

CONTRÔLER DES RENOUÉES INVASIVES PAR LES TECHNIQUES DE GÉNIE ÉCOLOGIQUE : RETOURS D'EXPÉRIENCE SUR LA RESTAURATION DE BERGES ENVAHIES

Fanny DOMMANGET^{1*}, Vincent BRETON¹, Olivier FORESTIER², Philippe POUPART²,
Nathan DAUMERGUE¹ & André EVETTE¹

¹ UR Ecosystèmes montagnards, Irstea Grenoble, 2 rue de la papétrie, BP 76, 38402 Saint-Martin d'Hères. E-mails: fanny.dommanget@irstea.fr; vincent.breton@irstea.fr; nathan.daumergue@irstea.fr; andre.evette@irstea.fr

² Pôle National des Ressources Génétiques Forestières, Office National des Forêts, Route de Redon, 44290 Guémené-Penfao. E-mails: olivier.forestier@onf.fr; philippe.poupart@onf.fr

* Auteur pour la correspondance

SUMMARY.— *Control of invasive Asian Knotweeds with ecological engineering methods: feedbacks from experimental restoration of invaded riverbanks.*— Considered among the 100 worst invasive species in the world, Asian Knotweeds are spreading in France and Europe. Asian Knotweeds are mostly found along riverbanks, which represent a big issue as these habitats are considered as ecotones and welcome a high biodiversity. The poor efficiency of traditional management methods drives managers to find alternative solutions. Knotweed control through the restoration of a riparian plant community has raised interest and numerous essays have been conducted since these 15 last years. Based on ecological engineering methods, they consist in planting *Salix* cuttings or young seedlings on Knotweed patches. Successes and failures can be observed but no explaining factors are known. This article aims at testing the efficiency of such methods in the light of ten experiments followed from 2011 to 2014. Ten experimental works have been put in place in order to test the efficiency of ecological engineering methods to control Asian Knotweeds. Cuttings of a pioneer riparian species, *Salix viminalis*, have been planted during winter 2011-2012 in order to enhance the development of a competitive plant cover. Rhizomes from half of these experiments have been extracted and exported in order to reduce Knotweed underground biomass. Survival and growth of *Salix* cuttings were facilitated through regular mowing. Vegetative height was measured twice a year from 2012 to 2014 on *Salix* and Knotweeds. Out of problems with Coypu, high *Salix* growth allowed a dense vegetal cover to overgrow Knotweed canopy after two or three years. Mowing could even be stopped on some experimental works. These results show that it is possible to plant a competitive species on Knotweed stand. Data measured on Knotweeds reveal noteworthy effect on their performance. Rhizome extraction has no significant effects on *Salix* success over Knotweeds. Our results are encouraging as they confirm the potential of restoring a native competitive plant cover to control Asian Knotweeds. Coypu impacts and differences observed on *Salix* growth reveal that success of such methods is multifactorial. From a theoretical point of view our experiment illustrates the invasive legacy as Coypu could facilitate Knotweed invasion.

RÉSUMÉ.— Classées parmi les pires espèces exotiques envahissantes de France et d'Europe, les Renouées asiatiques sont en pleine expansion. L'efficacité relative et le coût des techniques de contrôle traditionnelles poussent les praticiens à se tourner vers d'autres solutions. La lutte *via* la restauration d'une ripisylve pérenne a fait l'objet de nombreux essais. Il s'agit le plus souvent du bouturage de Saules ou de la plantation de jeunes arbustes sur des taches de Renouées asiatiques, associés ou non à un prétraitement (fauche, arrachage ou [pose de géotextile](#)). Le présent article se propose de discuter de l'efficacité de ces méthodes à la lueur d'expérimentations menées de 2011 à 2014. Dix placettes expérimentales ont été installées pendant l'hiver 2011-2012 afin de tester l'efficacité du bouturage de Saule des vanniers pour le contrôle des Renouées asiatiques. Une partie de ces placettes a fait l'objet d'un décaissement de surface et des fauches ont été pratiquées. Depuis 2012, un suivi régulier des Saules et des Renouées asiatiques est effectué. Au niveau des Saules, en dehors de problèmes d'herbivorie par les Ragondins, leur croissance rapide a permis d'obtenir un couvert végétal recouvrant les Renouées à partir de la deuxième ou de la troisième année, permettant ainsi de supprimer les fauches sur certaines placettes. Ces résultats prouvent qu'il est possible d'implanter de façon pérenne une espèce compétitrice au sein d'un espace infesté par les Renouées. Le décaissement préalable n'a pas d'effet très sensible sur le succès des Saules vis-à-vis des Renouées. Ce retour d'expérience montre que la restauration d'une communauté végétale arbustive peut réduire significativement la vigueur des Renouées asiatiques. L'abandon de certaines placettes en raison d'une forte pression des Ragondins ainsi que les différences observées sur le rythme de croissance des Saules, témoignent du caractère multifactoriel de la réussite de ce type d'ouvrage de génie écologique. Ces résultats illustrent également les effets de facilitation qu'il peut y avoir entre espèces invasives (ici entre Renouées asiatiques et Ragondins).

Les invasions biologiques sont reconnues au niveau mondial comme une des causes majeures de perte de biodiversité (IUCN, 2011). La gestion des espèces invasives, ou espèces exotiques envahissantes, se traduit par trois grandes stratégies d'interventions, au rapport coût sur efficacité croissant : la prévention, la détection précoce et la gestion à proprement parler (Hobbs & Humphries, 1994 ; Simberloff *et al.*, 2013 ; The Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2015). 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 doit alors être préférée. Elle vise à contenir ou réduire les populations de l'espèce invasive et nécessite bien souvent d'y associer la restauration de la communauté native (Simberloff *et al.*, 2013). En effet, la suppression d'une espèce invasive ne suffit pas toujours à favoriser le retour spontané des espèces natives. Au contraire, cela peut parfois favoriser l'arrivée d'autres espèces invasives (Gaetner *et al.*, 2012). De plus, les invasions biologiques sont souvent le symptôme de la dégradation de l'habitat et pas seulement leur cause (MacDougall & 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 compétitive (Buckley, 2008). La lutte contre les invasives par la compétition a été testée avec succès sur de nombreuses espèces telles que *Phalaris arundinacea* L. aux États-Unis (Perry & Galatowitsch, 2006), *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs à Hawaï (Ammond *et al.*, 2013) ou encore *Alliaria petiolata* (Bieb.) Cavara & Grande aux États-Unis (Martinez & Dornbush, 2013).

D'un point de vue théorique, le rôle de la compétition pour le contrôle des espèces invasives repose sur le concept de similarité limitante (MacArthur & Levins, 1967), en particulier en lien avec la différenciation de niche (Shea & Chesson, 2002). Ce concept prédit que des espèces utilisant les mêmes ressources (nutriments, eau, lumière ou espace) de façon synchrone rencontrent des interactions de compétition plus intenses que des espèces fonctionnellement différentes et vont difficilement coexister (Loreau, 2000). Dans le cadre de la gestion des plantes invasives, le choix des espèces pour la restauration des zones colonisées doit s'inspirer de ces principes afin d'optimiser les chances de reconstituer une communauté végétale qui puisse contraindre le développement de l'exotique (Funk *et al.*, 2008). Les espèces qui vont présenter de bonnes capacités compétitives face aux espèces invasives ciblées, ou aux espèces fonctionnellement proches de celles-ci (entendu ici comme utilisant les mêmes ressources sur une même période de temps), devraient être les plus efficaces pour leur contrôle.

Considérées parmi les cent espèces les plus néfastes du monde, les Renouées asiatiques (*Fallopia* spp.) sont en pleine expansion en Amérique du Nord et en Europe (IUCN, 2011). Elles correspondent à un complexe de trois espèces : la Renouée du Japon, *Fallopia japonica* [Houtt.] Ronse Decraene, la Renouée de Sakhaline, *F. sachalinense* [Schmidt Petrop.] Ronse Decraene et l'hybride entre les deux précédentes la Renouée de Bohême, *F. 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. Les Renouées asiatiques sont des espèces végétales clonales de la famille des Polygonacées. Ce sont des géophytes qui développent un réseau souterrain dense pouvant descendre à plus de deux mètres de profondeur et s'étendre latéralement jusqu'à 20 mètres (Beerling *et al.*, 1994). Au printemps, elles développent des tiges aériennes, les ramets, atteignant trois mètres de hauteur pour *F. japonica* et cinq mètres de hauteur pour *F. sachalinense* (Urgenson *et al.*, 2009), *F. bohemica* présentant quant à elle une morphologie intermédiaire, ses ramets pouvant atteindre quatre mètres de hauteur (Bailey & Wisskirchen, 2006). Leur vitesse de croissance est très élevée. Elle peut atteindre 15 cm par jour (Urgenson *et al.*, 2009), ce qui leur permet de concurrencer les espèces voisines. Les Renouées asiatiques se développent en larges

stations (Bímová *et al.*, 2004) par la croissance et la ramification centrifuge de leur rhizome (Smith *et al.*, 2007). Elles sont présentes dans une grande variété d'habitats, des terrils de mine aux sols alluviaux en passant par les carrières, déchetteries ou zones boisées ouvertes (Beerling *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 *et al.*, 2008 ; Rouifed *et al.*, 2014). Les Renouées asiatiques ont un effet négatif important sur la biodiversité des plantes natives, des invertébrés, ou des oiseaux (Gerber *et al.*, 2008 ; Hajzlerová & Reif, 2014). Leur développement sous forme de communautés monospécifiques (Siemens & Blossey, 2007) inquiète de nombreux gestionnaires. En effet, outre leurs impacts sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes, les Renouées asiatiques posent des problèmes en termes de gestion. Elles peuvent ainsi accroître les risques sur les infrastructures linéaires et notamment les routes en limitant la visibilité, et nuire à la surveillance visuelle des digues, élément essentiel à la sécurité de ces ouvrages.

Les méthodes traditionnelles de gestion des Renouées asiatiques, comme la lutte chimique ou la fauche répétée, ont des résultats mitigés et coûteux (Williams *et al.*, 2010). Certains gestionnaires s'orientent donc vers des solutions alternatives comme la restauration des habitats colonisés. Les dispositifs de restauration utilisent différentes techniques de revégétalisation, tels que le semis d'herbacées, la plantation de jeunes plants ou le bouturage, souvent accompagnées de traitements complémentaires (extraction des rhizomes, bâchage, concassage, traitements chimiques, etc.). Ces techniques sont prometteuses (Lee *et al.*, 2010 ; Delbart *et al.*, 2012) mais très peu de retour d'expériences techniques ni de publications scientifiques testant ou analysant ce type d'essais existent à ce jour.

Un des enjeux pour le contrôle des Renouées asiatiques est donc d'optimiser ces méthodes afin de reconstituer des communautés végétales capables de les réguler.

Dans le cas des Renouées asiatiques, la lumière semble une ressource clé pour leur succès (Dommanget *et al.*, 2013). En effet, Beerling *et al.* (1994) rapportent qu'en situation même modérément ombragée, la croissance des Renouées asiatiques est limitée et leur phénologie précoce leur permet d'atteindre leur maximum de croissance avant le développement complet de la canopée. Dans son aire d'origine, la Renouée du Japon (*F. japonica var japonica*) est une espèce de ripisylve qui colonise également les habitats perturbés comme les décharges ou les linéaires routiers et ferroviaires (Maurel *et al.*, 2013). Ces éléments sur leur écologie et leur présence anecdotique en forêt mature dans les territoires envahis (Schnitzler & Muller, 1998) permettent de penser que la Renouée du Japon est sensible à la compétition pour la lumière. Les espèces végétales les plus aptes à les concurrencer devraient donc posséder les capacités de mettre en place un couvert végétal dense réduisant rapidement et efficacement la lumière disponible pour les Renouées. La manipulation de la lumière par la plantation ou le semis d'espèces arbustives ou arborées a été testée avec succès pour réduire la croissance et la performance de certaines espèces exotiques (Funk & McDaniel, 2010). C'est une pratique courante en foresterie où les choix de gestion, en libérant plus ou moins l'accès à la lumière, peuvent favoriser certains groupes fonctionnels végétaux et, par conséquent, faciliter ou ralentir la régénération des essences forestières (Balandier *et al.*, 2006). Ces méthodes présentent donc un intérêt potentiel pour le contrôle des Renouées asiatiques.

L'objectif de notre étude est de tester en conditions réelles des méthodes de gestion reposant sur le principe de la restauration écologique. S'appuyant sur le cadre théorique de l'écologie des communautés et s'inspirant des retours d'expérience disponibles dans la littérature grise, nous avons testé le potentiel des techniques de restauration écologique dans des zones envahies par les Renouées asiatiques, associées ou non à un traitement préliminaire. Nous avons choisi de tester le potentiel compétitif du Saule des vanniers (*Salix viminalis* L.), une espèce ligneuse de la famille des *Salicaceae*. Son intérêt pour la restauration des zones colonisées par les Renouées asiatiques réside dans ses propriétés de bouturage et de croissance rapide (Wickberg & Ögren, 2004 ; Breton

et al., 2014), qui devrait lui permettre d'installer un couvert végétal diminuant la lumière disponible pour les Renouées asiatiques. En traitement préalable au bouturage, nous avons également testé l'efficacité de l'excavation superficielle des rhizomes de Renouées visant à affaiblir leur système souterrain.

Notre étude s'appuie sur un réseau de 10 placettes expérimentales sur lesquelles ont été implantées des boutures de Saules des vanniers au niveau de zones infestées par les Renouées. Ce dispositif vise à évaluer l'efficacité à la fois du bouturage et de l'excavation des rhizomes pour le contrôle des Renouées asiatiques. Dans cet article, nous présentons une analyse des mesures effectuées et dressons le bilan de cette expérimentation à l'issue des trois premières saisons de végétation, en s'interrogeant sur les succès et les raisons des échecs.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

DÉMARCHE GÉNÉRALE

Nous avons choisi de suivre une démarche « *a minima* » cherchant à réduire la fréquence et le coût des interventions. Ce travail s'intègre ainsi dans l'esprit de l'ingénierie écologique *sensu* Mitsch (2012), c'est-à-dire qu'il vise à « assister l'autoréparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit ». Les interventions anthropiques doivent donc être minimales et les capacités d'auto-organisation des systèmes privilégiées (Erktan, 2013). Dans le cas présent, l'objectif est de réhabiliter les propriétés compétitives de la communauté végétale en initiant le retour d'espèces locales afin de concurrencer les Renouées asiatiques.

CHOIX DE L'ESPÈCE IMPLANTÉE

Nous avons choisi de tester le potentiel compétitif du Saule des vanniers (*Salix viminalis* L.), arbuste de la famille des *Salicaceae* pouvant mesurer de 3 à 10 mètres de hauteur. Cette espèce eurasiatique boréale des alluvions et bords de cours d'eau (Skvortsov, 1999) présente une vitesse de croissance très élevée et est à ce titre fréquemment utilisée pour la production de biomasse en taillis courte rotation ou très courte rotation (Labrecque *et al.*, 1997 ; Guidi Nissim *et al.*, 2013). Son intérêt pour la restauration des zones colonisées par les Renouées asiatiques réside dans la facilité d'introduction de cette espèce dans la communauté grâce au bouturage (plus de 90 % de reprise en général) et dans son potentiel de croissance rapide qui devrait lui permettre d'installer un couvert végétal diminuant la lumière disponible pour les Renouées asiatiques. Cette espèce est présente spontanément dans la zone d'étude.

CHOIX DES SITES EXPÉRIMENTAUX

Les sites étudiés se répartissent au niveau du bassin versant de la Vilaine, au sein des trois départements Loire-Atlantique, Morbihan et Ille-et-Vilaine (Fig. 1). Ils bénéficient d'un climat océanique. Les normales climatiques de la station de Rennes (<http://www.meteofrance.com/climat/france>) indiquent des températures moyennes mensuelles comprises entre 7,9 à 16,4°C et des précipitations annuelles moyennes de 700 mm réparties sur 114 jours.

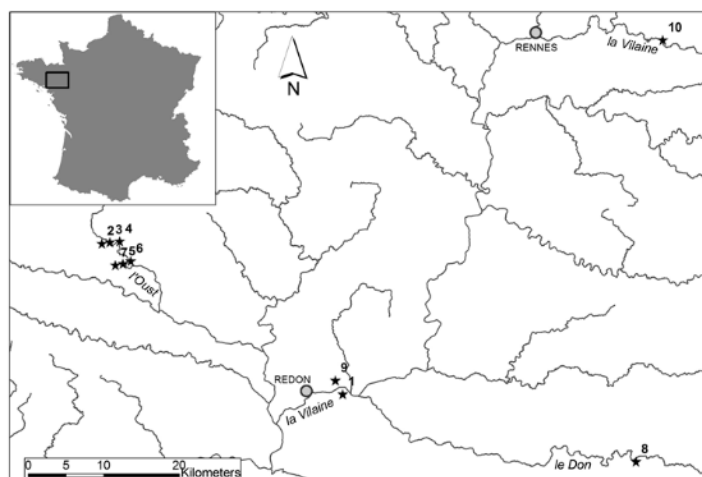


Figure 1. — Carte de localisation des sites d'étude.

L'étape préliminaire de sélection des sites expérimentaux s'est déroulée durant l'été 2011 et s'est basée sur un ensemble de zones présentant des taches de Renouées qui ont été proposées par les gestionnaires locaux. Au total, 72 sites ont été décrits sur la base d'un questionnaire commun donnant les principales conditions de milieux (topographie, végétation environnante, mode de gestion) et les caractéristiques morphologiques de la Renouée (espèce, surface colonisée, hauteur, âge, etc.). Le choix des sites s'est fait sur trois principaux critères : 1) accessibilité du site, 2) homogénéité et dimension suffisante de la tache (au moins 25 m²), 3) accord des propriétaires fonciers et des gestionnaires. Sur les dix sites retenus, huit se situent en conditions alluviales (distance au cours d'eau inférieure à 5 m) ; les deux autres (sites n°8 et n°1) correspondent respectivement à des zones de friches, l'une industrielle, l'autre agricole. Le tableau I présente rapidement les caractéristiques principales des sites d'étude.

TABLEAU I

Descriptif des sites étudiés. Dépt signifie « numéro du département administratif » et NC signifie « non connu ». E fait référence à l'excavation des rhizomes

Commune	Dépt.	N° site	Age de la tache	Environnement biotique et abiotique	Traitement appliqué
St-Nicolas-de-R	44	1	3 – 5 ans	Ancien potager, contre un mur de maison.	E
St-Marcel	56	2	> 5 ans	Berges de cours d'eau, en bordure de bandes enherbées, à proximité d'une parcelle agricole	E
		3			-
		4			-
Malestroit	56	5	> 5 ans	Berges de cours d'eau, en bordure de bandes enherbées, à proximité d'une parcelle agricole	E
		6			E
		7			-
Issé	44	8	NC	Prairie humide, remblai issu d'une friche industrielle	E
Ste-Marie	35	9	> 5 ans	Berge de cours d'eau remaniée, présence d'autres espèces végétales sur la tache de Renouée	-
Servon	35	10	NC	Berge de cours d'eau	E

CHOIX DES TRAITEMENTS

Après une enquête auprès d'une trentaine de gestionnaires ayant testé l'utilisation du génie écologique pour le contrôle des Renouées asiatiques (résultats non publiés), les succès apparaissent proportionnellement plus nombreux lorsqu'une extraction préalable a été effectuée avant l'installation des plants et boutures et le maintien d'une fauche sélective apparaît indispensable. Nous avons donc appliqué systématiquement les fauches sélectives et testé sur une partie de nos placettes expérimentales l'efficacité de l'excavation des rhizomes de Renouées avant la mise en place des boutures de Saule des vanniers. L'excavation appliquée consistait à extraire à l'aide d'une pioche les rhizomes de Renouées asiatiques sur les premiers 50 cm de sol.

DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

À l'automne 2011, des placettes de 20 m² situées sur tout ou partie d'une tache de Renouée asiatique ont été délimitées. Des boutures de Saule des vanniers de 80 cm ont été installées à l'hiver 2011-2012, enterrées de 60 cm à une distance de 40 cm les unes des autres, soit une densité correspondant à 6,25 boutures par m². Les clones utilisés proviennent des bords de Loire et ont été cultivés au Pôle National des Ressources Génétiques Forestières (Office National des Forêts), basé à Guémené Penfao (44). Sur cinq des 10 sites d'études, choisis par tirage aléatoire, le bouturage de Saule a été associé à une excavation des rhizomes de Renouées (cf. ci-dessus). Toutefois, pour le site n°8, la densité du système souterrain des Renouées asiatiques était telle qu'il a été impossible d'enfoncer les boutures de Saule des vanniers et donc de les installer sans prétraitement. Il a fallu extraire les rhizomes de Renouées sur les 50 premiers centimètres de sol, comme pour les sites soumis au traitement d'excavation préalable. Le tableau I récapitule les traitements appliqués à chacun des 10 sites.

Des fauches manuelles prélevant uniquement les ramets de Renouées ont été réalisées en mai / juin et septembre / octobre 2012 et 2013 sur toutes les placettes. En 2014, aucune fauche n'a été appliquée sur les sites n°1 et n°6, les Saules dominant suffisamment les Renouées. Pour les autres sites, les ramets de Renouées asiatiques ont été fauchés en juin.

La présence massive de ragondins sur les sites n°2, 4, 9 et 10 a provoqué des dégâts importants sur les Saules et ces placettes ont du faire l'objet de regarnis de Saule ainsi que d'une mise en défens (grillage plastique semi-enterré) à la fin de l'hiver 2012-2013.

MESURES

Mesures sur les Renouées asiatiques

La hauteur végétative a été évaluée par échantillonnage de cinq ramets sur trois quadrats permanents placés aléatoirement sur chaque placette. Ces cinq ramets/quadrat ont été choisis aléatoirement à chaque printemps et après chaque fauche. Leur hauteur a été définie comme la distance entre le sol et la partie végétative la plus haute (Cornelissen *et al.*, 2003).

La hauteur des ramets a été mesurée en novembre 2011 avant la mise en place des boutures, puis les années suivantes au printemps (mai 2012, mai 2013, juin 2014) et à l'automne (septembre 2012, octobre 2013). Les sites de Saint-Marcel (n° 2, 3, 4) ont malencontreusement été girobroyés en 2011 par l'agriculteur exploitant les parcelles voisines et n'ont donc pas pu faire l'objet de mesures initiales.

Mesures sur les Saules

La mortalité des boutures a été évaluée par comptage des boutures mortes (ragondins ou auto-régulation). Le taux de survie a été évalué en rapportant le nombre de boutures mortes au nombre total de boutures installées sur chaque placette.

La hauteur des Saules (distance entre le sol et la partie végétative la plus haute) a été mesurée sur chacune des boutures à l'aide d'un mètre linéaire.

Les mesures sur les Saules ont été réalisées en 2012 et 2013 en fin de saison de végétation et en 2014 au mois de juin.

RÉSULTATS

BILAN GÉNÉRAL

Sur les dix sites installés début 2012, quatre ont dû être abandonnés, faute d'une croissance et d'un taux de survie suffisants des Saules. Il s'agit des sites n°2, 4, 9 et 10. Les raisons de ces échecs sont à relier aux dégâts des ragondins qui ont consommé les rejets des jeunes boutures, provoquant une forte mortalité. Les regarnis de Saules et les défens installés en 2013 n'ont pas suffi à résoudre ce problème, en particulier sur les sites situés en bordure de rivière (grillages plastiques emportés par les crues).

Pour les six autres sites, le suivi a pu être maintenu. Sur les sites n°1 et 6, la croissance des Saules a été suffisante pour stopper les opérations de fauche sélective fin 2013. Sur les quatre autres sites (n°3, 5, 7 et 8), une seule fauche a été appliquée en 2014. Pour les sites n°7 et 8, l'arrêt des fauches devrait pouvoir être envisagé pour 2015 tandis que sur les deux autres, il est probable que des interventions soient encore nécessaires.

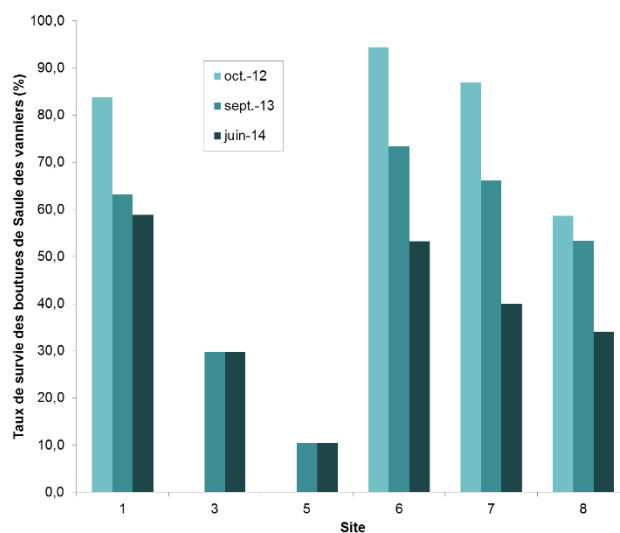


Figure 2.— Taux de survie des boutures de Saule des vanniers (en % du nombre initial de boutures installées sur chaque site) pour les six sites suivis et après les saisons de végétation 2012, 2013 et 2014.

SURVIE ET CROISSANCE DES BOUTURES DE SAULES

La première année, le taux de survie des boutures de Saule variait entre 0 (sites n°3 et 5) et 94 % (site n°6) (Fig. 2). Les sites n°3 et 5 ont été fortement affectés par les ragondins à l'installation. Ils ont fait l'objet de regarnis de Saules la deuxième année ainsi que d'une protection sous la forme d'un grillage plastique, ce qui a permis de conserver respectivement 30 et 10 % des boutures installées sur deux saisons de végétation. À l'exception des sites n° 3 et 5, le taux de survie des boutures diminue au cours des trois saisons de végétation. Il atteint ainsi des valeurs comprises entre 30 et 59 % selon les sites, passant d'une valeur moyenne de 75 % la première année à 45 % en juin 2014 (moyenne calculée sans les sites n°3 et 5).

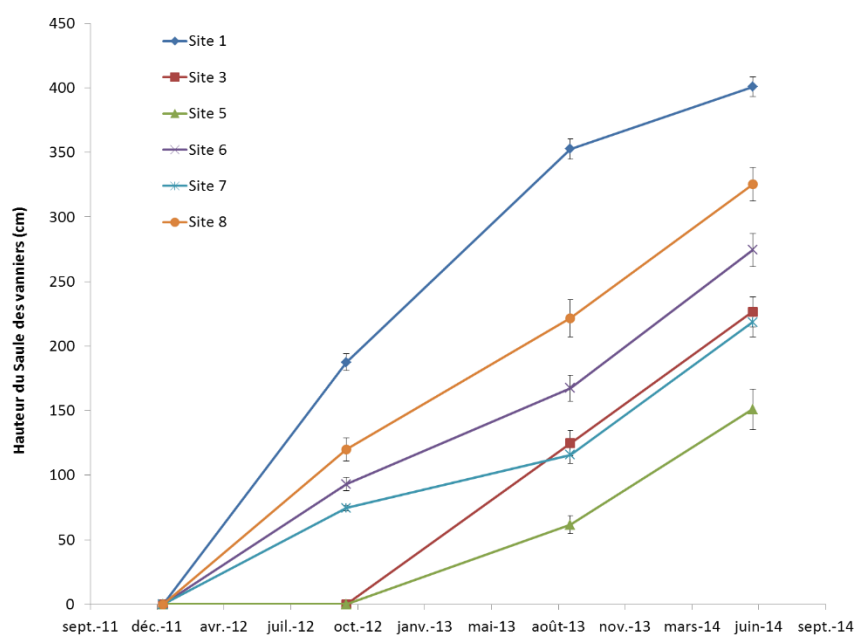


Figure 3.— Évolution de la hauteur végétative des Saules des vanniers en fonction du temps. Les barres représentent l'erreur type.

Les sites n°3 et 7 n'ont pas fait l'objet de l'excavation préalable des rhizomes de Renouée mais ils ne semblent pas présenter un taux de survie plus faible que les sites excavés (n°1, 5, 6 et 8).

Les courbes de croissance en hauteur du Saule des vanniers montrent des différences entre les sites (Fig. 3). Sur le site n°1, les Saules ont une croissance en hauteur plus rapide la première année que sur les autres sites, permettant d'atteindre des valeurs supérieures. Sur ce site, la courbe de croissance s'infléchit la dernière saison, montrant une diminution de la vitesse de croissance en hauteur pouvant correspondre à l'atteinte du plateau de croissance. Sur les cinq autres sites, cette inflexion n'est pas visible, la croissance étant même supérieure en 2014 pour les sites n°5, 6 et 7. Ces trois sites sont situés à quelques dizaines de mètres de distance. Par ailleurs, ces trois sites présentent les hauteurs à 2 ans (hauteurs fin 2013 pour les sites n°6 et 7 et 2014 pour le site n°5) les plus faibles en comparaison des autres sites. Sur le site 3, regarni en boutures en 2013, la hauteur des Saules en 2014 est comparable à celles des Saules du site 8 après deux saisons de végétation.

Ici encore les sites excavés (n°1, 5, 6 et 8) ne se démarquent pas des autres en ce qui concerne la croissance des boutures de Saule.

PREMIERS RÉSULTATS SUR LES RENOUÉES

Les fluctuations intra-annuelles de hauteurs de Renouées asiatiques montrent qu'elles sont presque systématiquement moins hautes en fin de saison qu'en début (Fig. 4). Les fauches réduisent donc leur hauteur à l'échelle d'une année. En revanche, aucune tendance à la baisse n'est observable sur les trois saisons de végétation, hormis pour les sites n°3 et 5. Sur le site n°1, si les hauteurs de Renouées mesurées après installation du dispositif sont plus faibles que les hauteurs mesurées en novembre 2011, aucune réduction ne peut être constatée entre 2012 et 2014. Sur tous les sites hormis le site n°7, la hauteur du Saule dépasse la hauteur maximale de la Renouée (valeur moyenne la plus haute sur les mesures effectuées représentée par la ligne discontinue noire sur la Fig. 4) dès la deuxième saison de végétation.

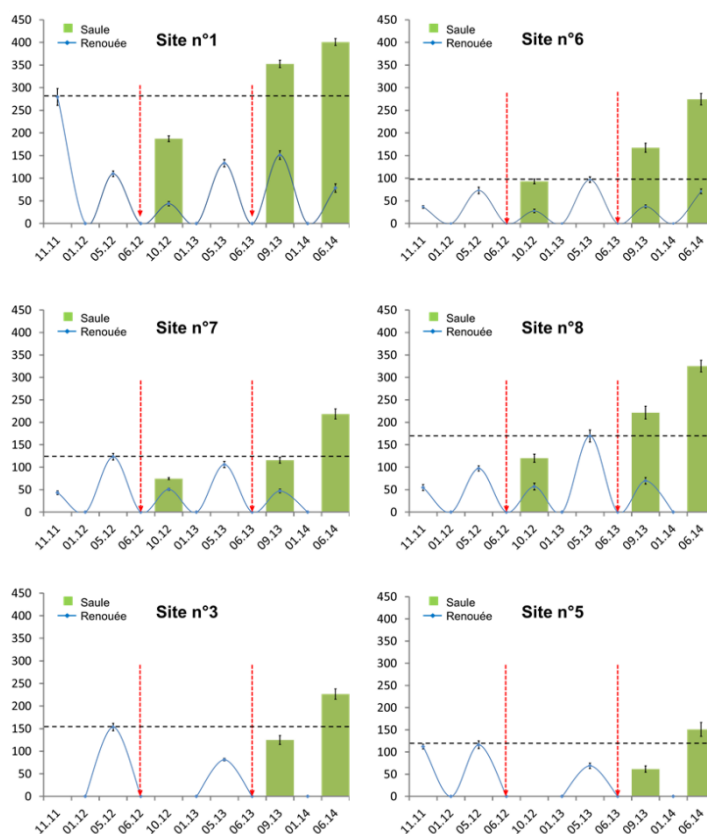


Figure 4.— Comparaison des hauteurs (cm) du Saule et de la Renouée asiatique en fonction du temps. Les flèches rouges verticales situent les fauches printanières et la ligne noire discontinue la hauteur moyenne maximale atteinte sur les trois saisons de végétation.

Sur le site n°1, le Saule atteint une hauteur supérieure à celle de la Renouée asiatique dès la première année et la domine largement dès la deuxième année, avec une hauteur moyenne de 3,52 m (+/- 0,08) contre 1,51 m (+/- 0,10) pour la Renouée en septembre 2013. Sur ce site, les fauches semblent maintenir les Renouées asiatiques à une hauteur inférieure à leur hauteur initiale mesurée

en novembre 2011. Malgré l'arrêt de la fauche fin 2013, les Renouées semblent ne pas avoir récupéré leur vigueur initiale.

Sur le site n°6, pour lequel les fauches ont également été arrêtées fin 2013, les observations montrent que le Saule atteint une hauteur équivalente à celle de la Renouée la première année et dès la deuxième année, il la domine de plus de deux mètres. L'arrêt des fauches fin 2013 ne se traduit pas par une reprise de vigueur, la hauteur des Renouées asiatiques mesurée en juin 2014 restant inférieure aux valeurs atteintes aux printemps 2012 et 2013.

Sur les sites n°7 et 8, le Saule domine moins largement la Renouée asiatique, même si sa hauteur moyenne est chaque année supérieure à celle de la Renouée. Ainsi à l'issue de la deuxième saison de végétation, le Saule atteint 1,16 m (+/- 0,07) pour le site n°7 et 2,22 m (+/- 0,14) pour le site n°8, dépassant la taille de la Renouée (respectivement 0,47 m (+/- 0,04) et 0,70 m (+/- 0,07)).

Sur les sites n°3 et 5, qui ont subi de forts dégâts par les ragondins, les boutures survivantes dépassent les hauteurs maximales de la Renouée (mesurées au printemps 2012 pour les deux sites) de presque 50 % pour le site n°3 et de 30 % pour le site n°5 après deux saisons de végétation.

DISCUSSION

MALGRÉ LES RENOUÉES, LES BOUTURES ONT BIEN REPRIS

En dehors des sites affectés par les ragondins, les boutures de Saules ont pu survivre et produire des rejets sur des zones où les Renouées asiatiques étaient présentes depuis plusieurs années et bien implantées. Ainsi pour les sites n°1, 6 et 7, les reprises avoisinent les 90 %, ce qui est conforme à celles observées sur des berges non envahies (Wickberg & Ögren, 2004 ; Breton *et al.*, 2014). Ce fort taux de reprise mesuré sur nos placettes expérimentales permet de confirmer les résultats d'une étude réalisée en conditions contrôlées et mettant en évidence un effet phytotoxique des Renouées sur le Saule des vanniers se traduisant par un ralentissement de la croissance mais n'affectant pas le taux de reprise (Dommanget *et al.*, 2014). Ainsi, en conditions réelles et avec des Renouées plus anciennes et plus vigoureuses, les Saules ont repris et ont même exprimé une croissance suffisante pour leur permettre de dépasser la hauteur des Renouées.

LA SURVIE INITIALE DES BOUTURES DÉPEND ESSENTIELLEMENT DE LA PRESSION D'HERBIVORIE PAR LE RAGONDIN

Le taux de survie des boutures est globalement élevé. Les fortes mortalités rencontrées sur certains sites peuvent être expliquées par la prédation des ragondins dont les dégâts ont pu être constatés sur le terrain. Le Saule des vanniers est en effet reconnu comme faisant partie des espèces de Salicacées appétentes pour le ragondin (Breton *et al.*, 2014). En revanche, dès lors qu'elles ont réussi à survivre et à reprendre, les boutures se sont maintenues l'année suivante, semblant moins appétentes pour les rongeurs. La première année paraît donc être une phase critique pour la mise en place des ouvrages et souligne l'importance d'une protection vis-à-vis de l'herbivorie. Cet exemple illustre l'interaction parfois complexe qu'il peut y avoir entre deux espèces invasives. Dans notre cas, le ragondin, espèce exotique envahissante également classée parmi les 100 invasives les plus menaçantes au monde (IUCN 2011), en réduisant le taux de reprise des boutures, semble encourager le développement des Renouées asiatiques. Ce constat soutiendrait la théorie de l'« invasional meltdown » (Simberloff & Von Holle, 1999), effondrement en cascade lié aux invasions, qui propose que des interactions de facilitation entre espèces invasives favorisent mutuellement leur succès. Des exemples de facilitation entre plantes et mammifères invasifs existent dans la littérature scientifique (Bourgeois *et al.*, 2005 ; López-Darias & Nogales, 2008 ; Wood *et al.*, 2015), mais aucun ne s'intéresse spécifiquement à l'interaction entre le ragondin et les Renouées asiatiques.

LA MAXIMISATION DE LA DENSITÉ DES BOUTURES PERMET LA MISE EN PLACE RAPIDE D'UN COUVERT VÉGÉTAL DENSE ET INDUIT UN PROCESSUS D'AUTORÉGULATION

Par ailleurs, l'évolution sur plusieurs saisons de végétation du taux de survie des boutures révèle une augmentation de la mortalité. Un processus de régulation semble se mettre en place au fur et à mesure du développement végétatif des Saules. Ce phénomène de régulation de la densité est documenté depuis les années 60 dans la littérature scientifique (Yoda *et al.*, 1963) et chez les Saules depuis le développement de leur intérêt pour les taillis à courte rotation (par exemple Hytönen, 1995 sur *Salix aquatica* ; Verwijst, 1996 sur *Salix viminalis* ; Bullard *et al.*, 2002 sur *Salix viminalis* et *Salix x dasyclados*). Ce processus d'« auto-éclaircie » (« self-thinning » en anglais) a donné lieu au patron de « rendement final constant » (Weiner & Freckleton, 2010) qui lie la biomasse par unité de surface à la densité. Cette loi postule que la biomasse produite par unité de surface augmente avec la densité jusqu'à atteindre un plateau. Ce plateau est atteint lorsque les plants entrent en compétition et la régulation débute par une éclaircie des tiges des plants puis par la mortalité des plants les plus faibles (Bullard *et al.*, 2002 ; Weiner & Freckleton, 2010). Chez les Saules, ce patron a été observé pour la biomasse par surface mais également pour d'autres variables comme la fermeture de la canopée. La fermeture de la canopée est un déterminant particulièrement étudié pour la culture des Saules car ces espèces ne peuvent concurrencer et dominer les plantes voisines que par la mise en place rapide d'un couvert végétal dense (Bergkvist & Ledin, 1998). Il apparaît ainsi qu'une forte densité de bouturage permet le développement rapide d'un couvert végétal dense et facilite leur survie et leur succès végétatif (Bergkvist & Ledin, 1998). Le phénomène d'autorégulation affecte la densité mais n'affecte pas le maintien d'une canopée fermée, le développement du houppier de chaque individu compensant la mortalité (Long & Vacchiano, 2014). Sur nos sites expérimentaux, l'auto-éclaircie qui intervient dès la deuxième année est d'autant plus importante que le taux de survie initial des boutures est élevé. Cela signifie que la densité de bouturage choisie a permis d'atteindre, dès le départ, la capacité de production de biomasse maximale de la zone bouturée et donc d'optimiser, dès la première année, la mise en place d'un couvert végétal fermé. Le choix expérimental d'une forte densité initiale de bouturage était donc pertinent car il a permis d'atteindre rapidement l'objectif recherché, à savoir la restauration d'un couvert limitant la lumière disponible pour les Renouées asiatiques.

LE SUCCÈS D'UN OUVRAGE DE RESTAURATION POUR LE CONTRÔLE DES INVASIVES DÉPEND DE CONTRAINTES MULTIFACTORIELLES

Les trois années de recul sur cette expérimentation montrent que le succès de la mise en place d'une telle stratégie de gestion, utilisant les propriétés compétitives d'organismes vivants, dépend de contraintes multifactorielles. Sur les dix placettes installées, quatre ont dû être abandonnées, du fait de la mortalité importante des boutures de Saule. Cette forte mortalité peut être expliquée par des facteurs écologiques de type trophique comme la présence massive de ragondins, de type édaphique comme un substrat peu favorable au développement des Saules (sites sur remblais de tout venant) ou étant liés au fort recouvrement initial par d'autres espèces végétales (ronces, orties, etc.) entrant en compétition avec les boutures de Saule. En particulier sur le site n°9 de Sainte-Marie, la placette expérimentale était située sur une berge au substrat manifestement remanié (remblai encore visible) où la communauté végétale en place était bien implantée. Par ailleurs, les mises en défens installées sur ces quatre placettes la deuxième année ont été emportées par les crues ou ont subi des dégradations d'origine anthropique (vol, vandalisme). Cela met en lumière les contraintes érosives que peuvent subir les ouvrages situés en bas de berge qui peuvent constituer une cause d'échec. L'acceptation sociale d'une intervention est également un facteur majeur de succès des opérations de gestion (Bremner & Park, 2007). La problématique des espèces invasives n'est pas toujours bien connue de tous les acteurs, en particulier du grand public et les interventions de gestion peuvent rencontrer des oppositions de la part de défenseurs de l'espèce

cible (Hulme, 2006). La pertinence de la restauration d'une communauté végétale monospécifique comme celle que nous avons implantée se pose et soulève la question de la valeur ajoutée en termes de biodiversité de telles communautés. En ce qui concerne les Saules, il a été montré qu'ils hébergeaient une forte diversité animale (Newsholme, 1992 ; Cavallé *et al.*, 2013), contrairement aux Renouées asiatiques qui impactent la végétation native et les réseaux trophiques qui en dépendent (Maerz *et al.*, 2005 ; Kappes *et al.*, 2007 ; Siemens & Blossey, 2007 ; Gerber *et al.*, 2008).

CONCLUSION

L'élaboration et la mise en place des expériences devait répondre à des conditions de terrain contraignantes : forme particulière des taches de Renouées souvent contraintes spatialement (route, cours d'eau) et discontinues, hétérogénéité des conditions écologiques (sol, lumière). Ces difficultés nous ont obligés à constituer un dispositif expérimental comportant plusieurs sites de faible surface et qui ne pouvaient pas comporter plusieurs répétitions. L'avantage est de pouvoir se baser sur des situations différentes et d'évaluer plus largement la portée des résultats que s'il s'agissait d'un seul site, d'autant que les six placettes étaient situées dans des contextes différents (alluvial, friche agricole ou industrielle). L'inconvénient est que ce plan d'expérience se prête mal aux analyses statistiques classiques de type ANOVA. Ainsi l'impact réel du Saule sur la vigueur des Renouées asiatiques n'a pas parfaitement été mis en évidence. En revanche, il est clairement établi que l'installation pérenne de Saules au niveau d'un espace infesté de Renouée est possible, ce résultat ayant été observé sur plusieurs de nos sites expérimentaux. Les quelques échecs ne peuvent être imputés qu'à des facteurs extérieurs à l'expérience (dégâts de ragondins principalement). Il semble également admis que des interventions sur la Renouée sont nécessaires au moment de l'installation des Saules et les premières années suivant cette installation. Pour les raisons évoquées précédemment, il n'était pas possible d'établir statistiquement un effet négatif du décaissement sur la vigueur des Renouées. Sur un site d'étude, nous avons tout de même observé qu'une densité trop forte de rhizomes de Renouée dans le sol empêchait l'installation des boutures de Saules. Sur la base de cette simple observation, et de la tendance qui se dégage dans les autres sites étudiés, nous conseillons cette étape préalable d'extraction des rhizomes. Sur les premières années, les fauches régulières des Renouées sont également recommandées. Le niveau de croissance aussi bien des Saules que des Renouées va déterminer l'intensité et la durée de ces interventions. Sur un site, ces fauches n'auront été nécessaires que sur une année. Pour la plupart, il aura fallu attendre la deuxième voire la troisième année avant de pouvoir les arrêter.

Enfin, il conviendra de continuer le suivi de ces expériences afin d'évaluer l'impact des Saules sur les Renouées sur le long terme. Cet impact n'est pas encore clairement établi, et cela s'explique surtout par des conditions expérimentales qui n'ont pas permis d'évaluer précisément le rapport de compétition entre les deux espèces. On peut déjà observer que dans les sites où la hauteur des Saules est la plus importante, la Renouée est encore bien présente. Il est clair que cette technique de lutte contre la Renouée peut permettre de limiter significativement sa vigueur et sa capacité d'expansion ; il apparaît en revanche peu probable qu'elle puisse l'éliminer complètement.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier la DREAL Pays de la Loire et Irstea qui ont financé ce projet et Jacques Haury pour son soutien. Ils remercient également Magali Bréhé, dont l'aide a très été précieuse dans toute la première phase de ce projet. Les auteurs tiennent également à remercier les gestionnaires de cours d'eau et les propriétaires fonciers sollicités au cours de l'enquête et qui nous ont prêté leur terrain.

RÉFÉRENCES

- AMMONDT, S.A., LITTON, C.M., ELLSWORTH, L.M. & LEARY, J.K. (2013).— Restoration of native plant communities in a Hawaiian dry lowland ecosystem dominated by the invasive grass *Megathyrsus maximus*. *Appl. Veget. Sci.*, 16: 29-39.
- BAILEY, J. & WISSKIRCHEN, R. (2006).— The distribution and origins of *Fallopia x bohemica* (Polygonaceae) in Europe. *Nord. J. Bot.*, 24: 173-199.
- BALANDIER, P., COLLET, C., MILLER, J.H., REYNOLDS, P.E. & ZEDAKER, S.M. (2006).— Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. *Forestry*, 79: 3-27.
- BEERLING, D.J., BAILEY, J.P. & CONOLLY, A.P. (1994).— Biological flora of the British Isles - *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene (*Reynoutria japonica* Houtt.; *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.). *J. Ecol.*, 82: 959-979.
- BERGKVIST, P. & LEDIN, S. (1998).— Stem biomass yields at different planting designs and spacings in willow coppice systems. *Biomass and Bioenergy*, 14: 149-156.
- BÍMOVÁ, K., MANDÁK, B. & KAŠPAROVÁ, I. (2004).— How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility? *J. Veget. Sci.*, 15: 495-504.
- BOURGEOIS, K., SUEHS, C.M., VIDAL, E. & MEDAIL, F. (2005).— Invasional meltdown potential: facilitation between introduced plants and mammals on French Mediterranean islands. *Ecoscience*, 12: 248-256.
- BREMNER, A. & PARK, K. (2007).— Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. *Biol. Conserv.*, 139: 306-314.
- BRETON, V., FORESTIER, O., GUINDON, O. & EVETTE, A. (2014).— Ecological restoration under pressure from invasive animal species: use of Salicaceae cuttings in a river bank overrun by coypu *River Res. and Applic.*, 30: 10.
- BUCKLEY, Y.M. (2008).— The role of research for integrated management of invasive species, invaded landscapes and communities. *J. Appl. Ecol.*, 45: 397-402.
- BULLARD, M.J., MUSTILL, S.J., MCMILLAN, S.D., NIXON, P.M.I., CARVER, P. & BRITT, C. (2002).— Yield improvements through modification of planting density and harvest frequency in short rotation coppice *Salix* spp. - 1. Yield response in two morphologically diverse varieties. *Biomass and Bioenergy*, 22: 15-25.
- CAVAILLÉ, P., DOMMANGET, F., DAUMERGUE, N., LOUCOUGARAY, G., SPIEGELBERGER, T., TABACCHI, E. & EVETTE, A. (2013).— Biodiversity assessment following a naturalness gradient of riverbank protection structures in French prealps rivers. *Ecol. Engineering*, 53: 23-30.
- CORNELISSEN, J.H.C., LAVOREL, S., GARNIER, E., DÁ-AZ, S., BUCHMANN, N., GURVICH, D.E., REICH, P.B., TER STEEGE, H., MORGAN, H.D., VAN DER HEIJDEN, M.G.A., PAUSAS, J.G. & POORTER, H. (2003).— A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Austral. J. Bot.*, 51: 335-380.
- DELBART, E., MAHY, G., WEICKMANS, B., HENRIET, F., CRÉMER, S., PIERET, N., VANDERHOEVEN, S. & MONTY, A. (2012).— Can land managers control Japanese knotweed? Lessons from control tests in Belgium. *Envir. Manage.*, 50: 1089-1097.
- DOMMANGET, F., EVETTE, A., SPIEGELBERGER, T., GALLET, C., PACÉ, M., IMBERT, M. & NAVAS, M.L. (2014).— Differential allelopathic effects of Japanese knotweed on willow and cottonwood cuttings used in riverbank restoration techniques. *J. Envir. Manage.*, 132: 71-78.
- DOMMANGET, F., SPIEGELBERGER, T., CAVAILLÉ, P. & EVETTE, A. (2013).— Light availability prevails over soil fertility and structure in the performance of Asian knotweeds on riverbanks: new management perspectives. *Envir. Manage.*, 52.
- ERKTAN, A. (2013).— *Interactions entre composition fonctionnelle de communautés végétales et formation des sols dans des lits de ravines en cours de restauration écologique*. Thèse de Doctorat, Université de Grenoble.
- FUNK, J.L., CLELAND, E.E., SUDING, K.N. & ZAVALETA, E.S. (2008).— Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *TREE*, 23: 695-703.
- FUNK, J.L. & MCDANIEL, S. (2010).— Altering light availability to restore invaded forest: the predictive role of plant traits. *Restor. Ecol.*, 18: 865-872.
- GAETNER, M., FISHER, J.L., SHARMA, G.P. & ESLER, K.J. (2012).— Insights into invasion and restoration ecology: time to collaborate towards a holistic approach to tackle biological invasions. *Neobiota*, 12: 57-76.
- GERBER, E., KREBS, C., MURRELL, C., MORETTI, M., ROCKLIN, R. & SCHAFFNER, U. (2008).— Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biol. Conserv.*, 141: 646-654.
- GUIDI NISSIM, W., PITRE, F.E., TEODORESCU, T.I. & LABRECQUE, M. (2013).— Long-term biomass productivity of willow bioenergy plantations maintained in Southern Quebec, Canada. *Biomass and Bioenergy*, 56: 361-369.
- HAJZLEROVÁ, L. & REIF, J. (2014).— Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria* spp. *Biologia (Poland)*, 69: 247-253.

- HOBBS, R.J. & HUMPHRIES, S.E. (1994).— An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conserv. Biol.*, 9: 761-770.
- HULME, P.E. (2006).— Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *J. Appl. Ecol.*, 43: 835-847.
- HYTÖNEN, J. (1995).— Ten-year biomass production and stand structure of *Salix 'aquatica'* energy forest plantation in Southern Finland. *Biomass and Bioenergy*, 8: 63-71.
- IUCN (2011).— *Invasive species*. IUCN.
- KAPPEL, H., LAY, R. & TOPP, W. (2007).— Changes in different trophic levels of litter-dwelling macrofauna associated with Giant knotweed invasion. *Ecosystems*, 10: 734-744.
- LABRECQUE, M., TEODORESCU, T.I. & DAIGLE, S. (1997).— Biomass productivity and wood energy of *Salix* species after 2 years growth in sric fertilized with wastewater sludge. *Biomass and Bioenergy*, 12: 409-417.
- Lee, C.S., Cho, Y.C., Shin, H.C., Kim, G.S. & Pi, J.H. (2010).— Control of an invasive alien species, *Ambrosia trifida* with restoration by introducing willows as a typical riparian vegetation. *J. Ecol. & Field Biol.*, 33: 157-164.
- LONG, J.N. & VACCHIANO, G. (2014).— A comprehensive framework of forest stand property-density relationships: perspectives for plant population ecology and forest management. *Ann. Forest Sci.*, 71: 325-335.
- LÓPEZ-DARIAS, M. & NOGALES, M. (2008).— Effects of the invasive Barbary ground squirrel (*Atlantoxerus getulus*) on seed dispersal systems of insular xeric environments. *J. Arid Envir.*, 72: 926-939.
- LOREAU, M. (2000).— Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos*, 91: 3-17.
- MACARTHUR, R. & LEVINS, R. (1967).— The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am. Nat.*, 101: 377-385.
- MACDOUGALL, A.S. & TURKINGTON, R. (2005).— Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology*, 86: 42-55.
- MAERZ, J.C., BLOSSEY, B. & NUZZO, V. (2005).— Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. *Biodiv. & Conserv.*, 14: 2901-2911.
- MARTINEZ, J.A. & DORNBUSH, M.E. (2013).— Use of a native matrix species to facilitate understory restoration in an overbrowsed, invaded woodland. *Invasive Plant Sci. & Manage.*, 6: 219-230.
- MAUREL, N., FUJIYOSHI, M., MURATET, A., PORCHER, E., MOTARD, E., GARGOMINY, O. & MACHON, N. (2013).— Biogeographic comparisons of herbivore attack, growth and impact of Japanese knotweed between Japan and France. *J. Ecol.*, 101: 118-127.
- MITSCH, W.J. (2012).— What is ecological engineering? *Ecol. Engineer.*, 45: 5-12.
- NEWSHOLME, C. (1992).— *Willows: the genus Salix*. Batsford, London.
- PERRY, L.G. & GALATOWITSCH, S.M. (2006).— Light competition for invasive species control: a model of cover crop-weed competition and implications for *Phalaris arundinacea* control in sedge meadow wetlands. *Euphytica*, 148: 121-134.
- ROUIFED, S., PIOLA, F. & SPIEGELBERGER, T. (2014).— Invasion by *Fallopia* spp. in a French upland region is related to anthropogenic disturbances. *Basic & Appl. Ecol.*, 15: 435-443.
- SCHNITZLER, A. & MULLER, S. (1998).— Écologie et biogéographie de plantes hautement invasives en Europe: les renouées géantes du Japon (*Fallopia japonica* et *F. sachalinensis*). *Rev. Ecol.(Terre et Vie)*, 53: 3-39.
- SHEA, K. & CHESSON, P. (2002).— Community ecology theory as a framework for biological invasions. *TREE*, 17: 170-176.
- SIEMENS, T.J. & BLOSSEY, B. (2007).— An evaluation of mechanisms preventing growth and survival of two native species in invasive Bohemian knotweed (*Fallopia x bohemica*, Polygonaceae). *Amer. J. Bot.*, 94: 776-783.
- 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. & VILÀ, M. (2013).— Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *TREE*, 28: 58-66.
- SIMBERLOFF, D. & VON HOLLE, B. (1999).— Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1: 21-32.
- Skvortsov, A.K. (1999).— *Willows of Russia and adjacent countries. Taxonomical and geographical revision*. University of Joensuu, Finland.
- SMITH, J.M.D., WARD, J.P., CHILD, L.E. & OWEN, M.R. (2007).— Simulation model of rhizome networks for *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) in the United Kingdom. *Ecol. Modell.*, 200: 421-432.
- THE SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2015).— *Convention on biological diversity*.
- TIÉBRÉ, M.S., SAAD, L. & MAHY, G. (2008).— Landscape dynamics and habitat selection by the alien invasive *Fallopia* (Polygonaceae) in Belgium. *Biodiv. & Conserv.*, 17: 2357-2370.
- URGENSEN, L.S., REICHARD, S.H. & HALPERN, C.B. (2009).— Community and ecosystem consequences of Giant knotweed (*Polygonum sachalinense*) invasion into riparian forests of western Washington, USA. *Biol. Conserv.*, 142: 1536-1541.

- Verwijst, T. (1996).— Cyclic and progressive changes in short-rotation willow coppice systems. *Proceedings of the 1994 conference on modelling short rotation forestry growth*, 11: 161-165.
- WEINER, J. & FRECKLETON, R.P. (2010).— Constant final yield. *Ann. Rev. Ecol., Evol. Syst.*, pp. 173-192.
- WICKBERG, J. & ÖGREN, E. (2004).— Interrelationships between water use and growth traits in biomass-producing willows. *Trees*, 18: 70-76.
- WILLIAMS, F., ESCHEN, R., HARRIS, A., DJEDDOUR, D.H., PRATT, C., SHAW, R., VARIA, S., LAMONTAGNE-GODWIN, J., THOMAS, S.E. & MURPHY, S.T. (2010).— *The economic cost of invasive non-native species on Great Britain*. CABI.
- WOOD, J.R., DICKIE, I.A., MOELLER, H.V., PELTZER, D.A., BONNER, K.I., RATTRAY, G. & WILMSHURST, J.M. (2015).— Novel interactions between non-native mammals and fungi facilitate establishment of invasive pines. *J. Ecol.*, 103: 121-129.
- YODA, K., KIRA, T., OGAWA, H. & HOZUMI, H. (1963).— Self-thinning in overcrowded pure stands under cultivated and natural conditions. *J. Biol. Osaka City Univ.*, 14: 29.