

Évaluation de la vulnérabilité des ripisylves de la vallée du Doubs aux plantes exotiques envahissantes

par Corentin Nicod et Marc Vuillemenot

Corentin Nicod, 33 avenue Jean Moulin, F-90000 Belfort

Courriel : nicod.corentin@orange.fr

Marc Vuillemenot, Conservatoire botanique national de Franche-Comté - Observatoire régional des Invertébrés, 7 rue Voirin, F-25000 Besançon

Courriel : marc.vuillemenot@cbnfc.org

Résumé – La présente étude se propose d’apporter des précisions sur la vulnérabilité de deux ripisylves de la vallée du Doubs, la saulaie blanche *Salicetum albae* et l’aulnaie-frênaie *Aegopodio – Fraxinetum*, aux espèces végétales exotiques envahissantes. De par l’analyse de 90 sites situés le long du Doubs, les résultats obtenus montrent que, pour le *Salicetum albae*, les ripisylves de meilleure qualité écologique sont plus envahies que les ripisylves dégradées. Pour l’*Aegopodio – Fraxinetum*, il n’y a pas de différence de niveau d’envahissement, quelle que soit la qualité écologique de l’habitat. Ces résultats mettent en avant qu’une amélioration de la connectivité hydraulique entre le cours d’eau et ses annexes peut rendre les ripisylves davantage vulnérables à la colonisation par des espèces exotiques. La mise en place d’un réseau de surveillance post-travaux de restauration est donc primordiale afin de prévenir l’envahissement par des espèces exotiques.

Mots-clés : vallée du Doubs, ripisylves, espèces végétales exotiques, envahissement, vulnérabilité, qualité écologique.

Référentiel utilisé : Taxref v10 (Gargominy *et al.*, 2016)

La réalisation de ce travail a été rendue possible grâce au soutien financier de l’Agence de l’eau Rhône Méditerranée Corse, du Conseil régional de Bourgogne - Franche-Comté, des Conseils départementaux du Doubs et du Jura et avec l’aide de l’Établissement public territorial du bassin Saône et Doubs.

Contexte général

Les invasions biologiques sont reconnues comme l’un des problèmes environnementaux les plus sérieux à l’échelle mondiale (Mack *et al.*, 2000). Les espèces exotiques envahissantes représentant la seconde cause d’érosion de la biodiversité (Simberloff, 2003), les dis-

ciplines de l’écologie des invasions et de la biologie de la conservation sont étroitement liées. S’intéresser particulièrement aux organismes exotiques envahissants est donc primordial lors de l’établissement de plans de gestions et d’actions en faveur de certaines espèces et habitats. Néanmoins, toutes les régions et tous les habitats ne sont pas envahis dans les mêmes proportions, suggérant que certains habitats sont plus vulnérables aux invasions que d’autres (Chytrý *et al.*, 2008 ; Affre *et al.*, 2010). Les écosystèmes riverains alluviaux sont particulièrement sensibles aux invasions végétales. La connectivité hydraulique des zones riveraines au sein du réseau hydrographique favorise la dispersion des espèces

introduites (Parendes & Jones, 2000 ; Tabacchi *et al.*, 2005). La fréquence élevée de perturbations hydrologiques naturelles (créant des ouvertures, libérant de l’espace, des ressources et altérant les interactions entre espèces) permet une réinitialisation des successions végétales ce qui fournit des opportunités pour la colonisation, l’installation et le développement d’espèces végétales exotiques envahissantes (Schnitzler *et al.*, 2007 ; Stokes, 2008). De plus, la pression anthropique s’exerçant sur ces écosystèmes riverains alluviaux augmente la capacité des espèces végétales exotiques envahissantes (EVEE) à se disperser et à s’établir dans ces milieux (Richardson *et al.*, 2007). Les EVEE sont donc une

menace importante pour la conservation des habitats alluviaux.

Le contrat de rivière « vallée du Doubs et territoires associés »

Porté par l'Établissement public territorial du bassin Saône et Doubs (EPTB Saône et Doubs), le contrat de rivière « Vallée du Doubs et territoires associés » est un programme d'intervention dans le domaine de l'eau sur le bassin versant du Doubs, de la frontière suisse à Bremoncourt (25) jusqu'à sa confluence avec la Saône à Verdun-sur-le-Doubs (71). Ce territoire est découpé en cinq sous-bassins (figure 1). Il concerne 290 km de linéaire de la rivière Doubs, compris entre 175 et 420 m d'altitude.

Le programme d'actions 2014-2020 lié au contrat de rivière est décliné en trois grands axes :

- préserver et restaurer les fonctionnalités morphologiques des cours d'eau,
- améliorer la qualité des eaux,
- communiquer et sensibiliser autour des problématiques de l'eau.

Dans le cadre du premier axe, un objectif majeur du contrat de rivière est de restaurer les continuités écologiques sur les berges des cours d'eau. Cependant, lorsque l'on s'intéresse concrètement à l'amélioration de la qualité des berges (trame verte), la confrontation avec des populations d'espèces végétales exotiques envahissantes est inévitable. En ce sens, le Conservatoire botanique national de Franche-Comté - Observatoire régional des Invertébrés (CBNFC-ORI), coordinateur régional pour la connaissance et la lutte contre les espèces

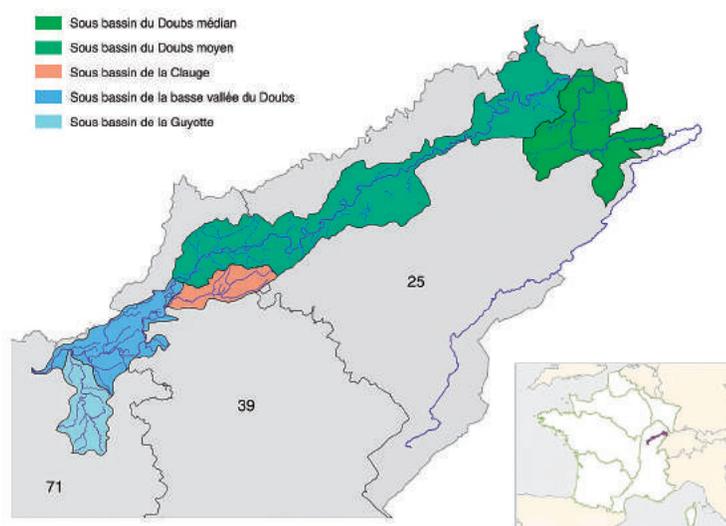


Figure 1 : localisation du territoire du contrat de rivière « vallée du Doubs et territoires associés 2014-2020 ». (25, département du Doubs ; 39, département du Jura ; 71, département de Saône et Loire, le tracé du Doubs est représenté en bleu).

végétales exotiques envahissantes, est chargé d'orienter les stratégies à l'encontre des EVEC (Vuilleminot, 2016). Cibler des espèces et des secteurs géographiques doit permettre d'améliorer l'efficacité des actions de lutte et d'optimiser les dépenses en moyens humains et financiers.

Objectif de l'étude

Prévue sur toute la durée du contrat de rivière, la structuration de la stratégie à l'encontre des espèces végétales exotiques envahissantes menée par le CBNFC-ORI s'accompagne d'études complémentaires. Elles visent à essayer de fonder les orientations de gestion sur des données plus objectives et contextualisées géographiquement. Deux études ont déjà été réalisées :

- une étude diachronique de la distribution de certaines EVEC dans la vallée du Doubs sur la période 2005 - 2015 (Mottet, 2015) ;
- une étude de caractérisation des impacts réels de certaines EVEC dans la vallée du Doubs dans plusieurs types d'habitats (Wiedenkiller, 2016).

Afin de finaliser la phase d'acquisition des connaissances sur les EVEC de la vallée du Doubs, la présente étude a pour objectif d'évaluer la vulnérabilité des habitats rivulaires de la vallée du Doubs aux EVEC. En effet, la compréhension de l'envahissement et du non-envahissement de certains habitats, *a priori* semblables, est nécessaire pour diriger de futures actions de gestion visant à limiter l'envahissement de certains secteurs par des espèces végétales exotiques envahissantes. Cette étude cherche à répondre à plusieurs questions sur ce thème (Nicod, 2017) ; en l'occurrence cet article se focalise sur les ripisylves : pourquoi certaines communautés relevant d'un même groupement sont-elles localement très envahies et d'autres non ou peu envahies ? Une étude de terrain est réalisée dans le cadre de ce travail pour apporter des éléments de réponse à cette question.

Si l'on considère que la pression anthropique favorise la dispersion des espèces exotiques (Richardson *et al.*, 2007) et que les espèces exotiques colonisent des systèmes dont le fonctionnement naturel est altéré

(MacDougall & Turkington, 2005), on peut supposer qu'un habitat de mauvaise qualité écologique, dégradé, est plus vulnérable à l'invasion par des espèces exotiques. En effet, certains auteurs avancent que l'installation d'espèces végétales exotiques envahissantes témoigne d'un degré d'altération initial du fonctionnement naturel d'un système (Barbault & Atramentowicz, 2010). En ce sens, ces espèces seraient indicatrices d'un système en « mauvaise santé » dont les services rendus à l'homme seraient déjà amoindris. L'objectif de la présente étude est d'évaluer si la variabilité du niveau d'invasion au sein des communautés d'un même groupement est liée à une différence de qualité écologique de l'habitat rivulaire. De plus, il convient également de s'intéresser à l'existence d'un gradient amont-aval, certaines espèces exotiques ne pouvant plus être présentes à partir d'une certaine altitude.

Matériel et méthodes

Sélection des espèces végétales

Lorsque l'on s'intéresse à la capacité d'un habitat ou d'un groupement végétal à être plus ou moins sujet aux invasions végétales, il convient de prendre en compte toutes les espèces exotiques dans les analyses. En effet, l'inclusion d'une espèce exotique dans différentes catégories (envahissante, potentiellement envahissante, non envahissante) est dans certains cas subjective et diffère selon les régions et les auteurs (Campos *et al.*, 2013). De plus, la présence d'une espèce exotique (envahissante ou non) dans un groupement témoigne d'un certain degré de perméabilité de ce dernier à la colonisation par

des espèces exogènes. Les espèces végétales considérées dans le cadre de ce travail sont toutes les espèces exotiques citées par Vuillemenot *et al.* (2016). D'une manière générale, toutes les espèces de statut naturalisé ou occasionnel en Franche-Comté sont prises en compte. La liste des espèces exotiques rencontrées dans cette étude est présentée en annexe 1.

Sélection des habitats

Les deux ripisylves majoritairement présentes dans les limites du contrat

de rivière « vallée du Doubs et territoires associés » sont retenues dans le cadre de cette étude :

- la saulaie blanche alluviale des terrasses et bourrelets sur substrats limono-sableux riches en graviers (*Salicetum albae* Issler 1926), illustrée par la figure 2 ;
- l'aulnaie - frênaie riveraine subatlantique, développée sur des sols très filtrants constitués d'alluvions grossières et de limons (*Aegopodio podagrariae – Fraxinetum excelsioris* H.Passarge 1959), illustrée par la figure 3.



Figure 2 : saulaie alluviale arborescente relevant du *Salicetum albae*, Osselle (25).

Figure 3 : aulnaie-frênaie riveraine relevant de l'*Aegopodio – Fraxinetum*, ici dans la vallée de la Saône à Cendrecourt (70).



Sélection des sites

Afin de vérifier si la qualité écologique d'un habitat rivulaire et sa position le long du gradient amont-aval influencent son niveau d'envahissement par des EVEC, des sites d'études sont recherchés. Dans l'optique de prendre en considération tout le territoire du contrat de rivière « Vallée du Doubs et territoires associés » en Franche-Comté, tous les carrés du carroyage Lambert 93 (mailles de 5 × 5 km) parcourus par au moins 2 km de la rivière Doubs sont sélectionnés. Au total, 45 carrés sont pris en compte. Quatre sites d'échantillonnage sont positionnés au sein de chaque carré : deux sites prioritaires à analyser sur le terrain et deux sites de repli, à visiter en cas d'imprévu survenant sur un des sites prioritaires. Le positionnement des sites s'effectue par l'utilisation d'une photographie aérienne (IGN-BDORTHO 2013) et grâce à des données cartographiques de localisation des groupements pris en compte lorsque celles-ci sont disponibles. Une distance de 300 m entre deux sites est respectée afin de minimiser d'éventuels problèmes liés à de l'autocorrélation spatiale. Le choix du nombre de sites échantillonnés sur le terrain a été effectué en fonction du temps disponible pour réaliser la phase d'acquisition des données.

Pour un même groupement végétal, des individus d'associations sont sélectionnés, dans la mesure du possible, tout au long du gradient amont-aval afin d'évaluer la vulnérabilité de chaque habitat dans l'ensemble du territoire étudié.

Deux situations sont recherchées systématiquement pour chaque groupement : des ripisylves recouvrant de grandes surfaces et des ripi-

sylves recouvrant de petites surfaces. L'objectif est ici de cibler *a priori* des ripisylves de bonne et mauvaise qualité.

Au total, 90 sites d'échantillonnage sont analysés. Pour chacun des sites, la qualité écologique de l'habitat rivulaire est évaluée en utilisant la méthode et l'indice proposés par Munné *et al.* (2003) (QBR index). Pour cela, un transect de 50 à 100 m parallèle à la rivière est positionné au centre de chaque site d'échantillonnage. La valeur de cet indice, évaluée lors du parcours du transect, varie entre 0 et 100. Elle se compose de quatre sous-parties comptabilisant 25 points maximum :

- recouvrement total de la végétation riveraine,
- structure du recouvrement,
- qualité du recouvrement,
- modification des berges du cours d'eau.

Le niveau d'envahissement du site par des espèces exotiques est calculé en utilisant un indice d'envahissement. Pour un relevé floristique, l'indice proposé se calcule de la manière suivante : $(A + 2B) / 2$, avec (Catford *et al.* 2012) :

- A = le pourcentage d'espèces exotiques par rapport au nombre total d'espèces ;
- B = le pourcentage de recouvrement des espèces exotiques (recalculé pour un recouvrement total de 100 %).

A et B étant des valeurs en pourcentage, la valeur de l'indice proposée varie entre 0 et 150. La valeur de A présente une contribution de 1/3 et la valeur de B une contribution de 2/3 au résultat final. En effet, il est évident qu'une forte densité d'espèces végétales exotiques enva-

hissantes conduit à des changements dans la communauté envahie (Hulme *et al.*, 2013). On considère, de ce fait, que le recouvrement des espèces exotiques est la variable qui va le plus impacter la composition floristique du relevé, un poids plus important est donc attribué à la valeur B. Un relevé phytosociologique adjacent à la berge est donc réalisé afin de pouvoir calculer l'indice d'envahissement. La surface de ce dernier est comprise entre 350 et 400 m² afin de respecter l'aire minimale d'échantillonnage pour les groupements forestiers (Royer, 2009). La largeur des relevés est comprise entre 7 et 8 m afin de pouvoir échantillonner des groupements rivulaires de faible largeur. La figure 4 présente la position d'un transect et d'un relevé sur un site d'échantillonnage sélectionné. Afin d'éviter des problèmes de redondance entre indice d'envahissement et indice de qualité de l'habitat rivulaire (QBR index), ce dernier n'intègre aucune information relative aux espèces exotiques.

Tout au long de la période de terrain (mai à juillet), les prospections des sites s'effectuent en alternant en permanence selon tout le gradient amont-aval. Il s'agit de prendre en compte la phénologie des groupements végétaux : certaines espèces sont présentes au printemps et ne sont plus visibles en été ou sont davantage recouvrantes en été. De cette manière, les relevés phytosociologiques réalisés au sein des différents sous-bassins ne sont pas caractérisés par une même période de réalisation.

Analyse des données

Après la récolte des données sur le terrain, les indices d’envahissement des différents relevés sont confrontés à l’altitude de ces derniers puis à la qualité de l’habitat rivulaire évaluée sur le terrain (QBR index). Des tests de corrélation de rang de Spearman sont réalisés afin de vérifier si les variables qualité de l’habitat rivulaire et altitude sont corrélées à la variable indice d’envahissement pour chacun des deux groupements végétaux étudiés.

Résultats

Distribution géographique des sites étudiés et envahissement

La figure 5 présente la position des relevés réalisés (47 pour l’*Aegopodio – Fraxinetum* et 43 pour le *Salicetum albae*) ainsi que les valeurs de l’indice de qualité de l’habitat rivulaire (QBR index) obtenues pour chacun d’entre eux (comprises entre 45 et 100). On remarque globalement une distribution assez régulière des deux types de ripisylves échantillonnées le long du gradient amont-aval. De plus, des habitats de bonnes et mauvaises qualités écologiques sont présents tout le long de la zone d’étude.

Néanmoins, si l’on s’intéresse plus précisément à la distribution des relevés pour chaque sous-bassin versant (figure 6), on remarque que peu de ripisylves appartenant à l’*Aegopodio – Fraxinetum* ont été échantillonnées dans le sous-bassin de la basse vallée du Doubs. De plus, le nombre de ripisylves échantillonnées dans le sous-bassin du Doubs médian appartenant au *Salicetum albae* est beaucoup plus



Figure 4 : présentation d’un site d’échantillonnage (groupement *Salicetum albae*) en basse vallée du Doubs sur la commune de Neublans-Abergement. La longueur du transect (en rouge) est de 100 m, la surface du relevé floristique (en vert) de 400 m². Le point GPS du relevé est situé au milieu du transect.

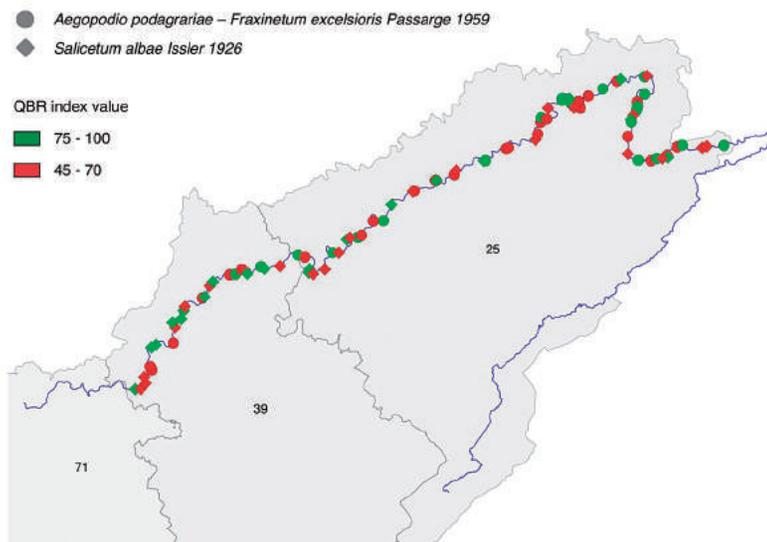


Figure 5 : localisation des relevés floristiques réalisés et de la valeur de l’indice de qualité de l’habitat rivulaire (QBR index) associé (25, département du Doubs ; 39, département du Jura ; 71, département de Saône-et-Loire, le tracé du Doubs est représenté en bleu). Pour une ripisylve, un indice de qualité écologique de l’habitat rivulaire inférieur à 75 peut être considéré comme mauvais.

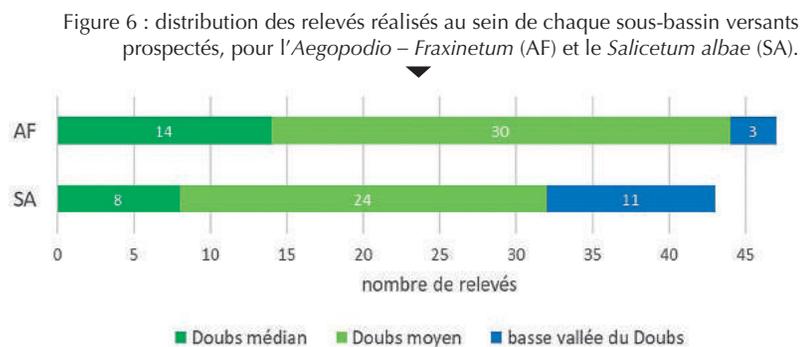


Figure 6 : distribution des relevés réalisés au sein de chaque sous-bassin versants prospectés, pour l’*Aegopodio – Fraxinetum* (AF) et le *Salicetum albae* (SA).

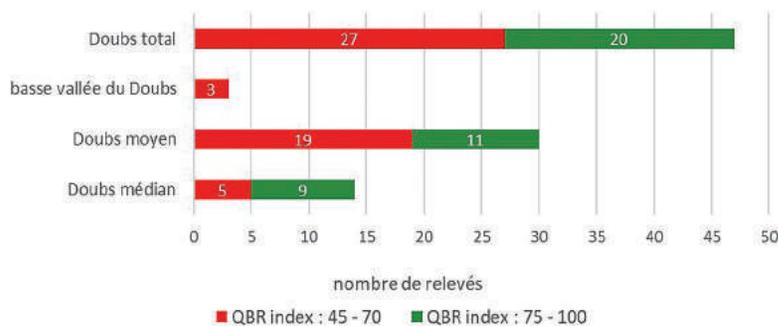


Figure 7 : distribution des relevés réalisés au sein de chaque sous-bassin versants prospectés selon la qualité écologique de l'habitat rivulaire (QBR index), pour l'*Aegopodio – Fraxinetum* (AF).

Figure 8 : distribution des relevés réalisés au sein de chaque sous-bassin versants prospectés selon la qualité écologique de l'habitat rivulaire (QBR index), pour le *Salicetum albae* (SA).

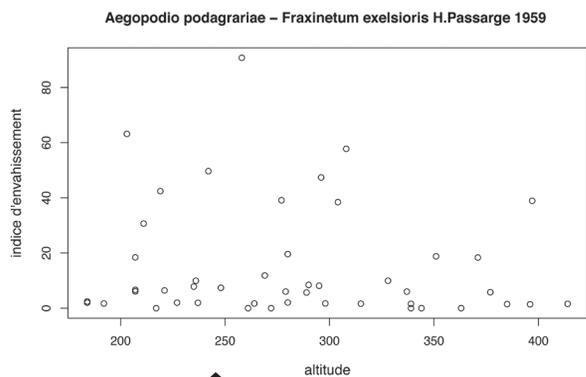
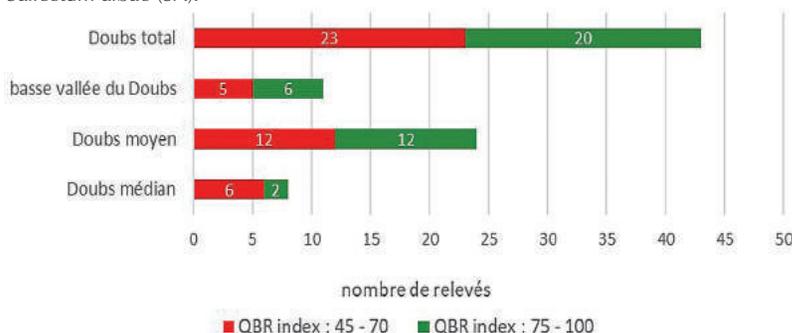
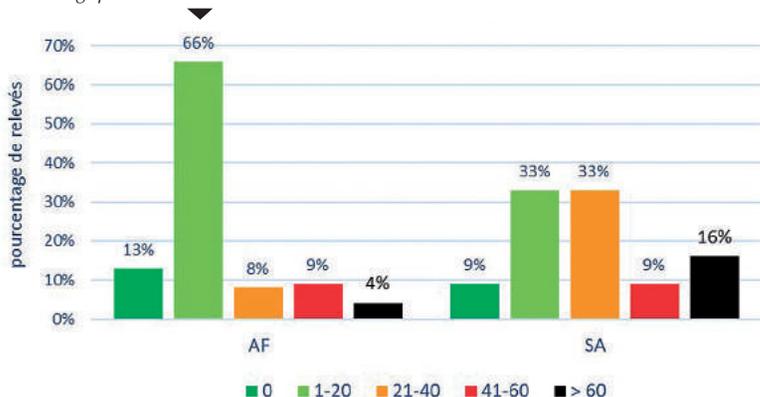


Figure 9 : valeurs de l'indice d'envahissement par des espèces exotiques en fonction de l'altitude, pour l'*Aegopodio – Fraxinetum* (rho de Spearman = -0,18 ; p-value = 0,21) et le *Salicetum albae* (rho de Spearman = -0,36 ; p-value = 0,01).

Figure 10 : pourcentage de relevés en fonction des valeurs de l'indice d'envahissement (séparées en 5 classes : 0, 1 à 20, 21 à 40, 41 à 60 et plus de 60), pour l'*Aegopodio – Fraxinetum* et le *Salicetum albae*.



faible que celui de ripisylves appartenant à l'*Aegopodio-Fraxinetum*.

Concernant l'*Aegopodio – Fraxinetum*, on observe que les sites prospectés sont majoritairement de bonne qualité écologique dans le sous bassin du Doubs médian (figure 7). Au contraire, dans les sous-bassins du Doubs moyen et de la basse vallée du Doubs, les sites prospectés sont majoritairement de mauvaise qualité écologique. Pour le *Salicetum albae*, le nombre de sites de mauvaise qualité écologique prospectés dans le sous-bassin du Doubs médian est nettement supérieur au nombre de sites de bonne qualité écologique (figure 8). Dans les sous-bassins Doubs moyen et basse vallée du Doubs, le nombre de sites de bonne et de mauvaise qualité est similaire. On remarque, par l'analyse des figures 7 et 8, que l'échantillonnage des groupements

n'est pas homogène au sein de certains sous-bassins versants.

Du point de vue altitudinal, on observe que, pour l'*Aegopodio – Fraxinetum*, l'indice d'envahissement d'un relevé de végétation est peu influencé par cette variable (figure 9). Il n'y a pas de différence significative d'envahissement des individus de cette communauté végétale en fonction de leur localisation le long du gradient amont-aval de

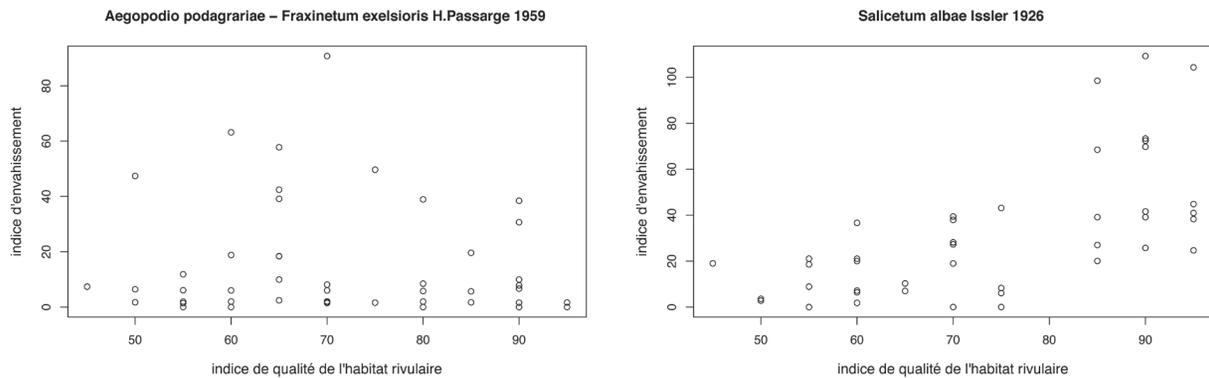


Figure 11 : valeurs de l'indice d'envahissement par des espèces exotiques en fonction de l'indice de qualité de l'habitat rivulaire (QBR index), pour l'*Aegopodio - Fraxinetum* (rho de Spearman = -0,15 ; p-value = 0,31) et le *Salicetum albae* (rho de Spearman = 0,67 ; p-value = 7,3 x 10⁻⁷).

la rivière Doubs, malgré le fait que les relevés présentant les indices d'envahissement les plus élevés soient situés à moins de 300 m d'altitude. En revanche, lorsque l'on s'intéresse au *Salicetum albae*, on remarque qu'en deçà de 250 m d'altitude, le nombre de relevés présentant un indice d'envahissement élevé est important (figure 9). L'indice d'envahissement pour un relevé de végétation est significativement influencé par l'altitude de ce dernier car certaines communautés de la moitié inférieure du linéaire prospecté présentent des indices d'envahissement très élevés.

Comparaison globale du niveau d'envahissement entre les deux ripisylves

On observe que 79% des relevés rattachés à l'*Aegopodio - Fraxinetum* présentent des valeurs d'indice d'envahissement inférieures ou égales à 20 et que seulement 4% des relevés présentent des valeurs supérieures à 60 (figure 10). Dans le cas du *Salicetum albae*, 42% des relevés présentent des valeurs d'indice d'envahissement inférieures ou égales à 20 et 16% des valeurs supérieures à 60. Le *Salicetum albae* est donc beaucoup plus vulnérable aux invasions par des espèces végétales exo-

tiques que l'*Aegopodio - Fraxinetum*. D'une manière générale, très peu de relevés montrent une absence d'espèces exotiques (13% pour l'*Aegopodio - Fraxinetum* et 9% pour le *Salicetum albae*).

Qualité écologique des ripisylves et envahissement

L'indice d'envahissement par des espèces exotiques n'est pas influencé par l'indice de qualité de l'habitat rivulaire pour l'*Aegopodio - Fraxinetum* (figure 11). À l'inverse, pour le *Salicetum albae*, l'indice d'envahissement par des espèces exotiques est significativement plus élevé lorsque l'indice de qualité de l'habitat rivulaire est plus élevé. En effet, la quasi-totalité des relevés présentant un indice de qualité de l'habitat rivulaire supérieur à 80 présentent un indice d'envahissement supérieur à 20.

Composition floristique des ripisylves et envahissement

Afin d'aller plus loin dans l'analyse des données récoltées, notamment en s'intéressant à la composition floristique des relevés réalisés, des analyses en composantes principales (ACP) sont réalisées à partir

d'une matrice présentant le recouvrement de chaque espèce végétale dans les relevés. Pour chacun des deux groupements considérés, les espèces présentes dans moins de 10% des relevés rattachés à ce groupement ne sont pas prises en compte afin d'éliminer les espèces peu fréquentes. Par la suite, les variables altitude, indice de qualité de l'habitat rivulaire (QBR index) et indice d'envahissement sont projetées *a posteriori* pour chaque ACP. Les résultats sont présentés par les figures 12 et 13, respectivement pour les groupements *Aegopodio - Fraxinetum* et *Salicetum albae*.

Au sein du groupement *Aegopodio - Fraxinetum* (figure 12), les communautés les plus envahies sont celles où la strate herbacée est dominée par des espèces des ourlets nitrophiles hygroclines (*Glechoma hederacea*, *Galium aparine*, *Lamium maculatum*, *Urtica dioica*, *Elymus caninus*, *Poa trivialis*). À l'inverse, les communautés les moins envahies sont celles où la strate arbustive est plus recouvrante (recouvrement plus important d'arbustes tels que *Corylus avellana* et *Cornus sanguinea*) et où *Hedera helix* est très recouvrant en strate herbacée. Cette différence d'envahissement entre deux types de communautés correspond précisément aux deux variantes de

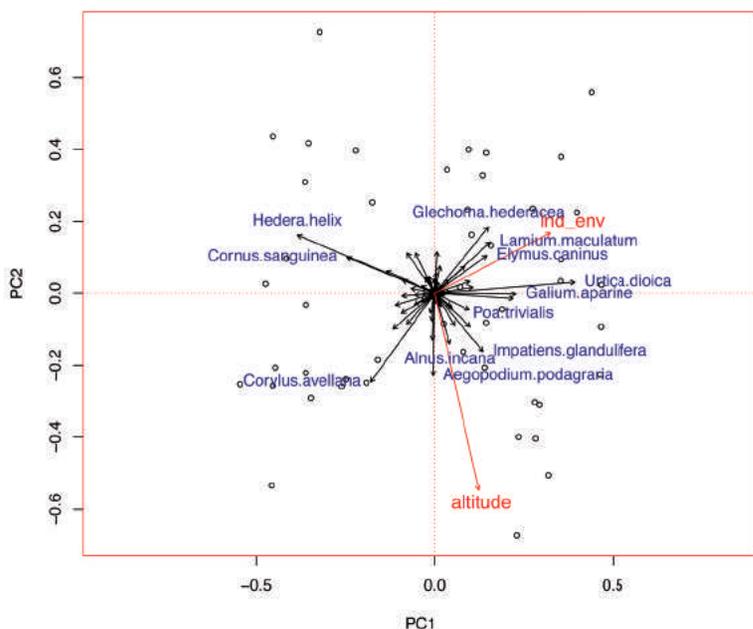
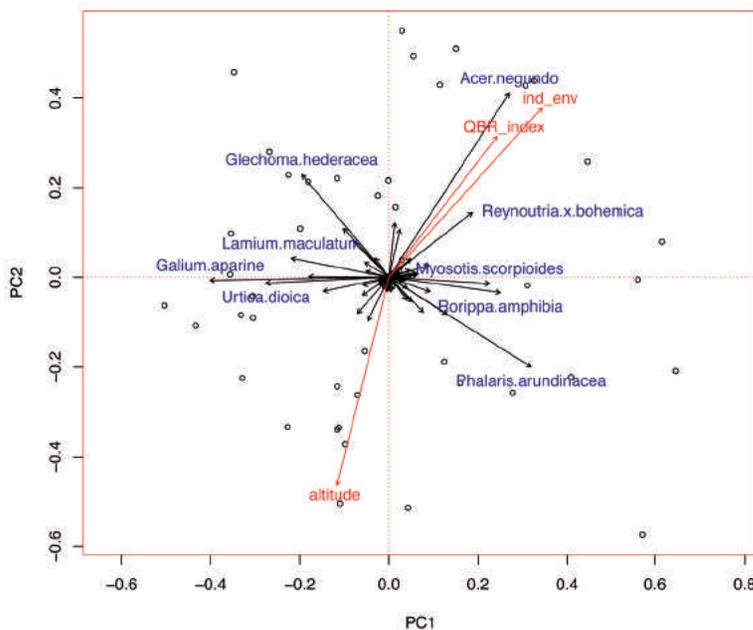


Figure 12 : ACP (cadrage de type 2) effectuée à partir d'une matrice présentant le recouvrement des espèces végétales dans chaque relevé rattaché à l'*Aegopodio - Fraxinetum*. Les variables altitude et indice d'envahissement (ind_env), projetées *a posteriori* sont représentées en rouge (la variable indice de qualité de l'habitat rivulaire, non significative, n'a pas été projetée). Les noms des espèces ne dépassant pas le cercle des contributions équilibrées (non projeté ici) ne sont pas présentés.

Figure 13 : ACP (cadrage de type 2) effectuée à partir d'une matrice présentant le recouvrement des espèces végétales dans chaque relevé rattaché au *Salicetum albae*. Les variables altitude, indice de qualité de l'habitat rivulaire (QBR_index) et indice d'envahissement (ind_env), projetées *a posteriori* sont représentées en rouge. Les noms des espèces ne dépassant pas le cercle des contributions équilibrées (non projeté ici) ne sont pas présentés.



l'*Aegopodio - Fraxinetum* déjà mises en évidence dans la vallée du Doubs (Vuilleminot & Hans, 2006) : la variante neutrophile, la plus envahie par les espèces exotiques, et la variante neutroclino, la moins envahie.

Enfin, la figure 12 montre également qu'aux altitudes les plus élevées, l'aulnaie-frênaie présente un recouvrement plus important de quelques espèces structurantes : *Aegopodium podagraria*, *Impatiens glandulifera* (plante exotique envahissante) et *Alnus incana*. Ce résultat confirme nos observations lors de la réalisation des relevés dans le sous-bassin du Doubs médian.

Considérant le *Salicetum albae* (figure 13), on remarque que certaines espèces exotiques (*Reynoutria x bohemica* et *Acer negundo*) sont plus recouvrantes dans les habitats de meilleure qualité écologique.

Par ailleurs, deux variantes de ce groupement sont mises en évidence, une variante mésohygrophile, marquée par le fort recouvrement d'hélophytes en strate herbacée (*Phalaris arundinacea*, *Myosotis scorpioides* et *Rorippa amphibia*), et une variante hygrocline où la strate herbacée est dominée par des espèces d'ourlets nitrophiles (*Glechoma hederacea*, *Lamium maculatum*, *Galium aparine* et *Urtica dioica*). Cette mise en évidence confirme là aussi l'identification de deux entités au sein de la saulaie blanche de la vallée du Doubs déjà exposée par Vuilleminot & Hans (2006). Cependant, à la différence de l'*Aegopodio - Fraxinetum*, ces deux variantes ne présentent pas de différences dans leur niveau d'invasion par des espèces exotiques, de même qu'aucune espèce ne présente un recouvrement plus important dans les communautés de plus haute altitude. En revanche, deux espèces exotiques (*Acer negundo* et

Reynoutria ×bohemica) semblent avoir un recouvrement plus important dans les communautés de basse altitude.

Enfin, on observe également une légère corrélation négative entre le recouvrement d'*Urtica dioica* et l'indice d'invasion par des espèces exotiques. Le recouvrement de cette espèce est plus faible dans les communautés envahies par les espèces exotiques *Acer negundo* et *Reynoutria ×bohemica*.

Discussion

Distribution géographique des sites étudiés et envahissement

Un prérequis majeur pour l'analyse des résultats est d'éviter d'avoir une concentration d'habitats de bonne ou de mauvaise qualité écologique dans un secteur géographique particulier. Le but du protocole utilisé est de réaliser une prise de données homogène sur tout le linéaire du Doubs concerné par l'étude. Cependant, certaines différences de qualités écologiques de l'habitat rivulaire sont observées au sein des sous-bassins étudiés. L'application du protocole se heurte à une réalité de terrain sur la répartition des groupements de bonne et mauvaise qualité. En effet, il est plus difficile de trouver des ripisylves de bonne qualité écologique relevant du *Salicetum albae* dans le sous-bassin du Doubs médian. Dans ce sous-bassin, Collaud (2011) indique que le *Salicetum albae* est « très rare et réduit à de minces lisérés qui, bien souvent, correspondent davantage à des mégaphorbiaies [...] surmontées de saules arbustifs et de quelques individus de saule blanc épars ». Il est également difficile d'échantillon-

ner des ripisylves relevant de l'*Aegopodio – Fraxinetum* dans le sous-bassin de la basse vallée du Doubs, ce groupement étant très ponctuel sur les rives du Doubs (Geslin & Le Mell, 2016).

Au sein du territoire du contrat de rivière « Vallée du Doubs et territoires associés », la région paysagère des gorges du Doubs (sous-bassin du Doubs médian), plus élevée en altitude, présente des conditions climatiques plus fraîches, dues au fort encaissement de la vallée (Collaud, 2011). Il a été montré que la richesse en espèces exotiques diminue avec l'altitude (Becker *et al.*, 2005 ; Mallen-Cooper & Pickering, 2008). En effet, il est admis que plus on s'élève le long du gradient altitudinal, plus les conditions climatiques sont rudes, les perturbations peu fréquentes et la pression de propagules d'espèces exotiques faible, ce qui limite l'invasion par des espèces exotiques (Barni *et al.*, 2012). Cependant, les relevés réalisés dans la présente étude se situent entre 184 et 414 m d'altitude ce qui reflète un gradient altitudinal peu important. En ce sens, les conditions climatiques liées à l'altitude n'expliquent qu'en partie le fait que les communautés rattachées au *Salicetum albae* soient plus envahies en basse altitude. Le Doubs reste une rivière très dynamique dans sa partie aval, présentant un style fluvial proche du tressage et déplaçant beaucoup de matériaux (Malavoi, 2004). La force des crues étant beaucoup plus élevée dans la partie aval du linéaire du Doubs prospectée lors de cette étude, les ripisylves fonctionnelles, relevant du *Salicetum albae*, sont donc plus envahies par des espèces végétales car le niveau de perturbation auquel est soumis ces habitats est plus élevé (Liendo *et al.*, 2013).

Considérant la flore exotique dans son ensemble, les communautés appartenant à l'*Aegopodio – Fraxinetum* ne présentent pas de différences d'invasion en fonction de l'altitude du relevé. Les conditions liées aux altitudes les plus élevées de cette étude (aux alentours de 410 m) ne sont pas assez contraignantes pour limiter le développement de certaines espèces exotiques. De plus, l'*Aegopodio – Fraxinetum* étant une ripisylve de haut de berges, peu soumise aux régimes des crues, il n'y a pas de différences de niveau de perturbation entre les ripisylves situées en aval et en amont de la zone d'étude. Par ailleurs, certaines espèces, comme l'espèce exotique *Impatiens glandulifera* et l'espèce autochtone *Aegopodium podagraria*, sont plus abondantes dans le sous-bassin du Doubs médian. En effet, ces espèces préfèrent des conditions climatiques plus fraîches, notamment une atmosphère plus humide (Bardet *et al.*, 2008) caractéristiques de l'unité paysagère des gorges du Doubs (Collaud, 2011).

Comparaison globale du niveau d'invasion entre les deux ripisylves

Les ripisylves des régions tempérées sont bien connues pour leur grande sensibilité aux invasions végétales (Planty-Tabacchi *et al.*, 1995 ; Pyšek & Prach, 1993). Dans la vallée du Doubs, les relevés réalisés dans l'*Aegopodio – Fraxinetum* et dans le *Salicetum albae* confirment ce phénomène : dans l'un et l'autre, très peu de relevés n'abritent pas d'espèces exotiques (13 % dans le premier et 9 % dans le second). Toutefois, l'aulnaie-frênaie présente un niveau d'invasion, tel que calculé par l'indice proposé dans la présente étude, deux fois

moins important que celui de la saulaie blanche. En effet, 79 % des relevés d'*Aegopodio – Fraxinetum* ont un indice < 20, contre 42 % des relevés de *Salicetum albae*. Par ailleurs, seulement 4 % des relevés d'*Aegopodio – Fraxinetum* dépassent la valeur de 60 pour l'indice, contre 16 % pour le *Salicetum albae*. Si les saulaies sont connues pour figurer généralement parmi les habitats rivulaires les plus sensibles à l'invasion, l'importance de l'écart entre le niveau d'envahissement de la saulaie blanche et de l'aulnaie-frênaie dans la vallée du Doubs semble bien supérieur à celui observé par exemple dans la vallée de la Moselle (Schnitzler & Aumaitre, 2008). Ces derniers auteurs expliquent la moindre sensibilité de l'aulnaie-frênaie à l'envahissement par des facteurs tels que l'ombrage plus important ou la plus grande richesse spécifique en espèces natives qui réduiraient la disponibilité d'accueil pour de nouvelles espèces.

Qualité écologique des ripisylves et envahissement

Lorsque l'on s'appuie sur certaines hypothèses en écologie des invasions qui avancent que la pression anthropique favorise la dispersion des espèces exotiques (Richardson *et al.*, 2007) et que les espèces exotiques colonisent des systèmes dont le fonctionnement naturel est altéré (MacDougall & Turkington, 2005), on constate que les résultats obtenus pour le *Salicetum albae* entrent en contradiction avec ces hypothèses. En effet, pour ce groupement, dans la vallée du Doubs, les habitats de meilleure qualité écologique (non ou peu perturbés par l'homme) sont les plus envahis par des espèces exotiques. On peut expliquer ceci par le fait que ces ripisylves sont étro-

tement liées à la dynamique du cours d'eau (Vuilleminot & Hans, 2006) et sont donc particulièrement sujettes aux crues. Ces dernières créent des conditions optimales pour la colonisation par des espèces exotiques (Stokes, 2008) et permettent la dispersion des espèces (Tabacchi *et al.*, 2005). Ainsi, les ripisylves fonctionnelles sont plus vulnérables à l'envahissement par des espèces exotiques. En ce sens, pour le *Salicetum albae*, les perturbations naturelles jouent un rôle plus important que les perturbations d'origine anthropique dans le processus de colonisation par des espèces exotiques.

Les résultats obtenus pour l'*Aegopodio – Fraxinetum* montrent que la qualité écologique de l'habitat rivulaire n'explique pas les différences de développement d'espèces exotiques. Les habitats dégradés sont envahis dans les mêmes proportions que les habitats non dégradés. Tout d'abord, on peut expliquer ces différences de résultats par rapport au *Salicetum albae* par le fait que l'*Aegopodio – Fraxinetum* occupe des positions topographiques supérieures. Ainsi, il est moins soumis aux perturbations par les crues ce qui explique également que ce groupement soit moins envahi que le *Salicetum albae*. Pour l'*Aegopodio – Fraxinetum*, on peut avancer que les processus hasardeux de la colonisation (Baasch *et al.*, 2009) régissent en partie les phénomènes d'invasion par des espèces exotiques. De plus, la variation de la richesse en espèces exotiques est également due à des différences de pression de propagules (Edward *et al.*, 2009 ; Simberloff, 2009 ; Aikio *et al.*, 2012), potentiellement liée au contexte de chacun des sites (localisation, activités humaines passées, etc.). On peut notamment observer,

le long de la vallée du Doubs, des spots d'espèces exotiques à certains endroits, souvent liés initialement à des friches industrielles. Ces différents spots diffusent localement des propagules. Cependant, il est extrêmement difficile de pouvoir comptabiliser cette pression de propagule dans des études comparatives de la vulnérabilité des habitats aux invasions (Chytrý *et al.*, 2008).

Composition floristique des ripisylves et envahissement

Le *Salicetum albae* s'exprime dans la vallée du Doubs sous forme de deux variantes selon Vuilleminot & Hans (2006) et selon nos propres résultats : une mésohygrophile se développant sur les banquettes les plus basses et les plus proches du lit mineur, et une autre hygrocline se développant sur des niveaux topographiques légèrement supérieurs à la précédente. Elles ne présentent pas de différences dans leur niveau d'envahissement par des espèces exotiques. *Acer negundo*, par exemple, est aussi abondant dans l'une et l'autre de ces variantes, en dépit des observations de Vuilleminot & Hans (2006), qui indiquent que cet érable américain se développe préférentiellement dans la variante hygrocline. Ceci peut être expliqué par un domaine de tolérance assez large de cette espèce par rapport à un gradient d'humidité du sol (Besson, 2007). *Acer negundo* tolère les périodes d'inondation (Friedman & Auble, 1999) et un certain déficit d'eau dans le sol (Ward *et al.*, 2002). Par ailleurs, le fait que le recouvrement d'*Urtica dioica* ait tendance à être plus faible dans les communautés de la vallée du Doubs envahies par *Acer negundo* confirme les observations de Bottolier-Curtet (2010) réalisées dans le bassin Adour-Garonne.

Cette dernière constate, en effet, une diminution de la production végétale de sous-bois, et en particulier de l'ortie, lors de l'envahissement des communautés par cet érable américain ; elle attribue cette régression à la diminution de la luminosité par la production d'un feuillage plus dense de l'érable (par rapport au saule blanc) qui entraîne la disparition des espèces peu tolérantes à l'ombre ou dont le cycle ne permet pas une croissance décalée par rapport à celle de l'arbre.

Deux variantes floristiques et écologiques d'*Aegopodio – Fraxinetum* sont mises en évidence dans la vallée du Doubs (Vuilleminot & Hans, 2006) : une neutronitrophile, se développant sur des sols très filtrants engorgés en période de crues, et une neutronitrocline dont les apports d'alluvions azotées sont plus faibles. Nos résultats confirment cette situation et montrent que la première est plus vulnérable à la colonisation par des espèces exotiques. On peut expliquer cela par deux facteurs : d'abord du fait de la disponibilité en azote plus élevée dans la variante neutronitrophile, considérée comme étant favorable à l'invasion (Bidwell *et al.*, 2006), puis en raison d'un faible recouvrement des essences arbustives comparativement à la variante neutronitrocline. Une strate arbustive dense limite certainement le développement des espèces exotiques.

Limites de l'étude

Il convient toutefois de préciser certains biais relatifs à cette étude. La prise de données sur le terrain n'est pas totalement homogène le long du linéaire du Doubs prospecté. L'appréciation de l'indice de qualité écologique de l'habitat rivulaire (QBR index) a été effectuée sans formation par des personnes ayant

déjà utilisé cet indice sur le terrain. De ce fait, une part de subjectivité a pu être apportée. Par ailleurs, le développement de la flore exotique est optimal à partir du mois de juillet. Certaines espèces n'ont donc pas pu être prises en compte ou leur recouvrement a potentiellement été sous-évalué. Pour finir, le contexte historique de chacun des sites visités, pouvant sûrement apporter des éléments de compréhension vis-à-vis de l'envahissement par des espèces exotiques, n'a pas pu être appréhendé.

Conclusion

D'une manière générale, les résultats obtenus lors de cette étude viennent confirmer le fait que plus un habitat rivulaire est perturbé (fréquemment et fortement) plus il est vulnérable à la colonisation par des espèces exotiques. En ce sens, essayer de limiter au maximum les perturbations hydrologiques et morphologiques sur un système donné est primordial afin de limiter l'envahissement de ce dernier par des espèces exotiques. Cependant, les perturbations naturelles (notamment par les crues), bien que facilitant la colonisation par des espèces exotiques, jouent un rôle majeur dans le fonctionnement des écosystèmes rivulaires. De ce fait, endiguer les perturbations naturelles, ayant un impact plus important que les perturbations d'origine anthropique dans les processus de colonisation par des espèces exotiques, conduirait à mettre en péril la pérennité de ces groupements végétaux.

Il convient de prendre en considération le fait que restaurer une ripisylve relevant du *Salicetum albae*, en renforçant sa connectivité avec le cours d'eau, a une forte chance

d'augmenter sa vulnérabilité à l'invasion par des espèces exotiques. Dans une optique de restauration des forêts alluviales, il est donc nécessaire de mettre en place des suivis réguliers après travaux, afin de surveiller la colonisation par des espèces exotiques dans l'objectif de pouvoir intervenir lors des premières phases du processus de colonisation (intervention d'un moindre coût). Prendre en considération l'aulnaie-frênaie riveraine subatlantique (*Aegopodio – Fraxinetum*), bien moins vulnérable à l'invasion par des espèces exotiques que le *Salicetum albae*, peut être intéressant. Cependant, l'espèce dominante la strate arborée de ce groupement, *Fraxinus excelsior*, est déperissante à cause d'une maladie provoquée par un champignon asiatique, *Hymenoscyphus fraxineus* Baral *et al.*. La déstabilisation de ces communautés peut potentiellement permettre à d'autres espèces, notamment des espèces exotiques, de se développer. En ce sens, il est conseillé de laisser la végétation évoluer naturellement. Une intervention consistant à prélever les frênes malades (perturbation de forte ampleur) peut rendre ces milieux vulnérables à la colonisation par certaines espèces exotiques (*Robinia pseudoacacia* notamment).

D'une manière plus globale, favoriser une strate arborée, afin de réduire la quantité de lumière incidente, et une strate arbustive dense, afin de limiter le développement et l'expansion de certaines espèces exotiques, peut permettre de lutter contre certaines espèces exotiques. Néanmoins, les actions de gestion les plus pertinentes doivent consister à surveiller les sites non ou peu envahis afin de limiter la propagation et la dispersion d'espèces exotiques (intervention rapide). De ce fait, il convient

de porter une attention particulière aux forêts alluviales encore préservées du développement d'espèces exotiques, ainsi qu'aux forêts alluviales récemment restaurées. Des mesures de contrôle doivent être mises en place rapidement ; un passage annuel dans ces milieux jugés d'intérêt doit permettre de localiser les jeunes pieds d'espèces exotiques les plus gênantes afin de les éliminer. Une attention particulière doit également être apportée aux espèces exotiques envahissantes émergentes, c'est-à-dire encore peu présentes dans le territoire d'étude, avec une éradication systématique des stations rencontrées.

☞ Remerciements : nous tenons à remercier François Gillet, professeur à l'université de Franche Comté, pour son appui scientifique et technique concernant la réalisation de ce travail.

Bibliographie

- Affre L., Suehs C.M., Charpentier S., Vilà M., Brundu G., Lambdon P., Traveset A. & Hulme P.E., 2010. Consistency in the habitat degree of invasion for three invasive plant species across Mediterranean islands. *Biol. Invas.* **12**: 2437-2548.
- Aikio S., Duncan R.P. & Hulme P.E., 2012. The vulnerability of habitats to plant invasion: Disentangling the roles of propagule pressure, time and sampling effort. *Global Ecol. Biogeogr.* **21** (8): 778-786.
- Baasch A., Tischew S. & Bruelheide H., 2009. Insights into succession processes using temporally repeated habitats models: results from a long-term study in a post-mining landscape. *J. Veg. Sci.* **20**: 629-638.
- Barbault R. & Atramentowicz M., 2010. Les invasions biologiques, une question de natures et de sociétés. *Collection SYNthèses, Edition Quae*, 179 p.
- Bardet O., Fedoroff É., Causse G. & Moret J., 2008. *Atlas de la flore sauvage de Bourgogne*. Biotope, Mèze (Collection Parthénope) ; Muséum national d'histoire naturelle, Paris. 752 p.
- Barni E., Bacara G., Falzoi S., Spanna F. & Siniscalco C., 2012. Establishing climatic constraints shaping the distribution of alien plant species along the elevation gradient in the Alps. *Pl. Ecol.* **213**: 757-767.
- Becker T., Dietz H., Billeter R., Buschmann H. & Edwards P.J. 2005. Altitudinal distribution of alien plant species in the Swiss Alps. *Perspect. Pl. Ecol. Evol. Syst.* **7**: 173-183.
- Besson S., 2007. *Étude de la dynamique fluviale en tant que facteur explicatif de l'implantation d'Acer negundo sur la Réserve Naturelle Nationale de l'île du Girard*. Rapport de stage de Master 1. Université de Franche-Comté. 23p.
- Bidwell S., Attiwill P.M. & Adams M.A., 2006. Nitrogen availability and weed invasion in a remnant native woodland in urban Melbourne. *Austral Ecol.* **31**: 262-270.
- Bottolier-Curtet M., 2010. *Conséquences des invasions végétales sur le fonctionnement des écosystèmes riverains fluviaux*. Université de Toulouse, Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace (SDU2E). 245 p.
- Campos J. A., Biurrun I., Garcia-Mijangos I., Loidi L. & Herrera M., 2013. Assessing the level of plant invasion: A multi-scale approach based on vegetation plots. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology: Official Journal of the Societa Botanica Italiana.* **147**: 1148-1168.
- Catford J.A., Veski P.A., Richardson D.M. & Pyšek P., 2012. Quantifying levels of biological invasion: Towards the objective classification of invaded and invulnerable ecosystems. *Global Change Biol.* **18**: 44-62.
- Chytrý M., Jarošík V., Pyšek P., Hájek O., Knollová I., Tichý L. & Danihelka J., 2008. Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology* **89**: 1541-1553.
- Collaud R., 2011. *Typologie et inventaire quantitatif des groupements végétaux des Gorges du Doubs (25) : Amélioration de la connaissance et évaluation des habitats de Franche-Comté*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté / Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Franche-Comté, Conseil général du Doubs, Union européenne, 258 p. + annexes.
- Edward E., Munishi P.K.T. & Hulme P.E., 2009. Relative roles of disturbance and propagule pressure on the invasion of humid tropical forest by *Cordia alliodora* (Boraginaceae) in Tanzania. *Biotropica* **41**: 171-178.
- Friedman D.C. & Auble G.T., 1999. Mortality of riparian box elder from sediment mobilization and extended inundation. *Regulat. Rivers Res. Managem.* **15** : 463-476.
- Gargominy O., Terceire S., Régnier C., Ramage T., Schoelincq C., Dupont P., Vandell É., Daszkiewicz P. & Poncet L., 2016. *TAXREF v10.0, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en œuvre et diffusion*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Rapport SPN 2016 – 101, 144 p.
- Geslin M.-L. & Le Mell B., 2016. *Site Natura 2000 Basse vallée du Doubs ZSC FR 4301323 et ZPS FR 4312007*. Étude et cartographie des milieux alluviaux et milieux associés sur la partie aval du site. LATITUDE u.e.p. section Biodiversité / Établissement Public Territorial du Bassin Saône et Doubs - 217p. + Atlas cartographique.
- Hulme P.E., Pyšek P., Jarosík V., Pergl J., Schaffner U. & Vilà M., 2013. Bias and error in understanding plant invasion impacts. *Trends Ecol. Evol.* **28**: 212-218.
- Liendo D., Biurrun I., Campos J.A., Herrera M., Loidi J. & Garcia-Mijangos I., 2013. Invasion patterns in riparian habitats: The role of anthropogenic pressure in temperate streams. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology: Official Journal of the Societa Botanica Italiana* **149**: 289-297.

- MacDougall A.S. & Turkington R. 2005. Are Invasive Species the Drivers or Passengers of Change in Degraded Ecosystems? *Ecology* **86**: 42-55.
- Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M. & Bazzaz F. A., 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Applic.* **10**: 689-710.
- Malavoi J.-R., 2004. *Étude géomorphologique de la basse vallée du Doubs*. Syndicat mixte Saône-Doubs. 124 p.
- Mallen-Cooper J. & Pickering C.M., 2008. *Linear declines in exotic and native plant species richness along an increasing altitudinal gradient in the Snowy Mountains, Australia*. *Austral Ecol.* **33**: 684-690.
- Mottet M.-H., 2015. *Étude diachronique 2005-2015 de la distribution de 5 espèces végétales exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs*. Rapport de stage de Master 2. Université Claude Bernard Lyon, 33 p.
- Munné A., Prat N., Solà C., Bonada N. & Rieradevall M., 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation* **13** : 147-163.
- Nicod C., 2017. *Identification des facteurs influençant la vulnérabilité des différents habitats rivulaires de la vallée du Doubs aux plantes exotiques envahissantes*. Rapport de stage de Master 2, Université de Franche-Comté, 30 p.
- Parendes L.A. & Jones J. A., 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biol.* **14**: 64-75.
- Planty-Tabacchi A.-M., Tabacchi É., Naiman R.J., Deferrari C. & Décamps H., 1995. Invasibility of species-rich communities in riparian zones. *Conservation Biol.* **10** : 598-607.
- Pyšek P. & Prach K., 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *J. Biogeogr.*, **20**: 413-420.
- Richardson D.M., Holmes P.M., Esler K.J., Galatowitsch S.M., Stromberg J.C., Kirkman S.P., Pysek P. & Hobbs R.J., 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity & Distrib.* **13**: 126-139.
- Royer J.-M., 2009. Petit précis de phytosociologie sigmatiste. *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest n° spécial* **33** : 86 p.
- Schnitzler A., Hale B. W. & Aslum E.M., 2007. Examining native and exotic species diversity. *In European riparian forests. Biol. Conservation* **138**: 146-156.
- Schnitzler A. & Aumaitre D., 2008. Invasiveness and invasibility after changes in land uses. *Proceedings of Taal2007: The 12th world lake conference*: 1046-1050.
- Simberloff D., 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biol. Invas.* **5**: 179-192.
- Simberloff D., 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Rev. Ecol. Evol. Syst.* **40**: 81-102.
- Stokes K.E., 2008. Exotic invasive black willow (*Salix nigra*) in Australia: influence of hydrological regimes on population dynamics. *Pl. Ecol.* **197**: 91-105.
- Tabacchi É., Planty-Tabacchi A.-M., Roques L. & Nadal E., 2005. Seed inputs in riparian zones: Implications for plant invasion. *River Res. Applic.* **21**: 299-313.
- Vuillemenot M. & Hans É., 2006. *La flore des groupements végétaux liés aux cours d'eau et aux zones humides dans les vallées du Doubs et de quelques un de ses affluents*. Conservatoire Botanique de Franche-Comté, DIREN Franche-Comté, 245 p + annexes.
- Vuillemenot M., 2016. *État de la connaissance des espèces végétales exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs et éléments pour la mise en place d'une stratégie de gestion. Phase 1*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté - Observatoire régional des invertébrés, 80 p + annexes.
- Vuillemenot M., Ferrez Y., André M., Gillet F., Hendoux F., Mouly A., Thiery F., Tison J.-M. & Vadam J.-C., 2016. *Liste hiérarchisée des espèces végétales exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes en Franche-Comté et préconisations d'actions*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté - Observatoire régional des Invertébrés, 32 p. + annexes.
- Ward J.K., Dawson T.E. & Ehleringer J.R., 2002. Responses of *Acer negundo* to inter-annual differences in water availability determined from carbon isotop ratios of tree ring cellulose. *Tree Physiol.* **22** : 339-346.
- Wiedenkiller E., 2016. *Caractérisation des impacts de plantes invasives sur les communautés végétales de la vallée du Doubs*. Rapport de stage de Master 2. Université de Franche-Comté, 30 p.



Annexes

Annexe 1 : espèces exotiques rencontrées et prises en compte dans le cadre de cette étude

Nom latin	Nom vernaculaire	Indigénat en Franche-Comté
<i>Acer negundo</i>	Erable negundo	naturalisé
<i>Acer saccharinum</i>	Erable argenté	occasionnel
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Marronnier d'Inde	occasionnel
<i>Bidens frondosa</i>	Bident à fruits noirs	naturalisé
<i>Brassica napus</i>	Colza	occasionnel
<i>Bunias orientalis</i>	Bunias d'Orient	naturalisé
<i>Erigeron annuus</i>	Vergerette annuelle	naturalisé
<i>Galinsoga quadriradiata</i>	Galinsoga cilié	naturalisé
<i>Helianthus tuberosus</i>	Artichaut de Jérusalem	naturalisé
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Berce de Mantegazzi	naturalisé
<i>Impatiens glandulifera</i>	Impatiens glanduleuse	naturalisé
<i>Impatiens parviflora</i>	Impatiens à petites fleurs	naturalisé
<i>Juglans regia</i>	Noyer commun	naturalisé
<i>Lolium multiflorum</i>	Ray-grass d'Italie	préssumé naturalisé
<i>Malus pumila</i>	Pommier cultivé	occasionnel
<i>Oenothera biennis</i>	Herbe aux ânes	naturalisé
<i>Oxalis fontana</i>	Oxalide d'Europe	naturalisé
<i>Parthenocissus inserta</i>	Vigne-vierge	naturalisé
<i>Phleum pratense</i>	Fléole des prés	préssumé naturalisé
<i>Populus xcanadensis</i>	Peuplier hybride euraméricain	naturalisé
<i>Prunus laurocerasus</i>	Laurier-cerise	naturalisé
<i>Reynoutria xbohemica</i>	Renouée de Bohême	naturalisé
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Robinier faux acacia	naturalisé
<i>Rubus armeniacus</i>	Ronce des jardins	naturalisé
<i>Solidago canadensis</i>	Gerbe-d'or	naturalisé
<i>Solidago gigantea</i>	Solidage géant	naturalisé
<i>Symphotrichum xsalignum</i>	Aster à feuilles de saule	naturalisé
<i>Veronica filiformis</i>	Véronique filiforme	naturalisé
<i>Veronica persica</i>	Véronique commune	naturalisé