.05, test de Kruskal-Wallis).

Enfin il est difficile de dégager une forme particulière de taches de renouée en fonction du type d'infrastructure. On observe cependant quelques tendances issues des coordonnées des axes 1 et 2 de l'ACP qui montrent une différence significative entre les voies routières et les voies ferrées (Figure 41) : 1) près des voies routières, les formes sont généralement plus allongées et les surfaces un peu plus faibles, 2) elles sont en revanche plus compactes et de surface plus grande près des voies ferrées.

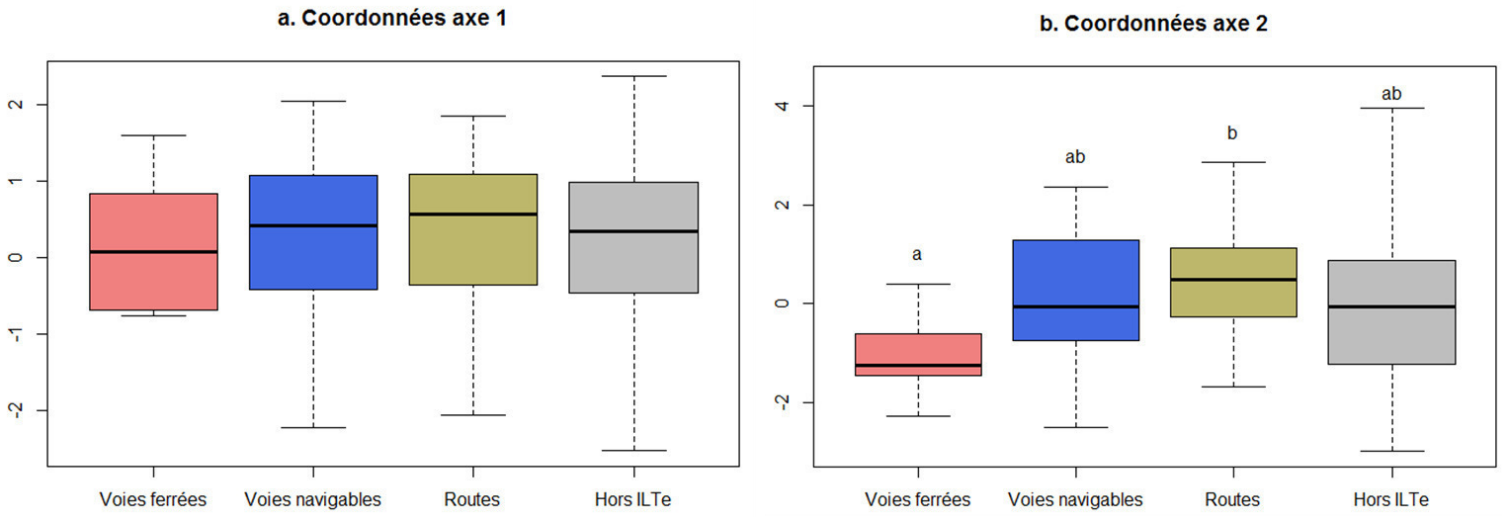


Figure 41 : Boîtes à moustaches des coordonnées des axes 1 (a) et 2 (b) de l'ACP par type d'ILTe. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre modalité (p = 0.05, test de Kruskal-Wallis).

8.4.3. Modes de gestion

Les résultats des enquêtes réalisées auprès des gestionnaires indiquent que la fauche, réalisée en un ou plusieurs passages sur une saison de végétation, est le mode de gestion prépondérant (près de 80% des réponses). Pour les taches restantes, il n'a pas été observé d'intervention ; les surfaces sont globalement plus élevées que dans les situations gérées (Figure 42).

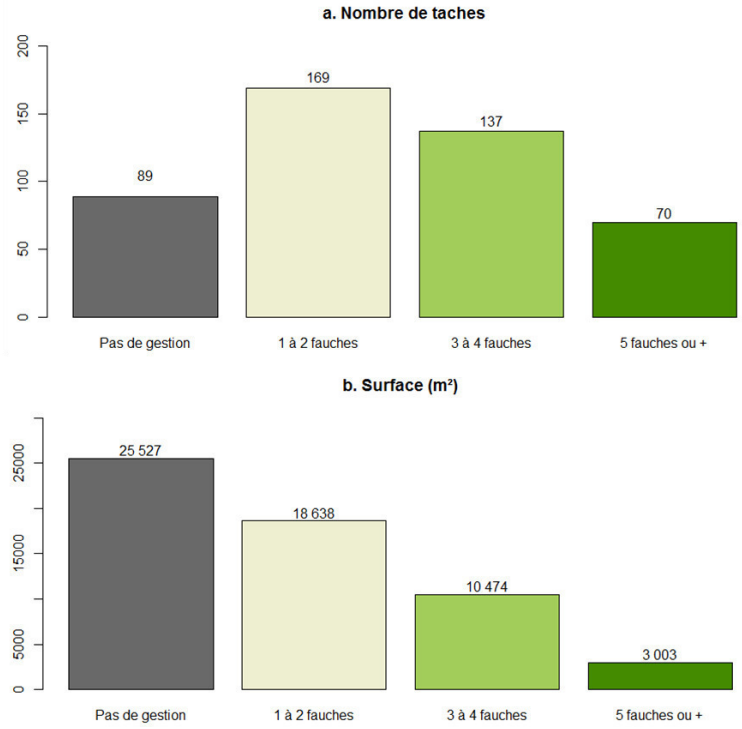


Figure 42 : Surface et nombre de taches sur un gradient d'intensité de gestion

Plusieurs paramètres apparaissent liés au gradient d'intensité de gestion (Figure 43) :

- Le recouvrement herbacé au sol est d'autant plus important que l'intensité de gestion est élevée (effet significatif d'après le test non paramétrique de Kurskall-Wallis, Tableau 20). Ce recouvrement ne dépasse que rarement 20% en l'absence d'intervention, alors qu'il dépasse largement 50% lorsqu' au moins 5 fauches par an sont réalisées. Il semble donc que le maintien d'une végétation basse au niveau des taches de renouées est possible, mais au prix d'efforts importants en termes de gestion (Figure 43a).

- L'intensité de gestion a un effet également significatif sur les hauteurs des renouées qui sont en moyenne trois fois moins élevées avec au moins 5 fauches annuelles qu'en absence de gestion (Figure 43b).

- Les plus fortes intensités de gestion sont presque exclusivement observées à proximité des ILTe (à moins de 10m pour l'essentiel des taches fauchées au moins 5 fois par an). En revanche les taches situées à plus de 20 m des infrastructures sont très rarement fauchées (Figure 43c).

- Enfin d'une façon comparable aux effets observés sur le recouvrement herbacé au sol, les fauches diminuent significativement la densité des tiges de renouées. Plus de la moitié des taches fauchées au moins 3 fois par an ont une densité clairsemée. A l'inverse, plus de la moitié des taches non gérées présentent une forte densité de tiges (Figure 43d).

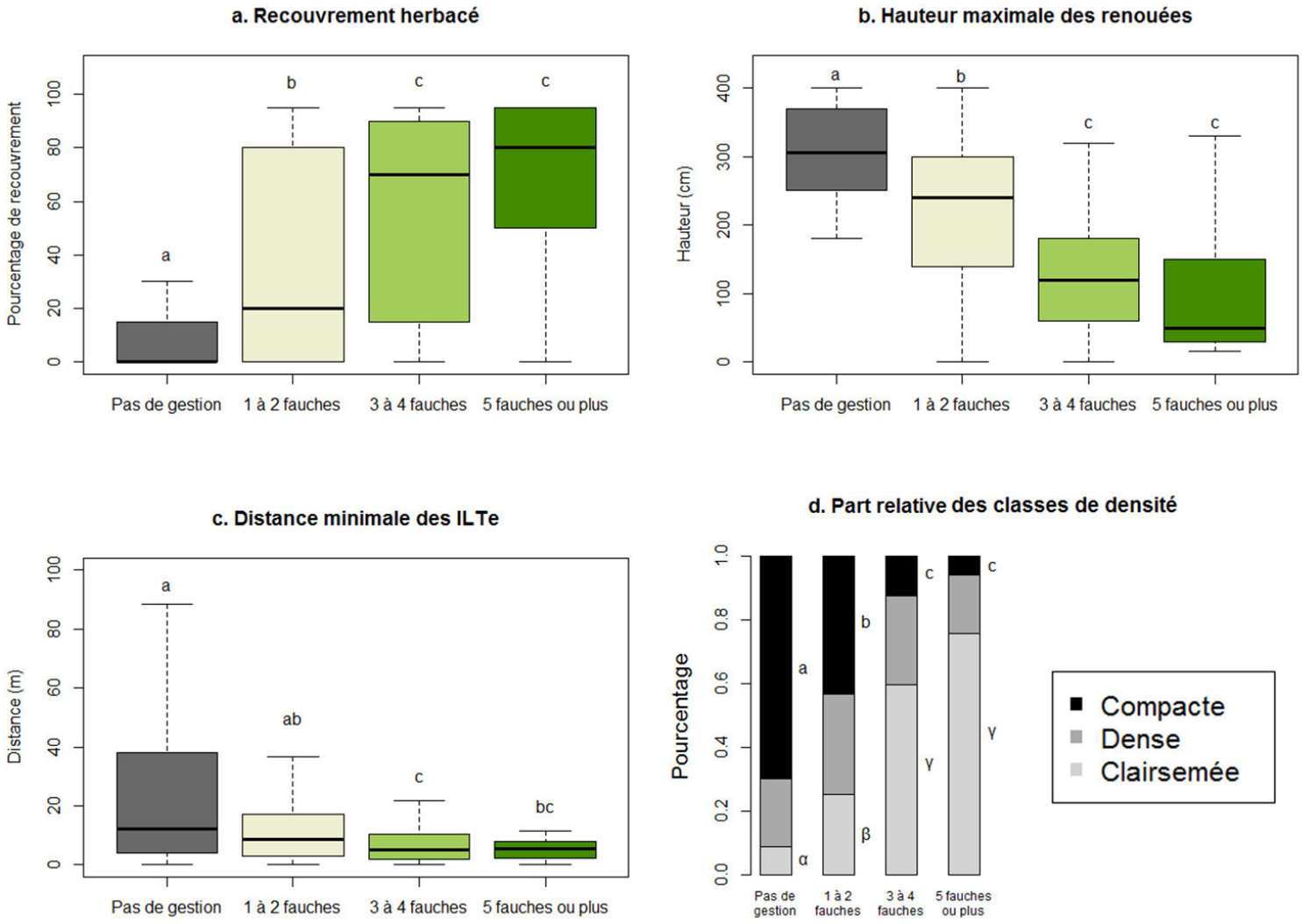


Figure 43 : Effet de l'intensité de gestion sur le recouvrement herbacé (a), la hauteur maximale des renouées (b), la distance minimale des ILTe (c), la part relative des classes de densité (d). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre modalité (p = 0.05, test de Kruskal-Wallis et du χ^2).

	KW	Chi²	df	p-value
Recouvrement herbacé	112.49		3	**< 10^{-3}**
Hauteur maximale des renouées	167.43		3	**< 10^{-3}**
Distance minimale	36.38		3	**< 10^{-3}**

Densité des renouées	KW	Chi²	df	p-value
« clairsemée » selon la gestion		110.29	3	**< 10^{-3}**
« compacte » selon la gestion		110.91	3	**< 10^{-3}**

Tableau 20 : Résultats des tests de comparaison des modes de gestion

Les informations relevées lors des enquêtes auprès des gestionnaires et des relevés de terrain montrent clairement un lien entre l'intensité de la gestion et les enjeux des espaces concernés. Au niveau des abords des infrastructures, les interventions justifiées par des questions de sécurité sont plus fréquentes (Tableau 21). Les espaces verts accessibles au public font également l'objet d'une gestion intensive.

Nombre de tâches

	Voies ferrées		Voies navigables		Routes, autoroutes		Autres	
	n	%	n	%	n	%	n	%
Pas de gestion	2	13.3	4	6,7	2	2,5	81	19,3
1 à 2 fauches	1	6.7	28	46,7	21	26,6	119	28,3
3 à 4 fauches					3	3,8	105	25,0
5 fauches ou plus	6	40	6	10,0	37	46,8	21	5,0
Non connu	6	40	22	36,7	16	20,3	94	22,4

Surface

	Voies ferrées		Voies navigables		Routes, autoroutes		Autres	
	surf	%	surf	%	surf	%	surf	%
Pas de gestion	2243,0	67,8	175,2	4,2	823,1	10,0	22285,7	42,5
1 à 2 fauches	62,7	1,9	1619,6	38,4	5240,8	63,7	11714,6	22,3
3 à 4 fauches	463,5	14,0	210,7	5,0	1178,3	14,3	1150,0	2,2
5 fauches ou plus		0,0		0,0	84,9	1,0	7417,3	14,1
Non connu	541,3	16,4	2208,5	52,4	894,4	10,9	9921,7	18,9

Tableau 21 : Mode de gestion par type d'ILTe

8.5.Discussion – conclusion

574 taches de renouées représentant une surface de 68 200 m² ont été étudiées sur 8 sites de 1 kilomètre de long et 200 mètres de large croisant trois types d'infrastructures : voies ferrées, navigables et routières. Les analyses associent des relevés de terrain sur la structure spatiale et les caractéristiques biologiques, des analyses à l'échelle du paysage à l'aide d'un système d'information géographique et des enquêtes menées auprès des gestionnaires sur leur modalité d'intervention.

Pour ce qui concerne la répartition des trois espèces de renouées observées (résultats non présentés), nous avons observé deux espèces prépondérantes (*R. japonica* et *R. x bohemica*) alors que la troisième (*R. sachalinensis*) était quasiment absente. Les deux espèces principales sont localisées sur des sites différents et ne se sont quasiment jamais mélangées au sein d'un même site. Ces résultats rejoignent en partie les conclusions de Duquette, Compérot *et al.* (2015) qui montraient l'influence des zones urbanisées dans l'apparition des renouées et la propagation essentiellement sous forme asexuée de la plante. En revanche, nous n'avons pas confirmé les observations de Bímová, Mandák *et al.* (2004) qui différenciaient une préférence de l'espèce *R. x bohemica* pour les berges de cours d'eau et de *R. japonica* pour les forets alluviales et les bancs de gravier. Notre étude s'accorde cependant sur la plus grande rareté de *R. sachalinensis* comparée aux deux autres espèces (également observée par Tiébré, Saad *et al.* (2008)).

Moins accessibles (et donc de fait moins concernées par des décharges sauvages de végétaux), les voies ferrées semblent moins touchées par la renouée que les voies navigables et routières. Sur le site d'Anse, les abords des ILTe sont très peu contaminés alors que le site dans son ensemble est particulièrement touché par la renouée. Cela peut s'expliquer par une certaine étanchéité des ILTe avec l'utilisation de barrières et grillages le long des autoroutes et voies ferrées, ce qui les rend peu accessibles et donc moins sensibles à des contaminations. Si c'est particulièrement net pour les voies ferrées et les voies autoroutières, ça l'est beaucoup moins pour les voies navigables où les crues jouent un rôle important dans la dissémination des renouées (Duquette, Compérot *et al.* 2015, van Oorschot, Kleinhans *et al.* 2017) et les routes secondaires où elles sont disséminées par l'homme (Bailey, Bímová *et al.* 2009).

Pour ce qui concerne la gestion de la renouée, les interventions observées se limitent pour l'essentiel à des fauches à une fréquence variable. L'effet de la fauche sur les taches de renouées est manifeste : plus les fauches sont nombreuses, plus les taches de renouées présentent une surface réduite, une densité de tiges faible et plus le recouvrement au sol d'autres espèces végétales est important. Ces résultats indiquent donc une certaine efficacité de la gestion par fauche, si on compare avec les situations non gérées où le développement des renouées ne semble pas contraint. Ces résultats sont cohérents avec les travaux de Gerber, Murrell *et al.* (2010) qui montrent qu'une fauche intensive réduit fortement la biomasse des renouées. Cependant cet effet de la fauche sur les renouées n'est pas toujours visible (Dommanget, Spiegelberger *et al.* 2013) et ne suffit généralement pas à éradiquer la renouée (Gerber, Murrell *et al.* 2010, Martin, Dommanget *et al.* Submitted).

Pour les espaces sans enjeux paysagers, de sécurité ou de production (friches, ripisylves …), il n'est généralement pas constaté d'intervention. Il faut noter que la nécessité d'intervenir sur les renouées va dépendre de la perception et des priorités des gestionnaires. Ainsi, les gestionnaires de cours d'eau vont plutôt avoir des motivations liées à la préservation de la biodiversité et des paysages, alors que les gestionnaires de voies ferrées vont eux être plus sensibles à des raisons de sécurité (Cottet, Rivière-Honegger *et al.* Soumis, voir WP1, 5.).

Les parcelles de production agricoles et forestières restent encore peu impactées, mais nous avons constaté dans trois sites un développement de la renouée dans des cultures annuelles.

A un stade invasif avancé, il est illusoire d'envisager une élimination de la renouée et il peut être préférable d'éviter d'intervenir pour ne pas augmenter les risques de contamination. La gestion des renouées doit reposer sur des objectifs précis et atteignables sinon le risque de découragement face à la faible efficacité de l'action est très important. Et lorsque l'invasion est très avancée, il faut parfois savoir renoncer à contrôler les populations et accepter ces nouveaux paysages (Cottet, Piola *et al.* 2015, Cottet, Rivière-Honegger *et al.* Soumis).

Les interventions observées sur la renouée sont programmées par un gestionnaire qui ne peut intervenir que sur la partie du foncier qui le concerne. Le morcellement du foncier et des acteurs amène donc à une gestion ponctuelle et dispersée. Idéalement, ces actions devraient s'envisager de façon coordonnée et sur une échelle permettant d'englober les différents gestionnaires d'un même secteur, mais la grande disparité des enjeux et des moyens ainsi que de nombreuses difficultés liées au foncier rendent souvent cet objectif irréaliste. Finalement les préconisations les plus pertinentes à apporter sont celles qui vont concerner le mode opératoire des fauches et les précautions qui doivent être prises pour éviter les contaminations autour des taches de renouées existantes. Cela concerne les différents travaux d'aménagement ou de gestion courante des abords, pour éviter que des rhizomes ne soient dispersés par l'intermédiaire des engins, et l'attention particulière qui doit être portée à la gestion des déchets.

9. WP4 : Préconisations pour la gestion à partir des résultats des différents WP

9.1. Objectif

L'objectif est ici de proposer des préconisations pour la gestion des renouées à l'échelle paysagère sur les ILTe à partir des résultats des différents WP. Il s'agissait ainsi de :

- extraire les résultats utiles à la gestion de chacun des WP et de les croiser avec les recueils d'expérience disponibles.
- développer des préconisations opérationnelles pour la mise en place des plans de gestion des renouées sur les ILTe.

9.2.Livrables

Les données des différents travaux ci-dessus ont été analysés dans une approche appliquée et ont été croisés avec les autres données et recueils d'expériences disponibles, dans une perspective d'aide à la mise en place des plans de gestion des renouées. Une démarche pour l'établissement de ces plans de gestion est proposée dans une note de gestion (Annexe 4). Cette note vise à guider de manière opérationnellle les gestionnaires dans la mise en place d'un plan de gestion des renouées à l'échelle paysagère sur les infrastructures linéaires de transport. Elle traite notamment de la définition des territoires géographiques concernés, de la caractérisation des stades invasifs et des objectifs et techniques de gestion.

Une plaquette de communication (Annexe 5) vise à mieux faire connaître le projet, résume les résultats des trois premiers WP et présente la note de gestion.

Enfin, un tutoriel permet aux gestionnaires intéressés par la méthodologie proposée dans la note de gestion de s'initier aux fonctions de QGIS utilisées pour réaliser un plan de gestion des renouées. Il comporte deux vidéos, un fichier Excel, un projet QGIS ainsi que les fichiers d'un cas test pour bien comprendre la méthodologie.

L'ensemble de ces documents est disponible en ligne aux adresses suivantes :

- https://drive.google.com/open?id=1V-GCL5yLj-Ko-BVbG5RgE7WGIxwjObmP ;
- http://ittecop.fr/recherches-2014/projets-de-recherche/dynarp.html.

10. WP 5 : Coordination du projet

10.1. Gestion du projet

Le projet a fait l'objet de nombreuses réunions en interne à chaque établissement concernés et aussi entre les différents partenaires, sur l'ensemble du projet ou sur un work package. Les réunions rassemblant les différents partenaires du projet ont toutes fait l'objet d'un compte-rendu.

Une plateforme internet de travail et d'échange a été mise en place sur le support « Alfresco » .

10.2. Valorisation du projet

10.2.1. Articles scientifiques

Cinq articles en lien avec ce projet sont en cours de rédaction ou de publication, deux sont déjà soumis et les autres sont déjà très avancés (Tableau 22).

Titre de l'article	Auteurs	Avancement
Multi-scale analysis of the local spatial dynamics of invasive knotweeds (*Reynoutria* spp.) along an elevation gradient	Martin, François-Marie Dommanget, Fanny Janssen, Philippe Spiegelberger, Thomas Viguier, Clément Evette, André	Soumis
Single and multi-date ancillary data for the accurate detection of invasive knotweeds	Martin, François-Marie Dommanget, Fanny Borgniet, Laurent Müllerová, Jana Breton, Vincent Evette, André	En préparation
Analyse synchronique et spatiale de l'importance des renouées asiatiques aux abords des infrastructures de transport. Effet des modes de gestion.	Breton, Vincent Biaunier, Joris Jaymond, Delphine Martin, François-Marie Dommanget, Fanny Cottet, Marylise Billon, Virginie Evette, André	En préparation
Quelle gestion intégrée possible face à des changements environnementaux qui s'inscrivent dans le temps long ? Réflexions induites par l'étude des représentations des espèces invasives le long des cours d'eau	Cottet, Marylise Rivière-Honegger, Anne Evette, André Dommanget, Fanny	Soumis
The end of a myth : solving the Fallopia "problem"	Cottet, Marylise Rivière-Honegger, Anne Evette, André Dommanget, Fanny	En préparation

Tableau 22 : Liste des articles en cours de publication sur le projet Dynarp

10.2.2. Colloques nationaux et internationaux

Le projet a fait l'objet de 12 présentations lors des colloques nationaux (scientifiques ou à destination des gestionnaires) et internationaux qui sont recensés dans le Tableau 23.

Désignation	Type de présentation	Titre de la présentation	Lieu	Date
Colloque Ittecop 2014	Communication orale	Dynarp : Dynamique paysagère des renouées sur les infrastructures de transport	La Défense, Paris (92)	3 octobre 2014
EMAPi 2015: 13th International Conference, Ecology and Management of Alien Plant Invasions	Communication orale	Dynamic and management of exotic knotweed at landscape scale: impacts and perceptions	Waikoloa, Hawaï, US	20 au 24 septembre 2014
Colloque Ittecop 2015	Poster	Dynarp : Dynamique paysagère des renouées sur les infrastructures de transport	Sophia-Antipolis (06)	1er et 2 octobre 2015
COTITA Centre Est « La gestion des espèces invasives »	Communication orale	Dynarp : Dynamique paysagère des renouées sur les infrastructures de transport	Bron (69)	28 mai 2015
Journée thématique : « Prévention des risques en montagne : apport des technologies photoniques »	Communication orale	L'imagerie spectrale pour l'analyse écosystémique de la couverture des sols	Chambéry (73)	3 décembre 2015
EcoSummit 2016 - Ecological Sustainability : Engineering Change	Communication orale	What is the attitude of French managers towards invasive species when managing linear transport infrastructures?	Le Corum, Montpellier (34)	29 août - 1 septembre 2016
IENE - 5th IENE International Conference on Ecology and Transportation	Communication orale	Invasion by Asian knotweed (*Fallopia* spp.) along linear landscape features : spatial dynamics and perspectives in mountainous environment	Lyon (69)	30 août - 2 septembre 2016
11th ALTER – Net summer School, Biodiversity, ecosystem services and sustainable management of socio-ecosystems	Poster	Insights from the study of the spatial dynamics of knotweeds (*Fallopia* spp.)	Peyresq (04)	7 - 17 septembre 2016
Sfécologie 2016 – International conference of ecological sciences	Poster	Insights from the study of the spatial dynamics of knotweeds (*Fallopia* spp.)	Marseille (13)	24 - 27 octobre 2016

Désignation	Type de présentation	Titre de la présentation	Lieu	Date
Colloque « Si nous imaginons le devenir des cours d'eau, ils ressembleraient à… ? »	Communication orale	Influence des connaissances sur les représentations des cours d'eau et de leur gestion : sommes-nous tous experts ?	Limoges (87)	28 - 29 juin 2017
Écovég 13	Communication orale	Dynamiques spatiales à fine échelle et clonalité d'une plante exotique envahissante en montagne : quels effets de la végétation environnante et des perturbations anthropiques ?	Forêt Montmorency, Québec, Canada	10 au 13 septembre 2017
Colloque Ittecop 2017	Communication orale	Dynarp : Dynamique paysagère des renouées sur les infrastructures de transport	La Défense, Paris (92)	19 et 20 octobre 2017

Tableau 23 : Récapitulatif des valorisations du projet Dynarp lors de colloques

11. Conclusion générale et perspectives

Ce projet interdisciplinaire a associé pendant plus de 3 ans les écologues d'Irstea Grenoble, les géographes de l'UMR 5600-EVS-ENS de Lyon, les chargés d'étude biodiversité du Cerema de L'Isle-d'Abeau et le bureau d'étude Concept Cours d'Eau. Ce projet a ainsi croisé des approches sociologiques, écologiques et de la télédétection, pour lever des verrous scientifiques en lien avec des problématiques de gestion. A l'issue de ce travail, 5 publications scientifiques sont en préparation, dont deux ont déjà été soumises, 12 présentations ont également eu lieu lors de colloques nationaux ou internationaux. Une note de gestion et des outils en lignes ont été construits à destination des gestionnaires. Enfin une plaquette de communication a été réalisée afin de mieux faire connaître ce projet.

Sur le plan scientifique, ce projet permet de mieux comprendre les processus de développement des renouées asiatiques dans le paysage des ILTe, en fonction des facteurs environnementaux et de leur gestion, ainsi que la manière dont ce développement influence les perceptions des gestionnaires et, à terme, les modalités d'action mises en oeuvre à leur égard. Sur un plan appliqué, ce projet propose de perfectionner les modes de gestion des renouées asiatiques, à travers la diffusion des connaissances ainsi acquises et la fourniture d'outils d'aide à la décision (note de gestion et tutoriel vidéo).

La première partie de ce projet s'intéresse aux perceptions des gestionnaires vis-à-vis des actions de gestion de ces espèces. Une enquête menée auprès de près de 200 gestionnaires de voies routières, ferrées et fluviales a visé à mieux comprendre les raisons qui fondent, aux yeux des gestionnaires, la nécessité d'une intervention à l'encontre des renouées asiatiques. Les gestionnaires sont aujourd'hui plus qu'hier sensibles aux enjeux liés aux renouées, et l'origine exotique de *Reynoutria* semble être une motivation pour agir. Le degré d'expertise du gestionnaire a également de l'influence sur sa motivation à agir. Cependant, on observe un épuisement des gestionnaires dans leur lutte contre les renouées : les méthodes actuelles sont jugées inefficaces, l'objectif des gestionnaires étant souvent de les éradiquer. Mais les renouées font aujourd'hui partie de nos paysages ; il ne s'agit plus d'un « problème » à résoudre mais d'un objet à gérer parmi d'autres. A partir de là, les actions doivent être priorisées afin de définir des objectifs de gestion réalistes et réalisables.

La deuxième partie porte sur la comparaison des méthodes de cartographie des renouées à l'échelle paysagère, ainsi que sur leurs dynamiques temporelles. Si l'on peut établir des cartes précises des renouées par télédétection, leur qualité dépendra fortement du contexte paysager et la procédure n'est pas encore automatisable (le traitement des images issues des drones en particulier nécessite une certaine expertise). Une étude diachronique a permis de montrer que deux paramètres semblent influer majoritairement sur l'expansion des renouées : la surface de la tache de renouées et sa distance à une ILTe. Aucun ralentissement de l'expansion n'a été montré avec l'augmentation de l'altitude ou de la fauche des taches entre 2008 et 2015, bien que la

fauche tende à diminuer le taux d'expansion des renouées et augmenter la densité en ramets des taches.

La troisième partie s'intéresse à l'organisation spatiale des renouées asiatiques le long des ILTe par l'intermédiaire une analyse synchronique. La fauche est le mode de gestion appliqué quasi-exclusivement le long de nos sites d'études. Son effet est visible sur les taches étudiées : plus les fauches sont nombreuses, plus les taches ont une surface réduite, un recouvrement végétal d'autres espèces au sol plus important et une densité en ramets plus faible (ce qui est contradictoire avec l'étude diachronique). Il serait intéressant de réaliser une étude plus approfondie avec un protocole établi spécialement pour comprendre l'influence de la fauche sur la densité en ramets des taches. Le morcellement du foncier provoque toutefois une gestion ponctuelle et dispersée : dans l'idéal, les actions devraient être coordonnées pour être efficaces. Les préconisations qui peuvent être données concernent le mode opératoire des fauches et les précautions à prendre afin d'éviter toute contamination des alentours (nettoyage des engins, gestion des déchets entre autres).

Enfin, la dernière partie correspond aux transferts des connaissances acquises dans les parties précédentes à travers plusieurs livrables à destination des acteurs de terrain. Une note de gestion permet de guider les gestionnaires dans leur mise en place d'un plan de gestion des renouées à l'échelle des paysagère. Des outils directement applicables comme un tutoriel vidéo, ainsi qu'une fiche de saisie Excel ou un préprojet QGIS sont ainsi disponibles pour les gestionnaires. Tous ces documents produits à destination des gestionnaires sont disponibles sur internet, dont la plaquette de présentation du projet et la note de gestion.

Ce projet a également permis de tisser des liens et ouvert des opportunités à l'échelle nationale avec notamment la ré-utilisation des données dans le cadre d'une nouvelle thèse sur la dynamique des invasions biologiques ou la mise en place d'expérimentations de contrôle des renouées avec des gestionnaires d'infrastructure. Des développements se sont également faits jours à l'échelle internationale : un projet scientifique bilatéral avec un laboratoire tchèque sur la problématique de télédétection des renouées vient d'être accepté, en plus des échanges entre des partenaires du projet Dynarp et un chercheur canadien spécialisé dans les invasions biologiques qui sont également prévus prochainement.

12. Bibliographie

Adachi, N., Terashima, I. et Takahashi, M. (1996). "Central die-back of monoclonal stands of *Reynoutria japonica* in an early stage of primary succession on Mount Fuji." Annals of Botany **77**(5): 477 - 486.

Adachi, N., Terashima, I. et Takahashi, M. (1996). "Mechanisms of central die-back of *Reynoutria japonica* in the volcanic desert on Mt. Fuji. A stochastic model analysis of rhizome growth." Annals of botany **78**(2): 169-179.

Adachi, N., Terashima, I. et Takahashi, M. (1996). "Nitrogen translocation via rhizome systems in monoclonal stands of *Reynoutria japonica* in an oligotrophic desert on Mt Fuji: field experiments." Ecological research **11**(2): 175-186.

Aguilera, A. G., Alpert, P., Dukes, J. S. et Harrington, R. (2010). "Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes." Biological Invasions **12**(5): 1243-1252.

Ainsworth, N., Weiss, J., Jacob, H. S., Dodd, J. et Moore, J. H. (2002). *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (Japanese knotweed) – an underrated threat to riparian zones in Australia. W: Proceedings of 13th Australian Weeds Conference, Perth, Australia.

Alberternst, B. et Böhmer, H. (2006). "NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Reynoutria japonica*." Retrieved 12/01/2018, from https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/r/reynoutria-japonica/reynoutria_japonica4.pdf.

Albrecht, F., Lang, S. et Hölbling, D. (2010). "Spatial accuracy assessment of object boundaries for object-based image analysis." The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences **38**(4): 1-6.

Alexander, J. M., Kueffer, C., Daehler, C. C., Edwards, P. J., Pauchard, A., Seipel, T., Arévalo, J. R., Cavieres, L. A., Dietz, H. et Jakobs, G. (2011). "Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering." Proceedings of the National Academy of Sciences **108**(2): 656-661.

Alexander, J. M., Naylor, B., Poll, M., Edwards, P. J. et Dietz, H. (2009). "Plant invasions along mountain roads: the altitudinal amplitude of alien *Asteraceae* forbs in their native and introduced ranges." Ecography **32**(2): 334-344.

Allag-Dhuisme, F., Amsallem, J., Barthod, C., Deshayes, M., Graffin, V., Lefeuvre, C. et Salles, E. (2010). Guide méthodologique identifiant les enjeux nationaux et transfrontaliers relatifs à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques et comportant un volet relatif à l'élaboration des schémas régionaux de cohérence écologique – deuxième document en appui à la mise en oeuvre de la Trame verte et bleue en France, MEEDDM

Arévalo, J. R., Otto, R., Escudero, C., Fernández-Lugo, S., Arteaga, M., Delgado, J. D. et Fernández-Palacios, J. M. (2010). "Do anthropogenic corridors homogenize plant communities at a local scale? A case studied in Tenerife (Canary Islands)." Plant Ecology **209**(1): 23-35.

Baatz, M. et Schäpe, A. (2000). Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. Angewandte Geographische Informations-Verarbeitung XII. J. Strobl, T. Blaschke et G. Griesebner. Berlin: Germany, Herbert Wichmann Verlag. **58:** 12-23.

Bailey, J. et Wisskirchen, R. (2006). "The distribution and origins of *Fallopia × bohemica* (*Polygonaceae*) in Europe." Nordic Journal of Botany **24**(2): 173-199.

Bailey, J. P., Bímová, K. et Mandák, B. (2007). "The potential role of polyploidy and hybridisation in the further evolution of the highly invasive *Fallopia* taxa in Europe." Ecological Research **22**(6): 920-928.

Bailey, J. P., Bímová, K. et Mandák, B. (2009). "Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed *s.l.* sets the stage for the "Battle of the Clones"." Biological Invasions **11**(5): 1189-1203.

Bailey, J. P., Child, L. E. et Conolly, A. P. (1996). "A survey of the distribution of *Fallopia* x *bohemica* (Chrtek & Chrtkova) J. Bailey (*Polygonaceae*) in the British Isles." Watsonia **21**: 187-198.

Bardsley, D. et Edwards-Jones, G. (2006). "Stakeholders' perceptions of the impacts of invasive exotic plant species in the Mediterranean region." GeoJournal **65**(3): 199-210.

Barney, J. N. (2006). "North American history of two invasive plant species: phytogeographic distribution, dispersal vectors, and multiple introductions." Biological Invasions **8**(4): 703-717.

Barney, J. N., Tharayil, N., DiTommaso, A. et Bhowmik, P. C. (2006). "The biology of invasive alien plants in Canada. 5. *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.[= *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.]." Canadian Journal of Plant Science **86**(3): 887-906.

Barney, J. N., Whitlow, T. H. et Lembo, A. J., Jr. (2008). "Revealing historic invasion patterns and potential invasion sites for two non-native plant species." PLOS ONE **3**(2): e1635.

Barták, R., Konupková Kalousová, Š. et Krupová, B. (2010). "Methods of elimination of invasive knotweed species (*Reynoutria* spp.)." Moravian-Silesian Region in cooperation with CˇSOP Salamandr and with financial support from the European Union.

Bashtanova, U. B., Beckett, K. P. et Flowers, T. J. (2009). "Review: Physiological approaches to the improvement of chemical control of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*)." Weed Science **57**(6): 584-592.

Becker, T., Dietz, H., Billeter, R., Buschmann, H. et Edwards, P. J. (2005). "Altitudinal distribution of alien plant species in the Swiss Alps." Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics **7**(3): 173-183.

Beerling, D. et Palmer, J. (1994). Status of *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) in Wales. Ecology and management of invasive riverside plants. L. de Waal, L. Child, P. Wade et J. Brock. Chichester: United Kingdom, John Wiley & Sons**:** 199-212.

Beerling, D. J. (1993). "The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe." Journal of Biogeography **20**: 45-53.

Beerling, D. J., Bailey, J. P. et Conolly, A. P. (1994). "*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene." Journal of Ecology **82**: 959-979.

Benz, U. C., Hofmann, P., Willhauck, G., Lingenfelder, I. et Heynen, M. (2004). "Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information." ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing **58**(3): 239-258.

Bímová, K., Mandák, B. et Kašparová, I. (2004). "How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility?" Journal of Vegetation Science **15**(4): 495-504.

Bímová, K., Mandák, B. et Pyšek, P. (2003). "Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (*Polygonaceae*)." Plant Ecology **166**(1): 1-11.

Binimelis, R., Monterroso, I. et Rodríguez-Labajos, B. (2007). "A social analysis of the bioinvasions of Dreissena polymorpha in Spain and Hydrilla verticillata in Guatemala." Environmental Management **40**: 555-566.

Blaschke, T. (2010). "Object based image analysis for remote sensing." ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing **65**(1): 2-16.

Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H. et White, J.-S. S. (2009). "Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution." Trends in Ecology & Evolution **24**(3): 127-135.

Bourchier, R. S. et Van Hezewijk, B. H. (2010). "Distribution and potential spread of Japanese Knotweed (*Polygonum cuspidatum*) in Canada relative to climatic thresholds." Invasive Plant Science and Management **3**(1): 32-39.

Boyer, M. (2005). "L'invasion des cours d'eau par les renouées du Japon s.l. : réflexions et propositions pour des stratégies de lutte efficaces." Parcs et Réserves **60**(1): 21-29.

Bradley, B. A. (2014). "Remote detection of invasive plants: a review of spectral, textural and phenological approaches." Biological Invasions **16**(7): 1411-1425.

Bradley, B. A., Blumenthal, D. M., Wilcove, D. S. et Ziska, L. H. (2010). "Predicting plant invasions in an era of global change." Trends in Ecology and Evolution **25**(5): 310-318.
Breiman, L. (2001). "Random forests." Machine Learning **45**(1): 5-32.
Brisson, J., de Blois, S. et Lavoie, C. (2010). "Roadside as invasion pathway for common reed (Phragmites australis)." Invasive Plant Science and Management **3**(4): 506-514.
Buckley, Y. M. (2008). "The role of research for integrated management of invasive species, invaded landscapes and communities." Journal of Applied Ecology **45**(2): 397-402.
Buhk, C. et Thielsch, A. (2015). "Hybridisation boosts the invasion of an alien species complex: Insights into future invasiveness." Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics **17**(4): 274-283.
Buijs, A. E. et Elands, B. H. M. (2013). "Does expertise matter? An in-depth understanding of people's structure of thoughts on nature and its management implications." Biological Conservation **168**: 184-191.
Burel, F. et Baudry, J. (2000). Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications, Ed. TEC & DOC.
Burnham, K. P. et Anderson, D. R. (2002). Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York: USA, Springer Verlag**:** p. 488.
Burström, F. (2000). "Environmental management systems and co-operation in municipalities." Local Environment **5**(3): 271-284.
Byers, J. E., Reichard, S., Randall, J. M., Parker, I. M., Smith, C. S., Lonsdale, W. M., Atkinson, I. A. E., Seastedt, T. R., Williamson, M. et Chornesky, E. (2002). "Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species." Conservation Biology **16**(3): 630-640.
Cade, B. S. (2015). "Model averaging and muddled multimodel inferences." Ecology **96**(9): 2370-2382.
CBD (2013). Convention on Biological Diversity.
CGDD (2015). Analyse économique des espèces exotiques envahissantes en France. Première enquête nationale (2009-2013), Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable. Commissariat Général au Développement Durable**:** p. 132.
Child, L. E. et Wade, M. (2000). The Japanese knotweed manual. Chichester: United Kingdom, Packard Publishing Limited**:** p. 123.
Child, L. E., Wade, M. et Wagner, M. (1998). Cost effective control of *Fallopia japonica* using combinaition treatments. Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik et M. Williamson. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers**:** 143-154.
Christen, D. et Matlack, G. (2006). "The role of roadsides in plant invasions: a demographic approach." Conservation Biology **20**(2): 385-391.
Collingham, Y. C., Wadsworth, R. A., Huntley, B. et Hulme, P. E. (2000). "Predicting the spatial distribution of non-indigenous riparian weeds: issues of spatial scale and extent." Journal of Applied Ecology **37**: 13-27.
Congalton, R. G. et Green, K. (2009). Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Boca Raton: USA, CRC Press**:** p. 210.
Cottet, M., Piola, F., Le Lay, Y.-F., Rouifed, S. et Rivière-Honegger, A. (2015). "How environmental managers perceive and approach the issue of invasive species: the case of Japanese knotweed s.l. (Rhône River, France)." Biological Invasions **17**(12): 3433-3453.
Cottet, M., Rivière-Honegger, A., Evette, A., Piola, F., Rouifed, S., Dommanget, F. et Valy, J. (Soumis). "Quelle gestion intégrée possible face à des changements environnementaux qui s'inscrivent dans le temps long ? Réflexions induites par l'étude des représentations des espèces invasives le long des cours d'eau." Géocarrefour.
Dainese, M., Aikio, S., Hulme, P. E., Bertolli, A., Prosser, F. et Marini, L. (2017). "Human disturbance and upward expansion of plants in a warming climate." Nature Climate Change **7**(8): 577-580.

DAISIE. (2017). "Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe." Retrieved February 7, 2017, from http://www.europe-aliens.org/.

Darwin, C. (1859). On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life. London, John Murray.

de Kroon, H., Huber, H., Stuefer, J. F. et van Groenendael, J. M. (2005). "A modular concept of phenotypic plasticity in plants." New Phytologist **166**(1): 73-82.

de Kroon, H. et Hutchings, M. J. (1995). "Morphological plasticity in clonal plants: the foraging concept reconsidered." Journal of Ecology **83**(1): 143-152.

de Kroon, H. et Schieving, F. (1990). Resource partitioning in relation to clonal growth strategy. Clonal growth in plants: regulation and function. J. van Groenendael et H. de Kroon. The Hague: The Netherlands, SPB Academic Publishing**:** 113-130.

de Kroon, H. et van Groenendael, J. (1997). The ecology and evolution of clonal plants. Leiden: The Netherlands, Backhuys Publishers**:** p. 453.

de Kroon, H., Visser, E. J. W., Huber, H., Mommer, L. et Hutchings, M. J. (2009). "A modular concept of plant foraging behaviour: the interplay between local responses and systemic control." Plant, Cell & Environment **32**(6): 704-712.

Delbart, E., Mahy, G., Weickmans, B., Henriet, F., Crémer, S., Pieret, N., Vanderhoeven, S. et Monty, A. (2012). "Can land managers control Japanese Knotweed? Lessons from control tests in Belgium." Environmental Management **50**(6): 1089-1097.

Descombes, P., Petitpierre, B., Morard, E., Berthoud, M., Guisan, A. et Vittoz, P. (2016). "Monitoring and distribution modelling of invasive species along riverine habitats at very high resolution." Biological Invasions **19:** 1-15.

Dommanget, F. (2014). Interactions entre espèces invasives et communautés végétales des berges de cours d'eau : vers l'utilisation du génie écologique pour le contrôle des renouées asiatiques. Ph.D, Montpellier SupAgro.

Dommanget, F., Breton, V., Forestier, O., Poupart, P., Daumergue, N. et Evette, A. (2015). "Contrôler des renouées invasives par les techniques de génie écologique : retours d'expérience sur la restauration de berges envahies." Revue d'Ecologie (Terre et Vie) **70**(suppt 12 « Espèces invasives »): 215-228.

Dommanget, F., Cavaillé, P., Evette, A. et Martin, F.-M. (2016). Asian knotweeds - an example of a raising theat. Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges. F. Krumm et L. Vítková. Freiburg: Germany, European Forest Institute**:** 202-211.

Dommanget, F., Evette, A., Spiegelberger, T., Gallet, C., Pacé, M., Imbert, M. et Navas, M.-L. (2014). "Differential allelopathic effects of Japanese knotweed on willow and cottonwood cuttings used in riverbank restoration techniques." Journal of Environmental Management **132**(0): 71-78.

Dommanget, F., Spiegelberger, T., Cavaillé, P. et Evette, A. (2013). "Light availability prevails over soil fertility and structure in the performance of Asian Knotweeds on riverbanks: new management perspectives." Environmental Management **52**(6): 1453-1462.

Dong, M., Yu, F.-H. et Alpert, P. (2014). "Ecological consequences of plant clonality." Annals of Botany **114**(2): 367-367.

Dorigo, W., Lucieer, A., Podobnikar, T. et Carni, A. (2012). "Mapping invasive *Fallopia japonica* by combined spectral, spatial, and temporal analysis of digital orthophotos." International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation **19**(1): 185-195.

Drake, D. B., Steckler, N. A. et Koch, M. J. (2004). "Information sharing in and across government agencies: the role and influence of scientist, politician, and bureaucrat subcultures." Social Science Computer Review **22**(1): 67-84.

Dukes, J. S. et Mooney, H. A. (1999). "Does global change increase the success of biological invaders ?" Trends in Ecology and Evolution **14**(4): 135-139.

Duquette, M. C., Compérot, A., Hayes, L. F., Pagola, C., Belzile, F., Dubé, J. et Lavoie, C. (2015). "From the source to the outlet: understanding the distribution of invasive knotweeds along a North American river." River Research and Applications **32**(5): 958-966.

Durand, Y., Giraud, G., Laternser, M., Etchevers, P., Mérindol, L. et Lesaffre, B. (2009). "Reanalysis of 47 years of climate in the French Alps (1958-2005): Climatology and trends for snow cover." Journal of applied meteorology and climatology **48**(12): 2487-2512.

Dvořák, P., Müllerová, J., Bartaloš, T. et Brůna, J. (2015). Unmanned aerial vehicles for alien plant species detection and monitoring. International Conference on Unmanned Aerial Vehicles in Geomatics, Toronto, Canada.

Early, R., Bradley, B. A., Dukes, J. S., Lawler, J. J., Olden, J. D., Blumenthal, D. M., Gonzalez, P., Grosholz, E. D., Ibañez, I. et Miller, L. P. (2016). "Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities." Nature Communications **7**: 1-9.

ESRI (2014). ArcGIS 10.3

Fan, P., Hostettmann, K. et Lou, H. (2010). "Allelochemicals of the invasive neophyte *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. (*Polygonaceae*)." Chemoecology **20**(3): 223-227.

Foody, G. M. (2008). "Harshness in image classification accuracy assessment." International Journal of Remote Sensing **29**(11): 3137-3158.

Forman, R. T. T. (2000). "Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States." Conservation Biology **14**(1): 31-35.

Gaertner, M., Fisher, J., Sharma, G. et Esler, K. J. (2012). "Insights into invasion and restoration ecology: Time to collaborate towards a holistic approach to tackle biological invasions." NeoBiota **12**(0): 57-76.

García-Llorente, M., Martín-López, B., González, J. A., Alcorlo, P. et Montes, C. (2008). "Social perceptions of the impacts and benefits of invasive alien species: implications for management." Biological Conservation **141**(12): 2969-2983.

Gerber, E., Krebs, C., Murrell, C., Moretti, M., Rocklin, R. et Schaffner, U. (2008). "Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats." Biological Conservation **141**(3): 646-654.

Gerber, E., Murrell, C., Krebs, C., Bilat, J. et Schaffner, U. (2010). Evaluating non-chemical management methods against invasive exotic Knotweeds, *Fallopia* spp. Final Report. CABI International, Egham (UK)**:** p. 24.

Gil, A., Lobo, A., Abadi, M., Silva, L. et Calado, H. (2013). "Mapping invasive woody plants in Azores protected areas by using very high-resolution multispectral imagery." European Journal of Remote Sensing **46**(1): 289-304.

Girardet, X., Foltête, J.-C., Clauzel, C. et Vuidel, G. (2016). "Restauration de la connectivité écologique : proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages à faune." VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement [en ligne](Hors-série 24).

Gislason, P. O., Benediktsson, J. A. et Sveinsson, J. R. (2006). "Random forests for land cover classification." Pattern Recognition Letters **27**(4): 294-300.

Gobster, P. H. (2011). Factors affecting people's responses to invasive species management. Invasive and Introduced Plants and Animals: Human Perceptions, Attitudes and Approaches to Management. I. D. R. R. A. Lambert. Routledge**:** 249-264.

Grevstad, F., Shaw, R., Bourchier, R., Sanguankeo, P., Cortat, G. et Reardon, R. C. (2013). "Efficacy and host specificity compared between two populations of the psyllid Aphalara itadori, candidates for biological control of invasive knotweeds in North America." Biological Control **65**(1): 53-62.

Guisan, A., Weiss, S. B. et Weiss, A. D. (1999). "GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution." Plant Ecology **143**(1): 107-122.

Hajzlerová, L. et Reif, J. (2014). "Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria* spp." Biologia (Poland) **69**(2): 247-253.

Hartfield, K. A., Landau, K. I. et Van Leeuwen, W. J. D. (2011). "Fusion of high resolution aerial multispectral and LiDAR data: land cover in the context of urban mosquito habitat." Remote Sensing **3**(11): 2364-2383.

Hejda, M., Pyšek, P. et Jarošík, V. (2009). "Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities." Journal of Ecology **97**(3): 393-403.
Herben, T. et Hara, T. (1997). Competition and spatial dynamics of clonal plants. The ecology and evolution of clonal plants. H. de Kroon et J. van Groenendael. Leiden: The Netherlands, Backhuys Publishers**:** 331-357.
Hobbs, R. J. (2007). "Setting effective and realistic restoration goals : key directions for research." Restoration Ecology **15**(2): 354-357.
Hobbs, R. J. et Humphries, S. E. (1995). "An integrated approach to the ecology and management of plant invasions." Conservation Biology **9**(4): 761-770.
Holden, M. H., Nyrop, J. P. et Ellner, S. P. (2016). "The economic benefit of time-varying surveillance effort for invasive species management." Journal of Applied Ecology **53**(3): 712-721.
Hollingsworth, M. L. et Bailey, J. P. (2000). "Evidence for massive clonal growth in the invasive weed *Fallopia japonica* (Japanese Knotweed)." Botanical Journal of the Linnean Society **133**(4): 463-472.
Horan, R. D., Perrings, C., Lupi, F. et Bulte, E. H. (2002). "Biological pollution prevention strategies under ignorance: the case of invasive species." American Journal of Agricultural Economics **84**(5): 1303-1310.
Howell, C. J. et Sawyer, J. W. D. (2006). New Zealand naturalised vascular plant checklist. Wellington: New Zealand, New Zealand Plant Conservation Network**:** p. 66.
Huang, C.-Y. et Asner, G. P. (2009). "Applications of remote sensing to alien invasive plant studies." Sensors **9**(6): 4869-4889.
Huber, U. M., Bugmann, H. K. M. et Reasoner, M. A. (2005). Global change and mountain regions: an overview of current knowledge. Dordrecht: The Netherlands, Springer**:** p. 652.
Hughes, F. M. R., Colston, A. et Mountford, J. O. (2005). "Restoring riparian ecosystems: the challenge of accommodating variability and designing restoration trajectories." Ecology and Society.
Hulme, P. E. (2009). "Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization." Journal of Applied Ecology **46**(1): 10-18.
Hulme, P. E., Pauchard, A., Pyšek, P., Vilà, M., Alba, C., Blackburn, T. M., Bullock, J. M., Chytrý, M., Dawson, W. et Dunn, A. M. (2015). "Challenging the view that invasive non-native plants are not a significant threat to the floristic diversity of Great Britain." Proceedings of the National Academy of Sciences **112**(23): E2988-E2989.
Hutchings, M. J. et de Kroon, H. (1994). "Foraging in plants: the role of morphological plasticity in resource acquisition." Advances in Ecological Research **25**: 159-238.
ISSG. (2008). "Invasive Species Specialist Group." Retrieved 5 mars 2010, from http://www.issg.org/index.html.
IUCN. (2011). "Invasive Species." Retrieved 13 février 2012, from http://iucn.org/about/union/secretariat/offices/esaro/what_we_do/invasive_species/.
Jensen, A. M., Hardy, T., McKee, M. et Chen, Y. (2011). Using a multispectral autonomous unmanned aerial remote sensing platform (AggieAir) for riparian and wetlands applications, Vancouver, BC.
Jones, D., Pike, S., Thomas, M. et Murphy, D. (2011). "Object-based image analysis for detection of Japanese Knotweed s.l. taxa (*Polygonaceae*) in Wales (UK)." Remote Sensing **3**(2): 319-342.
Kalwij, J. M., Milton, S. J. et McGeoch, M. A. (2008). "Road verges as invasion corridors? A spatial hierarchical test in an arid ecosystem." Landscape Ecology **23**(4): 439-451.
Kappes, H., Lay, R. et Topp, W. (2007). "Changes in different trophic levels of litter-dwelling macrofauna associated with giant knotweed invasion." Ecosystems **10**(5): 734-744.
Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., ten Brink, P. et Shine, C. (2009). Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS). Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Brussels: Belgium, Institut for European Environnemental Policy (IEEP)**:** p. 131.

Kittle, A. M., Fryxell, J. M., Desy, G. E. et Hamr, J. (2008). "The scale-dependent impact of wolf predation risk on resource selection by three sympatric ungulates." Oecologia **157**(1): 163-175.

Kogami, H., Hanba, Y. T., Kibe, T., Terashima, I. et Masuzawa, T. (2001). "CO2 transfer conductance, leaf structure and carbon isotope composition of *Polygonum cuspidatum* leaves from low and high altitudes." Plant, Cell & Environment **24**(5): 529-538.

Körner, C. (2007). "Climatic treelines: conventions, global patterns, causes." Erdkunde **61**: 316-324.

Krebs, C., Mahy, G., Matthies, D., Schaffner, U., Tiébré, M. S. et Bizoux, J. P. (2010). "Taxa distribution and RAPD markers indicate different origin and regional differentiation of hybrids in the invasive *Fallopia* complex in central-western Europe." Plant Biology **12**(1): 215-223.

Laliberte, A. S., Herrick, J. E., Rango, A. et Winters, C. (2010). "Acquisition, orthorectification, and object-based classification of unmanned aerial vehicle (UAV) imagery for rangeland monitoring." Photogrammetric Engineering & Remote Sensing **76**(6): 661–672.

Lass, L. W., Prather, T. S., Glenn, N. F., Weber, K. T., Mundt, J. T. et Pettingill, J. (2005). "A review of remote sensing of invasive weeds and example of the early detection of spotted knapweed (Centaurea maculosa) and babysbreath (Gypsophila paniculata) with a hyperspectral sensor." Weed Science **53**(2): 242-251.

Lavoie, C. (2017). "The impact of invasive knotweed species (*Reynoutria* spp.) on the environment: review and research perspectives." Biological Invasions: 1-19.

Lembrechts, J. J., Pauchard, A., Lenoir, J., Nuñez, M. A., Geron, C., Ven, A., Bravo-Monasterio, P., Teneb, E., Nijs, I. et Milbau, A. (2016). "Disturbance is the key to plant invasions in cold environments." Proceedings of the National Academy of Sciences **113**(49): 14061-14066.

Lisein, J., Pierrot-Deseilligny, M., Bonnet, S. et Lejeune, P. (2013). "A photogrammetricworkflow for the creation of a forest canopy height model from small unmanned aerial system imagery." Forests **4**: 922-944.

Lockwood, J. L., Hoopes, M. F. et Marchetti, M. P. (2013). Invasion ecology, John Wiley & Sons.

Lodge, D. M. et Shrader-Frechette, K. (2003). "Nonindigenous Species: Ecological Explanation, Environmental Ethics, and Public Policy." Conservation Biology(1): 31.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. et De Poorter, M. (2000). 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. Auckland: New Zealand, The Invasive Species Specialist Group (ISSG), a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)**:** p. 12.

MacDougall, A. S. et Turkington, R. (2005). "Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems?" Ecology(1): 42.

Maerz, J. C., Blossey, B. et Nuzzo, V. (2005). "Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed." Biodiversity & Conservation **14**(12): 2901-2911.

Marigo, G. et Pautou, G. (1998). "Phenology, growth and ecophysiological characteristics of *Fallopia sachalinensis*." Journal of Vegetation Science **9**(3): 379-386.

Mariko, S. et Koizumi, H. (1993). "Respiration for maintenance and growth in *Reynoutria japonica* ecotypes from different altitudes on Mt Fuji." Ecological Research **8**(2): 241-246.

Martin, F.-M., Dommanget, F., Janssen, P., Spiegelberger, T., Viguier, C. et Evette, A. (Submitted). "Multi-scale analysis of the local spatial dynamics of invasive knotweeds (*Reynoutria* spp.) along an elevational gradient. ."

Maruta, E. (1983). "Growth and survival of current-year seedlings of *Polygonum cuspidatum* at the upper distribution limit on Mt. Fuji." Oecologia **60**(3): 316-320.

Masuzawa, T. et Suzuki, J.-i. (1991). Structure and succession of alpine parennial community (*Polygonum cuspidatum*) on Mt. Fuji. Proceedings of the NIPR Symposium on Polar Biology, Tokyo: Japan, National Institute of Polar Research.

McDougall, K. L., Alexander, J. M., Haider, S., Pauchard, A., Walsh, N. G. et Kueffer, C. (2010). "Alien flora of mountains: global comparisons for the development of local preventive measures against plant invasions." Diversity and Distributions **17**(1): 103-111.

McGarigal, K. et Marks, B. J. (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station**:** p. 122.

McHugh, J. M. (2006). A review of literature and field practices focused on the management and control of invasive knotweed. Southern Lake Champlain Valley Program. West Haven: USA, The Nature Conservancy**:** p. 32.

Michez, A., Piégay, H., Jonathan, L., Claessens, H. et 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.

Millennium Ecosystem Assessment (2003). Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington DC: USA, Island Press**:** p. 266.

Moran, E. V., Reid, A. et Levine, J. M. (2017). "Population genetics and adaptation to climate along elevation gradients in invasive *Solidago canadensis*." PloS One **12**(9): e0185539.

Muller, S. (2004). Plantes invasives en France : état des connaissances et propositions d'actions. Paris, Muséum National d'Histoire Naturelle.

Müllerová, J., Brůna, J., Bartaloš, T., Dvořák, P., Vítková, M. et Pyšek, P. (2017). "Timing is important: unmanned aircraft vs. satellite imagery in plant invasion monitoring." Frontiers in Plant Science **8**(887): 1-13.

Müllerová, J., Brůna, J., Dvořák, P., Bartaloš, T. et Vítková, M. (2016). "Does the data resolution/origin matter? Satellite, airborne and UAV imagery to tackle plant invasions." ISPRS-International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences **41**: 903-908.

Müllerová, J., Pergl, J. et Pyšek, P. (2013). "Remote sensing as a tool for monitoring plant invasions: Testing the effects of data resolution and image classification approach on the detection of a model plant species *Heracleum mantegazzianum* (giant hogweed)." International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation **25**: 55-65.

Murrell, C., Gerber, E., Krebs, C., Parepa, M., Schaffner, U. et Bossdorf, O. (2011). "Invasive knotweed affects native plants through allelopathy." American Journal of Botany **98**(1): 38-43.

Naiman, R. J., Décamps, H. et Pollock, M. (1993). "The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity." Ecological Applications **3**(2): 209-212.

Oldeland, J., Dorigo, W., Wesuls, D. et Jürgens, N. (2010). "Mapping bush encroaching species by seasonal differences in hyperspectral imagery." Remote Sensing **2**(6): 1416-1438.

Pahl-Wostl, C. (2006). "The importance of social learning in restoring the multifunctionality of rivers and floodplains." Ecology and Society **11**(1).

Parendes, L. A. et Jones, J. A. (2000). "Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the HJ Andrews Experimental Forest, Oregon." Conservation Biology **14**(1): 64-75.

Parepa, M., Fischer, M., Krebs, C. et Bossdorf, O. (2014). "Hybridization increases invasive knotweed success." Evolutionary Applications **7**(3): 413-420.

Pashley, C. H. (2003). The use of molecular markers in the study of the origin and evolution of Japanese Knotweed sensu lato. Ph.D, University of Leicester.

Pashley, C. H., Bailey, J. P. et Ferris, C. (2007). "Clonal diversity in British populations of the alien invasive Giant Knotweed, *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse Decraene, in the context of European and Japanese plants." Watsonia **26**(3): 359-372.

Pauchard, A., Kueffer, C., Dietz, H., Daehler, C. C., Alexander, J., Edwards, P. J., Arévalo, J. R., Cavieres, L. A., Guisan, A. et Haider, S. (2009). "Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations." Frontiers in Ecology and the Environment **7**(9): 479-486.

Penone, C., Machon, N., Julliard, R. et Le Viol, I. (2012). "Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context?" Biological Conservation **148**(1): 126-133.

Petryna, L., Moora, M., Nuñes, C. O., Cantero, J. J. et Zobel, M. (2002). "Are invaders disturbance-limited? Conservation of mountain grasslands in Central Argentina." Applied Vegetation Science **5**(2): 195-202.

Piedallu, C. et Gégout, J.-C. (2007). "Multiscale computation of solar radiation for predictive vegetation modelling." Annals of Forest Science **64**(8): 899-909.

Planty-Tabacchi, A., Tabacchi, E. et Bonillo, M. S. (2001). Invasions of river corridors by exotic plant species: patterns and causes. . Plant invasions: species ecology and ecosystem management. G. Brundu, J. Brock, L. Camardam, L. Child et M. Wade. Leiden, The Netherlands, Backhuys Publishers**:** 221-234.

Pollnac, F., Seipel, T., Repath, C. et Rew, L. J. (2012). "Plant invasion at landscape and local scales along roadways in the mountainous region of the Greater Yellowstone Ecosystem." Biological Invasions **14**(8): 1753-1763.

Price, E. A. C., Gamble, R., Williams, G. G. et Marshall, C. (2001). "Seasonal patterns of partitioning and remobilization of 14C in the invasive rhizomatous perennial Japanese knotweed (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene)." Evolutionary Ecology **15**(4-6): 347-362.

Price, E. A. C., Gamble, R., Williams, G. G. et Marshall, C. (2002). Seasonal patterns of partitioning and remobilization of 14C in the invasive rhizomatous perennial Japanese knotweed (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene). Ecology and Evolutionary Biology of Clonal Plants. J. F. Stuefer, B. Erschbamer, H. Huber et J.-I. Suzuki. Obergurgl: Austria, Springer**:** 125-140.

Pyšek, P., Brock, J. H., Bímová, K., Mandák, B., Jarošík, V., Koukolíková, I., Pergl, J. et Štěpánek, J. (2003). "Vegetative regeneration in invasive *Reynoutria* (*Polygonaceae*) taxa: the determinant of invasibility at the genotype level." American Journal of Botany **90**(10): 1487-1495.

Pyšek, P. et Hulme, P. E. (2005). "Spatio-temporal dynamics of plant invasions: linking pattern to process." Ecoscience **12**(3): 302-315.

Pyšek, P. et Prach, K. (1994). How important are rivers for supporting plant invasions ? Ecology and Management of Invasive Riverside Plants**:** 8.

QGIS Development Team (2017). QGIS Geographic Information System. Open source geospatial foundation project. http://qgis.osgeo.org.

R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. http://www.R-project.org.

Rivière-Honegger, A., Piola, F. et Cottet, M. (2014). Étude des processus écologiques et sociaux pour optimiser la gestion des espèces invasives exotiques : le cas de la Renouée., Projet Renouessance, rapport final, ZABR/ Agence de l'eau RMC.

Robinson, C. et Schumacker, R. E. (2009). "Interaction effects: centering, variance inflation factor, and interpretation issues." Multiple Linear Regression Viewpoints **35**(1): 6-11.

Rouifed, S., Bornette, G., Mistler, L. et Piola, F. (2011). "Contrasting response to clipping in the Asian knotweeds *Fallopia japonica* and *Fallopia × bohemica*." Ecoscience **18**(2): 110-114.

Rouifed, S., Cottet, M., De Battista, M., Le Lay, Y.-F., Piola, F., Rateau, P. et Rivière-Honegger, A. (soumis). "Interdisciplinary study of the landscape perceptions, social representations and efficiency of practices to optimize the management of *Fallopia* spp.".

Rouifed, S., Piola, F. et Spiegelberger, T. (2014). "Invasion by *Fallopia* spp. in a French upland region is related to anthropogenic disturbances." Basic and Applied Ecology **15**(5): 435-443.

Saldaña, A., Fuentes, N. et Pfanzelt, S. (2009). "*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.(*Polygonaceae*): a new record for the alien flora of Chile." Gayana Botánica **66**(2): 283-285.

Sásik, R. et Jnr, P. E. (2006). "Rhizome regeneration of *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) (Houtt.) Ronse Decr. I. Regeneration rate and size of regenerated plants." Folia Oecologica **33**(1): 57.

Schiffleithner, V. et Essl, F. (2016). "Is it worth the effort? Spread and management success of invasive alien plant species in a Central European National Park." NeoBiota **31:** 43-61.

Schnitzler, A. et Schlesier, S. (1997). Ecologie, biogéographie et possibilités de contrôle des populations invasives de Renouées asiatiques (*Fallopia japonica* et *Fallopia sachalinensis*) en Europe. Le cas particulier du bassin Rhin-Meuse., Agence de l'Eau Rhin-Meuse.

Seiger, L. A. (1993). The ecology and control of *Reynoutria Japonica*,(*Polygonum cuspidatum*). Ph.D, The George Washington University.

Seiger, L. A. et Merchant, H. C. (1997). "Mechanical control of Japanese knotweed (*Fallopia japonica* [Houtt.] Ronse Decraene): Effects of cutting regime on rhizomatous reserves." Natural Areas Journal **17**(4): 341-345.

Selge, S., Fischer, A. et van der Wal, R. (2011). "Public and professional views on invasive non-native species - A qualitative social scientific investigation." Biological Conservation **144**(12): 3089-3097.

Shimoda, M. et Yamasaki, N. (2016). *Fallopia japonica* (Japanese Knotweed) in Japan: why is it not a pest for Japanese people? Vegetation structure and function at multiple spatial, temporal and conceptual scales. E. O. Box. Cham: Switzerland, Springer**:** 447-474.

Shouse, M., Liang, L. et Fei, S. (2013). "Identification of understory invasive exotic plants with remote sensing in urban forests." International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation **21**: 525-534.

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E. et Vilà, M. (2013). "Impacts of biological invasions: what's what and the way forward." Trends in Ecology and Evolution **28**(1): 58-66.

Simberloff, D., Parker, I. M. et Windle, P. N. (2005). "Introduced species policy, management, and future research needs." Frontiers in Ecology and the Environment **3**(1): 12-20.

Slade, A. J. et Hutchings, M. J. (1987). "The effects of light intensity on foraging in the clonal herb *Glechoma hederacea*." Journal of Ecology **75**: 639-650.

Smith, J. H., Stehman, S. V., Wickham, J. D. et Yang, L. (2003). "Effects of landscape characteristics on land-cover class accuracy." Remote Sensing of Environment **84**(3): 342-349.

Smith, J. M. D., Ward, J. P., Child, L. E. et Owen, M. R. (2007). "A simulation model of rhizome networks for *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) in the United Kingdom." Ecological Modelling **200**(3): 421-432.

Smith, M. D., Wilcox, J. C., Kelly, T. et Knapp, A. K. (2004). "Dominance not richness determines invasibility of tallgrass prairie." Oikos **106**(2): 253-262.

Starfinger, U., Kowarik, I., Rode, M. et Schepker, H. (2003). "From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? – The perception of an alien tree species through the centuries." Biological Invasions **5**(4): 323-335.

Stoll, P., Egli, P. et Schmid, B. (1998). "Plant foraging and rhizome growth patterns of *Solidago altissima* in response to mowing and fertilizer application." Journal of Ecology **86**(2): 341-354.

Suzuki, J.-I. (1994). "Growth dynamics of shoot height and foliage structure of a rhizomatous perennial herb, *Polygonum cuspidatum*." Annals of Botany **73**(6): 629-638.

Suzuki, J.-I. et Hutchings, M. J. (1997). Interactions between shoots in clonal plants and the effects of stored resources on the structure of shoot populations. The ecology and evolution of clonal plants. H. de Kroon et J. van Groenendael. Leiden: The Netherlands, Backhuys Publishers**:** 311-330.

Theiler, J. (2008). Sensitivity of anomalous change detection to small misregistration errors. SPIE, Orlando: USA, Proceedings of the SPIE Defense and Security Symposium.

Tiébré, M.-S., Saad, L. et Mahy, G. (2008). "Landscape dynamics and habitat selection by the alien invasive *Fallopia* (*Polygonaceae*) in Belgium." Biodiversity and Conservation **17**(10): 2357-2370.

Tiébré, M.-S., Vanderhoeven, S., Saad, L. et Mahy, G. (2007). "Hybridization and sexual reproduction in the invasive alien *Fallopia* (*Polygonaceae*) complex in Belgium." Annals of Botany **99**(1): 193-203.

Trimble (2013). eCognition Developer v.8.9.1.
Turner, D., Lucieer, A. et Watson, C. (2012). "An automated technique for generating georectified mosaics from ultra-high resolution unmanned aerial vehicle (UAV) imagery, based on Structure from Motion (SfM) point clouds." Remote Sensing **4**(5): 1392-1410.
Underwood, E. C., Klinger, R. et Moore, P. E. (2004). "Predicting patterns of non-native plant invasions in Yosemite National Park, California, USA." Diversity and Distributions **10**(5-6): 447-459.
Urgenson, L. S., Reichard, S. H. et Halpern, C. B. (2009). "Community and ecosystem consequences of giant knotweed (Polygonum sachalinense) invasion into riparian forests of western Washington, USA." Biological Conservation **142**(7): 1536-1541.
van Oorschot, M., Kleinhans, M. G., Geerling, G. W., Egger, G., Leuven, R. S. E. W. et Middelkoop, H. (2017). "Modeling invasive alien plant species in river systems: Interaction with native ecosystem engineers and effects on hydro-morphodynamic processes." Water Resources Research **53**(8): 6945-6969.
Van Zanten, A. (2016). Les cultures professionnelles dans les établissements d'enseignement : collégialité, division du travail et encadrement. Pierre-Michel Menger (dir.) Les professions et leurs sociologies : modèles théoriques, catégorisations, évolutions.
Vanderhoeven, S., Piqueray, J., Halford, M., Nulens, G., Vincke, J. et Mahy, G. (2011). "Perception and understanding of invasive alien species issues by nature conservation and horticulture professionals in Belgium." Environmental Management **47**(3): 425-442.
Velnajovski, T., Đurić, N., Kanjir, U. et Oštir, K. (2012). Sub-object examination aimed at improving detection and distinction of objects with similar attribute characteristics. GEOBIA, Rio de Janeiro: Brazil, Proceedings of the 4th GEOBIA Conference.
Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y. et Pyšek, P. (2011). "Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems." Ecology Letters **14**(7): 702-708.
Warton, D. I., Lyons, M., Stoklosa, J. et Ives, A. R. (2016). "Three points to consider when choosing a LM or GLM test for count data." Methods in Ecology and Evolution **7**(8): 882-890.
Weston, L. A., Barney, J. N. et DiTommaso, A. (2005). "A review of the biology and ecology of three invasive perennials in New York State: Japanese knotweed (Polygonum cuspidatum), mugwort (Artemisia vulgaris) and pale swallow-wort (Vincetoxicum rossicum)." Plant and Soil(1/2): 53.
Whitehead, K. et Hugenholtz, C. H. (2014). "Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 1: a review of progress and challenges." Journal of Unmanned Vehicle Systems **2**(3): 69-85.
Williams, F., Eschen, R., Harris, A., Djeddour, D., Pratt, C., Shaw, R. S., Varia, S., Lamontagne-Godwin, J., Thomas, S. E. et Murphy, S. T. (2010). The economic cost of invasive non-native species on Great Britain. CABI Report. Engham: United Kingdom, CABI**:** p. 199.
Williamson, M. (1999). "Invasions." Ecography **22**(1): 5-12.
Wittig, R. (2012). "Frequency of Buddleja davidii Franch. (Buddlejaceae) in Germany along ecological gradients." Flora **207**: 133-140.
Wyżga, B., Zawiejska, J. et Le Lay, Y.-F. (2009). "Influence of academic education on the perception of wood in watercourses." Journal of Environmental Management **90**(1): 587-603.
Ye, X., Gao, S., Liu, Z., Zhang, Y., Huang, Z. et Dong, M. (2015). "Multiple adaptations to light and nutrient heterogeneity in the clonal plant *Leymus secalinus* with a combined growth form." Flora **213**: 49-56.
Young, S. L., Barney, J. N., Kyser, G. B., DiTomaso, J. M. et Jones, T. S. (2009). "Functionally similar species confer greater resistance to invasion: Implications for grassland restoration." Restoration Ecology **17**(6): 884-892.

Zaman, B., Jensen, A. M. et 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, Vancouver, BC.

Zobel, M., Moora, M. et Herben, T. (2010). "Clonal mobility and its implications for spatio-temporal patterns of plant communities: what do we need to know next?" Oikos **119**(5): 802-806.

Zuur, A. F., Ieno, E. N. et Elphick, C. S. (2010). "A protocol for data exploration to avoid common statistical problems." Methods in Ecology and Evolution **1**(1): 3-14.

Annexe 1 : Questionnaire sur la gestion des plantes invasives le long des infrastructures de transport

GESTION DES PLANTES INVASIVES LE LONG DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT

Le développement des plantes invasives le long des axes de transport soulève des enjeux importants en termes économiques et environnementaux. Dans ce contexte, nous menons une enquête (programme de recherche ITTECOP lancé par le MEDDE et l'ADEME) qui s'intéresse à la gestion de ces plantes.

Cette enquête a pour but de réaliser un état des lieux, à l'échelle nationale, des pratiques de gestion des plantes invasives le long des infrastructures de transport. Elle vise également à mieux cerner les connaissances des acteurs concernés, qu'ils soient chargés de la définition des plans de gestion ou de leur mise en oeuvre sur le terrain.

Cette enquête s'adresse donc aussi bien aux chefs de service des structures de gestion des infrastructures de transport et à leurs chargés de mission qu'aux techniciens d'intervention et d'exploitation qui s'occupent de l'entretien sur le terrain.

A terme, cette enquête devrait permettre d'optimiser la gestion des plantes invasives aux abords des voies de transports.

Le sondage ne prend que 5 minutes et vos réponses resteront anonymes.
Date limite pour répondre au questionnaire : 28.06.2016

Pour plus d'informations, vous pouvez :
- contacter la responsable scientifique de l'enquête, Marylise Cottet
marylise.cottet ((at)) ens-lyon . fr
- consulter la présentation du programme ITTECOP
http://www.ittecop.fr/doc/COM/ITTECOPPlaquetteFR.pdf

*Required

1/5 Végétation et infrastructures de transport

Vous allez voir neuf photographies. Pour chacune de ces photographies, la même question vous est posée.

1. **Selon vous , sur la photo ci-dessus, est-il nécessaire d'intervenir sur la végétation qui borde cette infrastructure de transport ?** *

Mark only one oval.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Il n'est pas nécessaire d'intervenir	⬭	⬭	⬭	⬭	⬭	⬭	⬭	⬭	⬭	⬭	⬭	Il est vraiment nécessaire d'intervenir

2. **Selon vous , sur la photo ci-dessus, est-il nécessaire d'intervenir sur la végétation qui borde cette infrastructure de transport ?** *

Mark only one oval.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Il n'est pas nécessaire d'intervenir	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	Il est vraiment nécessaire d'intervenir

3. **Selon vous , sur la photo ci-dessus, est-il nécessaire d'intervenir sur la végétation qui borde cette infrastructure de transport ?** *

Mark only one oval.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Il n'est pas nécessaire d'intervenir	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	Il est vraiment nécessaire d'intervenir

4. **Selon vous , sur la photo ci-dessus, est-il nécessaire d'intervenir sur la végétation qui borde cette infrastructure de transport ?** *

Mark only one oval.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Il n'est pas nécessaire d'intervenir	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	Il est vraiment nécessaire d'intervenir

5. **Selon vous , sur la photo ci-dessus, est-il nécessaire d'intervenir sur la végétation qui borde cette infrastructure de transport ?** *

Mark only one oval.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Il n'est pas nécessaire d'intervenir	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	Il est vraiment nécessaire d'intervenir

6. **Selon vous , sur la photo ci-dessus, est-il nécessaire d'intervenir sur la végétation qui borde cette infrastructure de transport ?** *

Mark only one oval.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Il n'est pas nécessaire d'intervenir	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	Il est vraiment nécessaire d'intervenir

7. **Selon vous , sur la photo ci-dessus, est-il nécessaire d'intervenir sur la végétation qui borde cette infrastructure de transport ?** *

Mark only one oval.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Il n'est pas nécessaire d'intervenir	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	Il est vraiment nécessaire d'intervenir

8. **Selon vous , sur la photo ci-dessus, est-il nécessaire d'intervenir sur la végétation qui borde cette infrastructure de transport ?** *

Mark only one oval.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Il n'est pas nécessaire d'intervenir	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	Il est vraiment nécessaire d'intervenir

9. **Selon vous , sur la photo ci-dessus, est-il nécessaire d'intervenir sur la végétation qui borde cette infrastructure de transport ?** *

Mark only one oval.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Il n'est pas nécessaire d'intervenir	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	Il est vraiment nécessaire d'intervenir

10. **Dans les photographies qui précèdent, une espèce végétale prédomine. Veuillez préciser son nom.** *

Si vous ne connaissez pas son nom, mettez 0.

2/5 La renouée du Japon et ses enjeux de gestion

11. **1. Parmi les affirmations suivantes, selon vous, lesquelles sont vraies ?** *
Tick all that apply.

- [ ] La renouée est une plante exotique
- [ ] La renouée ne se développe pas à une altitude supérieure à 1200 mètres
- [ ] La renouée est une plante envahissante
- [ ] La renouée est hautement allergène
- [ ] La renouée se développe seulement sur des sols humides
- [ ] Ne sait pas

12. **2. A votre avis, par quel(s) mécanismes de multiplication la renouée est-elle concernée ?** *
Tick all that apply.

- [ ] Bouturage par le rhizome
- [ ] Bouturage par les tiges
- [ ] Bouturage par les feuilles
- [ ] Dispersion par les graines
- [ ] Ne sait pas

13. **3. A quel point (sur une échelle de 1 à 5) ces facteurs sont-ils impliqués dans la propagation de la renouée sur vos terrains d'intervention ?** *

N.B. 1 est l'implication la plus faible et 5, la plus forte.
Mark only one oval per row.

	1	2	3	4	5
Le vent	◯	◯	◯	◯	◯
Les crues	◯	◯	◯	◯	◯
La circulation liée au transport routier	◯	◯	◯	◯	◯
La circulation liée au transport ferroviaire	◯	◯	◯	◯	◯
La circulation liée au transport fluvial	◯	◯	◯	◯	◯
Les engins liés à l'entretien des infrastructures	◯	◯	◯	◯	◯
La faune	◯	◯	◯	◯	◯
Les interventions de gestion menées sur la plante	◯	◯	◯	◯	◯
Les dépôts (sauvages) de terre	◯	◯	◯	◯	◯

14. **4. Depuis ces cinq dernières années, sur vos terrains d'intervention, percevez-vous une évolution de la quantité de renouées le long des infrastructures de transport ?** *

Mark only one oval.

- ◯ Oui, elle a augmenté
- ◯ Oui, elle a diminué
- ◯ Non, elle reste stable
- ◯ Ne sait pas

15. **Si la quantité a évolué, dans quel ordre de grandeur ?**

Mark only one oval.

- ◯ Moins de 2 fois plus (ou moins)
- ◯ Entre 2 et 5 fois plus (ou moins)
- ◯ Entre 5 et 10 fois plus (ou moins)
- ◯ Plus de 10 fois plus (ou moins)

16. **5. A quel point (sur une échelle de 0 à 5) ces raisons vous incitent-elles à intervenir sur la renouée ?** *

N.B. 0 est l'incitation la plus faible et 5, la plus forte.
Mark only one oval per row.

	0	1	2	3	4	5
La préservation du patrimoine paysager						
La sécurité des usagers des infrastructures de transport						
L'accès aux infrastuctures et la préservation des pratiques associées (pêche, entretien des voies, promenade ...)						
Les coûts de gestion						
La demande sociale						
Le maintien en état des infrastructures						
La préservation de la biodiversité						
Les consignes qui vous sont adressées par votre hiérarchie dans le cadre de vos missions						

17. **Parmi les espèces suivantes, lesquelles représentent des enjeux prioritaires dans le cadre de vos missions ? Classez-les ci-dessous.** *

Enjeu n°1
Mark only one oval.

- Ambroisie à feuilles d'armoise (Ambrosia artemisiifolia)
- Berce du Caucase (Heracleum mantegazzianum)
- Renouée du Japon (Reynoutria japonica)
- Buddleia de David (Buddleja davidii)
- Ronce commune (Rubus fruticosus)
- Ortie (Urtica)
- Autre
- Aucune
- Ne sait pas

18. *

Enjeu n°2
Mark only one oval.

- Ambroisie à feuilles d'armoise (Ambrosia artemisiifolia)
- Berce du Caucase (Heracleum mantegazzianum)
- Renouée du Japon (Reynoutria japonica)
- Buddleia de David (Buddleja davidii)
- Ronce commune (Rubus fruticosus)
- Ortie (Urtica)
- Autre
- Aucune
- Ne sait pas

19. *

Enjeu n°3
Mark only one oval.

- ◯ Ambroisie à feuilles d'armoise (Ambrosia artemisiifolia)
- ◯ Berce du Caucase (Heracleum mantegazzianum)
- ◯ Renouée du Japon (Reynoutria japonica)
- ◯ Buddleia de David (Buddleja davidii)
- ◯ Ronce commune (Rubus fruticosus)
- ◯ Ortie (Urtica)
- ◯ Autre
- ◯ Aucune
- ◯ Ne sait pas

20. **Si autre(s), veuillez préciser l'espèce ou les espèces.**

3/5 Renouée du Japon et pratique(s) de gestion

21. **1. Sur vos terrains d'intervention, menez-vous des actions de gestion spécifiques à la renouée du Japon ?** *

Mark only one oval.

- ◯ Oui
- ◯ Non
- ◯ Ne sait pas

22. **2. Sur vos terrains d'intervention, à quelle fréquence ces technique(s) de gestion sont-elles actuellement mises en œuvre ?** *

Précisez les techniques appliquées à la renouée du Japon s'il existe une action spécifique à cette plante. A l'inverse, précisez les techniques appliquées à la végétation en général s'il n'existe aucune action spécifique sur la renouée du Japon.
Mark only one oval per row.

	1 à plusieurs fois / mois	1 fois tous les 3 mois	1 fois tous les 6 mois	1 fois / an	Moins d'1 / par an	Jamais
Arrachage des rhizomes						
Fauche						
Traitements chimiques						
Lutte biologique						
Broyage des rhizomes						
Bâchage						
Ennoyage						
Pâturage						
Lutte thermique						
Géotextile						
Plantation d'autres espèces végétales						
Incinération des déchets végétaux						

23. **3. Sur vos terrains d'intervention, d'autres techniques ont-elles déjà été utilisées par le passé et quelle est la raison principale de leur arrêt ?**

Précisez les techniques appliquées à la renouée du Japon s'il existe une action spécifique à cette plante. A l'inverse, précisez les techniques appliquées à la végétation en général s'il n'existe aucune action spécifique sur la renouée du Japon.
Mark only one oval per row.

	Jamais utilisée	Trop peu efficace	Interdite	Trop grosse charge de travail	Trop cher
Géotextile					
Pâturage					
Fauche					
Traitements chimiques					
Incinération des déchets végétaux					
Arrachage des rhizomes					
Plantation d'autres espèces végétales					
Ennoyage					
Lutte biologique					
Broyage des rhizomes					
Bâchage					
Lutte thermique					

24. **4. Pourriez-vous évaluer l'efficacité de l'action mise en oeuvre actuellement à l'égard de la renouée sur votre terrain d'intervention ?** *

Mark only one oval.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Très inefficace												Très efficace

25. **5. Êtes-vous personnellement satisfait des modalités actuelles d'action à l'égard de la renouée ?** *

Mark only one oval.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Très insatisfait	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	◯	Très satisfait

26. **6. Pourriez-vous préciser vos motifs de satisfaction?**

27. **7. Pourriez-vous préciser vos motifs d'insatisfaction ?**

28. **8. Selon vous, est-il possible d'améliorer la gestion de la renouée ?** *

Mark only one oval.

- ◯ Oui
- ◯ Non
- ◯ Ne sait pas

29. **Si oui, avez-vous des suggestions?**

30. **Si non, pourquoi ?**

4/5 Votre institution

31. **A quelle institution appartenez-vous ?** *
Mark only one oval.

- DIR *Skip to question 37.*
- Conseil régional *Skip to question 39.*
- Conseil départemental *Skip to question 38.*
- Etablissement Public de Coopération Intercommunale *Skip to question 33.*
- Commune *Skip to question 32.*
- Société d'autoroute *Skip to question 40.*
- SNCF réseau *Skip to question 43.*
- Société concessionnaire de fleuve *Skip to question 44.*
- Voies Navigables de France *Skip to question 45.*
- Agence de l'eau *Skip to question 36.*
- Syndicats de rivières *Skip to question 35.*
- Other: _____ *Skip to question 46.*

Commune

32. **Veuillez préciser de quelle commune vous dépendez.**

_____

_____

_____

_____

_____

Skip to question 46.

Etablissement Public de Coopération Intercommunale

33. **Veuillez préciser de quel EPCI vous dépendez.**
Mark only one oval.

- Syndicat de communes
- Communauté de communes
- Communauté urbaine
- Communauté d'agglomérations
- Syndicat d'agglomérations nouvelles
- Métropoles

34. **Veuillez préciser son nom.** *

_____

_____

_____

_____

_____

Skip to question 46.

Syndicat de rivière

35. **Veuillez préciser de quel syndicat de rivière vous dépendez.**

Skip to question 46.

Agence de l'eau

36. **Veuillez préciser de quelle agence de l'eau vous dépendez.**
Mark only one oval.

- Bassin Adour-Garonne
- Bassin Artois-Picardie
- Bassin Loire-Bretagne
- Bassin Rhin-Meuse
- Bassin Rhône-Méditerranée et Corse
- Bassin Seine-Normandie

Skip to question 46.

DIR

37. **Veuillez préciser de quelle direction interdépartementale vous dépendez.** *
Mark only one oval.

- DIR Atlantique
- DIR Centre-Est
- DIR Centre-Ouest
- DIR Est
- DIR Massif-Central
- DIR Méditerranée
- DIR Nord
- DIR Nord-Ouest
- DIR Ouest
- DIR Sud-Ouest
- DIR Ile-de-France

Skip to question 46.

Conseil départemental

38. **Veuillez préciser de quel conseil départemental vous dépendez.** *

Mark only one oval.

- Département de l'Ain (01)
- Département de l'Aisne (02)
- Département de l'Allier (03)
- Département des Alpes Haute Provence (04)
- Département des Haute Alpes (05)
- Département des Alpes Maritimes (06)
- Département de l'Ardèche (07)
- Département des Ardennes (08)
- Département de l'Ariège (09)
- Département de l'Aube (10)
- Département de l'Aude (11)
- Département de l'Aveyron (12)
- Département des Bouches du Rhône (13)
- Département du Calvados (14)
- Département du Cantal (15)
- Département de Charente (16)
- Département de Charente Maritime (17)
- Département du Cher (18)
- Département de Corrèze (19)
- Département de la Cote d'Or (21)
- Département des Cotes d'Armor (22)
- Département de la Creuse (23)
- Département de la Dordogne (24)
- Département du Doubs (25)
- Département de la Drôme (26)
- Département de l'Eure (27)
- Département de l'Eure et Loir (28)
- Département du Finistère (29)
- Département du Gard (30)
- Département de la Haute Garonne (31)
- Département du Gers (32)
- Département de la Gironde (33)
- Département de l'Hérault (34)
- Département de l'Ille et Vilaine (35)
- Département de l'Indre (36)
- Département de l'Indre et Loire (37)
- Département de l'Isère (38)
- Département du Jura (39)
- Département des Landes (40)
- Département du Loir et Cher (41)
- Département de la Loire (42)

- [ ] Département de la Haute Loire (43)
- [ ] Département de la Loire Atlantique (44)
- [ ] Département du Loiret (45)
- [ ] Département du Lot (46)
- [ ] Département du Lot et Garonne (47)
- [ ] Département de la Lozère (48)
- [ ] Département du Maine et Loire (49)
- [ ] Département de la Manche (50)
- [ ] Département de la Marne (51)
- [ ] Département de la Haute Marne (52)
- [ ] Département de la Mayenne (53)
- [ ] Département de la Meurthe et Moselle (54)
- [ ] Département de la Meuse (55)
- [ ] Département du Morbihan (56)
- [ ] Département de la Moselle (57)
- [ ] Département de la Nièvre (58)
- [ ] Département du Nord (59)
- [ ] Département de l'Oise (60)
- [ ] Département de l'Orne (61)
- [ ] Département du Pas de Calais (62)
- [ ] Département du Puy de Dôme (63)
- [ ] Département des Pyrénées Atlantiques (64)
- [ ] Département des Hautes Pyrénées (65)
- [ ] Département des Pyrénées Orientales (66)
- [ ] Département du Bas Rhin (67)
- [ ] Département du Haut Rhin (68)
- [ ] Département du Rhône (69)
- [ ] Département de la Haute Saône (70)
- [ ] Département de la Saône et Loire (71)
- [ ] Département de la Sarthe (72)
- [ ] Département de la Savoie (73)
- [ ] Département de la Haute Savoie (74)
- [ ] Département de Paris (75)
- [ ] Département de la Seine Maritime (76)
- [ ] Département de la Seine et Marne (77)
- [ ] Département des Yvelines (78)
- [ ] Département des Deux Sèvres (79)
- [ ] Département de la Somme (80)
- [ ] Département du Tarn (81)
- [ ] Département du Tarn et Garonne (82)
- [ ] Département du Var (83)
- [ ] Département du Vaucluse (84)
- [ ] Département de la Vendée (85)

- Département de la Vienne (86)
- Département de la Haute Vienne (87)
- Département des Vosges (88)
- Département de l'Yonne (89)
- Département du Territoire de Belfort (90)
- Département de l'Essonne (91)
- Département des Hauts de Seine (92)
- Département de la Seine Saint Denis (93)
- Département du Val De Marne (94)
- Département du Val d'Oise (95)
- Département Corse du Sud (2A)
- Département de la Haute-Corse (2B)

Skip to question 46.

Conseil régional

39. **Veuillez préciser de quel conseil régional vous dépendez.**
Mark only one oval.

- Alsace-Champagne-Ardenne-Lorraine
- Aquitaine-Poitou-Charentes-Limousin
- Auvergne-Rhône-Alpes
- Bourgogne-Franche-Comté
- Bretagne
- Centre-Val-de-Loire
- Corse
- Ile-de-France
- Languedoc-Roussillon-Midi-Pyrénées
- Nord-Pas-de-Calais-Picardie
- Normandie
- Pays de la Loire
- Provence-Alpes-Côte d'Azur

Skip to question 46.

Société d'autoroute

40. **Veuillez préciser la société d'autoroute au sein de laquelle vous travaillez.** *
Mark only one oval.

- ADELAC
- ALBEA
- ALICORNE
- ALIENOR
- ALIS
- APRR
- ARCOUR
- AREA
- ATLANDES
- ATMB
- CEVM
- CCI Seine-Estuaire
- Egis Road Operation Egis Exploitation Aquitaine
- ROUTALIS
- SFTRF
- Sanef
- SE A14
- SAPN
- SMTPC
- Vinci Autoroutes
- Association des Sociétés Françaises d'Autoroutes
- Autre

41. **Si autre précisez**

42. **Dans le cadre de vos missions, sur quel(s) territoire(s) géographique(s) intervenez-vous ?**
Tick all that apply.

- [ ] Alsace-Champagne-Ardenne-Lorraine
- [ ] Aquitaine-Poitou-Charentes-Limousin
- [ ] Auvergne-Rhône-Alpes
- [ ] Bourgogne-Franche-Comté
- [ ] Bretagne
- [ ] Centre-Val-de-Loire
- [ ] Corse
- [ ] Ile-de-France
- [ ] Languedoc-Roussillon-Midi-Pyrénées
- [ ] Nord-Pas-de-Calais-Picardie
- [ ] Normandie
- [ ] Pays de la Loire
- [ ] Provence-Alpes-Côte d'Azur

Skip to question 46.

SNCF réseau

43. **Veuillez préciser de quelle direction territoriale vous dépendez.** *
Mark only one oval.

- ◯ Alsace-Lorraine-Champagne-Ardenne
- ◯ Aquitaine Poitou-Charentes
- ◯ Auvergne Rhône-Alpes
- ◯ Bourgogne-Franche-Comté
- ◯ Bretagne et Pays de la Loire
- ◯ Centre Limousin
- ◯ Haute et Basse-Normandie
- ◯ Île-de-France
- ◯ Languedoc-Roussillon
- ◯ Midi-Pyrénées
- ◯ Nord-Pas-de-Calais Picardie
- ◯ PACA

Skip to question 46.

Société concessionnaire de voies navigables

44. **Veuillez préciser la société au sein de laquelle vous travaillez.** *

_____

_____

_____

_____

_____

Skip to question 46.

Voies Navigables de France

45. **Veuillez préciser de quelle direction territoriale vous dépendez.** *
Mark only one oval.

- ◯ VNF- DIRECTION TERRITORIALE NORD-PAS-DE-CALAIS
- ◯ VNF-DIRECTION TERRITORIALE BASSIN DE LA SEINE
- ◯ VNF-DIRECTION TERRITORIALE NORD-EST
- ◯ VNF-DIRECTION TERRITORIALE STRASBOURG
- ◯ VNF-DIRECTION TERRITORIALE CENTRE-BOURGOGNE
- ◯ VNF-DIRECTION TERRITORIALE RHÔNE SAÔNE
- ◯ VNF-DIRECTION TERRITORIALE SUD OUEST

Skip to question 46.

5/5 Pour mieux vous connaître

46. **1. Dans le cadre de vos missions, intervenez-vous directement sur la renouée sur le terrain ?** *

Mark only one oval.

- ◯ Oui
- ◯ Non

47. **2. Quelle est votre fonction ?** *

48. **3. Depuis combien de temps occupez-vous ce poste ?** *

Mark only one oval.

- ◯ Moins d'un mois
- ◯ Quelques mois
- ◯ 1 an
- ◯ 2 - 5 ans
- ◯ 6 - 10 ans
- ◯ Plus de 10 ans

49. **4. Êtes-vous ?** *

Mark only one oval.

- ◯ Un homme
- ◯ Une femme

50. **5. A quelle tranche d'âge appartenez-vous ?** *

Tick all that apply.

- ☐ 18 - 24
- ☐ 25 - 39
- ☐ 40 - 54
- ☐ 55 - 64
- ☐ 65 et plus

51. **Si vous avez des remarques sur la thématique ou l'enquête, vous pouvez nous les adresser ci-dessous.**

52. **Si vous souhaiter recevoir les résultats de ce programme de recherche, nous vous demanderons de bien vouloir nous laisser votre adresse e-mail ci-dessous.**

Merci pour le temps que vous avez consacré à cette enquête.

Powered by
Google Forms

Annexe 2 : Lettre de contact à destination des gestionnaires

Bonjour,

Dans le cadre du programme ITTECOP « Infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages » (financement MEDDE et ADEME), nous menons une enquête auprès des gestionnaires des voies ferrées, des voies fluviales ainsi que des routes et des autoroutes. Elle s'intéresse à la gestion des plantes invasives le long des infrastructures de transport.

Cette enquête a pour but de réaliser un état des lieux, à l'échelle nationale, des pratiques de gestion des plantes invasives le long des infrastructures de transport. Elle vise également à mieux cerner les connaissances des acteurs concernés, qu'ils soient chargés de la définition des plans de gestion ou de leur mise en œuvre sur le terrain.

Cette enquête s'adresse donc aussi bien aux chefs de service des structures de gestion des infrastructures de transport et leurs chargés de mission que les techniciens d'intervention et d'exploitation qui s'occupent de l'entretien sur le terrain.

A terme, cette enquête devrait permettre d'optimiser la gestion des plantes invasives aux abords des voies de transports.

Compte tenu de vos missions, vous avez été identifié comme une personne ressource à interroger dans le cadre de cette enquête. Votre participation nous intéresse et nous sera très utile. Nous vous serions très reconnaissants d'y répondre. Nous vous serions par ailleurs reconnaissants de diffuser cette enquête à vos collègues qui pourraient correspondre au public visé par cette enquête.

Le sondage ne prend que 5 minutes et vos réponses resteront anonymes.

Date limite pour répondre au questionnaire : 18.05.2016

Pour répondre, veuillez cliquer sur le lien ci-dessous :

http://goo.gl/forms/JtkkM5Z9dc

Merci par avance de votre participation.

Bien cordialement,

Léa Colombain
Chargée de mission
lea.colombain@ens-lyon.fr

Marylise Cottet
Chargée de recherche CNRS
marylise.cottet@ens-lyon.fr
Laboratoire Environnement Ville Société (UMR 5600)
18 rue Chevreul
69 007 Lyon
Tél 04 37 37 63 48

Annexe 3 : Figures complémentaires

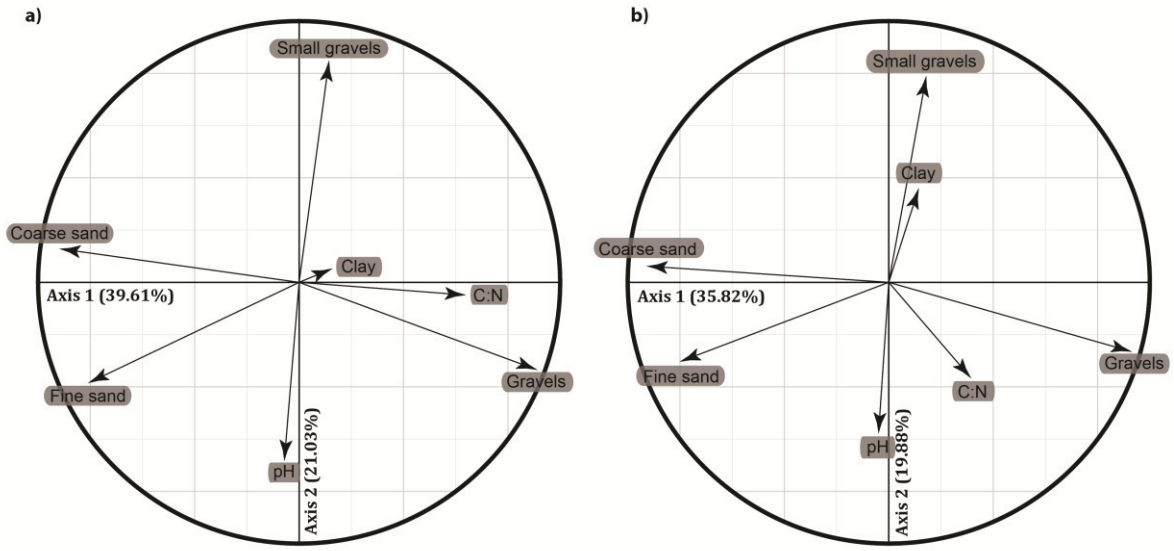


Figure 44 : Correlation circles displaying the first 2 axes of the Principal Component Analysis performed on soil related variables at the stand scale (a), and at the section scale (b)

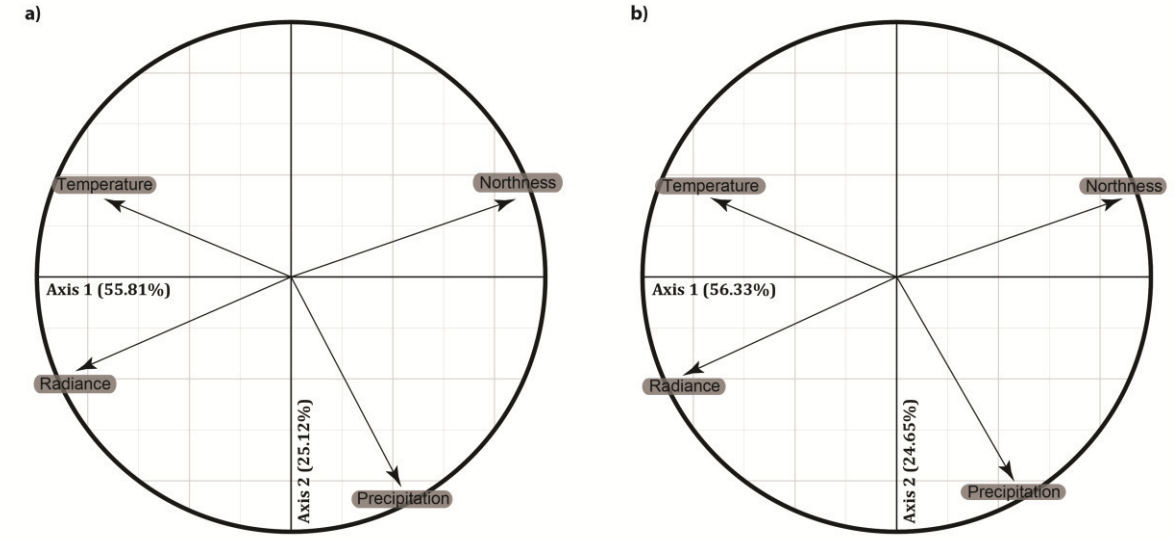


Figure 45 : Correlation circles displaying the first 2 axes of the Principal Component Analysis performed on climate related variables at the stand scale (a), and at the section scale (b)

***A priori* models for the response variables 'PercentEvo' and 'Evolution'**

Fixed effects

1 - Shade
2 - MowFreq
3 - Fullmow
4 - DistanceLLF
5 - StandArea
6 - Elevation
7 - Slope
8 - Soil

Random effects

A - Site
B - Stand_ID (*n.b.* only for models at the section scale)

Candidate model designs

Model 1	A + B + 8	*Model 23*	A + B + 5	
Model 2	A + B + 8 + 7	*Model 24*	A + B + 5 + 4	
Model 3	A + B + 8 + 6	*Model 25*	A + B + 5 + 1	
Model 4	A + B + 8 + 1	*Model 26*	A + B + 5 + 3	
Model 5	A + B + 8 + 3	*Model 27*	A + B + 5 * 1	
Model 6	A + B + 8 * 1	*Model 28*	A + B + 5 * 3	
Model 7	A + B + 8 * 2	*Model 29*	A + B + 4	
Model 8	A + B + 7	*Model 30*	A + B + 4 + 1	
Model 9	A + B + 7 + 6	*Model 31*	A + B + 4 + 3	
Model 10	A + B + 7 + 5	*Model 32*	A + B + 4 * 1	
Model 11	A + B + 7 + 4	*Model 33*	A + B + 4 * 3	
Model 12	A + B + 7 + 1	*Model 34*	A + B + 1	
Model 13	A + B + 7 + 3	*Model 35*	A + B + 2	
Model 14	A + B + 6	*Model 36*	A + B + 3	
Model 15	A + B + 6 + 5	*Model 37*	A + B + 1 * 2	
Model 16	A + B + 6 + 4	*Model 38*	A + B + 1 * 3	
Model 17	A + B + 6 + 1	*Model 39*	A + B + 2 * 3	
Model 18	A + B + 6 + 2	*Model 40*	A + B + 1 + 4 + 5	
Model 19	A + B + 6 + 3	*Model 41*	A + B + 1 * 3 + 5	
Model 20	A + B + 6 * 1	*Model 42*	A + B + 2 * 3 + 4	
Model 21	A + B + 6 * 2	*Model 43*	A + B + 1 * 3 + 4	
Model 22	A + B + 6 * 3	*Model 44*	A + B + 2 * 3 + 1	

Tableau 24 : Presentation of the 44 a priori models built for selection to predict the relative and the absolute surface evolution variables at both the stand and the section scale

***A priori* models for the response variable 'EvoShape'**

Fixed effects

1 - Shade
2 - MowFreq
3 - Fullmow
4 - DistanceLLF
5 - StandArea
6 - Elevation
7 - Slope
8 - Soil
9 - PercentEvo

Random effect

A - Site

Candidate model designs

Model 1	A + 9	*Model 23*	A + 6 + 5
Model 2	A + 9 + 1	*Model 24*	A + 6 + 4
Model 3	A + 9 + 3	*Model 25*	A + 6 + 1
Model 4	A + 9 * 1	*Model 26*	A + 6 + 2
Model 5	A + 9 * 3	*Model 27*	A + 6 + 1 * 2
Model 6	A + 9 + 4	*Model 28*	A + 6 + 1 * 3
Model 7	A + 9 + 5	*Model 29*	A + 5 + 4
Model 8	A + 9 + 6	*Model 30*	A + 5 + 1
Model 9	A + 9 + 7	*Model 31*	A + 5 + 2
Model 10	A + 9 + 8	*Model 32*	A + 5 + 3
Model 11	A + 9 + 1 * 3	*Model 33*	A + 4
Model 12	A + 8	*Model 34*	A + 4 + 1
Model 13	A + 8 + 7	*Model 35*	A + 4 + 2
Model 14	A + 8 + 6	*Model 36*	A + 4 + 3
Model 15	A + 8 + 5	*Model 37*	A + 4 * 3
Model 16	A + 7	*Model 38*	A + 4 + 1 * 3
Model 17	A + 7 + 6	*Model 39*	A + 1 * 2
Model 18	A + 7 + 5	*Model 40*	A + 2 * 3
Model 19	A + 7 + 4	*Model 41*	A + 1 * 3
Model 20	A + 7 + 1	*Model 42*	A + 1
Model 21	A + 7 + 1 * 3	*Model 43*	A + 2
Model 22	A + 6	*Model 44*	A + 3

Tableau 25 : Presentation of the 44 a priori models built for selection to predict the shape evolution variable at the stand scale

***A priori* models for the response variable 'Stem diameter'**																					
Fixed effects																					
1 - Shade										6 - Slope											
2 - MowFreq										7 - Soil											
3 - Fullmow										8 - Evolution											
4 - StandArea										9 - Ramet density											
5 - Elevation																					
Random effect																					
A - Site																					
Candidate model designs																					
Model 1	A	+	8							*Model 23*	A	+	5	+	1	*	2				
Model 2	A	+	8	+	1					*Model 24*	A	+	5	*	1						
Model 3	A	+	8	+	2					*Model 25*	A	+	5	*	2						
Model 4	A	+	8	+	3					*Model 26*	A	+	4								
Model 5	A	+	8	*	1					*Model 27*	A	+	4	+	7						
Model 6	A	+	8	*	2					*Model 28*	A	+	4	+	1						
Model 7	A	+	8	+	4					*Model 29*	A	+	4	+	2						
Model 8	A	+	8	+	5					*Model 30*	A	+	4	*	1						
Model 9	A	+	8	+	6					*Model 31*	A	+	4	*	2						
Model 10	A	+	8	+	7					*Model 32*	A	+	7								
Model 11	A	+	8	+	1	*	2			*Model 33*	A	+	7	+	1						
Model 12	A	+	6							*Model 34*	A	+	7	+	2						
Model 13	A	+	6	+	7					*Model 35*	A	+	7	+	3						
Model 14	A	+	6	+	5					*Model 36*	A	+	1								
Model 15	A	+	6	+	4					*Model 37*	A	+	2								
Model 16	A	+	6	+	1					*Model 38*	A	+	3								
Model 17	A	+	6	+	3					*Model 39*	A	+	1	*	2						
Model 18	A	+	5							*Model 40*	A	+	2	*	3						
Model 19	A	+	5	+	7					*Model 41*	A	+	1	*	3						
Model 20	A	+	5	+	4					*Model 42*	A	+	9								
Model 21	A	+	5	+	1					*Model 43*	A	+	9	*	1						
Model 22	A	+	5	+	2					*Model 44*	A	+	9	*	2						

Tableau 26 : Presentation of the 44 a priori models built for selection to predict the stem diameter variable at the stand scale

***A priori* models for the response variable 'Ramet density'**																					
Fixed effects																					
1 - Shade										5 - Elevation											
2 - MowFreq										6 - Slope											
3 - Fullmow										7 - Soil											
4 - StandArea										8 - Evolution											
Random effect																					
A - Site																					
Candidate model designs																					
Model 1	A	+	8							*Model 23*	A	+	5	+	2						
Model 2	A	+	8	+	1					*Model 24*	A	+	5	+	1	*	2				
Model 3	A	+	8	+	2					*Model 25*	A	+	5	*	1						
Model 4	A	+	8	+	3					*Model 26*	A	+	5	*	2						
Model 5	A	+	8	*	1					*Model 27*	A	+	5	*	3						
Model 6	A	+	8	*	2					*Model 28*	A	+	4								
Model 7	A	+	8	*	3					*Model 29*	A	+	4	+	7						
Model 8	A	+	8	+	4					*Model 30*	A	+	4	+	1						
Model 9	A	+	8	+	5					*Model 31*	A	+	4	+	2						
Model 10	A	+	8	+	6					*Model 32*	A	+	4	*	2						
Model 11	A	+	8	+	7					*Model 33*	A	+	4	*	3						
Model 12	A	+	8	+	1	*	3			*Model 34*	A	+	7								
Model 13	A	+	6							*Model 35*	A	+	7	+	1						
Model 14	A	+	6	+	7					*Model 36*	A	+	7	+	2						
Model 15	A	+	6	+	5					*Model 37*	A	+	7	+	3						
Model 16	A	+	6	+	4					*Model 38*	A	+	1								
Model 17	A	+	6	+	1					*Model 39*	A	+	2								
Model 18	A	+	6	+	3					*Model 40*	A	+	3								
Model 19	A	+	5							*Model 41*	A	+	1	*	2						
Model 20	A	+	5	+	7					*Model 42*	A	+	2	*	3						
Model 21	A	+	5	+	4					*Model 43*	A	+	1	*	3						
Model 22	A	+	5	+	1					*Model 44*	A	+	1	+	3	+	4				

Tableau 27 : Presentation of the 44 a priori models built for selection to predict the ramet density variable at the stand scale

	Selected models information for 'PercentEvo' at the stand scale											
	Intercept	Slope	Elevation	Shade	Fullmow	Log(StandArea)	Log(DistanceLLF)	Df	Log Likelihood	AICc	Δ AICc	Akaike Weight
Model 24	3.958	-	-	-	-	-0.537	0.334	5	-242.89	497.20	0.00	0.324
Model 23	4.115	-	-	-	-	-0.524	-	4	-244.62	498.17	0.97	0.199
Model 26	4.227	-	-	-	-0.334	-0.538	-	5	-243.79	499.01	1.81	0.131
Model 40	3.960	-	-	0.022	-	-0.541	0.340	6	-242.87	499.79	2.59	0.089
Model 15	4.114	-	0.038	-	-	-0.529	-	5	-244.58	500.58	3.38	0.060
Model 25	4.114	-	-	-0.037	-	-0.518	-	5	-244.58	500.59	3.39	0.059
Model 10	4.115	-0.020	-	-	-	-0.522	-	5	-244.61	500.65	3.44	0.058

Tableau 28 : Presentation of the selected top-models data for the relative surface evolution variable at the stand scale

	Selected models information for 'Evolution' at the stand scale												
	Intercept	Log(Slope)	Log(Elevation)	Shade	Fullmow	Log(StandArea)	Log(DistanceLLF)	Log(StandArea) * Fullmow	Df	Log Likelihood	AICc	Δ AICc	Akaike Weight
Model 24	3.019	-	-	-	-	0.324	0.286	-	5	-195.85	403.13	0.00	0.211
Model 23	3.161	-	-	-	-	0.366	-	-	4	-197.41	403.75	0.62	0.155
Model 15	3.148	-	-0.185	-	-	0.392	-	-	5	-196.35	404.14	1.01	0.128
Model 30	3.018	-	-	0.108	-	0.302	0.316	-	6	-195.40	404.85	1.72	0.089
Model 26	3.221	-	-	-	-0.286	0.348	-	-	5	-196.75	404.92	1.79	0.086
Model 25	3.160	-	-	0.052	-	0.358	-	-	5	-197.30	406.04	2.91	0.049
Model 10	3.141	-0.056	-	-	-	0.372	-	-	5	-197.32	406.07	2.94	0.048
Model 28	3.200	-	-	-	-0.287	0.468	-	-0.220	6	-196.30	406.66	3.53	0.036
Model 31	3.174	-	-	-	-0.430	-	0.414	-	5	-197.80	407.03	3.90	0.030

Tableau 29 : Presentation of the selected top-models data for the absolute surface evolution variable at the stand scale

	Selected models information for 'PercentEvo' at the section scale								
	Intercept	Shade	Log(StandArea)	Log + 1 (DistanceLLF)	Df	Log Likelihood	AICc	Δ AICc	Akaike Weight
Model 24	4.747	-	-0.240	0.143	6	-952,89	1918,27	0.00	0,681
Model 40	4.747	-0.007	-0.240	0.145	7	-952,87	1920,42	2,14	0,233

Tableau 30 : Presentation of the selected top-models data for the relative surface evolution variable at the section scale

	Selected models information for 'Evolution' at the section scale								
	Intercept	Shade	Log(StandArea)	Log + 1 (DistanceLLF)	Df	Log Likelihood	AICc	Δ AICc	Akaike Weight
Model 24	2.464	-	0.165	0.148	6	-535.12	1082.75	0.00	0.589
Model 40	2.465	0.019	0.164	0.142	7	-534.99	1084.65	1.90	0.228

Tableau 31 : Presentation of the selected top-models data for the absolute surface evolution variable at the section scale

	Selected models information for 'Ramet density' at the stand scale								
	Intercept	Shade	Fullmow	Log(StandArea)	Df	Log Likelihood	AICc	Δ AICc	Akaike Weight
Model 30	3.057	-0.286	-	0.212	5	-167.22	345.87	0.00	0.678
Model 44	3.025	-0.267	0.094	0.211	6	-166.96	347.97	2.09	0.238

Tableau 32 : Presentation of the selected top-models data for the ramet density variable at the stand scale

	Selected models information for 'EvoShape' at the stand scale									
	Intercept	Fullmow	Log(DistanceLLF)	Log(Elevation)	Slope	Df	Log Likelihood	AICc	Δ AICc	Akaike Weight
Model 45	-0.002	-	-	-	-	3	-65.17	136.89	0.00	0.240
Model 33	-0.002	-	-0.251	-	-	4	-64.58	138.09	1.19	0.132
Model 44	-0.133	0.353	-	-	-	4	-64.74	138.41	1.51	0.113
Model 22	-0.002	-	-	-0.170	-	4	-65.43	139.79	2.90	0.056
Model 36	-0.122	0.322	-0.244	-	-	5	-64.27	139.96	3.07	0.052
Model 19	-0.002	-	-0.320	-	-0.201	5	-64.60	140.62	3.73	0.037

Tableau 33 : Presentation of the selected top-models data for the shape evolution variable at the stand scale

	Selected models information for 'Stem diameter' at the stand scale									
	Intercept	√(Evolution)	Control Freq	Fullmow	√(Ramet density)	Df	Log Likelihood	AICc	Δ AICc	Akaike Weight
Model 45	1.752	-	-	-	-	3	-47.73	102.00	0.00	0.376
Model 1	1.752	0.160	-	-	-	4	-47.68	104.30	2.30	0.119
Model 42	1.752	-	-	-	-0.141	4	-48.04	105.00	3.01	0.084
Model 38	1.801	-	-	-0.141	-	4	-48.21	105.34	3.35	0.071
Model 37	1.752	-	-0.113	-	-	4	-48.45	105.83	3.83	0.055

Tableau 34 : Presentation of the selected top-models data for the stem diameter variable at the stand scale

Annexe 4 : Note de synthèse à destination des gestionnaires

Dynarp

Dynamique paysagère des renouées sur les infrastructures de transport

M. Boyer, J. Biaunier, A. Evette, F. Dommanget, M. Cottet, V. Breton, V. Billon, L. Borgniet, F. Martin, A. Honegger

Janvier 2018

Photo de couverture © Irstea, André Evette
Mise en pages du document : Irstea, Nicole Sardat

Dynarp

Dynamique paysagère des renouées sur les infrastructures de transport

Préconisations opérationnelles pour la mise en place de plans de gestion des renouées asiatiques à l'échelle paysagère sur les infrastructures linéaires de transport et leurs emprises

Note de synthèse à destination des gestionnaires

© André Evette

M. Boyer, J. Biaunier, A. Evette, F. Dommanget, M. Cottet, V. Breton, V. Billon, L. Borgniet, F. Martin, A. Honegger

Janvier 2018

Sommaire

PREAMBULE 3

INTRODUCTION 4

1.1. Les espèces exotiques envahissantes, qu'est-ce que c'est ? 4
1.2. Les renouées asiatiques 4
1.3. Renouées asiatiques et infrastructure linéaire 4

ÉTAT DES LIEUX ET DIAGNOSTIC 6

2.1. Les différentes étapes du développement d'un plan de gestion 6
2.2. Enquête 6
2.3. Relevés de terrain 6
2.3.1. Localisation et estimation des surfaces colonisées par les renouées 6
2.3.2. Applications 7
2.4. Cartographie 8
2.4.1. Carte des stades invasifs 9
2.4.2. Calcul des stades invasifs à partir des relevés de terrain 9
2.4.3. Applications 9
2.4.4. Autres données à faire apparaître sur les cartes 10
2.5. Diagnostic et objectifs stratégiques 11

PLAN D'ACTIONS 12

3.1. Une action qui dépend du stade de colonisation de la renouée 12
3.2. Gestion différenciée 13
3.2.1. La détection précoce 13
3.2.2. L'entretien courant 13
3.2.3. Gestion des déchets 14
3.2.4. Les terres envahies par les rhizomes 14
3.2.5. La mise en place d'obstacles à la croissance souterraine des renouées 15
3.2.6. Techniques d'élimination des plantes 15
3.2.7. La formation des agents 15
3.3. Un suivi à faire dans la durée 15
3.3.1. Le suivi des actions 15
3.3.2. Le suivi des renouées 15

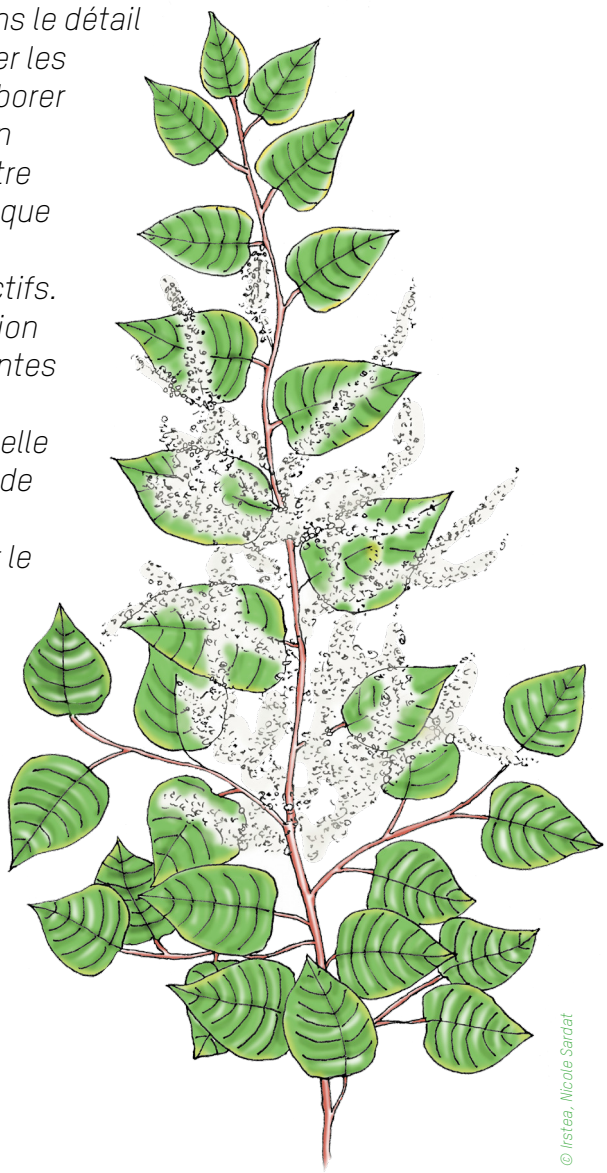
CONCLUSION 16

Préambule

Cette note s'adresse aux services opérationnels de gestion et a pour objectif de fournir des préconisations pour la rédaction de plans de gestion des renouées asiatiques à l'échelle paysagère sur les infrastructures linéaires de transport et leurs emprises.

Il s'agit ici non pas de rentrer précisément dans le détail des techniques d'intervention mais de préciser les objectifs et de définir des stratégies pour élaborer un plan de gestion. En effet, chaque opération de gestion sur les renouées asiatiques doit être adaptée au contexte social, biotique et abiotique de la zone envahie. Il arrive parfois que le fait même d'intervenir ait des effets contreproductifs. C'est pourquoi, la définition d'un plan de gestion basé sur une bonne connaissance de ces plantes et de l'état invasif de l'infrastructure est si importante. Ce travail préalable réalisé à l'échelle du territoire de gestion apporte une plus grande pertinence et efficacité aux interventions locales et donne du sens à celles menées sur le terrain.

Le présent document propose un schéma d'actions ainsi que des suggestions d'outils, du diagnostic à l'intervention, en passant par la cartographie des massifs de renouées asiatiques, préalable indispensable à la mise en place de suivi et d'aide à la gestion.



© Irstea, Nicole Sardat

Introduction

1.1. Les espèces exotiques envahissantes, qu'est-ce que c'est ?

Une espèce devient exotique envahissante dès lors qu'elle s'établit dans une nouvelle aire d'introduction dans laquelle elle prolifère, se dissémine et se maintient parfois au détriment de son environnement. Elle correspond à un cas particulier d'espèce exotique – espèce introduite en dehors de son aire naturelle – produisant de nombreuses diaspores à forte capacité de dispersion et qui devient abondante. C'est également un cas particulier d'espèce envahissante – espèce qui peut être ou native ou non native – dont le développement est non désiré et qui provoque des dommages économiques ou environnementaux.

Une espèce devient exotique envahissante au cours de plusieurs étapes, impliquant différents mécanismes écologiques. Cela débute par le transport (généralement anthropique, intentionnel ou fortuit) d'un organisme jusqu'à une nouvelle aire géographique, souvent distante de son aire de répartition naturelle, et se poursuit par son établissement, sa dissémination et, éventuellement, des conséquences non désirables.

Les stratégies et les objectifs de gestion diffèrent selon l'étape du processus à laquelle se situe l'invasion biologique considérée. La prévention des invasions végétales par l'observation des couverts végétaux et par la détection des nouvelles introductions est la mesure la plus efficace et la moins coûteuse pour tout gestionnaire. Et lorsque la plante exotique envahissante est déjà bien établie, sa présence sera intégrée pour le long terme dans la gestion de l'infrastructure.

1.2. Les renouées asiatiques

Les renouées asiatiques correspondent à un complexe de trois espèces : la renouée du Japon, la renouée de Sakhaline, et l'hybride entre les deux précédentes, c'est-à-dire la renouée de Bohème. Les renouées asiatiques sont des herbacées rhizomateuses originaires d'Asie du Sud-Est. Introduites en Europe à la fin du XIXe siècle à des fins ornementales, elles sont aujourd'hui très répandues en Europe et en Amérique du Nord. Elles sont considérées par l'UICN parmi les 100 espèces invasives les plus menaçantes au monde. Les renouées asiatiques se développent en larges clones par la croissance et la ramification centrifuge de leur rhizome. Leur dissémination se fait principalement grâce aux courants des rivières qui transportent les diaspores (fragments de tiges ou rhizomes, graines) ou par le biais des engins de travaux.

Dans les habitats envahis, les renouées asiatiques affectent la végétation native et les réseaux trophiques qui en dépendent, ainsi que le fonctionnement du sol. En effet, leur forte vitesse de croissance leur donne un avantage compétitif en limitant l'accès à la lumière des autres espèces végétales. On dénombre ainsi moins d'espèces végétales dans les zones envahies que dans les zones adjacentes et en plus faible abondance. Par ailleurs, elles produisent une litière qui réduit la germination des autres espèces, ainsi que des composés phytotoxiques capables de réduire la germination et la croissance de certaines espèces natives. La composition de la macrofaune du sol est également affectée par la présence des renouées asiatiques. Chez les invertébrés, leur abondance globale est plus faible sous le couvert de renouées asiatiques et la composition en est modifiée, ce qui est susceptible d'impacter le reste des réseaux trophiques. Sur les cours d'eau, elles peuvent empêcher la restauration de ripisylves.

1.3. Renouées asiatiques et infrastructure linéaire

Les renouées ont un impact assez spécifique sur les infrastructures linéaires de transport et constituent donc un enjeu particulier à différents niveaux :

- **Sur la sécurité**

La priorité d'un gestionnaire est la sécurité des usagers de l'infrastructure. La croissance rapide et le feuillage dense des renouées peuvent gêner la visibilité au niveau des abords de l'infrastructure et constituer un enjeu de sécurité.

Les portions sinueuses et les terre-pleins de routes sont évidemment des zones particulièrement problématiques,

mais les autres types d'infrastructures peuvent aussi être affectés. La présence de végétation dans les emprises ferroviaires peut ainsi compromettre la sécurité des circulations (diminution de l'adhérence des trains au freinage et au démarrage par exemple) et compliquer le déplacement du personnel en activité sur le terrain. La végétation peut aussi diminuer la visibilité des trains pour les personnels intervenant dans les voies ou pour les automobilistes amenés à franchir les passages à niveau. Les conducteurs de trains ou d'embarcations ont eux aussi besoin d'une bonne visibilité sur l'infrastructure et ses abords, notamment en ce qui concerne la signalisation.

L'impact peut aussi être indirect. Par exemple, les renouées peuvent constituer un obstacle à l'évacuation des eaux pluviales et provoquer la submersion de portions de l'infrastructure.

- Sur l'entretien

Les renouées asiatiques nécessitent donc une intervention particulière en termes d'entretien. Dans les secteurs où une végétation basse doit être maintenue, la coupe des massifs de renouées peut nécessiter 5 à 8 fauches annuelles (pendant la saison de végétation) contre 2 seulement dans le cas d'une végétation herbacée « classique ». De plus, pour éviter tout risque de dissémination, les outils doivent être nettoyés sur place. Ce surcroît d'intervention a bien entendu un coût financier, mais constitue aussi une dépense supplémentaire de temps et d'énergie pour les agents d'entretien.

Même dans les secteurs où il n'y a pas nécessité de maintenir une végétation basse, les renouées asiatiques sont problématiques. Pour limiter la création de nouveaux massifs, il convient de mettre en place des stratégies d'entretien particulières. L'entretien de la végétation devient alors fastidieux, car l'agent d'entretien doit opérer une gestion différenciée plus complexe. Par exemple, il est plus délicat de manipuler le bras d'une épareuse pour contourner des massifs de renouées asiatiques dont on souhaite limiter la dispersion.

De plus, pour éviter la dissémination des renouées lors d'opérations de coupes, il faut parfois prévoir un stockage temporaire des tiges pour les faire sécher et éviter qu'elles ne bouturent.

- Sur la pérennité des ouvrages

Les renouées ont la capacité de s'insinuer dans les anfractuosités et de pousser dans les fissures des maçonneries. Elles peuvent donc à la longue abîmer un certain nombre d'ouvrages comme des murets, des cunettes, des écluses, etc.

Les rhizomes peuvent aussi affecter des ouvrages d'assainissement en occupant tout le volume disponible existant dans le sol ou les ouvrages, et donc potentiellement boucher des réseaux d'assainissement.

Au-delà, les renouées peuvent devenir un problème en envahissant des mesures compensatoires, dont les fonctions peuvent ainsi être grandement affectées. Typiquement, la fonctionnalité écologique d'une mesure compensatoire peut être remise en cause par l'installation de renouées.

- Sur les chantiers

La vie d'une infrastructure inclut des chantiers d'aménagement associés. Or, ces chantiers peuvent aussi être impactés par la présence des renouées, notamment parce que des précautions particulières doivent être mises en place pour éviter de disséminer la plante : mise en défens des zones envahies, excavation et traitement dans une filière spécifique des terres envahies, nettoyage des outils et des engins ayant manipulé ces terres, etc.

-Sur les paysages

Les massifs de renouées ont un impact paysager marqué, mais pas nécessairement négatif. Tout est ici affaire de contexte et de perception de l'observateur. Un massif de renouées peut être agréablement perçu par les usagers lors de la floraison, mais cette perception positive peut s'inverser en hiver avec la présence de véritables buissons de cannes sèches et le sol nu qui apparaît.

De même, les riverains peuvent se sentir envahis et oppressés par l'espèce, ou au contraire apprécier l'effet d'écran visuel induit par les massifs.

Dans tous les cas, le développement des massifs de renouée peut conduire à une monotonie des paysages et/ou à une destruction du travail paysager entrepris le long d'une infrastructure.

- Sur la biodiversité

L'impact des renouées sur la biodiversité a déjà été évoqué précédemment, mais il est important de rappeler que certaines emprises d'infrastructures ont un rôle important de soutien de la biodiversité, notamment en maintenant certains types d'habitats et certaines espèces, mais aussi en termes de connexions écologiques.

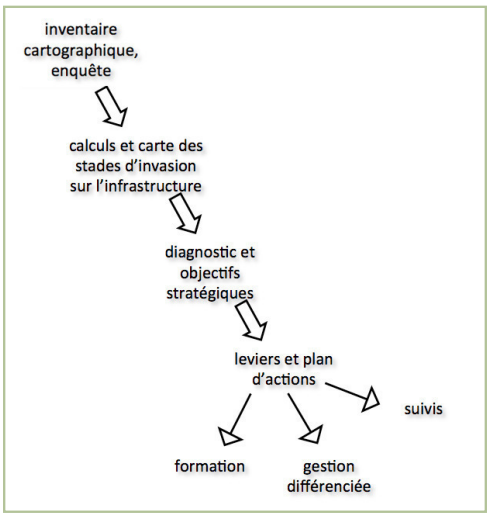
À titre d'exemple, les emprises de certaines voies navigables sont clairement identifiées dans les Schémas Régionaux de Continuité Écologique comme des corridors à préserver, ce qui peut impliquer des mesures particulières pour la limitation du développement d'EEE comme les renouées asiatiques.

État des lieux et diagnostic

2.1. Les différentes étapes du développement d'un plan de gestion

Établir un plan de gestion différenciée des renouées asiatiques est exigeant. Cela implique de comprendre la biologie de la plante, d'analyser sa répartition géographique et les vecteurs de dispersion sur l'infrastructure, d'évaluer ses impacts réels, puis de fixer des objectifs concrets, réalistes et évaluables. C'est avec tous ces éléments qu'il sera ensuite possible d'établir un plan de gestion différenciée fixant ce qu'on fait, dans quel but technique et où.

Le schéma suivant indique les différentes étapes pour aboutir à un programme d'actions pour gérer les renouées le long des infrastructures linéaires de transport. Ces étapes sont décrites dans la suite du document.



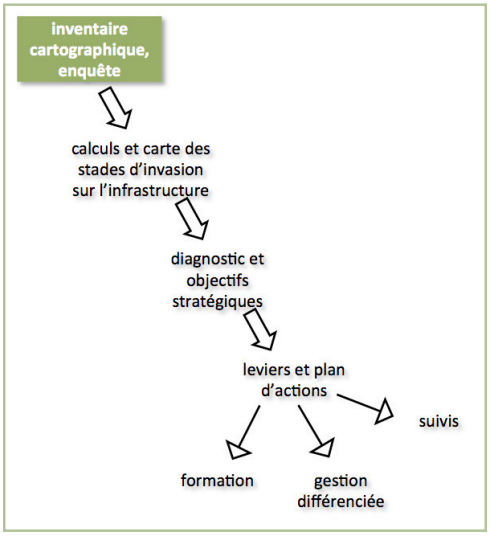
Les différentes étapes de l'élaboration d'un programme d'actions pour gérer les renouées asiatiques

2.2. Enquête

Les agents de terrain responsables de la gestion courante et de l'aménagement doivent être rencontrés pour analyser avec eux les contraintes posées par les renouées asiatiques, les pratiques actuelles et leurs effets positifs ou négatifs sur la dissémination et la dynamique de ces plantes.

2.3. Relevés de terrain

2.3.1. Localisation et estimation des surfaces colonisées par les renouées



Positionnement de la phase d'inventaire dans le développement du plan de gestion

La connaissance de la répartition des renouées asiatiques est le préalable indispensable à la définition des objectifs de gestion et à la mise en œuvre d'un plan d'actions. Pour cela, on réalise un inventaire cartographique des massifs présents sur l'infrastructure. Celle-ci est parcourue et chaque zone occupée par les renouées est pointée grâce à un GPS en indiquant une estimation de sa surface à l'intérieur de l'emprise placée sous la responsabilité du gestionnaire.

Le pointage se fait dans la zone colonisée par la plante et de préférence au centre de celle-ci si cela est possible. En l'absence de GPS, on renseignera au minimum pour chaque massif le segment de référence (PR ou PK) auquel il appartient.

Pour les petits massifs (<50 m²), les surfaces sont estimées visuellement dans des classes de valeur. Au-delà de 50 m², on détermine sur le terrain deux valeurs (longueur, largeur) ou on travaille au bureau sur une photographie aérienne récente. L'analyse de photographies aériennes peut en effet être plus rapide pour estimer de grandes surfaces, quand on connaît déjà de visu la localisation des plantes. Elle ne permet pas toutefois de détecter toutes les zones colonisées et les visites de terrain restent indispensables.

Classes de valeur pour les petits massifs et intitulés dans le SIG	< 1 m²	1 - 2 m²	2 - 5 m²	6 - 10 m²	11 - 20 m²	21 - 50 m²	> 50 m²

Proposition de classes de valeur pour la surface des massifs

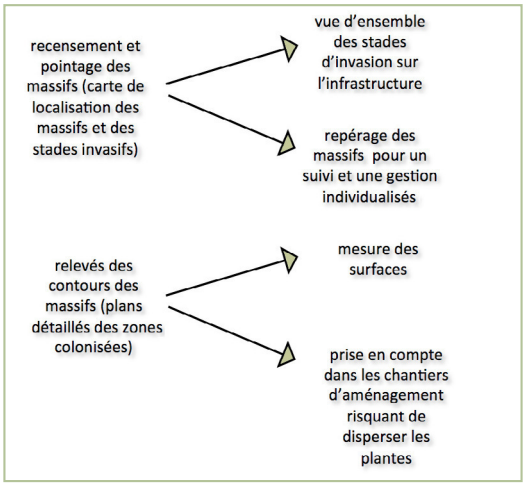
D'autres renseignements seront utiles à noter pour chaque zone colonisée, car ils vont influencer les modes de gestion :

- l'évaluation des gênes principales et secondaires, qui peuvent être actuelles ou dans un avenir proche : visibilité pour les usagers ou les agents (circulation, signaux...), accessibilité des ouvrage (fossés, canalisations, piste, ballast..) pour l'entretien, l'inspection ou en cas d'urgence ;
- l'impact de la plante sur des milieux d'intérêt écologique présents dans l'emprise cartographiée ;
- les milieux adjacents menacés par l'expansion du massif hors de l'emprise : réseau hydrographique, zone naturelle, culture, plantation, espace public...
- la gestion courante actuelle en précisant si elle est faite manuellement ou avec des engins ;
- les contraintes opérationnelles dans la lutte (ex. : herbicides prohibés, accessibilité...) pour faciliter l'aide à la décision ;
- le segment de référence (PR ou PK) auquel appartient le massif ;
- la date des relevés.

Il peut aussi être très pratique de mettre une référence unique désignant chaque massif pour un suivi et une gestion individualisés. Toutefois, cela implique d'avoir un repérage très précis de sa localisation, notamment pour les petites surfaces colonisées, qui sinon pourraient facilement être confondues.

2.3.2. Applications

Le recensement et le pointage des zones occupées par les renouées asiatiques peuvent être complétés par de véritables plans détaillés de celles-ci en fonction des moyens disponibles et des enjeux locaux. Dans ce cas, en plus de pointer les massifs pour y stocker les différentes données attributaires (référence, surface, gêne, etc.), leurs contours seront délimités. L'usage de ces deux types de données n'est pas le même. Le recensement et la localisation des massifs sont nécessaires pour avoir une vue d'ensemble du réseau et un suivi de celui-ci. Les plans détaillés sont utiles pour savoir si des chantiers d'aménagement risquent de disséminer les plantes et prévoir le cas échéant les mesures préventives pour éviter cela.



Intérêts respectifs d'un simple recensement des massifs par rapport à un relevé précis des contours des massifs

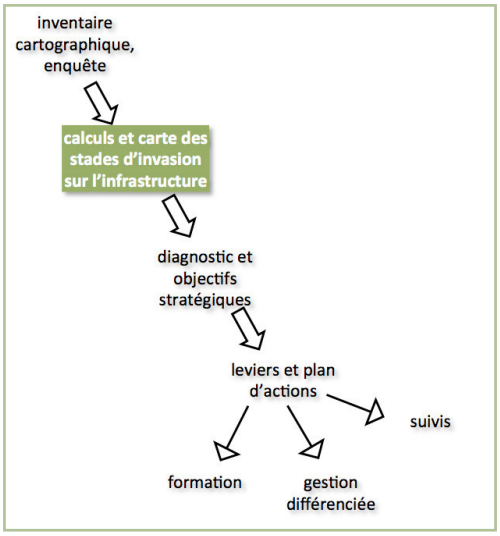
massif_ref	segment_reference	surface_estimee	surface_mesuree_m2	longueur_estimee	largeur_estimee	surface_retenue_m2	gene_principale	gene_secondaire	impact_biodiversité	milieu_adjacent	gestion_actuelle	date_releve	coordonnées X	coordonnées Y
10-0001	PK10,02	2-5m2				5	aucune	aucune	aucun	culture	aucune	29/05/17	1 010 925,5	6 317 672,0
10-0001	PK10,02	11-20m2				20	ouvrage	aucune	zone_humide	reseau_hydrographique	aucune	29/05/17	1 010 943,5	6 317 772,5
12-0001	PK12,50	>50m2	120			120	visibilite	ouvrage	aucun	autre	fauche_mecanique	29/05/17	1 011 093,5	6 317 784,5
12-0002	PK12,64	<1m2				1	aucune	aucune	aucun	autre	aucune	29/05/17	1 011 144,0	6 317 799,5
12-0003	PK12,70	1-2m2				2	aucune	visibilite	aucun	autre	herbicide	29/05/17	1 011 264,0	6 317 949,5
18-0001	PK18,46	6-10m2				10	aucune	aucune	aucun	autre	fauche_manuelle	29/05/17	1 011 464,5	6 318 949,5
18-0002	PK18,47	21-50m2				50	accessibilite	aucune	boisement	parcelle_agricole	fauche_mecanique	29/05/17	1 012 464,5	6 320 200,5
20-0001	PK20,52	>50m2		41-100m	5	175	visibilite	accessibilite	aucun	autre	n.d.	29/05/17	1 013 253,5	6 321 554,5

liste des valeurs possibles à renseigner pour les colonnes correspondantes								
<1m2	10-20m	0-5m	aucune	aucune	aucun	reseau_hydrographique	aucune
1-2m2	21-40m	6-10m	visibilite	visibilite	zone_humide	zone_naturelle	fauche_manuelle
2-5m2	41-100m	11-20m	accessibilite	accessibilite	boisement	culture	fauche_mecanique
6-10m2	>100m	>20m	ouvrage	ouvrage	n.d.	plantation	herbicide
11-20m2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		espace_publique	n.d.

Exemple fictif de relevés de terrain avec les listes de valeurs qui peuvent être utilisées pour certaines colonnes

Un exemple de table attributaire, un projet sur QGIS et un didacticiel vidéo expliquant l'ensemble sont disponibles à l'adresse suivante : https://drive.google.com/drive/folders/1V-GCL5yLj-Ko-BVbG5RgE7WGIxwj0bmP

2.4. Cartographie



Positionnement de la phase de cartographie de l'invasion

2.4.1. Carte des stades invasifs

Le stade invasif traduit sur une échelle de 0 à 4 le niveau d'invasion des emprises cartographiées. Il ne doit pas être confondu avec un stade de développement des plantes (semis, plantule, plante). Dans le paysage, cette échelle peut se traduire ainsi :

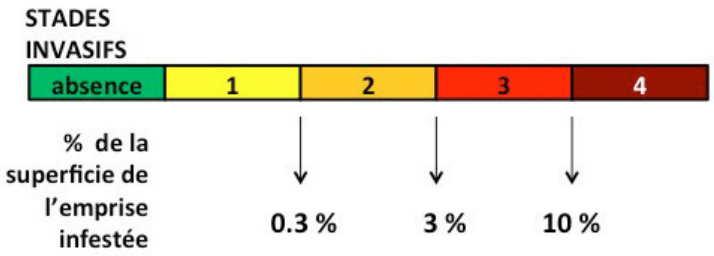
- 0 : absence de la plante
- 1 : présence discrète
- 2 : présence visible
- 3 : présence régulière
- 4 : présence continue

Au stade 1, il est urgent d'intervenir pour éliminer les plantes, alors qu'au stade 4, il n'est plus possible d'intervenir pour stopper l'invasion. Au stade 2, il est possible de ralentir ou stopper le processus d'invasion. Au stade 3, il est encore possible d'agir, mais sur des secteurs limités.

2.4.2. Calcul des stades invasifs à partir des relevés de terrain

Pour représenter l'envahissement du réseau, la première étape consiste à définir des segments virtuels tout le long de celui-ci. Un segment est une portion du réseau avec une longueur fixe. Il est possible de segmenter le réseau en plaçant par exemple un repère virtuel sur les cartes tous les 500 m. Cette précision est suffisante pour avoir une bonne vision de son état d'envahissement et mettre en place des mesures de gestion adaptées. Toutefois, il sera possible de le segmenter encore plus (tous les 100 m) pour avoir une carte plus précise, si les enjeux ou le contexte le justifient.

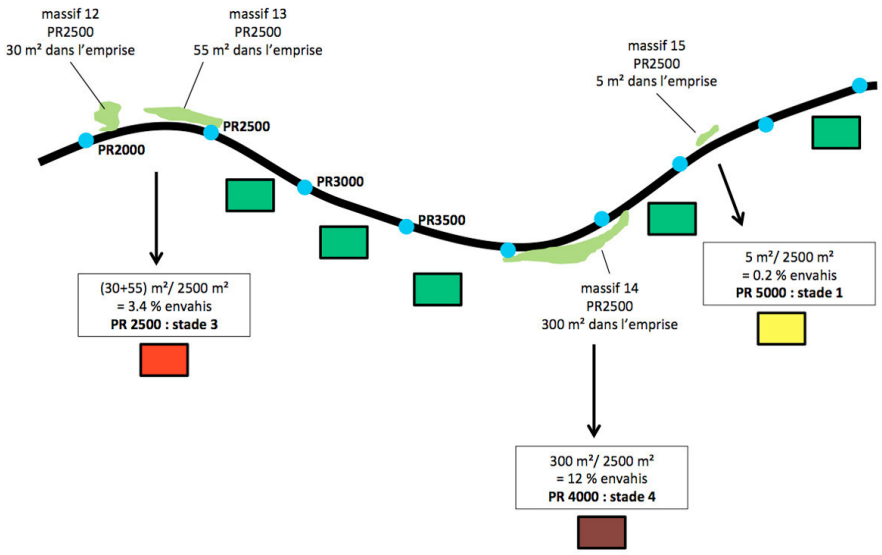
Ensuite, le pourcentage de superficie colonisée à l'intérieur de chaque segment est calculé à partir des inventaires de terrain. Ce pourcentage est alors traduit en stade invasif en utilisant l'échelle présentée ci-après, et sur les cartes, chaque segment peut alors être représenté par une couleur différente.



Échelle pour évaluer les stades invasifs

2.4.3. Applications

La figure ci-dessous montre un exemple de caractérisation du stade d'envahissement d'un tronçon d'infrastructure linéaire.



De l'inventaire de terrain aux cartes d'envahissement du réseau

2.4.4. Autres données à faire apparaître sur les cartes

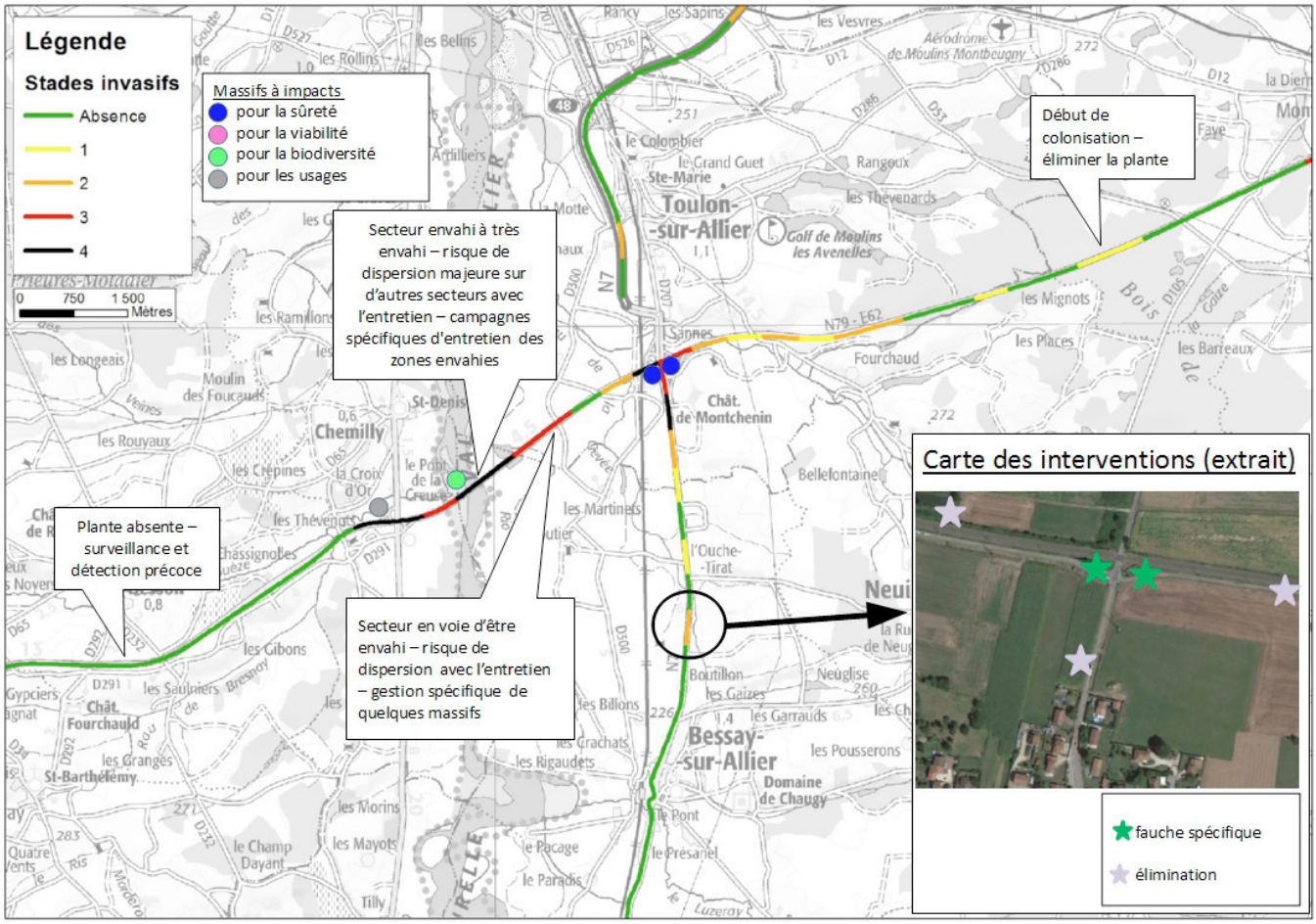
Les cartes feront figurer également :

- les massifs gênants pour des raisons de sécurité ou de viabilité ;
- les massifs pouvant impacter la biodiversité dans l'emprise ;
- les massifs pouvant impacter les activités (agriculture, espace public) dans les milieux adjacents aux emprises.

© Concept.Cours.d'EAU

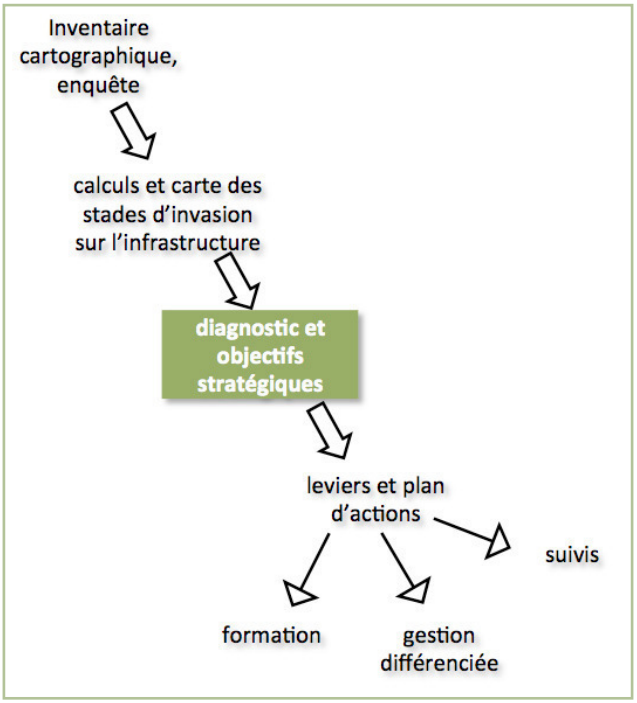
L'envahissement de l'infrastructure concourt à la colonisation des milieux adjacents à celle-ci ; par ailleurs, le labour fragmente des rhizomes et accélère l'envahissement de la culture.

Une fois cet état des lieux et ce diagnostic réalisés, il est possible de dresser une vue d'ensemble de l'infrastructure montrant son stade d'envahissement et la stratégie d'intervention selon les différents secteurs. À partir de cette carte globale, des plans d'interventions (fauche, élimination, évitement…) pour les opérateurs de terrain peuvent ensuite être établis.



Exemple fictif de cartographie d'invasion d'infrastructures faisant apparaître les différents stades invasifs

2.5. Diagnostic et objectifs stratégiques



Positionnement de la phase de définition des objectifs stratégiques

Une note de diagnostic présente, analyse et commente les différentes cartes produites. Elle apporte des éclairages et des précisions sur :

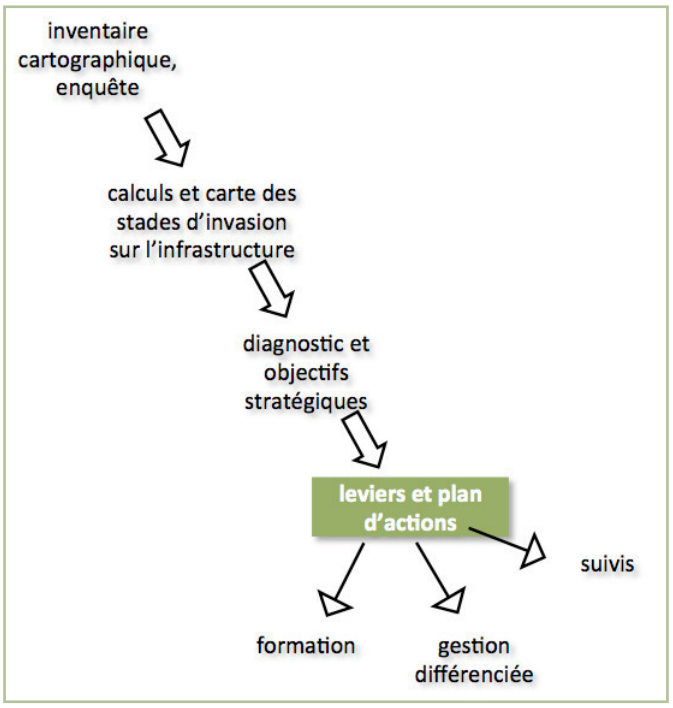
- l'importance des surfaces colonisées par la plante,
- l'existence de fronts de colonisation,
- les risques de dissémination par la gestion courante et les autres facteurs éventuels de dissémination (crues, usagers, travaux d'aménagement...),
- l'importance des nuisances dues à la plante.

La note aboutit à une stratégie pour gérer l'invasion du réseau par les renouées asiatiques, établie en concertation avec les responsables locaux.

Cette stratégie fixe par secteur des objectifs à atteindre sur la population invasive (stabilisation, recul, disparition) et décline les différents leviers d'actions possibles :

- les techniques de gestion et la mise en place d'une gestion différenciée pour ne pas introduire les plantes invasives ou les disperser le long de l'infrastructure ;
- la formation des agents à la reconnaissance des plantes et aux bonnes pratiques ;
- le suivi des actions et celui des renouées pour juger l'efficacité de la gestion et pour adapter celle-ci si besoin.

Plan d'actions



Positionnement de la phase de définition du plan d'action

3.1. Une action qui dépend du stade de colonisation de la renouée

Le plan d'actions, qui est décrit sur des cartes et dans des fiches, précise les actions qui doivent être mises en œuvre.

Dans les secteurs en stade 1, les actions seront orientées vers l'élimination rapide des plantes pour supprimer les contraintes imposées par leur présence dans la gestion des infrastructures.

Dans les secteurs en stade 2, les petits massifs seront éliminés et les autres sites envahis seront mis en défens lors des opérations d'entretien ou d'aménagement. Par ailleurs, quelques massifs très gênants pour la gestion courante, ou ayant un fort impact (sécurité, ouvrage, biodiversité) seront contenus ou si possible éliminés.

Dans les secteurs en stade 3, l'évitement sera privilégié. Seuls quelques massifs ayant des impacts importants pour la sécurité ou les ouvrages seront contenus ou éliminés.

Dans les secteurs en stade 4, la plante devient très contraignante dans les opérations de gestion courante et génère de multiples impacts. Il n'est plus envisageable de mener plusieurs types d'opérations sur le tronçon. Il est par conséquent préférable de prévoir un seul type d'intervention basé sur un entretien mécanisé et spécifique des secteurs envahis avec une fréquence au moins mensuelle pour faire régresser la biomasse aérienne. Les engins seront immédiatement nettoyés sur place et sur une zone envahie avant de changer de site.

Une carte indique ce qui doit être fait pour chaque massif inventorié avec par exemple :

- évitement ,
- fauche manuelle (débroussailleuse, sécateur ou autre outil permettant d'exporter toute la biomasse coupée),
- pose d'un écran racinaire,
- déterrage manuel,
- purge mécanique,
- éco-pâturage extensif (ovin ou caprin),
- etc.

3.2. Gestion différenciée

3.2.1. La détection précoce

L'apparition d'une nouvelle plante sur un secteur doit aussitôt déclencher une opération d'enlèvement. Le pied sera déterré avec des outils à main (bêche) et la plante ainsi que toute la terre entourant les racines seront récupérés. Si la plante a déjà quelques années, il faudra probablement répéter l'opération plusieurs fois.

© Concept.Cours.d'EAU

La gestion adaptée dans le cas d'un début de colonisation d'un accotement routier (stade invasif 1) consiste à éliminer rapidement la plante par un déterrage complet manuel ou mécanique.

3.2.2. L'entretien courant

Les matériels de fauchage mécanisé disséminent les renouées dans les emprises et ils sont déconseillés. La dissémination est provoquée par l'arrachage de tiges ou fragments de rhizomes situés très proche de la surface du sol. Cet arrachage des rhizomes peut se produire même si l'outil ne touche pas le sol, car la base des tiges aériennes est solidement fixée aux rhizomes. Dans les grands secteurs envahis éloignés du réseau hydrographique (stade 4), il est possible de faire ces fauches mécanisées, mais avec un protocole spécifique prévoyant 1/ des fauches très fréquentes (> 1 fois par mois) pour faire régresser la biomasse aériennes 2/un nettoyage des engins, immédiat et sur le site envahi, pour enlever tout fragment végétal.

Dans les autres secteurs (stades 1 à 3), les zones envahies à faucher le seront préférentiellement avec des débroussailleuses à main si la zone n'est pas connectée au réseau hydrographique (fossé, cours d'eau, plan d'eau). Sinon, il est préférable de couper les tiges avec un sécateur ou tout autre outil permettant leur récolte complète et leur exportation. Cette mesure réduit le risque important d'entraînement (ruissellement, crue) et de bouturage de fragments laissés au sol lors d'un passage à la débroussailleuse à dos..

© Concept.Cours.d'EAU

Le fauchage manuel est recommandé pour réduire la biomasse aérienne.

© Concept.Cours.d'EAU

En bord du réseau hydrographique, le débroussaillage n'est pas recommandé, car les petits morceaux de tiges peuvent être entraînés par l'eau et bouturer plus en aval. Les tiges sont alors coupées à la main une par une pour être ensuite évacuées.

© ADIDR

Le débroussaillage mécanique dissémine les renouées asiatiques par arrachage des rhizomes situés juste sous la surface du sol.

3.2.3. Gestion des déchets

Les déchets issus de la gestion peuvent être une source importante de dissémination de la plante sur d'autres sites. Leur devenir est à définir en amont des interventions.

- Lors des fauches, il est préférable de laisser les produits sur place si le site n'est pas connecté à un réseau hydrographique ou à une zone humide. Dans le cas contraire, les produits seront exportés. Les tiges ne survivent pas lors de certains compostages faits dans des conditions industrielles et elles peuvent alors être apportées dans les déchetteries.
- Les petites quantités de végétaux en particulier celles qu'on peut déterrer manuellement quand la plante vient de s'implanter (détection précoce) peuvent être mises à sécher hors sol et à l'abri de la pluie, en retirant soigneusement et au préalable le plus possible de terre. Le séchage peut prendre plusieurs semaines, voire plusieurs mois. L'ensachage et la solarisation peuvent aussi être envisagés. Toutefois, si elle est possible et autorisée, l'incinération sans tri de ces petits volumes de terres envahies est la technique la plus simple et la plus efficace.
- Les volumes importants de terres contenant des rhizomes suivront une filière spécifique particulière à étudier au cas par cas.

À noter que là où c'est possible, le pâturage extensif a l'avantage d'exercer une pression constante sur la croissance de la plante et de ne pas laisser de déchets végétaux sur place.

3.2.4. Les terres envahies par les rhizomes

Lors des travaux prévoyant des mouvements de terre, il est fortement recommandé de faire suivre une filière spécifique aux terres contenant des renouées pour éviter l'invasion très rapide de nouveaux secteurs ou du site lui-même. Le décapage de 100 m² de terres envahies peut en effet générer de 2500 à 40 000 fragments de rhizomes. Les terres pourront par exemple être purgées et suivre un traitement mécanique spécifique pour détruire les plantes. Ce type d'opération demande de très grandes précautions pour ne pas disperser les renouées. Il fait appel à un mode opératoire et des engins particuliers et demande des compétences spécifiques d'ingénierie.

© Concept.Cours.d'EAU

La technique dite du « concassage-bâchage » est utilisée pour traiter de gros volumes de terres envahis ; son utilisation demande des précautions très strictes, car les risques de dissémination de la plante sont majeurs.

3.2.5. La mise en place d'obstacles à la croissance souterraine des renouées

La progression des plantes peut être bloquée par la mise en place d'obstacles physiques à la croissance des rhizomes comme par exemple une géomembrane (ou géotextile synthétique) résistante enterrée à la verticale. Il est nécessaire de laisser cette géomembrane dépasser un peu au-dessus du sol, et de faire un débroussaillage annuel pour éviter un ensevelissement sous la litière végétale.

Pour être efficace, la mise en place d'un écran quel qu'il soit doit prendre en compte l'extension latérale des rhizomes dans le sol qui s'étendent bien au-delà de l'emprise des dernières tiges. Un contrôle tous les ans permettra également de vérifier que des tiges tombées n'ont pas bouturé de l'autre côté de l'obstacle.

© Concept.Cours.d'EAU

Une bâche épaisse stoppe la progression souterraine des renouées asiatiques.
Un entretien est nécessaire de part et d'autre de l'écran pour empêcher l'embroussaillement et contrôler l'état de la bâche.

3.2.6. Techniques d'élimination des plantes

Une fois installées, l'élimination des plantes est très difficile et actuellement, seule la purge des terres le permet par différentes filières de traitement.

Des techniques souvent testées ont montré peu d'efficacité comme la pose de bâches en surface ou les herbicides. Les rhizomes survivent en effet très longtemps dans le sol même en l'absence de photosynthèse et ils ont de très fortes capacités de régénération. L'association de plusieurs techniques comprenant notamment un entretien régulier peut donner de meilleurs résultats.

3.2.7. La formation des agents

La formation des agents de terrain est essentielle pour acquérir de bonnes pratiques de gestion et il est important de la renouveler régulièrement avant les opérations d'entretien courant. Une bonne compréhension de la biologie de la plante, de ses modes de dissémination et des différentes techniques est un préalable au développement d'un plan de gestion.

3.3. Un suivi à faire dans la durée

3.3.1. Le suivi des actions

Il est très utile de suivre précisément et chaque année toutes les actions prévues dans le cadre du plan de gestion différenciée des renouées asiatiques. Un tableau simple est par exemple renseigné indiquant le type d'action, la référence de l'action, sa localisation et ses effets, si ceux-ci ont pu être constatés. En fin d'année, un bilan présente ces tableaux en apportant les commentaires nécessaires pour l'analyser et en expliquant les écarts éventuels avec la programmation initiale prévue par le plan de gestion.

3.3.2. Le suivi des renouées

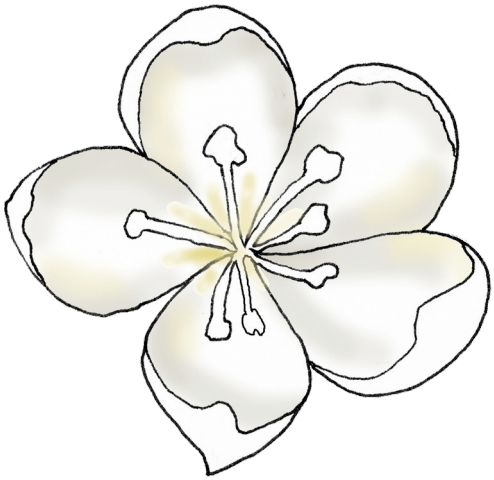
L'évaluation du plan de gestion peut être faite tous les 5 ans en s'appuyant d'une part sur un nouvel inventaire complet, qui permettra de comparer la situation initiale et la situation actuelle, et d'autre part sur les tableaux de suivi annuel.

Conclusion

L'invasion par les renouées asiatiques a suscité en France une forte réaction chez les gestionnaires qui ont vite pris conscience des impacts potentiels pour l'intégrité de leurs infrastructures et pour les écosystèmes. Beaucoup de tentatives, beaucoup d'expérimentations ont vu le jour pour « lutter » contre l'invasion ; beaucoup d'échecs aussi, bien souvent sources de découragement pour les gestionnaires. Les nombreux retours d'expériences effectués sont aujourd'hui riches d'enseignement. Ils montrent avant tout que les actions menées à l'égard des renouées doivent évoluer : de la lutte, il faut passer à la gestion.

Les renouées asiatiques sont présentes dans de nombreux territoires, mais à des stades d'invasion très divers. Elles sont par exemple encore rares le long du réseau autoroutier et elles sont émergentes dans plusieurs régions (le sud de la France, la Corse et beaucoup d'autres endroits à une échelle très locale). À l'opposé, il existe des territoires où les renouées semblent déjà partout et il est devenu illusoire de vouloir les éliminer. Entre les deux existent des situations variées, où il sera parfois possible d'agir pour ralentir la dynamique d'invasion et préserver d'autres sites. La gestion est possible et efficace si elle s'attache avant tout à ne pas disperser ces plantes, car en dehors des cours d'eau, leur dissémination est presque uniquement liée aux activités humaines. Chercher une élimination systématique des renouées n'a guère de sens en dehors des situations de détection précoce.

L'enjeu aujourd'hui, pour tous les gestionnaires en charge de cette problématique, consiste ainsi à fixer des objectifs de gestion réalistes et atteignables. Ces derniers viennent en réponse à un état des lieux préalable tenant compte, pour chaque massif, du stade de l'invasion et du contexte territorial qui entoure les secteurs envahis. Ce réalisme d'une stratégie « à la carte » est aussi garant d'une sérénité dans l'action pour tous les agents impliqués, au quotidien, dans la gestion des renouées.



Nous remercions les relecteurs qui nous ont permis d'améliorer le document : Claude Lavoie (Université Laval à Québec), Caroline Dechaume Montcharmont (SNCF réseau), Delphine Leduc (VNF), Claire Rameaux (CD 73), Didier Llorens (SNCF réseau), Delphine Pascal (GRTgaz), Delphine Jaymond (Irstea)

Annexe 5 : Plaquette de communication

Programme • ITTECOP
Infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages

Dynarp

Dynamique et gestion des renouées asiatiques à l'échelle paysagère, impacts et perception

Partenaires du projet

irstea · Cerema · EVS UMR 5600 Université de Lyon · SCOP cceau

Contexte

Classées parmi les espèces les plus envahissantes d'Europe et d'Amérique du Nord, les renouées asiatiques se développent sur les infrastructures linéaires de transport (ILTe) et soulèvent des enjeux importants en termes sociaux, économiques et environnementaux (sécurité, gestion, biodiversité...).
Des sommes importantes sont ainsi investies pour leur gestion (prévention, contrôle, élimination...), sans beaucoup de retour sur l'efficacité des différentes méthodes utilisées, ni sur le rôle de ces méthodes dans la dynamique paysagère de ces espèces.

Problématique

Trois types d'ILTe

Routes

Voies ferrées

Voies navigables

Télédétection et photogrammétrie

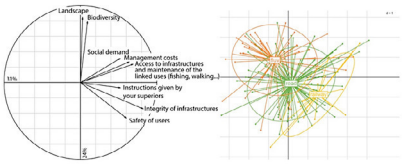
Écologie végétale — DYNARP — Gestion

Perception

Principaux résultats

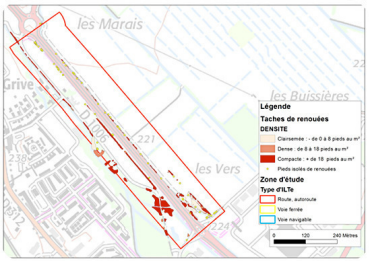
Comment les différents gestionnaires perçoivent-ils les renouées et en quoi cette perception guide-t-elle leur action ?

La perception dépend du profil du gestionnaire, notamment du type d'infrastructure dont il a la charge et de sa connaissance de l'espèce. On note une tendance au découragement des gestionnaires liée à un sentiment d'inefficacité des techniques de gestion.



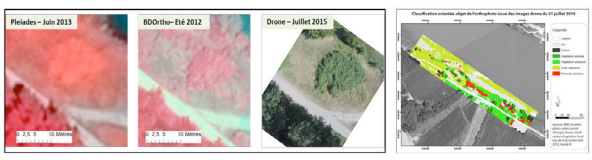
Quels sont les liens entre la forme et la taille des taches, le type d'infrastructure et les modalités de gestion ?

Les formes et dispositions des taches varient selon l'ILTe. La gestion semble avoir tendance à stabiliser la taille des taches.



Quels outils et quelle précision pour la cartographie des renouées par télédétection ?

Les dates des prises de vue disponibles ne sont pas toujours adaptées. Il est possible d'atteindre une très bonne précision de cartographie mais les résultats restent dépendants du site (milieu ouvert ou hétérogène) et du type d'images utilisées (satellite, drone). De plus, les outils ne sont pas encore automatisables.



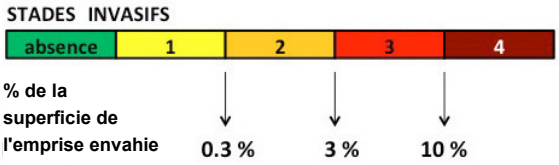
Quels sont les facteurs environnementaux responsables de l'expansion spatiale d'une tache ?

L'augmentation des surfaces est liée à la taille initiale des taches et à la distance à une route ou une rivière (perturbations). La fauche a peu d'influence et la densité en ramets dépend de la taille des taches et de la disponibilité en lumière.

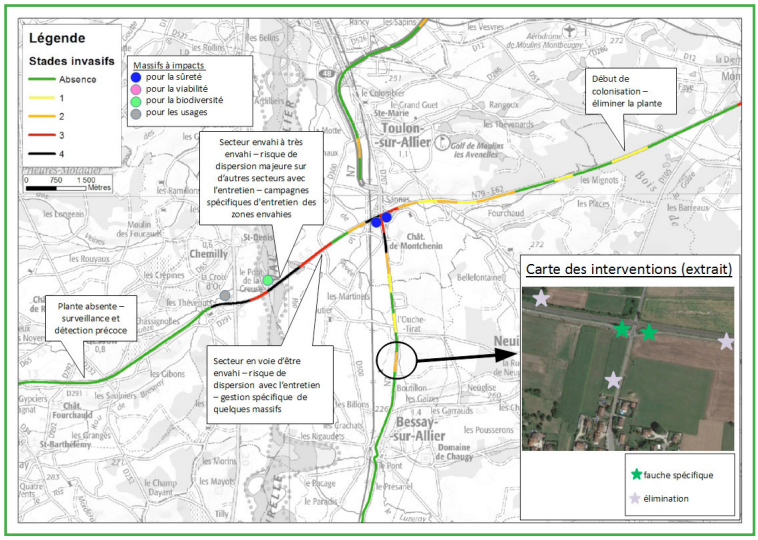
Applications pour la gestion

L'objectif prioritaire de la gestion des renouées asiatiques est d'éviter la dissémination involontaire des renouées par les engins ; cette gestion s'appuie sur un plan d'actions élaboré à partir du niveau d'envahissement des infrastructures.

Indicateur pour caractériser l'invasion



Carte indiquant les niveaux des stades invasifs et la nature des impacts induits par les massifs identifiés



Adaptation de la gestion en fonction des niveaux d'envahissement

absence
- détecter précocement et éliminer rapidement

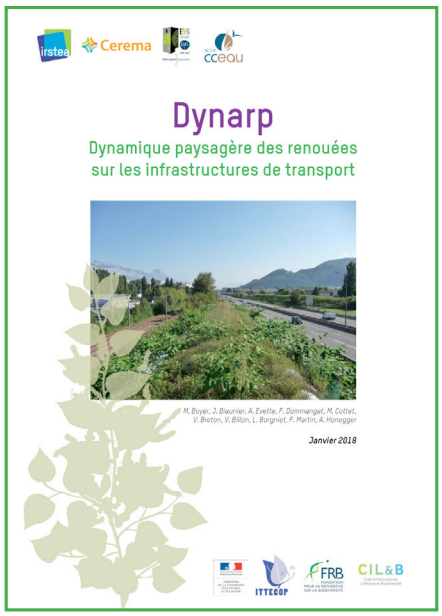
stade 1
- éliminer tous les massifs

stade 2
- éliminer les petits massifs
- contenir ou éliminer les massifs gênants
- éviter les autres

stade 3
- contenir ou éliminer les massifs gênants
- éviter les autres

stade 4
- réaliser un entretien mécanisé et adapté : 1 fauche spécifique au moins mensuelle avec nettoyage immédiat des outils sur un site envahi

Outils mis à disposition des gestionnaires



Un guide à destination des gestionnaires…

… complété par des outils libres de cartographie en ligne (Projet QGIS et un tutoriel vidéo)

http://ittecop.fr/recherches-2014/projets-de-recherche/dynarp.html
https://drive.google.com/drive/folders/1V-GCL5yLj-Ko-BVbG5RgE7WGIxwjObmP

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE

CIL&B
Club Infrastructures Linéaires et Biodiversité

FRB
FONDATION POUR LA RECHERCHE SUR LA BIODIVERSITÉ

ADEME
Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

Contact : andre.evette@irstea.fr