



LES ESPÈCES VÉGÉTALES EXOTIQUES ENVAHISSANTES DANS LE PÉRIMÈTRE FRANC-COMTOIS DU CONTRAT DE RIVIÈRE « VALLÉE DU DOUBS ET TERRITOIRES ASSOCIÉS »

*Synthèse des connaissances et mise en place
d'une stratégie de gestion*

Version finale



CONSERVATOIRE
BOTANIQUE national
de Franche-Comté
OBSERVATOIRE
régional des INVERTÉBRÉS

Espèces exotiques envahissantes



CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DE FRANCHE-COMTÉ – OBSERVATOIRE RÉGIONAL DES INVERTÉBRÉS



Les espèces végétales exotiques envahissantes dans le périmètre franc-comtois du Contrat de rivière « Vallée du Doubs et territoires associés »

Synthèse des connaissances
et mise en place d'une stratégie de gestion

Version finale

2018

Rédaction : Marc Vuillemenot (pour la synthèse des connaissances, sur la base du travail de trois stagiaires : Marilou Mottet, Corentin Nicod et Elodie Wiedenkeller).

Mise en page : Justine Amiotte-Suchet

Relecture : François Dehondt
et Yorick Ferrez

Étude réalisée par le Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés avec l'aide de l'Établissement public territorial de bassin Saône et Doubs, l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse, le Conseil régional de Bourgogne-Franche-Comté, le Conseil départemental du Doubs et le Conseil départemental du Jura

Remerciements : François Chambaud, Sophie Horent et Marilou Mottet pour leur relecture et leurs remarques

Vuillemenot M., Mottet M., Nicod C., Wiedenkeller E., 2018. *Les espèces végétales exotiques envahissantes dans le périmètre franc-comtois du Contrat de rivière « Vallée du Doubs et territoires associés ». Synthèse des connaissances et mise en place d'une stratégie de gestion. Version finale.* Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés, 105 p. + annexes.

Cliché de couverture :

- Rives du Doubs dans sa moyenne vallée ; les mégaphorbiaies à ortie sont remplacées par une mosaïque de renouées asiatiques et de topinambour et la ripisylve de saule blanc est colonisée par l'érable negundo et le robinier faux-acacia (M. Vuillemenot, Boussières [25]).

Sommaire

Introduction	1
Le territoire concerné par le Contrat de rivière	2
La problématique des espèces végétales exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs ...	3
2.1 Un territoire sensible à l'invasion biologique végétale, comme beaucoup d'hydrosystèmes	3
2.1.1 Le phénomène d'invasion en milieu alluvial	3
2.1.1.1 Des conditions naturellement propices à l'envahissement.....	3
2.1.1.2 L'aisance de certaines plantes exotiques.....	3
2.1.1.3 Le rôle des activités humaines dans l'introduction et l'installation des plantes exotiques envahissantes....	5
2.1.2 Les végétations rivulaires envahies.....	5
2.1.2.1 En Franche-Comté.....	5
2.1.2.2 Dans la vallée du Doubs.....	6
2.1.3 Des invasions d'abord indicatrices du dynamisme de la rivière ?.....	15
2.2 Des conséquences variables et parfois incertaines	16
2.2.1 Les effets sur la diversité biologique	16
2.2.2 Des nuisances fonctionnelles pour les milieux et des préjudices pour les activités humaines.....	18
2.2.3 Des problèmes sanitaires gênants et parfois très coûteux	20
2.3 La gestion des plantes exotiques envahissantes : complexité et anticipation.....	21
2.3.1 Les motivations et les difficultés pratiques de la lutte	21
2.3.2 La nécessaire restauration des milieux, source potentielle d'invasion.....	21
2.3.3 La préoccupation des plantes exotiques envahissantes dans les actions d'entretien courant	23
Préconisations du SDAGE Rhône – Méditerranée 2016-2021 pour la mise en place de plans d'actions contre la dispersion des espèces exotiques envahissantes	24
3.1 Préambule général.....	24
3.2 Sélection des espèces à gérer	25
3.2.1 Préambule	25
3.2.2 Définition des listes de référence.....	26
3.2.3 Listes de référence	27
3.3 Mise en œuvre opérationnelle	30
3.3.1 Préambule	30
3.3.2 Les plans d'actions locaux (flore).....	30
3.3.3 Les actions transversales	32
3.4 Organisation du réseau d'acteurs pour appuyer la stratégie « invasives »	33
3.4.1 Organisation générale.....	33

3.4.2 Proposition de coordination des réseaux territoriaux dans le bassin Rhône-Méditerranée	33	4.2.1.14 Renouées asiatiques	73
3.4.3 Méthodes d'inventaire et de bancarisation des données cartographiques	34	4.2.1.15 <i>Robinia pseudoacacia</i> L. / Robinier faux-acacia.....	78
3.4.4 Veille et alerte	34	4.2.1.16 <i>Solidago canadensis</i> L. / Gerbe-d'or <i>Solidago gigantea</i> Aiton / Solidage géant.....	80
Les espèces végétales exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes des milieux riverains du périmètre franc-comtois du Contrat de rivière « Vallée du Doubs et territoires associés » : choix des espèces et des espaces pour un plan d'actions	36	4.2.1.17 <i>Vitis</i> cf. <i>riparia</i> / Vignes américaines et hybrides.....	82
4.1 Sélection des espèces exotiques à considérer dans le territoire	36	4.2.2 Les espèces considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté, mais absentes des listes de référence de l'Agence de l'eau	84
4.1.1 Méthode	36	4.2.2.1 <i>Acorus calamus</i> L. / Acore.....	84
4.1.2 Sélection des espèces végétales exotiques envahissantes ou potentiellement envahissantes de Franche-Comté à considérer dans le territoire du Contrat de rivière	36	4.2.2.2 <i>Ambrosia artemisiifolia</i> L. / Ambrosie annuelle.....	84
4.1.2.1 Référentiel et catégories.....	36	4.2.2.3 <i>Artemisia verlotiorum</i> Lamotte / Armoise des frères Verlot.....	85
4.1.2.2 Les espèces présentes dans le territoire du Contrat de rivière.....	37	4.2.2.4 <i>Asclepias syriaca</i> L. / Herbe à la ouate.....	86
4.1.2.3 Les espèces présentes « de manière pérenne » dans les milieux riverains	38	4.2.2.5 <i>Bidens frondosa</i> L. / Bident à fruits noirs	87
4.1.3 Comparaison des espèces des listes de référence de l'Agence de l'eau et des espèces envahissantes ou potentiellement envahissantes de Franche-Comté et présentes dans les milieux riverains de la vallée du Doubs.....	40	4.2.2.6 <i>Elodea canadensis</i> Michx. / Elodée du Canada.....	88
4.1.3.1 Méthode.....	40	4.2.2.7 <i>Galega officinalis</i> L. / Galéga.....	88
4.1.3.2Identification des espèces des listes de référence absentes dans le territoire du Contrat de rivière ou considérer comme non envahissantes en Franche-Comté.....	40	4.2.2.8 <i>Glyceria striata</i> (Lam.) Hitchc. / Glycérie droite	89
4.1.3.3 Identification des espèces des listes de référence présentes dans le territoire du Contrat de rivière et déjà considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté.....	42	4.2.2.9 <i>Impatiens parviflora</i> DC. / Impatiente à petites fleurs	90
4.1.3.4 Identification des espèces considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté et présentes dans le territoire du Contrat de rivière, mais absentes des listes de référence de l'Agence de l'eau	45	4.2.2.10 <i>Phyllostachys</i> cf. <i>bambusoides</i> Siebold & Zucc. / Bambous géants	91
4.2 Présentation des espèces exotiques actuellement présentes dans le territoire du Contrat de rivière	47	4.2.2.11 <i>Quercus rubra</i> L. / Chêne rouge.....	92
4.2.1 Les espèces des listes de référence de l'Agence de l'eau, envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté	47	4.2.2.12 <i>Rhus typhina</i> L. / Sumac amarante.....	92
4.2.1.1 <i>Acer negundo</i> L. / érable negundo	47	4.2.2.13 <i>Rubus armeniacus</i> Focke / Ronce d'Arménie.....	93
4.2.1.2 <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle / Ailante glanduleux.....	53	4.2.2.14 <i>Rudbeckia laciniata</i> L. / Rudbéckie laciniée.....	94
4.2.1.3 <i>Amorpha fruticosa</i> L. / Faux-indigo	54	4.2.2.15 <i>Symphotrichum</i> gr. <i>novii-belgii</i> (Willd.) G.L.Nesom / asters américains.....	95
4.2.1.4 <i>Buddleja davidii</i> Franch. / Arbre à papillons.....	56	4.2.2.16 <i>Veronica filiformis</i> Sm. / Véronique filiforme.....	96
4.2.1.5 <i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John / Elodée de Nutall.....	58	4.2.3 Synthèse des recommandations pour toutes les espèces végétales exotiques actuellement présentes dans le territoire du Contrat de rivière et sélectionnées	97
4.2.1.6 <i>Helianthus tuberosus</i> L. / Topinambour.....	59		
4.2.1.7 <i>Heracleum mantegazzianum</i> Sommier & Levier / Berce du Caucase.....	61		
4.2.1.8 <i>Impatiens glandulifera</i> Royle / Balsamine de l'Himalaya.....	63		
4.2.1.9 <i>Lemna minuta</i> Kunth / Lentille d'eau minuscule.....	65		
4.2.1.10 <i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Greuter & Burdet / Jussie à grandes fleurs.....	66		
4.2.1.11 <i>Parthenocissus inserta</i> (A. Kern.) Fritsch / Vigne vierge	68		
4.2.1.12 <i>Prunus laurocerasus</i> L. / Laurier-cerise.....	69		
4.2.1.13 <i>Pterocarya fraxinifolia</i> (Poir.) Spach / Noyer du Caucase.....	71		
		Références bibliographiques	99
		Annexes.....	105

Introduction

Le Contrat de rivière « Vallée du Doubs et territoires associés » est un programme d'intervention en faveur des milieux aquatiques du Doubs et de certains de ses affluents, de la frontière suisse à la confluence avec la Saône. Il s'agit d'un engagement moral entre les différents partenaires techniques et financiers de ce territoire autour de ce projet prévoyant des actions destinées à préserver et restaurer les fonctionnalités morphologiques des cours d'eau, améliorer la qualité physico-chimique des eaux, ainsi que communiquer et sensibiliser autour des problématiques de l'eau. Le premier programme d'actions s'inscrit dans la période mi-2014-mi-2020, avec un bilan à mi-parcours en 2017 permettant éventuellement des réorientations. Il est porté par l'Établissement public territorial de bassin Saône et Doubs¹.

Très concrètement, la restauration prévue des continuités écologiques concerne l'amélioration du déplacement des poissons et des sédiments dans le lit mineur (trame bleue) et l'amélioration de la qualité des berges et des végétations rivulaires (trame verte). Dès lors, ces opérations se confrontent à la présence de populations de nombreuses espèces végétales exotiques envahissantes ou invasives², particulièrement abondantes dans certains secteurs de la vallée. Ces plantes sont considérées par les partenaires du programme comme une atteinte aux écosystèmes devant faire l'objet d'un traitement spécifique dans ce cadre. Jusqu'à présent, des initiatives de lutte sont parfois prises localement par des institutions et des structures chargées de la gestion de l'eau, par des collectivités locales et des propriétaires. Toutefois, l'absence de coordination entre ces actions isolées, que ce soit pour les espèces visées comme pour les secteurs concernés, réduit leur efficacité et n'optimise pas les dépenses en moyens humains et financiers.

Le Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés³ est

le coordinateur régional pour la connaissance des espèces végétales exotiques envahissantes et la mise en œuvre d'une stratégie à leur rencontre. L'expertise de cette structure s'appuie notamment sur :

- la base de données floristique régionale qu'elle centralise, lui permettant de disposer d'une représentation de la répartition géographique des espèces exotiques envahissantes ;
- la centralisation de la bibliographie sur ce thème ;
- la capacité de mobiliser un réseau d'observateurs ;
- la présence d'experts en botanique ayant développé des compétences dans le domaine des espèces exotiques envahissantes.

Dans ce contexte, le Conservatoire botanique s'est proposé de participer tout au long de ce Contrat de rivière 2014-2020 à la structuration d'une stratégie de gestion des plantes exotiques envahissantes de la vallée du Doubs. Pour cela, des études contribuant à l'amélioration de la connaissance de ces espèces dans ce territoire ont été menées⁴, dans le but d'essayer de fonder des orientations de gestion sur la base de données plus objectives et contextualisées géographiquement.

Plus globalement, c'est un travail de synthèse de toute la connaissance relative à la flore exotique envahissante dans le périmètre franc-comtois du Contrat de rivière qui a été mené, exploitant des cartographies de végétation et des rapports d'études disponibles pour ce territoire, recueillant des témoignages et des expériences de gestionnaires régionaux, et analysant les données de la base Taxa SBFC/CBNFC-ORI.

Cet état des lieux de la situation concernant les espèces végétales exotiques présentes et les actions de lutte recensées vient nourrir et compléter à l'échelon local les récentes préconisations du Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux du bassin Rhône Méditerranée (SDAGE) 2016-2021 pour la mise en œuvre de plans d'actions à l'encontre des plantes exotiques envahissantes. De manière concomitante au Contrat de rivière Doubs, l'Agence de l'eau a édité une série de documents très étayés orientant la stratégie susceptible d'être déclinée dans le cadre des SAGE et des contrats du territoire RMC. Ainsi, il est paru opportun aux partenaires techniques et financiers du Contrat de rivière Doubs de s'approprier et de s'inscrire dans cette démarche, tout en proposant des adaptations au contexte local, plutôt que de définir une démarche parallèle.

¹ EPTB Saône et Doubs

² Ces termes peuvent être considérés comme synonymes et valables de manière égale, même si scientifiquement des discussions persistent sur la prise en compte ou non de l'impact (écologique, économique, sanitaire, etc.) de l'espèce dans chacun de ces termes. Toutefois, suite au cadrage sémantique sur les invasions biologiques réalisé de 2009 à 2013 par le Muséum national d'histoire naturelle avec l'appui du réseau d'expertise national sur les espèces exotiques envahissantes [Thevenot & (coords), 2013], la **Fédération des conservatoires botaniques nationaux a retenu le terme d'espèce exotique envahissante** (souvent résumé par l'acronyme « EEE ») afin d'homogénéiser la communication et de faciliter les échanges sur ce sujet. Ce terme est considéré comme la traduction littérale en français d'*invasive alien species* (IAS), qui correspond au terme employé au niveau européen (Conseil de l'Europe) et international (Conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique, ainsi que l'Union internationale pour la conservation de la nature).

³ CBNFC-ORI

⁴ Les thèmes d'études ont porté sur l'analyse de la dynamique géographique d'espèces exotiques, la caractérisation d'impacts sur la biodiversité végétale ou encore l'identification des facteurs biotiques et abiotiques influençant la vulnérabilité des habitats rivulaires aux plantes exotiques.

Le présent document aborde la question de la gestion des plantes exotiques dans le territoire du Contrat de rivière en formulant des recommandations pour éviter de favoriser et de disperser ces espèces lors de tous les projets d'entretien ou d'aménagements des cours d'eau et des zones humides, mais aussi en hiérarchisant les espèces et en définissant l'approche à concevoir pour chacune d'entre elles. L'évaluation de la pertinence de ces actions, de gestion comme de non-gestion ou d'amélioration de la connaissance, se base sur le niveau de présence connu de ces espèces au sein du territoire considéré et sur des critères pragmatiques tels que la faisabilité technique et biologique de la lutte.

Les éléments contenus dans ce document peuvent inciter dès à présent les acteurs du territoire à éliminer certaines espèces ou populations d'espèces végétales exotiques envahissantes. Cependant, plus globalement, il s'agit d'attirer leur attention sur des espèces rares et méconnues et de cibler, pour les espèces à fort impact mais déjà répandues, les secteurs géographiques paraissant opportuns pour envisager des actions de régulation. Dans ces secteurs, il sera nécessaire d'organiser des inventaires afin de déterminer précisément le niveau d'invasivité des espèces visées, puis de programmer et de coordonner sur cette base des opérations de gestion, conformément à la

démarche de plan d'actions local définie par l'Agence de l'eau RMC.

Enfin, en parallèle et de manière complémentaire, la mise en œuvre de cette stratégie gagnera à s'appuyer sur l'animation et la sensibilisation d'un réseau territorial d'acteurs, pour discuter des choix de gestion et de leur cohérence globale, pour échanger sur les démarches préventives et les techniques de lutte, ou encore pour favoriser la veille et l'alerte sur des espèces exotiques émergentes.

Le territoire concerné par le Contrat de rivière

Le territoire du Contrat de rivière couvre 2200 km², dont 85 % en Franche-Comté et 15 % en Bourgogne. La figure n°1 donne les limites de cette aire et de son découpage en cinq sous-bassins versants : le Doubs médian, le Doubs moyen, la basse vallée du Doubs, la Clauge et la Guyotte. Le réseau hydrographique se compose de 370 km pour le cours du Doubs et de 279 km de petits affluents (34). Environ trois cents communes ont tout ou une partie de leur territoire concerné.

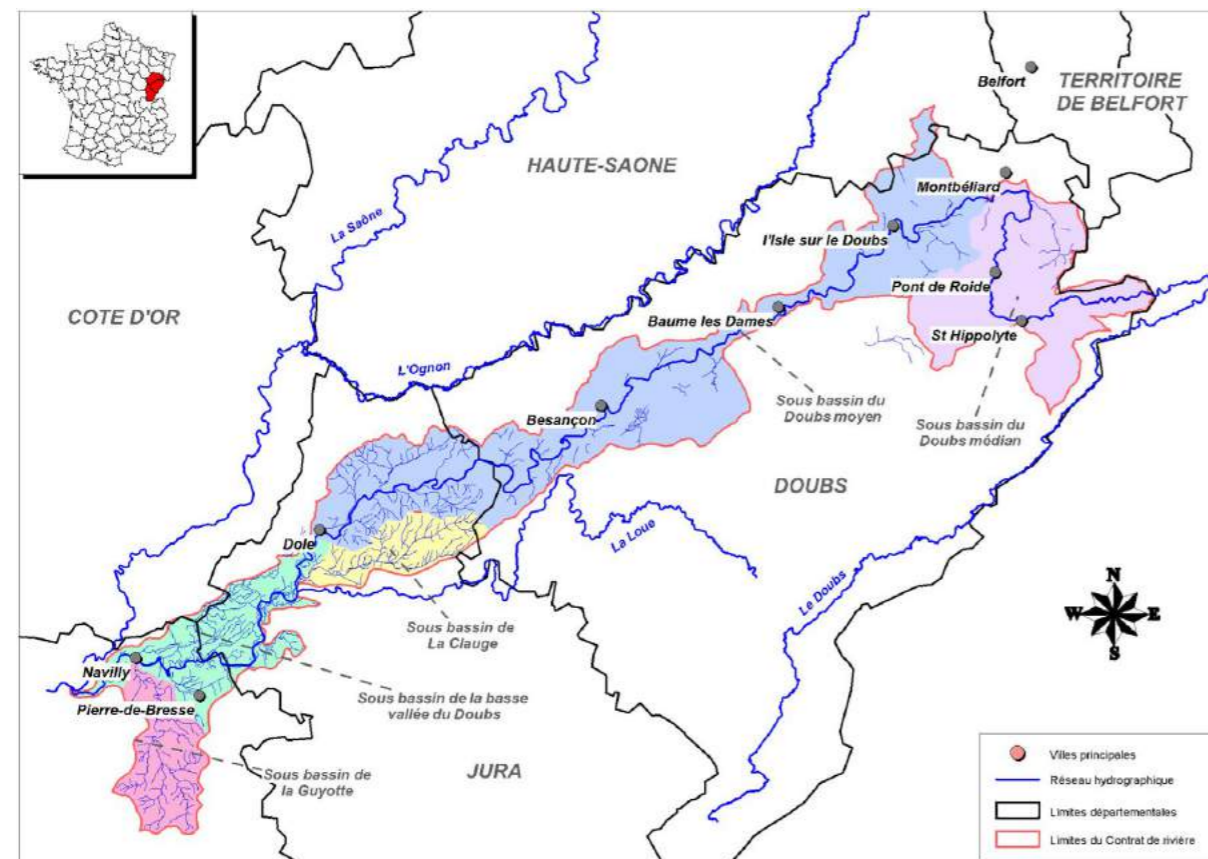


Figure n° 1 : localisation du territoire du Contrat de rivière « Vallée du Doubs et territoires associés » (source : EPTB Saône et Doubs).

La problématique des espèces végétales exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs

2.1 Un territoire sensible à l'invasion biologique végétale, comme beaucoup d'hydrosystèmes

2.1.1 Le phénomène d'invasion en milieu alluvial

2.1.1.1 Des conditions naturellement propices à l'invasivité

Tous les réseaux hydrographiques sont des corridors le long desquels les espèces végétales transitent et parfois, s'établissent. La dynamique fluviale facilite ces déplacements rapides de graines et de boutures et bouleverse, lors des épisodes de crues, la végétation riveraine. Dans les milieux riverains les plus bas topographiquement par rapport au lit mineur et dans les plus proches spatialement du lit mineur, le dépôt sédimentaire génère des plages de substrat nu et « réinitialise » ainsi la succession végétale riveraine (Bottolier-Curtet, 2010). Cette dernière présente la particularité d'être beaucoup plus rapide que la durée moyenne des successions végétales en milieu tempéré. Dès lors, les ouvertures et les perturbations créées au sein des habitats riverains, excessivement riches en nutriments et humides, offrent de l'espace et des ressources disponibles pour l'établissement d'une végétation pionnière (herbacée, arbustive, voire arborescente), dont la stratégie écologique est principalement colonisatrice. Elle se caractérise par une vitesse de croissance élevée, lui permettant de tirer plus rapidement profit de la situation que les autres, et un développement en masse (populations grégaires) pour produire un maximum de graines pendant que les conditions lui sont favorables. Ces semences sont dotées d'une bonne capacité de dispersion (Bottolier-Curtet, 2010 ; Branquart & Fried, 2016).



Figure n° 2 : matières déposées lors de la dernière crue du Doubs à Orchamps (39) ; des plantes pionnières, telles que la balsamine de l'Himalaya (au centre notamment), affectionnent ces substrats excessivement riches en nutriments (M. Vuilleminot, 2015).

Ces espèces capables de former très rapidement des populations envahissantes dès et tant que le milieu est perturbé sont qualifiées d'opportunistes ; lorsque les conditions écologiques se stabilisent, elles régressent au profit d'une végétation davantage apte à supporter la concurrence (Bottolier-Curtet, 2010 ; Branquart & Fried, 2016). Il s'agit le plus souvent de plantes annuelles. Elles se rencontrent dans les milieux aquatiques, mais typiquement aussi sur les plages de vases ou les bancs de sables et de graviers récemment déposés dans les milieux riverains.

Par ailleurs, il existe une autre catégorie d'espèces pionnières au tempérament envahissant, les dominantes (Branquart & Fried, 2016). Ces dernières correspondent plutôt à des espèces vivaces, nécessitant davantage de temps pour atteindre un développement spatial important, mais dont la très forte compétitivité leur permet de s'implanter et de monopoliser densément l'espace pour longtemps. L'arrêt de la perturbation ne les fait pas décliner. Sur les bords du Doubs, l'ortie en est un exemple flagrant.

2.1.1.2 L'aisance de certaines plantes exotiques

Ainsi, les rivières comme le Doubs, soumises régulièrement à un régime de crue, abritent des végétations habituées à la stimulation de nombreux processus éco-

logiques et composées d'un certain nombre d'espèces envahissantes, opportunistes ou dominantes, enclines à supporter les perturbations naturelles et à cicatrifier les espaces bouleversés. Cependant, une part croissante de ces espèces envahissantes correspond à des espèces exotiques, c'est-à-dire des plantes originaires d'une autre région du monde et qui ont été importées/introduites par l'Homme, intentionnellement ou non, puis qui se sont naturalisées, c'est-à-dire qu'elles se sont acclimatées à leur nouvel environnement jusqu'à se reproduire et se disperser spontanément jusque dans les milieux naturels, en y formant souvent des populations denses.



Figure n° 3 : la renouée de Bohême, une plante vivace bien adaptée aux alluvions régulièrement remaniées par les crues (L. Mischler, Boussières [25]).



Figure n° 4 : friche alluviale à topinambour en basse vallée du Doubs, colonisant de proche en proche les espaces de graviers et de sables mis à nus, par les crues ou les activités humaines (M. Vuilleminot, Molay [39], 2011).

Le succès de ces plantes est expliqué, selon les cas, par divers facteurs, mais parmi les plus souvent avancés figurent le fait que ces espèces aient été introduites sans leur cortège d'organismes associés (prédateurs, pathogènes, compétiteurs, etc.) et l'absence de coévolution avec les organismes indigènes (Bottolier-Curtet, 2010). Ainsi, ces derniers sont moins adaptés pour interagir avec ces nouvelles espèces, qui par ailleurs se trouvent libérées de régulation naturelle.

En outre, plus des trois quarts des plantes exotiques envahissantes qui prolifèrent dans les écosystèmes semi-naturels sont des espèces introduites pour orner les parcs et les jardins (Branquart & Fried, 2016). Bien sûr, l'horticulture et le paysagisme sont des domaines d'activité commerciale qui recourent beaucoup plus que d'autres quantitativement à des végétaux exotiques, mais cette forte proportion s'explique aussi grâce aux critères de sélection de ces végétaux introduits, parfois sujets à des manipulations horticoles (hybridations) : gigantisme, croissance rapide, floraison abondante et souvent automnale, résistance au stress et à la pollution élevée, aptitude au clonage, etc.

De plus, l'introduction de plusieurs espèces ornementales apparentées dans un même lieu et les usages multiples et répétés favorisent les contacts et les hybridations, entre espèces cultivées ou avec des plantes ornementales déjà échappées dans la nature (Schnitzler, 2012). Ces échanges de gènes, ainsi que les mutations spontanées, peuvent modifier le génome des taxons cultivés et leur permettre de s'établir dans les zones proches des cultures, s'adapter aux condi-

tions locales, et occuper des habitats de plus en plus variés. Ces évolutions génétiques provoqueraient ou accéléreraient le processus de feralisation (retour à l'état sauvage et adaptation à leurs nouveaux milieux naturels) des plantes cultivées (Schnitzler, 2012).

Pour toutes ces raisons biologiques, les espèces exotiques abritent une proportion d'espèces susceptibles de devenir envahissantes beaucoup plus importante (jusqu'à six fois plus) qu'au sein des espèces indigènes (Branquart & Fried, 2016). Il convient toutefois de noter qu'il serait plus juste de parler de populations envahissantes, notamment parce que toutes les populations d'une même espèce ne sont pas susceptibles de devenir envahissantes (Sarat *et al.*, 2015).

Comme il l'a été vu précédemment, les cours d'eau sont donc naturellement sujets à l'envahissement par les plantes, quel que soit leur origine. Toutefois, le fait marquant, surtout depuis le début du XX^e siècle, est l'accroissement permanent de la part des espèces exotiques dans ces milieux riverains. Dans le territoire du Contrat de rivière, il a par exemple été montré que parmi vingt-six espèces végétales exotiques observées en 2005 dans la basse vallée du Doubs, seulement la moitié d'entre elles avaient été observées en 1988 (Vuilleminot, 2005)⁵. En 1988 n'étaient par exemple pas citées en basse vallée des espèces assez communes aujourd'hui, comme le bident à fruits noirs (*Bidens frondosa*) et l'ambrosie à feuilles d'armoise (*Ambrosia artemisiifolia*), ou des espèces plus rares telles que la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*) et le faux-indigo (*Amorpha fruticosa*).

2.1.1.3 Le rôle des activités humaines dans l'introduction et l'installation des plantes exotiques envahissantes

Sachant qu'il est clairement démontré que les espèces exotiques se concentrent là où les activités humaines sont les plus intenses (Beisel & Lévêque, 2010), cet accroissement d'espèces exotiques le long de certaines rivières est à relier à deux causes principales :

- la mobilité et les échanges internationaux introduisent toujours plus d'espèces exotiques, volontairement ou involontairement ; les activités humaines se concentrant dans les vallées (zones urbaines, industrielles et commerciales ; réseaux de transports : fluviaux, routiers et ferroviaires ; cultures maraîchères et horticoles ; etc.), il est logique que les berges des rivières traversant ces espaces acquièrent certaines de ces espèces. Dans le territoire du Contrat de rivière de la vallée du Doubs, cette acquisition d'espèces est

observable aux abords des agglomérations et des anciennes installations industrielles (anciennes forges, usines, etc.) ;

- la majeure partie des cours d'eau a fait l'objet au cours du XX^e siècle essentiellement de profondes modifications physiques et chimiques : simplification géomorphologique et enrochement des berges, extraction de volumes importants de granulats provoquant une incision du lit mineur et une déconnexion de certaines zones du système aquatique et de la nappe phréatique, développement des zones urbaines et agricoles au détriment des habitats alluviaux, suppression des ripisylves ou conversion en peupleraies, eutrophication et pollutions diverses, création d'ouvrages ralentissant le débit et accroissant la température de l'eau, dépôts sauvages de décombres et de déchets verts, etc. Toutes ces altérations sont considérées comme responsables de profonds impacts sur le fonctionnement des cours d'eau. Dès lors, la fragilisation des communautés végétales riveraines induite par ces modifications des conditions environnementales est supposée ou identifiée comme responsable du succès de l'invasion biologique végétale (Bottolier-Curtet, 2010). Cette dégradation généralisée de l'environnement déstabilise les chaînes alimentaires, affaiblit les mécanismes de régulation des populations et facilite l'émergence d'espèces envahissantes (Branquart & Fried, 2016).

2.1.2 Les végétations rivulaires envahies

2.1.2.1 En Franche-Comté

Ainsi, il est communément admis que les écosystèmes aquatiques continentaux sont particulièrement vulnérables aux espèces exotiques envahissantes et figurent parmi les plus envahis au monde (Collectif, 2010). En Franche-Comté, cette situation se vérifie clairement (Vuilleminot *et al.*, 2016). D'après la base de données géographiques régionales des cartographies de végétation⁶, 90 % des groupements végétaux d'intérêt patrimonial concernés par une atteinte « espèce exotique » correspondent à des végétations humides ou aquatiques :

- des forêts à bois dur humides (*Querco - Fagetea* [*Fraxino - Quercion*]) et ripicoles (*Querco - Fagetea* [*Alnion incanae*]), des saulaies ripicoles (*Salicetea*), des aulnaies marécageuses (*Alnetea*), ainsi que des fourrés au contact de ces derniers groupements forestiers (*Rhamno - Prunetea*) ;

⁵ Parmi les treize espèces non observées en 1988, il est possible que deux d'entre elles n'étaient tout simplement pas correctement identifiées à cette époque : *Elodea nuttallii* et *Reynoutria xbohemica*.

⁶ Version de novembre 2015

- des végétations humides à hautes herbes (*Filipendulo - Convolvuletea*) et des roselières (*Phragmiti - Magnocaricetea*) ;
- des herbiers aquatiques (*Potametea*).

2.1.2.2 Dans la vallée du Doubs

1/ Les informations extraites des études typologiques d'habitats naturels

Dans la vallée du Doubs, plusieurs études récentes des végétations riveraines confirment et précisent ce constat (Boucard & Ballaydier, 2015 ; Collaud, 2011 ; Geslin & Le Mell, 2016 et 2017 ; Théaud, 2017 ; Vuilleminot & Hans, 2006). Parmi les dix catégories de groupements végétaux identifiés comme particulièrement sujettes à l'invasion d'espèces exotiques (tableau n° 1), une concerne des végétations aquatiques et huit concernent des végétations humides au sens de la loi sur l'eau (Ferrez et al., 2011). Par ailleurs, huit correspondent à des habitats visés par la directive Habitats-Faune-Flore et un est d'intérêt régional. Le seul habitat sans intérêt patrimonial officiel demeure néanmoins très original (*Falcaris - Poion*), puisqu'il s'agit d'une friche des zones de dépôts d'alluvions grossières des bords du lit mineur, essentiellement localisées en Franche-Comté dans les basses vallées du Doubs et de la Loue.

Par ailleurs, ces mêmes études rapportent la présence d'au moins trois groupements végétaux structurés par des espèces exotiques envahissantes observés à plusieurs reprises dans la vallée du Doubs :

- un herbier aquatique (*Elodeetum canadensis* Pignatti 1953) dominé par des élodées américaines (*Elodea canadensis* ou *Elodea nuttallii*) ;
- une forêt alluviale (*Deschampsio cespitosae - Aceretum negundo* Felzines et Loiseau in J.-M. Royer et al. 2006) dont la strate arborée est marquée par la forte présence de l'érable *negundo* (*Acer negundo*), un arbre nord-américain ; cette forêt, décrite initialement des vallées de la Loire et de l'Allier, est considérée comme un néogroupement forestier alluvial, apparu il y a moins d'un siècle et en extension, trouvant son optimum dans les bras secondaires colmatés et soumis aux crues annuelles (Royer et al., 2006) ;
- une friche alluviale (groupement à *Helianthus tuberosus* Oberd. 1993 *nom. inval.*) à topinambour (*Helianthus tuberosus*), astéracée nord-américaine, se développant sur des substrats constitués de sables et de petits graviers dans des secteurs remaniés par les crues du Doubs.



Figure n° 5 : herbier d'élodée du Canada dans la Loue (E. Hans, Arc-et-Senans [25], 2006).

Il convient de noter enfin que ces études mentionnent, concernant les mégaphorbiaies eutrophes des eaux douces (*Convolvulion sepium*), des envahissements monospécifiques parfois très importants par les renouées asiatiques, par la balsamine de l'Himalaya, par les solidages nord-américains ou encore par les asters nord-américains. Ces formations sont ici apparentées à des faciès de ces mégaphorbiaies eutrophes, mais, étant donné le caractère commun depuis quelques décennies en Europe de ces nouvelles végétations le long des fleuves, certains phytosociologues proposent de toutes les individualiser.

2/ Analyse du niveau d'invasion des différents groupements végétaux rivulaires

Dans le but d'objectiver le degré d'invasion des végétations rivulaires de la vallée du Doubs et les facteurs intervenant dans l'invasion de ces végétations, Nicod (2017) s'est intéressé aux relevés phytosociologiques disponibles pour dix-huit groupements végétaux humides identifiés dans les études citées précédemment. La synthèse de ce travail figure dans l'annexe 1.3. Ses analyses pointent huit groupements significativement envahis par des plantes exotiques, en ce qui concerne le pourcentage d'espèces exotiques par rapport au nombre total d'espèces ou le pourcentage de recouvrement des espèces exotiques (figures n°6 et 7).

Tableau n° 1 : liste des catégories phytosociologiques de groupements végétaux identifiées comme particulièrement sujettes à l'invasion par des espèces exotiques dans la vallée du Doubs.

alliance phytosociologique	CORINE_code	CORINE_intitulé	Natura_code	Natura_intitulé	intérêt	nature de zone humide
<i>Potamion pectinati</i> (W.Koch) Libbert 1931	22.42	Groupements de petits Potamots	3150-1	Plans d'eau eutrophes avec végétation enracinée avec ou sans feuilles flottantes	international (Natura)	A (groupement aquatique)
<i>Bidention tripartitae</i> Nordhagen 1940	24.52	Groupements euro-sibériens annuels des vases fluviaux	3270-1	Bidention des rivières et <i>Chenopodium rubri</i> (hors Loire)	international (Natura)	H (groupement humide)
<i>Chenopodium rubri</i> (Tüxen ex Poli et J. Tüxen) Kopecky 1969	24.52	Groupements euro-sibériens annuels des vases fluviaux	3270-1	Bidention des rivières et <i>Chenopodium rubri</i> (hors Loire)	international (Natura)	H (groupement humide)
<i>Falcaris vulgaris - Poion angustifoliae</i> H.Passarge 1989	24.22	Bancs de graviers végétalisés	-	-	-	-
<i>Convolvulion sepium</i> Tüxen in Oberd. 1957	37.71	Ourlets des cours d'eau	6430-4	Mégaphorbiaies eutrophes des eaux douces	international (Natura)	H (groupement humide)
<i>Thalictro flavi - Filipendulion ulmariae</i> B.Foucault in Royer et al. 2006	37.1	Communautés à reine des prés et communautés associées	6430-1	Mégaphorbiaies mésotrophes collinéennes	international (Natura)	H (groupement humide)
<i>Filipendulion ulmariae</i> Segal ex Lohmeyer in Oberd. et al. 1967	37.1	Communautés à reine des prés et communautés associées	6430-2	Mégaphorbiaies mésotrophes montagnardes	international (Natura)	H (groupement humide)
<i>Salicion triandrae</i> T.Müll. et Görs 1958	44.121 et 44.12	Saussaies à Osier et <i>Salix triandra</i> et Saussaies de plaine, collinéennes et méditerranéo-montagnardes	-	-	régional	H (groupement humide)
<i>Salicion albae</i> Soó 1930	44.13	Forêts galeries de Saules blancs	91E0-1*	Saulaies arborescentes à Saule blanc	international (Natura)	H (groupement humide)
<i>Alnion incanae</i> Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski et Wallisch 1928	44.33	Bois de Frênes et d'Aulnes des rivières à eaux lentes	91E0-9	Frênaies-ormaies atlantiques à Aegopode des rivières à cours lent	international (Natura)	H (groupement humide)

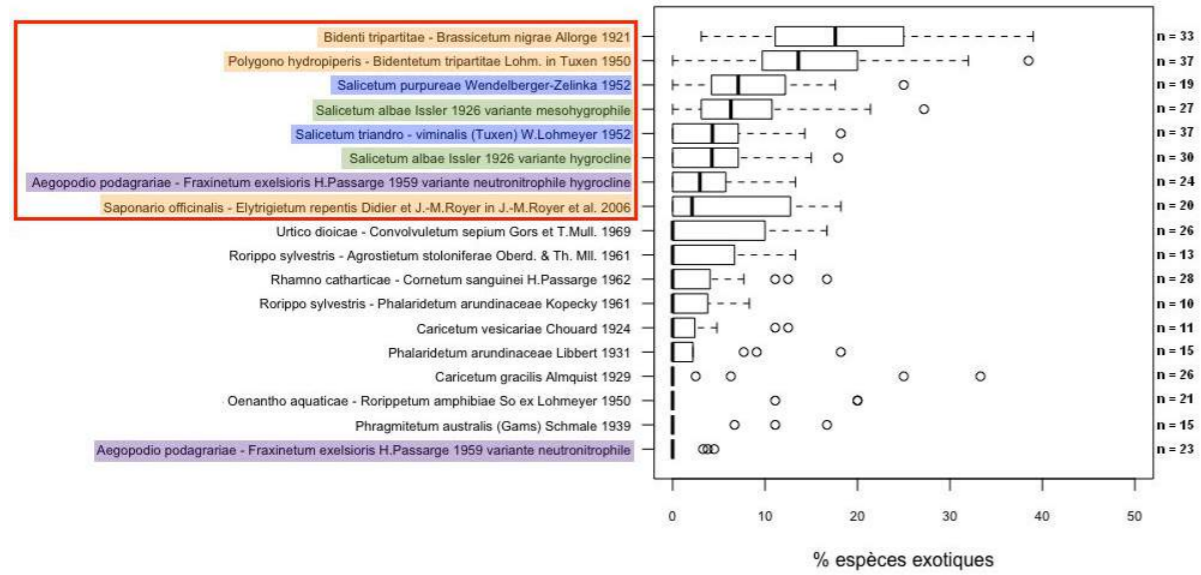


Figure n° 6 : pourcentage d'espèces exotiques par rapport au nombre total d'espèces composant les différents groupements végétaux analysés dans la vallée du Doubs. Les boîtes représentent l'espace interquartile, la ligne verticale épaisse la médiane. Les cercles indiquent les valeurs extrêmes (n = nombre de relevés). Adaptées de Nicod (2017).

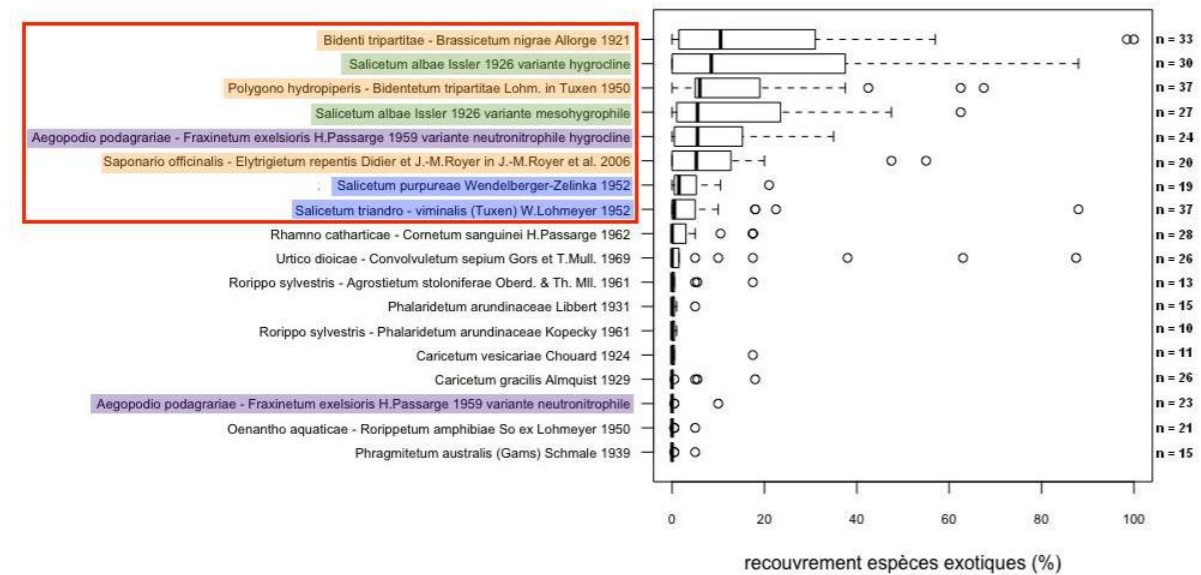


Figure n° 7 : pourcentage de recouvrement des espèces exotiques par rapport au nombre total d'espèces composant les différents groupements végétaux analysés dans la vallée du Doubs. Les boîtes représentent l'espace interquartile, la ligne verticale épaisse la médiane. Les cercles indiquent les valeurs extrêmes (n = nombre de relevés). Adaptées de Nicod (2017).

Les groupements d'émersion temporaire colonisant les grèves de galets et les sables du lit mineur (*Bidenti* - *Brassicetum*) et les sols limono-vaseux (*Polygono* - *Bidentetum*) sont sans conteste les communautés les plus envahies. Située à un niveau topographique supérieur, la friche mésoxérophile des dépôts d'alluvions grossières (*Saponario* - *Elytrigietum*) figure également parmi les huit communautés les plus envahies. Cependant, par ordre décroissant, c'est la saulaie blanche (*Salicetum albae*) qui se place immédiatement derrière les végétations de grèves, dans ses deux

variantes, mésohygrophile et hygrocline, identifiées antérieurement dans la vallée du Doubs. Les saulaies arbustives pionnières (*Salicetum purpureae* et *Salicetum triandro* - *viminalis*) sont bien envahies si on considère le pourcentage d'espèces exotiques présentes dans les relevés, mais peu envahies au regard du recouvrement des espèces exotiques. Enfin, derrière la saulaie blanche figure aussi l'aulnaie - frênaie (*Aegopodio* - *Fraxinetum*), aussi bien en matière de pourcentage d'espèces exotiques par rapport au nombre total d'espèces que de pourcentage de recouvrement. Il est

intéressant de noter que seule la variante neutronitrophile hygrocline de cette aulnaie-frênaie, identifiée antérieurement dans la vallée du Doubs, est concernée par cette situation. La variante neutronitrocline présente un très faible niveau d'envahissement, qui la place parmi les derniers des dix-huit groupements étudiés.



Figure n° 8 : groupement des plages exondées du *Polygono* - *Bidentetum* en basse vallée du Doubs (M. Vuilleminot, 2011).



Figure n° 9 : aulnaie-frênaie riveraine de l'*Aegopodio* - *Fraxinetum* (E. Hans, 2006).

De manière surprenante, parmi les groupements végétaux peu à très peu envahis tels que les dépressions inondables (*Rorippo* - *Agrostietum*), les cariçaias (*Caricetum vesicariae*, *Caricetum gracilis*), les petites et grandes roselières (*Oenanthe* - *Rorippetum*, *Rorippo* - *Phalaridetum*, *Phalaridetum*, *Phragmitetum*) et les fruticées (*Rhamno* - *Cornetum*), figure la mégaphorbiaie nitrophile à ortie (*Urtico* - *Convolvuletum*), pourtant régulièrement considérée, dans plusieurs des études typologiques cités précédemment, comme une communauté végétale sensible à l'envahissement. Ce résultat provient potentiellement du fait :

- que les relevés phytosociologiques utilisés lors de cette analyse sous-représentent la réalité de l'envahissement, en évitant les situations fortement dominées par des espèces exotiques⁷ ;
- que certains relevés phytosociologiques de mégaphorbiaies très envahies ne sont pas rattachés phytosociologiquement à l'*Urtico* - *Convolvuletum*, puisque les auteurs de ces relevés considèrent qu'à de tels niveaux d'envahissement il ne s'agit plus de simples faciès de la mégaphorbiaie à ortie mais de groupements à part entière (formations à asters américains, à topinambour, etc.).

Cela étant, même si Nicod (2017) relève un assez faible niveau d'envahissement global de l'*Urtico* - *Convolvuletum*, ses analyses montrent quand même que ce groupement végétal est celui qui présente le plus de valeurs extrêmes en matière de recouvrement en espèces exotiques. Les situations de fort envahissement existent donc, mais elles ne seraient, globalement, pas si fréquentes que certains auteurs de typologie le décrivent. À titre indicatif, la cartographie des habitats de la basse vallée du Doubs révèle que la mégaphorbiaie nitrophile à ortie est affectée par une ou plusieurs espèces exotiques sur 18 % de sa surface (Geslin & Le Mell, 2016 et 2017).

⁷ Les relevés exploités ont été réalisés dans le cadre d'études descriptives des végétations, dont le but est d'élaborer une typologie à la fois représentative des territoires concernés, mais également conforme à la description originelle des communautés végétales. Les observateurs peuvent alors avoir recherché des individus de communautés bien exprimés et de bonne typicité floristique. Ainsi, ils peuvent avoir évité les situations fortement dominées par des espèces exotiques.



Figure n° 10 : mégaphorbiaie de l'*Urtico - Convolvuletum*, dominée ici par la balsamine de l'Himalaya ; berge du Doubs à Osselle (25) (M. Vuilleminot).

Globalement, les résultats de l'analyse du niveau d'envahissement des groupements végétaux rivulaires de la vallée du Doubs sont en accord avec le fait que les perturbations favorisent le développement des espèces exotiques, qu'elles soient d'origine naturelles (Schnitzler *et al.*, 2007 ; Stokes, 2008) ou anthropiques (Richardson *et al.*, 2007). En effet, les groupements rivulaires les plus envahis, à la fois au regard de la proportion d'espèces exotiques et au regard du recouvrement de ces espèces, correspondent pour la plupart aux végétations qui subissent le plus de perturbations de la part des crues (communautés des bancs de graviers et de vases et ripisylves des niveaux topographiques inférieurs). D'une manière générale, il est admis, en écologie des invasions, que les groupements les plus perturbés sont les plus envahis (Liendo *et al.*, 2013 ; Campos *et al.*, 2013).

Concernant les espèces exotiques en cause dans l'envahissement des huit groupements identifiés par Nicod (2017), il s'avère que les groupements végétaux des niveaux topographiques inférieurs régulièrement balayés par les crues et constitués surtout d'alluvions (*Bidenti - Brassicetum*, *Polygono - Bidentetum*, *Saponario - Elytrigietum*, *Salicetum purpureae*) sont envahis majoritairement par des espèces annuelles (*Ambrosia artemisiifolia*, *Amaranthus hybridus*, *Panicum capillare*, *Echinochloa crus-galli*, *Datura stramonium*, etc.) et bisannuelles (*Erigeron annuus*). Quelques espèces exotiques vivaces sont toutefois liées aux groupements de hauts de grèves (*Helianthus tuberosus*, *Symphotrichum x salignum*).

Les groupements végétaux plus matures ou des niveaux topographiques supérieurs (*Salicetum triandro - viminalis*, *Salicetum albae*, *Rhamno - Cornetum*, *Aegopodio - Fraxinetum*, *Urtico - Convolvuletum*) sont envahis majoritairement par des espèces de haute taille très compétitives, vivaces (*Reynoutria japonica*, *Acer negundo*, *Helianthus tuberosus*) ou annuelle (*Impatiens glandulifera*). Quant aux petites et grandes roselières et aux cariçaies, elles ne sont quasiment concernées que par une espèce annuelle : *Bidens frondosa*.

3/ Comparaison du niveau d'envahissement entre les végétations rivulaires

En s'intéressant aux facteurs intervenant dans l'envahissement de ces végétations, Nicod (2017) montre l'importance de la lumière au sol pour le développement des espèces exotiques envahissantes. L'avantage compétitif des espèces exotiques sur les espèces natives étant plus important aux premiers niveaux du processus d'invasion (Gioria & Osborne, 2014), elles se développent préférentiellement dans des milieux où la quantité de lumière est plus importante, leur aptitude à la compétition n'étant pas impactée par un niveau d'ombrage élevé.

Les relevés de la vallée du Doubs montrent aussi qu'une strate buissonnante très recouvrante est corrélée avec un indice d'envahissement faible. On peut supposer que les essences arbustives, de par leur taille et lorsqu'elles occupent une surface importante, limitent le succès d'invasion d'espèces exotiques de grande taille. Cependant, le pourcentage d'espèces compétitives natives de la strate herbacée dans les communautés ne semble pas affecter le niveau d'invasion par ces espèces exotiques. Les espèces compétitives natives n'empêchent pas l'installation et le développement d'espèces exotiques compétitives de grande taille car, pour des espèces avec des traits fonctionnels similaires, ces dernières sont nettement plus aptes à la compétition (Bottolier-Curtet, 2010).

4/ Comparaison du niveau d'envahissement entre les deux ripisylves les plus fréquentes de la vallée du Doubs

Comme l'ont montré les résultats précédents, chaque groupement végétal rivulaire présente un profil floristique et écologique, susceptible d'expliquer sa sensibilité à l'envahissement par des espèces exotiques. Toutefois, certaines communautés présentent une forte variabilité dans leur propre niveau d'envahissement d'un site à l'autre et il s'avère intéressant d'en chercher les raisons. Dans ce but, Nicod (2017) a étudié les deux ripisylves les plus fréquentes de la vallée du Doubs : la saulaie blanche (*Salicetum albae*) et l'aulnaie-frênaie (*Aegopodio - Fraxinetum*). Des

relevés phytosociologiques ont été réalisés du Doubs médian à la basse vallée du Doubs dans ces milieux, afin de renseigner un indice d'envahissement par des espèces exotiques. En complément, une évaluation de la qualité écologique de ces habitats rivulaires a été faite grâce à une méthode et un indice proposés dans la littérature et parfaitement adaptés aux ripisylves (QBR index). Cette évaluation intègre des facteurs biotiques (recouvrement total de la végétation riveraine, structure et qualité du recouvrement) et abiotiques (modification des berges du cours d'eau). Enfin, l'indice d'envahissement des habitats a été confronté à l'indice de qualité de ces habitats. La synthèse de ce travail figure dans l'annexe 1.3.

Les résultats montrent par exemple que le niveau d'envahissement du *Salicetum albae* est significativement influencé par l'altitude, puisque les saulaies de la moitié inférieure du linéaire prospecté (en deçà de 250 m d'altitude) sont beaucoup plus envahies (figure n°11). Cela paraît cohérent : plus l'altitude s'abaisse, moins les conditions climatiques sont rudes, plus les perturbations sont fréquentes et intenses et plus la pression de propagules d'espèces exotiques est élevée. Par contre, l'*Aegopodio - Fraxinetum* ne présente pas de différence d'envahissement entre l'amont et l'aval. Ce constat met probablement en évidence le rôle sûrement prépondérant de la fréquence et de l'intensité des crues dans la dispersion et l'installation des plantes exotiques envahissantes. S'agissant d'une ripisylve de haut de berge, l'aulnaie-frênaie est moins concernée par ces variations du niveau des crues entre l'amont et l'aval ; elle reçoit donc moins de propagules et est moins réceptive puisqu'elle est plus stable, le substrat et la couverture végétale n'étant pas régulièrement remaniés.

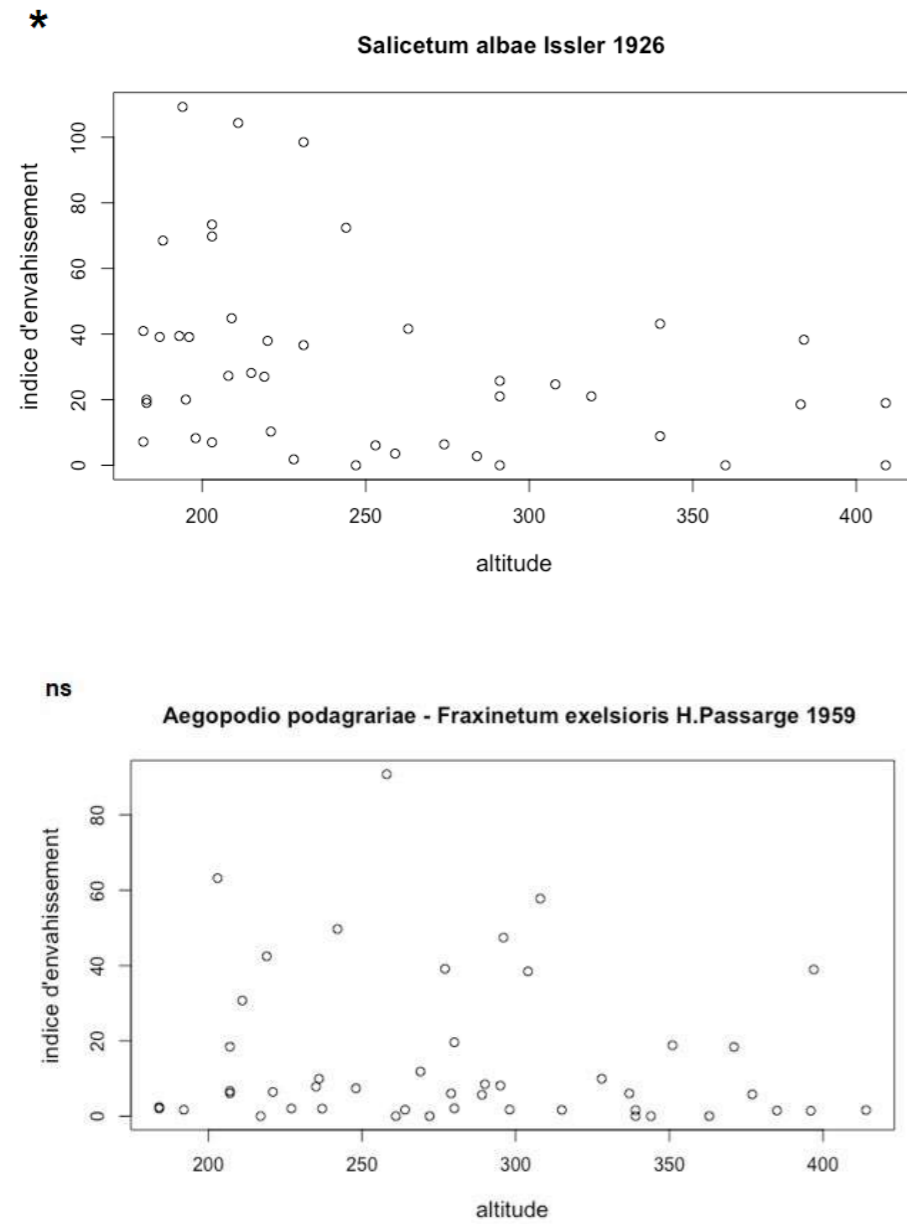


Figure n° 11 : graphiques présentant les valeurs de l'indice d'envahissement par des espèces exotiques en fonction de l'altitude, pour le *Salicetum albae* (rho de Spearman = -0,36 ; p-value = 0,01) et l'*Aegopodio - Fraxinetum* (rho de Spearman = -0,18 ; p-value = 0,21). D'après Nicod (2017).

Sur le plan du niveau d'envahissement, les relevés réalisés dans le cadre de cette étude montrent que très peu de ripisylves montrent une absence d'espèces exotiques (figure n°12) ; 13 % pour l'*Aegopodio - Fraxinetum* et seulement 9 % pour le *Salicetum albae*. Parmi les ripisylves envahies, l'*Aegopodio - Fraxinetum* s'illustre également par un niveau d'envahissement bien moindre que le *Salicetum albae* : 21 % des aulnaies-frênaies présentent un niveau d'envahissement

modéré à fort, contre 58 % pour les saulaies blanches⁸. De même, 4 % seulement des aulnaies-frênaies présentent un niveau d'envahissement fort, contre 16 % pour les saulaies blanches. Ces valeurs confirment la

⁸ A titre indicatif (puisque la méthodologie de recueil des données n'est pas la même), la cartographie des habitats de la basse vallée du Doubs (Geslin & Le Mell, 2016 et 2017) révèle que 64 % de la surface de la saulaie blanche est affectée par une ou plusieurs espèces exotiques, ce qui est proche des résultats de Nicod (2017) pour ce même habitat dans l'ensemble de la vallée du Doubs (58 % des relevés). En revanche, Geslin & Le Mell (2016 et 2017) indiquent 43 % de la surface de l'*Aegopodio - Fraxinetum* dans la basse vallée, alors que Nicod (2017) considère que l'envahissement par des espèces exotiques est significatif pour 21 % des relevés dans l'ensemble de la vallée du Doubs.

grande sensibilité des ripisylves des régions tempérées aux invasions végétales. En outre, les résultats montrent que, dans ce territoire, la saulaie blanche est nettement plus envahie que l'aulnaie-frênaie ; cette différence a déjà été identifiée dans d'autres territoires, tels que dans la vallée de la Moselle (Schnitzler & Aumaitre, 2008), mais dans le cas de la vallée du Doubs cet écart semble encore plus prononcé. Ces derniers auteurs expliquent la moindre sensibilité de l'aulnaie-frênaie à l'envahissement par des facteurs tels que l'ombrage plus important (densité de la canopée), la moindre réceptivité de propagules apportées par les crues étant donné le plus grand éloignement avec la rivière ou la plus grande richesse spécifique en espèces natives, qui réduiraient la disponibilité d'accueil pour de nouvelles espèces.

Concernant la qualité écologique de l'habitat rivulaire, Nicod (2017) montre que cette dernière n'a pas d'influence quant au niveau d'envahissement par des espèces exotiques pour l'*Aegopodio - Fraxinetum* (figure n°13). En revanche, les saulaies blanches de bonne qualité ont tendance à être nettement plus envahies que les saulaies blanches de mauvaise qualité.

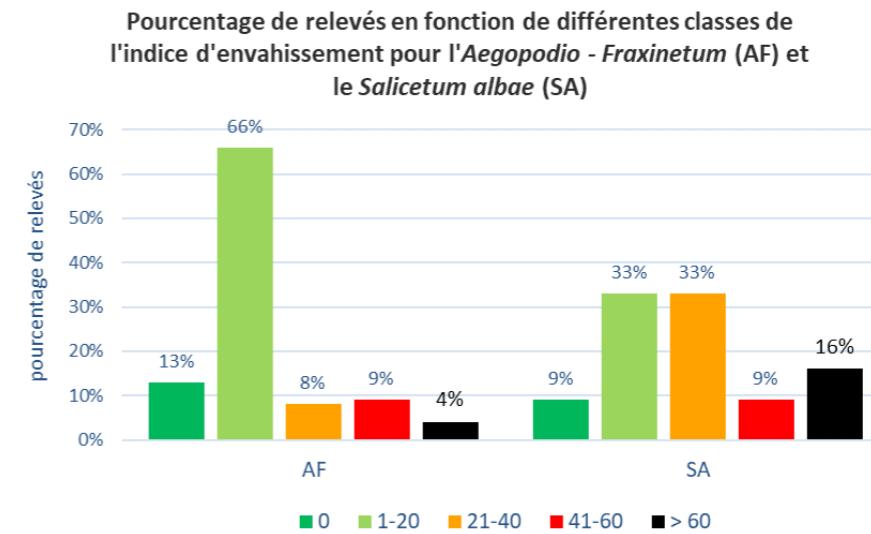


Figure n° 12 : valeurs de l'indice d'envahissement (séparées en cinq classes : 0, 1 à 20, 21 à 40, 41 à 60 et plus de 60), pour l'*Aegopodio - Fraxinetum* et le *Salicetum albae*.

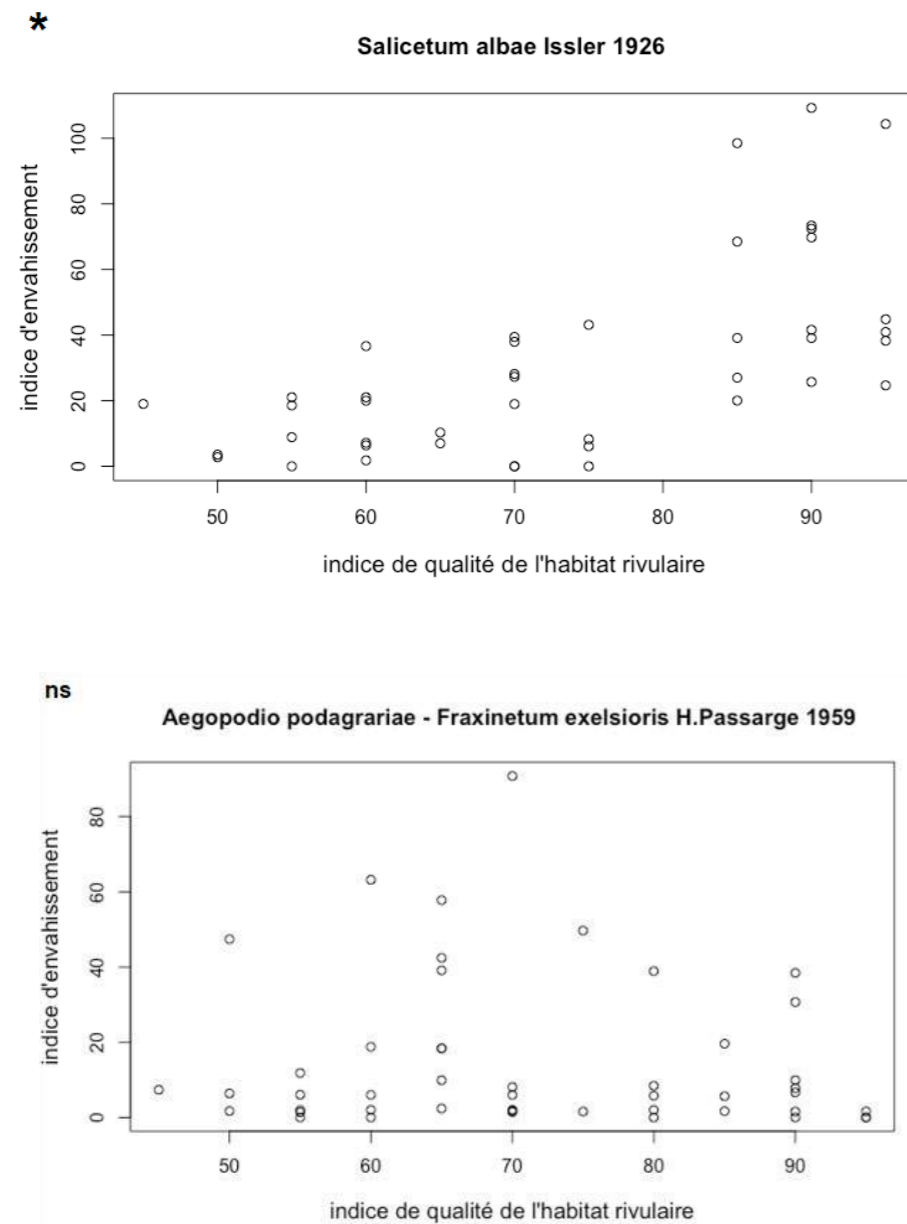


Figure n° 13 : graphiques présentant les valeurs de l'indice d'invasion par des espèces exotiques en fonction de l'indice de qualité de l'habitat rivulaire (QBR index), pour le *Salicetum albae* (rho de Spearman = 0,67 ; p-value = $7,3 \times 10^{-7}$) et l'*Aegopodio - Fraxinetum* (rho de Spearman = -0,15 ; p-value = 0,31). D'après Nicod (2017).

Ainsi, pour les saulaies, les perturbations naturelles sont déterminantes dans l'invasion. Autrement dit, les saulaies les plus fonctionnelles, c'est-à-dire les mieux constituées structurellement, développées sur des berges naturelles, et les plus sujettes aux crues, sont bien davantage envahies.

Par ailleurs, il est mis en évidence que la variante mésohygrophile est autant envahie que la variante hygrocline, ce qui confirme les résultats de l'analyse des relevés réalisés au cours d'autres études (voir 2 du 2.1.2.2). Par contre, ces résultats diffèrent des observations de Vuilleminot & Hans (2006), qui indiquaient

que la variante hygrocline était davantage concernée par les espèces exotiques telles qu'*Acer negundo*, *Helianthus tuberosus* et *Reynoutria sp.* Il semblerait que ce ne soit finalement pas le cas. Cela confirmerait notamment l'assez large tolérance hydrique de l'érable *negundo*, mise en évidence par d'autres auteurs.

Pour l'*Aegopodio - Fraxinetum*, la qualité écologique de l'habitat rivulaire n'a donc pas d'influence dans le niveau d'invasion. En revanche, le niveau trophique du sol semble jouer un rôle. En effet, la variante neutro-nitrophile hygrocline est nettement plus envahie que la variante neutrocline (presque

mésophile). Cette observation confirme le fait que la disponibilité azotée soit un facteur favorisant pour l'invasion végétale. Toutefois, il se peut aussi que la structure de la variante neutrocline ait également une influence ; cette dernière présente généralement une strate arbustive plus riche et dense que la variante nitrophile (Vuilleminot & Hans, 2006)⁹. Davantage de recouvrement et de diversité des strates arborées et arbustives ont déjà été identifiés comme défavorables pour l'invasion par des espèces exotiques (voir 3 du 2.1.2.2). Théaud (2017) fait la même observation à la confluence du Doubs et de la Loue : il note, dans le cas de l'érable *negundo*, que celui-ci pénètre peu dans l'*Aegopodio - Fraxinetum*, et attribue notamment cette « résistance au déficit d'ouvertures dans la structure (canopée dense, bloc compact de la strate arbustive [*Rhamno - Cornetum*]) (...) ». Sur ce point, Nicod (2017) soulève quand même le problème du dépérissement du frêne à cause d'une maladie provoquée par un champignon asiatique, *Hymenoscyphus fraxineus*. La déstabilisation de la strate arborée de l'aulnaie-frênaie pourrait potentiellement permettre à d'autres espèces, notamment des espèces exotiques comme le robinier faux-acacia, de se développer.

2.1.3 Des invasions d'abord indicatrices du dynamisme de la rivière ?

Toutes les analyses précédentes sur l'invasion des végétations rivulaires convergent sur le fait que plus un habitat rivulaire est perturbé (fréquemment et fortement), plus il est vulnérable à la colonisation par des espèces exotiques. Cependant, en l'occurrence, ces résultats mettent surtout en évidence le rôle des perturbations naturelles dans l'invasion. En effet, il a été vu que les groupements rivulaires de la vallée du Doubs les plus envahis, à la fois au regard de la proportion d'espèces exotiques et au regard du recouvrement de ces espèces, correspondent pour la plupart aux végétations qui subissent le plus de perturbations de la part des crues (communautés des bancs de graviers et de vases et ripisylves des niveaux topographiques inférieurs). De plus, à travers l'étude des deux ripisylves de la vallée du Doubs, il a été montré que les boisements les plus fonctionnels et les plus proches topographiquement du cours d'eau sont les plus vulnérables à l'invasion par des espèces exotiques (les saulaies blanches de bonne qualité écologique).

Par conséquent, il peut en être déduit que l'invasion des végétations rivulaires par des espèces exotiques est un indicateur positif du dynamisme de la rivière. Cela semble contredire certaines hypothèses en écologie des invasions qui avancent que la pres-

sion 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). A l'issue de son étude sur les invasions végétales dans les écosystèmes riverains du bassin Adour-Garonne, Bottolier-Curtet (2010) concluait aussi sur « la remise en cause de l'idée reçue que la présence d'une espèce envahissante dans les milieux naturels est systématiquement associée à des « dysfonctionnements » de l'écosystème ».

Cependant, si l'abondance en espèces exotiques des milieux rivulaires du Doubs peut être interprétée effectivement comme un signe de bonne fonctionnalité hydraulique des habitats concernés, cela ne signifie pas pour autant que ces milieux ne dysfonctionnent pas sur d'autres points (eutrophisation et pollutions diverses, augmentation de la température de l'eau, abaissement des nappes, etc.). Par ailleurs, cela ne dit rien non plus de l'impact de la présence de ces espèces exotiques dans ces milieux. Enfin, ce constat sur le fait que des habitats de bonne qualité écologique puissent être davantage envahis que des habitats altérés ne concerne ici que le cas des cours d'eau. Ce résultat n'est pas extrapolable à d'autres systèmes (prairies, marais, forêts, etc.). Comme l'indique Bottolier-Curtet (2010), « en dépit de la pertinence de leur étude dans le contexte des introductions d'espèces, les milieux riverains pourraient apparaître comme un modèle restrictif », notamment parce qu'il s'agit de milieux dont le fonctionnement normal implique une stimulation par de nombreux processus écologiques.

A *contrario*, le rôle des perturbations anthropiques dans l'invasion par des espèces exotiques des habitats rivulaires n'a donc pas pu être clairement mis en évidence dans la vallée du Doubs. Concernant les ripisylves, Nicod (2017) n'a pas trouvé de différence dans l'invasion de l'aulnaie-frênaie de l'*Aegopodio - Fraxinetum*, que cette forêt riveraine soit de bonne qualité écologique, car plutôt naturelle et fonctionnelle, ou de mauvaise qualité en raison d'atteintes d'origine anthropique surtout, telles que la réduction spatiale de la ripisylve ou la création d'éclaircies dans la canopée, l'artificialisation du milieu (aménagement de chemins, parking, aire de pique-nique, etc.), l'artificialisation des berges, etc.

De même, Mottet (2015) a voulu vérifier si la distribution géographique et la dynamique expansionniste de cinq espèces ou groupe d'espèces exotiques envahissantes fréquentes dans la vallée du Doubs¹⁰ était influencée par certains facteurs biotiques (présence et qualité de la ripisylve) et abiotiques (degré d'anthropisation de l'habitat rivulaire et stabilité des berges). La synthèse de ce travail figure dans l'annexe 1.1. L'hypothèse formulée était que les rives du Doubs les plus fortement perturbées, naturellement ou par l'Homme, étaient davantage colo-

⁹ D'après les relevés phytosociologiques présentés dans Vuilleminot & Hans (2006), le recouvrement de la strate arbustive de la variante neutro-nitrophile est en moyenne de 35 % (médiane à 30 %) et celui de la variante neutrocline est en moyenne de 60 % (médiane à 75 %).

¹⁰ L'érable *negundo*, les renouées asiatiques, le topinambour, les solidages nord-américains et la balsamine de l'Himalaya.

nisées par ces espèces. Une typification des profils de rives a été imaginée, de manière à attribuer un statut à chaque berge pour chacun des facteurs cités précédemment. Les rives considérées comme perturbées pouvaient correspondre à plusieurs profils, compatibles ou indépendants :

- des berges « anthropisées » pour des raisons assez diverses, allant de la présence d'une infrastructure à une occupation du sol ayant conduit à la suppression de toute végétation naturelle riveraine ;
- des berges ayant une ripisylve « déséquilibrée », c'est-à-dire ne possédant pas une formation végétale naturelle et fonctionnelle composée des strates arborée, arbustive et herbacée, généralement en raison de pratiques humaines contribuant à artificialiser (voire supprimer) la végétation rivulaire (alignements ou cultures d'arbres, tonte de la strate herbacée, etc.) ;
- des berges « instables », soumises à la dynamique de la rivière (érosion et dépôts), potentiellement davantage sujettes à l'établissement de nouvelles propagules végétales que les berges fixées (par l'Homme, via des enrochements par exemple, ou naturellement, lorsque le cours d'eau est encaissé).

Selon cette typification des profils de rives, comportant évidemment des limites (annexe 1.1), il n'a pas pu être mis en évidence de profils généraux qui conditionneraient la présence des cinq espèces ou groupe d'espèces exotiques, de même qu'il n'a pas pu être identifié de profils généraux qui soient davantage soumis à un dynamisme expansionniste de toutes ces espèces. Les résultats pointent uniquement des préférences distinctes selon les espèces (tableau n° II), mettant ainsi en avant, *a priori*, le rôle plus important des propriétés écologiques et comportementales de chaque espèce dans le choix des rives colonisées par rapport à l'attractivité supposée de certains types de berges vis-à-vis des espèces exotiques envahissantes au sens large. Ces résultats sont abordés dans les monographies d'espèces de la partie 4 de ce rapport.

Tableau n° II : résultats de l'analyse de l'influence de facteurs biotiques et abiotiques des berges sur la présence et le dynamisme de cinq espèces végétales exotiques envahissantes fréquentes dans la vallée du Doubs (Mottet, 2015) (++) préférence significative ; + préférence peu significative ; = présence sans préférence).

	<i>Acer negundo</i>	<i>Reynoutria sp.</i>	<i>Helianthus tuberosus</i>	<i>Solidago sp.</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>
sites peu anthropisés	=		+		+
sites anthropisés	=	+		++	
sites possédant une ripisylve équilibrée	=	+		+	+
sites possédant une ripisylve déséquilibrée	=		+		
sites possédant une berge stabilisée				+	++
sites possédant une berge non stabilisée	++	+	+		

En définitive, s'il existe bien des conditions plus favorables que d'autres pour l'envahissement des milieux par des espèces exotiques, il n'en reste pas moins complexe, à l'échelle de la vallée, d'identifier des facteurs standards qui expliqueraient la colonisation de telle zone plutôt qu'une autre. Comme l'indique Nicod (2017) à propos de l'impossibilité de mettre évidence l'influence de la qualité écologique de l'habitat quant à l'envahissement par des espèces exotiques de l'*Aegopodio - Fraxinetum*, il ne faut pas écarter que « les processus hasardeux de la colonisation (Baasch et al., 2009) régissent en partie les phénomènes d'invasions par des espèces exotiques. De plus, la variation de la richesse en espèces exotiques est également due à des différences de pression de propagules (Simberloff, 2009 ; Edward et al., 2009), 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 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 ».

2.2 Des conséquences variables et parfois incertaines

2.2.1 Les effets sur la diversité biologique

Comme indiqué précédemment (2.1.2.1), d'après le cahier des charges régional pour la cartographie des habitats naturels et semi-naturels (Guyonneau, 2008), le développement d'une espèce exotique au sein d'un habitat naturel d'intérêt patrimonial est considéré comme une atteinte et une menace, c'est-à-dire que sa présence est supposée altérer l'intégrité floristique de cet habitat, ne serait-ce qu'en prenant la place des espèces indigènes, et constitue donc un enjeu de conservation. Cette perception négative globale se base sur un ensemble d'études démontrant des

conséquences diverses de la présence de populations exotiques envahissantes sur la biodiversité :

- modification profonde de la structure d'un peuplement végétal en éliminant une strate entière de végétation ou en ajoutant une nouvelle strate par leur présence ;
- développement d'arbres ou d'arbustes envahissants dans des milieux herbeux formant un ombrage important au sol qui peut limiter le développement de la strate herbacée originelle et favoriser les espèces supportant l'ombre, accélérant ainsi le processus naturel de succession végétale (Fried, 2012) ;
- bouleversement dans la structure des peuplements entomologiques associés aux communautés végétales originelles, baisse de la richesse ou de la diversité floristique, etc.

Le postulat quasi-général de ces études est donc que la dominance ou co-dominance d'une plante exotique dans un habitat est assimilée à une source de perturbation négative sur la biodiversité, en posant l'hypothèse que les effets sont « densité dépendants », c'est-à-dire que l'impact de l'espèce dépend du pourcentage de recouvrement de cette espèce dans l'habitat (Chagué, 2011).

Toutefois, les études montrant ces résultats indiquent aussi que les impacts mis en évidence localement, aussi nets soient-ils, sont rarement extrapolables à toutes les situations. Évidemment, leur intensité varie selon l'espèce exotique et ses caractéristiques biologiques, selon son niveau de présence dans l'habitat, selon l'habitat colonisé, selon la région considérée et ses conditions climatiques, etc. En outre, il n'est pas toujours simple de pouvoir identifier formellement la cause des impacts observés. Les dégradations imputées à une espèce envahissante sont-elles causées par sa prolifération ou sont-elles davantage liées à une perturbation extérieure antérieure à celle-ci (Branquart & Fried, 2016) ? La prolifération elle-même de l'espèce exotique envahissante est-elle causée par les dégradations observées de l'habitat ? Accentue-t-elle ces dégradations ?

Par ailleurs, une autre difficulté récurrente des études d'impacts concernant les espèces exotiques envahissantes est d'être sûr que les habitats témoins (non envahis) sont vraiment équivalents écologiquement et floristiquement aux habitats envahis (avant l'envahissement). Idéalement il faudrait partir du même habitat et introduire la plante exotique envahissante dans une partie... ou, *a minima*, trouver des sites offrant, au sein du même individu d'habitat, une zone non envahie comme site témoin et une zone envahie.

A cela s'ajoutent d'autres aspects méthodologiques encore susceptibles d'influer sur les résultats, tels que :

- les seuils de recouvrement de l'espèce exotique envahissante : un habitat témoin est-il impérativement dépourvu de l'espèce ou peut-il l'abriter en deçà d'un certain seuil ? Un habitat est considéré comme envahi à partir de quel seuil de recouvrement de l'espèce ? Un habitat totalement envahi peut-il encore être considéré comme relevant de l'habitat visé ?
- la structure des communautés étudiées : s'agit-il de végétations initialement déjà dominées par des espèces autochtones ? Dans ce cas, les impacts liés à la présence d'une espèce exotique peuvent être plus difficiles à percevoir puisque ce type de communautés peut avoir une richesse ou une diversité floristique plus faibles, surtout s'il s'agit de communautés dominées par des espèces nitrophiles de grande taille comme l'ortie (Bottolier-Curtet, 2010).

En dépit de toutes les difficultés méthodologiques évoquées, une étude de caractérisation des impacts de trois plantes invasives¹¹ sur deux communautés végétales¹² de la vallée du Doubs a été menée (Wiedenkiller, 2016 ; Wiedenkiller et al., 2017). La synthèse de ce travail figure dans l'annexe 1.2 et les principaux résultats sont abordés dans les monographies d'espèces concernées de la partie 4 de ce rapport. Il est notamment mis en évidence que l'espèce ayant un impact négatif avéré sur la végétation native est *Acer negundo*. En effet, de par sa capacité à assombrir le milieu une fois développée dans la strate arborée, cette espèce compétitive entraîne une régression de la flore héliophile locale. Aussi, il est montré que l'envahissement de la saulaie blanche et de la mégaphorbiaie à ortie par le topinambour et la balsamine de l'Himalaya ne semblent pas affecter, floristiquement, ces communautés¹³. Ces végétations sont déjà dominées par une espèce indigène, très compétitive et nitrophile : l'ortie. L'addition de ces espèces invasives dans ces communautés déjà dominées par une espèce indigène ayant les mêmes traits (l'ortie) a donc des effets peu marqués.

¹¹ L'érable *negundo*, le topinambour et la balsamine de l'Himalaya.

¹² La saulaie blanche et la mégaphorbiaie à ortie.

¹³ À noter cependant que Wiedenkiller (2016) a délibérément choisi d'écarter les situations d'ultra-dominance des espèces exotiques envahissantes dans les habitats, considérant que les situations concernées par un dépassement de 80 % de recouvrement d'une même espèce correspondent *a priori* assez logiquement à des communautés très appauvries floristiquement. Ces dernières peuvent être qualifiées de groupements monospécifiques.



Figure n° 14 : peuplement monospécifique d'érable negundo à la confluence du Doubs et de la Loue ; la strate herbacée est très éparse comparativement à celle des saulaies alentours (M. Vuillemenot, 2015).

S'il existe dans certaines vallées françaises une compétition entre des plantes patrimoniales (indigènes rares et menacées) et des espèces exotiques envahissantes, il ne semble pas que ce soit le cas dans la vallée du Doubs, hormis possiblement dans les pièces d'eau (bras morts, mares) remplies d'élodées nord-américaines ou encore concernant la concurrence instaurée par le bident à fruits noirs à l'encontre des *Bidens* indigènes¹⁴. En effet, une recherche récente des plantes patrimoniales dans les vallées du Doubs et de la Loue a montré que tous les cas de régression ou de disparition étaient imputables à des transformations directes des habitats originels, suite à des actions de drainage, de remblaiement, d'artificialisation de berges, de mise en culture ou de plantation de peupleraies en prairies, d'intensification des pratiques agropastorales, etc. (Vuillemenot & Hans, 2006).

Malgré tout, l'expansion des espèces exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs (Mottet, 2015)¹⁵ questionne sur les effets sur la biodiversité animale et végétale indigène « courante », amenée, comme indiqué précédemment, à s'adapter à des recombinaisons floristiques originales des communautés végétales riveraines, mais aussi sur l'existence parfois

de dysfonctionnements écologiques plus globaux et encore moins facilement perceptibles des écosystèmes riverains. Comme indiqué dans Vuillemenot *et al.* (2016), certains experts perçoivent en effet les études d'impact des plantes exotiques envahissantes comme souvent lacunaires ou superficielles, car elles se focalisent selon eux sur des données facilement mesurables (richesse, diversité spécifique, etc.), relevant d'une approche comptable qui ne considère pas la complexité des relations de la végétation avec l'écosystème envahi (notamment en matière de bouleversement du réseau trophique, de flux, de rendements, etc.), autrement dit qui n'évaluent pas forcément les effets indirects. À titre d'exemple, la grande quantité de biomasse produite par la balsamine de l'Himalaya engendrerait une augmentation de la production de matière organique qui pourrait modifier le cycle de la matière, avec de possibles conséquences fonctionnelles indirectes sur la structure des communautés et sur les cycles biogéochimiques (Bottolier-Curtet, 2010).

Enfin, alors que la conservation d'habitats naturels emblématiques du cours d'eau comme la saulaie blanche est déjà remise en cause par le dysfonctionnement hydraulique engendré par l'Homme, leur envahissement par des espèces exotiques « transformatrices »¹⁶ comme l'érable negundo constitue véritablement une menace supplémentaire. Cette problématique est particulièrement suivie à la confluence du Doubs et de la Loue, dans la Réserve naturelle nationale de l'Île du Girard, depuis les années 1980.

2.2.2 Des nuisances fonctionnelles pour les milieux et des préjudices pour les activités humaines

Toute l'approche précédente sur les conséquences, éventuelles ou démontrées, des plantes exotiques envahissantes dans les milieux riverains est faite sous l'angle de la diversité biologique. Elle correspond à l'esprit d'un contrat de rivière, qui est d'abord d'œuvrer pour la préservation et la restauration du potentiel écologique d'un cours d'eau. Cette approche correspond aussi à celles des politiques publiques relatives aux plantes exotiques envahissantes, internationales¹⁷

¹⁶ Sont qualifiées d'espèces « transformatrices » ou « ingénieurs de l'écosystème » les espèces capables de changer les caractéristiques, la forme ou la nature d'un écosystème. Dans le cas de l'érable negundo, son principal impact est de réduire la luminosité au sein des boisements alluviaux, ce qui cause des modifications majeures au sein des communautés végétales de sous-bois (Bottolier-Curtet, 2010).

¹⁷ Conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique et stratégie européenne sur les EEE.

et nationales¹⁸. Cela étant, il n'est pas inutile de rappeler que les activités humaines, responsables de l'introduction et en partie de la propagation de ces plantes exotiques, peuvent parfois aussi être impactées négativement par ces espèces. Ces nuisances sont diverses (Sarat *et al.*, 2015), mais la plupart du temps très tangibles :

- dans les milieux aquatiques :
 - o asphyxie des eaux stagnantes avec des conséquences négatives sur la faune (poissons notamment) ;
 - o modification des écoulements et accroissement de la sédimentation, pouvant favoriser l'élévation du niveau d'eau dans les zones concernées ;
 - o obstruction de prise d'eau (pour l'abreuvement du bétail par exemple) ;
 - o gêne physique pour la navigation, la pêche et toutes les activités nautiques de loisirs ;
- dans les milieux terrestres riverains :
 - o fragilisation des berges en période hivernale lorsque des espèces exotiques herbacées géantes monopolisent de vastes linéaires et empêchent la reformation d'une ripisylve ;
 - o expansion des massifs de plantes exotiques envahissantes des rives dans les prairies et les cultures agricoles, réduisant la surface fourragère ou concurrençant la culture ;
 - o expansion des massifs de plantes exotiques envahissantes le long des voies de déplacement (routes, véloroutes) bordant la rivière, engendrant des risques de dissémination de ces plantes lors de l'entretien mécanisé de ces dépendances vertes, accroissant la fréquence d'entretien pour les gestionnaires pour éviter des problèmes de manque de visibilité ou encore compliquant la tâche de ces gestionnaires en cas de travaux le long de ces linéaires, puisqu'ils

doivent alors trouver des solutions pour gérer les déblais infestés afin que leur export ne permettent pas aux plantes d'aller coloniser de nouveaux sites ;

- o perte de l'usage de terrains riverains, lorsqu'il s'agit de parcelles délaissées pendant une longue période et ayant été massivement colonisées par des plantes exotiques envahissantes au système racinaire profondément ancré
- o dégradation d'ouvrages d'art (piles de pont, murets, etc.) et d'infrastructures (puits de captage, stations d'épuration, etc.) par des plantes exotiques envahissantes au système racinaire très développé ;
- o banalisation et artificialisation des paysages lorsque d'importantes superficies sont occupées par une plante exotique géante échappée de jardins¹⁹ (renouées asiatiques, balsamine de l'Himalaya, topinambour, solidages et asters nord-américains, buddleia de David, faux-indigo, etc.).



Figure n° 15 : population envahissante de solidage géant dans des parcelles maraîchères en déprise aux bords du Doubs (Avanne-Aveney, 25) ; la conversion de ces terrains en potagers ou en prairies s'en trouve gênée (M. Vuillemenot, 2016).

¹⁸ Lancement le 12 juillet 2016 de la rédaction d'une stratégie nationale relative aux espèces exotiques envahissantes s'inscrivant dans le cadre de la stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020, et fait suite aux « assises nationales sur les espèces exotiques envahissantes » organisées en septembre 2014.

¹⁹ Cette appréciation esthétique demeure néanmoins très subjective et évolutive ; le regard varie en fonction du public et peut changer au cours du temps en fonction de différents facteurs (Sarat *et al.*, 2015).



Figure n° 16 : population envahissante de renouée de Bohême se développant dans les milieux riverains du Doubs et s'introduisant dans les infrastructures proches (station d'épuration de Boussières [25]) (M. Vuillemenot).



Figure n° 17 : population envahissante de renouée de Bohême se développant dans les milieux riverains du Doubs (en dernier plan), puis dans la culture du fait du labour qui fragmente et repique des boutures de rhizomes, et en bord de route, depuis la culture... (M. Vuillemenot).

2.2.3 Des problèmes sanitaires gênants et parfois très coûteux

Deux plantes exotiques envahissantes sont bien connues pour leurs conséquences sanitaires négatives : l'ambrosie à feuilles d'armoise et la berce du Caucase. La première produit des pollens hautement allergisants, auprès d'une part importante et croissante de la population²⁰ (en 2014, 13 % des personnes enquêtées en Rhône-Alpes présentaient une allergie aux pollens d'ambrosie ; dans les zones fortement exposées, cette prévalence de l'allergie atteignait 21 % [Anzivino *et al.*, 2014]. Plus récemment, à l'échelle de la grande région Auvergne-Rhône-Alpes, l'estimation de la population potentiellement allergique à l'ambrosie dépasse un peu les 10 % [Bolamperti *et al.*, 2018]). Pour prévenir ces problèmes de santé et les dépenses sanitaires qu'ils entraînent, l'ambrosie est réglementée par arrêté préfectoral dans toute la Franche-Comté depuis 2014²¹. Sa destruction est obligatoire. Par conséquent, la gestion en elle-même de cette plante induit un impact économique supplémentaire.

Concernant la berce du Caucase, le risque sanitaire est lié à sa sève photosensibilisante, provoquant par contact avec la peau ou les yeux des brûlures parfois relativement graves. Cela provient de la présence d'une substance chimique de défense dans la sève (et plus ou moins dans toutes les parties de la plante), appelée furanocoumarine. Cette substance se retrouve chez d'autres plantes de la famille des apiacées, mais le genre des berces (*Heracleum*) est particulièrement concerné (Reduron, 2007).

La culture dans les jardins de cette berce géante pour l'ornement engendre parfois des accidents auprès des jardiniers qui l'entretiennent. Par ailleurs, cette plante peut former des populations très envahissantes, s'échappant dans les milieux semi-naturels. L'aspect spectaculaire par sa taille de cette plante attire les promeneurs qui s'exposent en la manipulant. Dans les pâtures, la berce du Caucase est appétente ; elle peut provoquer aux races de bétail à peau non pigmentée des inflammations au niveau des zones exposées telles que les lèvres, les narines, les paupières et les pis (Nielsen *et al.*, 2005).

²⁰ Des études se sont également intéressées aux allergies causées par le pollen d'ambrosie sur les animaux... domestiques seulement. Les chiens et les chevaux semblent être les plus touchés (Chauvel & Martinez, 2014 ; Prost *et al.*, 2002).

²¹ Dans la partie saône-et-loirienne du territoire du Contrat de rivière Doubs, l'ambrosie est également réglementée, depuis 2004.

2.3 La gestion des plantes exotiques envahissantes : complexité et anticipation

2.3.1 Les motivations et les difficultés pratiques de la lutte

Dans le contexte évoqué précédemment, il est nécessaire de bien identifier les impacts et les problèmes posés par la présence des populations d'exotiques envahissantes avant d'engager une démarche de lutte. Cette mise en évidence est toutefois loin d'être simple pour toutes les situations.

En effet, outre les difficultés évoquées plus haut à propos des risques de généraliser à tous les contextes les résultats sur les études d'impacts sur la biodiversité, il y a le cas des espèces exotiques reconnues comme potentiellement envahissantes. Leur naturalisation est constatée, mais leur envahissement n'est pas encore observable dans le territoire considéré, alors que ces espèces sont identifiées comme envahissantes dans des territoires proches. Une lutte précoce a une forte probabilité de fonctionner et permet d'agir à moindre coût à ce stade. Cependant, cette initiative relève d'une démarche préventive devant être assumée comme telle. Le cas du faux-indigo dans la vallée du Doubs en est un exemple : identifiée comme une espèce à risque lors de l'établissement de la première liste des plantes exotiques envahissantes en Franche-Comté (Ferrez, 2006), cet arbuste nord-américain a rapidement fait l'objet d'une étude plus approfondie de ses stations régionales (Vuillemenot, 2010), puis s'en est suivi depuis l'engagement d'actions d'éradication à chaque nouvelle découverte en milieu alluvial.

La faisabilité matérielle de la lutte dans chaque situation doit être abordée sérieusement en amont, pour éviter les écueils. Non seulement il ne s'agit surtout pas d'aggraver la situation d'envahissement, notamment en favorisant la dispersion de la plante du fait d'une méconnaissance des modes de reproduction de cette dernière ou d'une technique inadaptée, mais la méthode de lutte ne doit pas non plus occasionner des nuisances au milieu supérieures à celles de la présence de la plante visée. L'objectif à atteindre doit aussi être défini en amont, afin d'adapter les moyens à mobiliser en fonction et de permettre un suivi et une évaluation de l'efficacité de l'opération : éradication²² (disparition) ? Régulation à un niveau de présence, et donc un niveau de nuisances, acceptable (régression) ? Confinement et empêchement de la dissémination (stabilisation) ? La destination des parties prélevées doit être anticipée. Elle relève des dispositions

²² « L'éradication est l'élimination des tous les individus d'une espèce sur une surface donnée où la recolonisation est improbable. Si elle est possible, l'éradication est généralement le moyen le plus rentable de gérer une incursion de plantes invasives (...) » (Fried, 2017).

réglementaires sur les déchets verts. Il s'agit d'une question épineuse dans le cas des plantes exotiques envahissantes, puisque certains modes de traitement des déchets ne garantissent pas l'élimination totale de toutes les parties de la plante, ce qui peut engendrer une nouvelle dispersion de diaspores. Enfin, sauf dans le cas de la détection précoce d'une nouvelle espèce considérée comme problématique, il est préférable de consacrer un peu de temps pour définir un plan d'actions bien pensé (coût/efficacité), coordonné et programmé sur plusieurs années plutôt que de s'engager dans des travaux dont les résultats décevront et décourageront les gestionnaires et leurs partenaires (Concept.Cours.d'EAU SCOP & TERO, 2016).

Dans certaines situations, l'une des conséquences de l'élimination d'une station de plante exotique envahissante en bord de rivière peut être la colonisation consécutive de l'espace rendu disponible par d'autres plantes exotiques envahissantes présentes à proximité. Bien que parfois pressenti en amont, ce scénario peut malgré tout être préféré lorsque la plante exotique à supprimer est considérée comme davantage problématique, au niveau des impacts ou parce qu'elle est encore rare et que son éradication est considérée comme atteignable.

2.3.2 La nécessaire restauration des milieux, source potentielle d'invasion

Comme il l'a été vu précédemment, l'une des principales causes avancées pour expliquer la prolifération des plantes exotiques envahissantes au sein des milieux riverains est la dégradation du fonctionnement écologique des hydrosystèmes. Les programmes en faveur de l'amélioration de la qualité des milieux aquatiques, tels que le Contrat de rivière Doubs, la restauration de la dynamique fluviale de la confluence Doubs-Loue ou encore la réhabilitation de la confluence Doubs-Orain, prévoient ainsi des actions :

- de restauration/entretien (parfois de suppression) de la végétation de la ripisylve ;
- de conversion de peupleraies en boisements alluviaux ;
- de travaux lourds de réouverture de bras morts et de restauration de frayères, d'adoucissement de la pente des berges, de déplacement de digues ou de démantèlement d'ouvrages d'art, etc.

Bien qu'il puisse être escompté que ces actions permettent à terme aux milieux riverains de mieux fonctionner, et potentiellement de mieux résister à

l'introduction d'espèces envahissantes dominantes²³, il est évident que leur conséquence immédiate est une formidable stimulation pour les plantes exotiques envahissantes présentes sur ces zones. Certaines de ces espèces peuvent s'installer et structurer assez durablement les milieux concernés par ces travaux (érable négundo, robinier faux-acacia, renouées asiatiques, topinambour, solidages américains, etc.). La mise en lumière brutale, le décapage et le déplacement d'alluvions sont autant de facteurs les favorisant, sans compter les risques liés à l'apport involontaire de nouvelles espèces exotiques via les engins de terrassement ou de débardage. Par conséquent, il est indispensable d'accompagner ces actions de restauration écologique de mesures de contrôle des plantes exotiques envahissantes :

- recommandations vis-à-vis des entreprises intervenantes sur les précautions à prendre vis-à-vis des exigences de propreté des engins (à leur arrivée sur le chantier et lors de leur départ), de gestion des déchets verts d'espèces végétales exotiques envahissantes et de terres de chantier, ou encore concernant la nécessité de localiser et de matérialiser les zones de présence de plantes exotiques envahissantes à éviter lors de la phase d'exploitation (panneautage)²⁴ ;
- programmation d'une surveillance spécifique régulière pendant et après les travaux (au minimum mai, juillet, septembre)²⁵ pour détecter les espèces exotiques qui ont le plus d'impact ou les espèces émergentes ;
- prévision d'un fonds de gestion d'urgence s'il s'avère nécessaire et possible d'éliminer ou de contenir précocement le développement de ces espèces exotiques²⁶ ;
- programmation éventuelle d'un accompagnement pour la reconstitution d'un « fond » de végétation d'espèces indigènes pour occuper plus rapidement l'espace (ensemencements,

transplantations, plantations de boutures, etc.)²⁷. Comme il l'a été vu (voir 3 du 2.1.2.2), favoriser la densité des strates arborée et buissonnante limite l'installation et le développement des plantes exotiques.



Figure n° 18 : travaux de restauration de la confluence Doubs-Loue ; une opération à risque pour le développement des plantes exotiques envahissantes (M. Vuillemenot, Parcey [39]) - Photo 1.



Figure n° 19 : travaux de restauration de la confluence Doubs-Loue ; une opération à risque pour le développement des plantes exotiques envahissantes (M. Vuillemenot, Parcey [39]) - Photo 2.

²³ Comme il l'a été vu précédemment (2.1.3), la restauration de la fonctionnalité d'habitats riverains étroitement connectés au cours d'eau, comme la saulaie blanche, a une forte probabilité d'augmenter leur vulnérabilité à l'invasion par des espèces exotiques (Nicod, 2017)... Ce qui ne remet pas en cause le bien-fondé de cette restauration écologique mais appelle des mesures d'accompagnement pour éviter que les habitats de bonne qualité soient rapidement et trop fortement envahis.

²⁴ Sur tous ces aspects, plusieurs références bibliographiques apportent des informations utiles pour aider à la rédaction d'un cahier des charges ; il est possible par exemple de consulter Bernard & Girardin (2011), Chabert *et al.* (2016), Bohème (coord.) *et al.* (2017).

²⁵ Le suivi environnemental des travaux de la restauration de la dynamique fluviale de la confluence Doubs-Loue prévoit une à deux visites mensuelles (T. Déforêt, comm. pers.).

²⁶ Les actions de lutte menées dès l'installation d'espèces végétales exotiques envahissantes sont généralement les plus efficaces et les moins coûteuses.

²⁷ Dans certains cas, la reconstitution d'un fond de végétation peut entrer en contradiction avec les objectifs des travaux, s'il s'agit par exemple de favoriser la reprise d'une dynamique érosive sur une berge.

2.3.3 La préoccupation des plantes exotiques envahissantes dans les actions d'entretien courant

La plupart des précautions citées précédemment à prendre lors de projets de restauration écologique des milieux riverains seraient évidemment valables aussi pour toutes les autres interventions courantes, qu'il s'agisse de travaux de génie civil (construction ou réfection de seuils, de quais, de digues, etc.) ou de travaux d'entretien de la végétation. Intégrer des mesures pour ne pas disperser ou favoriser ces espèces lors de ces interventions constitue même la base d'une stratégie d'actions pour réguler le niveau de présence des plantes exotiques envahissantes dans un territoire.



Figure n° 20 : travaux d'intervention sur un seuil du Doubs en moyenne vallée (M. Vuillemenot, Clerval [25]).

Parmi les pratiques à risque figurent par exemple les terres rapportées et les dépôts de déchets verts sur les berges des cours d'eau. Ces terres et ces déchets verts peuvent contenir des propagules de plantes exotiques envahissantes. Par ailleurs, les apports de remblais contribuent à déstabiliser la végétation des berges de cours d'eau et des zones humides, en rehaussant et en drainant le sol. A la faveur de ces nouvelles conditions, des plantes de milieux secs et perturbés s'installent, dont des espèces exotiques à fort impact comme le robinier faux-acacia.



Figure n° 21 : zone de décombres sauvage dans le lit majeur du Doubs, potentiellement à l'origine de l'introduction de la renouée du Japon qui y prospère désormais (M. Vuillemenot, Rochefort-sur-Nenon [39]).

Lors de l'entretien de la végétation rivulaire, il convient d'adopter les bonnes pratiques et les bons outils pour ne pas disperser des propagules de plantes exotiques envahissantes. Aussi, les interventions dans les boisements alluviaux, qu'ils soient naturelles ou cultivées (peupleraies notamment), peuvent créer des ouvertures brutales, toujours sujettes au développement exubérant d'espèces indésirables.

Certains propriétaires ou gestionnaires envisagent localement des interventions sylvicoles destinées à prélever des frênes touchés par la charalrose²⁸. Il peut être redouté que ces ouvertures favorisent l'installation et le développement d'espèces végétales exotiques envahissantes telles que l'érable négundo ou le robinier faux-acacia. Sans exclure ces interventions, il semble préférable d'effectuer des récoltes étalées sur plusieurs années pour atténuer ces risques.

²⁸ Il s'agit d'une maladie émergente et létale causée par un champignon pathogène (*Hymenoscyphus fraxineus*) et qui touche plus spécifiquement les frênes commun et oxyphylle.



Figure n° 22 : fauche d'un massif de renouée de Bohême jusqu'en pied de berge d'un cours d'eau ; une intervention à proscrire pour ne pas favoriser la dispersion de fragments tiges par flottage vers l'aval (M. Vuilleminot).

Enfin, lors de la programmation de travaux de génie civil, il serait nécessaire d'anticiper le coût des actions à prévoir pour limiter les risques de colonisation rapide par des plantes exotiques envahissantes des milieux qui seront concernés par les travaux, voire pour gérer la présence même de telles espèces sur les sites avant les travaux.

Préconisations du SDAGE Rhône – Méditerranée 2016-2021 pour la mise en place de plans d'actions contre la dispersion des espèces exotiques envahissantes

Dans le cadre des orientations 2016/2021 du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux, l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse a souhaité définir une stratégie de gestion des espèces exotiques envahissantes (faune et flore), cohérente avec les initiatives prises aussi bien au niveau national²⁹ et européen³⁰ que localement³¹. Cette stratégie va conditionner la doctrine de bassin, qui se déclinera dans les différents sous-bassins versants. Par conséquent, il est proposé, pour la construction d'une stratégie à l'égard des plantes exotiques envahissantes dans le cadre du Contrat de rivière Doubs et territoires associés, de se conformer dès à présent à ce cadrage de bassin. La partie qui suit permet de prendre connaissance de cette stratégie ; **le texte est quasiment exclusivement extrait des rapports des bureaux d'études ayant rédigé ces préconisations** (Concept.Cours.d'EAU SCOP & TERE0, 2016). Leur travail étant volumineux et très complet, il ne s'agit ci-après que d'une compilation de points jugés utiles d'après nous à l'appréciation de la démarche finale visée, et écartant parfois des informations non pertinentes dans le contexte géographique de la vallée du Doubs.

3.1 Préambule général

Conscient des menaces que les populations animales ou végétales invasives font peser sur les écosystèmes aquatiques et humides, le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin Rhône Méditerranée (SDAGE) 2016-2021 porte,

²⁹ Stratégie nationale de lutte contre les espèces exotiques envahissantes portée par le ministère de l'environnement et actuellement en cours de rédaction.

³⁰ La Commission européenne a publié en octobre 2014 le règlement relatif à la « prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes » (RUE n° 1143/2014 du Parlement européen et du Conseil), générant des obligations pour ses États membres. Ce règlement ambitieux vise en particulier à coordonner les efforts des États membres pour mieux prévenir et atténuer les impacts des invasions biologiques.

³¹ Des stratégies ont déjà été définies à l'échelle de régions ou de bassins hydrographiques, et même dans les territoires dépourvus de ces cadrages, des actions de lutte sont aussi déjà menées.

dans son orientation fondamentale 6C sur la gestion des espèces, un volet spécifique qui concerne la lutte contre les invasions biologiques avec la mise en place de plans d'actions qui seront portés par les SAGE et les contrats de milieux.

En vue de préparer ce projet en fixant des priorités et des aides, l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse a missionné le groupement de deux bureaux d'études Concept.Cours.d'EAU & TERE0 afin d'établir un état des savoirs et des savoir-faire sur les espèces exotiques envahissantes et de formuler un ensemble de préconisations pour la mise en œuvre des SDAGE du bassin Rhône-Méditerranée et du bassin de Corse. Les résultats sont présentés dans des documents ressources, sous formes de deux tomes, édités en juillet 2016, et mis à disposition sur le site web de l'Agence de l'eau (<http://www.eaurmc.fr/espace-dinformation/guides-acteurs-de-leau/agir-sur-les-zones-humides.html>). Ils doivent servir à l'élaboration d'éléments d'appui pour l'application des SDAGE 2016-2021 de Rhône- méditerranée et de Corse.

Suite à une analyse documentaire et un conséquent travail d'enquête auprès de collectivités locales, de syndicats de rivière et d'associations, les bureaux d'études Concept.Cours.d'EAU SCOP & TERE0 ont montré que de nombreuses interventions avaient été effectuées sans plan d'actions. Or le plan d'actions est un outil indispensable pour organiser la lutte contre les espèces exotiques envahissantes (EEE) dans un territoire (priorisation des espèces, stade d'envahissement, suivi, communication, etc.).

3.2 Sélection des espèces à gérer

3.2.1 Préambule

Le besoin d'établir en vue de leur gestion une hiérarchie dans les nombreuses espèces exotiques envahissant les milieux naturels répond d'abord à une nécessité pragmatique, car il n'est le plus souvent plus possible techniquement ou financièrement de gérer toutes les plantes ou animaux reconnus comme invasifs et installés sur un territoire donné. Par ailleurs, les différentes espèces invasives n'ont pas toutes le même niveau d'impact sur la biodiversité ou sur le fonctionnement des écosystèmes touchés.

Dans cette optique, une **liste globale** de plus d'une centaine d'espèces de faune et de flore affectant plus particulièrement les rivières et les zones humides dans les bassins Rhône-Méditerranée et de Corse (RMC) a été élaborée pour inciter à une meilleure connaissance et gestion des invasions biologiques.

Cependant, une hiérarchisation à l'échelle du territoire RMC a besoin ensuite d'être affinée à l'échelle locale, notamment en fonction de critères de faisabilité technique et financière et du contexte écologique

et social. C'est pourquoi, les listes sont un outil de diagnostic, mais elles ne peuvent être utilisées seules pour définir des stratégies locales de gestion des invasives. Une étude spécifique et une concertation locale sont indispensables pour déterminer les espèces qui seront gérées. Inversement, il peut aussi être estimé localement qu'il est pertinent de gérer des espèces non inscrites dans la liste globale à l'échelle du territoire RMC. Cette possibilité doit être envisagée si elle est bien argumentée par le gestionnaire.

Les listes en donnant la priorité à certaines espèces invasives peuvent aussi laisser de côté d'autres invasions, notamment les populations émergentes (espèces nouvelles arrivant en métropole ou espèces nouvelles pour un territoire donné), qui nécessiteraient une gestion prioritaire et rapide. L'importante communication au travers de colloques, guides, fiches, etc. autour de certaines espèces favorites montre en effet assez clairement que les espèces listées étant mieux connues sont mieux observées et plus souvent gérées. Toutefois, on constate aussi que la prise de conscience de certaines invasions entraîne les gestionnaires les plus attentifs à mieux observer les espèces et à s'interroger sur leur caractère éventuellement exotique pour ensuite agir sur les populations émergentes.

Etablir des listes d'espèces invasives a par conséquent ici deux fonctions :

- aider les gestionnaires à sélectionner les plantes ou les animaux, qui impactent le plus les milieux ;
- pour l'Agence de l'Eau RMC, disposer d'un outil lui permettant de se positionner sur les financements qu'elle apportera.

A partir de ces listes globales (faune et flore), des **listes de référence** sont établies pour :

- sélectionner les espèces à mieux connaître par des inventaires cartographiques en fonction de leur niveau de présence et d'impacts dans les bassins Rhône-Méditerranée et de Corse. Ce sont les listes A,B,C et E ;
- une fois cette connaissance acquise, hiérarchiser les espèces à gérer en fonction d'abord de leurs stades invasifs, mais aussi de leurs niveaux d'impacts potentiels (liste A,B,C et E), de l'appartenance à un grand domaine biogéographique ou à la Corse, et enfin des types de milieux menacés.

Les listes de référence sont des outils d'aide à la décision pour construire une **liste opérationnelle de gestion**, qui fixe les espèces ciblées par le plan d'actions.

Les listes seront révisées régulièrement (annuellement pour la liste d'alerte sur les émergentes, tous les six ans pour les autres), notamment sur la base des connaissances acquises par les inventaires préalables

; c'est pourquoi ces derniers portent sur un plus grand nombre d'espèces que celles pouvant être effectivement inscrites sur la liste opérationnelle de gestion.

3.2.2 Définition des listes de référence

Pour la flore invasive, la méthode de tri a consisté à réaliser :

1. une compilation des listes existantes à l'échelle européenne, nationale et régionale pour disposer d'un listing complet des espèces exotiques identifiées comme invasives en France et sur le territoire RMC ;
2. la sélection de toutes les plantes aquatiques ou amphibies, car leur nombre est peu important ;
3. la sélection des espèces les plus citées dans les listes, puis tri de celles, qui impactent la faune, la flore ou les habitats inféodés aux cours d'eau ou aux zones humides ;
4. la sélection parmi les espèces moins citées dans les listes, de celles identifiées dans la bibliographie, comme présentant des impacts écologiques sur les cours d'eau et les zones humides ;
5. la sélection des espèces citées sur la liste d'EEE préoccupantes pour l'Union européenne et pouvant impacter les cours d'eau et les zones humides.

Les impacts des espèces exotiques envahissantes sur la santé, les usages ou les activités économiques sont des critères de hiérarchisation à considérer au niveau local si nécessaire, et qui n'ont volontairement pas été retenus pour établir des listes de référence.

A partir des espèces retenues dans la première liste globale, les espèces ont été ensuite réparties dans des sous listes plus orientées sur la gestion en distinguant :

1/ le niveau d'impact et de présence sur les cours d'eau et les zones humides :

- **liste A** : gestion prioritaire s'il est montré qu'une gestion peut être efficace et faisable sur le plan technique et financier ;
- **liste B** : gestion conseillée s'il est montré qu'une gestion peut être efficace et faisable sur le plan technique et financier ;
- **liste C** : gestion pertinente si l'intérêt local est démontré pour des sites, des espèces ou des habitats d'intérêt patrimonial ou si le plan d'actions porte sur un projet de restauration écologique sur

un site. La liste C peut être considérée comme un bonus pour des sites avec une plus forte exigence écologique.

La liste E est une liste d'alerte sur les espèces émergentes à l'échelle des grands territoires dans les bassins Rhône Méditerranée et de Corse. Elle est indépendante des autres listes ABC et elle vise à réduire le risque de nouvelles invasions :

- **liste E : veille, surveillance et intervention rapide ou urgente.** Seules les espèces en liste E+ font l'objet d'une intervention rapide, voire urgente selon la vitesse de dissémination. C'est une expertise locale, ou la liste fournie par l'Agence de l'Eau, qui identifient les espèces notées E+.

Précisions

Il est indispensable de fixer la liste des espèces exotiques envahissantes recherchées lors des inventaires préalables. L'absence d'une espèce est une connaissance aussi précieuse que sa présence. Par ailleurs, il existe plusieurs centaines d'espèces reconnues invasives et il n'est pas faisable de toutes les rechercher et les cartographier lors des études préalables dans des très grands territoires géographiques.

Le principe des inventaires est de rechercher et cartographier des espèces parmi une liste bien définie. Certaines espèces dans cette liste ne seront peut-être pas gérées par la suite, car elles n'appartiennent pas aux listes de référence du territoire de gestion, mais cette connaissance acquise à moindre coût est précieuse à l'échelle des bassins Rhône-Méditerranée et de Corse, en particulier dans le cadre de la révision des listes.

Pour établir un plan d'actions, quels que soit la localisation, le type de milieu, ou l'espèce visée initialement (sauf liste E), les inventaires portent par conséquent obligatoirement et *a minima* sur toutes les espèces des listes A et B. Ces règles s'appliquent en distinguant plantes terrestres et aquatiques pour la flore. Les inventaires initiaux portent éventuellement mais non obligatoirement sur certaines espèces de la liste C. Les inventaires prennent également obligatoirement en compte et *a minima* les espèces de la liste E+, pour lesquelles la nécessité d'une intervention urgente a été reconnue.

Par ailleurs, un inventaire peut ne pas concerner que les espèces de la liste E sans réaliser l'inventaire des espèces des listes A, B et C. *A minima*, il devra alors concerner toutes les espèces E+.

2/ les grands types de milieux menacés :

- cours d'eau rapide (zone de relief)
- cours d'eau lent (plaine)
- plans d'eau > 50 ha
- zones humides continentales

Précisions

Inventaires préalables

Pour les inventaires, aucun filtre sur le type de milieu n'est appliqué.

Gestion

Pour une éventuelle gestion, seules les espèces listées pour le type de milieu menacé sont concernées.

Les plans d'eau < 50 ha

Les menaces d'invasion sur des plans d'eau de taille inférieure à 50 ha ne sont pas considérées, car ces milieux ne sont pas identifiés comme des masses d'eau.

Milieux menacés et milieux gérés

Aucun plan d'actions visant à protéger des milieux autres que ceux décrits dans la liste ne sont considérés. Les espèces non décrites dans la liste de référence pour le milieu considéré ne sont pas retenues pour la gestion, même si elles sont présentes dans le milieu menacé.

Exemple : des plantes aquatiques invasives sont recensées dans un torrent et un secteur situé à plusieurs dizaines de kilomètres de la plaine. Ces espèces ne sont pas inscrites dans la liste de gestion, car elles ne menacent pas le cours d'eau de plaine (...); cependant une gestion « opportuniste » est toutefois possible (si cette gestion peut être réalisée sans surcoût important lors des actions menées sur les autres espèces).

Cependant les plans d'actions peuvent, et doivent souvent, prendre en compte ces autres milieux lorsque ces derniers sont des sources d'introduction de plantes invasives dans les milieux menacés. Dans ce cas, ce risque d'introduction est argumenté.

Exemple : une petite mare est colonisée par des plantes aquatiques invasives à proximité d'un grand lac naturel. Il y a un risque important d'introduction dans le lac, car la mare peut entrer en communication avec celui-ci lors de certains événements pluvieux. La petite mare est donc prise en compte dans le plan d'actions.

3/ les grands domaines biogéographiques et la Corse :

- domaine méditerranéen (hors Corse) ;
- domaine alpin ;
- domaine continental ;
- et la Corse.

Pour ces deux derniers critères, le classement a été réalisé à partir d'une recherche bibliographique sur les caractéristiques écologiques et biologiques des espèces. Il est possible que ce classement nécessite une mise à jour avec l'acquisition de nouvelles connaissances sur des plantes ou ces animaux.

Précisions

Pour une éventuelle gestion, seules les espèces listées dans le grand domaine auquel appartient le territoire sont concernées.

3.2.3 Listes de référence

La liste associée au règlement européen concernant les espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union Européenne a été publiée par la commission européenne le 13 juillet 2016. Elle comprend 37 espèces de faune et de flore³². Les espèces figurant dans la liste européenne et pouvant avoir des impacts sur les cours d'eau et les zones humides ont été intégrées aux listes de référence. Les espèces émergentes de cette liste ont été classées en E+ afin de répondre aux exigences de la démarche européenne.

Certaines espèces déjà trop abondantes sur le territoire ont été écartées des listes A et B, comme les robiniers (...), qui restent toutefois classées en liste C.

L'élodée du Canada est en liste E uniquement pour la Corse. Sur le continent, elle est déjà largement répan-

³² Le 12 juillet 2017, la commission européenne a mis à jour la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes. Elle ajoute neuf espèces végétales supplémentaires. Parmi elles, cinq espèces sont, selon nous, susceptibles d'être présentes dans le domaine biogéographique continental du territoire Rhône-Méditerranée-Corse et d'impacter les cours d'eau et les zones humides : *Asclepias syriaca* L., *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.John, *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier, *Impatiens glandulifera* Royle et *Myriophyllum heterophyllum* Michx. Quatre de ces espèces avaient déjà été intégrées par Concept-Cours.d'EAU SCOP & Tereo (2016) dans les listes de référence pour le domaine continental. *Asclepias syriaca* n'a pas été retenue initialement ; il conviendrait de déterminer plus précisément son impact dans les habitats alluviaux afin d'envisager la pertinence de son intégration dans les listes de référence lors de la révision de ces listes. Cela étant, dans le cas de la vallée du Doubs, bien que présente et localement envahissante, cette espèce n'affecte pas la qualité des habitats ou des espèces aquatiques ou strictement rivulaires.

due et ses impacts se sont considérablement réduits (com. pers. A. Dutartre)³³.

Toutes les autres plantes aquatiques invasives ont été classées en liste A ou E, sauf les lentilles et l'azolla fausse fougère, classées en liste C, car ce sont des hydrophytes flottants et minuscules, dispersés rapidement par les oiseaux et donc difficiles à gérer. De plus, les impacts écologiques de l'azolla restent à démontrer (apparition fugace dans les milieux). Par ailleurs, il y a un aspect pratique et opportuniste à envisager la gestion de toutes les aquatiques invasives, car les techniques sont souvent assez similaires (arrachages manuels ou mécaniques).

Aucune plante aquatique, sauf une, n'a été retenue sur les cours d'eau rapides, même si ces plantes peuvent être présentes sur ce type de milieux. Pour gérer des plantes invasives aquatiques sur des torrents, il faudra démontrer que leur présence menace des milieux annexes plus lents ou situés en aval. La plante retenue est une espèce émergente citée sur la liste européenne parue le 13 juillet 2016, le cabomba de Californie (*Cabomba caroliniana*), classée en E+.

Les lianes invasives retenues³⁴ sont classées pour leurs impacts sur les milieux humides ou les espèces et non pour ceux sur les ripisylves des cours d'eau. Dans les zones humides, ces lianes peuvent en effet constituer des tapis très denses au sol ou sur les roselières, modifier l'habitat, et impacter la régénération naturelle des espèces indigènes. La vigne des rivages (*Vitis riparia*) menace également la vigne sauvage européenne - *Vitis vinifera* L. ssp. *silvestris*, dont la situation est préoccupante et avec laquelle elle s'hybride³⁵. La difficulté à identifier la vigne des rivages et le risque de confusion avec la vigne sauvage conduit à ne réserver sa gestion que dans un cadre spécifique bénéficiant d'une expertise suffisante (liste C).

Parmi les plantes herbacées, toutes ne sont pas retenues pour leurs impacts sur les cours d'eau, mais plutôt sur les zones humides. Beaucoup de plantes herbacées sont en effet difficiles à gérer en ripisylve ou sur les berges de cours d'eau. Par ailleurs, il a été privilégié sur les cours d'eau, les espèces générant des impacts sur les successions forestières et les habitats au sein des ripisylves. Certaines espèces comme les asters, qui sont surtout mentionnées en bord de cours d'eau dans les enquêtes, n'ont donc pas été retenues

dans la liste globale pour cela³⁶. Toutefois, une herbacée annuelle émergente de la liste européenne a été retenue en E+ sur tous types de milieu : la camomille balais (*Parthenium hysterophorus*). La liste initiale a également été étoffée de deux berces émergentes : *Heracleum sosnowskii* et *Heracleum persicum*.

Dans les listes, certains taxons ont été regroupés (renouées, jussies et solidages). En effet, ils présentent des caractéristiques similaires qui n'impliquent pas de les différencier pour la gestion.

Le tableau n° III est un extrait du tableau général des rapports de Concept.Cours.d'EAU SCOP & TERE0 (2016), adapté au domaine biogéographique continental de la vallée du Doubs.

Tableau n° III : listes de référence des espèces végétales exotiques envahissantes sélectionnée par l'Agence de l'eau RMC pour le domaine continental (adapté de Concept.Cours.d'EAU SCOP et TERE0 [2016])³⁷.

LISTE GLOBALE		LISTES DE REFERENCES				
Nom latin	Nom vernaculaire	liste géographique hiérarchisée	listes pour les écosystèmes menacés			
		continental	cours d'eau rapide	cours d'eau lent	plans d'eau >50 ha	zones humides continentales
<i>Acer negundo</i>	érable negundo	B	x	x	x	x
<i>Ailanthus altissima</i>	ailante glanduleux	A	x	x	x	x
<i>Alnus cordata</i>	aulne à feuilles en cœur	E	x	x	x	?
<i>Amorpha fruticosa</i>	faux-indigo	A	x	x	x	?
<i>Aponogeton distachyos</i>	vanille d'eau	E ?		x	x	x
<i>Azolla filiculoides</i>	azolla fausse fougère	C		x	x	x
<i>Buddleja davidii</i>	arbre à papillons	A	x	x		
<i>Cabomba caroliniana</i>	cabomba de Caroline	E+	x	x	x	x
<i>Cotula coronopifolia</i>	cotule pied-de-corbeau	B ?			x	x
<i>Crassula helmsii</i>	crassule de Helm	E		x	x	x
<i>Egeria densa</i>	égérie dense	A		x	x	x
<i>Elodea nuttallii</i>	élodée de Nuttall	A		x	x	x
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	frêne rouge	E ?	x	x	x	
<i>Gleditsia triacanthos</i>	févier d'Amérique	E	x	x	x	?
<i>Helianthus tuberosus</i>	topinambour	B	x	x	?	?
<i>Helianthus x laetiflorus</i>	hélianthe vivace	B	x	x	?	?
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	berce du Caucase	A	x	x	x	x
<i>Heracleum persicum</i>	berce de Perse	E+	x	x	x	x
<i>Heracleum sosnowskyi</i>	berce sosnowskyi	E+	x	x	x	x
<i>Humulus japonicus</i>	houblon japonais	B			x	x
<i>Hydrilla verticillata</i>	hydrille verticillé	E		x	x	x
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	hydrocotyle fausse-renoncule	A		x	x	x
<i>Impatiens glandulifera</i>	balsamine de l'Himalaya	A		x	x	x
<i>Lagarosiphon major</i>	grand lagarosiphon	A		x	x	x
<i>Lemna minuta</i>	lentille d'eau minuscule	C			x	x
<i>Lemna turionifera</i>	lentille d'eau à turions	C			x	x
<i>Ligustrum lucidum</i>	troène de Chine / troène luisant	B ?	x	x		
<i>Lonicera japonica</i>	chèvrefeuille du Japon	B			x	x
<i>Ludwigia sp.</i>	jussies	A		x	x	x
<i>Lysichiton americanus</i>	faux arum jaune	E+	x	x	x	x
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	myriophylle du Brésil	A		x	x	x
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	myriophylle hétérophylle	E ?		x	x	x
<i>Parthenium hysterophorus</i>	camomille balais	E ?	x	x	x	x
<i>Parthenocissus inserta</i>	vigne vierge	B			x	x
<i>Paulownia tomentosa</i>	paulownia	E	x	x	x	
<i>Periploca graeca</i>	bourreau des arbres	E+	x	x	x	?
<i>Persicaria perfoliata</i>	renouée perfoliée	E+	x	x	x	x
<i>Phyla nodiflora var. minor</i>	lippia	A			?	x
<i>Phytolacca americana</i>	raisin d'Amérique	B	x	x	x	x
<i>Platanus x hispanica</i>	platane à feuilles d'érable	C	x	x	x	x
<i>Prunus laurocerasus</i>	laurier cerise	A	x	x		x
<i>Pterocarya fraxinifolia</i>	noyer du Caucase	E ?	x	x	x	
<i>Pueraria montana var. lobata</i>	vigne japonaise	E ?	x	x	x	x
<i>Reynoutria sp.</i>	renouées asiatiques	A	x	x	x	x
<i>Robinia pseudoacacia</i>	robinier faux-acacia	C	x	x		?
<i>Rubrivina polystachya</i>	renouée à épis nombreux	E	x	x	x	?
<i>Salpichroa origanifolia</i>	muguet des pampas	E			x	x
<i>Solidago sp.</i>	solidages	A			x	x
<i>Sporobolus indicus</i>	sporobole d'Inde	E				?
<i>Vitis riparia</i>	vigne des rivages	C			?	?

nombre d'espèces ou de groupe d'espèces :	liste globale : 50 espèces ou groupes d'espèces pour le domaine continental
15	A gestion prioritaire si efficace/faisible
7	B gestion conseillée si efficace/faisible
6	C gestion pertinente si intérêt local démontré sur des sites/espèces à intérêt patrimonial ou sur des sites renaturés
8	E surveillance/veille sur des espèces peu ou pas présentes
6	E+ intervention urgente ou rapide sur des espèces peu ou pas présentes
6	E?
2	B?

³³ En Franche-Comté et plus particulièrement dans les vallées du Doubs et de la Loue, bien que généralement moins compétitive en présence d'*Elodea nuttallii*, *Elodea canadensis* forme malgré tout des peuplements mono-spécifiques analogues (voir monographie sur *Elodea canadensis*).

³⁴ Exceptées deux lianes absentes du domaine continental.

³⁵ En Franche-Comté, le risque d'hybridation entre la vigne sauvage (*Vitis sylvestris*) et la vigne des rivages (*Vitis riparia* au sens large : toutes les vignes « riparoides ») est faible (voir monographie sur *Vitis cf. riparia*).

³⁶ En Franche-Comté et dans la vallée du Doubs particulièrement, les asters américains ont effectivement, généralement, un impact modéré en bord de cours d'eau. Toutefois, ces espèces peuvent être très concurrentielles dans les zones humides, telles que le marais de Saône (voir monographie sur *Symphotrichum gr. novii-belgii*).

³⁷ En février 2018, une nouvelle espèce a été ajoutée à la liste d'alerte des espèces émergentes (liste E) pour le domaine continental et pour tous les écosystèmes de ce domaine. Il s'agit de *Rudbeckia laciniata* (rudbeckie laciniée) (F. Chambaud, comm. pers.).

3.3 Mise en œuvre opérationnelle

3.3.1 Préambule

La politique de gestion des espèces exotiques envahissantes impactant les cours d'eau et les zones humides portée par le nouveau SDAGE 2016-2021 est ambitieuse et non sans difficultés pratiques importantes. Elle implique de mettre en place une stratégie à l'échelle des bassins Rhône-Méditerranée et de Corse pour assurer la cohérence et l'efficacité des actions menées localement. Par ailleurs, cette politique doit tout à la fois être incitative et être appliquée dans ses modalités, avec une grande rigueur pour éviter de soutenir des actions coûteuses et dont les effets ne se feraient pas ressentir au niveau des populations végétales ou animales visées. Sachant que la gestion des invasives relève encore beaucoup d'une démarche expérimentale sur de nombreux aspects (connaissance des espèces, évaluation des stades invasifs, conception et suivi des plans d'action, techniques de gestion), les écueils peuvent être nombreux.

La mise en œuvre de la stratégie s'appuiera sur des outils pratiques, dont certains ont été développés au cours de cette étude (listes et fiches de gestion, fiche espèces) permettant d'être rapidement opérationnels. Cependant, il n'empêche que celle-ci aura aussi besoin d'être évaluée en permanence et adaptée autant que de besoin.

La politique de gestion des espèces exotiques envahissantes doit être menée de manière transversale et thématique. Elle se traduira à la fois par des préconisations spécifiques touchant tous les champs de la gestion et de l'aménagement des cours d'eau et des zones humides pour éviter de propager ou de favoriser la propagation des invasives et par des actions locales coordonnées et ciblées pour réduire ou contenir certaines plantes ou animaux, qui seront définies dans un « plan d'action ».

3.3.2 Les plans d'actions locaux (flore)

Un plan d'actions est un ensemble d'actions coordonnées et programmées répondant à des objectifs précis au niveau de la dynamique de la population ciblée. Il couvre en général plusieurs champs d'interventions : la communication et la formation pour sensibiliser le grand public et les acteurs professionnels, l'ingénierie et les travaux dans les milieux touchés et la coordination locale. Les plans d'action peuvent être portés par divers contrats : contrat de milieu, SAGE, etc.

Ces documents stratégiques peuvent engager la collectivité pendant plusieurs années sur des montants financiers importants et ils doivent être élaborés sur des bases solides de connaissance des espèces et de leur répartition sur le territoire concerné.

La manière d'élaborer des plans d'actions est détaillée dans le volume 4 des documents ressources.

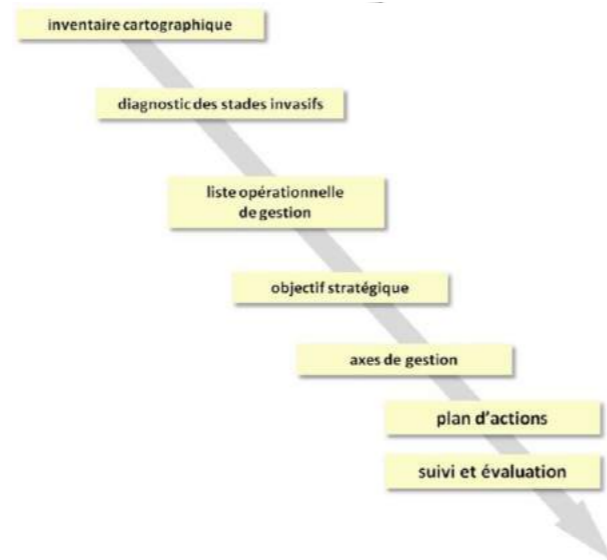


Figure n° 23 : grandes étapes de la définition d'un plan d'actions (schéma extrait du volume 3 de Concept.Cours.d'EAU SCOP et TERE0 [2016]).

Pour mettre en place un plan d'actions, le gestionnaire mène au préalable une étude en distinguant les plantes terrestres et les plantes aquatiques ou amphibies et en ne retenant que l'un de ces deux groupes de plantes ou les deux. Il sélectionne ensuite les espèces à étudier à partir des listes de référence A, B, C, E. Il s'intéressera aux espèces en liste A et B et E+, éventuellement à celles de la C si cette liste le concerne. Il pourra aussi ne s'intéresser qu'aux espèces de la liste E+.

Le choix des espèces à étudier détermine les périodes et les modes de prospection favorable à la reconnaissance des plantes.

La stratégie de gestion à mettre en œuvre dépend du stade d'envahissement atteint par chaque espèce dans le processus général de l'invasion. Plus l'invasion est avancée, moins les actions de gestion seront efficaces et plus elles auront des impacts et des coûts importants.

L'étude établit alors un état des invasions à partir d'un inventaire cartographique de terrain. Pour cela, elle établit des cartes d'invasion, qui caractérisent l'état des milieux en fonction des stades invasifs atteints par les différentes espèces selon une échelle allant de 0 à 4, « 0 » montrant les secteurs visités et non colonisés (espèces absentes). Un indicateur global du stade invasif de chaque espèce est également donné pour chaque rivière ou milieu.

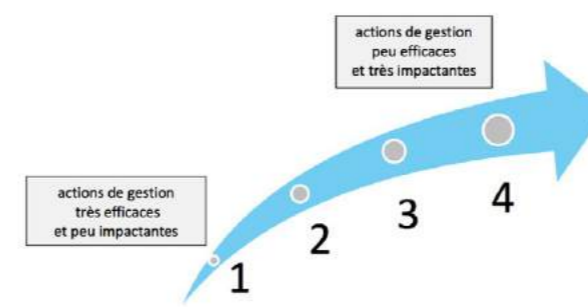


Figure n° 24 : efficacité de la gestion en fonction des stades invasifs (schéma extrait du volume 3 de Concept.Cours.d'EAU SCOP et TERE0 [2016]).

Ainsi la définition précise de stades invasifs répond au besoin de qualifier le plus objectivement possible le niveau d'invasion pour déterminer des stratégies de gestion efficaces. Elle s'appuie sur la faisabilité technique et financière des actions de lutte, qui dépend de l'importance de la population invasive et varie en fonction des espèces concernées³⁸.

Le stade 1 décrit une situation où la plante est encore peu présente et très discrète dans le paysage. C'est le meilleur stade pour intervenir et empêcher une propagation de la plante vers d'autres secteurs. Des mesures d'élimination complète ou d'isolement des zones infestées sont à envisager même si elles apparaissent coûteuses ou impactantes localement. Les espèces en stade 1 (« émergentes » localement) sont prioritaires à gérer, si elles sont dans la liste A pour le territoire concerné.

Au stade 2, il n'est plus envisageable d'éliminer complètement l'espèce invasive, mais il est encore possible de ralentir fortement la vitesse de colonisation par des mesures de gestion efficaces.

Le stade 3 décrit un stade proche du seuil d'infausabilité technique et financière (stade 4), mais où il est encore possible de mettre en place certaines mesures de gestion bénéfiques pour ralentir la vitesse d'invasion.

Le stade 4 correspond généralement aux secteurs dits « infestés », où il n'est plus possible d'intervenir pour ralentir le processus d'invasion sans générer des coûts ou des impacts très importants à l'échelle du cours d'eau.

³⁸ La caractérisation des stades invasifs doit, selon Concept.Cours.d'EAU SCOP & TERE0 (2016), se baser sur un état des lieux assez précis sur le terrain. Les stations ou massifs des espèces visées doivent être localisées sur le terrain et doivent faire l'objet d'une description concernant leur surface. Les stades invasifs sont alors définis en croisant, par segment de 500 m de réseau hydrographique, le nombre de stations ou massifs distincts et la surface cumulée de ces massifs. Les seuils de valeur correspondant à chaque stade invasif nécessitent d'être calibrés et adaptés pour chaque espèce ou type d'espèce (arbres, herbiers aquatiques, grandes herbacées vivaces, etc.). Des éléments assez précis sont donnés par ces auteurs pour les renouées asiatiques ou les jussies notamment, mais la définition de ces échelles d'interprétation reste globalement un travail à mener.

La gestion des secteurs infestés (stade 4) répond généralement à des besoins spécifiques sur ces sites : usages, biodiversité, etc. Et souvent, elle ne participe pas à l'objectif stratégique dans le territoire de gestion. Dans ce cas, elle n'est pas intégrée dans le plan d'actions.

Les espèces sont ensuite hiérarchisées pour obtenir un projet de liste opérationnelle de gestion à partir :

1. du stade invasif global atteint par les différentes plantes sur les cours d'eau ou les milieux ;
2. d'un tri opéré selon les 3 critères des listes de références.

Les espèces non inscrites dans les listes de référence pour le territoire et le milieu concerné, ou les espèces en stade 4, sont exclues des plans d'action.

Les espèces de la liste A au stade 1 (émergentes localement) sont gérées prioritairement. Les espèces en stade 3 et en liste B peuvent être gérés.

Le plan d'action peut également envisager de gérer de manière opportuniste certaines espèces non inscrites sur les listes de référence, si cette gestion peut être réalisée sans surcoût important lors des actions menées sur les autres espèces.

Le projet de liste opérationnelle est ensuite débattu au niveau local en s'appuyant sur des critères de faisabilité techniques, financières et d'acceptation sociale et en fixant des objectifs réalistes sur la dynamique locale des espèces : stabilisation, recul ou disparition des plantes visées. Ces objectifs stratégiques sont établis à l'échelle du territoire de gestion (un réseau hydrographique par exemple) et non pas à l'échelle d'un site ou d'une parcelle en particulier.

Les projets d'actions dans les zones fortement colonisées (stade 4) destinés à atténuer sur ces sites les impacts de l'invasion pour rétablir une certaine biodiversité locale, des usages ou des activités économiques ne sont pas pris en compte dans les plans d'action, s'ils ne concourent pas aux objectifs sur la dynamique globale de l'espèce au niveau du territoire global de gestion.

La faisabilité technique intègre :

- les notions de flux de propagules ou de graines en identifiant des territoires opérationnels de gestion et les possibilités d'agir sur ces espaces (maîtrise d'ouvrage, maîtrise foncière, accessibilité, etc.) ;
- les difficultés liées aux techniques de gestion.

Le plan d'actions peut ensuite être élaboré en détaillant, programmant et chiffrant les différentes opérations. La définition des actions répond à des objectifs techniques clairement identifiés : réduire/stopper le flux de propagules ou de graines, freiner/stopper la

colonisation spontanée, empêcher les nouvelles introductions volontaires ou non, atténuer éventuellement les impacts. Les moyens et techniques à mettre en œuvre sont identifiés et adaptés à l'espèce concernée pour obtenir des résultats rapides, au moins en ce qui concerne la flore invasive. Une fiche technique sur les techniques de gestion est proposée pour cela dans le volume 4 des documents ressources.

Les différents acteurs éventuellement impliqués dans la gestion sont également identifiés pour constituer des groupes de travail locaux.

Enfin, le suivi et l'évaluation du plan d'action sont parfaitement décrits et programmés dans le plan d'actions. Des suivis annuels sont indispensables et le plus souvent aucun retard dans la mise en œuvre des actions ne doit être pris, car cela peut entraîner une perte d'efficacité ou des surcoûts importants.

Les critères de financement des plans d'action peuvent comprendre par conséquent au moins les exigences suivantes :

- le plan d'actions concerne des espèces présentes dans les listes de référence en respectant leur hiérarchisation définie selon leur stade invasif dans le territoire et le type de milieux pouvant être impactés ;
- le plan d'actions s'appuie sur un état des lieux et un diagnostic pour définir :
 - les stades invasifs,
 - le territoire de gestion et si besoin les autres acteurs impliqués dans le plan d'actions sur ce territoire,

- des objectifs réalistes sur la dynamique locale des espèces visées,
 - un ensemble d'actions complémentaires, dont les objectifs techniques sont parfaitement décrits,
- une programmation géographique, technique et financière précise de ces opérations,
 - il est fourni tous les ans la liste des actions engagées et montrer qu'aucun retard n'a été pris dans la programmation initiale ;
 - il est fourni annuellement les résultats des suivis ;
 - il est fourni une évaluation finale du programme, comprenant une nouvelle estimation de la population invasive ;
 - les données d'inventaires cartographiques sont transmis sous forme à la fois de cartes mise en forme et informatique (SIG).

3.3.3 Les actions transversales

La gestion des espèces exotiques envahissantes intervient également hors des domaines stricts d'application de plans d'actions. Elle concerne tous les projets d'entretien ou d'aménagement des cours d'eau et des zones humides pouvant disperser ou favoriser ces espèces.

Les projets de restauration physique des milieux et de rétablissement des continuités écologiques sont notamment concernés.

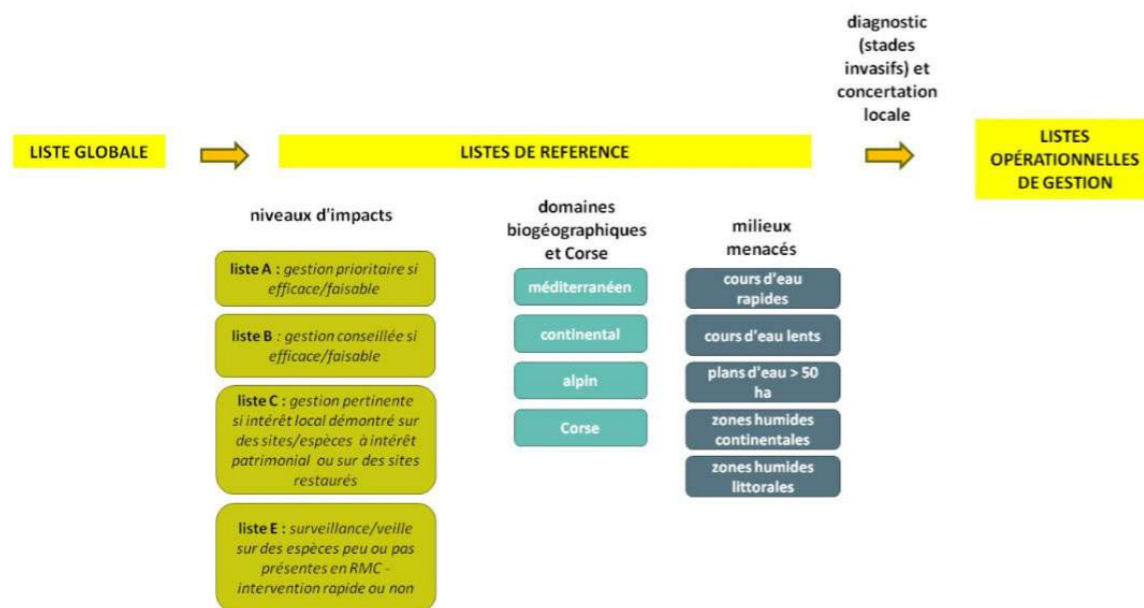


Figure n° 25 : de la liste globale à une liste opérationnelle de gestion (schéma extrait du volume 3 de Concept.Cours.d'EAU SCOP et TERO [2016]).

Les premiers doivent prendre en compte la flore invasive en analysant au préalable :

- les risques de colonisation rapide des milieux restaurés par une flore invasive ;
- les surcoûts engendrés par la présence de plantes invasives sur le site à restaurer.

Le cas échéant, ces analyses doivent alors aboutir à des mesures adaptées pour réduire ces risques ou ces coûts. La recherche d'un autre site peut être envisagée, si ces mesures de réduction ne sont pas possibles.

3.4 Organisation du réseau d'acteurs pour appuyer la stratégie « invasives »³⁹

3.4.1 Organisation générale

La figure n°26 ébauche l'organisation des actions à mener pour appuyer la stratégie « invasives » sur les bassins Rhône-Méditerranée et de Corse. Le détail du rôle et de la mission de chacun et leur coordination sont exposés dans le volume 3 des documents ressources de Concept.Cours.d'EAU SCOP & TERO (2016).

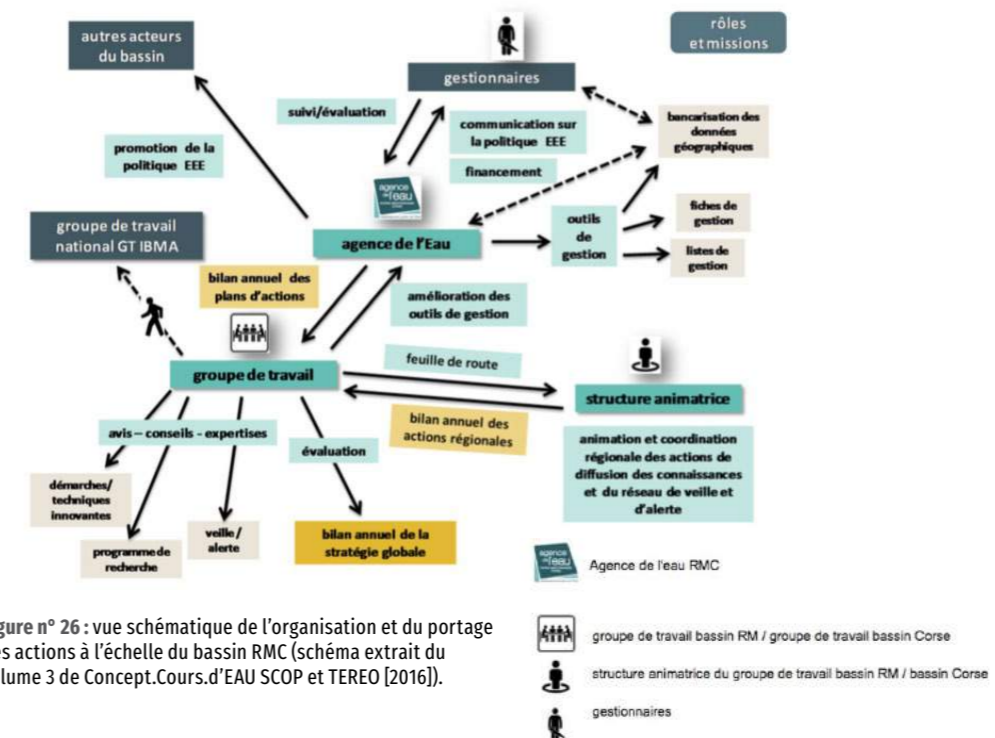


Figure n° 26 : vue schématique de l'organisation et du portage des actions à l'échelle du bassin RMC (schéma extrait du volume 3 de Concept.Cours.d'EAU SCOP et TERO [2016]).

³⁹ L'organisation et la coordination présentées dans les parties 3.4.1 et 3.4.2 correspondent aux schémas imaginés initialement par l'Agence de l'eau. Finalement, cette dernière préfère que cette organisation et ce portage soient réalisés par d'autres structures en régions, davantage en lien avec les réseaux existants actuellement (F. Chambaud, comm. pers.).

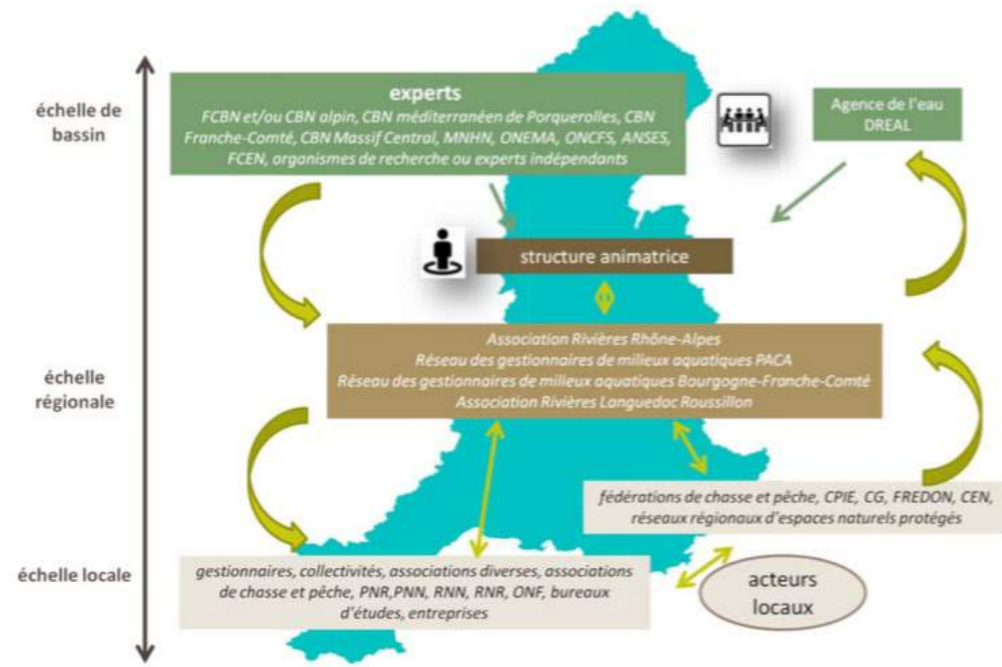


Figure n° 27 : animation et coordination territoriale à l'échelle du bassin RM (schéma extrait du volume 3 de Concept.Cours.d'EAU SCOP et TERE0 [2016]).

3.4.3 Méthodes d'inventaire et de bancarisation des données cartographiques

La connaissance de la répartition des EEE est indispensable pour évaluer les politiques, puisqu'*in fine* c'est elle, qui constatera, ou non, leur efficacité en montrant l'évolution des populations. Cette connaissance très concrète est acquise par les gestionnaires pour préparer et suivre leurs plans d'actions et elle représente un part importante du coût des études préalables ou des missions de suivis. Mais peu de gestionnaires ont les capacités de gérer et diffuser ce type de données.

Les données d'inventaires d'espèces invasives, qui vont se multiplier à l'avenir, sont des données très stratégiques et dont l'acquisition est coûteuse. Il y a donc un intérêt évident au niveau des bassins Rhône-Méditerranée et de Corse à préserver dès maintenant ces données. Il s'agit de récolter celles-ci, de les organiser, de les mettre à jour et de les porter à connaissance. Cette bancarisation des données cartographiques d'inventaire de la faune et de la flore invasives permettra une exploitation à deux niveaux d'échelles, global et local, pour évaluer la politique de l'Agence, suivre la régression ou l'extension des populations végétales ou animales invasives, mettre à jour les listes de référence et gérer ces invasions. Elles impliquent également que les méthodes d'inventaires de terrain et les représentations cartographiques soient sinon standardisées tout au moins homogénéisées. Aussi, les cahiers des charges des plans d'actions signaleront le

besoin de faire remonter l'information obtenue sur les EEE vers les organismes agréés (CBN, MNHN).

3.4.4 Veille et alerte

Le réseau de veille et d'alerte concerne uniquement les espèces émergentes (pas encore présentes) sur les bassins Rhône Méditerranée et de Corse ou venant d'arriver avec une répartition très peu étendue. Il s'agit d'éviter que de nouvelles espèces ne deviennent problématiques sur les cours d'eau et les zones humides. Ce sont souvent des espèces encore mal connues, c'est pourquoi elles nécessitent un dispositif spécifique permettant in fine de générer des alertes auprès des gestionnaires locaux.

Le dispositif doit fonctionner dans les deux sens. Il peut d'agir d'une information locale qui va remonter pour pouvoir, après validation du groupe de travail, être diffusé dans les réseaux régionaux, ou d'une information du groupe de travail pour des espèces connues sur le reste de la métropole. La liste E établie au cours de cette étude a recensé un certain nombre de ces espèces et constituera la première base de travail pour établir des alertes.

Les alertes peuvent répondre dans un premier temps à un besoin de connaissance pour mieux connaître la répartition géographique et l'importance des populations. Elles peuvent aussi être des incitations à éliminer rapidement les populations végétales existantes et dans ce cas-là des préconisations techniques devront être élaborées. L'alerte doit com-

prendre une fiche pour parfaitement identifier l'espèce et des conseils très précis sur quoi faire et ne pas faire.

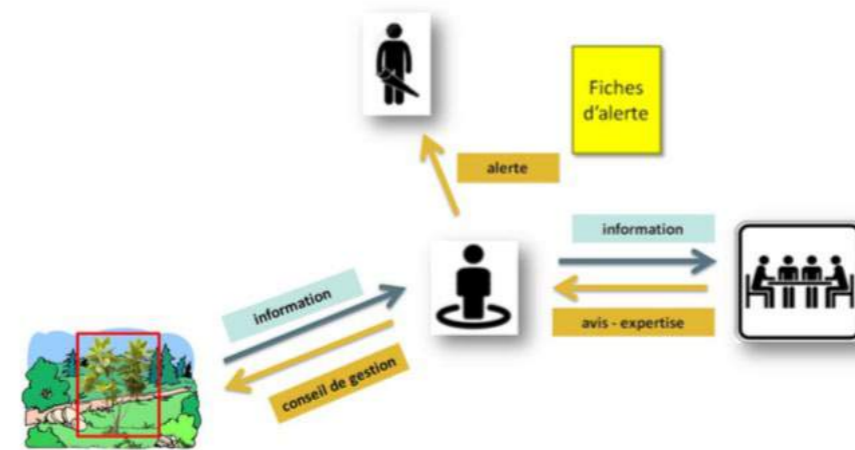


Figure n° 28 : fonctionnement du réseau de veille et d'alerte (schéma extrait du volume 3 de Concept. Cours.d'EAU SCOP et TERE0 [2016]).

Les espèces végétales exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes des milieux riverains du périmètre franc-comtois du Contrat de rivière « Vallée du Doubs et territoires associés » :

choix des espèces et des espaces pour un plan d'actions

4.1 Sélection des espèces exotiques à considérer dans le territoire

4.1.1 Méthode

Comme il l'a été vu (3.2), l'Agence de l'eau a retenu, à l'échelle du territoire RMC, des listes de références d'espèces susceptibles de faire l'objet d'actions de gestion. Cependant, pour définir une stratégie locale de gestion des plantes exotiques envahissantes, c'est-à-dire à l'échelle de la vallée du Doubs, il convient d'étudier la pertinence de cette liste au regard du contexte local. Cela implique d'identifier :

- les espèces des listes de référence absentes dans le territoire du Contrat de rivière ou considérées comme non envahissantes en Franche-Comté ;
- les espèces des listes de référence présentes dans le territoire du Contrat de rivière et déjà identifiées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté ;
- les espèces identifiées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté et présentes dans le territoire du Contrat de rivière, mais absentes des listes de référence de l'Agence de l'eau.

4.1.2 Sélection des espèces végétales exotiques envahissantes ou potentiellement envahissantes de Franche-Comté à considérer dans le territoire du Contrat de rivière

4.1.2.1 Référentiel et catégories

Les espèces exotiques de Franche-Comté ont fait l'objet d'une évaluation et d'une catégorisation en fonction de leur comportement envahissant dans ce territoire (Vuilleminot *et al.*, 2016). D'après ce référentiel, trois grandes catégories d'espèces végétales exotiques sont identifiées⁴⁰ :

1. **les espèces exotiques envahissantes** : concernent des espèces qui ont fait la preuve de leur capacité à se disperser sur le territoire régional et qui ont un comportement présumé impactant sur la biodiversité.

Au sein de cette catégorie se distinguent :

- les espèces exotiques envahissantes **majeures (EM)** : concernent des espèces qui possèdent déjà un grand nombre de stations dans la région, du fait de l'ancienneté de leur présence sur le territoire ou seulement de leur caractère particulièrement envahissant. Ces espèces ne peuvent plus être considérées comme rares ;
- les espèces exotiques envahissantes **émergentes (EE)** : concernent des espèces qui possèdent encore un faible nombre de stations dans la région. Ces plantes peuvent encore être considérées comme rares. Souvent, le caractère récent de leur présence sur le territoire ne permet pas d'observer une expression franche et généralisée des différents critères de la définition présentée précédemment d'une espèce exotique envahissante.

2. **Les espèces exotiques potentiellement envahissantes** : concernent des espèces qui n'ont pas encore fait la preuve de leur capacité à avoir un comportement présumé impactant sur la biodiversité sur le territoire régional, mais dont un ou plusieurs facteurs laissent penser que cette aptitude peut être acquise à plus ou moins long terme.

Au sein de cette catégorie se distinguent :

- les espèces exotiques potentiellement envahissantes **proliférantes (PEPA)** : concernent

⁴⁰ Une quatrième catégorie correspond aux espèces végétales exotiques présentes en Franche-Comté, mais dont l'évaluation de 2016 a conclu qu'il s'agissait actuellement d'espèces non-envahissantes (ENE).

des espèces exotiques dont il est constaté, dans la région, la naturalisation, le dynamisme (ou tendance) et l'aptitude à former fréquemment des populations denses (ou tendance), mais qui se cantonnent presque essentiellement à des milieux fortement anthropisés, ce qui signifie qu'elles n'ont que rarement de comportement présumé impactant sur la biodiversité. Néanmoins, l'évolution potentielle de leur développement davantage en direction des milieux naturels ou semi-naturels ne peut pas être écartée.

- les espèces exotiques potentiellement envahissantes **prévisibles (PEPN)** : il s'agit des espèces exotiques présentes en Franche-Comté qui ne satisfont pas tous les critères des espèces exotiques envahissantes, mais pour lesquelles il peut être présumé, d'après les informations disponibles dans les territoires géographiquement proches ou d'après des observations régionales de terrain, un caractère envahissant à plus ou moins long terme dans les milieux naturels ou semi-naturels de la région.

Cela peut concerner trois cas de figure :

- des espèces encore occasionnelles ;
 - des espèces naturalisées ne faisant pas encore preuve de dynamisme ;
 - des espèces naturalisées, faisant preuve de dynamisme, mais qui n'ont pas encore la capacité de former fréquemment des populations denses (ce qui signifie qu'elles n'ont pas de comportement présumé impactant sur la biodiversité, même si elles parviennent à se développer au sein de milieux naturels ou semi-naturels).
3. **Les espèces exotiques insuffisamment documentées (ID)** : concernent des espèces exotiques présentes en Franche-Comté *a priori* à l'état spontané (ni « cultivées », ni « présumées cultivées »), mais dont le caractère envahissant ou potentiellement envahissant ne peut ni être totalement écarté, ni être clairement reconnu, par manque d'observations régionales ou par manque d'informations disponibles dans les territoires géographiquement proches. Les stations de ces espèces doivent faire l'objet d'une recherche systématique pour compléter les informations nécessaires à la caractérisation de leur statut.

4.1.2.2 Les espèces présentes dans le territoire du Contrat de rivière

La base de données Taxa SBFC/CBNFC-ORI est interrogée pour ne sélectionner que les espèces actuellement présentes dans le territoire du Contrat de rivière.

Une requête est effectuée sur la présence des espèces des trois catégories citées précédemment au sein des 264 communes⁴¹, dont tout ou une partie de leur territoire est concerné par le Contrat de rivière « Vallée du Doubs et territoires associés ». Seules les espèces bénéficiant d'observations récentes (après 1996) sont considérées, en estimant que les stations d'espèces non revues depuis cette date ont soit une très faible probabilité d'exister encore, soit le risque qu'elles deviennent envahissantes est très faible.

Dans le territoire concerné, il convient de noter que différentes campagnes de cartographie des plantes exotiques envahissantes ont été réalisées, permettant de disposer d'une assez bonne connaissance du niveau de présence de la plupart des espèces exotiques⁴².

Parmi les 10 800 observations d'espèces exotiques, les contributions les plus volumineuses proviennent des organismes suivants :

- Conservatoire botanique national de Franche-Comté - Observatoire régional des Invertébrés (4 270 observations) : outre les données collectées au cours de ses activités courantes, le Conservatoire s'est particulièrement intéressé au recensement des plantes exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs :

- en 2005 et 2006, au cours d'une étude relative à la flore des cours d'eau et annexes de cette vallée, commandée par la DIREN Franche-Comté dans le cadre du programme « Avenir du territoire en Saône et Rhin » (ATSR) ; plusieurs sections de la vallée ont été inventoriées entre l'Isle-sur-le-Doubs (25) et Annoire (39) ;

- de 2015 à 2017, au cours des trois études réalisées par des stagiaires dans le cadre du Contrat de rivière Doubs ; des relevés ont été réalisés uniquement sur le cours du Doubs, de Glère (25) à Annoire (39) ;

- Fédération Régionale de Défense Contre les Organismes Nuisibles de Franche-Comté (1 200 observations) : cette structure, animatrice du plan de lutte régional contre l'ambrosie à feuilles d'armoise, collecte sur le terrain des données sur cette plante et mobilise des réseaux d'acteurs pour récupérer leurs observations dans ce sens ; par ailleurs, elle localise au cours de ses déplacements de terrain des géolocalisations de renouée du Japon, qu'elle transmet ensuite au Conservatoire botanique ;

⁴¹ Liste des 264 communes citées en annexe 2.

⁴² Ces campagnes d'inventaires concernaient toutefois essentiellement le cours du Doubs. Le niveau de connaissance de la présence des plantes exotiques envahissantes le long des petits affluents est donc beaucoup moins précise.

– Voies Navigables de France (900 observations) : la subdivision de Dole (39) a confié en 2012 à une stagiaire une cartographie de huit plantes invasives le long du canal du Rhône-au-Rhin, entre Baume-les-Dames (25) et Damparis (39) pour ce qui concerne le territoire du Contrat de rivière Doubs (Wiedenkeller, 2012). Outre les rives du canal, cette cartographie concerne donc aussi les berges du Doubs dans ses sections navigables (plus précisément la berge située du côté du chemin de halage) ;

– ECHÉL (Espaces-Chantiers Environnement Local) (450 observations) : cette association d'éducation populaire a mené à la fin des années 1990 une étude cartographique des renouées asiatiques sur la tête du bassin versant Rhône-Méditerranée-Corse, couvrant les bassins versants de « la Petite Saône » et du Doubs. Cette étude a été réalisée grâce au soutien de l'Agence de l'Eau RMC et du Conseil Régional de Franche-Comté ;

– Établissement Public Territorial de Bassin Saône et Doubs (280 observations) : des chargés d'études ont cartographié depuis une embarcation en 2009 et 2011 des stations d'érable negundo, de balsamine de l'Himalaya et de renouée du Japon entre Vaufray (25) et Petit-Noir (39). Des données d'espèces exotiques ont également été collectées lors de l'inventaire des petites zones humides du Doubs ;

– Bureau d'études Mosaïque Environnement (200 observations) : lors de la réactualisation de la cartographie des habitats naturels du site Natura 2000 de la moyenne vallée du Doubs entre Deluz (25) et Hyèvre-Paroisse (25) en 2015 pour l'Établissement Public Territorial de Bassin Saône et Doubs (Boucard & Ballaydier, 2015).

Les listes des personnes, organismes et associations ayant contribué à l'inventaire du jeu global de données d'espèces exotiques dans le territoire du Contrat de rivière utilisées au cours de cette analyse sont fournies dans l'annexe 3.

4.1.2.3 Les espèces présentes « de manière pérenne » dans les milieux riverains

Parmi les espèces envahissantes ou potentiellement envahissantes sont supprimés trois taxons dont le risque de développement en milieux riverains est jugé quasi-nul (*Berberis aquifolium*, *Cotoneaster horizontalis* et *Pinus nigra*). Il subsiste 56 espèces (ou groupes de taxons apparentés), dont la liste est donnée dans le tableau n° IV⁴³. Parmi elles, il est proposé de ne s'intéresser qu'aux espèces jugées aptes (réellement

ou potentiellement à court terme) à se développer en dehors des milieux strictement très perturbés que sont les friches anthropiques éventuellement riveraines (abords d'anciennes industries par exemple) ou les friches alluviales naturelles (zones de graviers à faible concurrence). En effet, la plupart des espèces de friches sont opportunistes (voir 2.1.1.1) ; elles peuvent localement former des populations abondantes, mais elles ne persistent pas plusieurs années au même endroit.

Cependant, une de ces espèces de friches mérite une attention spécifique : l'ambrosie à feuilles d'armoise, en raison de l'obligation de lutte à son encontre par arrêté préfectoral dans toute la Franche-Comté et de son développement précisément sur les grèves d'une partie de la vallée du Doubs. **Bien que la réglementation à son égard réponde à des enjeux sanitaires, sa nécessaire gestion implique de la considérer dans le cadre de cette démarche d'actions contre les EEE de la vallée du Doubs**⁴⁴.

Tableau n° IV : liste des espèces exotiques reconnues comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté et présentes dans les communes de Franche-Comté concernées par le Contrat de rivière Doubs (ci-contre).

Légende :

Statut de fréquence en Franche-Comté :

La rareté régionale des espèces est déterminée par la fréquence d'apparition des espèces dans le territoire [(nombre de mailles de 5x5 kilomètres où l'espèce est présente) / (nombre de mailles de la grille régionale comprenant plus de 250 taxons observés) x 100]. Le référentiel régional est le suivant (Ferrez *et al.*, 2013) :

- CCC : extrêmement répandu (fréquence ≥ 90%) ;
- CC : très commun (fréquence ≥ 50 % et < 90%) ;
- C : commun (fréquence ≥ 25 % et < 50%) ;
- AC : assez commun (fréquence ≥ 12,5 % et < 25%) ;
- AR : assez rare (fréquence ≥ 5 % et < 12,5%) ;
- R : rare (fréquence ≥ 2 % et < 5%) ;
- RR : très rare (fréquence < 2%) ;
- RRR : exceptionnel (une seule occurrence).

Statut de réglementation :

Deux listes réglementaires s'appliquent actuellement à certaines espèces exotiques envahissantes (EEE) en Franche-Comté :

- « FR » : cette indication signifie que l'espèce figure sur un arrêté inter-ministériel qui la réglemente. Dans le cadre de la mise en œuvre du règlement européen n° 1143/2014 et de la stratégie nationale relative aux EEE, plusieurs arrêtés ministériels co-signés par le Ministère de la transition écologique et solidaire et le Ministère de l'agriculture et de l'alimentation ont été publiés au journal officiel le 14 février 2018. Ils concernent la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain. Ces arrêtés listent les espèces exotiques envahissantes de faune et de flore interdites d'introduction dans le milieu

naturel, mais également les espèces interdites de détention, de transport, de colportage, d'utilisation, d'échange, de mise en vente ou d'achat. En métropole, ces arrêtés reprennent les espèces listées par le règlement européen relatif aux EEE (liste actualisée comprenant 49 EEE préoccupantes pour l'Union). L'arrêté relatif à la flore exotique envahissante en métropole abroge l'arrêté du 2 mai 2007 interdisant la commercialisation, l'utilisation et l'introduction dans le milieu naturel de *Ludwigia grandiflora* et *Ludwigia peploides*.

- « 25 », « 39 », « 70 », « 90 » : cette indication signifie que l'espèce est concernée par un arrêté préfectoral dans certains départements qui la réglementent. Il s'agit actuellement uniquement de l'arrêté relatif à la lutte contre l'ambrosie à feuilles d'armoise (*Ambrosia artemisiifolia* L.) visant à prévenir les problèmes sanitaires. Ces arrêtés préfectoraux doivent être actualisés pour intégrer les dispositions du décret du 26 avril 2017 relatif à l'obligation nationale de lutte contre les espèces végétales et animales nuisibles à la santé humaine, dont l'ambrosie à feuilles d'armoise.

Nom latin du taxon	Taxons inclus	Nom vernaculaire du taxon	Statut de fréquence en Franche-Comté	Capacité à se rencontrer dans les milieux naturels ou semi-naturels riverains (hors friches anthropiques et friches alluviales sablo-graveleuses)	Statut de réglementation
Espèces exotiques envahissantes majeures dans les milieux naturels ou semi-naturels (EM)					
<i>Acer negundo</i>		Erable negundo	AC	x	
<i>Bidens frondosa</i>		Bident à fruits noirs	AR	x	
<i>Elodea canadensis</i>		Elodée du Canada	AC	x	
<i>Elodea nuttallii</i>		Elodée à feuilles étroites	AR	x	FR
<i>Galega officinalis</i>		Galéga	AR	x	
<i>Helianthus tuberosus</i>		Artichaut de Jérusalem / Topinambour	AR	x	
<i>Heracleum mantegazzianum</i>		Berce de Mantegazzi / Berce du Caucase	AR	x	FR
<i>Impatiens glandulifera</i>		Impatiante glanduleuse / Balsamine de l'Himalaya	C	x	FR
<i>Parthenocissus inserta</i>		Vigne-vierge	C	x	
<i>Reynoutria japonica</i>		Renouée du Japon	CC	x	
<i>Reynoutria xbohemica</i>		Renouée de Bohême	AR	x	
<i>Robinia pseudoacacia</i>		Robinier faux acacia	CC	x	
<i>Solidago canadensis</i>		Gerbe-d'or	AC	x	
<i>Solidago gigantea</i>		Solidage géant	C	x	
<i>Symphotrichum gr. novii-belgii</i>	<i>Symphotrichum lanceolatum</i> <i>Symphotrichum x salignum</i>	Asters américains	AR	x	
Espèces exotiques envahissantes émergentes dans les milieux naturels ou semi-naturels (EE)					
<i>Ludwigia grandiflora</i>		Ludwigie à grandes fleurs	R	x	FR
<i>Reynoutria sachalinensis</i>		Renouée de Sakhaline	R	x	
<i>Rudbeckia laciniata</i>		Rudbéckie laciniée	RR	x	
Espèces exotiques potentiellement envahissantes dans les milieux naturels ou semi-naturels, proliférantes dans les milieux anthropiques du territoire (PEPA)					
<i>Acorus calamus</i>		Acore	AR	x	
<i>Ailanthus altissima</i>		Ailante	AR	x	
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>		Ambrosie annuelle	C		25, 39, 70, 90
<i>Artemisia verlotiorum</i>		Armoise des frères Verlot	R	x	
<i>Asclepias syriaca</i>		Herbe à la ouate	RR	x	FR
<i>Bothriochloa barbinodis</i>		Barbon andropogon	RR		
<i>Dittrichia graveolens</i>		Inule fétide	R		
<i>Eragrostis pilosa</i>		Eragrostide à manchettes	R		
<i>Euphorbia maculata</i>		Euphorbe à feuilles tachées	AR		
<i>Euphorbia prostrata</i>		Euphorbe prostrée	RR		
<i>Glyceria striata</i>	<i>Glyceria striata</i> subsp. <i>difformis</i>	Glycérie droite	AC	x	
<i>Lepidium draba</i>		Cardaire drave	R		
<i>Lepidium graminifolium</i>		Passerage à feuilles de graminée	RR		
<i>Melilotus albus</i>		Mélicot blanc	C		
<i>Panicum capillare</i>		Millet capillaire	AR		
<i>Panicum dichotomiflorum</i>		Millet des rizières	AC		
<i>Panicum miliaceum</i>		Mil d'Inde	R		
<i>Phytolacca americana</i>		Raisin d'Amérique	R		
<i>Pterocarya fraxinifolia</i>		Noyer du Caucase	RR	x	
<i>Quercus rubra</i>		Chêne rouge	AC	x	
<i>Rhus typhina</i>		Sumac amarante	AC	x	
<i>Rubus armeniacus</i>		Ronce des jardins	RR	x	
<i>Rumex thyrsiflorus</i>		Oseille à oreillettes	RR		
<i>Senecio inaequidens</i>		Sénéçon de Mazamet	AR		
<i>Setaria italica</i> subsp. <i>pynocoma</i>		Sétaire dense	R		
<i>Setaria pumila</i>		Sétaire glauque	C		
<i>Sporobolus indicus</i>		Sporobole tenace	RR		
<i>Sporobolus vaginiflorus</i>		Sporobole engainé	RR		
<i>Veronica filiformis</i>		Véronique filiforme	AR	x	
Espèces exotiques potentiellement envahissantes dans les milieux naturels ou semi-naturels, prévisibles dans les milieux naturels ou semi-naturels (PEPN)					
<i>Amorpha fruticosa</i>		Faux indigo	RR	x	
<i>Buddleja davidii</i>		Buddleia de David	AC	x	
<i>Erigeron annuus</i>		Vergerette annuelle	CC		
<i>Erigeron canadensis</i>		Vergerette du Canada	CC		
<i>Erigeron sumatrensis</i>		Vergerette de Barcelone	R		
<i>Impatiens parviflora</i>		Impatiante à petites fleurs	AR	x	
<i>Oenothera biennis</i>		Herbe aux ânes	AC		
<i>Prunus laurocerasus</i>		Laurier-cerise	R	x	
<i>Xanthium orientale</i>		(lampourde)	RR		

⁴³ Le référentiel taxonomique utilisé pour les noms d'espèces est TAXREF v7.0 du Muséum national d'histoire naturelle.

⁴⁴ Indépendamment des sources de financement pressenties pour gérer sa présence.

Comme indiqué dans le tableau n° IV, 32 espèces envahissantes ou potentiellement envahissantes sont présentes dans les communes concernées par le Contrat de rivière et sont jugées aptes à se développer dans les milieux riverains du Doubs, hors friches très perturbées. Parmi ces 32 espèces, 10 espèces (PEPA) peuvent se développer dans des milieux relativement stables, mais il s'agit généralement de milieux influencés par les activités humaines (plantations à proximité, pratiques d'entretien favorisant ces espèces, etc.). Elles ne menacent donc pas actuellement de milieux naturels et semi-naturels, pour autant il convient de les surveiller et de contrôler leur expansion. Dans cette catégorie des espèces proliférantes dans les milieux anthropiques, le raisin d'Amérique (*Phytolacca americana*) n'a pas été retenu comme apte à se développer dans les milieux riverains du Doubs. Bien que présent dans certaines communes du territoire du Contrat de rivière, il ne prospère quasiment uniquement, pour l'instant, que dans des forêts mésophiles, sur des substrats neutres à acides.

Enfin, parmi les espèces exotiques insuffisamment documentées recensées dans le territoire du Contrat de rivière Doubs, cinq taxons (ou groupes de taxons) peuvent se rencontrer dans les milieux riverains, même si encore une fois leur recensement et la caractérisation de leur comportement ne sont pas établis de manière satisfaisante en Franche-Comté. Elles sont listées dans le tableau n° V. Elles méritent une attention particulière lors des inventaires cartographiques. En 2017, une recherche ciblée de plusieurs stations de ces espèces dans le territoire du Contrat de rivière a été menée ; les observations réalisées permettent d'écarter le bunias d'Orient et le peuplier blanc des espèces exotiques à considérer dans le cadre de cette stratégie. Trois espèces (ou groupes d'espèces) nécessitent donc d'être considérées pour la suite.

Tableau n° V : liste d'espèces exotiques présentes dans les milieux riverains du Doubs et considérées comme insuffisamment documentées pour être évaluées lors de l'élaboration de la dernière liste des espèces exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes de Franche-Comté.

Nom latin du taxon	Nom vernaculaire du taxon	Statut de fréquence en Franche-Comté	Statut de réglementation	Espèce pouvant faire preuve de dynamisme et/ou apte à former des populations denses
<i>Bunias orientalis</i>	Bunias d'Orient	R		
<i>Lemna minuta</i>	Lenticule minuscule	RR		x
<i>Phyllostachys sp.</i>	Bambous	R		x
<i>Populus alba</i>	Peuplier blanc	AR		
<i>Vitis cf. riparia</i>	vignes américaines et hybrides	(?)		x

4.1.3 Comparaison des espèces des listes de référence de l'Agence de l'eau et des espèces envahissantes ou potentiellement envahissantes de Franche-Comté et présentes dans les milieux riverains de la vallée du Doubs

4.1.3.1 Méthode

Cette comparaison relève d'une compilation des espèces retenues par l'Agence de l'eau pour le domaine continental du territoire RMC et des espèces retenues par le CBNFC-ORI en raison de leur comportement envahissant ou potentiellement envahissant dans les milieux riverains de la vallée du Doubs. Le tableau correspondant figure en annexe 4. Il contient 69 espèces.

4.1.3.2 Identification des espèces des listes de référence absentes dans le territoire du Contrat de rivière ou considérer comme non envahissantes en Franche-Comté

Le tableau n° VI donne la liste de ces 33 espèces.

Tableau n° VI : liste des espèces des listes de référence absentes dans le territoire du Contrat de rivière ou considérées comme non envahissantes en Franche-Comté.

Nom latin du taxon	Nom vernaculaire du taxon	Catégorie d'espèce exotique définie dans les listes de référence de l'Agence de l'eau RMC pour le domaine continental	Catégorie d'espèce exotique définie dans la liste des plantes envahissantes et potentiellement envahissantes du CBNFC-ORI pour la Franche-Comté	écosystèmes concernés selon l'Agence de l'eau			
				cours d'eau rapide	cours d'eau lent	plans d'eau >50 ha	zones humides continentales
<i>Alnus cordata</i>	aulne à feuilles en cœur	E	absente	x	x	x	?
<i>Aponogeton distachyos</i>	vanille d'eau	E ?	absente		x	x	x
<i>Azolla filiculoides</i>	azolla fausse fougère	C	PEPN		x	x	x
<i>Cabomba caroliniana</i>	cabomba de Caroline	E+	absente	x	x	x	x
<i>Cotula coronopifolia</i>	cotule pied-de-corbeau	B ?	absente			x	x
<i>Crassula helmsii</i>	crassule de Helm	E	absente		x	x	x
<i>Egeria densa</i>	égérie dense	A	absente		x	x	x
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	frêne rouge	E ?	ID	x	x	x	
<i>Gleditsia triacanthos</i>	févier d'Amérique	E	absente	x	x	x	?
<i>Helianthus x laetiflorus</i>	hélianthe vivace	B	ENE	x	x	?	?
<i>Heracleum persicum</i>	berce de Perse	E+	absente	x	x	x	x
<i>Heracleum sosnowskyi</i>	berce sosnowskyi	E+	absente	x	x	x	x
<i>Humulus japonicus</i>	houblon japonais	B	absente			x	x
<i>Hydrilla verticillata</i>	hydrille verticillé	E	absente		x	x	x
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	hydrocotyle fausse-renoncule	A	absente		x	x	x
<i>Lagarosiphon major</i>	grand lagarosiphon	A	absente		x	x	x
<i>Lemna turionifera</i>	lenticule d'eau à turions	C	absente			x	x
<i>Ligustrum lucidum</i>	troène de Chine / troène luisant	B ?	absente	x	x		
<i>Lonicera japonica</i>	chèvrefeuille du Japon	B	absente			x	x
<i>Lysichiton americanus</i>	faux arum jaune	E+	absente	x	x	x	x
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	myriophylle du Brésil	A	PEPN		x	x	x
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	myriophylle hétérophylle	E ?	absente		x	x	x
<i>Parthenium hysterophorus</i>	camomille balais	E ?	absente	x	x	x	x
<i>Paulownia tomentosa</i>	paulownia	E	ENE	x	x	x	
<i>Periploca graeca</i>	bourreau des arbres	E+	absente	x	x	x	?
<i>Persicaria perfoliata</i>	renouée perfoliée	E+	absente	x	x	x	x
<i>Phylla nodiflora var. minor</i>	lippia	A	absente			?	x
<i>Phytolacca americana</i>	raisin d'Amérique	B	PEPA	x	x	x	x
<i>Platanus x hispanica</i>	platane à feuilles d'érable	C	ENE	x	x	x	x
<i>Pueraria montana var. lobata</i>	vigne japonaise	E ?	absente	x	x	x	x
<i>Rubrivena polystachya</i>	renouée à épis nombreux	E	ID	x	x	x	?
<i>Salpichroa origanifolia</i>	muguet des pampas	E	absente			x	x
<i>Sporobolus indicus</i>	sporobole d'Inde	E	PEPA				?

Légende

Catégories Agence de l'eau (Concept.Cours.d'EAU SCOP & TERE0, 2016) :

- A : gestion prioritaire si efficace/faisable
- B : gestion conseillée si efficace/faisable
- C : gestion pertinente si intérêt local démontré sur des sites/espèces à intérêt patrimonial ou sur des sites renaturés
- E : surveillance/veille sur des espèces peu ou pas présentes
- E+ : intervention urgente ou rapide sur des espèces peu ou pas présentes

Catégories CBNFC-ORI (Vuilleminot et al., 2016) :

- EM : envahissante majeure dans les milieux naturels et semi-naturels
- EE : envahissante émergente dans les milieux naturels et semi-naturels
- PEPA : potentiellement envahissante dans les milieux naturels et semi-naturels, proliférantes dans les milieux anthropiques du territoire
- PEPN : potentiellement envahissante dans les milieux naturels et semi-naturels, prévisible dans les milieux naturels et semi-naturels du territoire
- ID : espèce exotique insuffisamment documentée pour être évaluée
- ENE : espèce exotique évaluée et considérée comme non-envahissante

Vingt-quatre espèces sont absentes de Franche-Comté et neuf espèces sont considérées comme :

- présentes dans le territoire du Contrat de rivière mais évaluées comme non envahissantes en Franche-Comté (*Helianthus* × *laetiflorus*, *Paulownia tomentosa* et *Platanus* × *hispanica*) ;
- évaluées comme envahissantes, potentiellement envahissantes ou insuffisamment documentées par la liste hiérarchisée de Franche-Comté, mais absentes actuellement du territoire du Contrat de rivière (*Azolla filiculoides*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Myriophyllum aquaticum* et *Rubrivena polystachya*) ;
- évaluées comme envahissantes, potentiellement envahissantes ou insuffisamment documentées par la liste hiérarchisée de Franche-Comté, mais considérées comme non concernées par les milieux riverains de la vallée du Doubs (*Phytolacca americana* et *Sporobolus indicus*).

Hormis les espèces évaluées comme non envahissantes en Franche-Comté⁴⁵ ou considérées comme non concernées par les milieux riverains de la vallée du Doubs, les autres espèces **doivent faire l'objet d'une vigilance particulière lors de toutes les missions d'inventaire pour être recensées**, davantage encore si elles sont rencontrées au sein des écosystèmes considérés comme particulièrement vulnérables par l'Agence de l'eau à leur rencontre.

4.1.3.3 Identification des espèces des listes de référence présentes dans le territoire du Contrat de rivière et déjà considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté

Le tableau n° VII donne la liste de ces 20 espèces⁴⁶. Il s'agit, en l'état, des espèces exotiques actuellement présentes dans le territoire du Contrat de rivière et éligibles, selon l'Agence de l'eau, à des actions d'inventaires cartographiques et de gestion éventuelle. Cette gestion peut être envisagée seulement dans les écosystèmes considérés comme particulièrement vulnérables par l'Agence de l'eau à leur rencontre.

⁴⁵ Le statut d'espèce exotique non envahissante correspond à une évaluation à un instant t (en l'occurrence en 2016), nécessitant d'être révisé régulièrement compte tenu de la possible évolution du comportement d'une espèce.

⁴⁶ Sachant que *Rudbeckia laciniata* (rudbéckie laciniée) a été intégrée à la liste d'alerte des espèces émergentes (liste E) en février 2018, il s'agit en fait de 21 espèces.

Tableau n° VII : liste des espèces des listes de référence présentes dans le territoire du Contrat de rivière et déjà considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté⁴⁷.

Nom latin du taxon	Nom vernaculaire du taxon	Catégorie d'espèce exotique définie dans les listes de référence de l'Agence de l'eau RMC pour le domaine continental	Catégorie d'espèce exotique définie dans la liste des plantes envahissantes et potentiellement envahissantes du CBNFC-ORI pour la Franche-Comté	écosystèmes concernés selon l'Agence de l'eau			
				cours d'eau rapide	cours d'eau lent	plans d'eau >50 ha	zones humides continentales
<i>Ailanthus altissima</i>	ailante glanduleux	A	PEPA	x	x	x	x
<i>Amorpha fruticosa</i>	faux-indigo	A	PEPN	x	x	x	?
<i>Buddleja davidii</i>	arbre à papillons	A	PEPN	x	x		
<i>Elodea nuttallii</i>	élodée de Nuttall	A	EM		x	x	x
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	berce du Caucase	A	EM	x	x	x	x
<i>Impatiens glandulifera</i>	balsamine de l'Himalaya	A	EM		x	x	x
<i>Ludwigia grandiflora</i>	jussie à grandes fleurs	A	EE		x	x	x
<i>Prunus laurocerasus</i>	laurier cerise	A	PEPN	x	x		x
<i>Reynoutria japonica</i>	renouée du Japon	A	EM	x	x	x	x
<i>Reynoutria sachalinensis</i>	renouée de Sakhaline	A	EE	x	x	x	x
<i>Reynoutria x bohémica</i>	renouée de Bohême	A	EM	x	x	x	x
<i>Solidago canadensis</i>	gerbe-d'or	A	EM			x	x
<i>Solidago gigantea</i>	solidage géant	A	EM			x	x
<i>Acer negundo</i>	érable negundo	B	EM	x	x	x	x
<i>Helianthus tuberosus</i>	topinambour	B	EM	x	x	?	?
<i>Parthenocissus inserta</i>	vigne vierge	B	EM			x	x
<i>Lemna minuta</i>	lentille d'eau minuscule	C	ID			x	x
<i>Robinia pseudoacacia</i>	robinier faux-acacia	C	EM	x	x		?
<i>Vitis cf. riparia</i>	vignes américaines et hybrides	C	ID			?	?
<i>Pterocarya fraxinifolia</i>	noyer du Caucase	E ?	PEPA	x	x	x	

Légende

Catégories Agence de l'eau (Concept.Cours.d'EAU SCOP & TERE0, 2016) :

- A : gestion prioritaire si efficace/faisable
- B : gestion conseillée si efficace/faisable
- C : gestion pertinente si intérêt local démontré sur des sites/espèces à intérêt patrimonial ou sur des sites renaturés
- E : surveillance/veille sur des espèces peu ou pas présentes
- E+ : intervention urgente ou rapide sur des espèces peu ou pas présentes

Catégories CBNFC-ORI (Vuilleminot et al., 2016) :

- EM : envahissante majeure dans les milieux naturels et semi-naturels
- EE : envahissante émergente dans les milieux naturels et semi-naturels
- PEPA : potentiellement envahissante dans les milieux naturels et semi-naturels, proliférantes dans les milieux anthropiques du territoire
- PEPN : potentiellement envahissante dans les milieux naturels et semi-naturels, prévisible dans les milieux naturels et semi-naturels du territoire
- ID : espèce exotique insuffisamment documentée pour être évaluée
- ENE : espèce exotique évaluée et considérée comme non-envahissante

⁴⁷ En février 2018, une nouvelle espèce a été ajoutée à la liste d'alerte des espèces émergentes (liste E) pour le domaine continental et pour tous les écosystèmes de ce domaine. Il s'agit de *Rudbeckia laciniata* (rudbéckie laciniée) (F. Chambaud, comm. pers.). Cette espèce est considérée comme envahissante émergente (EE) dans la liste des plantes envahissantes et potentiellement envahissantes du CBNFC-ORI pour la Franche-Comté. Par conséquent, elle est destinée à figurer désormais dans ce tableau.

En matière de priorité d'actions, l'Agence de l'eau détermine une hiérarchisation avec les niveaux A, B, C et E. Les catégories de la liste du CBNFC-ORI donnent également des indications sur le niveau de présence ou le comportement actuel de l'espèce dans la région :

- les espèces envahissantes émergentes (EE) doivent par exemple être considérées prioritairement compte tenu de leurs impacts et de leur faible niveau de présence ;
- les espèces envahissantes majeures (EM), bien que très présentes à l'échelle régionale, n'ont pas forcément colonisé tous les milieux favorables du réseau hydrographique du Contrat de rivière. Il est donc encore pertinent d'envisager des actions dans les secteurs peu colonisés par exemple, *via* de la lutte directe contre l'espèce si c'est possible ou en privilégiant une restauration des milieux colonisés si cela est propice à leur maîtrise ;
- les espèces potentiellement envahissantes (PEPN et PEPA) n'ont généralement pas encore témoigné d'un comportement réellement impactant mais elles peuvent nécessiter d'être gérées dans des sites préoccupants : sites d'intérêt écologique supérieur ; localités propices à leur diffusion ; cas révélant le passage vers un comportement envahissant ; secteurs sur lesquels les usages et les enjeux sont pénalisés par le phénomène de prolifération ;
- les espèces insuffisamment documentées (ID) n'ont pas de comportement envahissant ou potentiellement envahissant clairement établi en Franche-Comté ; il convient par conséquent d'être réservé quant à leur gestion tant que des sites préoccupants n'ont pas été découverts.

Quoi qu'il en soit, pour chaque espèce, la stratégie de gestion doit être appréhendée au travers du niveau de présence de l'espèce le long du réseau hydrographique, qui conditionne en partie la faisabilité technique et financière des actions de gestion et détermine les objectifs techniques à envisager : réduire/stopper le flux de propagules ou de graines, freiner/stopper la colonisation spontanée, empêcher les nouvelles introductions volontaires ou non, atténuer éventuellement les impacts. Des inventaires cartographiques déterminant les stades invasifs de chaque espèce le long du réseau hydrographique doivent donc être envisagés en ce sens.

Afin de guider les choix conduisant à sélectionner *in fine* une liste opérationnelle de gestion pour le périmètre du Contrat de rivière « Vallée du Doubs et territoires associés », tenant compte de tous les éléments indiqués précédemment, les 20 espèces sont présentées dans la partie 4.2.1.

Outre la description générale des espèces, chaque monographie s'attache à rendre compte de la connaissance de ces espèces dans le contexte du territoire du Contrat de rivière.

Ces monographies comprennent des informations sur :

- **l'origine de l'espèce** ;
- son **type biologique** (typification en fonction de l'organisation morphologique et biologique de la plante, système de Raunkiaer) ;
- sa **description botanique** ;
- son **écologie**, adaptée au contexte régional ;
- ses **impacts** ;
- sa **répartition en Franche-Comté et sa répartition dans le territoire du Contrat de rivière** : par souci de simplification, la carte fournie renseigne la présence de l'espèce au niveau communal. Les communes incluses dans le périmètre du Contrat de rivière Doubs figurent en rouge. Ce niveau de représentation ne permet toutefois pas de savoir si l'espèce se situe en contexte alluvial ou non. Ainsi, lorsque le jeu de données n'est pas trop conséquent, les données de la base Taxa SBFC/CBNFC-ORI et de la table de géolocalisation liée sont analysées et ces informations sont retranscrites dans ce paragraphe descriptif. Comme il l'a été indiqué (4.1.2.2), différentes campagnes de cartographie des plantes exotiques envahissantes ont été réalisées dans le territoire du Contrat de rivière Doubs, permettant de disposer d'une assez bonne connaissance du niveau de présence d'un certain nombre d'espèces exotiques. Toutefois, l'hétérogénéité géographique et méthodologique de ces études ne permet pas de prétendre à l'exhaustivité, sans compter qu'au sein de nombreuses sections de la vallée, le recensement date maintenant de 10 ans, ce qui correspond à des données vieillissantes pour des espèces exotiques envahissantes en milieux riverains soumises à une forte dynamique de dispersion ;
- sa **prise en compte connue dans la vallée du Doubs** : certaines espèces exotiques peuvent déjà avoir fait l'objet d'études particulières, de suivis ou d'actions de lutte dans le territoire considéré. Il s'agit de valoriser ces informations et de les partager. Leur collecte consiste à rechercher les documents disponibles lorsqu'ils existent (rapports, plans de gestion, fiches-actions, etc.), mais aussi à interroger les organismes concernés pour recueillir leurs témoignages ;
- des **recommandations** pour définir l'approche à concevoir pour chacune des espèces dans le territoire du Contrat de rivière ; la pertinence de ces actions est déclinée en fonction du niveau de présence des espèces au sein du territoire et de critères pragmatiques tels que la faisabilité technique et biologique de la lutte.

Pour plusieurs espèces pressenties comme nécessitant d'être gérées en raison de leurs impacts, mais

étant déjà assez communes dans le territoire, une cartographie de leur niveau de recensement actuel est réalisée pour l'ensemble du réseau hydrographique. Cette cartographie permet en premier lieu d'identifier les secteurs géographiques où il ne semble plus opportun d'intervenir pour limiter le niveau de présence de l'espèce, mais elle permet aussi d'identifier les secteurs où il semble nécessaire de prévoir des prospections complémentaires de terrain. Ces dernières viseront à s'assurer que l'absence ou la quasi-absence de données correspond réellement à une absence ou une rareté de l'espèce et non pas à un manque de données. Les affluents du Doubs semblent être actuellement les secteurs les moins bien renseignés en ce qui concerne la présence et la répartition des plantes exotiques envahissantes. Aussi, la programmation d'inventaires cartographiques peut s'avérer nécessaire dans des secteurs déjà parcourus par le passé (plus de 10 ans), où le recensement de l'époque avait conclu à un faible envahissement. Avant de considérer de manière certaine ces secteurs comme pertinents pour la gestion, il convient de s'assurer que la situation n'a pas significativement évolué depuis.

Cette cartographie du niveau de recensement connu est définie, arbitrairement, pour des sections de cours d'eau de 10 km de longueur environ. Quatre niveaux sont identifiés :

- 0 : absence d'observation (ou absence de recensement)
- 1 : présence très faible (1 à 5 géolocalisations) (ou recensement non exhaustif)
- 2 : présence faible (5 à 10 géolocalisations) (ou recensement non exhaustif)
- 3 : présence moyenne (10 à 15 géolocalisations) (ou recensement non exhaustif)
- 4 : présence forte (> 15 géolocalisations) (ou recensement non exhaustif)

En dépit de son intérêt, cette cartographie présente évidemment des limites :

- elle dépend des données disponibles dans la base Taxa SBFC/CBNFC-ORI, et quasi exclusivement des données géolocalisées, par commodité et besoin de précision ;
- les classes d'effectifs pour déterminer le niveau de recensement sont arbitraires ;
- l'évaluation se base sur le nombre de géolocalisations indiquant des foyers distincts. Or ces localisations ne rendent pas compte de l'ampleur de l'étendue du massif. Pour les arbres, cela peut être discutable aussi selon s'il s'agit d'individus isolés ou de peuplements étendus ;

- l'évaluation porte sur des sections de 10 km de longueur. Cette échelle ne permet pas de

rendre compte de la distribution précise des foyers d'espèces exotiques le long de ces sections, c'est-à-dire si ces foyers sont agglutinés dans le même secteur ou s'ils sont répartis régulièrement. Dans le cadre de la cartographie des stades invasifs, Concept.Cours.d'EAU SCOP & TERE0 (2016) recommandent un découpage du cours d'eau en segments de 500 m de longueur. Cette méthode serait à appliquer à l'avenir dans les secteurs où il semble nécessaire de prévoir des prospections complémentaires de terrain parce que la gestion d'une espèce dans cette partie du réseau hydrographique s'avère avoir un sens stratégiquement.

4.1.3.4 Identification des espèces considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté et présentes dans le territoire du Contrat de rivière, mais absentes des listes de référence de l'Agence de l'eau

Le tableau n° VIII donne la liste de ces 16 espèces⁴⁸. Il s'agit d'espèces envahissantes ou potentiellement envahissantes, occasionnant déjà ou non des impacts divers dans les milieux aquatiques, riverains et agropastoraux alluviaux. **Elles nécessitent d'être prises en compte dans le cadre d'inventaires cartographiques afin d'identifier précisément les situations préoccupantes. Dans ces derniers cas, la pertinence d'agir localement sur ces espèces non inscrites sur les listes de référence de l'Agence de l'eau peut être envisagée de « manière opportuniste » dans le cadre des plans d'actions, si cette gestion peut être réalisée sans surcoût important lors des actions menées sur les autres espèces des listes de référence. Lorsque cette gestion répond à d'autres enjeux, il convient de trouver des moyens techniques et financiers plus appropriés.**

⁴⁸ Sachant que *Rudbeckia laciniata* (rudbéckie laciniée) a été intégrée à la liste d'alerte des espèces émergentes (liste E) en février 2018 (F. Chambaud, comm. pers.), il s'agit en fait de 15 espèces.

Tableau n° VIII : liste des espèces des listes de référence présentes dans le territoire du Contrat de rivière et déjà considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté⁴⁹.

Nom latin du taxon	Nom vernaculaire du taxon	Catégorie d'espèce exotique définie dans la liste des plantes envahissantes et potentiellement envahissantes du CBNFC-ORI pour la Franche-Comté	Ecosystèmes menacés				
			milieux aquatiques	milieux riverains et marécageux non forestiers	milieux riverains et marécageux forestiers	milieux agropastoraux	
<i>Rudbeckia laciniata</i>	rudbéckie laciniée	EE		x	x		
<i>Bidens frondosa</i>	bident à fruits noirs	EM		x			
<i>Elodea canadensis</i>	élodée du Canada	EM	x				
<i>Galega officinalis</i>	galéga	EM		x			x
<i>Symphotrichum gr. novii-belgii</i>	asters américains	EM		x			x
<i>Acorus calamus</i>	acore	PEPA	x	x			
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	ambrosie annuelle	PEPA		x			
<i>Artemisia verlotiorum</i>	armoise des frères Verlot	PEPA		x			x
<i>Asclepias syriaca</i>	herbe à la ouate	PEPA					x
<i>Glyceria striata</i>	glycérie droite	PEPA				x	
<i>Quercus rubra</i>	chêne rouge	PEPA				x	
<i>Rhus typhina</i>	sumac amarante	PEPA		x	x		x
<i>Rubus armeniacus</i>	ronce des jardins	PEPA		x	?		
<i>Veronica filiformis</i>	véronique filiforme	PEPA		x	x		
<i>Impatiens parviflora</i>	impatiente à petites fleurs	PEPN		x	x		
<i>Phyllostachys sp.</i>	bambous	ID		x	x		

Légende

Catégories Agence de l'eau (Concept.Cours.d'EAU SCOP & TEREQ, 2016) :

- A : gestion prioritaire si efficace/faisable
- B : gestion conseillée si efficace/faisable
- C : gestion pertinente si intérêt local démontré sur des sites/espèces à intérêt patrimonial ou sur des sites renaturés
- E : surveillance/veille sur des espèces peu ou pas présentes
- E+ : intervention urgente ou rapide sur des espèces peu ou pas présentes

Catégories CBNFC-ORI (Vuilleminot et al., 2016) :

- EM : envahissante majeure dans les milieux naturels et semi-naturels
- EE : envahissante émergente dans les milieux naturels et semi-naturels
- PEPA : potentiellement envahissante dans les milieux naturels et semi-naturels, proliférantes dans les milieux anthropiques du territoire
- PEPN : potentiellement envahissante dans les milieux naturels et semi-naturels, prévisible dans les milieux naturels et semi-naturels du territoire
- ID : espèce exotique insuffisamment documentée pour être évaluée
- ENE : espèce exotique évaluée et considérée comme non-envahissante

Les recommandations de prise en compte de ces espèces sont formulées dans des monographies dédiées dans la partie 4.2.2, là encore contextualisées dans la mesure du possible au contexte du territoire du Contrat de rivière, mais plus succinctes que pour les espèces éligibles, selon l'Agence de l'eau, à des actions d'inventaires cartographiques et de gestion éventuelle (4.1.3.3).

D'ores et déjà, parmi ces 16 espèces, la rudbéckie laciniée s'illustre par son statut d'espèce exotique envahissante émergente en Franche-Comté, de par son comportement particulièrement envahissant et impactant le long des cours d'eau lent et dans les zones humides et de par sa rareté⁵⁰.

⁴⁹ En février 2018, *Rudbeckia laciniata* (rudbéckie laciniée) a été ajoutée à la liste d'alerte des espèces émergentes (liste E) pour le domaine continental et pour tous les écosystèmes de ce domaine (F. Chambaud, comm. pers.). Par conséquent, cette espèce a vocation à disparaître de ce tableau et à figurer dans le tableau n°VII.

⁵⁰ Ce constat a contribué à l'intégration de cette espèce aux listes de référence de l'Agence de l'eau lors de l'actualisation de février 2018 (F. Chambaud, comm. pers.).

4.2 Présentation des espèces exotiques actuellement présentes dans le territoire du Contrat de rivière

Les espèces sont présentées par ordre alphabétique du nom latin.

4.2.1 Les espèces des listes de référence de l'Agence de l'eau, envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté

4.2.1.1 *Acer negundo* L. / Érable negundo

Origine : Amérique du nord

Type biologique : phanérophyste caducifolié

Description globale : arbre dioïque pouvant atteindre 15 à 20 m de haut. Son tronc peut atteindre un diamètre de 50 cm et il est recouvert d'une écorce rugueuse, gris cendré. Il possède des feuilles opposées, composées imparipennées (existence d'une foliole terminale), à 3-7 folioles grossièrement dentées, d'un vert très clair. Les fruits sont constitués de deux samares (graine incluse dans une capsule en forme d'aile) soudées entre elles, typiques des érables, mais formant un angle très aigu chez cette espèce (Levy et al., 2015).



Figure n° 29 : jeunes feuilles et fleurs mâles d'érable negundo, début avril (M. Vuilleminot).

Dans les parcs, les jardins ou les alignements d'avenue, il existe plusieurs variétés horticoles pour l'ornement, à feuillage panaché de jaune ou de blanc. Avec le temps, des parties de l'arbre à feuillage vert finissent souvent par réapparaître. Il est en effet apprécié par les services techniques des espaces verts pour sa croissance rapide, sa hauteur modeste et sa résistance à la sécheresse et à la pollution atmosphérique (Clément & Lapouge-Déjean, 2014).

Écologie : considérée comme une espèce mésohygrophile, héliophile et appréciant les sols riches en bases et en éléments nutritifs (azote), sur matériaux légers (sables, alluvions), et dépassant peu l'étage collinéen (600 m environ) (Rameau et al., 1989). Ces exigences peuvent toutefois être nuancées ; différentes études (Michalet et al., 2008 notamment) ont en effet montré que l'érable negundo :

- peut grandement tirer profit de la lumière et de l'absence de concurrence végétale (y compris herbacée) pour la germination et la croissance les premières années, ce qui en fait une espèce pionnière très efficace, mais parallèlement, l'érable est très tolérant à l'ombrage, ce qui lui permet de se maintenir et de continuer de germer même dans des peuplements plus fermés ;
- a une bonne résistance aux variations hydriques ; il ne se développe pas (en Europe) dans les sols longuement engorgés et un manque d'eau prolongé peut l'affecter, mais sa tolérance sur ce manque reste supérieure à celles des saules riverains notamment. Il s'agirait plutôt d'une espèce hygrocline.



Figure n° 30 : champ bordant des boisements alluviaux colonisés par l'éérable negundo en basse vallée du Doubs ; la mise en lumière consécutive à la moisson a provoqué la germination de plusieurs semences d'éérable par mètre carré sur l'ensemble de la parcelle (M. Vuilleminot, Annoire [39], 2017).

L'éérable negundo peut ainsi se rencontrer occasionnellement dans des friches urbaines ou le long de délaissées routières ou ferroviaires, colonisés par des semences provenant de jardins d'ornement situés à proximité. Dans ces conditions, il semble rare d'observer des arbres adultes, certainement plus exigeants pour la ressource en eau. Cependant, le milieu de prédilection de l'éérable negundo correspond véritablement aux milieux riverains des cours d'eau de plaine, régulièrement inondés, toujours proches de la nappe phréatique et peu à moyennement éclairés. Les dépôts de sédiments lui sont très favorables, pour les ressources nutritives (matières minérale et organique) qu'ils apportent, mais aussi parce que ces dépôts détruisent la végétation en place et lui offrent de l'espace pour germer et se développer. Sur les bords de rivière, l'ortie dioïque est un bon marqueur de toutes ces conditions.

C'est pourquoi l'éérable negundo se rencontre préférentiellement dans les végétations présentant une strate herbacée dominée par cette espèce, telles que les mégaphorbiaies et les saulaies ripicoles (arbustives et arborescentes) des sols déjà en partie stabilisés par des matières fines, ainsi que certaines ormaies-frênaies ripicoles lorsque le peuplement arboré est peu dense. Cet érable se développe aussi dans les dépressions des pâtures inondables des lits majeurs des cours d'eau, là où des sédiments ont été déposés par les crues. Topographiquement, il peut donc se ren-

contrer sur des hauts de berge relativement stabilisés, en surplomb d'enrochements, tout comme coloniser les bras morts en cours de sédimentation.

D'après Mottet (2015), dans les moyenne et basse vallées du Doubs, la présence et l'abondance de l'espèce ne semblent pas influencées par le niveau d'anthropisation des berges ou par la présence ou l'absence d'une ripisylve bien constituée. En revanche, l'éérable negundo semble significativement préférer les rives libres, non stabilisées. Ces résultats confirment la grande plasticité écologique de l'espèce, apte à coloniser des habitats naturels ou dégradés, fermés ou lumineux, mais de préférence significative des rives mobiles soumises par exemple à des dépôts et des reprises de sédiments.

Dans son étude des ripisylves de la vallée du Doubs de Glère (25) à Annoire (39), Nicod (2017) constate qu'*Acer negundo* semble avoir un recouvrement plus important dans les saulaies de bonne qualité écologique et de basse altitude.

Impacts : envahit des milieux de grand intérêt écologique comme les saulaies alluviales, et surtout la saulaie blanche, qui constitue un habitat prioritaire au sens de la directive Habitats et une forêt emblématique des cours d'eau encore dynamiques, devenant relictuelle. L'éérable se développe vigoureusement au sein de ces saulaies, où il est soupçonné de participer au remplacement des bois tendres (saules et peupliers) par des bois durs. Le niveau de responsabilité de l'éérable dans cette évolution des saulaies ne semble pas évident, étant donné le contexte global de fragilisation du saule blanc du fait de l'abaissement des nappes phréatiques consécutif aux divers aménagements hydrauliques qui ont marqué les cours d'eau. Malgré tout, la capacité de l'éérable negundo à transformer le milieu est bien réelle dans certaines conditions. Sa fructification abondante et son intense croissance végétative les premières années lui permettent de coloniser le premier l'espace. Progressivement, sa plus grande tolérance à l'ombrage et au stress hydrique que le saule blanc l'amène à remplacer le peuplement arboré originel.

Dans la vallée du Doubs, cette évolution a surtout été suivie au sein de la confluence du Doubs et de la Loue. Théaud (2017) constate notamment un dépérissement localement des saules blancs, une faible régénération des fourrés alluviaux structurés par des saules (arbustifs et arborescents) et une forte dynamique colonisatrice de l'éérable negundo, capable de former des peuplements denses donnant lieu à une « érablaie allochtone » (*Deschampsia cespitosae* – *Aceretum negundo*). Cette situation est imputée, en particulier, à des conditions d'ombrage excessives pour les saules au sein des anciennes plantations de peupliers (mais tolérées par l'éérable) et au stress hydrique estival chronique.

Par ailleurs, l'éérable negundo rejette vigoureusement de souches en cas de compétition, lui permettant de densifier sa présence. Lorsqu'il parvient à former des

populations denses, l'éérable augmente ainsi significativement l'ombrage en comparaison aux saulaies ripicoles. Ce facteur serait le principal responsable de la transformation de la strate herbacée, passant par l'élimination en sous-bois des plantes peu tolérantes à un ombrage fort (dont l'ortie). Cette situation n'est flagrante qu'en cas de formation de peuplement dense d'éérable.



Figure n° 31 : forêt riveraine à bois tendre structurée par l'éérable negundo (M. Vuilleminot, Avanne-Aveney [25]).

Même si le remplacement du saule blanc par l'éérable negundo n'est pas lié qu'à une exclusion des deux essences, ce phénomène n'est pas sans conséquence sur d'autres composantes du fonctionnement de l'écosystème. Il a par exemple été montré que l'éérable negundo affecte la structure faunistique de ces forêts alluviales à bois tendre, en ne fournissant pas le même type de nourriture et de gîte aux oiseaux et aux insectes que les saules, exploités par de nombreuses espèces. Une étude a par exemple montré en basse vallée du Doubs que 10 % des saules blancs abritent des trous de pics, contre 1,2 % seulement pour les érables negundo (Pandolfo, 2001). Par ailleurs, l'écorce de cet érable ne semble pas appréciée par le castor ; les prospections menées le long de différents cours de Franche-Comté dans le cadre du plan régional d'action en faveur de ce mammifère montrent qu'il ne consomme pas l'éérable negundo (V. Dams, comm. pers.).

Dans les mégaphorbiaies, la colonisation de l'éérable negundo accélère la fermeture du milieu, ce qui peut être favorable dans la perspective d'une reconstitution de la ripisylve, pour protéger les berges et auto-épurer la rivière. Toutefois, la formation de boisements monospécifiques d'éérable negundo n'est pas optimale en matière de biodiversité, compte tenu de l'appauvrissement floristique généré et de la faible utilisation par la faune de cet arbre nord-américain. À la confluence du Doubs et de la Loue, Théaud (2017) relève l'altération de la mégaphorbiaie à ortie (*Urtico - Convolvuletum*) par l'éérable negundo.

D'après Wiedenkiller *et al.* (2017), les saulaies blanches des moyenne et basse vallées du Doubs envahies par *Acer negundo* sont plus pauvres et moins diversifiées floristiquement que les saulaies blanches non envahies⁵¹. Cette situation peut être interprétée comme l'influence d'*Acer negundo* sur la communauté végétale, mais il pourrait aussi être avancé qu'*Acer negundo* envahit des saulaies blanches initialement plus pauvres. Le fait qu'une luminosité plus faible soit mise en évidence dans les saulaies blanches envahies par *Acer negundo* semble toutefois privilégier la responsabilité d'*Acer negundo* dans cet appauvrissement : son feuillage, plus dense que celui des saules, assombrit le sous-bois et limite ainsi la richesse et la diversité floristique. Toutefois, ce plus fort ombrage ne semble pas pour autant impacter la hauteur de l'espèce dominante qu'est l'ortie : cette dernière est aussi haute dans les saulaies blanches envahies par *Acer negundo* que dans les saulaies blanches non envahies. L'absence d'influence d'*Acer negundo* sur la hauteur d'*Urtica dioica* a déjà été observée par Chambole (2012) dans les forêts alluviales de l'Allier. En revanche, ce dernier a constaté d'autres effets de l'éérable sur l'ortie concernant son envergure et sa biomasse sèche.

Concernant le recouvrement de l'ortie, Nicod (2017) observe dans la vallée du Doubs une légère corrélation négative avec le niveau d'envahissement par *Acer negundo*. Ce phénomène 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'éérable (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.

Répartition en Franche-Comté : presque exclusivement lié aux grands cours d'eau de plaine (essentiellement Saône, Ognon, Doubs et Loue), monte peu en altitude.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : les premières observations de la base de données Taxa SBFC/ CBNFC-ORI révèlent la présence de l'éérable negundo sur les rives du Doubs vers la fin des années 1960, à l'aval immédiat de Besançon. En basse vallée du Doubs, les différentes études menées sur cet arbre invasif dans la Réserve naturelle nationale de l'île du Girard convergent aussi vers une implantation au cours des années 1960, période concomitante avec les aménagements hydrauliques majeurs qui ont été effectués à la confluence du Doubs et de la Loue.

Désormais, l'éérable negundo est quasiment présent dans toutes les communes riveraines du Doubs,

⁵¹ Sachant d'autant plus que cette étude a écarté les situations d'ultra-dominance de l'éérable negundo dans les habitats (voir page 25).

du pays de Montbéliard (25) jusqu'à Annoire (39). Cependant, concernant ses effectifs et donc potentiellement son impact, cet arbre s'illustre particulièrement et de manière croissante de l'amont vers l'aval à partir de Besançon (25). En amont, sa répartition s'arrêterait globalement, d'après les données disponibles, à Mathay (25), mais une donnée plus en amont l'indique encore de manière isolée à Noirefontaine (25).

D'après les connaissances disponibles, l'érable negundo n'est pas mentionné le long des petits cours d'eau du périmètre du Contrat de rivière, sauf en basse vallée du Doubs.

En 2015, l'étude de M. Mottet montre que l'érable negundo est présent dans un peu moins de la moitié des sites échantillonnés en moyenne vallée du Doubs (entre Saint-Maurice-Colombier [25] et Brevans [39]) et dans tous les sites de la basse vallée (jusqu'à Annoire [39]). Parmi les cinq plantes exotiques envahissantes étudiées, il s'agit :

- de loin, de l'espèce la plus fréquente à l'échelle de la vallée du Doubs (présence dans 2/3 des sites échantillonnés) ;
- de l'espèce la plus fréquente à l'échelle de la basse vallée aussi (100 % des sites) ;
- mais, en moyenne vallée, elle est moins fréquente que la balsamine de l'Himalaya (45 % des sites contre 60 % pour la balsamine).

En matière de dynamisme, M. Mottet montre qu'entre 2005 et 2015, dans la moyenne vallée du Doubs⁵², l'érable negundo a été trois fois plus recensé en 2015 qu'en 2005. Dans le détail, les sites abritant déjà de l'érable en 2005 sont, à parts quasi égales, soit toujours autant colonisés en 2015, soit davantage colonisés, soit moins ou plus du tout colonisés. En effet, la disparition de l'érable negundo a été observée, ce qui peut surprendre en raison de son type biologique phanérophytique. Les deux sites concernés semblent correspondre à des berges en partie prairiales ; il est probable dans ce cas que la disparition de l'érable soit davantage due à des pratiques de gestion plutôt qu'à un dépérissement spontané. Par conséquent, en dépit des incertitudes liées aux différences de précision cartographique entre 2005 et 2015, ces résultats indiquent, *a minima*, que majoritairement (presque 2/3 des cas) l'érable negundo se maintient ou accroît son aire de présence au sein de ces sites et qu'en moyenne vallée du Doubs, il semble s'installer très activement dans de nouveaux sites.

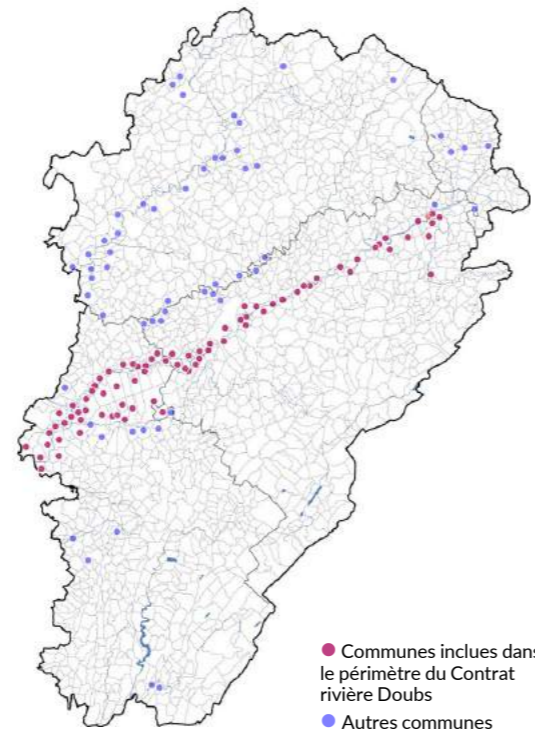


Figure n° 32 : répartition communale de l'érable negundo en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : à la confluence du Doubs et de la Loue, la Réserve naturelle nationale de l'Île du Girard, de par son statut réglementaire et son intérêt, a suscité de nombreuses études écologiques. La dynamique inquiétante de l'érable negundo dans cet espace a été abordée dans plusieurs rapports (Lhote, 1985 ; Bailly, 1988 ; Didier, 1988 ; Pandolfo, 2001 ; Besson, 2007 ; Estable, 2008). Depuis 1999, parmi les différents objectifs du plan de gestion de la réserve naturelle, figure l'élimination partielle de l'érable negundo afin de favoriser la régénération des saulaies. Des actions de lutte directe contre cette espèce ont été mises en œuvre et ont fait l'objet d'un suivi (Topin, 2006 ; Topin, 2013). Deux techniques ont été testées :

- l'écorçage (ou annelage) en sève descendante (septembre), fréquemment préconisée pour cette espèce fortement sujette au rejet de souche, qui s'est révélé ici efficace sur les jeunes sujets (diamètre inférieur à 15 cm, 80 % de mortalité). Elle consiste à enlever l'écorce jusqu'au bois sur 20-30 cm de hauteur et à renouveler l'opération en cas de cicatrisation ; idéalement, cet écorçage doit être pratiqué à 1,3 m du sol, afin de faciliter plus tard la coupe des rejets partant de la souche ;
- le tronçonnage en masse au sein d'une parcelle fortement envahie, immédiatement accompagné d'un pâturage ovin pendant plusieurs mois pour éliminer les rejets, faciliter ainsi le dépérissement des souches, et densifier la strate herbacée, ainsi concurrentielle pour les

⁵² L'étude diachronique n'a pas pu être réalisée pour la basse vallée du Doubs.

semis d'érable. Cette expérience a donc permis de réduire nettement le niveau de présence de cet arbre dans cette parcelle, mais il convient désormais d'accompagner la régénération forestière pour reconstituer une forêt alluviale.



Figure n° 33 : campagne d'écorçage en fin d'été d'érable negundo dans la Réserve naturelle nationale de l'Île du Girard (39) ; l'arbre réagit lors de la saison végétative suivante en produisant de vigoureux rejets dont la suppression est impérative pour le faire dépérir (F. Topin).



Figure n° 34 : cicatrisation de l'écorce d'un jeune sujet d'érable negundo écorcé un an auparavant (W. Guillet).

Toujours en basse vallée du Doubs, suite au constat que certains foyers d'implantation du castor d'Eurasie étaient affectés par l'invasion de l'érable negundo dans des saulaies exploitées par l'espèce en tant que zones d'alimentation, Jura nature environnement, l'Association ornithologique et mammalogique de Saône-et-Loire et l'EPTB Saône et Doubs mènent, très localement, des expérimentations de lutte contre cet arbre. La méthode employée, inspirée de l'expérience de la Réserve naturelle nationale de l'Île du Girard, comprend surtout l'arrachage des jeunes sujets et l'écorçage des arbres présentant un diamètre inférieur à 25 cm. Les résultats révèlent qu'une année d'intervention, à raison de deux passages annuels pour écorcer puis sur-creuser l'écorce des sujets en cours de cicatrisation, provoque la mort ou le très mauvais état sanitaire de la moitié des érables traités (Dams, 2016). Une deuxième année d'intervention semble augmenter significativement ce taux de mortalité. En outre, le dépérissement de ces arbustes et de ces jeunes arbres semble rapidement profiter au développement de la strate herbacée et aux jeunes saules, ce qui évite la germination en masse des semis d'érable negundo suite à la mise en lumière provoquée.



Figure n° 35 : dessèchement d'un jeune sujet d'érable negundo suite à deux opérations d'écorçage l'année précédente (V. Dams).

D'autres organismes (Voies navigables de France, Cellule de restauration des milieux naturels du Conseil départemental du Jura, Conservatoire d'espaces naturels de Franche-Comté) sont préoccupés par le dynamisme de l'érable negundo au sein des parcelles dont ils ont la gestion, sans que des actions concluantes n'aient été rapportées.

Recommandations : une cartographie du niveau de recensement actuel de l'érable negundo pour l'ensemble du réseau hydrographique du Contrat de rivière est fournie en annexe 5. D'après ce document, il est clair qu'il n'y a pas de front de colonisation à stopper à l'aval du cours du Doubs étant donné le fort niveau de présence de l'espèce. Toutefois, à l'amont, de Montbéliard (25) à Clerval (25), l'érable negundo semble encore peu présent. En amont de Montbéliard, il est très peu et irrégulièrement recensé. En amont de Pont-de-Roide (25), il n'est même signalé qu'à Noirefontaine (25). Certains affluents semblent faiblement colonisés à partir de Besançon (25).

Par conséquent, si des inventaires viennent confirmer la rareté de l'espèce dans les secteurs cités, il paraît pertinent d'envisager dans ces secteurs des actions de gestion. Pour le cours du Doubs, ces actions seraient d'autant plus efficaces qu'il ne semble pas y avoir de contamination par la haute vallée du Doubs. Les gorges du Doubs n'abritent pas l'érable negundo puisque le resserrement de la vallée et son caractère plus montagnard marquent la fin de la saulaie blanche (Collaud, 2011) et donc semble-t-il de l'aire potentielle de l'érable negundo.

Ailleurs, il ne peut s'agir que d'actions de limitation du niveau de présence de l'espèce dans des sites ou des habitats menacés par sa présence, et s'il est jugé possible de contrôler l'érable sans impacter profondément la structure des sites ou des habitats concernés. Cette situation n'est pas à exclure, mais elle demeure marginale.

Plus globalement, l'ambition doit surtout consister à ne pas favoriser le développement de cet arbre par des pratiques inadaptées et à chercher à réduire son espace disponible. Cela passe d'abord par la proscription de la coupe de ripisylve, que ce soit une saulaie ou non. Dans le cas de plus en plus fréquent des projets de conversion des peupleraies pour revenir à des boisements alluviaux plus naturels et fonctionnels, il s'agit de bien intégrer que l'ouverture du milieu et les perturbations liées (perturbations de la végétation herbacée par le passage des engins, etc.) peuvent provoquer une explosion et une installation durable de l'érable negundo, si des semenciers se trouvent sur place ou à proximité. Par conséquent, la réalisation de ce scénario doit être évitée ou minimisée, en privilégiant une conversion douce, passant plutôt par le maintien des peupliers jusqu'à leur dépérissement naturel et par l'accompagnement éventuel de la régénération forestière. Cela consiste à laisser se développer le plus possible tous les arbres (saules, frêne élevé, érable sycomore, etc.) et arbustes (nerprun purgatif, cornouiller sanguin, sureau noir, prunellier, aubépine, etc.) poussant spontanément en sous-étage. Si ce développement ne se réalise pas ou s'il est trop lent, il est possible de les aider, en dégageant les essences en place de la concurrence herbacée, voire en introduisant des plants/boutures d'essences locales.



Figure n° 36 : constat de coupe d'une saulaie alluviale arborescente, habitat d'intérêt prioritaire, en basse vallée du Doubs ; cette mise en lumière risque fort de favoriser l'érable negundo, dont de nombreux semenciers sont présents aux environs (M. Vuilleminot).

S'il s'avère nécessaire d'affaiblir la vigueur de l'érable negundo, le recours aux techniques d'écorçage et de tronçonnage est judicieux, si et seulement si une élimination des rejets est prévue pendant les années suivantes. Le risque de création d'arbres morts sur pied et donc facilement cassants doit être appréhendé selon les sites.

Le dessouchage à la pelle mécanique est envisageable, si la pénétration de l'engin ne perturbe pas un milieu riverain de qualité et si la cicatrisation de la végétation est suivie pour éviter une recolonisation.

Toutes les actions de lutte directe doivent d'abord viser les individus femelles, pour stopper la production de semences.

Enfin, l'érable negundo orne les jardins et les espaces verts. L'information des communes riveraines du Doubs est donc un axe à ne pas négliger.

4.2.1.2 *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle / Ailante glanduleux

Origine : Est de l'Asie

Type biologique : nanophanérophite / phanérophite

Description globale : arbre dioïque à feuillage caduc pouvant atteindre 30 m de haut. Le tronc est droit, à écorce grise et lisse, et supporte un houppier dense en forme de boule. Les feuilles de couleur vert foncé, à disposition alterne, sont subdivisées en six à douze paires de folioles lancéolées de 7 à 12 cm chacune. Ces folioles présentent une base tronquée et sont munies de une à quatre dents se terminant par une glande noire mellifère. Le froissement des feuilles dégage une odeur désagréable. Les fleurs plus nombreuses sur les pieds mâles (trois à quatre fois plus abondantes), sont regroupées en inflorescences terminales de 10 à 20 cm de long, de forme pyramidale. Elles sont de petite taille et de couleur jaune verdâtre sécrétant une odeur forte et désagréable. Les fruits sont composés de trois samares indépendantes (fruits ailés), de 3 à 4 cm de long, rougeâtres, contenant une graine en leur centre (Leblay & Marco, 2010).



Figure n° 37 : face inférieure des folioles d'ailante glanduleux ; le bord est globalement entier mais denté à la base. Chaque dent contient une glande mellifère (M. Vuilleminot).

Cet arbre a été abondamment introduit au XIX^e siècle pour des plantations ornementales en alignements, en parcs et jardins, mais aussi exploité industriellement pour la fabrication de fibres de soies grâce au bombyx de l'ailante, un lépidoptère qui vit sur cet arbre (Clément & Lapouge-Déjean, 2014).

Depuis, malgré l'arrêt de ces usages, l'ailante est parvenue à s'échapper abondamment et à se multiplier de lui-même, par graines, ou par drageonnement.

Écologie : espèce peu exigeante, elle a la capacité de croître dans des sols pauvres et secs et sous des conditions stressantes de l'environnement (très bonne résistance aux pollutions atmosphériques). Elle préfère toutefois les sols acides aux sols calcaires (Leblay & Marco, 2010). En Franche-Comté, comme dans beaucoup d'autres régions, cet arbre colonise principalement les voisinages des habitations où il y est encore planté, ainsi que les sites perturbés comme les friches et les talus ferroviaires, les bords de routes, les anciennes carrières, etc. C'est pourquoi l'ailante est actuellement considéré en Franche-Comté comme une espèce exotique d'abord proliférante dans les milieux anthropiques. Cependant, de proche en proche, il se répand parfois dans des milieux naturels et semi-naturels comme les coteaux secs des collines bisontines (25) ou sur les falaises de Rochefort-sur-Nenon (39) (pelouses sèches, fourrés).



Figure n° 38 : boisement spontané d'ailante glanduleux colonisant un talus ferroviaire au bord du Doubs à Osselle (25) (M. Vuilleminot).

Impacts : dans les milieux naturels, l'espèce concurrence fortement les plantes indigènes par ses populations denses, qui émettent des substances chimiques toxiques qui inhibent le développement des autres espèces. Dans les sites anthropisés, cette espèce constitue un vrai problème pour les gestionnaires d'infrastructures de transport ou d'espaces verts. Elle se resème abondamment et drageonne fortement. Son contrôle est très difficile.

Répartition en Franche-Comté : demeure assez rare dans la région (une quarantaine de stations) et reste localisé globalement à la plaine et l'étage collinéen. Pourtant, bien que longtemps considérée comme une plante invasive des régions méridionales, peu encline à supporter le climat froid et humide du Jura (Prost, 2000), l'ailante semble favorisé par le changement climatique. La majorité des données de la base Taxa sont récentes et son expansion ces dernières années est observable dans certaines agglomérations comme Besançon (25) ou le long de certains infrastructures routières.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : la moitié des stations de Franche-Comté se situent dans la vallée du Doubs, de Bourguignon (25) à Longwy-sur-le-Doubs (39). Une partie de ces données concernent des observations directement dans des ripisylves du Doubs.

Plus précisément, l'ailante est géolocalisé dans la moyenne vallée du Doubs à Fourbanne (25), entre Chalezeule (25) et Besançon (25) (secteur des « prés de Vaux »), entre Osselle (25) et Villars-Saint-Georges (25), puis Orchamps (39) au bord du canal, entre Audelange (39) et Rochefort-sur-Nenon (39), puis à Dole également au bord du canal. En basse vallée du Doubs, des individus isolés d'ailante sont géolocalisés à Choisey (39) et à Petit-Noir (39).

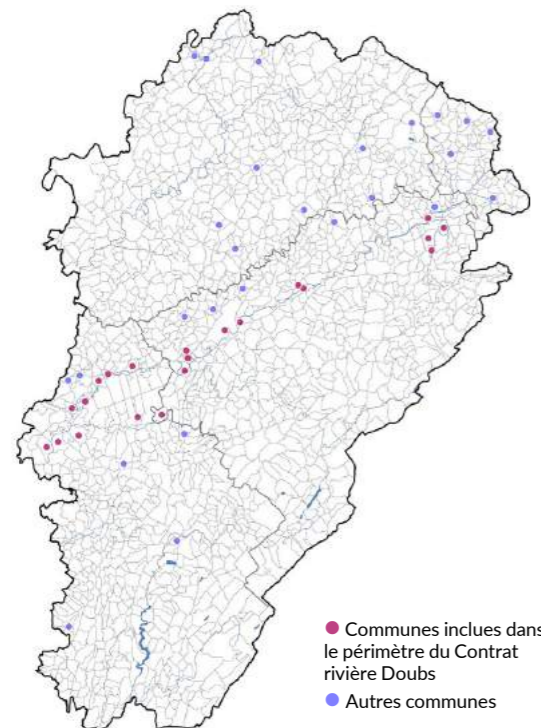


Figure n° 39 : répartition communale de l'ailante glanduleux en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : la direction des espaces verts de la Ville de Besançon lutte contre cette espèce dans divers espaces publics. Dans cette même commune, le Conservatoire d'espaces naturels de Franche-Comté a également tenté de limiter le développement de cet arbre dans une

pelouse sèche, en recourant à la technique du cerclage, recommandée pour les ligneux sujets au draageonnement.

Recommandations : sur le cours du Doubs, l'ailante a certainement un potentiel de développement limité dans les milieux riverains les plus inondables. Toutefois, les boisements les plus perchés par rapport au lit mineur peuvent être vulnérables et surtout, la présence d'arbres semenciers en bord de rivière favorise la dissémination de l'espèce. Ainsi, un recensement systématique des stations de cette espèce s'avère nécessaire et il convient au cas par cas d'évaluer la nécessité d'intervenir. Les menaces présentées par cette espèce doivent être identifiées et la faisabilité technique de l'intervention doit être soigneusement établie. L'ailante glanduleux fait partie des espèces vivaces dont une intervention brutale et sans suite contribue à lui donner de la vigueur.

4.2.1.3 *Amorpha fruticosa* L. / Faux-indigo

Origine : Amérique du nord

Type biologique : nanophanérophyte caducifolié

Description globale : plante à port arbustif, produisant un grand nombre de rejets dressés, partant depuis la base. Il peut atteindre 4 à 6 m de hauteur. Les feuilles de 10 à 30 cm de long sont stipulées et brièvement pétiolées. Imparipennées, elles sont composées de 5 à 35 folioles ovales de 2 à 6 cm de long chacune. Ces folioles sont également légèrement poilues et ponctuées de glandes contenant des substances aromatiques. Cette plante se différencie des autres fabacées par sa morphologie florale unique. Ses fleurs, généralement bleu-pourpre, pédonculées, mesurant 1 à 2 mm sont composées d'un unique pétale (l'étendard) d'où sortent une dizaine d'étamines jaune-orange. Elles sont regroupées en grappes dressées et denses de 7 à 15 cm poussant à l'extrémité des pousses de l'année. La floraison a lieu d'avril à juin. La fructification s'étend de fin juillet à septembre. Les fruits sont des gousses marron de 7 à 9 mm de long ne contenant qu'une seule graine. Ils sont, comme les folioles, ponctués de glandes contenant des substances aromatiques.

Une confusion avec de jeunes robinier faux-acacia est possible du fait de la ressemblance du feuillage. Cependant ce dernier est un arbre qui peut atteindre 25 m de haut et qui possède des fleurs blanches. Il est surtout épineux et ses feuilles sont glabres et sans glande aromatique.



Figure n° 40 : faux-indigo en début de floraison sur une gravière du Doubs à Molay (39) en 2010 (M. Vuilleminot).

Écologie : espèce thermophile à tendance hygrophile, restreinte à l'étage collinéen. Elle s'accommode bien des sols secs, sablonneux et pauvres et tolère mal en principe les substrats à humidité variable. On retrouve donc cet arbuste sur les berges des cours d'eau, au sein des forêts alluviales, des formations à grandes herbes ou sur les grèves longuement exondées.

Impacts : de par sa grande taille et sa croissance rapide, le faux-indigo gêne le développement des semis d'essences arbustives et arborées autochtones, ainsi que celui des plantes annuelles. Il réduit ainsi rapidement la diversité végétale des milieux qu'il colonise, et peut très vite constituer des peuplements monospécifiques. Ainsi, le faux-indigo déséquilibre profondément les milieux naturels en perturbant la régénération des forêts alluviales, en accélérant la dynamique de colonisation végétale des grèves de cours d'eau ou encore en fragilisant les roselières. Par ailleurs, comme les autres fabacées, le faux-indigo accroît la richesse trophique du sol en fixant l'azote par l'intermédiaire de rhizobiums symbiotiques ce qui entraîne la banalisation du cortège floristique des milieux envahis.

Répartition en Franche-Comté : surtout connu sur les berges des moyennes et basse vallées du Doubs, de Besançon (25) à Annoire (39). Ailleurs, ses stations correspondent à des introductions volontaires.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : localisé dans deux pôles principaux, le premier situé entre Besançon (25) et Saint-Vit (25), le second entre Rochefort-sur-Nenon (39) et Annoire (39). Le fait que la majorité de ces stations aient été découvertes lors d'une étude de terrain du CBNFC-ORI (Vuilleminot & Hans, 2006) indiquerait qu'il n'est pas exclu que le

faux-indigo soit également présent entre ces deux pôles, puisque la section de Saint-Vit (25) à Ranchot (39) n'a pas été parcourue.

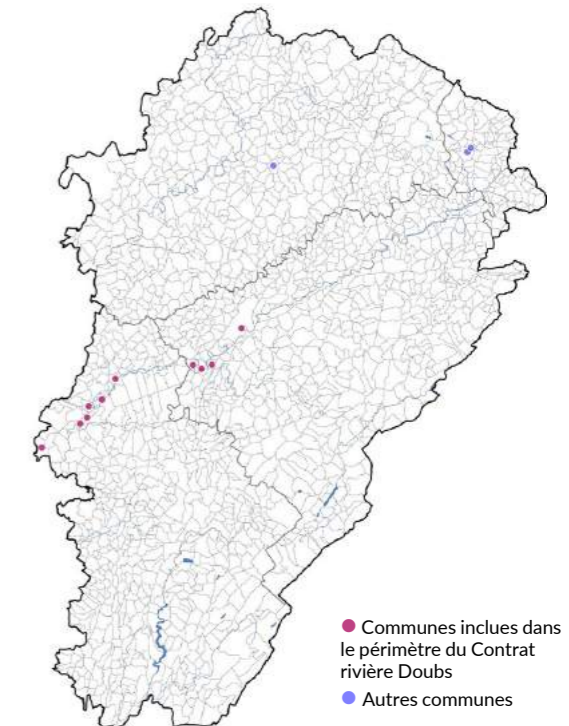


Figure n° 41 : répartition communale du faux-indigo en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : espèce ayant fait l'objet d'un bilan stationnel en 2010 par le CBNFC-ORI (Vuilleminot, 2010), complété par un second rapport en 2011 (Vuilleminot & Mischler, 2011a). Compte tenu des risques d'envahissement pressentis de cette espèce, basés sur la situation dans la vallée du Rhône notamment, un plan de lutte a été immédiatement engagé. La plupart des stations (connues) sont aujourd'hui éradiquées. Elles ont été gérées par la Cellule de restauration des milieux naturels du Conseil départemental du Jura, par des services communaux en charge de l'entretien des espaces verts (Besançon [25], Gevry [39]), par Voies navigables de France et par le CBNFC-ORI.



Figure n° 42 : juillet 2015, la Cellule de restauration des milieux naturels du Conseil départemental du Jura a coupé et broyé très finement les parties aériennes du faux-indigo ; un marquage précis à la peinture de la base des rameaux permet de revenir plus tard arracher entièrement la souche à la pelle mécanique (A. Commaret).

Recommandations : la dizaine d'années d'observation en Franche-Comté n'a pas permis de conclure à un caractère réellement envahissant du faux-indigo, puisqu'il n'a pas formé durant ce laps de temps de « populations ». Cependant, la découverte d'une dizaine de localités spontanées dans les saulaies arbustives rivulaires du Doubs traduit la capacité de propagation de cette espèce. Il demeure donc important d'inventorier systématiquement cette espèce, et d'envisager des actions de lutte tant que la faisabilité technique est là.

L'annelage des troncs au printemps est la méthode de lutte la plus adaptée étant donné l'aptitude très forte du faux-indigo au rejet de souche. Le principe de l'annelage est d'empêcher l'arbuste d'accumuler des réserves dans ses racines, jusqu'à épuisement de la souche. Concrètement, il s'agit d'entailler et d'écorcer le tronc de l'arbuste (près du sol) jusqu'au cambium, sur une largeur de 3 à 5 cm, et sur 80 à 90 % de la circonférence de l'arbuste. Ainsi, il est essentiel de laisser une petite partie de l'écorce intacte, afin d'éviter une réaction violente de l'arbuste par drageonnement. La sève ne redescend alors plus et l'énergie restante dans le système racinaire est consommée au printemps suivant. L'écorçage du tronc peut alors être poursuivi sur toute la circonférence du tronc, avec un risque moindre de production de drageons.

Toutefois, la pratique de cette méthode pendant plusieurs années en Franche-Comté n'a pas permis d'éradiquer totalement les arbustes visés, les rejets devant être gérés pendant plusieurs années. L'arrachage, manuel ou mécanique, a été le plus efficace. Les sols alluviaux sablo-graveleux et frais le permettent assez aisément.

4.2.1.4 *Buddleja davidii* Franch. / Arbre à papillons

Origine : Chine

Type biologique : nanophanérophite caducifolié

Description globale : arbuste vivace de 2 à 5 m de hauteur, à port lâche et feuillage caduc à semi-persistant lorsque la plante atteint une certaine maturité. Rameaux souples, à section carrée, pourvue de moelle. Feuilles opposées lancéolées et légèrement dentées, vertes à grisâtres, densément tomenteuses au revers, mesurant jusqu'à 30 cm. Fleurs en panicules coniques pourpres à lilas, restant longtemps sur l'arbre après fanaison (Weber, 2011).



Figure n° 43 : arbre à papillons prospérant sur des alluvions du Doubs remaniées au cours des années précédentes lors de travaux de restauration d'une frayère à brochet (M. Vuillemenot).

Écologie : espèce pionnière typique des milieux perturbés, riches en nutriments et plutôt secs comme les bords de route et de voies ferrées et les friches industrielles. En contexte alluvial, comme sur le territoire étudié, elle colonise les plages de graviers longuement exondés et les ourlets eutrophes des hauts de berge. C'est toujours une espèce de lumière ou de mi-ombre.

Impacts : actuellement, l'impact de cette espèce est nul sur les bords de rivières de Franche-Comté, puisque les observations qui en ont été faites ne concernent souvent que des individus isolés. En revanche, cette espèce est connue pour sa capacité à former dans ces contextes alluviaux des peuplements monospécifiques en mesure d'empêcher la présence d'autres espèces indigènes ou d'accélérer la colonisation forestière. Parallèlement, le caractère horticole de cet arbuste tend à nuire à la typicité paysagère des

milieux occupés. En Franche-Comté, ces situations s'observent essentiellement dans des friches urbaines et industrielles.

Répartition en Franche-Comté : l'espèce est assez commune et est principalement distribuée à basse altitude.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : l'espèce y est assez commune. Cependant, les localités situées réellement dans les milieux riverains sont encore rares et irrégulièrement réparties. Les environs des grosses agglomérations (Montbéliard, Besançon) sont les plus pourvus, en raison de l'abondance des friches industrielles dans ces secteurs. En moyenne vallée du Doubs, à Laissey (25), l'arbre à papillons a colonisé des secteurs entiers de colluvions de pente ; il se développe également le long des pistes d'accès. Toutefois, les berges forestières du Doubs dans ce secteur ne semblent pas offrir à l'arbuste de conditions favorables à son développement en bord de rivière.

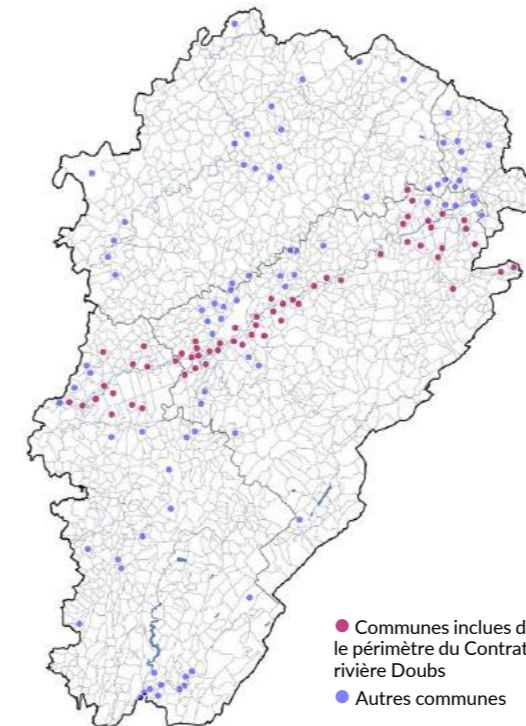


Figure n° 44 : répartition communale de l'arbre à papillons en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : la gestion de l'arbuste a été envisagée dans la Réserve biologique dirigée de Laissey (25) (Bénard, 2016). Compte tenu de l'ampleur du travail à mener et des difficultés d'accès, aucune action ne semble avoir été menée pour l'instant.



Figure n° 45 : fourrés d'arbre à papillons dans des éboulis à Laissey (25), en surplomb du cours du Doubs (M. Vuillemenot).

Recommandations : l'analyse du niveau de recensement de l'espèce montre une présence accrue entre moyenne vallée du Doubs entre Champlive (25) et Deluz (25), à Besançon (25) (secteur des Prés de Vaux notamment), entre Avanne-Aveney (25) et Montferrand-le-Château (25), entre Torpes (25) et St-Vit (25), à Orchamps (39), puis à Dole (39) (autour du pont de la corniche). Ainsi, il serait nécessaire d'évaluer plus précisément la dynamique de l'arbre à papillons dans ces secteurs et d'identifier en conséquence la pertinence et la faisabilité d'actions de gestion.

Plus globalement pour l'ensemble du territoire du Contrat de rivière, l'inventaire de cette espèce est utile en milieu naturel, d'où l'importance de toujours décrire au mieux le contexte d'observation. L'arrachage d'individus isolés dans de telles situations est une mesure de précaution. Dans les friches riveraines anthropiques (y compris carrières et sablières), il convient de ne pas laisser se constituer des foyers conséquents de semenciers.

Enfin, arbuste d'ornement par excellence, l'arbre à papillons est abondamment planté par les jardiniers. Il convient donc de ne pas négliger la sensibilisation des propriétaires et des communes possédant des terrains en bord de cours d'eau.

4.2.1.5 *Elodea nuttallii* (Planchon) St. John / *Élodée de Nutall*

Origine : Amérique du nord

Type biologique : hydrophyte hémicryptophyte

Description globale : plante vivace entièrement immergée pouvant former des herbiers aquatiques denses. Les feuilles sont verticillées par 3, finement dentées, allongées de 8-20 mm de long, étroites, plutôt molles, généralement pointues à l'extrémité (4 à 10 fois plus longues que larges) et souvent recourbées vers le bas. Les tiges fines se brisent facilement (Weber, 2011).



Figure n° 46 : herbier d'élodée de Nutall (en fleurs) occupant l'intégralité d'un bras mort peu profond au bord du Doubs (M. Vuillemenot, Orchamps [39]).

Écologie : colonise toutes les eaux calmes des mares, des mortes et des anses calmes du lit mineur. Elle possède une amplitude écologique très large, tolérant aussi bien des eaux propres et froides que des eaux très eutrophes et ensoleillées.

Impacts : la capacité de prolifération de cette espèce conduit à la formation de vastes peuplements monospécifiques qui concurrencent fortement les autres hydrophytes en monopolisant les ressources lumineuses et trophiques, en entraînant des anoxies périodiques dans les pièces d'eau calme, ou encore en accélérant l'envasement et l'eutrophisation suite au dépérissement des tiges en fin de vie.

Répartition en Franche-Comté : cette espèce semble avoir été longtemps confondue avec l'élodée du Canada, une autre élodée nord-américaine considérée en Europe comme finalement en phase de stabilisation, voire de régression au sein des commu-

nautés aquatiques. Cette dernière est mentionnée en Franche-Comté dès le début du XX^e siècle ; dans la vallée du Doubs, elle est la seule élodée citée jusque dans les années 1980. Etant donné la mise en évidence récente (Vuillemenot & Hans, 2006) de la fréquence de l'élodée de Nutall dans la vallée du Doubs et de la rareté de l'élodée du Canada dans ce même territoire, il semblerait donc bien qu'il y ait eu confusion pendant les dernières décennies, même si un phénomène assez rapide de remplacement de l'élodée du Canada par l'élodée de Nutall ne soit pas à exclure.

A l'heure actuelle, l'élodée de Nutall est surtout présente dans les vallées du Doubs et de l'Ognon, dans le lac de Saint-Point (25) en montagne et dans quelques étangs et cours d'eau du Territoire de Belfort.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : espèce *a priori* absente ou très rare dans le Doubs médian, elle n'y est mentionnée qu'à Indevillers (25), Arbouans (25) et Bart (25). Bien qu'assez commune dans la moyenne vallée du Doubs, elle ne se rencontre vraiment que dans les pièces d'eau calmes à partir de Pretière (25) jusqu'à Dole (39). Ensuite, elle est recensée dans quasiment toutes les annexes hydrauliques de la basse vallée du Doubs. Au niveau de la confluence du Doubs et de la Loue, cette espèce remonte un peu la Clauge.

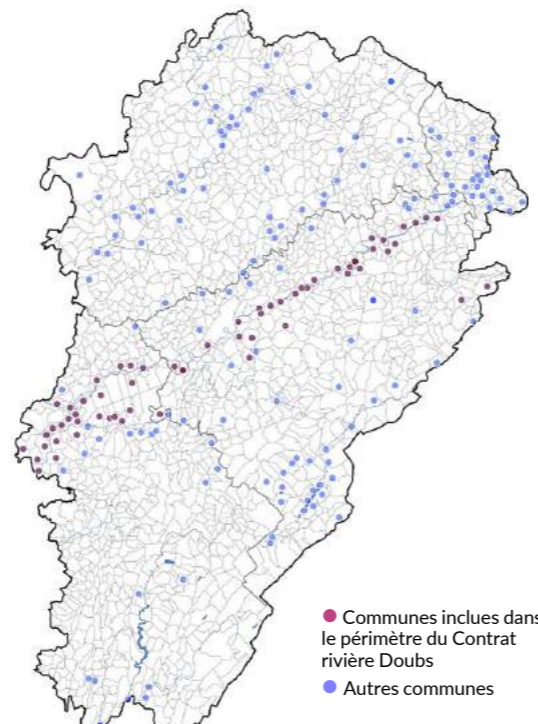


Figure n° 47 : répartition communale des élodées nord-américaines (élodée de Nutall et élodée du Canada) en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : aucune identifiée.

Recommandations : l'analyse du niveau de recensement de l'espèce dans le territoire du Contrat de

rivière montre l'absence ou la rareté de l'espèce dans le Doubs médian et dans les petits affluents du Doubs. Des recherches ciblées permettraient de confirmer et de préciser cette situation. Cela étant, à la différence d'autres espèces végétales exotiques envahissantes limitées par le gradient altitudinal, l'élodée de Nutall est présente de manière régulière dans toute la haute vallée du Doubs et dans la vallée du Drugeon, ce qui constitue un frein certain à l'efficacité d'actions de gestion dans le Doubs médian s'il s'avère que l'espèce y est effectivement rare.

D'après les expériences de gestion relatives aux plantes aquatiques, l'arrachage manuel des herbiers constitue la méthode la plus précise, la plus sélective et la moins traumatisante pour le milieu. Cette mesure est envisageable seulement dans des pièces d'eau de qualité, voire dans de petits affluents du Doubs, lorsqu'il s'agirait de stopper une implantation naissante de l'espèce. Cependant, comme pour la plupart des hydrophytes, la manipulation manuelle (et d'avantage encore mécanique des herbiers présente toujours un risque élevé de fragmentation et de bouturage, conduisant à multiplier la plante dans la pièce d'eau visée, mais également à favoriser sa dissémination au-delà. La pose de filtres et la récupération au filet de tous ces fragments est indispensable.

Dans certaines régions françaises, du moissonnage/faucardage a été réalisé sur des herbiers conséquents d'élodée de Nutall. Cependant, ces expériences semblent concerner uniquement des plans d'eau de base de loisirs ou des canaux de navigation, où les opérations de gestion visaient d'abord à limiter les nuisances de l'élodée vis-à-vis des activités humaines (baignade, navigation, amélioration de l'aspect visuel, etc.). Compte tenu du niveau d'envahissement dans ces situations, ces opérations de gestion doivent être reconduites régulièrement. De telles situations ne semblent pas exister en Franche-Comté.

4.2.1.6 *Helianthus tuberosus* L. / *Topinambour*

Origine : Amérique du nord

Type biologique : hémicryptophyte

Description globale : plante vivace à développement estival. Les tiges, rudes, à feuilles lancéolées opposées à la base devenant alternes vers le sommet, croissent surtout à partir de juin, jusqu'à atteindre 2,5 m parfois. Les capitules de fleurs ligulées jaunes s'épanouissent en septembre-octobre. La reproduction de cette espèce est essentiellement assurée par ses stolons tubérifères, de proche en proche, ou à plus longue distance lorsque des animaux ou des crues déterrent ; fragmentent et transportent ces stolons et ces tubercules. A noter toutefois que le topinambour qui envahit les bords de cours d'eau ne forme que des petits tubercules, alors que le topinambour cultivé en maraîchage constitue de gros

tubercules. Ce dernier correspondrait à un cultivar alimentaire (Tison & de Foucault, 2014). Cela se confirme dans la vallée du Doubs notamment.



Figure n° 48 : capitules de topinambour (M. Vuillemenot).



Figure n° 49 : stolons souterrains de topinambour (M. Vuillemenot).

Écologie : espèce nitrophile qui affectionne toutes les berges et les substrats composés de sables et de limons. Elle se développe ainsi dans tous les milieux régulièrement balayés par les crues, soumis à un assez bon ensoleillement. Il peut s'agir de la partie supérieure des grèves comme des terrains proches du lit mineur ayant été soumis à un labour. En dehors des cours d'eau, cette espèce peut se rencontrer dans des zones remaniées (merlons des zones de contention des crues, bords de voie de chemin de fer).

Dans son analyse de l'influence de certains facteurs biotiques et abiotiques dans la distribution géographique du topinambour, Mottet (2015) observe que la présence et l'abondance de l'espèce sont favorisées sur les rives occupées par des végétations naturelles des cours d'eau (peu anthropisées), plutôt bien éclairées (ripisylve absente ou ouverte), telles que des friches alluvionnaires et des mégaphorbiaies, et de surcroît sur des rives influencées par la dynamique de la rivière. Le bouleversement régulier du substrat (dépôt et érosion des sédiments) apporte les éléments nutritifs nécessaires et aide à la reproduction végéta-

tive rhizomateuse de la plante. Ces résultats sont parfaitement cohérents avec les observations de terrain.

Impacts : cette astéracée forme des peuplements monospécifiques dépassant les deux mètres de haut, très denses et rigides, pouvant couvrir plusieurs centaines de mètres carrés (Ile Cholet à Molay [39], Raie de Neublans à Fretterans [71]). Ces communautés tendent toujours à éliminer très rapidement les espèces autochtones et à bloquer la dynamique naturelle des milieux envahis. Les milieux les plus affectés sont les mégaphorbiaies eutrophes à ortie et liseron des haies, les sous-bois de saulaie blanche et les groupements des bancs de graviers longuement exondés.

D'après Wiedenkeller *et al.* (2017), l'invasion de la saulaie blanche ou de la mégaphorbiaie à ortie des moyenne et basse vallées du Doubs par *Helianthus tuberosus* ne semble pas affecter floristiquement ces communautés⁵³. Ces végétations sont déjà dominées par une espèce indigène très compétitive : l'ortie. En revanche, la hausse de l'équitabilité dans les saulaies blanches envahies par *Helianthus tuberosus* montre que les communautés envahies sont soumises à un partage de la domination des espèces pour l'exploitation des ressources du milieu (entre l'ortie et le topinambour). En outre, dans les mégaphorbiaies envahies par *Helianthus tuberosus*, la valeur écologique d'humus est significativement plus faible. Cela peut suggérer que cette espèce préfère des sols moins humifères que l'ortie. Cependant, il ne peut pas être exclu que ce soit l'invasion de *Helianthus tuberosus* qui génère moins d'humus que l'ortie seule.

Enfin, Wiedenkeller *et al.* (2017) montrent aussi que dans les mégaphorbiaies, l'ortie présente des peuplements significativement plus hauts lorsqu'elle est en compétition avec le topinambour. Cette modification correspond probablement à une adaptation en situation de compétition pour la lumière avec une autre herbacée géante. Cependant, bien que peu probable, il pourrait aussi être avancé que l'ortie est plus haute en présence du topinambour parce que ce dernier s'installerait dans des situations plus riches en nutriments, voire parce que ce dernier contribuerait à enrichir le milieu. Ce dernier point entre toutefois en contradiction avec le constat que le topinambour affectionnerait plutôt les sols moins humifères.



Figure n° 50 : la densité des peuplements de topinambour et la quasi-exclusivité de cette espèce au sein de cette communauté végétale a donné lieu à l'identification en phytosociologie d'un groupement végétal spécifique (groupement à *Helianthus tuberosus* Oberd. 1993 nom. inval.), présent en Franche-Comté essentiellement dans les vallées du Doubs et de la Loue (G. Nauche).

Répartition en Franche-Comté : absent au XIX^e siècle, le topinambour commence vraiment d'être répertorié dans la base Taxa en Franche-Comté au cours des années 1970. Ses bastions sont la vallée du Doubs (y compris dans la partie haute entre Pontarlier et Morteau, bien qu'il y soit sous-inventorié) et à la basse vallée de la Loue, où il y est très commun ; par conséquent, il est vraisemblable que l'espèce se soit implantée dans ces vallées dès la première moitié du XX^e siècle. Ailleurs en Franche-Comté, il s'agit souvent de localités dispersées géographiquement.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : *a priori* très rare dans le Doubs médian (Bourguignon [25]). Devient très fréquent à partir du Pays de Montbéliard, avec des secteurs en moyenne et basse vallées du Doubs avec des niveaux de présence plus ou moins importants. Il est par exemple très représenté : entre Colombier-Châtelot (25) et Clerval (25), entre Montferrand-le-Château (25) et Roset-Fluans (25) (avec de grosses populations au niveau de Boussières [25]), à Orchamps (39), à Dole (39) et à Crissey (39) ; mais c'est surtout à partir de la zone d'expansion du Doubs à l'aval de Choisey (39) jusqu'à la Saône que le topinambour colonise les superficies les plus importantes.

En 2015, l'étude de M. Mottet démontre qu'il s'agit d'une espèce assez commune dans la vallée du Doubs, légèrement plus fréquente en moyenne vallée qu'en

basse vallée. Parmi les cinq plantes exotiques envahissantes étudiées, il s'agit :

- de l'espèce la moins fréquente à l'échelle de la vallée du Doubs (présence dans 18 % des sites échantillonnés) et à l'échelle de la moyenne vallée (20 %) ;
- mais en basse vallée, elle constitue la troisième espèce étudiée la plus fréquente (14 % de sites), loin derrière l'érable negundo (100 % de sites) et après les renouées asiatiques (20 %).

En termes de dynamisme, l'analyse diachronique 2005-2015 indique que le topinambour a été doublement recensé en 2015 par rapport à 2005 (Mottet, 2015). Dans le détail, les sites abritant déjà du topinambour en 2005 sont, à parts quasi égales, soit toujours autant colonisés en 2015, soit davantage colonisés, soit moins ou plus du tout colonisés. Par conséquent, en dépit des incertitudes liées aux différences de précision cartographique entre 2005 et 2015, ces résultats indiquent, *a minima*, que le topinambour a majoritairement tendance (2/3 des cas) à se maintenir ou à progresser dans ses sites de présence, qu'il est capable de régresser ou de disparaître dans un tiers des cas, et qu'il semble s'installer assez activement ailleurs.

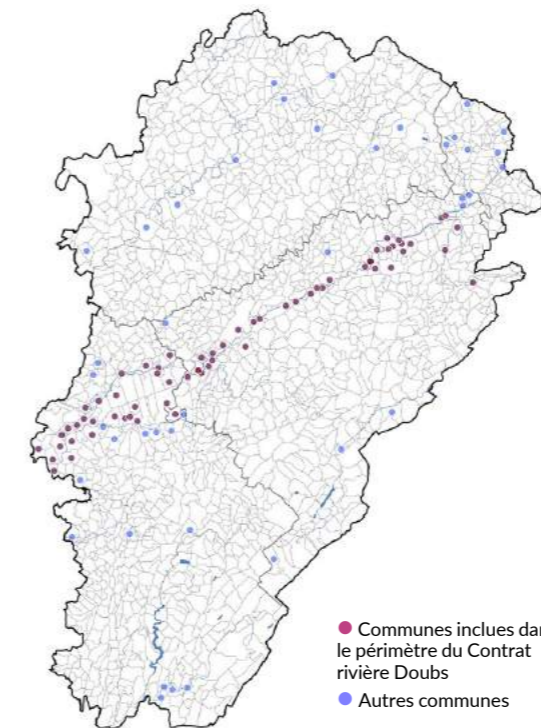


Figure n° 51 : répartition communale du topinambour en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : fauchage occasionnel à la Réserve naturelle nationale de l'Île du Girard.

Recommandations : une cartographie du niveau de recensement actuel du topinambour pour l'ensemble du réseau hydrographique du Contrat de rivière est fournie en annexe 5. L'espèce est très peu signa-

lée dans le sous-bassin du Doubs médian et dans l'ensemble des affluents du cours du Doubs. Par conséquent, si des inventaires viennent confirmer la rareté de l'espèce dans les secteurs cités et que la colonisation spontanée de l'espèce semble pouvoir y être empêchée, il paraît pertinent d'envisager dans ces secteurs des actions de gestion.

Ailleurs, l'ampleur de l'invasion dans la vallée du Doubs par le topinambour et son intrication dans les groupements alluviaux rendent impossible l'éradication de cette espèce dans ce territoire. Il convient donc d'essayer prioritairement de contenir la propagation de cette espèce lorsque des travaux sont effectués dans des secteurs infestés, notamment en essayant d'accélérer la formation d'une ripisylve ombragée grâce à des plantations. En attendant que les essences forestières dépassent le topinambour, ce dernier peut être géré par deux fauches annuelles, en juin puis en août.

4.2.1.7 *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier / Berce du Caucase

Origine : Caucase

Type biologique : hémicryptophyte

Description globale : le caractère le plus frappant de la berce du Caucase est sans aucun doute sa taille. La plante peut effectivement atteindre (lors de sa floraison) 3 à 4 m de hauteur, ce qui en fait la plante herbacée la plus grande d'Europe. Les tiges, de 5 à 10 cm de diamètre à la base, sont creuses, munies de longs poils sur ses parties hautes alors que les parties basses sont plus ou moins velues, grossièrement cannelées et tachetées de pourpre. La confusion avec d'autres apiacées indigènes peut se faire essentiellement au stade végétatif. Les feuilles de la berce commune (*Heracleum sphondylium*) sont grossièrement divisées et très poilues, de couleur vert sombre, et présentent un pétiole triangulaire à nettement canaliculé. Les feuilles de la Berce du Caucase sont amples (50 à 100 cm), alternes, profondément découpées (3 ou 5 divisions), glabres ou faiblement pubescentes à la face inférieure, et de couleur vert clair. Les pétioles sont étroitement canaliculés. Cette plante ne fleurit que 2 à 3 ans après sa germination, se maintenant auparavant sous forme de feuilles. La floraison intervient entre juin et septembre. Les fleurs sont blanches, hermaphrodites et regroupées en de grandes inflorescences en forme d'ombelle composées qui peuvent atteindre 50 à 60 cm de diamètre. Elles sont formées de 50 à 120 rayons hérissés.

Écologie : préfère un sol et un climat assez humide, un substrat riche en azote et évite les sols acides. Elle est favorisée par les perturbations de l'habitat. Elle apprécie donc les talus, les friches, les berges de rivières mais également les prairies et les lisières forestières.

⁵³ À noter cependant que cette étude a écarté les situations d'ultra-dominance du topinambour dans les habitats (voir page 25).

Impacts : de par son développement important et rapide, la berce du Caucase constitue des peuplements monospécifiques denses qui produisent un fort ombrage, entraînant ainsi une élimination des espèces indigènes environnantes. Elle peut s'hybrider avec les berces indigènes, créant ainsi une véritable pollution génétique. En plus de ces problèmes écologiques, cette plante fortement allergène par contact représente un risque pour la santé humaine. Elle contient des fura-nocoumarines, responsables de brûlures fortement aggravées lorsque la peau est exposée au soleil.

Répartition en Franche-Comté : presque une trentaine de stations de cette espèce sont maintenant recensées dans la région. La plupart d'entre elles correspondent à des massifs développés à proximité de jardins dans lesquels elle a été introduite pour l'ornement. Certaines stations sont plus problématiques que d'autres étant donné leur proximité avec des vecteurs de dispersion de graines comme les cours d'eau. Bien que présente à toute altitude, la berce du Caucase concentre davantage de stations dans les montagnes jurassienne et vosgienne.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : dans la vallée du Doubs, la berce est présente dans plusieurs communes, mais il s'agit parfois de zones de décombres plus ou moins éloignées des cours d'eau. Une station est localisée sur les rives d'un affluent du Doubs (la Lougres) ; un individu chétif a également été découvert dans une ripisylve à Bourguignon (25).

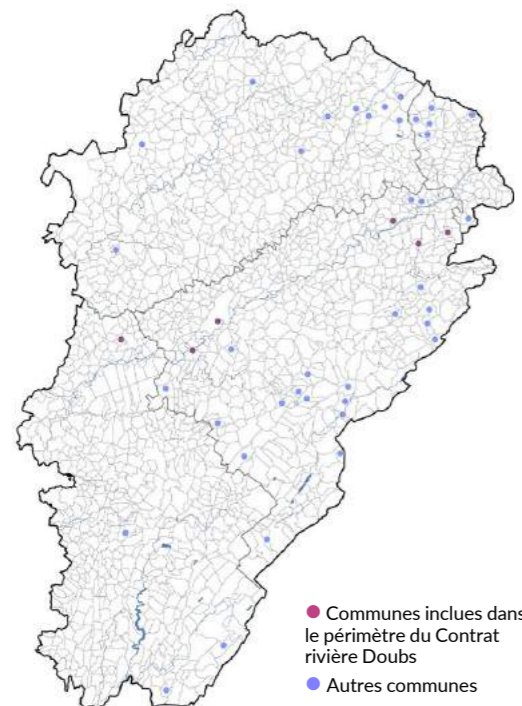


Figure n° 52 : répartition communale de la berce du Caucase en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : espèce faisant l'objet d'un plan de lutte en Franche-Comté depuis 2011 (Vuilleminot & Mischler, 2011b). A Lougres, la municipalité, les habitants et les asso-

ciations de chasse et de pêche se mobilisent depuis cette même date. L'opération est très efficace, mais il convient de parvenir à résoudre la contamination à la source, puisque les plantes émettrices se situent dans un terrain privé.



Figure n° 53 : population de berce du Caucase à la résurgence de la Lougres ; l'absence de gestion génère la constitution d'un stock de graines susceptibles d'être transportées à l'aval (M. Vuilleminot).

Recommandations : la berce du Caucase s'élimine aisément à la bêche, en sectionnant la racine à 10/15 cm sous le collet. Il convient de repasser les années suivantes pour éliminer les éventuelles plantules issues de graines en dormance dans le sol. Cependant, cette opération devient plus difficilement envisageable lorsque les effectifs sont conséquents et que les moyens humains susceptibles d'être mobilisés pour la lutte sont faibles. Dans cette situation, une fauche régulière, dès le mois de juin, permet d'empêcher la fructification ; c'est une nécessité pour cette plante qui produit de grandes quantités de semences susceptibles de se diffuser à des dizaines de mètres aux environs.

Pour une meilleure efficacité des opérations, il est préférable d'intervenir sur toutes les stations découvertes, en visant, selon les situations, l'éradication ou le confinement. Cela nécessite de poursuivre les efforts engagés dans les stations situées dans le territoire du Contrat de rivière et de faire connaître cette espèce auprès des riverains et des communes afin d'identifier d'éventuelles nouvelles stations.

4.2.1.8 *Impatiens glandulifera* Royle / Balsamine de l'Himalaya

Origine : Himalaya

Type biologique : thérophyte

Description globale : plante robuste, atteignant parfois 2 m. Ses feuilles, munies de glandes rouges à leur base, sont opposées ou verticillées par trois. Ses fleurs, hermaphrodites, sont entièrement rosées à pourpres, à symétrie bilatérale. Leur calice est composé de trois sépales inégaux de la couleur des pétales, dont l'inférieur s'atténue en un petit éperon fortement courbé. Leur corolle est composée de cinq pétales, le supérieur de grande taille, flanqué des autres, soudés deux à deux. Les cinq étamines, alternant avec les pétales et soudées entre elles par les anthères, entourent l'ovaire. Le fruit est une capsule composée de cinq carpelles soudés entre eux. Lorsqu'elle est mature, la capsule explose, projetant ainsi de nombreuses graines alentours.

Écologie : convoite typiquement les berges fraîches des cours d'eau et des fossés humides, y compris en contexte ombragé arboré. Elle apprécie particulièrement les sols légers, régulièrement perturbés, qui facilitent sans doute la germination de ses graines. Ces conditions se retrouvent en linéaire aussi le long des chemins forestiers, lorsque le sol a été mis à nu par des passages d'engins ou des dépôts de grumes, ou sur de vastes surfaces lors de la coupe de peupleraies par exemple. Le long des rivières aux crues importantes comme dans le cas du Doubs, la balsamine peut être observée à plusieurs mètres du sol jusque dans les branchages des arbres, lorsque des graines ont été déposées dans les fourches des branches. Ce développement est rendu possible par la superficialité du système racinaire de la balsamine.

Dans son analyse de l'influence de certains facteurs biotiques et abiotiques dans la distribution géographique de la balsamine de l'Himalaya, Mottet (2015) observe que la présence et l'abondance de l'espèce semblent favorisées sur les rives occupées par des végétations naturelles des cours d'eau (peu anthropisées), plutôt au sein de ripisylves. Ce constat confirme la préférence de la balsamine pour les contextes forestiers en mesure de maintenir l'ambiance fraîche qui lui est nécessaire. En outre, il s'avère que les rives stabilisées sont significativement plus attractives pour la balsamine. Ce résultat est certainement à mettre en relation avec le fait que la balsamine est beaucoup plus répandue dans la partie amont de la moyenne vallée du Doubs, et que dans ce secteur les rives sont globalement considérées comme naturellement stabilisées en raison de l'encaissement, au sein de roches dures, du cours d'eau.

De son côté, Nicod (2017) constate que dans toute la vallée du Doubs, la balsamine de l'Himalaya est la plus abondante dans le sous-bassin du Doubs médian. Il attribue cette situation aux conditions cli-

matiques plus fraîches, notamment une atmosphère plus humide régnant dans cette partie de la vallée (Collaud, 2011).



Figure n° 54 : début avril, la balsamine de l'Himalaya germe en masse en sous-bois d'une saulaie arbustive riveraine de la moyenne vallée du Doubs. La rapidité de sa croissance lui permettra d'occuper aussi en hauteur l'espace disponible avant d'autres plantes (M. Vuilleminot).

Impacts : le développement annuel de cette espèce limite les conséquences dans la durée de ses populations denses. Par ailleurs, son écologie l'oblige souvent à se développer dans des espaces remaniés, donc dépourvus dans un premier temps de végétation. Cela étant, son développement explosif, y compris au sein de mégaphorbiaie dominée par des vivaces comme l'ortie, semble en mesure de modifier les conditions locales, notamment par sa capacité à concurrencer les espèces héliophiles de petite taille ou par l'attraction particulière de ses fleurs pour les insectes pollinisateurs, qui se « détournent » ainsi des plantes indigènes. Par ailleurs, sa dégradation rapide et intégrale à l'automne augmente la quantité de biomasse à assimiler pour le milieu, peut accroître la formation d'obstacles à l'écoulement ou encore favoriser l'érosion des berges en hiver lorsque le sol n'est plus maintenu par des racines. En étudiant l'impact de *Impatiens glandulifera* dans la vallée du Doubs, Wiedenkiller *et al.* (2017) observent des résultats très similaires à ceux du topinambour. L'envahissement de la saulaie blanche ou de la mégaphorbiaie à ortie par la balsamine de l'Himalaya ne semble pas affecter floristiquement ces communautés⁵⁴. Ces végétations sont déjà dominées par une espèce indigène très compétitive : l'ortie. En revanche,

⁵⁴ À noter cependant que cette étude a écarté les situations d'ultradominance de la balsamine dans les habitats (voir page 25).

la hausse de l'équitabilité dans les saulaies blanches envahies par *Impatiens glandulifera* montre que les communautés envahies sont soumises à un partage de la dominance des espèces pour l'exploitation des ressources du milieu (entre l'ortie et la balsamine). En outre, dans les mégaphorbiaies envahies par la balsamine de l'Himalaya, la valeur écologique d'humus est significativement plus faible. Cela peut suggérer que cette espèce préfère des sols moins humifères que l'ortie. Cependant, il ne peut pas être exclu que ce soit l'envahissement d'*Impatiens glandulifera* qui génère moins d'humus que l'ortie seule.

Enfin, Wiedenkeller *et al.* (2017) montrent aussi que dans les mégaphorbiaies, l'ortie présente des peuplements significativement plus hauts lorsqu'elle est en compétition avec la balsamine. Cette modification correspond probablement à une adaptation en situation de compétition pour la lumière avec une autre herbacée géante. Cependant, bien que peu probable, il pourrait aussi être avancé que l'ortie est plus haute en présence de la balsamine parce que cette dernière s'installerait dans des situations plus riches en nutriments, voire parce que cette dernière contribuerait à enrichir le milieu. Ce dernier point entre toutefois en contradiction avec le constat que la balsamine affecterait plutôt les sols moins humifères.



Figure n° 55 : mi-août, population de balsamine de l'Himalaya en lisière de ripisylve en moyenne vallée du Doubs ; elle a atteint sa hauteur maximale et est en pleine floraison (M. Vuilleminot).

Répartition en Franche-Comté : dans tout le Nord-Nord-Est de la Franche-Comté, l'humidité du climat liée au massif vosgien permet à la balsamine d'occuper une large gamme de biotopes et sa fréquence y est élevée. Ailleurs dans la région, sa présence est surtout liée au réseau hydrographique. Les vallées les plus

envahies sont celles de l'Ognon, du Doubs, de la Loue, de l'Ain et de la Bienne.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : régulièrement présente dans le Doubs médian, dès la commune de Glère (25). Dans le Doubs moyen, la balsamine est aussi très commune, mais ses populations sont moins étoffées à l'aval de Saint-Vit (25), hormis à Orchamps (39). L'aval de la moyenne vallée et toute la basse vallée du Doubs lui sont donc moins favorables, ou alors elle est encore en phase de consolidation de ses effectifs dans ce secteur.

Les résultats de Mottet (2015) confirment et détaillent cette distribution. Ils indiquent que l'espèce est commune dans la vallée du Doubs étudiée, mais très commune en moyenne vallée et assez rare en basse vallée. Parmi les cinq plantes exotiques envahissantes étudiées, il s'agit de :

- la deuxième espèce la plus fréquente à l'échelle de la vallée du Doubs (présence dans 40 % des sites échantillonnés), assez loin derrière l'éradicable *negundo* (67 %) ;
- de la première espèce la plus fréquente à l'échelle de la moyenne du Doubs (60 % des sites) ;
- de la dernière espèce la plus fréquente à l'échelle de la basse vallée (8 % des sites).

L'étude des ripisylves de la vallée du Doubs (Nicod, 2017) va également dans ce sens : aux altitudes les plus élevées, c'est-à-dire dans le sous-bassin du Doubs médian, la balsamine de l'Himalaya présente un recouvrement plus important que dans toute la partie aval du Doubs. Dans la basse vallée du Doubs, Geslin & Le Mell (2017) s'étonnent de « la rareté de la balsamine de l'Himalaya dans la mégaphorbiaie nitrophile à ortie », alors que cette végétation est perçue comme « très favorable » pour cette espèce. Par ailleurs, ils précisent que « cette espèce annuelle a été observée de manière très sporadique lors des inventaires réalisés dans le cadre de la présente étude ».

En ce qui concerne le dynamisme de l'espèce, Mottet (2015) montre qu'entre 2005 et 2015, la balsamine de l'Himalaya est l'espèce étudiée qui a le moins progressé proportionnellement par rapport au nombre de sites occupés à ces deux dates (+ 21 %), mais pas en valeur absolue (apparition dans 10 sites). Dans le détail, il est intéressant de constater que son évolution s'illustre aussi, au-delà des nouveaux sites colonisés, par une expansion forte dans beaucoup de sites déjà occupés en 2005 (18 sites), et parallèlement par une réduction ou une disparition assez fortes dans les sites déjà occupés en 2005. En effet, alors qu'elle était recensée dans 29 sites sur 88 en 2005, elle aurait régressé ou disparu dans dix de ces sites, c'est-à-dire dans un site sur trois. Ainsi, en tant que thérophyte, cette espèce a des effectifs assez fluctuants d'année en année, et, logiquement, une aire de présence irrégulière.

Il est intéressant de constater que cette espèce était considérée encore récemment comme en début d'implantation en Franche-Comté sur les bords du Doubs dans le Pays de Montbéliard (Prost, 2000). Par ailleurs, B. Didier ne signalait pas cette espèce dans la basse vallée du Doubs en 1988. Ces observations indiqueraient ainsi une colonisation fulgurante de la partie aval de la vallée du Doubs en quelques années. Malgré le redoutable pouvoir colonisateur de cette espèce, il est toutefois plausible que cette invasion du territoire étudié n'ait pas été aussi rapide que cela. Le suivi de l'expansion territoriale de cette espèce a peut-être souffert d'un manque de données, justifié par le désintérêt des botanistes pour cette espèce des jardins. Le témoignage de personnes âgées aux environs de l'Isle-sur-le-Doubs (25) va dans ce sens, puisque ces personnes se souviennent des jeux d'enfant dans les années 1920 qui consistaient à aller presser les fruits « explosifs » des balsamines.

Toutefois, ce dernier constat n'empêche pas que l'expansion de la balsamine de l'Himalaya se poursuit de nos jours, comme indiqué dans le cas de la basse vallée du Doubs, mais également dans d'autres territoires comme le marais de Saône (25), où l'espèce serait d'apparition très récente (après 2010), ou la haute vallée de la Loue.

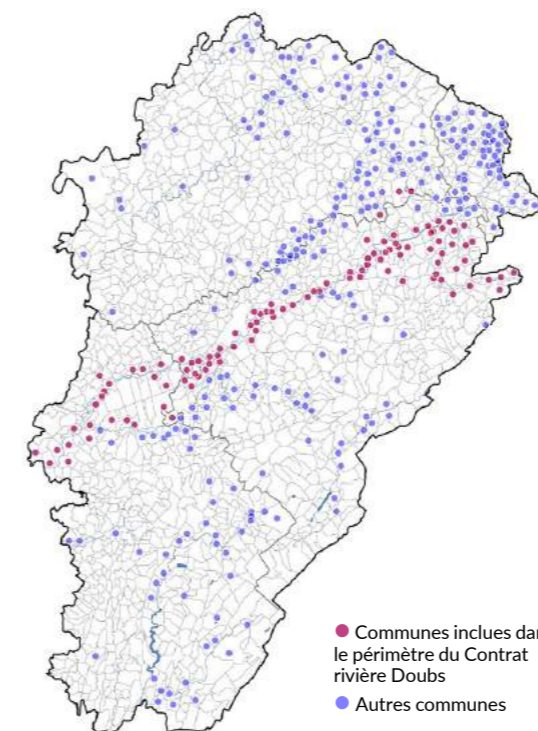


Figure n° 56 : répartition communale de la balsamine de l'Himalaya en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : quelques initiatives individuelles de contrôle sont parfois rapportées, par des riverains ou par des pêcheurs, par fauche ou arrachage.

Recommandations : une cartographie du niveau de recensement actuel de la balsamine de l'Himalaya pour l'ensemble du réseau hydrographique du Contrat de

rivière est fournie en annexe 5. L'ampleur de l'invasion du cours du Doubs de Glère (25) à Lavans-lès-Dole (39) ne permet plus d'envisager d'actions de gestion susceptibles d'avoir une influence sur la dynamique de l'espèce dans ce secteur. En revanche, le long du Doubs à l'aval de Lavans-lès-Dole, il semble encore possible de freiner la colonisation, puisque l'espèce y est beaucoup plus rare et de présence récente.

La cartographie du niveau de recensement de la balsamine de l'Himalaya montre aussi que de nombreux affluents ne semblent pas colonisés. Avant toutes actions de gestion sur ces linéaires, il est impératif de les parcourir préalablement intégralement afin de s'assurer de la réelle rareté de l'espèce et de la faiblesse de ses effectifs, condition indispensable à l'efficacité d'opérations d'éradication ou de contrôle de la plante.

4.2.1.9 *Lemna minuta* Kunth / Lentille d'eau minuscule

Origine : Amérique tempérée et tropicale

Type biologique : hydrothérophyte

Description globale : lentille d'eau flottante plate, vert terne, ovale, étroite et de faible longueur (moins de 3 mm). Elle ne dispose que d'une seule racine et sa face supérieure est en forme de « toit », c'est-à-dire qu'elle est surélevée dans le sens de la longueur par une nervure centrale qui constitue le faite de deux versants inclinés. Ce critère permet de la distinguer de la petite lentille d'eau (*Lemna minor*), une espèce indigène commune en France. Par ailleurs, cette lentille d'eau se distingue des autres espèces par sa persistance en surface pendant l'hiver (Tison & de Foucault, 2014).

En dépit de ces critères distinctifs, elle reste très difficile à différencier de la petite lentille d'eau (*Lemna minor*), et doit faire l'objet d'une détermination minutieuse.

Comme les autres espèces du même genre, la lentille d'eau minuscule est disséminée par les oiseaux d'eau, sur lesquels elle reste fixée.

Écologie : eaux douces mésotrophes à eutrophes et stagnantes (fossés, bras morts, canaux, mares et étangs). Considérée comme particulièrement dynamique en conditions ombragées (Weber, 2011).

Impacts : les voiles denses de lentille d'eau minuscule appauvrissent la flore aquatique en créant un ombrage fort, *a priori* beaucoup plus dense que la petite lentille d'eau⁵⁵. Elle peut aussi provoquer des conditions d'anoxie en empêchant les échanges gazeux avec le milieu aquatique. Le peuplement piscicole des plans d'eau concernés peut être impacté temporairement.

⁵⁵ Elle occupait jusqu'à dix fois plus de surface d'eau que la petite lentille d'eau (Clément & Lapouge-Déjean, 2014).

En effet, les lentilles sont, comme d'autres plantes aquatiques, des espèces susceptibles de produire une biomasse très importante soudainement à la suite de conditions écologiques favorables, puis de régresser.

Répartition en Franche-Comté : cette lentille d'eau, observée pour la première en 2004, a été mentionnée dans moins d'une dizaine de communes. Elle est considérée comme en forte expansion en France (Tison & de Foucault, 2014).

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : quatre des dix communes citées précédemment concernent la vallée du Doubs, dont trois à l'amont de la moyenne vallée (Bart [25], Courcelles-lès-Montbéliard [25], Clerval [25]), sans que la localisation précise de ces observations ne soit disponible, et une dans un fossé du marais de Saône (25) (les grands Terreaux).

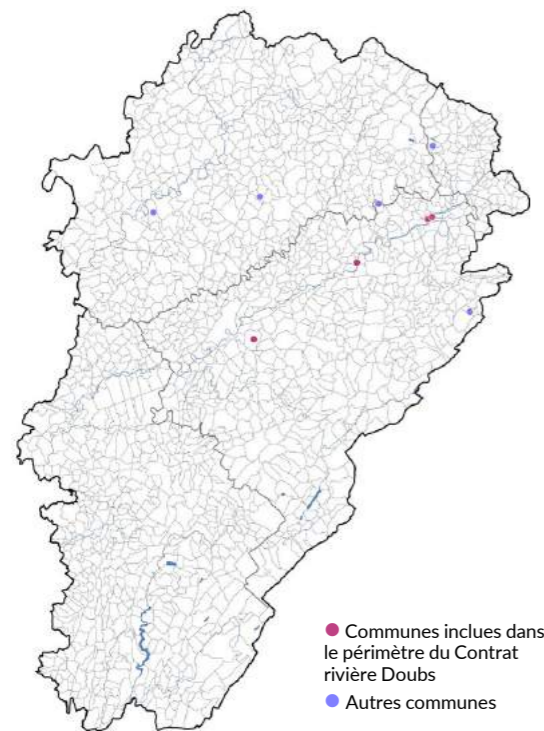


Figure n° 57 : répartition communale de la lentille d'eau minuscule en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : aucune identifiée.

Recommandations : cette espèce n'a pas pu être évaluée lors de la dernière révision des espèces exotiques envahissantes en Franche-Comté (Vuilleminot *et al.*, 2016), par manque d'informations disponibles (sur les habitats colonisés, son comportement, etc.) dans les données de la base Taxa. La priorité est donc d'abord de localiser sur le terrain cette lentille d'eau, de décrire les conditions de son développement, puis d'inciter les réseaux d'observateurs à la recenser. La gestion de cette espèce est très peu documentée ; elle ne peut de toute façon se concevoir qu'en cas de menace persistante sur des pièces d'eau présentant des enjeux faunistiques et floristiques.

4.2.1.10 *Ludwigia grandiflora* (Michx.) Greuter & Burdet / Jussie à grandes fleurs

Origine : néotropical

Type biologique : hydrophyte

Description globale : la jussie à grandes fleurs est une plante aquatique amphibie, capable de se développer au-dessus et en-dessous de la surface de l'eau ou sur terre ferme immergée une partie de l'année. Elle peut se présenter de deux manières très différentes :

- un port couché servant à l'expansion surfacique de la plante : des tiges semi-rigides « courent » sur la surface de l'eau ou rampent sur la vase exondée ; à chaque nœud se développent des faisceaux racinaires servant à l'ancrage et à la nutrition, ainsi que des rameaux alternes distiques, portant à leur extrémité des rosettes de feuilles arrondies et nettement pétiolées ;
- un port dressé (jusqu'à 0,8 m de hauteur) traduisant la maturité du peuplement et des conditions écologiques favorables : les feuilles, alternes, sont alors plutôt lancéolées et à extrémité aiguë et la plante fleurit abondamment (fleurs jaunes à longs pétales rapprochés).

Fréquemment, des filaments blanchâtres remplis d'air s'observent au sein des herbiers : il s'agit de racines adventives assurant une fonction respiratoire à la plante (pneumatophores) et aidant à la flottaison des tiges. En cas de fragmentation de ces dernières, ces racines facilitent la reprise des boutures.

Ecologie : espèce vivace, la jussie perdure seulement grâce à son rhizome (tige souterraine) enfoui. En effet, en France, l'appareil aérien disparaît presque totalement durant la période hivernale. Les premières rosettes de feuilles apparaissent au printemps (entre mi-mai et mi-juin). La floraison est estivale (juillet à octobre). Pour l'instant, la reproduction sexuée n'a été prouvée en France que dans le secteur océanique nord-ouest. En Franche-Comté, la reproduction serait uniquement végétative, par bouturage de fragments de tiges. Des populations clonales se constituent ainsi très rapidement.

La jussie à grandes fleurs se rencontre dans des eaux stagnantes à faiblement courantes, plutôt eutrophes et moyennement profondes. L'ensoleillement est généralement bon et le fond est préférentiellement vaseux. Sa relative tolérance aux assècs estivaux lui permet d'occuper aussi tous les milieux humides environnant les surfaces en eau : roselières, cariçaies, plages de vases. Parfois, la jussie peut également gagner les prairies ou les végétations à hautes herbes semi-humides.



Figure n° 58 : population de jussie à grandes fleurs envahissant intégralement le milieu aquatique (forme immergée de la plante) et les rives vaseuses (forme exondée de la plante) d'un bras mort de basse vallée de l'Ognon (M. Vuilleminot).

Impacts : la jussie concurrence directement les espèces végétales autochtones et provoque des modifications importantes dans les écosystèmes aquatiques (pH, teneur en oxygène, etc.). L'accumulation de litière provoque un comblement rapide des pièces d'eau. Sa prolifération entraîne également des nuisances sur les populations de poissons et d'oiseaux d'eau.

Des impacts négatifs ont également été mis en évidence sur l'agriculture (colmatage des prises d'eau, débordement de canaux et contamination de certaines parcelles, diminution de l'accessibilité des abreuvoirs pour le bétail), l'industrie (colmatage des prises d'eau), le tourisme et les loisirs (limitation de la surface en eau, gêne à la circulation des embarcations).

Répartition en Franche-Comté : la jussie à grandes fleurs est encore rare. La Haute-Saône est le département le plus concerné (80 % des stations) ; la colonisation du cours de la Saône entre Port-sur-Saône (70) et Gray (70) est particulièrement préoccupante, étant donné les risques importants de dissémination. La basse vallée de l'Ognon est désormais également touchée.

Les populations-sources parviennent presque toujours à être identifiées ; il s'agit systématiquement de pièces d'eau d'agrément présentes à proximité.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : seulement deux stations étaient recensées jusqu'alors : l'une dans un étang d'agrément bordant le ruisseau le Gour, sur le premier plateau du Doubs (Bouclans [25]), et l'autre dans un bras mort de la Loue légèrement en

amont de la confluence avec le Doubs et la Clauge (Parcey [39]). Une troisième station a été découverte récemment dans des mares à Montferrand-le-Château (25).

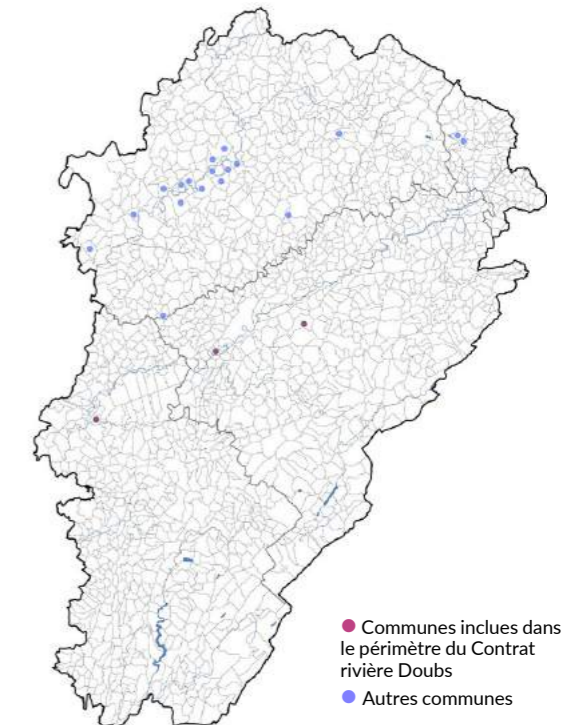


Figure n° 59 : répartition communale de la jussie à grandes fleurs en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : en Franche-Comté, l'apparition de cette espèce en milieu naturel en 2009 a immédiatement conduit à l'organisation d'actions de contrôle pour limiter sa dispersion tant que son niveau de présence était faible. Un plan de lutte a été rédigé (Vuilleminot & Mischer, 2011c) et une animation a été activée pour la quasi-totalité des stations. La réglementation nationale de cette espèce (depuis 2007), prévoyant des sanctions à l'égard des propriétaires laissant se propager, par négligence ou par imprudence, la plante à d'autres parcelles, constitue un motif supplémentaire de mobilisation.

A Bouclans (25), sur les conseils du CBNFC-ORI, le propriétaire de l'étang procède avec succès à l'arrachage de la plante depuis 2011. En 2015, une prospection du cours d'eau le Gour a été menée afin de s'assurer que des fragments de jussie ne s'y soient pas échappés depuis l'exutoire de l'étang. La plante en était absente à cette date. À Parcey (39), la Communauté d'agglomération du Grand Dole et l'EPTB Saône et Doubs interviennent depuis 2011 également. Jusqu'en 2014, une entreprise spécialisée est intervenue chaque été pour réaliser l'arrachage ; depuis 2015, le Grand Dole veille et procède à l'arrachage au besoin. Cette dernière opération est un réel succès, permis grâce à la réactivité des partenaires techniques et financiers de cette station et l'exigence affichée de réaliser une lutte dans les règles de l'art pour cette espèce facilement propagée.

Enfin, à Montferrand-le-Château (25), une sensibilisation de la commune a été effectuée par le CBNFC-ORI. Le retrait de la plante devrait être mis en œuvre à partir de 2018.



Figure n° 60 : chantier d'arrachage de jussie à grandes fleurs dans un bras mort à la confluence du Doubs, de la Loue et de la Clauge en 2011 ; l'extraction lente de l'ensemble de l'herbier est un travail fastidieux lors des premières interventions, mais il se révèle très efficace dans la durée (L. Mischler).

Recommandations : l'arrachage manuel est la seule méthode permettant un enlèvement sélectif et systématique de la jussie ; par ailleurs, il s'agit de la technique impactant le moins l'environnement. Cela consiste à dégager délicatement les tiges de la vase. La gestion habituelle comprend un premier passage en juin-juillet et un second passage en septembre-octobre pour enlever les tiges qui se sont régénérées.

Compte tenu des nuisances qu'elle engendre et de la rapidité de sa dispersion, la jussie doit être l'objet d'une attention toute particulière. Des formations d'aide à la reconnaissance auprès des réseaux d'observateurs des abords de cours d'eau (techniciens environnement, pêcheurs, kayakistes, etc.) doivent être menées. En cas de découverte, une lutte doit rapidement être engagée, mais seulement après avoir convenu d'un cahier des charges encadrant strictement l'intervention pour ne pas aggraver la situation.

4.2.1.11 *Parthenocissus inserta* (A. Kern.) Fritsch / Vigne vierge

Origine : Amérique du nord

Type biologique : nanophanérophyte / phanérophyte lianescent

Description globale : liane munie de vrilles rameuses, divisées trois à cinq fois, opposées aux feuilles. Les feuilles, pétiolées, sont composées de cinq folioles dentées, prenant des colorations rouge vif en automne. Les fleurs sont rassemblées en panicules hémisphériques. Les fleurs sont petites, à pétales libres, caducs. Les fruits sont de petites baies bleues.



Figure n° 61 : draperies de vigne-vierge dans une ripisylve de la moyenne vallée du Doubs (M. Vuilleminot, Orchamps [39], 2006).

Écologie : cultivée pour l'ornement des murs et des façades, elle s'échappe facilement dans les haies, les friches et les décombres aux abords de ces lieux, grâce au transport des baies par les oiseaux ou lors du dépôt illégal de déchets verts. Mais les milieux de prédilection de la vigne-vierge correspondent aux forêts des bords de cours d'eau ; elle y trouve des sols humides et riches, ainsi que des supports de choix. Elle forme ainsi des draperies accrochées jusqu'à 15 m de hauteur dans les frênes. Elle peut également prendre appui sur des fourrés ou tracer au sol dans les prairies rivulaires.

Impacts : lorsqu'elle forme des populations denses en forêt alluviale, cette espèce est soupçonnée d'accroître l'ombrage et d'influencer par conséquent la composition de la flore en sous-étage. Le rajeunissement du sous-bois peut également être impacté lorsqu'elle tapisse le sol. Enfin, il est parfois avancé que la vigne-vierge concurrencerait le houblon dans les forêts allu-

viales, sachant que cette espèce est l'une des seules lianes indigènes dans ce contexte de cours d'eau.



Figure n° 62 : deux lianes à l'assaut d'un érable sycomore au bord du Doubs, la vigne-vierge semble plus compétitive que le houblon (M. Vuilleminot, Osselle [25]) - Photo 1.



Figure n° 63 : deux lianes à l'assaut d'un érable sycomore au bord du Doubs, la vigne-vierge semble plus compétitive que le houblon (M. Vuilleminot, Osselle [25]) - Photo 2.

Répartition en Franche-Comté : bien que disséminée sur le territoire, la vigne-vierge est beaucoup moins représentée en montagne (Vosges et Jura). Par ailleurs, elle est particulièrement abondante dans certaines vallées : Doubs, Ognon et Bienne notamment.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : fréquente le long du Doubs dans sa partie médiane (à partir de Saint-Hippolyte [25] seulement) et moyenne. A l'aval de Dole (39), la vigne-vierge est rare.

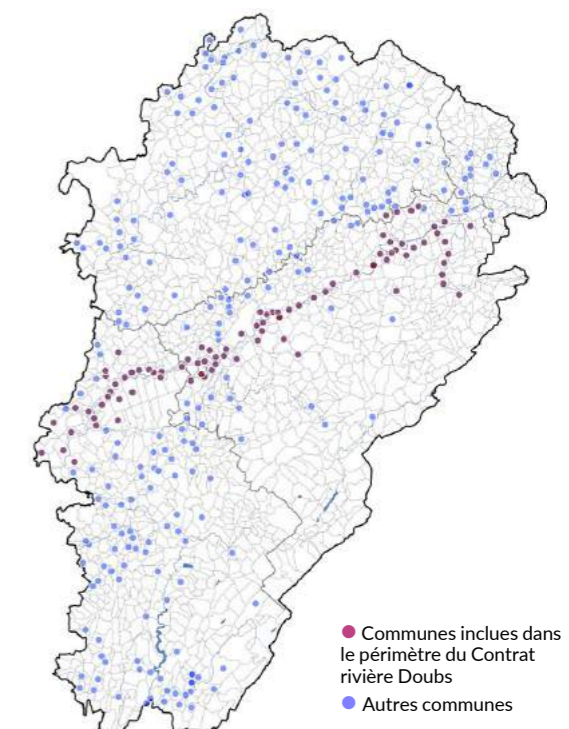


Figure n° 64 : répartition communale de la vigne-vierge en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : aucune identifiée.

Recommandations : la fréquence de cette espèce et la facilité de dispersion de ses baies ne permettent évidemment pas d'entreprendre d'actions de lutte d'envergure. Cependant, la suppression de buissons trop envahissants dans des habitats patrimoniaux n'est pas à exclure, notamment le long des petits affluents encore peu colonisés.

D'une manière générale, il reste possible d'éviter d'accroître sa répartition par la condamnation des zones de dépôts de gravats et de déchets verts en bordure des cours d'eau.

4.2.1.12 *Prunus laurocerasus* L. / Laurier-cerise

Origine : Sud-Est de l'Europe et Sud-Ouest de l'Asie

Type biologique : nanophanérophyte / phanérophyte

Description globale : arbuste pouvant atteindre 8 m de haut, à feuilles ovales-lancéolées, de 10-15 cm de long, persistantes, coriaces, épaisses et vernissées à la face supérieure. Les inflorescences, en grappes dressées longues 10-15 cm, réunissent des fleurs blanchâtres, à 5 pétales réduits (longueur inférieure à 3 mm). Les fruits sont des baies rondes, d'abord rouges puis devenant noires à maturité, d'un diamètre de 5 à 7 mm.

Cet arbuste est largement planté dans les jardins pour former des haies ornementales et occultantes. Ses fruits sont consommés par les oiseaux qui dispersent les graines sur de grandes distances jusque dans les milieux naturels. Cette espèce est considérée comme en phase de naturalisation, voire d'invasion dans certaines régions et pays, depuis une vingtaine d'années. Il semble toutefois que parmi les nombreuses variétés de *Prunus laurocerasus* cultivées toutes ne présentent pas de tendance à l'invasion. Les variétés « caucasica » et « Otto Luyken » semblent être les plus couramment commercialisées (Hudin *et al.*, 2010).



Figure n° 65 : laurier-cerise se développant spontanément dans un sous-bois (M. Vuillemenot).

Écologie : les milieux occupés en Franche-Comté sont similaires à ceux recensés dans d'autres régions françaises ou en Suisse. Il s'agit le plus souvent de milieux forestiers établis sur des substrats très divers hormis des situations à engorgement prolongé, en sous-bois ou en lisière (aulnaies-frênaies ripicoles, bois mésophile de robinier faux-acacia, chênaie-charmaie calcicole mésoxérophile). Cependant l'espèce se rencontre également dans des milieux ouverts comme les friches anthropiques (urbaines, ferroviaires, etc.) ou des milieux semi-naturels comme les pelouses et les prairies (plutôt marnicoles).

Sur la façade atlantique, le laurier-cerise se développerait aussi dans des fourrés hygrophiles (Tison & de Foucault, 2014). L'expansion de cette espèce serait favorisée par les changements climatiques (Info Flora, 2012).

Si la consommation et le transport des baies par les oiseaux constituent le vecteur principal de dissémination de cet arbuste, il semble que cette espèce profite aussi des dépôts illégaux de déchets verts en forêt. Son aptitude au bouturage des tiges lui permet de s'implanter de cette manière.

Impacts : lorsqu'il envahit les sous-bois, le laurier-cerise accentue fortement l'ombrage à cause de son feuillage dense et persistant, ce qui influence la composition de la strate herbacée. Il gêne également la régénération naturelle de la forêt.

Répartition en Franche-Comté : encore rare en Franche-Comté, une vingtaine de stations ont été recensées, un peu partout dans le territoire, mais pas au-delà de 600 m d'altitude.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : plusieurs communes sont concernées par des stations de laurier-cerise naturalisé, mais il s'agit la plupart du temps de milieux éloignés ou non liés à la rivière. Des observations dans des ripisylves ont été réalisées à l'Isle-sur-le-Doubs (25), Dole (39) et Choisey (39).

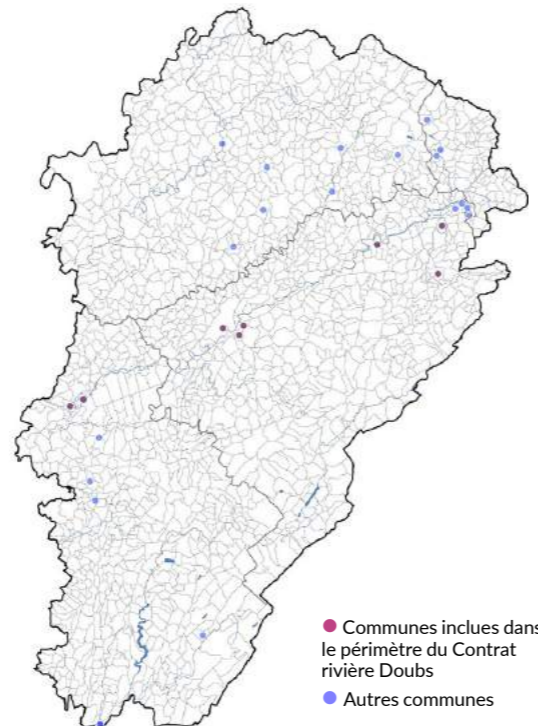


Figure n° 66 : répartition communale du laurier-cerise en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : aucune identifiée.

Recommandations : cet arbuste encore rare et discret (il s'agit le plus souvent d'observations d'individus isolés et de faible taille) dans le territoire ne pose pas de problème pour l'instant. Cependant, d'après les informations disponibles dans des territoires proches, cette espèce pourrait être une espèce exotique encore en phase d'installation. C'est pourquoi cette espèce est considérée en Franche-Comté comme potentiellement envahissante. Ainsi, il peut être pertinent de supprimer les individus découverts, en privilégiant les stations situées dans des habitats naturels et semi-naturels. Pour cela, il est indispensable de procéder à l'arrachage de la souche, car l'arbuste drageonne abondamment suite à une simple coupe.

Une sensibilisation du réseau d'observateurs et des acteurs dans le territoire du Contrat de rivière est nécessaire pour recenser plus systématiquement les stations de cet arbuste.

4.2.1.13 *Pterocarya fraxinifolia* (Poir.) Spach / Noyer du Caucase

Origine : Sud-Ouest de l'Asie

Type biologique : phanérophyte

Description globale : arbre monoïque pouvant atteindre 25 m de hauteur, à l'écorce grisâtre longuement crevassée, rappelant fortement celle du noyer commun (*Juglans regia*) ; tous deux appartiennent à la famille des juglandacées. Au printemps, la floraison se caractérise par des grappes pendantes, certaines à fleurs femelles, et d'autres à fleurs mâles, il s'agit dans ce cas de chatons. À l'automne, les grappes de fleurs femelles portent des fruits ailés. Les feuilles sont grandes (jusqu'à 60 cm de longueur), alternes et imparipennées, constituées de 11 à 25 folioles finement dentées.

La mode de plantation du noyer du Caucase pour l'ornement semble dater de la fin du XX^e siècle (Levy *et al.*, 2015).



Figure n° 67 : le noyer du Caucase ne doit pas être confondu avec le noyer noir, un noyer d'origine nord-américaine planté et peut-être en voie de naturalisation dans les ripisylves des grandes vallées, possédant lui aussi des feuilles à plus de dix paires de folioles. Ce bel individu de noyer noir se différencie tout de suite du noyer du Caucase par l'absence de drageons (M. Vuillemenot, Roche-lez-Beaupré [25], 2016).

Écologie : particulièrement bien adapté, comme dans son aire d'origine, aux boisements humides riverains de plaine, donc des milieux frais et riches en nutriments.

Impacts : planté dans les parcs et les jardins, cet arbre semble peu manifester de comportement envahissant dans ces situations, si ce n'est que la flore herbacée en sous-strate est souvent clairsemée, du fait de l'ombrage apporté par l'arbre, mais aussi en raison de sa production de juglone, une substance chimique produite par la plupart des membres de la famille des noyers, qui provoque des réactions toxiques chez certaines plantes. En revanche, lorsqu'il est planté en zones humides ou en bords de rivière, le noyer du Caucase développe un tempérament envahissant, recensé ces dernières années dans plusieurs régions de la moitié nord de la France ainsi qu'en Belgique (Levy *et al.*, 2015 ; Weber, 2011). La forte capacité de drageonnement de l'espèce lui permet de s'étendre de proche en proche par extension clonale et d'occuper largement l'espace. La propagation par semences a été observée en Belgique et semble être aussi à l'origine d'envahissement dans le Nord de la France (Levy *et al.*, 2015).

En Franche-Comté, ce comportement envahissant s'observe notamment sur une rive du Doubs à Besançon (voir cliché ci-dessous). Le fait qu'il s'agisse d'une berge globalement influencée par les activités humaines a conduit à considérer au niveau régional cette espèce exotique comme actuellement seulement proliférante dans les milieux anthropiques du territoire (Vuillemenot *et al.*, 2016). Toutefois, il a également été observée une petite population de noyer du Caucase en voie de naturalisation au bord d'une morte de l'Ognon, éloignée des habitations et inaccessible par voie terrestre (André, 2005). L'origine potentiellement spontanée de cette dernière station interpelle sur le potentiel de dissémination de l'espèce dans la région.



Figure n° 68 : ripisylve monospécifique de noyer du Caucase sur une rive du Doubs à Besançon (25) ; l'arbre, certainement introduit pour l'ornement à l'origine, a progressivement constitué un boisement très vigoureux (M. Vuilleminot).

Répartition en Franche-Comté : cet arbre n'est mentionné que quatre fois dans la base de données, toujours en bord de rivière : dans les vallées du Doubs, de la Loue et de l'Ognon.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : deux données régionales se localisent dans le territoire du Contrat de rivière Doubs, en moyenne vallée du Doubs (Besançon [25]) et en basse vallée du Doubs (Longwy-sur-le-Doubs [39]). Cette dernière station régionale a été recherchée en 2017 afin de compléter les informations sur son contexte et sur les effectifs de la population. Seuls des individus de noyer noir ont été observés dans cette localité ; pour autant, une nouvelle recherche du noyer du Caucase n'est pas à exclure.

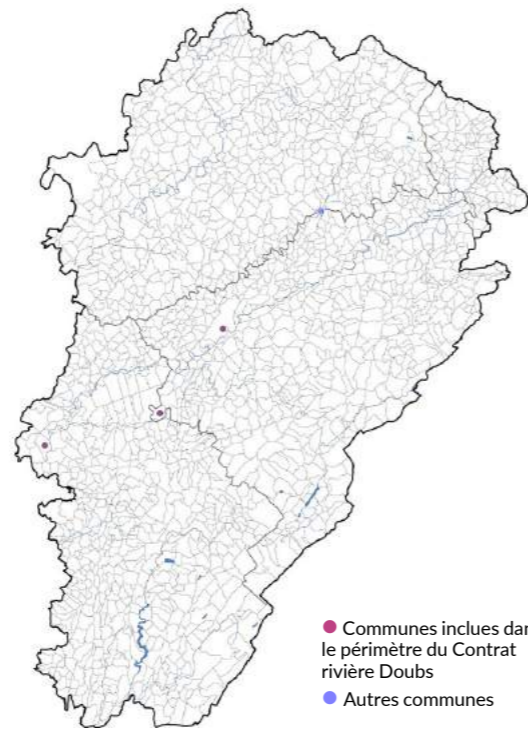


Figure n° 69 : répartition communale du noyer du caucase en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : aucune identifiée.

Recommandations : le recensement des stations de cet arbre doit être favorisé, même s'il s'agit de plantations. Dès lors qu'elles se situent en bords de rivière, ces stations nécessitent d'être surveillées afin de limiter leur développement par reproduction végétative. En outre, il convient de prêter attention à la capacité de reproduction sexuée du noyer du Caucase en Franche-Comté ; l'observation d'individus issus de semences doit être absolument rapportée. Si besoin, cela peut se traduire par l'élimination dans certaines situations des arbres semenciers.

Très peu d'informations, en France ou en Europe, sont disponibles concernant la gestion du noyer du Caucase (Levy *et al.*, 2015). Néanmoins, en tant qu'arbre fortement sujet au drageonnement, des tailles importantes, voire une coupe nette du tronc, conduisent à démultiplier la colonisation. Dans ce cas, les consignes pour ce type d'arbre s'orientent plutôt vers l'écorçage, à répéter en cas de cicatrisation, et vers un arrachage systématique des rejets. Le contrôle de cet arbre étant très contraignant, il convient donc d'intervenir au plus tôt sur ses foyers tant que leur développement est encore faible en surface et en effectifs. Le confinement de ces foyers grâce à la plantation d'essences indigènes concurrentielles semble aussi être une méthode à envisager, voire à privilégier.

4.2.1.14 *Renouées asiatiques*

1/ *Reynoutria japonica* Houtt / Renouée du Japon
Reynoutria xbohemica Chrtek & Chrtkova / Renouée de Bohême

Origine : Est de l'Asie

Type biologique : géophyte à rhizome

Description globale : la renouée du Japon développe des tiges ligneuses, creuses et droites de 2 à 3 m de hauteur, qui se renouvellent tous les ans. Elles apparaissent vers la fin mars et entament alors une croissance vigoureuse jusqu'en début d'été. Le limbe est en forme de pelle, brusquement tronqué à la base et à peine plus long que large. Il ne dépasse pas 15 cm. La face inférieure est glabre à la face inférieure, y compris sur les nervures. Les inflorescences sont des faisceaux de grappes étalées à dressées, portant de nombreuses fleurs blanches (femelles).

Par ailleurs, cette espèce, en se reproduisant sexuellement avec une autre renouée d'ornement (la renouée de Sakhaline, voir monographie ci-après), qui elle produit du pollen, a généré une espèce hybride, nommée renouée de Bohême. L'apparition de cette dernière aurait débuté dans les années 1950 en Europe (Mandak *et al.*, 2004) ; or, des études récentes montrent qu'en France notamment les premiers hybrides se seraient formés dès la fin du XIX^e siècle (Thiébaud & Piola, 2017). Cette renouée hybride réunit en fait un grand nombre de génotypes différents, aux caractéristiques morphologiques et comportementales très variables, oscillant entre les deux espèces parentes. Mais globalement, la renouée de Bohême se distingue de la renouée du Japon par une vigueur plus importante, en hauteur, et dans la taille des feuilles ; ces dernières dépassent souvent les 15 cm. En outre, le limbe des feuilles est légèrement cordé à la base et de petits poils droits s'observent sur les nervures de la face inférieure. Enfin, en période de floraison, la présence de fleurs hermaphrodites (étamines développées) élimine la renouée du Japon, puisque cette dernière n'est représentée en Europe que par des clones aux fleurs femelles (étamines avortées).



Figure n° 70 : inflorescences hermaphrodites et dressées de renouée de Bohême (M. Vuilleminot).

Écologie : en 2002, une étude de la distribution géographique des renouées asiatiques en Franche-Comté (Voinot *et al.*, 2002) a établi les constats suivants :

- leur développement optimal s'opère sur des sols bien aérés (structure sablonneuse à caillouteuse), riches en matières organiques et bien ensoleillés ;
- leur dissémination est la plus efficace le long des cours d'eau, et notamment ceux ayant un débit rapide et soumis à des crues régulières ;
- leur propagation est aussi étroitement liée aux espaces remaniés par les activités humaines (friches urbaines et industrielles, berges modifiées des cours d'eau, talus des axes routiers et ferroviaires, lieux de dépôts de remblais, etc.).

Ainsi, les crues décapantes et les travaux de terrassement se rejoignent dans leur capacité à colporter des fragments de renouées et à rajeunir les substrats en les rendant propices au développement de ces plantes.

Dans son analyse de l'influence de certains facteurs biotiques et abiotiques dans la distribution géographique des renouées asiatiques, Mottet (2015) observe, de manière assez attendue, que la présence et l'abondance de ces espèces sont favorisées par les habitats ayant été assez profondément modifiés par les activités humaines. Ces bouleversements ont pu offrir des espaces à conquérir aux renouées, en tant qu'espèces pionnières, voire avoir été à l'origine parfois de l'introduction involontaire de ces plantes (apports de matériaux divers, déplacements d'engins, etc.). Par ailleurs, les renouées semblent préférer les rives influencées par la dynamique de la rivière, ce qui

s'explique, là aussi, par le besoin de ces espèces d'être déplacées par un facteur extérieur et déposées sur des sols nus. Cependant, il peut paraître plus étonnant que les renouées préfèrent les rives dotées d'une ripisylve bien constituée, d'abord parce qu'il s'agit d'espèces appréciant la lumière, mais surtout parce que la présence d'une ripisylve peut paraître contradictoire avec une berge anthropisée. Il reste toutefois possible qu'il s'agisse de berges dotées d'une ripisylve mais concernées à proximité par la présence d'éléments à « risque » pour l'invasion (diverses infrastructures).

Les résultats de Nicod (2017) sont assez similaires par certains aspects : celui-ci constate, dans son étude comparative du niveau d'envahissement des ripisylves de la vallée du Doubs, que les renouées asiatiques semblent avoir un recouvrement plus important dans les saulaies blanches, de bonne qualité écologique, et de basse altitude. Là encore, les renouées sont favorisées par les bouleversements subis par ce type de forêt plutôt que par les conditions plus stables de l'aulnaie-frênaie par exemple.

Impacts : capables de former des massifs monospécifiques, impénétrables, de croissance rapide et parfois vaste, les renouées asiatiques sont responsables d'impacts nombreux et variés. Sur les bords de cours d'eau, elles transforment durablement les milieux, en simplifiant significativement la richesse et la composition des communautés végétales et animales en place. En Franche-Comté, un bouleversement profond dans la structure des peuplements entomologiques a par exemple été mis en évidence, avec une baisse générale de richesse, d'effectifs et de diversité (Mora *et al.*, 2002). L'empêchement de la régénération naturelle de la forêt et la formation d'embâcles constituent d'autres nuisances évidentes. Dans les ripisylves de la vallée du Doubs colonisées par les renouées asiatiques, Nicod (2017) note une légère corrélation négative entre leur niveau d'envahissement et le recouvrement de l'ortie, herbacée structurante de ces milieux riverains.

Le long des axes de transport, les renouées compliquent et accroissent les interventions des gestionnaires, amenés à limiter le développement de ces plantes pour des raisons de sécurité et d'entretien du patrimoine, mais aussi contraints à trouver des solutions pour ne pas les disséminer davantage lors de leurs interventions.

Depuis les berges des rivières ou les talus routiers, les massifs de renouées peuvent également gagner sur les milieux agricoles environnants, conduisant parfois à des pertes d'usages de terrain.



Figure n° 71 : massif de renouée du Japon et de renouée de Bohême en fleurs dans une ancienne friche industrielle riveraine du Doubs à Besançon (25) (M. Vuilleminot).



Figure n° 72 : renouée de Bohême progressant le long d'un petit affluent du Doubs, remplaçant progressivement la phragmitaie (L. Mischler, Boussières [25]).

Répartition en Franche-Comté : les difficultés d'identification entre ces deux renouées conduisent à ne pas pouvoir séparer actuellement les données de la base Taxa relatives à ces deux taxons. Cela nécessiterait de vérifier toutes les stations sur le terrain pour les distinguer.

Les premières mentions régionales de renouées asiatiques datent de la fin des années 1940. Désormais, même si la cartographie de ces espèces n'est pas exhaustive en Franche-Comté, les données recensées indiquent que la renouée du Japon et la renouée de Bohême sont très communes, avec des territoires plus concernés que d'autres. Les vallées sont particulièrement touchées notamment celles du Doubs, de la Loue et leurs principaux affluents, ainsi que les rivières descendant du massif vosgien. De même, tous les secteurs où se concentrent les réseaux de transports et les activités humaines comme la conurbation Belfort-Montbéliard, les Avants-Monts, la Bordure jurassienne, etc.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : la renouée du Japon et la renouée de Bohême sont présentes dans quasiment toutes les communes du Contrat de rivière, mais évidemment pas seulement dans les milieux riverains. Ce niveau de présence reste néanmoins très variable. Le Doubs médian et le Doubs moyen sont beaucoup plus concernés, avec des populations très étendues notamment à proximité des agglomérations urbaines et des anciens sites industriels (Pont-de-Roide [25], Pays de Montbéliard [25], Isle-sur-le-Doubs [25], Laissey/Deluz [25], Novillars [25], Besançon [25], Boussières [25], Fraisans [39], Dole [39], etc.), voire de secteurs ayant fait l'objet de travaux d'aménagement de berges ou d'ouvrages d'art, comme à Orchamps (39). Les milieux riverains de la basse vallée du Doubs à l'aval de Crissey (39) n'abritent souvent que des massifs de faible étendue.

En matière de fréquence, lors des prospections de 88 sites entre Saint-Maurice-Colombier (25) et Annoire (39), Mottet (2015) montre que les renouées sont communes dans l'aire étudiée, mais communes en moyenne vallée et assez communes en basse vallée. Parmi les cinq plantes exotiques envahissantes étudiées, il s'agit :

- des troisièmes espèces les plus fréquentes à l'échelle de la vallée du Doubs (présence dans 30 % des sites échantillonnés) et à l'échelle de la moyenne vallée (37 % des sites) ;
- mais en basse vallée, il s'agit des deuxièmes espèces les plus fréquentes (20 % des sites), loin derrière l'éradicant (100 %).

L'analyse du dynamisme des renouées asiatiques (Mottet, 2015) indique qu'elles ont été doublement recensées en 2015 par rapport à 2005. Dans le détail, les sites abritant déjà des renouées en 2005 sont très majoritairement (2/3 des cas) davantage colonisés en 2015 ou sont autant colonisés (exceptionnellement moins colonisés : un cas). Par conséquent, en dépit des incertitudes liées aux différences de précision cartographique entre 2005 et 2015, ces résultats indiquent, *a minima*, que les renouées se maintiennent partout dans leurs sites de présence, que dans la majorité des cas elles accroissent leur aire de présence au sein de

ces sites, et qu'elles semblent s'installer assez activement ailleurs.

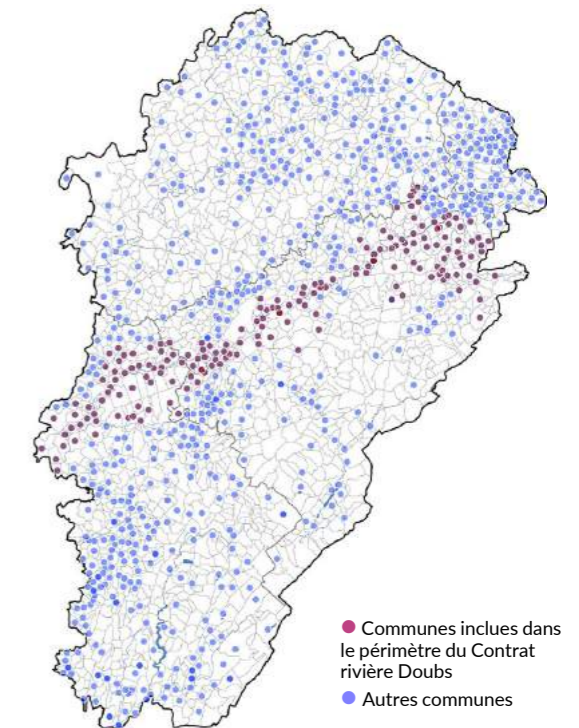


Figure n° 73 : répartition communale de la renouée du Japon et de la renouée de Bohême en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : de par leurs impacts flagrants et leur abondance, les renouées asiatiques sont les espèces exotiques envahissantes qui focalisent le plus l'attention des gestionnaires. De nombreuses communes de la vallée du Doubs et gestionnaires comme Voies navigables de France ont entrepris des actions de lutte à leur rencontre, avec plus ou moins de suivi dans la durée.

Dès la fin des années 1990, l'association Echel, en partenariat avec l'Agence de l'eau RMC, a réalisé une étude expérimentale pour trouver des moyens de lutte non chimiques contre la renouée du Japon, adaptés à la nature des terrains colonisés de bords de rivières (Echel, 2001). Les acquis de cette étude ont incité la direction des espaces verts de Besançon à poursuivre le travail engagé en initiant en 2010 un programme pluriannuel de prévention et de lutte non chimique contre la renouée du Japon (Ville de Besançon/direction des espaces verts, 2016 ; Echel, 2013). Le principe de lutte vise à contrôler les développements des taches de renouées. Il consiste à favoriser la recolonisation des espaces concernés par une végétation indigène buissonnante ou arbustive qui, par un couvert dense et une hauteur au moins égale à la taille des renouées en plein développement, contraint le développement de l'espèce invasive et favorise son contrôle. Après cinq années du programme de lutte, des résultats probants se manifestent sur le terrain. La végétation autochtone occupe maintenant majoritairement les espaces travaillés. Les tiges de renouée, qui restent présentes à une densité moyenne de 4 à 5 tiges au m²

sur les espaces en phase finale de restauration, sont largement minoritaires dans la masse de végétation et ne semble plus en mesure de concurrence efficacement les plantes locales en place. Dans la durée, la gestion de ces sites est désormais orientée vers des techniques qui permettent de ne pas traumatiser le milieu et de ne surtout pas défavoriser les espèces indigènes au profit de la renouée. L'efficacité globale de cette opération est liée au suivi étroit de chacune des stations et à l'inscription dans la durée des actions engagées.



Figure n° 74 : exemple d'un site colonisé par la renouée du Japon et restauré par la direction des espaces verts de la Ville de Besançon ; suite à des travaux de fauchage de la renouée au bord d'un ruisseau, le grand pêtasite (*Petasites hybridus*), commun en Franche-Comté au bord des rivières de montagne, a été introduit ici pour la concurrencer (M. Vuillemenot).

Dans le Pays de Montbéliard, plusieurs études sur les renouées ont été menées par la Société d'histoire naturelle du Pays de Montbéliard pour alerter les communes concernées sur cette problématique et ont formulé diverses propositions pour limiter leur développement (notamment : Bulté, 2012 ; Leroux & Vadam, 2011 ; Martel, 2013).

En moyenne vallée du Doubs, l'Office national des forêts a mis en œuvre en 2017 du paillage par toile de jute sur les massifs de renouées asiatiques dans la Réserve biologique dirigée de Laissey (25) (Bénard, 2016).

À Dole (39), dans le cadre de l'aménagement d'un quai sur une berge colonisée par de la renouée du Japon, Voies navigables de France a expérimenté en 2017 le stockage des terres infestées et leur concassage, dans la perspective de pouvoir réutiliser ces terres plus tard

sans risquer de propager la plante. Le suivi de cette expérience est en cours.

Recommandations : les innombrables travaux de recherche et expérimentations de gestion concernant ces plantes convergent sur l'extrême difficulté d'obtenir des résultats probants, sur l'intensité des efforts à consentir, et pire, sur la possibilité de les favoriser et de les disséminer davantage involontairement. En effet, une gestion inadaptée ou trop courte dans la durée peut être contreproductive. Ainsi, les lieux d'intervention doivent être soigneusement sélectionnés pour accroître les chances de succès et pour limiter le coût de l'opération. Les critères peuvent porter sur la faiblesse de la surface des massifs, sur la vulnérabilité de la localisation des foyers vis-à-vis du risque de dissémination ou encore sur les enjeux écologiques ou humains concernés.

Différentes méthodes d'intervention peuvent être envisagées pour contrôler le développement des renouées, toujours en privilégiant les techniques non polluantes ou traumatisantes pour les milieux. En Franche-Comté, les techniques les plus éprouvées consistent :

- à perturber la constitution des réserves nutritives des renouées, en les fauchant ou en les arrachant régulièrement, voire en posant une barrière physique pérenne (paillage) ;
- à réduire la disponibilité d'accueil des milieux pour les renouées, en reconstituant par exemple une ripisylve de manière à générer un ombrage ou en favorisant des plantes autochtones compétitives (bourdaine, noisetier, sureau-yèble, saules, etc.).

Lors de la gestion, l'une des difficultés récurrentes demeure la destination des résidus coupés ou arrachés, le brûlage des végétaux étant réglementairement interdit et le compostage pouvant présenter des risques de dissémination.

Enfin, dans tous les autres cas, la préoccupation doit être le confinement des foyers. Des mesures doivent être prises pour éviter leur expansion et leur dissémination d'un site à un autre.

A l'échelle du territoire de Contrat de rivière, la mesure prioritaire doit être de restaurer des ripisylves fonctionnelles et, en cas de travaux visant l'aménagement de berges ou d'ouvrages d'art, d'accompagner la végétalisation du site avant que la renouée n'investisse les lieux.

Concernant les massifs existants, une cartographie du niveau de recensement actuel des renouées asiatiques pour l'ensemble du réseau hydrographique du Contrat de rivière est fournie en annexe 5. Très globalement, sur le cours du Doubs de Pont-de-Roide (25) à Dole (39), le niveau d'envahissement est assez important ; dans ce contexte il s'agirait surtout d'identifier les berges colonisées mais peu anthropisées, où

des actions de gestion permettraient de restaurer des ripisylves⁵⁶.

Ailleurs, à l'amont de Pont-de-Roide (25) et à l'aval de Dole (39), de même que sur la plupart des affluents, il serait nécessaire de cartographier précisément les massifs de renouées asiatiques afin d'identifier les secteurs méritant une attention encore plus forte, parce qu'il serait possible de réguler significativement un faible niveau de présence des renouées (voire de contribuer à la poursuite de l'absence totale des renouées sur ces secteurs indemnes), ou parce qu'il serait nécessaire de purger des massifs considérés comme d'importants vecteurs de dissémination pour les environs.

2/ *Reynoutria sachalinensis* (F.Schmidt) Nakai / Renouée de Sakhaline

Origine : Est de l'Asie

Type biologique : géophyte à rhizome

Description globale : se distingue nettement de la renouée du Japon par sa taille beaucoup plus importante ; elle peut dépasser les 4 m de hauteur et la longueur de ses feuilles est souvent comprise entre 25 et 40 cm. En outre, ces dernières présentent une forme plus allongée, avec une base assez nettement cordée et leur face inférieure est distinctement velue sur les nervures, avec des poils plus ou moins flexueux. Enfin, à la différence de la renouée du Japon, la renouée de Sakhaline est représentée en Europe par des individus femelles et des individus hermaphrodites, producteurs de pollen.



Figure n° 75 : feuille de renouée de Sakhaline, faces supérieure (M. Vuillemenot).



Figure n° 76 : feuille de renouée de Sakhaline, faces inférieure (M. Vuillemenot).

Écologie : identique à celles de la renouée du Japon et de la renouée de Bohême (voir monographie précédente).

Impacts : les effets sont semblables à ceux engendrés par la renouée du Japon et la renouée de Bohême, et même supérieurs concernant l'ombrage apporté au sol étant donné les dimensions encore plus importantes de la renouée de Sakhaline dans toutes ses parties. Cependant, cette renouée géante est partout considérée en Europe comme moins dynamique que la renouée du Japon, et surtout que la renouée de Bohême (Mandák *et al.*, 2004). Elle demeure donc plus rare sur le territoire et a moins tendance à former des massifs très étendus. Cela proviendrait de la plus faible capacité de régénération de ses tiges et de ses rhizomes, comparativement celle des deux autres taxons.

⁵⁶ Dans les secteurs fortement aménagés, il s'avère souvent trop compliqué de restaurer une végétation autochtone suffisamment concurrentielle (Echel, 2013).



Figure n° 77 : massif de renouée de Sakhaline dans des ourlets eutrophiles en bord de rivière (M. Vuilleminot).

Répartition en Franche-Comté : considérée comme rare, avec moins d'une quarantaine de stations. La moitié d'entre elles se situent dans le quart nord-est de la région, c'est-à-dire dans le Territoire de Belfort et à son voisinage (secteurs d'Héricourt [70] et de Montbéliard [25]). Les autres données sont dispersées dans les départements du Doubs et du Jura, jusqu'à 1000 m d'altitude. Cette rareté justifie le statut d'espèce exotique envahissante émergente en Franche-Comté pour la renouée de Sakhaline (Vuilleminot *et al.*, 2016).

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : dans le Pays de Montbéliard, deux communes concernées par le Contrat de rivière abritent de la renouée de Sakhaline (Valentigney [25] et Voujeaucourt [25]). A l'aval, elle est citée à Montferrand-le-Château (25), Dole (39) et Chaussin (39).

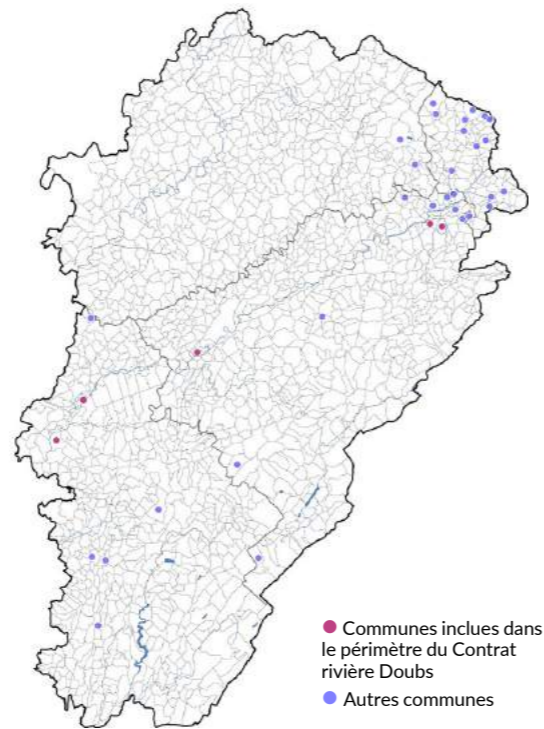


Figure n° 78 : répartition communale de la renouée de Sakhaline en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : aucune identifiée spécifiquement sur cette espèce.

Recommandations : les difficultés de gestion sont identiques à celles rencontrées pour la renouée du Japon et la renouée de Bohême. Cependant, le cas de la renouée de Sakhaline s'illustre par la faiblesse du nombre de stations, et surtout par le fait qu'il s'agit, beaucoup plus fréquemment que pour les deux autres renouées, de stations où elle a été introduite délibérément pour l'ornement. Par conséquent, il est plus facile d'identifier les propriétaires des parcelles concernées et de leur demander de veiller au contrôle de l'extension de leurs massifs. L'empêchement de la floraison par la fauche peut également être recherché, sachant que la renouée de la Sakhaline produit du pollen (lorsqu'il s'agit d'une population hermaphrodite) qui alimente les massifs de renouée du Japon et de Bohême.

4.2.1.15 *Robinia pseudoacacia* L. / Robinier faux-acacia

Origine : Amérique du nord

Type biologique : phanérophyte

Description globale : arbre pouvant atteindre 25-30 m de haut, reconnaissable à son écorce profondément crevassée, ses rameaux épineux, ses feuilles composées et imparipennées et ses grappes printanières de fleurs blanches très parfumées. Les fruits sont des gousses plates, longues de 5 à 10 cm.

Le robinier constitue l'un des plus vieux arbres introduits pour l'ornement en France (XVII^e siècle). Mais sa dissémination a surtout été favorisée par sa plantation diffuse depuis le XIX^e siècle en raison de la qualité de son bois pour fabriquer des piquets.

Ecologie : cette essence pionnière à croissance rapide affectionne particulièrement les milieux anthropiques comme les friches, les digues et les talus des voies de communication, mais également des milieux naturels comme les pelouses sèches. Cette faculté à coloniser des sols pauvres est liée à sa capacité, comme les autres fabacées, à fixer l'azote atmosphérique au niveau de ses racines et ainsi d'enrichir le sol. Le robinier prospère sur les sols secs à frais, mais jamais longuement inondés. C'est ainsi qu'en rivière, et notamment sur les bords de rivière du Contrat de rivière, il ne pénètre que dans les forêts suffisamment exhausées par rapport à la nappe phréatique, correspondant aux ripisylves à bois durs, telles que l'ormeaie-frénaie et la chênaie pédonculée à stellaire.

Impacts : la nuisance principale du robinier est sa faculté à réduire la diversité floristique des ripisylves, grâce à sa capacité de former aisément des peuplements monospécifiques, souvent assez denses. Cette espèce est également connue pour sa capacité à enrichir le sol en azote, qui tend à modifier nettement la composition de la végétation. Dans le territoire étudié, ce phénomène est cependant marginal compte tenu de la richesse trophique des sols alluviaux qui accueille déjà une végétation nitratophile. En outre, le développement en masse du robinier dans certaines ripisylves indique souvent que ces dernières ont fait l'objet de perturbations anthropiques telles que des coupes, puisque cet arbre est une essence de lumière.

Il a été montré (Fried & Branquart, 2016) aussi qu'il pouvait provoquer une acidification des horizons superficiels du sol, un assèchement des horizons superficiels du sol par utilisation excessive d'eau, et modifier les communautés d'oiseaux en faveur d'espèces plus généralistes (remplacement d'espèces spécialisées par des espèces généralistes).

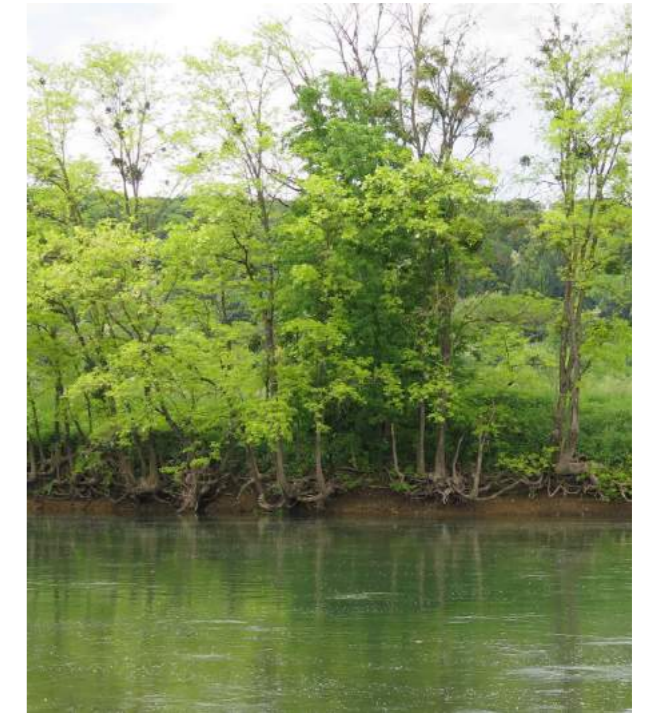


Figure n° 79 : ripisylve constituée de robinier faux-acacia sur les berges à Avanne-Aveney (25) ; l'extension de proche en proche du peuplement se fait par drageonnement ; les racines semblent peu adaptées pour fixer la berge (M. Vuilleminot, 2017).

Répartition en Franche-Comté : arbre très commun, mais qui se raréfie nettement avec l'altitude, dès le premier plateau dans le Jura.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : cité dans quasiment toutes les communes du territoire. Toutefois, l'étude ATSR de 2005/2006 avait conclu qu'il était plus abondant dans les basses vallées (Doubs, Loue, Clauge) (Vuilleminot & Hans, 2006).

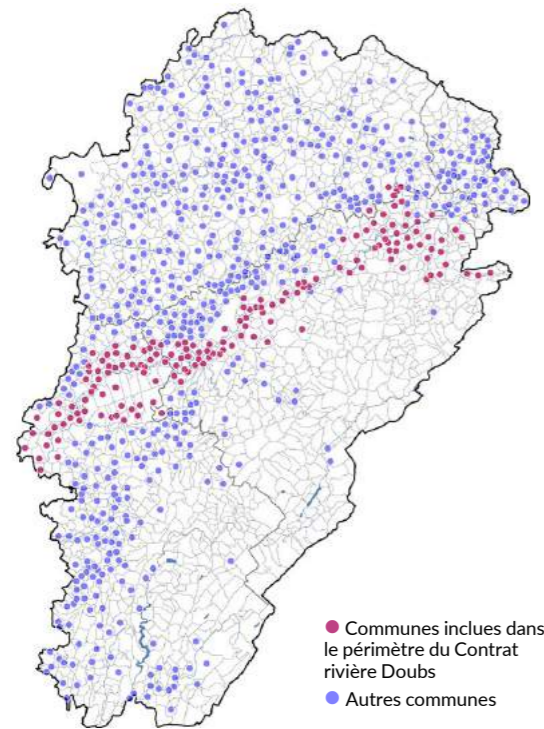


Figure n° 80 : répartition communale du robinier faux-acacia en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : aucune identifiée en contexte riverain. Sur les talus de voies ferrées, la SNCF procède généralement à des coupes et des broyages des boisements de robinier trop vigoureux et gênant pour la sécurité, puis gèrent les rejets grâce à des désherbants chimiques. Cette méthode n'est donc pas applicable en milieux riverains.

Recommandations : une cartographie du niveau de recensement actuel du robinier pour l'ensemble du réseau hydrographique du Contrat de rivière est fournie en annexe 5. S'agissant d'une espèce cultivée et assez fréquente en plaine, il est très probable que les inventaires de plantes exotiques envahissantes réalisés ne reflètent pas correctement son niveau de présence. Cependant, en l'état des connaissances, il semblerait quand même que le robinier soit très peu présent de Glère (25) à Baume-les-Dames (25), puis de Chaussin (39) à Annoire (39). De nombreux affluents s'affichent actuellement comme indemnes également.

Après avoir vérifié grâce à des inventaires de terrain la réalité du niveau de présence du robinier dans ces secteurs *a priori* préservés, il pourrait être envisagé de réduire les effectifs de cet arbre dans les ripisylves les plus intéressantes écologiquement. Il convient de viser non pas la lutte directe par tronçonnage, qui est contre-productive puisque le robinier réagit en drageonnant et en rejetant de souche excessivement et profite ensuite de la mise en lumière provoquée par cette ouverture du peuplement, mais plutôt et surtout en œuvrant à favoriser les essences d'arbres indigènes pouvant former des canopées denses, comme par

exemple les tilleuls, les érables ou les ormes (Dutartre, 2017).

4.2.1.16 *Solidago canadensis* L. / Gerbe-d'or *Solidago gigantea* Aiton / Solidage géant

Origine : Amérique du nord

Type biologique : hémicryptophyte

Description globale : les solidages sont des plantes herbacées vivaces dont la hauteur avoisine souvent 1,5 m. L'appareil racinaire est rhizomateux, c'est-à-dire qu'il émet de nombreuses tiges souterraines superficielles, servant au stockage des réserves et à l'expansion latérale de la plante. Les tiges, dressées, se développent dès le mois d'avril. Elles comportent en alternance des feuilles lancéolées à trois nervures longitudinales, terminées en pointe et généralement dentées dans leur moitié supérieure. L'observation attentive de ces parties (sur la partie médiane de la plante) permet de distinguer facilement le solidage géant du solidage du Canada : le premier dispose d'une tige pruinée et quasiment glabre, souvent teintée de rouge. La tige du second est nettement velue, demeurant le plus souvent vert-jaunâtre.

Les inflorescences se développent dès la fin du mois de juillet. Il s'agit de panicules très étalées de forme pyramidale. Les rameaux portent de nombreux capitules unilatéraux, dont l'involucre ne dépasse pas 5 mm. Les fruits, appelés akènes, mesurent environ 1 mm et présentent dans leur prolongement un faisceau de soies servant à la dispersion des graines par le vent.

A l'état végétatif, les « asters » américains (groupe de *Symphotrichum novi-belgii*) peuvent être confondus avec le solidage géant. Ils s'en distinguent par la base élargie de leurs feuilles moyennes et supérieures embrassant presque la tige.

Écologie : grâce à leur puissant système rhizomateux, les solidages sont capables de former, d'année en année, des clones sur de vastes surfaces. Ces tiges souterraines sont facilement cassantes, leur permettant, en cas de perturbation du sol, de donner naissance à de nouveaux individus.

De manière complémentaire, les solidages se dispersent de manière très efficace grâce à leurs fruits emportés par le vent, produits en quantité considérable (jusqu'à 20 000 par plante). Bien que germant aisément, les graines ont un pouvoir de germination de faible durée (deux à trois ans).

En ce qui concerne les habitats, les solidages trouvent leur optimum dans les milieux ensoleillés plus ou moins riches en éléments nutritifs. Ils peuvent être très humides à légèrement secs, comme les cariçaies et les prairies humides des sols paratourbeux, les phragmi-

taies issues de l'atterrissement de plans d'eau ou de marais, les végétations à hautes herbes des bords de rivière, les lisières et coupes forestières, les prairies et les friches des bords de voies de communication et de rivières. Les solidages tolèrent cependant un certain ombrage et peuvent pénétrer dans des habitats plus fermés en contact avec les précédents, comme des forêts et des fourrés des bords de rivière ou des dépressions marécageuses. Les observations régionales confirment que le solidage du Canada parvient à coloniser des milieux plus secs que le solidage géant (friches, pelouses préforestières, ourlets et bois de robinier faux-acacia des talus secs).

Impacts : l'important pouvoir de colonisation de ces espèces vivaces donne souvent lieu à des situations de « monopolisation » de l'espace, liées notamment à la production de substances allélopathiques qui modifient les conditions chimiques du sol et perturbent ainsi les espèces en présence. En formant des peuplements denses, elles appauvrissent significativement la richesse et la diversité floristique de certains biotopes. L'évolution spontanée vers des formations boisées peut également être retardée.

Enfin, la persistance des peuplements de solidage peut constituer parfois une réelle difficulté dans des espaces agricoles en déprise pour lesquels il existe une volonté de restauration de leur usage.



Figure n° 81 : population de solidage géant sur les rives du Doubs à Montferrand-le-Château (25) (M. Mottet).

Répartition en Franche-Comté : observés dès les années 1850 en Franche-Comté, les solidages américains sont actuellement disséminés sur l'ensemble du territoire régional. Il existe néanmoins des secteurs de plus grande fréquence de ces espèces : nord-est de la Franche-Comté (Lure – Belfort – Montbéliard), Vallée

du Doubs, Second plateau, Petite Montagne et Jura plissé des Grands Vaux.

Le solidage géant est significativement plus présent que le solidage du Canada. Du point de vue du nombre de communes concernées, le solidage géant est considéré comme commun, tandis que le solidage du Canada est assez commun. En nombre de données, ce dernier est moitié moins recensé que le premier.

Répartition dans le territoire du Contrat de rivière : les solidages sont mentionnés dans quasiment toutes les communes concernées par le Contrat. Toutefois, les données disponibles indiquent leur absence à l'amont de Dampjoux (25) dans le Doubs médian. Dans la moyenne vallée du Doubs, des effectifs plus importants ont été recensés autour de l'Isle-sur-le-Doubs (25), ainsi qu'à l'amont et à l'aval de Besançon (25), jusqu'à Dole (39). Plus en aval et jusqu'à la limite avec la Saône-et-Loire, l'étude ATSR de 2005/2006 avait permis d'observer que les stations de solidages étaient un peu plus rares, mais surtout de moindre ampleur (Vuilleminot & Hans, 2006). Cette différence peut éventuellement s'expliquer par la présence de nombreux jardins ou d'anciennes terres de maraîchage en bordure du Doubs entre Besançon et Dole localement et qu'il est probable qu'ils aient été une des sources d'apparition de ces espèces.

Lors de ses prospections de sites entre Saint-Maurice-Colombier (25) et Annoire (39), Mottet (2015) conclut que les solidages sont assez communs dans l'aire étudiée, mais communs en moyenne vallée et assez rares en basse vallée. Parmi les cinq plantes exotiques envahissantes étudiées, il s'agit des quatrièmes espèces les plus fréquentes à l'échelle de la vallée du Doubs (présence dans 22 % des sites échantillonnés), à l'échelle de la moyenne vallée (28 % des sites) et à l'échelle de la basse vallée (11 %).

Du point de vue du dynamisme, les solidages ont été beaucoup plus recensés en 2015 qu'en 2005 (Mottet, 2015). Dans le détail, les sites abritant déjà des solidages en 2005 sont, à parts quasi égales, soit toujours autant colonisés en 2015, soit davantage colonisés. Le nombre de nouveaux sites colonisés aurait plus que doublé. Par conséquent, en dépit des incertitudes liées aux différences de précision cartographique entre 2005 et 2015, ces résultats confirment, *a minima*, que les solidages sont installés durablement dans les sites colonisés et qu'ils semblent bien poursuivre assez activement leur colonisation ailleurs.

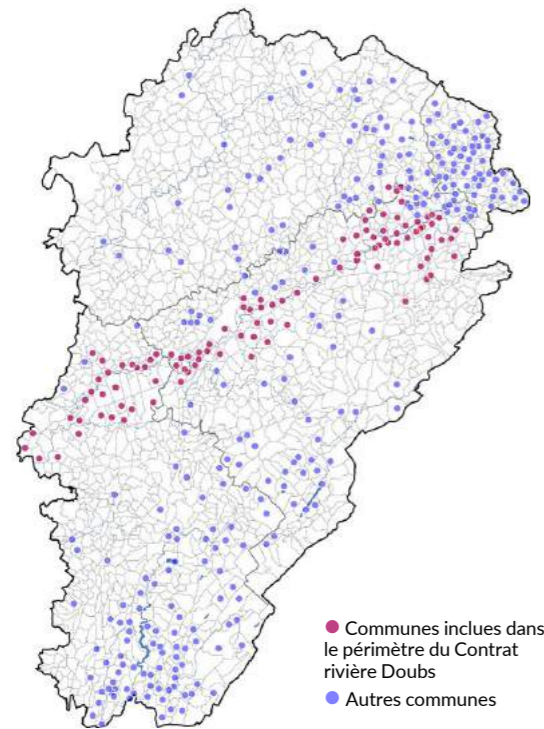


Figure n° 82 : répartition communale des solidages américains en Franche-Comté.

Prise en compte connue dans la vallée du Doubs : des actions de fauche ou d'arrachage ont récemment été initiées dans la Réserve naturelle nationale de l'Île du Girard (39). À Avanne-Aveney (25), le Conseil départemental du Doubs est confronté à des difficultés de restauration d'anciens terrains de maraîchage dans l'Espace naturel sensible de la boucle. À Osselle (25), la Ligue pour la protection des oiseaux de Franche-Comté émet des préconisations pour la restauration écologique d'anciennes sablières. Le solidage géant est très abondant dans les ceintures des plans d'eau. Dans le marais de Saône, le Syndicat mixte gestionnaire de cette vaste zone humide a recouru à de la fauche répétée pendant deux ans pour éliminer un petit massif de solidage géant.

Recommandations : la présence ancienne et dispersée des solidages dans la vallée du Doubs ne permet pas d'envisager de mesures de lutte d'ampleur à leur rencontre. Dans ce contexte, les principaux leviers d'actions pour éviter la colonisation de nouveaux habitats naturels ou semi-naturels sont les suivants :

- éviter les changements environnementaux brutaux (drainage de zones humides, coupes à blanc, retournement de prairies puis mise en jachère sans entretien) ;
- arrêter de planter ces espèces végétales et éviter les dépôts sauvages de déchets végétaux ;
- maîtriser le développement de la végétation lors des dépôts de terre végétale amenés à être repris plus tard pour un nouvel emploi.

En cas de présence de l'espèce, une lutte concrète peut se justifier dans certaines situations (massifs de faible surface, sites d'intérêt écologique majeur, lieux de stockage de terre en attente de réemploi, espaces agricoles en reconquête). Les techniques varient selon l'ampleur des surfaces concernées, des conditions écologiques des lieux et des objectifs à atteindre (suppression des solidages, réduction de leur niveau de présence, diversification de la végétation, simple empêchement de la dispersion des graines, etc.). La fauche demeure la méthode la plus utilisée (fin mai et début août), mais l'arrachage des rhizomes, le travail du sol ou encore le semis peuvent donner des résultats positifs. Dans tous les cas, comme pour la plupart des espèces exotiques envahissantes, il est essentiel d'inscrire l'action dans la durée, afin de ne pas perdre le bénéfice des opérations menées, voire d'aggraver la situation.

Une cartographie du niveau de recensement actuel des solidages américains pour l'ensemble du réseau hydrographique du Contrat de rivière est fournie en annexe 5. Globalement, le Doubs en amont de Pont-de Roide (25) et à l'aval de Dole (39) et la plupart des affluents paraissent peu concernés par la présence des solidages. Après avoir vérifié grâce à des inventaires de terrain la réalité du niveau de présence des solidages dans ces secteurs *a priori* préservés, il pourrait être envisagé de réguler ces espèces prioritairement, comme le prévoit l'Agence de l'eau, dans les zones humides annexes aux cours d'eau. Localement, s'il s'avère que des sites de faible intérêt écologique constituent des foyers notoires de dissémination pour les solidages, il convient de programmer *a minima* une fauche régulière pour empêcher la fructification de ces espèces.

4.2.1.17 *Vitis cf. riparia* / Vignes américaines et hybrides

Origine : Est de l'Amérique du nord

Type biologique : phanérophylite lianescent

Commentaire : suite à la grave crise du vignoble européen de la fin du XIX^e siècle au début du XX^e siècle en raison des attaques cryptogamiques et du phylloxera, diverses espèces américaines ont été introduites, directement ou par croisement (parfois avec de la vigne européenne *Vitis vinifera*), pour constituer des porte-greffes résistants et/ou comme producteurs directs de raisins. Par ailleurs, quelques espèces américaines ont également été introduites pour former des treilles ornementales. Actuellement, dans la nature, il est possible d'observer de nombreux taxons différents dont la détermination s'avère très complexe, en raison notamment d'un foisonnement d'hybridations, réalisées volontairement par le passé par la viticulture, mais aussi spontanées, du fait de la proximité sur le terrain et de l'interfertilité de tous les taxons.

Parmi toutes ces stations de vignes se maintenant à l'état sauvage, certaines semblent se développer au-delà de leur lieu de culture initial, voire se disséminer dans des milieux naturels, et principalement dans des forêts alluviales. Elles présentent une très forte résistance aux maladies, contrairement à *Vitis vinifera* qui présente fréquemment des symptômes d'attaques (midiou, oïdium, etc.). Parmi ces espèces, les études en cours au niveau national et régional indiquent que ces lianes seraient souvent en partie issues de la vigne des rivages (*Vitis riparia*), une vigne sauvage nord-américaine très vigoureuse. Celle-ci présente notamment les caractères suivants : des grandes feuilles (pouvant dépasser 20 cm de long), divisées en trois lobes se terminant aux extrémités par des dents triangulaires très effilées et présentant des poils dressés sur la face inférieure au niveau des nervures et aux intersections des nervures principales, donnant l'impression de faisceaux de poils blancs ; des bourgeons fermés orientent aussi vers ce porte-greffe américain, alors que les bourgeons sont typiquement ouverts aplatis chez *Vitis vinifera*. Néanmoins, l'identification formelle des espèces de vignes sauvages est encore très complexe, en raison de la variabilité morphologique des taxons observés et du manque de clés d'identification recouvrant toutes ces situations.



Figure n° 83 : vigne des rivages (*Vitis riparia*) cultivar Gloire de Montpellier sur un versant de la haute vallée de la Loue (C. Duflot).

Dans la moitié sud de la France, des vignes hybrides issues d'espèces nord-américaines (dont *V. riparia*) sont considérées comme en expansion dans les ripisylves (Tison et de Foucault, 2014). Elles forment des draperies dans les sous-bois. Elles sont soupçonnées de réduire la diversité floristique et de gêner la régénération des essences indigènes. Elles seraient aussi en mesure de s'hybrider avec la vigne sauvage (*Vitis*

vinifera subsp. *sylvestris*), liane protégée en France, et qui pourrait être polluée génétiquement par le pollen de ces espèces exotiques (Fried, 2012).

Les vignes américaines n'ont pas pu être évaluées lors de la révision de la liste des espèces exotiques envahissantes de Franche-Comté, par manque de données et d'informations dans la base Taxa (Vuilleminot *et al.*, 2016). En Franche-Comté, un travail est en cours sur l'identification et la caractérisation du comportement des vignes spontanées (lambrusques), exotiques et indigènes (André & André, 2016). En l'état des connaissances, du strict point de vue de la concurrence ou de l'hybridation supposée avec la vigne sauvage (*V. vinifera* subsp. *sylvestris*), les risques paraissent très faibles en Franche-Comté (M. André, comm. pers.), notamment pour deux raisons : parce qu'il existe des écarts phénologiques marqués dans la floraison des vignes « riparioïdes »⁵⁷ et de la vigne sauvage, et parce que si les vignes « riparioïdes » peuvent être rencontrées dans les forêts alluviales, ce n'est pas le cas de la vigne sauvage, cantonnée quasi exclusivement aux éboulis.

Par conséquent, s'il est utile de poursuivre l'inventaire des vignes dans les milieux riverains du Contrat de rivière en particulier et d'étudier le dynamisme et l'impact de ces vignes dans ces habitats, il semble prématuré d'entreprendre des actions de lutte à l'encontre de vignes supposées comme américaines.

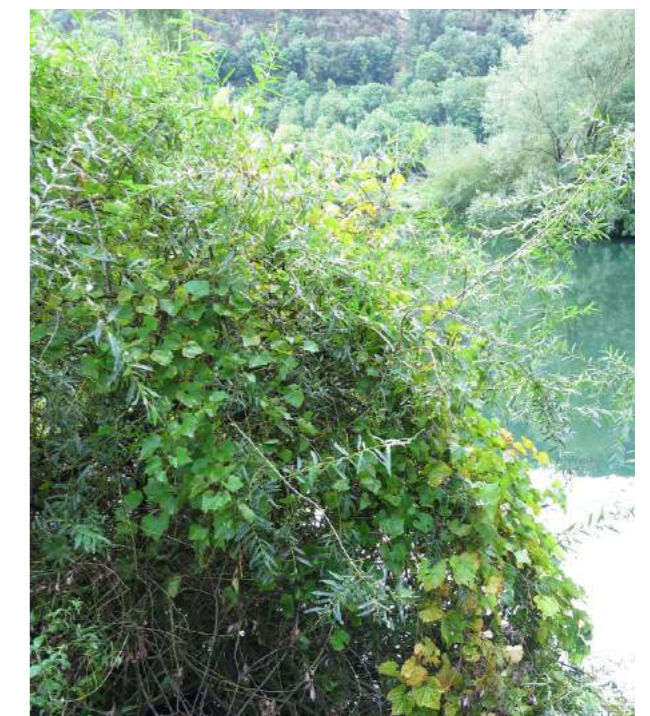


Figure n° 84 : vigne hybride se développant spontanément dans une saulaie arbustive au bord du Doubs à Besançon (25), ayant vraisemblablement pour parents deux espèces américaines : *Vitis riparia* et *V. labrusca* (M. Vuilleminot).

⁵⁷ *V. riparia sensu stricto* et hybrides formés avec d'autres vignes américaines utilisées initialement comme porte-greffes ou producteurs directs comme *Vitis berlandieri* ou *Vitis labrusca*, et hybrides formés avec *Vitis vinifera* subsp. *vinifera*.

4.2.2 Les espèces considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté, mais absentes des listes de référence de l'Agence de l'eau

4.2.2.1 *Acorus calamus* L. / Acore

Origine : sud-est asiatique devenu subcosmopolite

Type biologique : géophyte à bulbe

Commentaire : introduit dès le XVI^e siècle en France pour l'ornement des pièces d'eau, l'acore s'est naturalisé depuis dans l'Est de la France. Il demeure assez rare en Franche-Comté. Il s'est répandu au bord de quelques étangs et cours d'eau dans le bassin du Dugeon, dans le Territoire de Belfort, dans la vallée de la Saône, mais surtout le long de la vallée du Doubs ; aux environs de Morteau, ponctuellement dans le Doubs médian, puis plus régulièrement dans les moyennes et basses vallées du Doubs.

Ressemblant au rubanier dressé (*Sparganium erectum*), il forme des roselières quasi-monospécifiques, ayant donné lieu en phytosociologie à l'identification d'un groupement végétal spécifique (*Acoretum calami* Knapp et Stoff. 1962). Cette communauté occupe parfois plusieurs dizaines de mètres carrés, sur les berges très légèrement vaseuses du Doubs et du canal.



Figure n° 85 : roselière à acore calame se développant dans un bras mort du Doubs (M. Vuilleminot, Étrepigny [39]).

Lors de la dernière révision de la liste des plantes exotiques envahissantes de Franche-Comté (Vuilleminot et al., 2016), l'acore a été considéré comme une espèce

exotique proliférante dans les milieux anthropiques. En effet, les berges occupées par cette espèce ont été considérées comme souvent fortement influencées par les activités humaines ; elles se situent globalement dans les sections navigables du cours d'eau. Par conséquent, l'impact de cette espèce est jugé comme faible dans ces situations. Néanmoins, il convient surtout de surveiller le développement de cette espèce dans des milieux plus naturels, comme les anses calmes et les bras morts. En cas de menace sur des végétations indigènes patrimoniales, un contrôle de l'acore peut être envisagé.

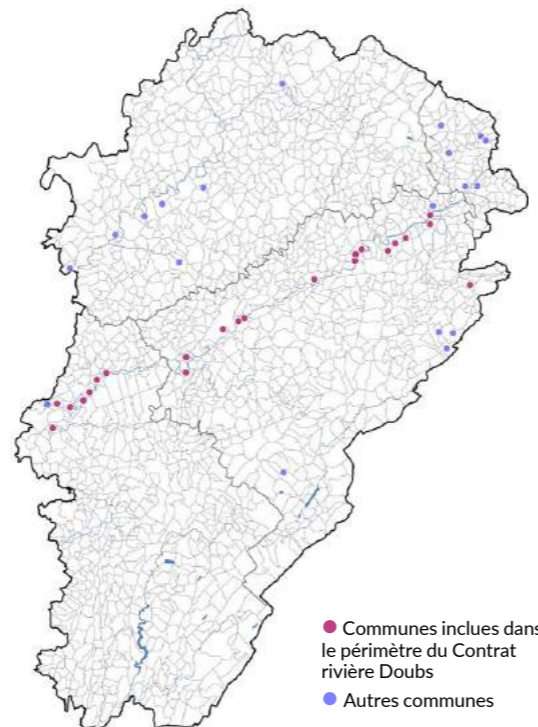


Figure n° 86 : répartition communale de l'acore en Franche-Comté.

4.2.2.2 *Ambrosia artemisiifolia* L. / Ambrosie annuelle

Origine : Amérique du nord

Type biologique : thérophyte

Commentaire : occasionnelle et fugace dans le département du Jura jusque dans les années 1990, l'ambrosie annuelle (ou ambrosie à feuilles d'armoise) s'est naturalisée et largement répandue depuis en Franche-Comté. Elle est désormais bien connue des pouvoirs publics et du grand public pour son pollen très allergisant, qui a conduit pour des raisons sanitaires à la prise d'un arrêté préfectoral rendant sa destruction obligatoire dans le département du Jura dès 2007, puis depuis 2014 dans les trois autres départements franc-comtois. Un plan de lutte spécifique est mené à son encontre, conforté par des objectifs en ce sens dans le plan régional santé environnement 2011-2015.

Le déclenchement de toutes ces démarches provient de la découverte en 2005 par le CBNFC-ORI de la présence d'effectifs importants d'ambrosie annuelle sur certaines gravières de la basse vallée du Doubs, essentiellement entre la confluence du Doubs et de la Loue et Annoire (39). A l'amont, elle n'a été observée dans le lit mineur qu'à Rochefort-sur-Nenon (39), mais elle gagne du terrain le long des routes et dans les cultures principalement, jusqu'à dans le Pays de Montbéliard (25).

Depuis 2010, l'État assure l'organisation de campagnes d'éradication de l'ambrosie annuelle dans le domaine public fluvial de la basse vallée du Doubs jurassienne (depuis 2014 dans la basse vallée du Doubs saône-et-loirienne). L'élimination de cette plante avant sa fructification doit être poursuivie et appliquée systématiquement en cas de nouvelle découverte, afin d'éviter la constitution de stock de graines. Toutefois, ces opérations doivent toujours être organisées en prenant en compte les enjeux patrimoniaux de ces espaces. En effet, les gravières des cours d'eau abritent une flore et une avifaune singulières. Enfin, l'efficacité de ces actions sont évidemment liées à l'implication de tous les acteurs intervenant dans les milieux riverains du Doubs (parcelles agricoles, routes, sablières, etc.).

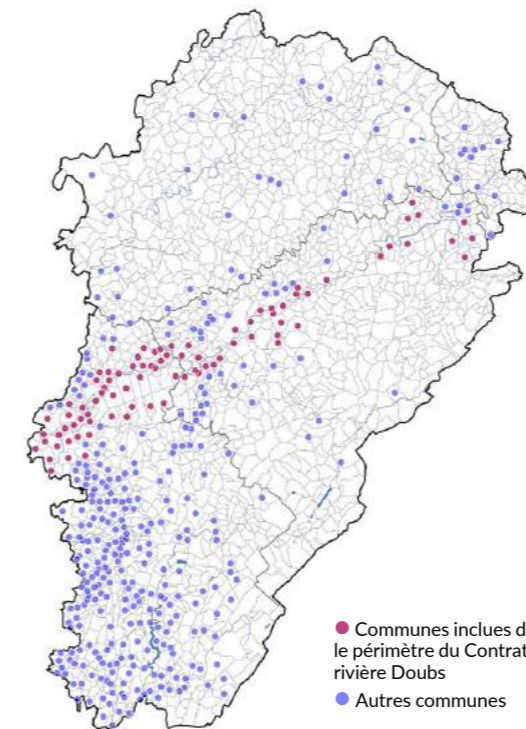


Figure n° 87 : répartition communale de l'ambrosie annuelle en Franche-Comté.



Figure n° 88 : ambrosie annuelle (ou ambrosie à feuilles d'armoise) sur une gravière de la basse vallée du Doubs (M. Vuilleminot).

4.2.2.3 *Artemisia verlotiorum* Lamotte / Armoise des frères Verlot

Origine : asiatique, naturalisée en Europe méridionale et sud-occidentale

Type biologique : hémicryptophyte (ou géophyte à stolon)

Commentaire : plante proche de l'armoise commune (*Artemisia vulgaris*), mais formant des colonies grâce à sa couche traçante, considérée comme naturalisée et en expansion en France (Tison et de Foucault, 2014). Elle reste rare en Franche-Comté où elle est cantonnée aux abords des villes et se rencontre surtout dans les friches anthropiques de plantes vivaces et sur les talus routiers. Néanmoins, elle s'observe dans la vallée du Doubs dans plusieurs localités dans des milieux riverains du Doubs, notamment autour de Besançon (25) et plus particulièrement dans la boucle d'Avanne-Aveney (25). En tant qu'espèce exotique surtout proliférante dans les milieux anthropiques, l'armoise des frères Verlot doit être surveillée lorsqu'elle se développe au voisinage de communautés végétales naturelles ou semi-naturelles. En cas de menace sur des végétations indigènes patrimoniales, un contrôle de cette espèce asiatique peut être envisagé.

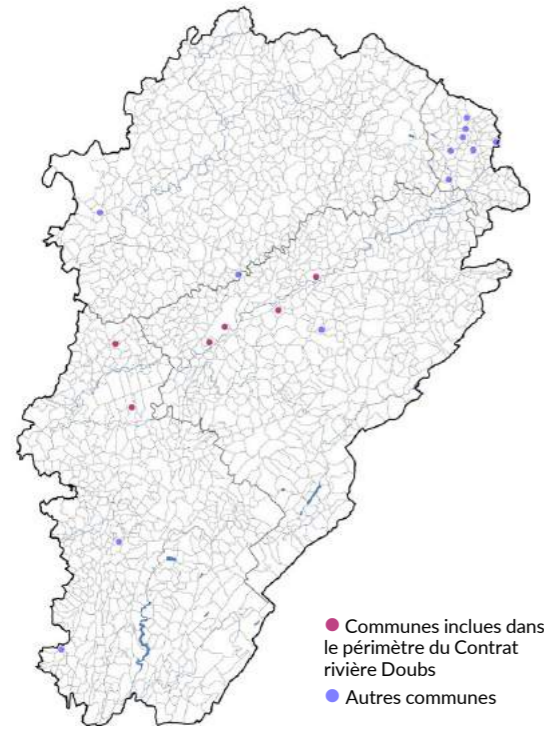


Figure n° 89 : répartition communale de l'armoise des frères Verlot en Franche-Comté.



Figure n° 90 : peuplement d'Armoise des frères Verlot en bord de rivière (M. Vuilleminot, Montbrun [48], 2017).

4.2.2.4 *Asclepias syriaca* L. / Herbe à la ouate

Origine : Amérique du nord

Type biologique : nanophanérophYTE

Commentaire : cultivée pour l'ornement, l'herbe à la ouate (ou herbe aux perruches) s'échappe parfois de ces lieux en formant grâce à sa souche rhizomateuse des colonies plus ou moins importantes de tiges. Ce développement s'observe en France surtout dans la vallée du Rhône, dans des friches sablonneuses, des gravières, des bords de champs, des peupleraies, des ripisylves sèches (Fried, 2012). En Franche-Comté, et plus particulièrement dans la vallée du Doubs, cette plante exotique se développe dans des prairies riveraines de la boucle d'Avanne-Aveney (25). Le développement de cette espèce peut encore être contenu facilement.

Asclepias syriaca n'a pas été retenue initialement par l'Agence de l'eau RMC ; il conviendrait de déterminer plus précisément son impact dans les habitats alluviaux afin d'envisager la pertinence de son intégration dans les listes de référence lors de la révision de ces listes. Cela étant, dans le cas de la vallée du Doubs, bien que présente et localement envahissante, cette espèce n'affecte pas la qualité des habitats ou des espèces aquatiques ou strictement rivulaires.

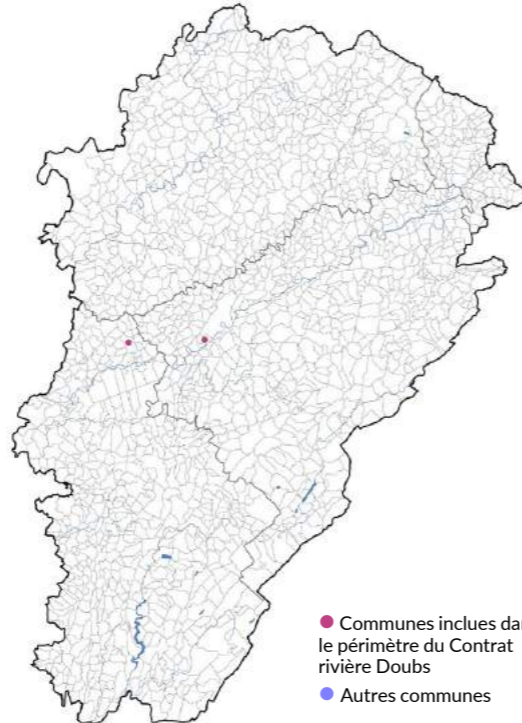


Figure n° 91 : répartition communale de l'herbe à la ouate en Franche-Comté.



Figure n° 92 : colonie d'herbe à la ouate dans une prairie en déprise dans la boucle d'Avanne-Aveney (25) (M. Vuilleminot).

4.2.2.5 *Bidens frondosa* L. / Bident à fruits noirs

Origine : Amérique du nord

Type biologique : thérophytes

Commentaire : espèce pionnière colonisant préférentiellement les substrats exondés des berges vaso-sableuses riches en azote du lit mineur des cours d'eau et de leurs annexes hydrauliques. Elle se retrouve aussi sur les plages de sables déposées dans les saulaies blanches et sur toutes les embâcles accumulés sur les marges des cours d'eau.

De par son caractère très compétitif et la formation de peuplements monospécifiques, il est avancé dans certaines régions françaises que cette espèce tend à supplanter d'autres espèces de *Bidens* indigènes, occupant la même niche écologique (Fried, 2012).

En Franche-Comté, le bident à fruits noirs demeure localisé essentiellement dans les grandes vallées de la Saône et du Doubs et dans les régions d'étang que sont la Bresse et le Sundgau. Il peut y être très abondant, ce qui, lors de la dernière révision de la liste des plantes exotiques envahissantes de Franche-Comté (Vuilleminot et al., 2016), a justifié son statut d'espèce exotique envahissante majeure.

Dans le territoire du Contrat de rivière, il est intéressant de noter qu'il n'est pas observé en amont d'Allenjoie (25). Par conséquent, il s'avère pertinent de le rechercher jusqu'aux portes des gorges du Doubs. La découverte de populations isolées peut donner lieu à

des mesures de gestion encore efficaces dans ce sous-bassin. Selon les effectifs de ces populations, l'arrachage ou la fauche de l'espèce doit permettre d'éviter la production en masse de graines et leur dispersion par le cours d'eau.

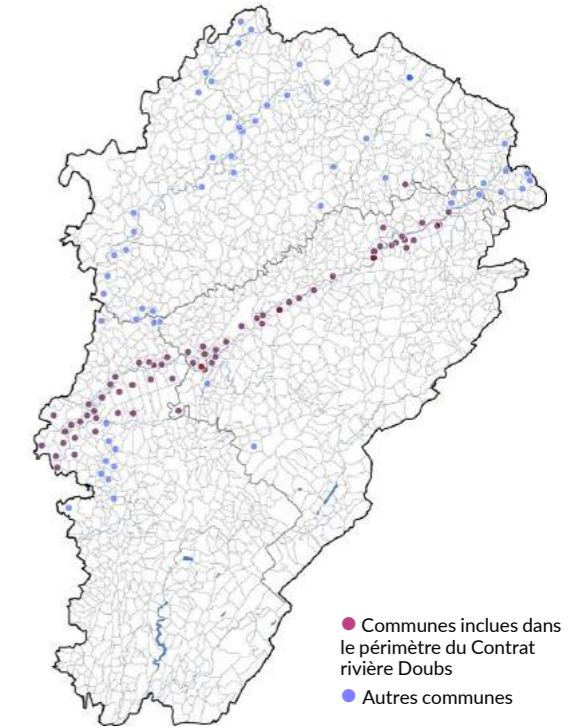


Figure n° 93 : répartition communale du bident à fruits noirs en Franche-Comté.



Figure n° 94 : bident à fruits noirs (et topinambour) sur des embâcles du Doubs (M. Vuilleminot).

4.2.2.6 *Elodea canadensis* Michx. / Elodée du Canada

Origine : Amérique du nord

Type biologique : hydrophyte hémicryptophyte

Commentaire : les remarques sont les mêmes que celles exposées pour l'élodée de Nuttall. En effet, en Franche-Comté et plus particulièrement dans les vallées du Doubs et de la Loue, bien que généralement moins compétitive en présence d'*E. nuttallii*, *E. canadensis* forme malgré tout des peuplements mono-spécifiques analogues.

Étant donné qu'elle a pendant longtemps été confondue avec l'élodée de Nuttall, il s'avère compliqué de distinguer la répartition actuelle de l'élodée du Canada. Lors de l'étude ATSR de 2005/2006 (Vuilleminot & Hans, 2006) qui concernait le cours du Doubs à partir de Saint-Maurice-Colombier (25), elle a toutefois été considérée comme rare dans la vallée du Doubs. Elle a été contactée à Appenans (25), Baume-les-Dames (25), Ougney-Douvot (25), Falletans (39) et dans plusieurs stations entre Longwy (39) et Neublans-Abergement (39). Ailleurs, elle tapisse parfois en masse le fond de petits affluents sur de longues distances, comme dans le Gour à Bouclans (25).



Figure n° 95 : herbier d'élodée du Canada concurrent un herbier à callitriche à fruits plats dans le fossé d'une pâture riveraine du Doubs (M. Vuilleminot, Appenans [25]).

Les recommandations à l'égard de cette espèce sont les mêmes également que celles formulées pour l'élodée de Nuttall. D'après les expériences de gestion relatives aux plantes aquatiques, l'arrachage manuel des herbiers constitue la méthode la plus précise, la plus sélective et la moins traumatisante pour le milieu. Cette mesure est envisageable seulement dans des

pièces d'eau de qualité, voire dans de petits affluents du Doubs, lorsqu'il s'agirait de stopper une implantation naissante de l'espèce. Cependant, comme pour la plupart des hydrophytes, la manipulation manuelle (et davantage encore mécanique) des herbiers présente toujours un risque élevé de fragmentation et de bouturage, conduisant à multiplier la plante dans la pièce d'eau visée, mais également à favoriser sa dissémination au-delà. La pose de filtres et la récupération au filet de tous ces fragments est indispensable.

4.2.2.7 *Galega officinalis* L. / Galéga

Origine : européen tempéré

Type biologique : hémicryptophyte

Commentaire : considéré comme rare au XIX^e siècle en Franche-Comté, le galéga s'échappait déjà parfois des jardins. Mais cette espèce s'est propagée de manière rapide au cours de la seconde moitié du XX^e siècle le long des routes et des décombres grâce aux grands travaux (Prost, 2000). Depuis ces talus, le galéga, qui apprécie les lisières au sol frais, s'est répandu dans les fossés, les bords de ruisseaux et dans les prairies, sous forme de nappes souvent assez denses. Si l'impact de son développement sur la biodiversité nécessite d'être mieux étudié, il s'avère que cette plante est très toxique en période de floraison pour certains bétails.

Dans la région, le galéga est dispersé, essentiellement à l'étage collinéen. Ses principaux foyers se situent dans le Pays d'Amance en Haute-Saône, en Bresse et dans la Bordure jurassienne vers Lons-le-Saunier (39), dans la zone urbaine de Belfort et dans le Sundgau pour le Territoire de Belfort, et dans les parties ouest et sud de l'agglomération de Besançon pour le Doubs. Dans la vallée du Doubs, les communes concernées par sa présence sont encore très peu nombreuses et les stations de la plante ne concernent pas encore des milieux riverains. Néanmoins, compte tenu de son pouvoir colonisateur, cette plante doit être surveillée dans ce territoire et des actions de lutte doivent être entreprises de manière précoce si elle s'installe aux abords de prairies alluviales.

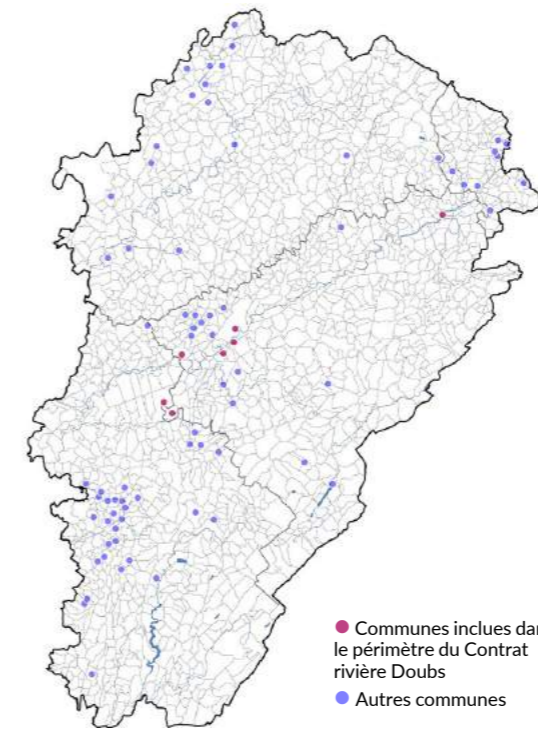


Figure n° 96 : répartition communale du galéga en Franche-Comté.



Figure n° 97 : population envahissante de galéga dans une friche riveraine d'un cours d'eau (M. Vuilleminot).

4.2.2.8 *Glyceria striata* (Lam.) Hitchc. / Glycérie droite

Origine : Amérique du nord

Type biologique : (hydrophyte) hémicryptophyte

Commentaire : cette graminée, bien que probablement présente en Franche-Comté au moins à partir de 1993 (Y. Ferrez, comm. pers.) et dans d'autres régions du Nord de la France, n'avait pas été recensée à cette époque, sûrement en raison de sa présence discrète mais peut-être aussi du fait de confusion avec des espèces de pâturin (Vernier, 2015). Toutefois, depuis le début des années 2000, les observations de cette espèce forestière se multiplient, des hêtraies-sapinières d'altitude dans le massif jurassien jusqu'aux chênaies de la plaine de Gray (70), au point que cette plante soit devenue assez commune en une dizaine d'années. Ce développement fulgurant semble avoir été déclenché par la tempête de décembre 1999, qui a créé les conditions écologiques favorables à la germination des semences dormantes dans les sols (Vernier, 2015), puis les années suivantes tous les travaux forestiers ont contribué à la propager, directement par transport des graines ou indirectement en créant des couloirs de débardage propices à son expression. A cela s'ajoute certainement le transport involontaire par les randonneurs, mais surtout par les animaux sauvages comme les sangliers.

Ainsi, cette plante forme des linéaires ou des nappes continues le long des chemins forestiers récemment bouleversés par des engins, ainsi que dans les coupes forestières. Ces habitats ont contribué à considérer cette graminée exotique comme une plante proliférant dans les milieux anthropiques lors de la dernière révision de la liste des plantes exotiques envahissantes de Franche-Comté (Vuilleminot *et al.*, 2016). Cependant, depuis ces espaces, elle semble progressivement gagner des milieux naturels et semi-naturels plus intéressants écologiquement, comme des ourlets hygrophiles et des bords de ruisseaux, qui abritent des communautés végétales riches et diversifiées, ainsi que des amphibiens comme le sonneur à ventre jaune. Aussi, elle semble progresser dans les sous-bois des forêts fraîches à humides, comme des aulnaies-frênaies rivulaires et des aulnaies marécageuses. Ce comportement est à suivre au cours des prochaines années, même si les moyens d'actions demeurent très restreints pour cette graminée productrice de grandes quantités de petites graines.

Dans le territoire du Contrat de rivière, la glycérie droite demeure encore très rare, avec une dizaine de communes concernées seulement. Cependant, ces dernières sont réparties dans toutes les parties de la vallée du Doubs, de l'amont du Doubs médian jusqu'aux environs de Dole (39), en passant par des communes du premier plateau du Doubs, comme dans le marais de Saône (25). Compte tenu de son écologie, cette graminée a un potentiel de propagation plus

important dans les forêts riveraines humides des petits affluents développées sur des argiles plutôt que dans les ripisylves du Doubs, où les alluvions grossières sont très filtrantes.

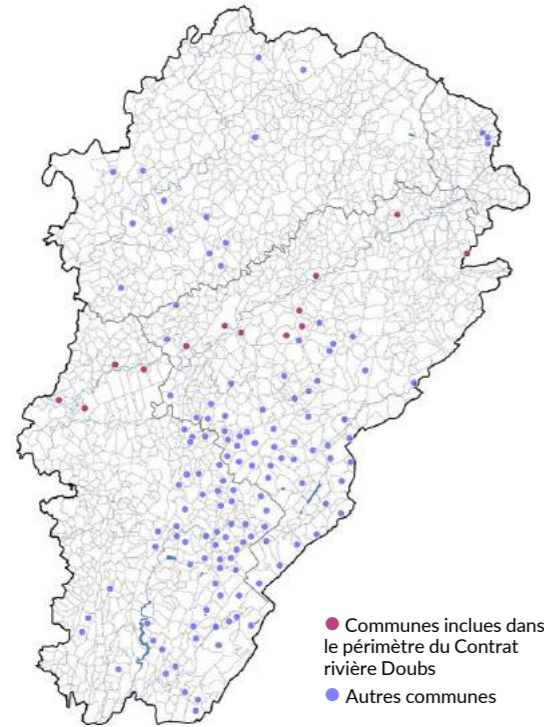


Figure n° 98 : répartition communale de la glycyrrhizée droite en Franche-Comté.



Figure n° 99 : ourlet forestier humide dans un boisement marécageux du marais de Saône (25) envahi par la glycyrrhizée droite (M. Vuilleminot).

4.2.2.9 *Impatiens parviflora* DC. / Impatiente à petites fleurs

Origine : centre asiatique

Type biologique : thérophyte

Commentaire : introduite en Europe au XIX^e siècle dans des jardins botaniques, cette petite balsamine s'en est progressivement échappée, surtout dans le grand quart nord-est de la France. Tolérant un ombrage important et affectionnant les sols riches et frais, elle se retrouve ainsi préférentiellement en sous-bois ou en ourlets des forêts fraîches à humides, dans des friches alluviales sur des alluvions perturbées, voire sur des parois rocheuses. En Franche-Comté, bien que dispersée sur l'ensemble du territoire, l'impatiente à petites fleurs est assez rare et présente deux foyers principaux : le piémont vosgien et la vallée du Doubs, du pays de Montbéliard à la basse vallée jurassienne. Lors de la dernière révision de la liste des plantes exotiques envahissantes de Franche-Comté (Vuilleminot *et al.*, 2016), cette espèce a été considérée comme seulement potentiellement envahissante dans les milieux naturels et prévisibles dans ces derniers. En effet, si elle parvient déjà à se développer dans ces milieux, elles n'y forment encore que très rarement des populations denses, donc son impact est considéré comme faible. Ce statut constitue ainsi une mise en garde qui incite à anticiper la formation de populations denses dans les milieux sensibles.

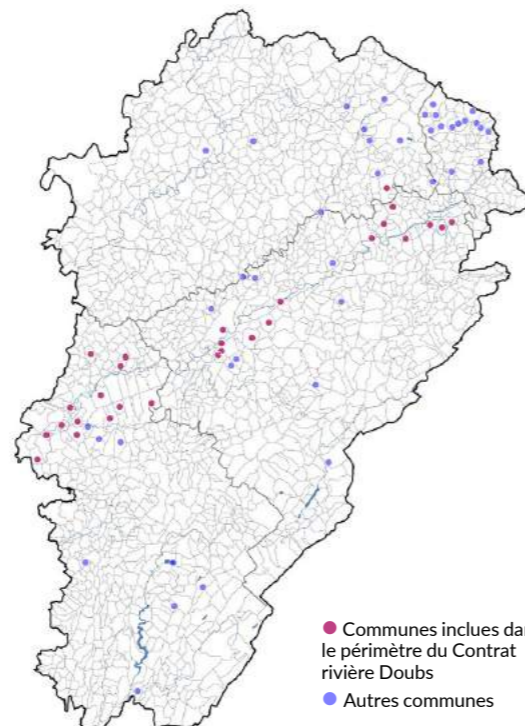


Figure n° 100 : répartition communale de l'impatiente à petites fleurs en Franche-Comté.



Figure n° 101 : sous-bois d'aulnaie-frênaie riveraine nappé d'impatiente à petites fleurs en basse vallée de la Loue (M. Vuilleminot).

4.2.2.10 *Phyllostachys cf. bambusoides* Siebold & Zucc. / Bambous géants

Origine : Chine

Type biologique : géophyte à rhizome

Commentaire : de nombreuses espèces et différentes variétés horticoles de « grands » bambous sont cultivées en France pour former de vastes massifs ou des haies. Parmi elles, presque une dizaine d'espèces s'échappent facilement (grâce à leur rhizome traçant) et plusieurs se naturalisent en climat atlantique (Tison et de Foucault, 2014), aux abords des habitations, dans des friches voire dans des ripisylves (Fried, 2012). En Franche-Comté, l'identification taxonomique des massifs de bambous observés dans la nature reste un travail à mener. De manière insatisfaisante, tous sont rattachés pour l'instant à l'espèce *bambusoides*.

La plupart de ces massifs sont mentionnés en bord de cours d'eau, le long du Doubs ou d'affluents de ce dernier. Il s'agit généralement de massifs plus ou moins vastes plantés inconsciemment par des riverains pour apporter un caractère exotique à leur jardin. La proximité de ces massifs avec une rivière est risquée, puisque l'action érosive des crues est susceptible d'exporter des fragments de rhizomes et de tiges potentiellement capables de reprendre sur des substrats favorables. Bien qu'extrêmement rare, ce phénomène a toutefois été observé en basse vallée du Doubs en 2005 à Annoire (39), où une population de bambou est parvenue à se développer dans

un complexe de saulaie blanche, de mégaphorbiaie à ortie et de phalaridaie. Une visite de cette station en 2017 a permis de confirmer la vigueur du massif.

En basse vallée de la Loue, il a également été observé en 2005 que deux populations distinctes avaient pris naissance sur des embâcles. Une visite de ces localités en 2017 n'a pas permis de les retrouver, certainement parce qu'il s'agit toujours de secteurs fortement sujets aux dépôts de matériaux lors des épisodes de crue et qu'aucune végétation pérenne ne parvient à s'y implanter.

Une sensibilisation des riverains est nécessaire pour éviter ces plantations de bambous et prévenir plus globalement des risques des dépôts de déchets verts en zone alluviale. Le contrôle étroit des massifs existants est à envisager, même si l'éradication n'est pas toujours facilement envisageable, sachant que le rhizome est généralement aussi long que la plante. L'arrachage des rhizomes nécessite la plupart du temps de passer par l'usage d'une mini-pelle, puis de gérer les matériaux extraits. Enfin, la connaissance de ces espèces doit être améliorée, d'un point de vue taxonomique, mais aussi grâce à un recensement systématique de leurs stations et la consignation d'informations sur leur comportement et sur le contexte écologique de ces massifs.

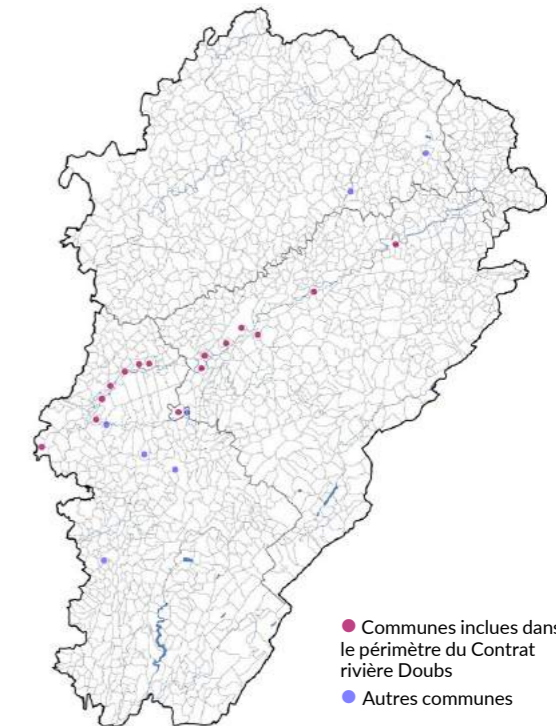


Figure n° 102 : répartition communale des bambous en Franche-Comté.



Figure n° 103 : bamboueraie cultivée (mais non maîtrisée...) par un particulier pour l'ornement sur une berge de la moyenne vallée du Doubs (M. Vuilleminot).

la Clauge peuvent être plus sensibles de ce point de vue.

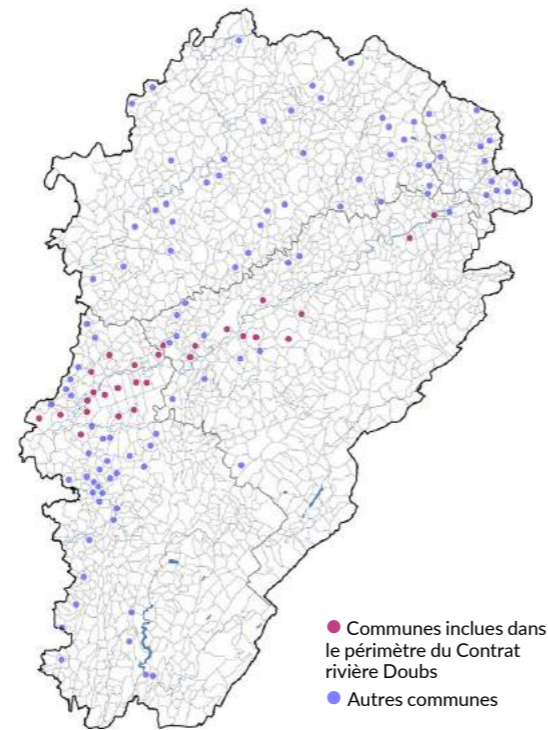


Figure n° 104 : répartition communale du chêne rouge en Franche-Comté.

4.2.2.11 *Quercus rubra* L. / Chêne rouge

Origine : Amérique du nord

Type biologique : phanérophyte

Commentaire : ce chêne a été introduit en France au XVIII^e siècle, en tant qu'arbre d'ornement. Sa croissance rapide et sa résistance à certaines maladies (oïdium) sont appréciées des forestiers, qui favorisent l'espèce pour le reboisement. En Franche-Comté comme dans d'autres régions françaises, cet arbre est considéré comme naturalisé, étant capable de se ressemer et de se disperser autour de ses lieux de plantations. Cependant, il ne semble pour l'instant impactant qu'au sein des parcelles où il a été cultivé. Il s'y resseme parfois densément ou rejette vigoureusement de souche suite à une coupe, ce qui produit des sous-bois très denses de cette espèce, gênant la régénération des essences indigènes. L'artificialisation de ces parcelles forestières a ainsi conduit à considérer cette espèce exotique comme proliférant dans les milieux anthropiques lors de la dernière révision de la liste des plantes exotiques envahissantes de Franche-Comté (Vuilleminot *et al.*, 2016). Il importe donc de repérer d'éventuels cas de comportement envahissant qui se produiraient dans des forêts plus naturelles.

Il s'agit d'une espèce assez commune dans la région ; une vingtaine de communes du territoire du Contrat de rivière l'abritent. Toutefois, sa préférence pour les sols légèrement acides l'éloigne en principe des milieux riverains du Doubs. Certains affluents comme

4.2.2.12 *Rhus typhina* L. / Sumac amarante

Origine : Amérique du nord

Type biologique : nanophanérophyte

Commentaire : ce petit arbre ou arbuste peut atteindre 6 m de hauteur. Il a de fortes propensions à drageonner, et ainsi à s'échapper des jardins et des talus routiers où il a beaucoup été planté pour l'ornement, surtout au cours des années 1950-1970. En bord de rivière comme dans la vallée du Doubs, bien qu'il ne s'y développe jamais de manière spontanée (en contexte alluvial), il forme parfois des populations denses et pérennes qui entrent en contact avec les milieux rivulaires. Certainement s'agit-il d'espaces où il y a été introduit par le passé, puis ces lieux ont été délaissés. Le contrôle de ces fourrés de sumac est très compliqué, étant donné la redoutable capacité de drageonnement de l'espèce en cas de coupe. La meilleure solution est plus certainement de favoriser la concurrence avec des arbustes et des arbres indigènes en mesure de l'ombrager suffisamment pour le faire décliner. Dans la Réserve biologique dirigée de Laissey (25) en moyenne vallée du Doubs, l'Office national des forêts a procédé en 2017 au paillage par toile de jute d'un massif de sumac amarante (Bénard, 2016).

Par ailleurs, une sensibilisation des propriétaires de jardins rivulaires sur les risques de l'usage des plantes ornementales exotiques doit être engagée.

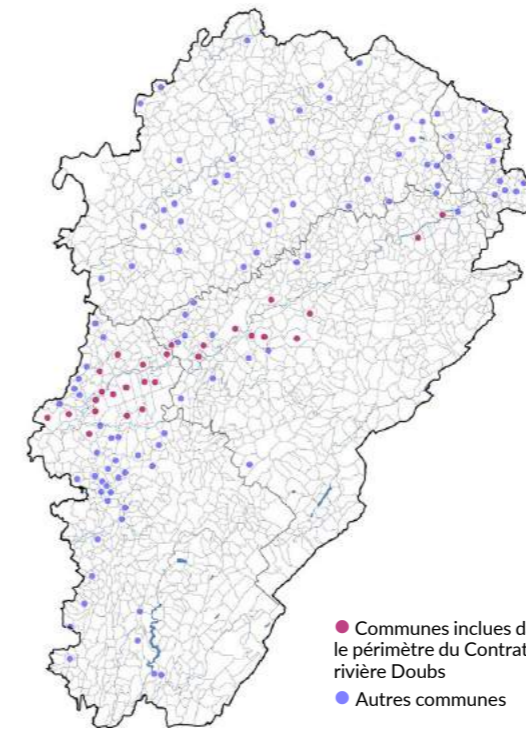


Figure n° 105 : répartition communale du sumac amarante en Franche-Comté.



Figure n° 106 : fourrés de sumac en lisière d'une ripisylve du Doubs, hérités d'un jardin aujourd'hui délaissé (M. Vuilleminot, Osselle [25]).



Figure n° 107 : massif de sumac couvert d'une toile de jute pour le priver de lumière et l'affaiblir ; un rejet a réussi à percer la toile (M. Vuilleminot, Laissey [25]).

4.2.2.13 *Rubus armeniacus* Focke / Ronce d'Arménie

Origine : Arménie

Type biologique : nanophanérophyte

Commentaire : les difficultés de détermination des ronces tendent à bien souvent ignorer ces végétaux pourtant très présents et structurants de nombreuses formations végétales dans la nature. Pourtant ce groupe taxonomique n'échappe pas à l'introduction d'espèces exotiques. Parmi elles figurent la ronce d'Arménie, anciennement cultivée dans des jardins pour la qualité de ses baies, et qui s'est échappée et naturalisée dans plusieurs régions tempérées à travers le monde. Elle est reconnue comme hautement invasive en Europe centrale et a été reconnue comme l'une des dix espèces végétales les plus invasives en Suède (cabi.org). En Suisse, cette ronce figure sur la liste noire des espèces exotiques envahissantes, c'est-à-dire que considérant les connaissances actuelles, cette espèce présente un fort potentiel de propagation en causant des dommages importants et prouvés au niveau de la diversité biologique, de la santé ou de l'économie (Info flora, 2006).

Cette ronce est particulièrement compétitive par rapport aux espèces indigènes, elle est très robuste et forme des buissons impénétrables, parfois sur des surfaces conséquentes. En Franche-Comté, les données disponibles indiquent qu'elle occupe, comme en Suisse, des milieux souvent influencés par les activités

humaines. Elle se développe dans des friches au sein des zones urbaines, des bords de chemin, des lisières de bois péri-urbains etc., à l'instar de la renouée du Japon qu'elle accompagne souvent (Ferrez, 2016). C'est pourquoi cette espèce exotique a été considérée comme potentiellement envahissante, proliférant dans les milieux anthropiques, lors de la dernière révision de la liste des plantes exotiques envahissantes de Franche-Comté (Vuillemenot *et al.*, 2016). Il importe donc de recenser et de surveiller les situations où la ronce d'Arménie se développerait au sein de milieux plus naturels.

Dans le territoire du Contrat de rivière Doubs, ces situations existent partiellement. En effet, cette ronce se rencontre régulièrement sur les berges du Doubs, notamment à l'aval de Besançon (25), où les berges sont artificialisées, mais elle forme des fourrés ensuite aussi dans la boucle d'Avanne-Aveney (25), en divers endroits au contact des ripisylves. Ailleurs le long du Doubs, elle a été observée en plusieurs points dans le Pays de Montbéliard et dans la boucle d'Osselle (25).

La lutte contre cette plante est bien compliquée, ne serait-ce parce que sa détermination floristique nécessite l'intervention de spécialistes afin de ne pas engager des travaux sur des ronces qui ne le nécessitent pas. Cela étant, lorsqu'elle serait identifiée comme très expansive dans certains milieux rivulaires et menaçante pour les communautés végétales en place, une lutte mécanique pourrait être envisagée.



Figure n° 109 : roncier structuré par la puissante ronce d'Arménie, présent sur plusieurs berges du Doubs aux environs de Besançon (25) (M. Vuillemenot).

4.2.2.14 *Rudbeckia laciniata* L. / Rudbéckie laciniée

Origine : Amérique du nord

Type biologique : géophyte à rhizome

Commentaire : cette grande astéracée a été introduite en France dès le début du XVII^e siècle, pour ses qualités ornementales et pour ses propriétés mellifères. Dès la fin du XIX^e siècle, elle est déjà déclarée comme invasive le long des cours d'eau dans les Vosges, sur les versants alsaciens et lorrains. Actuellement en France, elle est encore essentiellement présente dans le massif vosgien. Elle a été découverte en Franche-Comté à la fin des années 1990, dans deux localités : l'une le long d'un cours dans le piémont vosgien en Haute-Saône, et l'autre dans le marais de Saône (25). Des études spécifiques ont été menées sur ces sites (Vuillemenot, 2011a ; Vuillemenot, 2011b), afin de mieux connaître sa répartition et son comportement. Il a notamment été montré que la vigueur de son développement rhizomateux et l'exubérance de ses parties aériennes forment des populations monospécifiques et denses dans lesquelles les plantes indigènes ne parviennent plus à se développer. Sa compétitivité est telle qu'elle s'oppose à la dynamique ligneuse des espaces ouverts dans les zones humides. Dans le marais de Saône, des actions de lutte par fauchage, arrachage ou pâturage ont été menées depuis plusieurs années. Le confinement de cette plante dans cette zone humide doit être visé, afin qu'elle ne colonise

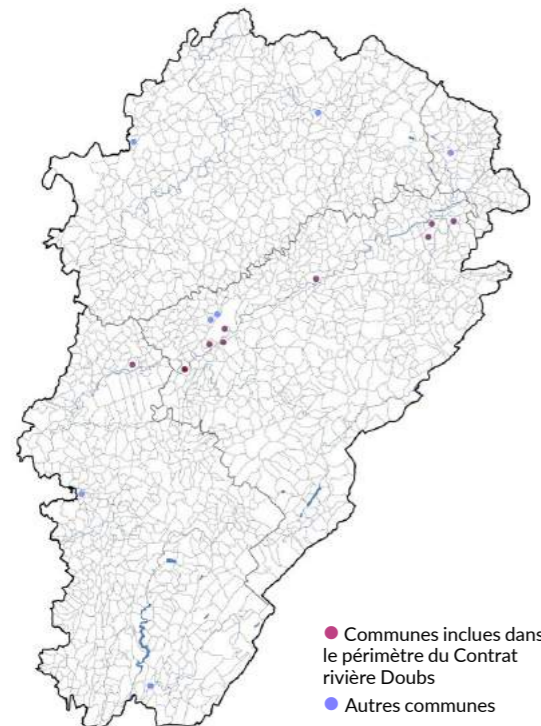


Figure n° 108 : répartition communale de la ronce d'Arménie en Franche-Comté (NB : cette espèce est méconnue des observateurs, la carte reflète l'état du recensement actuel).

pas d'autres sites du territoire du Contrat de rivière Doubs.

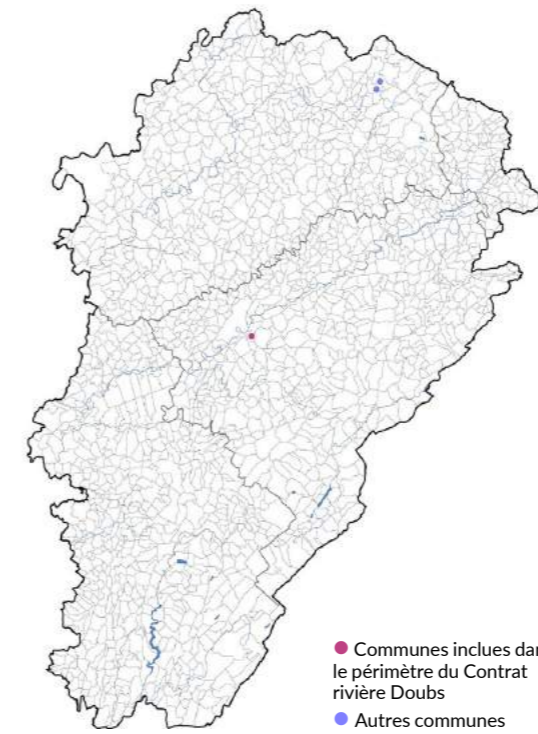


Figure n° 110 : répartition communale de la rudbéckie laciniée en Franche-Comté.



Figure n° 111 : population envahissante de rudbéckie laciniée en bord de rivière (B. Hurault).

4.2.2.15 *Symphotrichum gr. novii-belgii* (Willd.) G.L.Nesom / asters américains

Origine : Amérique du nord

Type biologique : hémicryptophyte

Commentaire : plusieurs espèces d'asters américains sont utilisées pour l'ornement dans les jardins. Plusieurs d'entre elles s'échappent, mais l'origine souvent hybridogène des populations rencontrées rend leur détermination délicate. Il est souvent commode de réunir les espèces à tige glabre dans le groupe des asters de nouvelle Belgique, étant donné leur proximité génétique. Très proches morphologiquement des solidages, les asters américains sont bien connus pour leurs longs rhizomes traçants, en mesure de former des populations denses dans des friches, des prairies fraîches, des marais et des berges de rivières. En Franche-Comté, le niveau de colonisation des asters est particulièrement remarquable dans le marais de Saône, où une étude spécifique y a été consacrée (Vuillemenot, 2011b). Dans toute la vallée du Doubs à partir de Pont-de-Roide (25), ces espèces sont assez régulières, mais elles n'occupent généralement que de petites surfaces et ne sont pas en mesure de gêner la régénération des ripisylves. Toutefois, une lutte peut être envisagée lorsqu'elles s'étendent vigoureusement au contact de prairies alluviales ou de formations à hautes herbes. La fauche répétée ou le pâturage permettent de réduire leur densité.

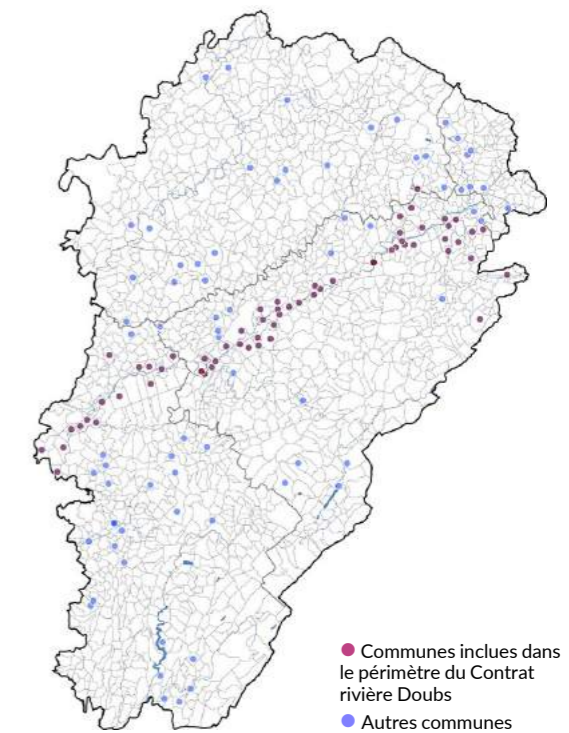


Figure n° 112 : répartition communale des asters américains en Franche-Comté.



Figure n° 113 : floraison d'asters américains dans le marais de Saône en septembre (M. Vuillemenot).

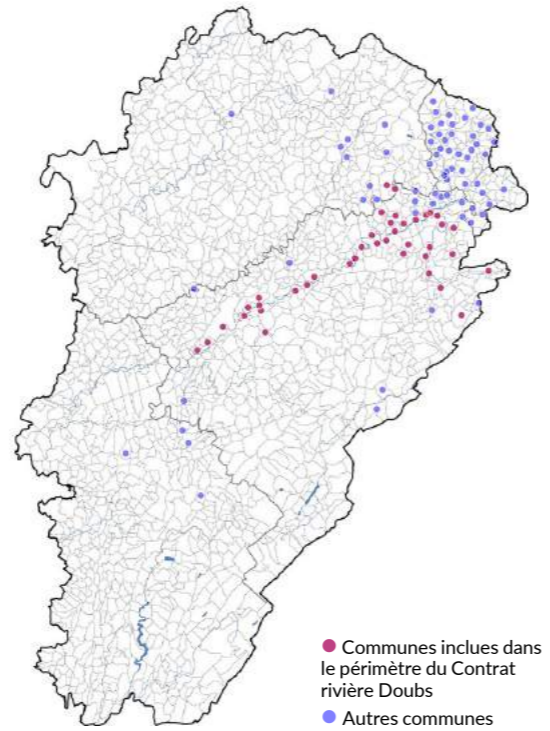


Figure n° 114 : répartition communale de la véronique filiforme en Franche-Comté

4.2.2.16 *Veronica filiformis* Sm. / Véronique filiforme

Origine : asiatique

Type biologique : hémicryptophyte

Commentaire : cette véronique a été introduite en France dans la première moitié du XX^e siècle et s'est naturalisée dans les milieux frais et riches, en formant parfois des colonies visibles de loin. En Franche-Comté, cette espèce est assez rare mais en expansion. Elle est concentrée dans le nord-est (Territoire de Belfort, Pays de Montbéliard), d'où elle s'étend vers le sud-ouest via la vallée du Doubs, jusqu'à l'agglomération bisontine. Occupant le plus souvent des zones herbeuses en bord de chemin, elle a été considérée comme potentiellement envahissante, proliférant dans les milieux anthropiques, lors de la dernière révision de la liste des plantes exotiques envahissantes de Franche-Comté (Vuillemenot et al., 2016). Toutefois, dans les milieux rivulaires du Doubs, elle s'observe aussi dans des ourlets ou des sous-bois de ripisylves. Cette espèce doit donc faire l'objet d'une surveillance dans la vallée du Doubs et son impact dans les milieux naturels doit être précisé.



Figure n° 115 : la véronique filiforme est appréciée dans les jardins d'ornement pour sa capacité à former de vigoureux couvre-sol au petit feuillage rond ; désormais échappée dans la nature, cette plante forme des colonies sur certaines berges de cours d'eau notamment (M. Vuillemenot).

4.2.3 Synthèse des recommandations pour toutes les espèces végétales exotiques actuellement présentes dans le territoire du Contrat de rivière et sélectionnées

sélectionnées. D'après cette proposition, vingt-trois espèces font l'objet de recommandations de gestion, au moins dans certains territoires, en raison de leurs impacts. Pour chacune, la faisabilité de la gestion dépend des contextes et nécessite des investigations de terrain pour être évaluée.

Le tableau n°IX synthétise l'esprit des recommandations de diverses natures à l'égard des 36 espèces

Tableau n° IX : actions recommandées pour les espèces végétales exotiques actuellement présentes dans le territoire du Contrat de rivière et sélectionnées.

Nom latin du taxon	Nom vernaculaire du taxon	Actions à prévoir						
		Gestion			Connaissance		Prévention	
		freiner/stopper la colonisation spontanée sur les fronts de colonisation (des inventaires doivent venir en confirmer la faisabilité)	atténuer les impacts dans les secteurs envahis, prioritairement par la restauration écologique des milieux, accompagnée au besoin par des actions de régulation	viser l'élimination ou le contrôle étroit de tous les foyers de l'espèce	identifier les sites où l'espèce serait préoccupante et nécessiterait d'être éliminée ou régulée	recenser tous les foyers de l'espèce	limiter l'introduction ou la dispersion par les activités humaines, par des actions de sensibilisation et de formulation de préconisations dans les cahiers des charges	limiter les actions humaines qui génèrent des zones favorables, par des actions de sensibilisation et de formulation de préconisations dans les cahiers des charges
Espèces des listes de référence présentes dans le territoire du Contrat de rivière et déjà considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté								
<i>Acer negundo</i>	érable negundo	x	x				x	x
<i>Ailanthus altissima</i>	ailante glanduleux				x	x	x	x
<i>Amorpha fruticosa</i>	faux-indigo			x		x	x	
<i>Buddleja davidii</i>	arbre à papillons				x		x	x
<i>Elodea nuttallii</i>	élodée de Nuttall	x						
<i>Helianthus tuberosus</i>	topinambour	x	x					x
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	berce du Caucase			x		x	x	
<i>Impatiens glandulifera</i>	balsamine de l'Himalaya	x						
<i>Lemna minuta</i>	lentille d'eau minuscule				x	x		
<i>Ludwigia grandiflora</i>	jussie à grandes fleurs			x		x	x	x
<i>Parthenocissus inserta</i>	vigne vierge		x		x		x	
<i>Prunus laurocerasus</i>	laurier cerise			x		x	x	
<i>Pterocarya fraxinifolia</i>	noyer du Caucase			x		x		
<i>Reynoutria japonica</i>	renouée du Japon	x	x				x	x
<i>Reynoutria sachalinensis</i>	renouée de Sakhaline			x		x	x	x
<i>Reynoutria x bohemica</i>	renouée de Bohême	x	x				x	x
<i>Robinia pseudoacacia</i>	robinier faux-acacia	x	x				x	x
<i>Solidago canadensis</i>	gerbe-d'or	x	x				x	x
<i>Solidago gigantea</i>	solidage géant	x	x				x	x
<i>Vitis cf. riparia</i>	vignes américaines et hybrides				x	x		
Espèces considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes en Franche-Comté et présentes dans le territoire du Contrat de rivière, mais absentes des listes de référence de l'Agence de l'eau								
<i>Acorus calamus</i>	acore				x	x		
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	ambrosie annuelle			x		x	x	x
<i>Artemisia verlotiorum</i>	armoise des frères Verlot				x	x		
<i>Asclepias syriaca</i>	herbe à la ouate			x		x	x	
<i>Bidens frondosa</i>	bident à fruits noirs	x						
<i>Elodea canadensis</i>	élodée du Canada	x						
<i>Galega officinalis</i>	galéga		x		x	x		
<i>Glyceria striata</i>	glycérie droite		x		x	x	x	
<i>Impatiens parviflora</i>	impatiente à petites fleurs				x			
<i>Phyllostachys sp.</i>	bambous				x	x	x	
<i>Quercus rubra</i>	chêne rouge				x			
<i>Rhus typhina</i>	sumac amarante				x	x	x	
<i>Rubus armeniacus</i>	ronce des jardins				x	x		
<i>Rudbeckia laciniata</i>	rudbéckie laciniée			x		x	x	
<i>Symphotrichum gr. novii-belgii</i>	asters américains	x	x				x	x
<i>Veronica filiformis</i>	véronique filiforme				x			

Références bibliographiques

- André M., 2005. Contributions à la connaissance de la flore de la Haute-Saône et plus particulièrement des hydrophytes. *Les nouvelles archives de la flore jurassienne* n°3, p. 126-141.
- André G. & André M., 2017. *Vitis riparia* Michaux en Franche-Comté, contribution à sa caractérisation. *Les nouvelles archives de la flore jurassienne* et du nord-est de la France, n°14, p. 77-86.
- Anzivino L., Marant-Micallef C. & Sonko A., 2014. *Etude de la prévalence de l'allergie à l'ambrosie en Rhône-Alpes*. Observatoire régional de la santé Rhône-Alpes & Agence régionale de santé Rhône-Alpes, 42 p. + annexes.
- Bailly G., 1988. Etude édaphologique de l'île du Girard. *Les cahiers de l'environnement, études et recherches en écologie comtoise*, n°8. non paginé.
- 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-minig landscape. *Journal of Vegetation Science* 20 : 629-638.
- Beisel J.-N. & Lévêque C., 2010. *Introduction d'espèces dans les milieux aquatiques ; faut-il avoir peur des invasions biologiques ?* Editions Quae, 248 p.
- Bénard V., 2016. *Invasives en Réserve biologique dirigée de Laissey ; compte-rendu de tournée du 26/09/2016*. Office national des forêts, Besançon, 13 p.
- Besson S., 2007. *Etude 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*. Travail d'étude et de recherche de 1^{ère} année de master environnement, santé et société à l'Université de Franche-Comté, 20 p. + annexe.
- Bernard G. (Pôle-relais Tourières / FCEN) & Girardin S. (CEN Languedoc-Roussillon), 2011. *Travaux en zones humides : vade-mecum des bonnes pratiques, fiche technique n°8 : les espèces végétales exotiques envahissantes*, 7 p.
- Bohème C. (coord.) et al., 2017. *L'ambrosie sur mon chantier de travaux : comment prévenir et lutter contre sa présence ; Mémento à l'usage des acteurs de Bourgogne-Franche-Comté : maîtres d'ouvrage, maîtres d'œuvre et entreprises*. Cluster éco-chantiers, FRTP Bourgogne-Franche-Comté, 21 p.
- Bolamperti P., Labrèche C., Maquinghen S., Sonko A., Venzac M. (Observatoire régional de la santé Auvergne-Rhône-Alpes), Bertrand H., Bidet G., Carbonne C., Chambard P.-J., Convert L., Garwig R., Gelas A. (Agence régionale de santé Auvergne-Rhône-Alpes). *L'impact sanitaire de l'ambrosie en Auvergne-Rhône-Alpes : analyse des données médico-économiques 2017*. Observatoire régional de la santé Auvergne-Rhône-Alpes & Agence régionale de santé Auvergne-Rhône-Alpes, 10 p.
- Bottolier-Curtet M., 2010. *Conséquences des invasions végétales sur le fonctionnement des écosystèmes riverains fluviaux* (Doctorat). Université de Toulouse, Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace (SDU2E), 245 p.
- Boucard E. & Ballaydier A., 2015. *Etude et cartographie de la végétation du site Natura 2000 « Moyenne Vallée du Doubs » (FR4301294-FR4312010)*. MOSAÏQUE ENVIRONNEMENT, pour l'Etablissement Public Territorial du Bassin Saône et Doubs - Rapport final, 209 p. dont annexes + atlas cartographique.
- Branquart E. & Fried G., 2016. *Les espèces envahissantes d'ici et d'ailleurs*. Editions du Gerfaut, 189 p.
- Fried G. & Branquart E., 2016. *Le robinier faux-acacia (Robinia pseudoacacia L.) ; analyse des opportunités et des risques associés à sa culture*. Diaporama. Anses, cellule départementale Espèces invasives. Direction générale opérationnelle de l'agriculture, des ressources naturelles et de l'environnement Wallonie SPW.
- Bulté S., 2012. *Situation des renouées asiatiques au niveau du nœud hydrographique de la confluence Doubs-Allan, dans le secteur de Montbéliard et conseils de gestion*. Société d'histoire naturelle du Pays de Montbéliard, 22 p. + annexes.
- 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*. DOI : 10.1080/11263504.2013.861538
- Chabert E., Delplanque D., Ensminger M., de Fromant E., Hamonet V., Le Monnier F., Machon N., Marcellan E. & Rutard S., 2016. *Guide d'identification et de gestion des espèces végétales exotiques envahissantes sur les chantiers de Travaux Publics*. MNHN, Fédération nationale des travaux publics, GRDF, 45 p.

- Chagué N., 2011. Impact de trois plantes invasives sur les communautés végétales des habitats côtiers méditerranéens. Rapport de stage de Master STS – ETE, Université de Bourgogne, Anses, 25 p.
- Chambole J., 2012. *La diversité des communautés végétales des forêts alluviales de l'Allier est-elle affectée par l'invasion de l'Érable négundo, du Robinier faux-acacia et de la Renouée de Bohême ?* Mémoire de stage de deuxième année de Master ETEC Biologie des Organismes et des Populations, Université de Bourgogne, Conservatoire botanique national du Massif central, 28 p.
- Chauvel C. & Martinez Q., 2014. *La lettre de l'Observatoire des ambrosies n°19*. Observatoire des ambrosies, 2 p.
- Clément G. & Lapouge-Déjean B., 2014. *Plantes envahissantes, pionnières ou simplement expansives ? Comment vivre avec au jardin écologique ? Le jardinage face au brassage planétaire*. Terre vivante, 190 p.
- Concept.Cours.d'EAU SCOP & TERE0, 2016. *Savoirs et savoir-faire sur les populations exotiques envahissantes végétales et animales et préconisations pour la mise en œuvre des SDAGE* (réf. O62). Etude réalisée pour le compte de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée Corse. Tome 1 - volumes 1 et 2 ; tome 2 - volumes 2 et 3.
- 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, 3 cartes.
- Dams V., 2016. *Bilan de la campagne expérimentale d'écorçage de l'Érable négundo sur un site d'alimentation du castor d'Eurasie, commune de Champdivers - étés 2015 et 2016*. Jura nature environnement & EPTB Saône et Doubs, 3 p.
- Didier D., 1988. *Etude botanique. La basse vallée du Doubs de Dole à Petit-Noir*. Association de sauvegarde du Doubs, 56 p. + annexes.
- Dutartre A., 2017. *Quelle stratégie de gestion pour le robinier faux-acacia ?* <http://www.gt-ibma.eu/quelle-strategie-de-gestion-pour-le-robinier-faux-acacia/>(8 mars 2018).
- Echel, 2001. *Lutte non chimique contre la renouée du Japon (Fallopia japonica) : étude expérimentale 1999-2001, synthèse des résultats*. Association espace-chan-
- Echel, 2013. *Rapport sur l'évolution des renouées asiatiques (et autres plantes invasives) sur les berges du Doubs à Besançon (2002-2013)*. Association espace-chantiers environnement local, 29 p. + annexes.
- Estable B., 2008. *Etude de l'historique d'implantation d'Acer negundo, sur la Réserve naturelle nationale de l'île du Girard, et de sa dynamique actuelle, par études dendroécologiques*. Travail d'étude et de recherche de 1^{ère} année de master environnement, santé et société à l'Université de Franche-Comté, Dole environnement, 22 p. + annexe.
- Ferrez Y., 2006. *Définition d'une stratégie de lutte contre les espèces invasives en Franche-Comté ; proposition d'une liste hiérarchisée*. Conservatoire botanique de Franche-Comté, 6 p.
- Ferrez Y., 2016. *Identification de dix espèces communes de Rubus du nord-est de la France (seconde contribution). Les nouvelles archives de la flore jurassienne et du nord-est de la France, n°14, p. 105-122*.
- Ferrez Y., Bailly G., Beaufile T., Collaud R., Caillet M., Fernez T., Gillet F., Guyonneau J., Hennequin C., Royer J.-M., Schmitt A., Trivaudey M.-J., Vadam J.-C. & Vuilleminot M., 2011. *Synopsis des groupements végétaux de Franche-Comté*. Pontarlier, Besançon : Société Botanique de Franche-Comté, Conservatoire botanique national de Franche-Comté, coll. *Les Nouvelles Archives de la Flore jurassienne et du nord-est de la France, n° spécial 1*. 282 p. (Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement de Franche-Comté, Union européenne/FEDER, Conseil régional de Franche-Comté).
- Fried G., 2012. *Guide des plantes invasives*. Belin, collection Fous de nature, 272 p.
- Fried G., 2017. *Focus : Compte rendu de colloques ; la recherche sur les plantes invasives au début du 21^e siècle : résumé du 4^e Symposium International sur les Plantes Invasives, Montpellier 19-23 mai 2014*. *Le journal de botanique* 77 : 87-103.
- 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.
- 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.
- Geslin M.-L. & Le Mell B., 2017. *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 amont du site*. LATITUDE u.e.p. section Biodiversité / Établissement Public Territorial du Bassin Saône et Doubs, 217p.
- Guyonneau J., 2008. *Inventaire et cartographie des habitats naturels et semi-naturels en Franche-Comté, définition d'un cahier des charges*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté/DIREN de Franche-Comté, version 2.2 (avril 2008). 13 p. + annexes.
- Hudin S., Vahrameev P. et al., 2010. *Guide d'identification des plantes exotiques envahissant les milieux aquatiques et les berges du bassin Loire-Bretagne*. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, 45 p.
- Info flora, 2006. *Néophyte envahissante : une menace pour la nature, la santé et l'économie ; espèce de la liste noire : ronce d'Arménie Rubus armeniacus Focke*. Info flora, 2 p.
- Info flora, 2012. *Néophyte envahissante : une menace pour la nature, la santé et l'économie ; espèce de la liste noire : laurier-cerise Prunus laurocerasus L*. Info flora, 2 p.
- Leblay E. & Marco A., 2010. *Fiche informative sur Ailanthus altissima (Mill.) Swingle sur le territoire national français*. FCBN, 5 p.
- Leroux S. & Vadam J.-C., 2011. *Situation des renouées asiatiques dans le bassin hydrographique du Gland et conseils de gestion*. Société d'histoire naturelle du Pays de Montbéliard, 13 p. + annexes.
- Levy V. (coord.), Watterlot A., Buchet J., Toussein B. & Haugeul J.-C., 2015. *Plantes exotiques envahissantes du Nord-Ouest de la France : 30 fiches de reconnaissance et d'aide à la gestion*. Centre régional de phytosociologie agréé Conservatoire botanique national de Bailleul, 140 p.
- Lhote P., 1985. *Les groupements végétaux de l'île du Girard. Les Cahiers de l'environnement, Etudes et recherches en écologie comtoise, n°1*. Conseil régional de Franche-Comté. p. 2-33 + 1 carte.
- Liendo D., Biurrun I., Campos JA., Herrera M., Loidi J., Garcia- Mijangos I. 2013. *Invasion patterns in riparian habitats : The role of anthropogenic pressure in temperate streams*. *Plant Biosyst.* doi :10.1080/11263504.2013.822434
- MacDougall A. S., Turkington R. 2005. *Are Invasive Species the Drivers or Passengers of Change in Degraded Ecosystems ?* *Ecology* 86 : 42-55.
- Mandák B., Pyšek P. & Bímová K., 2004. *History of the invasion and distribution of Reynoutria taxa in the Czech Republic : a hybrid spreading faster than its parents*. *Preslia*, Praha, 76: 15-64, 2004.
- Martel C., 2011. *Situation des renouées asiatiques sur les communes de : Audincourt, Dasle, Montbouton, Beaucourt ; impact écologique*. Société d'histoire naturelle du Pays de Montbéliard, 21 p. + annexes.
- Michalet (coord.) et al., 2008. *Rapport final - Programme de recherche Invasions biologiques : influence de la composition fonctionnelle des communautés alluviales et de l'histoire des perturbations sur l'invasion d'Acer negundo : l'exemple des vallées du Haut-Rhône français et de la Basse-Garonne*. 23 p.
- Mora F., 2002. *Impact de la prolifération de la renouée du Japon (Fallopia japonica (Houtt.) Ronse) sur la structure générale des peuplements entomologiques autochtones*. Journées techniques nationales « renouées », Echel, Besançon 19&20 juin 2002, Besançon.
- Mottet M., 2015. *Etude diachronique 2005-2015 de la distribution de cinq espèces végétales exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs*. Rapport de stage de Master Bio-évaluation des écosystèmes et expertise de la biodiversité, Université Claude Bernard Lyon 1, Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés, 26 p. + annexes.
- 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 d'écologie appliquée Ecosystèmes, contaminants et santé, Université de Franche-Comté, Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés, 28 p. + annexes.
- Nielsen C, Ravn H.-P., Nentwig W. & Wade M. (eds.), 2005. *Manuel pratique de la Berce géante. Directives pour la gestion et le contrôle d'une espèce végétale invasive en Europe*. Forest & Landscape Denmark, Horsesholm, 44 p.
- Pandolfo M., 2001. *Cartographie et expertise écologique de l'érable négundo sur la Réserve naturelle de l'île du Girard*. Rapport de stage de 1^{ère} année d'IUP génie des territoires et de l'environnement à l'Université de Besançon, Dole environnement, 18 p.

- Prost J.-F., 2000. *Catalogue des plantes vasculaires de la chaîne jurassienne*. Ed. Société linnéenne de Lyon, 348 p.
- Prost C., Meyer-Tinel C. & Déchamp C., 2002. L'allergie due à l'ambrosie chez le chien, chez le singe. In Déchamp C. & Méon H., *Ambrosies polluants biologiques*, Arrpam édition, Lyon : 203-208.
- Rameau J.-C., Mansion D. & Dumé G., 1989. *Flore forestière française, guide écologique illustré ; tome 1 plaines et collines*. Institut pour le développement forestier, ministère de l'agriculture et de la forêt, 1785 p.
- Reduron J.-P., 2007. *Ombellifères de France. Monographie des Ombellifères (Apiaceae) et plantes alliées, indigènes, naturalisées, subspontanées, adventices et cultivées de la flore française*. Tome 3. Bulletin de la Société botanique du Centre-Ouest. Nouvelle série. Numéro spécial 28-2007 : 1143-1726.
- 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 and Distributions* 13 : 126-139.
- Royer J.-M., Felzines J.-C., Misset C. & Thévenin S., 2006. Synopsis commenté des groupements végétaux de la Bourgogne et de la Champagne-Ardenne. *Bull. SBCO*, nouvelle série, Numéro spécial, 25, 394 p.
- Sarat E., Mazaubert E., Dutartre A., Poulet N. & Soubeyran Y., 2015. *Les espèces exotiques envahissantes. Connaissances pratiques et expériences de gestion. Volume 1 – Connaissances pratiques*. Onema. Collection *Comprendre pour agir*, 252 p.
- Schnitzler A., 2012. Biologie et écologie des renouées asiatiques. *Colloque national renouées asiatiques*, 23 et 24 octobre 2012, Saint-Etienne.
- Schnitzler A. & Aumaitre D., 2008. Invasiveness and invasibility after changes in land uses. *Proceedings of Taal 2007 : The 12th world lake conference*: 1046-1050.
- Schnitzler A., Hale B. W., Aslum E. M. 2007. Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation* 138 :146-156.
- Simberloff D. 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40 : 81-102.
- Stokes K. E. 2008. Exotic invasive black willow (*Salix nigra*) in Australia : influence of hydrological regimes on population dynamics. *Plant Ecology* 197 : 91-105.
- Théaud R., 2017. Typologie des groupements végétaux et habitats, Réserve naturelle nationale Ile du Girard. *Etudes environnementales Vegaflora / Dole environnement*, 189 p. + annexe.
- Thévenot J. & (coords), 2013. *Synthèse et réflexions sur des définitions relatives aux invasions biologiques. Préambule aux actions de la stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes (EEE) ayant un impact négatif sur la biodiversité*. Muséum national d'Histoire naturelle, Service du Patrimoine naturel, 31 p.
- Thiébaud M. & Piola F., 2017. « La vogue du *Polygonum passera* ! » ; aspects historiques de la propagation et de la reproduction en France du complexe *Fallopia* à partir des archives. *Colloque Pour une gestion intégrée des renouées invasives*, 4 et 5 octobre 2017, Laxou.
- Tison J.-M. & de Foucault B. (coords), 2014. *Flores Gallica. Flore de France*. Biotope, Mèze, XX + 1196 p.
- Topin F., 2006. Plantes invasives ; l'érable negundo dans la Réserve naturelle de l'Ile du Girard. *L'Azuré, la revue des gestionnaires des milieux remarquables de Franche-Comté*, n°4 déc. 2006, p. 5.
- Topin F., 2013. Gestion d'une invasive, l'érable negundo (*Acer negundo*), par le pâturage ovin dans la Réserve naturelle nationale de l'Ile du Girard. *L'Azuré, la revue des gestionnaires des milieux remarquables de Franche-Comté*, n°17 sept. 2013, p. 4.
- Vernier F., 2015. *Glyceria striata* (Lam.) A. S. Hitch subsp. *difformis* Portal, la glycérie striée, une obsidionale invasive potentielle en Lorraine. *Les nouvelles archives de la flore jurassienne et du Nord-Est de la France* n°13, p. 99-103.
- Ville de Besançon/direction des espaces verts, 2016. *Programme pluriannuel de prévention et lutte non chimique contre la Renouée du Japon ; rapport au 20 aout 2016*. Ville de Besançon/direction des espaces verts, 5 p. + annexes (rapport non publié).
- Voinot J.-B., Gaillard V. & Solviche A., 2002. *Distribution géographique des de la renouée du Japon sur la tête du bassin versant Rhône-Méditerranée-Corse. Elaboration de stratégies de régulation*. Journées techniques nationales « renouées », Echel, Besançon 19&20 juin 2002, Besançon.
- Vuilleminot M., 2005. *La vallée du Doubs de Rochefort-sur-Nenon à Annoire (39). Etude de la végétation aquatique, amphibie et rivulaire, identification des enjeux botaniques et définition de mesures de conservation*. Mémoire de DESS Espace et milieux, Conservatoire Botanique de Franche-Comté, DIREN Franche-Comté, 70 p. + annexes.
- Vuilleminot M., 2010. *Surveillance de l'apparition et de l'évolution des espèces exotiques envahissantes – Amorpha fruticosa L.* Conservatoire botanique national de Franche-Comté, Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement de Franche-Comté, Union européenne, 20 p.
- Vuilleminot M., 2011a. *Surveillance de l'apparition et de l'évolution des espèces exotiques envahissantes de Franche-Comté – Rudbeckia laciniata L.* Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés / Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Franche-Comté, Union européenne, 13 p. + annexes.
- Vuilleminot M., 2011b. *Plan de lutte contre les espèces végétales invasives du marais de Saône (25) : Bilan des expérimentations des méthodes de contrôle 2006-2010 sur Symphyotrichum x salignum et Rudbeckia laciniata et perspectives d'actions*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté / Syndicat mixte du marais de Saône, 68 p. + 1 volume d'annexes.
- Vuilleminot M. & Hans E., 2006. *La flore et les groupements végétaux liés aux cours d'eau et aux zones humides dans les vallées du Doubs et de quelques-uns de ses affluents*. Conservatoire Botanique de Franche-Comté, 245 p. + annexes.
- Vuilleminot M. & Mischler L., 2011a. *Le faux-indigo (Amorpha fruticosa L.) : Compléments au bilan stationnel et rapport d'activités sur les actions de lutte 2011. Version 1 (décembre 2011)*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés / Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Franche-Comté, Union européenne, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, Conseil général du Doubs, Conseil général du Jura, Conseil général de la Haute-Saône, Conseil général du Territoire de Belfort. 12 p. + annexe.
- Vuilleminot M. & Mischler L., 2011b. *La berce du Caucase (Heracleum mantegazzianum Sommier et Levier) en Franche-Comté ; proposition d'un plan de lutte*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés / Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Franche-Comté, Union européenne, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, Conseil général du Doubs, Conseil général du Jura, Conseil général de la Haute-Saône, Conseil général du Territoire de Belfort, version 1 (décembre 2011), 61 p. + annexes.
- Vuilleminot M. & Mischler L., 2011c. *La jussie à grandes fleurs (Ludwigia grandiflora (Michx.) Greuter et Burdet) en Franche-Comté ; proposition d'un plan de lutte*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés / Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Franche-Comté, Union européenne, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, Conseil général du Doubs, Conseil général du Jura, Conseil général de la Haute-Saône, Conseil général du Territoire de Belfort, version 1 (décembre 2011), (décembre 2011), 43 p. + annexes.
- Vuilleminot M. (coord.), Ferrez Y., André M., Gillet F., Hendoux F., Mouly A., Thierry 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*, 2016. Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés, 32 p. + annexes.
- Weber E., 2011. *Observatoire régional des plantes invasives en Champagne-Ardenne ; état des lieux des connaissances et des acteurs en 2010*. Conservatoire botanique national du Bassin parisien, délégation Champagne-Ardenne, 142 p. + annexes.
- Wiedenkiller E., 2016. *Caractérisation des impacts de plantes invasives sur les communautés végétales de la vallée du Doubs*. Rapport de stage de Master d'écologie appliquée Ecosystèmes, contaminants et santé, Université de Franche-Comté, Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés, 30 p.
- Wiedenkiller E., Nicod C. & Vuilleminot M., 2017. *Nouvelle analyse et synthèse des résultats de l'étude sur la caractérisation des impacts de plantes invasives sur les communautés végétales de la vallée du Doubs*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés, 12 p.

ANNEXES

- **Annexe 1** : synthèse des études menées pour améliorer la connaissance de la dynamique de propagation et des impacts réels des espèces végétales exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs
 - Annexe 1.1 : étude diachronique 2005-2015 de la distribution de cinq espèces végétales exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs (Marilou Mottet - 2015)
 - Annexe 1.2 : caractérisation des impacts de plantes invasives sur les communautés végétales de la vallée du Doubs (Elodie Wiedenkeller - 2016)
 - Annexe 1.3 : identification des facteurs influençant la vulnérabilité des différents habitats rivulaires de la vallée du Doubs aux plantes exotiques envahissantes (Corentin Nicod - 2017)
- **Annexe 2** : liste des communes du territoire du Contrat de rivière Doubs (partie Franche-Comté)
- **Annexe 3** : liste des contributeurs aux données Taxa SBFC/CBNFC-ORI pour les plantes exotiques envahissantes
- **Annexe 4** : comparaison des listes de référence de l'Agence de l'eau RMC et de la liste des espèces exotiques retenues par le CBNFC-ORI
- **Annexe 5** : cartes du niveau de recensement de six espèces végétales exotiques envahissantes communes dans la vallée du Doubs
 - Annexe 5.1 : *Acer negundo* / érable negundo
 - Annexe 5.2 : *Helianthus tuberosus* / topinambour
 - Annexe 5.3 : *Impatiens glandulifera* / balsamine de l'Himalaya
 - Annexe 5.4 : *Reynoutria sp.* / renouées asiatiques
 - Annexe 5.5 : *Robinia pseudoacacia* / robinier faux-acacia
 - Annexe 5.6 : *Solidago sp.* / solidages américains

Annexe 1 : synthèse des études menées pour améliorer la connaissance de la dynamique de propagation et des impacts réels des espèces végétales exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs

Annexe 1.1 : étude diachronique 2005-2015 de la distribution de cinq espèces végétales exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs (Marilou Mottet - 2015)

Références bibliographiques

Mottet M., 2015. *Etude diachronique 2005-2015 de la distribution de cinq espèces végétales exotiques envahissantes dans la vallée du Doubs*. Rapport de stage de Master Bio-évaluation des écosystèmes et expertise de la biodiversité, Université Claude Bernard Lyon 1, Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés, 26 p. + annexes.

Objectifs

- Évaluer la dynamique démographique de cinq espèces végétales exotiques envahissantes majeures de la vallée du Doubs (*Acer negundo* [érable negundo] ; *Reynoutria sp.* [renouées asiatiques : *Reynoutria japonica*, *R. sachalinensis*, *R. ×bohemica*] ; *Helianthus tuberosus* [topinambour] ; *Solidago sp.* [solidages américains : *gigantea* et *canadensis*] ; *Impatiens glandulifera* [balsamine de l'Himalaya]).
- Vérifier si la présence et la dynamique démographique de ces espèces est influencée par certains facteurs biotiques (présence et nature de la végétation riveraine) et abiotiques (degré d'anthropisation de l'habitat rivulaire et stabilité des berges).

Principes

- Retourner cartographier ces espèces végétales sur certaines rives du Doubs où elles avaient déjà fait l'objet de géolocalisation en 2005-2006 par le CBNFC pour comparer ces données à 10 ans d'intervalle. Convertir les géolocalisations (ponctuelles, linaires ou surfaciques) de 2005-2006 et de 2015 en zone de présence par maille de 10 mètres de côté au sein des rives échantillonnées, afin de pouvoir comparer le nombre de mailles occupées aux deux dates.
- Typifier les profils des rives étudiées grâce à des facteurs biotiques et abiotiques.

Zone d'étude

Quatre-vingt-huit sites (tronçons de 500 m de long de rive) répartis dans deux sous-bassins :

- Doubs moyen (ou moyenne vallée du Doubs) : entre Saint-Maurice-Colombier (25) et Chaux-lès-Clerval (25), entre Baume-les-Dames (25) et Besançon (25), entre Montferrand-le-Château (25) et Roset-Fluans (25), entre Rans (39) et Brevans (39) ;
- basse vallée du Doubs entre Brevans (39) et Annoire (39).

Limites principales de l'étude

Il s'avère délicat de comparer rigoureusement les résultats de deux cartographies de plantes lorsque la première cartographie (2005-2006), considérée comme l'état de référence, n'a pas été réalisée dans une perspective de suivi. Les contours des stations de plantes exotiques envahissantes n'étaient pas toujours relevés, il s'agissait le plus souvent de centroïdes, étant donné la dispersion souvent de ces plantes dans les végétations riveraines et l'impossibilité pratique de toutes les cartographier. En outre, ce recensement a été réalisé par plusieurs observateurs, ce qui peut induire des différences de précision dans la cartographie. Enfin, la précision des GPS était moins bonne aussi en 2005-2006 qu'en 2015. Le traitement des données a essayé de corriger ce dernier point. Toutefois, même si la méthode cartographique de 2015 a essayé de tendre vers celle de 2005-2006, les résultats montrent des augmentations conséquentes du nombre de stations pour la plupart des espèces. Au-delà de la réalité de l'envahissement, ces accroissements révèlent aussi, en partie, une plus grande exhaustivité de l'inventaire en 2015.

En ce qui concerne la typification des rives, les facteurs descriptifs choisis dans ce but ne sont naturellement pas les seuls impliqués dans l'installation des plantes exotiques envahissantes (perturbations chimiques, régime hydrologique, historique du site, etc.). De plus, pour des raisons pratiques, les sites échantillonnés (tronçons de 500 m de long de rive) se sont vus attribués un profil pour chacun des facteurs descriptifs ; la règle retenue exigeait que chacun de ces facteurs s'applique sur au moins les 2/3 de la longueur de ces sites. Or, ce seuil méthodologique a contribué parfois à attribuer un type de profil à des sites alors que ceux-ci se révélaient hétérogènes. Enfin, les critères retenus pour définir chaque facteur descriptif (qu'est-ce qu'une rive stable, une rive avec une ripisylve ou encore une rive anthropisée ?) sont évidemment discutables puisqu'ils relèvent de choix méthodologiques, opérés en partie en fonction des données informatiques géographiques disponibles et des possibilités d'interprétation des photos aériennes. Tous ces éléments ont pu influencer sur les résultats obtenus en matière de recherche de causalité entre la dynamique expansionniste des plantes exotiques envahissantes et le profil des rives.

Résultats

Analyse des impacts d'*Acer negundo*

1.1 Distribution géographique en 2015

% sites envahis dans l'aire étudiée	67	% situés dans moyenne vallée	27
		% situés dans basse vallée	40
% sites envahis dans moyenne vallée	45		
% sites envahis dans basse vallée	100		

• Commentaires

Espèce très commune dans l'aire étudiée, mais commune en moyenne vallée (un peu moins de la moitié des sites) et extrêmement répandue en basse vallée (tous les sites). Parmi les cinq plantes exotiques envahissantes étudiées, il s'agit :

- de loin, de l'espèce la plus fréquente à l'échelle de la vallée du Doubs (présence dans 2/3 des sites échantillonnés) ;
- de l'espèce la plus fréquente à l'échelle de la basse vallée aussi (100 % des sites) ;
- mais en moyenne vallée, elle est moins fréquente que la balsamine de l'Himalaya (45 % des sites contre 60 % pour la balsamine).

1.2 Évolution de la distribution géographique entre 2005-2015 (pour la moyenne vallée du Doubs uniquement, en basse vallée l'état initial de 2005 n'étant pas suffisamment précis en raison de l'omniprésence de l'espèce dans ce sous-bassin)

nb sites envahis en 2005	8
nb sites envahis en 2015	24
% évolution	+200

Tendance de l'évolution du niveau de présence de l'espèce au sein des sites entre 2005 et 2015	nb de sites	%	Phénomène observé au sein des sites entre 2005 et 2015	nb de sites	%
augmentation	21	39,6%	apparition totale de l'espèce	18	34,0%
			extension de l'aire initiale de l'espèce	3	5,7%
stabilisation	29	54,7%	absence totale de l'espèce	27	50,9%
			absence d'évolution du niveau de présence de l'espèce	2	3,8%
réduction	3	5,7%	réduction de l'aire initiale de l'espèce	1	1,9%
			disparition totale de l'espèce	2	3,8%
total	53	100,0%		53	100,0%

• Commentaires

Au sein des 88 sites étudiés :

- la moitié (50,9 %) ne sont pas envahis en 2015 et ne l'étaient déjà pas en 2005, et 3,8 % des sites sont envahis en 2015 et l'étaient déjà de la même manière en 2005 ;
- un tiers (34 %) des sites sont envahis en 2015 mais ne l'étaient pas en 2005, et 5,7 % des sites sont envahis en 2015 mais l'étaient moins en 2005 ;
- 1,9 % des sites sont envahis en 2015 mais le sont moins qu'en 2005, et 3,8 % des sites ne sont plus envahis en 2015 alors qu'ils l'étaient en 2005.

En résumé, espèce triplement recensée en 2015 qu'en 2005 en moyenne vallée du Doubs. Dans le détail, les sites abritant déjà de l'éérable *negundo* en 2005 sont, à parts quasi égales, soit toujours autant colonisés en 2015, soit davantage colonisés, soit moins ou plus du tout colonisés. En effet, la disparition de l'éérable *negundo* a été observée, ce qui peut surprendre en raison de son type biologique phanérophytique. Les deux sites concernés semblent correspondre à des berges en partie prairiales ; il est probable dans ce cas que la disparition de l'éérable soit davantage due à des pratiques de gestion plutôt qu'à un dépérissement spontané.

Par conséquent, en dépit des incertitudes liées aux différences de précision cartographique entre 2005 et 2015, ces résultats indiquent, *a minima*, que majoritairement (presque 2/3 des cas) l'éérable *negundo* se maintient ou accroît son aire de présence au sein de ces sites et qu'en moyenne vallée du Doubs il semble s'installer très activement dans de nouveaux sites.

1.3 Influence des facteurs biotiques et abiotiques dans la distribution géographique de l'espèce

sites anthropisés	sites peu anthropisés
=	=
sites possédant une ripisylve équilibrée	sites possédant une ripisylve déséquilibrée
=	=
sites possédant une berge stabilisée	sites possédant une berge non stabilisée
	++

- **Commentaires**

La présence et l'abondance de l'espèce ne semblent pas influencées par le niveau d'anthropisation des berges ou par la présence ou l'absence d'une ripisylve bien constituée. En revanche, l'espèce semble significativement préférer les rives libres, non stabilisées. Ces résultats confirment la grande plasticité écologique de l'espèce, apte à coloniser des habitats naturels ou dégradés, fermés ou lumineux, mais de préférence significative des rives mobiles soumises par exemple à des dépôts et des reprises de sédiments.

Analyse des impacts de *Reynoutria sp.*

2.1 Distribution géographique en 2015

% sites envahis dans l'aire étudiée	30,7	% situés dans moyenne vallée	22,7
		% situés dans basse vallée	8
% sites envahis dans moyenne vallée	37,7		
% sites envahis dans basse vallée	20		

- **Commentaires**

Espèce commune dans l'aire étudiée, mais commune en moyenne vallée et assez commune en basse vallée. Parmi les cinq plantes exotiques envahissantes étudiées, il s'agit :

- de la troisième espèce la plus fréquente à l'échelle de la vallée du Doubs (présence dans 30 % des sites échantillonnés) et à l'échelle de la moyenne vallée (37 % des sites) ;
- mais en basse vallée, il s'agit de la deuxième espèce la plus fréquente (20 % des sites), loin derrière l'érable negundo (100 %).

2.2 Évolution de la distribution géographique entre 2005-2015

nb sites envahis en 2005	14
nb sites envahis en 2015	27
% évolution	+93

Tendance de l'évolution du niveau de présence de l'espèce au sein des sites entre 2005 et 2015	nb de sites	%	Phénomène observé au sein des sites entre 2005 et 2015	nb de sites	%
augmentation	22	25,0%	apparition totale de l'espèce	13	14,8%
			extension de l'aire initiale de l'espèce	9	10,2%
stabilisation	65	73,9%	absence totale de l'espèce	61	69,3%
			absence d'évolution du niveau de présence de l'espèce	4	4,5%
réduction	1	1,1%	réduction de l'aire initiale de l'espèce	1	1,1%
			disparition totale de l'espèce	0	0,0%
total	88	100,0%		88	100,0%

- **Commentaires**

Au sein des 88 sites étudiés :

- 61 % ne sont pas envahis en 2015 et ne l'étaient déjà pas en 2005, et 4,5 % des sites sont envahis en 2015 et l'étaient déjà de la même manière en 2005 ;
- 14,8 % des sites sont envahis en 2015 mais ne l'étaient pas en 2005, et 10,2 % des sites sont envahis en 2015 mais l'étaient moins en 2005 ;

- 1,1 % des sites sont envahis en 2015 mais le sont moins qu'en 2005, mais aucun site ne témoigne d'une disparition de l'espèce entre 2005 et 2015.

En résumé, espèce presque doublement recensée en 2015 qu'en 2005. Dans le détail, les sites abritant déjà des renouées en 2005 sont très majoritairement (2/3 des cas) davantage colonisés en 2015 ou sont autant colonisés (exceptionnellement moins colonisés : un cas). Par conséquent, en dépit des incertitudes liées aux différences de précision cartographique entre 2005 et 2015, ces résultats indiquent, *a minima*, que les renouées se maintiennent partout dans leurs sites de présence, que dans la majorité des cas elles accroissent leur aire de présence au sein de ces sites, et qu'elles semblent s'installer assez activement ailleurs.

2.3 Influence des facteurs biotiques et abiotiques dans la distribution géographique de l'espèce

sites anthropisés	sites peu anthropisés
+	
sites possédant une ripisylve équilibrée	sites possédant une ripisylve déséquilibrée
+	
sites possédant une berge stabilisée	sites possédant une berge non stabilisée
	+

- **Commentaires**

De manière assez attendue, la présence et l'abondance de l'espèce sont favorisées par les habitats ayant été assez profondément modifiés par les activités humaines. Ces bouleversements ont pu offrir des espaces à conquérir à la renouée, en tant qu'espèce pionnière, voire avoir été à l'origine parfois de l'introduction involontaire de la plante (apports de matériaux divers, déplacements d'engins, etc.). Par ailleurs, la renouée semble préférer les rives influencées par la dynamique de la rivière, ce qui s'explique, là aussi, par le besoin de l'espèce d'être déplacée par un facteur extérieur et déposée sur des sols nus.

Cependant, il peut paraître plus étonnant que la renouée préfère les rives dotées d'une ripisylve bien constituée, d'abord parce qu'il s'agit d'une espèce appréciant la lumière, mais surtout parce que la présence d'une ripisylve peut paraître contradictoire avec une berge anthropisée. Il reste toutefois possible qu'il s'agisse de berges dotées d'une ripisylve mais concernées à proximité par la présence d'éléments à « risque » pour l'invasion (diverses infrastructures).

Analyse des impacts d'*Helianthus tuberosus*

3.1 Distribution géographique en 2015

% sites envahis dans l'aire étudiée	18,2	% situés dans moyenne vallée	12,5
		% situés dans basse vallée	5,7
% sites envahis dans moyenne vallée	20,8		
% sites envahis dans basse vallée	14,3		

- **Commentaires**

Espèce assez commune dans l'aire étudiée, légèrement plus fréquente en moyenne vallée qu'en basse vallée. Parmi les cinq plantes exotiques envahissantes étudiées, il s'agit :

- de l'espèce la moins fréquente à l'échelle de la vallée du Doubs (présence dans 18 % des sites échantillonnés) et à l'échelle de la moyenne vallée (20 %) ;
- mais en basse vallée, elle constitue la troisième espèce étudiée la plus fréquente (14 % de sites), loin derrière l'érable negundo (100 % des sites) et après les renouées asiatiques (20 %).

3.2 Évolution de la distribution géographique entre 2005-2015

nb sites envahis en 2005	8
nb sites envahis en 2015	16
% évolution	+100

Tendance de l'évolution du niveau de présence de l'espèce au sein des sites entre 2005 et 2015	nb de sites	%	Phénomène observé au sein des sites entre 2005 et 2015	nb de sites	%
augmentation	12	13,6%	apparition totale de l'espèce	9	10,2%
			extension de l'aire initiale de l'espèce	3	3,4%
stabilisation	73	83,0%	absence totale de l'espèce	71	80,7%
			absence d'évolution du niveau de présence de l'espèce	2	2,3%
réduction	3	3,4%	réduction de l'aire initiale de l'espèce	2	2,3%
			disparition totale de l'espèce	1	1,1%
total	88	100,0%		88	100,0%

- **Commentaires**

Au sein des 88 sites étudiés :

- 80,7 % ne sont pas envahis en 2015 et ne l'étaient déjà pas en 2005, et 2,3 % des sites sont envahis en 2015 et l'étaient déjà de la même manière en 2005 ;
- 10,2 % des sites sont envahis en 2015 mais ne l'étaient pas en 2005, et 3,4 % des sites sont envahis en 2015 mais l'étaient moins en 2005 ;
- 2,3 % des sites sont envahis en 2015 mais le sont moins qu'en 2005, et 1,1 % des sites ne sont plus envahis en 2015 alors qu'ils l'étaient en 2005.

En résumé, espèce doublement recensée en 2015 qu'en 2005. Dans le détail, les sites abritant déjà du topinambour en 2005 sont, à parts quasi égales, soit toujours autant colonisés en 2015, soit davantage colonisés, soit moins ou plus du tout colonisés. Par conséquent, en dépit des incertitudes liées aux différences de précision cartographique entre 2005 et 2015, ces résultats indiquent, *a minima*, que le topinambour a majoritairement tendance (2/3 des cas) à se maintenir ou à progresser dans ses sites de présence, qu'il est capable de régresser ou de disparaître dans un tiers des cas, et qu'il semble s'installer assez activement ailleurs.

3.3 Influence des facteurs biotiques et abiotiques dans la distribution géographique de l'espèce

sites anthropisés	sites peu anthropisés
	+
sites possédant une ripisylve équilibrée	sites possédant une ripisylve déséquilibrée
	+
sites possédant une berge stabilisée	sites possédant une berge non stabilisée
	+

- **Commentaires**

La présence et l'abondance de l'espèce sont favorisées sur les rives occupées par des végétations naturelles des cours d'eau (peu anthropisées), plutôt bien éclairées (ripisylve absente ou ouverte), telles que des friches alluvionnaires et des mégaphorbiaies, et de surcroît sur des rives influencées par la dynamique de la rivière. Le bouleversement régulier du substrat (dépôt et érosion des sédiments) apporte les éléments nutritifs nécessaires et aide à la reproduction végétative rhizomateuse de la plante. Ces résultats sont parfaitement cohérents avec les observations de terrain.

Analyse des impacts de *Solidago sp.*

4.1 Distribution géographique en 2015

% sites envahis dans l'aire étudiée	21,6	% situés dans moyenne vallée	17,1
		% situés dans basse vallée	4,5
% sites envahis dans moyenne vallée	28,3		
% sites envahis dans basse vallée	11,4		

- **Commentaires**

Espèce assez commune dans l'aire étudiée, mais commune en moyenne vallée et assez rare en basse vallée. Parmi les cinq plantes exotiques envahissantes étudiées, il s'agit de la quatrième espèce la plus fréquente à l'échelle de la vallée du Doubs (présence dans 22 % des sites échantillonnés), à l'échelle de la moyenne vallée (28 % des sites) et à l'échelle de la basse vallée (11 %).

4.2 Évolution de la distribution géographique entre 2005-2015

nb sites envahis en 2005	8
nb sites envahis en 2015	19
% évolution	+137

Tendance de l'évolution du niveau de présence de l'espèce au sein des sites entre 2005 et 2015	nb de sites	%	phénomène observé au sein des sites entre 2005 et 2015	nb de sites	%
augmentation	16	18,2%	apparition totale de l'espèce	12	13,6%
			extension de l'aire initiale de l'espèce	4	4,5%
stabilisation	71	80,7%	absence totale de l'espèce	68	77,3%
			absence d'évolution du niveau de présence de l'espèce	3	3,4%
réduction	1	1,1%	réduction de l'aire initiale de l'espèce	0	0,0%
			disparition totale de l'espèce	1	1,1%
total	88	100,0%		88	100,0%

- **Commentaires**

Au sein des 88 sites étudiés :

- 77,3 % ne sont pas envahis en 2015 et ne l'étaient déjà pas en 2005, et 3,4 % des sites sont envahis en 2015 et l'étaient déjà de la même manière en 2005 ;
- 13,6 % des sites sont envahis en 2015 mais ne l'étaient pas en 2005, et 4,5 % des sites sont envahis en 2015 mais l'étaient moins en 2005 ;

- 1,1 % des sites ne sont plus envahis en 2015 alors qu'ils l'étaient en 2005, mais aucun site ne témoigne d'une réduction du niveau de présence de l'espèce entre 2005 et 2015.

En résumé, espèces plus que doublement recensées en 2015 qu'en 2005. Dans le détail, les sites abritant déjà des solidages en 2005 sont, à parts quasi égales, soit toujours autant colonisés en 2015, soit davantage colonisés (exceptionnellement disparus : un cas). Par conséquent, en dépit des incertitudes liées aux différences de précision cartographique entre 2005 et 2015, ces résultats indiquent, *a minima*, que les solidages sont installés durablement dans les sites colonisés, et qu'ils semblent s'installer assez activement ailleurs.

4.3 Influence des facteurs biotiques et abiotiques dans la distribution géographique de l'espèce

sites anthropisés	sites peu anthropisés
++	
sites possédant une ripisylve équilibrée	sites possédant une ripisylve déséquilibrée
+	
sites possédant une berge stabilisée	sites possédant une berge non stabilisée
+	

• Commentaires

La présence et l'abondance de l'espèce sont significativement influencées par l'anthropisation des berges ; la présence de jardins ou d'urbanisation par exemple favorisent donc nettement le solidage, certainement en étant à la source même de son introduction volontaire et de sa culture, dans le cas de l'ornement, ou à la source d'une introduction involontaire via des remblais contaminés par exemple. Par ailleurs, le solidage semble préférer les rives stabilisées, ce qui paraît cohérent avec le facteur précédent : l'aménagement des berges, la création de jardins ou d'urbanisation se font plutôt le long de rives figées.

Cependant, comme pour la renouée, il peut paraître plus étonnant que le solidage préfère les rives dotées d'une ripisylve bien constituée, d'abord parce qu'il s'agit d'une espèce plutôt héliophile, mais surtout parce que la présence d'une ripisylve peut paraître contradictoire avec une berge anthropisée. Il reste toutefois possible qu'il s'agisse de berges dotées d'une ripisylve mais concernées à proximité par la présence d'éléments à « risque » pour l'invasion (diverses infrastructures).

Analyse des impacts d'*Impatiens glandulifera*

5.1 Distribution géographique en 2015

% sites envahis dans l'aire étudiée	39,8	% situés dans moyenne vallée	36,4
		% situés dans basse vallée	3,4
% sites envahis dans moyenne vallée	60,4		
% sites envahis dans basse vallée	8,6		

• Commentaires

Espèce commune dans l'aire étudiée, mais très commune en moyenne vallée et assez rare en basse vallée. Parmi les cinq plantes exotiques envahissantes étudiées, il s'agit de :

- la deuxième espèce la plus fréquente à l'échelle de la vallée du Doubs (présence dans 40 % des sites échantillonnés), assez loin derrière l'érable *negundo* (67 %) ;

- de la première espèce la plus fréquente à l'échelle de la moyenne du Doubs (60 % des sites) ;
- de la dernière espèce la plus fréquente à l'échelle de la basse vallée (8 % des sites).

5.2 Évolution de la distribution géographique entre 2005-2015

nb sites envahis en 2005	29
nb sites envahis en 2015	35
% évolution	+21

Tendance de l'évolution du niveau de présence de l'espèce au sein des sites entre 2005 et 2015	nb de sites	%	Phénomène observé au sein des sites entre 2005 et 2015	nb de sites	%
augmentation	28	31,8%	apparition totale de l'espèce	10	11,4%
			extension de l'aire initiale de l'espèce	18	20,5%
stabilisation	50	56,8%	absence totale de l'espèce	49	55,7%
			absence d'évolution du niveau de présence de l'espèce	1	1,1%
réduction	10	11,4%	réduction de l'aire initiale de l'espèce	6	6,8%
			disparition totale de l'espèce	4	4,5%
total	88	100,0%		88	100,0%

• Commentaires

Au sein des 88 sites étudiés :

- 55,7 % ne sont pas envahis en 2015 et ne l'étaient déjà pas en 2005, et 1,1 % des sites sont envahis en 2015 et l'étaient déjà de la même manière en 2005 ;
- 11,4 % des sites sont envahis en 2015 mais ne l'étaient pas en 2005, et 20,5 % des sites sont envahis en 2015 mais l'étaient moins en 2005 ;
- 6,8 % des sites sont envahis en 2015 mais le sont moins qu'en 2005, et 4,5 % des sites ne sont plus envahis en 2015 alors qu'ils l'étaient en 2005.

En résumé, la balsamine est l'espèce étudiée qui a le moins progressé proportionnellement entre 2005 et 2015 par rapport au nombre de sites occupés à ces deux dates (+ 21 %), mais pas en valeur absolue (apparition dans 10 sites). Dans le détail, il est intéressant de constater que son évolution s'illustre aussi, au-delà des nouveaux sites colonisés, par une expansion forte dans beaucoup de sites déjà occupés en 2005 (18 sites), et parallèlement par une réduction ou une disparition assez fortes dans les sites déjà occupés en 2005. En effet, alors qu'elle était recensée dans 29 sites sur 88 en 2005, elle aurait régressé ou disparu dans 10 de ces sites, c'est-à-dire dans un site sur trois. Ainsi, en tant que thérophyte, cette espèce a des effectifs assez fluctuants d'année en année, et, logiquement, une aire de présence irrégulière.

5.3 Influence des facteurs biotiques et abiotiques dans la distribution géographique de l'espèce

sites anthropisés	sites peu anthropisés
	+
sites possédant une ripisylve équilibrée	sites possédant une ripisylve déséquilibrée
+	
sites possédant une berge stabilisée	sites possédant une berge non stabilisée
++	

- **Commentaires**

La présence et l'abondance de l'espèce semblent favorisées sur les rives occupées par des végétations naturelles des cours d'eau (peu anthropisées), plutôt au sein de ripisylves. Ce constat confirme la préférence de la balsamine pour les contextes forestiers en mesure de maintenir l'ambiance fraîche qui lui est nécessaire. En outre, il s'avère que les rives stabilisées sont significativement plus attractives pour la balsamine. Ce résultat est certainement à mettre en relation avec le fait que la balsamine est beaucoup plus répandue dans la partie amont de la moyenne vallée du Doubs, et que dans ce secteur les rives sont globalement considérées comme naturellement stabilisées en raison de l'encaissement, au sein de roches dures, du cours d'eau.

Annexe 1.2 : Caractérisation des impacts de plantes invasives sur les communautés végétales de la vallée du Doubs (Elodie Wiedenkeller - 2016)

Références bibliographiques

Wiedenkeller E., 2016. Caractérisation des impacts de plantes invasives sur les communautés végétales de la vallée du Doubs. Rapport de stage de Master d'écologie appliquée Ecosystèmes, contaminants et santé, Université de Franche-Comté, Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés, 30 p.

Wiedenkeller E., Nicod C. & Vuillemenot M., 2017. *Nouvelle analyse et synthèse des résultats de l'étude sur la caractérisation des impacts de plantes invasives sur les communautés végétales de la vallée du Doubs*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés, 12 p.

Objectifs

- Évaluer l'impact de l'envahissement de trois espèces végétales exotiques envahissantes majeures de la vallée du Doubs (érable negundo [*Acer negundo*] ; topinambour [*Helianthus tuberosus*] ; balsamine de l'Himalaya [*Impatiens glandulifera*]) dans deux communautés végétales intrinsèquement liées à la dynamique fluviale (saulaie blanche [*Salicetum albae*] ; mégaphorbiaie nitrophile à ortie et liseron des haies [*Urtico - Convolvuletum*]).
- Vérifier si des communautés envahies en 2005-2006 (saulaie blanche [*Salicetum albae*] ; mégaphorbiaie nitrophile à ortie et liseron des haies [*Urtico - Convolvuletum*]) ont floristiquement évolué et de quelle manière.

Principes

- Réaliser des relevés phytosociologiques dans des individus de *Salicetum albae* et d'*Urtico - Convolvuletum* envahis par l'une des trois PEE sélectionnées et dans des individus non envahis, puis comparer ces échantillons en analysant des variables issues de leur composition floristique (richesse, diversité, équitabilité, valeurs écologiques) ou de mesures réalisées spécifiquement (hauteur moyenne de la plante herbacée dominante).
- Comparer, à 10 ans d'intervalle, des relevés phytosociologiques réalisés dans des individus de communautés végétales envahies.

Zone d'étude

Soixante-quatorze sites répartis dans deux sous-bassins :

- Doubs moyen (ou moyenne vallée du Doubs) : entre Saint-Maurice-Colombier (25) et Chaux-lès-Clerval (25), entre Baume-les-Dames (25) et Besançon (25), entre Montferrand-le-Château (25) et Roset-Fluans (25), entre Rans (39) et Brevans (39) ;
- basse vallée du Doubs entre Brevans (39) et Annoire (39).

Limites principales de l'étude

D'abord les conditions météorologiques très pluvieuses en mai-juin 2016 ont perturbé le plan d'échantillonnage initialement établi et ont empêché, en raison de niveaux d'eau particulièrement élevés, l'accès à de nombreux sites. Ainsi, le nombre d'échantillons visités pour analyser l'évolution floristique de sites envahis à 10 ans d'intervalle s'est révélé trop faible statistiquement.

Par ailleurs, il s'avère souvent risqué de comparer rigoureusement des relevés phytosociologiques lorsque les relevés de référence n'ont pas été réalisés dans une perspective de suivi (seul le centroïde des relevés était géolocalisé, avec une précision variable selon les sites, et ces relevés ont été réalisés dans le cadre d'études très diverses, par autant d'auteurs différents).

L'étude des impacts réels des plantes exotiques envahissantes dans les communautés végétales demeure encore relativement rare en France (Fried *et al.*, 2013 ; Bottollier-Curtet, 2010 ; Chambolle, 2012). Le postulat quasi-

général de ces études est que la dominance ou co-dominance d'une plante exotique dans un habitat est assimilée à une source de perturbation négative sur la biodiversité (hypothèse que les effets sont « densité dépendants »). Les études citées mentionnent la variabilité des impacts, pour chaque espèce exotique, selon l'habitat considéré, mais aussi selon le type biologique de l'espèce exotique notamment. En outre, ces études n'obtiennent pas forcément les mêmes résultats pour les mêmes espèces étudiées, ce qui reflète peut-être des différences géographiques, méthodologiques, ou de nature des écosystèmes étudiés :

- différence de seuil de recouvrement dans la considération d'un habitat envahi ou non ou peu envahi (certaines méthodes attribuent la co-dominance lorsque l'espèce dépasse le recouvrement de 25 % ; d'autres le fixent à plus de 75 %) ;
- différence de choix des habitats référents, principalement selon si ces habitats sont déjà structurés ou non par une espèce dominante autochtone initialement ;
- spécificité des habitats alluviaux, qui ne permettent pas d'extrapolation des résultats obtenus à d'autres communautés non riveraines envahies par les mêmes espèces, notamment parce que ces écosystèmes sont naturellement très stimulés et sont donc habitués à être perturbés et à réagir.

Enfin, d'une manière générale, ce type d'étude est confronté à deux difficultés récurrentes et fondamentales pour la validité des résultats :

- être sûr que les différences observées (s'il y en a, en matière de végétation notamment) entre les habitats envahis et les habitats non envahis (témoins) sont imputables aux plantes exotiques envahissantes. Ces espèces ne pourraient aussi qu'accentuer les effets d'une dégradation ultérieure et antérieure de l'habitat, qui auraient précisément à la prolifération de ces espèces exotiques ;
- être sûr que les habitats choisis comme témoins (non ou peu envahis) sont vraiment équivalents écologiquement et floristiquement aux habitats envahis (avant l'envahissement) : idéalement il faudrait partir du même habitat et introduire la plante exotique envahissante dans une partie...ou *a minima* trouver des sites offrant, au sein du même individu d'habitat, une zone non envahie comme site témoin et une zone envahie.

Dans le cas de l'étude de la vallée du Doubs, les analyses statistiques se sont révélées parfois confuses, souffrant d'un manque d'interprétation écologique et biologique, et ont présenté, par certains aspects, des biais dans le protocole d'échantillonnage. L'un de ces biais, difficilement évitable, a résidé dans la dernière difficulté mentionnée précédemment, à savoir le fait que les relevés témoins et les relevés envahis aient été effectués dans des secteurs différents. Bien qu'il s'agisse de comparer des relevés réalisés dans des groupements végétaux similaires, il n'a pas été possible de garantir la similarité des conditions stationnelles.

Sur la base du jeu de données collectées au cours de cette étude dans la vallée du Doubs, de nouveaux tests statistiques ont été réalisés en essayant d'éliminer plusieurs autres biais dans le protocole d'échantillonnage et en restreignant le nombre de variables mesurées. L'élimination de ces biais a eu pour conséquence de devoir réduire le nombre de relevés phytosociologiques, affaiblissant ainsi la puissance statistique des analyses.

Les résultats présentés ci-après proviennent de ces nouveaux tests statistiques.

Résultats

Analyse des impacts d'*Acer negundo* dans le *Salicetum albae*

Parmi les variables sélectionnées, il a pu être montré les différences suivantes entre les individus de *Salicetum albae* envahis par *Acer negundo* et les individus de *Salicetum albae* non envahis par *Acer negundo* :

- dans les individus de *Salicetum albae* envahis par *Acer negundo*, la richesse spécifique et la diversité spécifique sont significativement plus faibles ;
- dans les individus de *Salicetum albae* envahis par *Acer negundo*, la quantité de lumière est significativement plus faible.

• Commentaires

Les saulaies blanches envahies par *Acer negundo* sont plus pauvres et moins diversifiées floristiquement que les saulaies blanches non envahies. Cette situation peut être interprétée comme l'influence d'*Acer negundo* sur la communauté végétale, mais il pourrait aussi être avancé qu'*Acer negundo* envahit des saulaies blanches initiale-

ment plus pauvres. Le fait qu'une luminosité plus faible soit mise en évidence dans les saulaies blanches envahies par *Acer negundo* semble toutefois privilégier la responsabilité d'*Acer negundo* dans cet appauvrissement : son feuillage, plus dense que celui des saules, assombrit le sous-bois et limite ainsi la richesse et la diversité floristique. Toutefois, ce plus fort ombrage ne semble pas pour autant impacter la hauteur de l'espèce dominante qu'est l'ortie : cette dernière est aussi haute dans les saulaies blanches envahies par *Acer negundo* que dans les saulaies blanches non envahies. L'absence d'influence d'*Acer negundo* sur la hauteur d'*Urtica dioica* a déjà été démontrée par Chambole (2012) dans les forêts alluviales de l'Allier. En revanche, ce dernier a observé d'autres effets de l'éclaircie sur l'ortie concernant son envergure et sa biomasse sèche.

Analyse des impacts d'*Helianthus tuberosus*

2.1 Dans le *Salicetum albae*

Parmi les variables sélectionnées, il a pu être montré les différences suivantes entre les individus de *Salicetum albae* envahis par *Helianthus tuberosus* et les individus de *Salicetum albae* non envahis par *Helianthus tuberosus* : dans les individus de *Salicetum albae* envahis par *Helianthus tuberosus*, l'équitabilité a tendance à être plus élevée (test proche du seuil de significativité mais cependant non significatif).

2.2 Dans l'*Urtico - Convolvuletum*

Parmi les variables sélectionnées, il a pu être montré les différences suivantes entre les individus d'*Urtico - Convolvuletum* envahis par *Helianthus tuberosus* et les individus d'*Urtico - Convolvuletum* non envahis par *Helianthus tuberosus* :

dans les individus d'*Urtico - Convolvuletum* envahis par *Helianthus tuberosus*, la valeur écologique d'humus est significativement plus faible ;

dans les individus d'*Urtico - Convolvuletum* envahis par *Helianthus tuberosus*, la hauteur de l'ortie est significativement plus élevée. Cette hauteur est alors similaire à celle d'*Helianthus tuberosus*.

• Commentaires

L'envahissement du *Salicetum albae* ou de l'*Urtico - Convolvuletum* par *Helianthus tuberosus* ne semble pas affecter floristiquement ces communautés. Ces végétations sont déjà dominées par une espèce indigène très compétitive : l'ortie. En revanche, la hausse de l'équitabilité en présence d'*Helianthus tuberosus* montre que les communautés envahies sont soumises à un partage de la domination des espèces pour l'exploitation des ressources du milieu (entre l'ortie et le topinambour).

Le fait que la valeur d'humus soit plus faible dans les individus d'*Urtico - Convolvuletum* envahis par *Helianthus tuberosus* peut suggérer que cette espèce préfère des sols moins humifères. Cependant, il ne peut pas être exclu que ce soit l'envahissement d'*Helianthus tuberosus* qui génère moins d'humus que l'ortie seule.

Dans les individus d'*Urtico - Convolvuletum* envahis, l'ortie présente des peuplements significativement plus hauts lorsqu'elle est en compétition avec le topinambour. Cette modification correspond sûrement à une adaptation en situation de compétition pour la lumière avec une autre herbacée géante. Cependant, bien que peu probable, il pourrait aussi être avancé que l'ortie est plus haute en présence du topinambour parce que ce dernier s'installerait dans des situations plus riches en nutriments, voire parce que ce dernier contribuerait à enrichir le milieu. Ce dernier point est toutefois en contradiction avec le constat que le topinambour affectionnerait plutôt les sols moins humifères.

Analyse des impacts d'*Impatiens glandulifera*

3.1 Dans le *Salicetum albae*

Parmi les variables sélectionnées, il a pu être montré les différences suivantes entre les individus de *Salicetum albae* envahis par *Impatiens glandulifera* et les individus de *Salicetum albae* non envahis par *Impatiens glandulifera* : dans les individus de *Salicetum albae* envahis par *Impatiens glandulifera*, l'équitabilité est significativement plus élevée.

3.2 Dans l'*Urtico - Convolvuletum*

Parmi les variables sélectionnées, il a pu être montré les différences suivantes entre les individus d'*Urtico - Convolvuletum* envahis par *Impatiens glandulifera* et les individus d'*Urtico - Convolvuletum* non envahis par *Impatiens glandulifera* :

- dans les individus d'*Urtico - Convolvuletum* envahis par *Impatiens glandulifera*, l'équitabilité est significativement plus élevée ;
- dans les individus d'*Urtico - Convolvuletum* envahis par *Impatiens glandulifera*, la valeur écologique d'humus est significativement plus faible ;
- dans les individus d'*Urtico - Convolvuletum* envahis par *Impatiens glandulifera*, la hauteur de l'ortie est significativement plus élevée. Cette hauteur est alors similaire à celle d'*Impatiens glandulifera*.

De plus, il peut être mentionné que lors de la recherche en 2016 des individus d'*Urtico - Convolvuletum* sélectionnés car envahis d'*Impatiens glandulifera* en 2006, très peu de sites abritaient encore l'espèce.

• Commentaires

Les remarques sont proches de celles d'*Helianthus tuberosus*.

L'envahissement du *Salicetum albae* ou de l'*Urtico - Convolvuletum* par *Impatiens glandulifera* ne semble pas affecter floristiquement ces communautés. Ces végétations sont déjà dominées par une espèce indigène très compétitive : l'ortie. En revanche, la hausse de l'équitabilité en présence d'*Impatiens glandulifera* montre que les communautés envahies sont soumises à un partage de la domination des espèces pour l'exploitation des ressources du milieu (entre l'ortie et la balsamine).

Le fait que la valeur d'humus soit plus faible dans les individus d'*Urtico - Convolvuletum* envahis par *Impatiens glandulifera* peut suggérer que cette espèce préfère des sols moins humifères. Cependant, il ne peut pas être exclu que ce soit l'envahissement d'*Impatiens glandulifera* qui génère moins d'humus que l'ortie seule.

Dans les individus d'*Urtico - Convolvuletum* envahis, l'ortie présente des peuplements significativement plus hauts lorsqu'elle est en compétition avec la balsamine. Cette modification correspond sûrement à une adaptation en situation de compétition pour la lumière avec une autre herbacée géante. Cependant, bien que peu probable, il pourrait aussi être avancé que l'ortie est plus haute en présence de la balsamine parce que cette dernière s'installerait dans des situations plus riches en nutriments, voire parce que cette dernière contribuerait à enrichir le milieu. Ce dernier point est toutefois en contradiction avec le constat que la balsamine affectionnerait plutôt les sols moins humifères.

Annexe 1.3 : Identification des facteurs influençant la vulnérabilité des différents habitats rivulaires de la vallée du Doubs aux plantes exotiques envahissantes (Corentin Nicod - 2017)

Référence bibliographique

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 d'écologie appliquée Écosystèmes, contaminants et santé, Université de Franche-Comté, Conservatoire botanique national de Franche-Comté - Observatoire régional des Invertébrés, 28 p. + annexes.

Objectifs

- Identifier les groupements végétaux rivulaires les plus envahis par des plantes exotiques et identifier les espèces exotiques concernées ;
- Comprendre les différences de niveau d'envahissement entre les groupements végétaux ;
- Comprendre la forte variabilité du niveau d'envahissement au sein des deux ripisylves les plus fréquentes dans la vallée du Doubs (la saulaie blanche [*Salicetum albae*] et l'aulnaie-frênaie [*Aegopodio - Fraxinetum*]) en vérifiant si ce niveau d'envahissement est lié à la qualité écologique de l'habitat rivulaire et à l'existence d'un gradient amont-aval.

Principes

- Analyser les relevés phytosociologiques de groupements végétaux rivulaires de la vallée du Doubs existants, réalisés au cours d'études récentes, pour répondre aux deux premiers objectifs.
- Réaliser des relevés phytosociologiques dans des individus de *Salicetum albae* et d'*Aegopodio - Fraxinetum* dans toute la vallée pour renseigner un indice d'envahissement par des espèces exotiques et en évaluant la qualité écologique de ces habitats rivulaires grâce à une méthode et un indice proposés dans la littérature et parfaitement adaptés aux ripisylves (QBR index). Celle-ci intègre des facteurs biotiques (recouvrement total de la végétation riveraine ; structure et qualité du recouvrement) et abiotiques (modification des berges du cours d'eau). Puis confronter l'indice d'envahissement avec l'indice de qualité de l'habitat rivulaire.

Zone d'étude

Quatre-vingt-dix sites répartis dans trois sous-bassins :

- Doubs médian entre Glère (25) et Voujeaucourt (25) ;
- Doubs moyen (ou moyenne vallée du Doubs) : entre Bavans (25) et Brevans (39) ;
- basse vallée du Doubs entre Dole (39) et Annoire (39).

Limites principales de l'étude

Les relevés phytosociologiques de groupements végétaux rivulaires de la vallée du Doubs existants et utilisés pour l'identification des communautés les plus envahies ne rendent potentiellement pas parfaitement compte de la réalité de l'envahissement. En effet, les relevés exploités ont été réalisés dans le cadre d'études descriptives des végétations, dont le but est d'élaborer une typologie à la fois représentative des territoires concernés, mais également conforme à la description originelle des communautés végétales. Les observateurs peuvent alors avoir recherché des individus de communautés bien exprimés et de bonne typicité floristique. Ainsi, ils peuvent avoir évité les situations fortement dominées par des espèces exotiques. Les résultats mis en évidence sous représentent donc peut-être la réalité.

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.

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.

Le protocole s'est attaché à sélectionner des sites de bonne et de mauvaise qualité écologique sur tout le linéaire du Doubs concerné par cette étude. Toutefois, cette application s'est heurtée à une réalité de terrain sur la répartition des échantillons ; en effet il a été plus difficile de trouver des ripisylves de bonne qualité écologique relevant du *Salicetum albae* dans le sous-bassin du Doubs médian, de même qu'il a été plus difficile de trouver globalement des ripisylves relevant de l'*Aegopodio - Fraxinetum* dans la basse vallée du Doubs, ce groupement y étant peu fréquent.

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.

Résultats

Analyse du niveau d'envahissement des différents groupements végétaux rivulaires

Parmi les 18 groupements végétaux rivulaires considérés, huit sont significativement envahis par des plantes exotiques, en ce qui concerne le pourcentage d'espèces exotiques par rapport au nombre total d'espèces ou le pourcentage de recouvrement des espèces exotiques.

Les groupements d'émergence temporaire colonisant les grèves de galets et les sables du lit mineur (*Bidenti - Brassicetum*) et les sols limono-vaseux (*Polygono - Bidentetum*) sont sans conteste les communautés les plus envahies. Située à un niveau topographique supérieur, la friche mésoxérophile des dépôts d'alluvions grossières (*Saponario - Elytrigietum*) figure également parmi les huit communautés les plus envahies. Mais par ordre décroissant, c'est la saulaie blanche (*Salicetum albae*) qui se place immédiatement derrière les végétations de grèves, dans ses deux variantes, mésohygrophile et hygrocline, identifiées antérieurement dans la vallée du Doubs. Les saulaies arbustives pionnières (*Salicetum purpureae* et *Salicetum triandro - viminalis*) sont bien envahies concernant le pourcentage d'espèces exotiques présentes dans les relevés, mais peu envahies au regard du recouvrement des espèces exotiques. Enfin, derrière la saulaie blanche figure aussi l'aulnaie - frênaie (*Aegopodio - Fraxinetum*), aussi bien en matière de pourcentage d'espèces exotiques par rapport au nombre total d'espèces que de pourcentage de recouvrement. Il est intéressant de noter que seule la variante neutro-nitrophile hygrocline de cette aulnaie-frênaie, identifiée antérieurement dans la vallée du Doubs, est concernée par cette situation. La variante neutro-nitrocline présente un très faible niveau d'envahissement, qui la place parmi les derniers des 18 groupements étudiés.

Les autres groupements végétaux peu à très peu envahis correspondent à la mégaphorbiaie nitrophile à ortie (*Urtico - Convolvuletum*), à la fruticée des banquettes alluviales (*Rhamno - Cornetum*), aux cariçaies (*Caricetum vesicariae*, *C. gracilis*) et aux petites et grandes roselières (*Rorippo - Phalaridetum*, *Phalaridetum arundinaceae*, *Oenantho - Rorippetum*, *Phragmitetum australis*).

Concernant les espèces exotiques en cause, il s'avère que les groupements végétaux des niveaux topographiques inférieurs régulièrement balayés par les crues et constitués surtout d'alluvions (*Bidenti - Brassicetum*, *Polygono - Bidentetum*, *Saponario - Elytrigietum*, *Salicetum purpureae*) sont envahis majoritairement par des espèces annuelles (*Ambrosia artemisiifolia*, *Amaranthus hybridus*, *Panicum capillare*, *Echinochloa crus-galli*, *Datura stramonium*, etc.). Quelques espèces exotiques bisannuelles ou vivaces sont toutefois liées aux groupements de hauts de grèves (*Erigeron annuus*, *Helianthus tuberosus*, *Symphotrichum xalignum*).

Les groupements végétaux plus matures ou des niveaux topographiques supérieurs (*Salicetum triandro - viminalis*, *Salicetum albae*, *Rhamno - Cornetum*, *Aegopodio - Fraxinetum*, *Urtico - Convolvuletum*) sont envahis majoritairement par des espèces de haute taille très compétitives, vivaces (*Reynoutria japonica*, *Acer negundo*, *Helianthus tuberosus*) ou annuelle (*Impatiens glandulifera*). Quant aux petites et grandes roselières et aux cariçaies, elles ne sont quasiment concernées que par une espèce annuelle : *Bidens frondosa*.

- Commentaires

Comme indiqué dans les « limites principales de l'étude », il se peut que les relevés phytosociologiques de groupements végétaux rivulaires de la vallée du Doubs utilisés lors de cette analyse sous-représentent la réalité de l'envahissement.

Malgré tout, les résultats obtenus sont cohérents avec les considérations d'autres auteurs qui montrent que les perturbations favorisent le développement des espèces exotiques. En effet, les groupements rivulaires de la vallée du Doubs les plus envahis, à la fois au regard de la proportion d'espèces exotiques et au regard du recouvrement de ces espèces, correspondent globalement aux végétations qui subissent le plus de perturbations de la part des crues (communautés des bancs de graviers et de vases et ripisylves des niveaux topographiques inférieurs).

Comparaison du niveau d'envahissement entre les différents groupements végétaux rivulaires

Au sein des groupements végétaux plus matures ou des niveaux topographiques supérieurs majoritairement envahis par des espèces exotiques très compétitives, il est mis en évidence que le niveau d'envahissement par des espèces exotiques est corrélé positivement avec les niveaux de lumière et d'humidité au sol et corrélé négativement avec le niveau de recouvrement et la diversité des strates arborescente et arbustive. Ainsi, les groupements les plus humides et les plus ouverts (*Salicetum albae*) sont plus envahis que les groupements moins humides et dotés de strates arborescente ou arbustive relativement fournies (*Aegopodio - Fraxinetum* et le *Rhamno - Cornetu m*). Quant à la diversité et au recouvrement de la strate herbacée, elle ne semble tout simplement pas avoir d'effet sur le niveau d'envahissement.

L'analyse des groupements majoritairement envahis par des espèces annuelles (groupements végétaux des niveaux topographiques inférieurs régulièrement balayés par les crues et constitués surtout d'alluvions et petites et grandes roselières et cariçaies) montre que le niveau d'envahissement par des espèces exotiques est corrélé positivement avec le niveau de lumière au sol, la diversité et le pourcentage d'espèces à stratégie R. A l'opposé, le niveau d'envahissement est corrélé négativement avec le pourcentage d'espèces à stratégie C, le recouvrement de la strate herbacée ainsi que le niveau d'humidité du sol. Ainsi, les roselières et cariçaies, communautés humides structurées par des espèces compétitives et recouvrantes, sont peu envahies, alors que les végétations des alluvions, composées d'une grande diversité d'espèces peu recouvrantes, sont davantage envahies.

- Commentaires

Les analyses des deux grands types de groupements végétaux cités précédemment convergent sur l'importance de la lumière au sol pour le développement des espèces exotiques envahissantes. L'avantage compétitif des espèces exotiques sur les espèces natives étant plus important aux premiers niveaux du processus d'invasion (Gioria & Osborne, 2014), elles se développent préférentiellement dans des milieux où la quantité de lumière est plus importante, leur aptitude à la compétition n'étant pas impactée par un niveau d'ombrage élevé.

Dans la même logique, les relevés de la vallée du Doubs montrent qu'une strate buissonnante très recouvrante est corrélée avec un indice d'envahissement faible. On peut supposer que les essences arbustives, de par leur taille et lorsqu'elles occupent une surface importante, limitent le succès d'invasion d'espèces exotiques de grande taille. Cependant, le pourcentage d'espèces compétitives natives de la strate herbacée dans les communautés ne semble pas affecter le niveau d'invasion par ces espèces exotiques. Les espèces compétitives natives n'empêchent pas l'installation et le développement d'espèces exotiques compétitives de grande taille car, pour des espèces avec des traits fonctionnels similaires, ces dernières sont nettement plus aptes à la compétition (Bottolier-Curtet, 2010).

Par ailleurs, il est intéressant de constater que la diversité de la strate herbacée n'a pas d'effet sur le niveau d'envahissement par des espèces exotiques compétitives, puisqu'il est généralement admis que la diversité spécifique d'un groupement diminue le succès d'invasion des espèces végétales exotiques (Levine *et al.*, 2004). Néanmoins, il convient d'aborder ces résultats avec précautions car la majeure partie des groupements étudiés présentent une diversité spécifique naturellement faible (strate H dominée par quelques espèces nitrophiles). De plus, si l'on s'intéresse à l'invasion par des espèces exotiques annuelles, les groupements de la vallée du Doubs présentant la plus forte diversité spécifique sont les plus envahis, ce qui contribue à alimenter le débat autour de cette question (Zeiter & Stampfli, 2012 ; Byun *et al.*, 2013). Toutefois, les milieux alluviaux, de par leur fonctionnement, peuvent apparaître comme des modèles restrictifs pour l'étude des espèces exotiques (Bottolier-Curtet, 2010). En ce sens, les résultats obtenus pour ce type de milieux ne sont pas comparables à d'autres systèmes (prairies, marais, etc.).

Les analyses des deux grands types de groupements végétaux cités précédemment divergent sur l'importance de l'humidité du sol pour le développement des espèces exotiques envahissantes. Dans le cas des groupements végétaux majoritairement envahis par des espèces exotiques très compétitives, l'humidité accroît le niveau d'envahissement. Alors que dans le cas des groupements majoritairement envahis par des espèces annuelles, l'humidité réduit le niveau d'envahissement. Ces résultats peuvent certainement être interprétés de la manière suivante. Dans le premier cas, les groupements les plus humides correspondent aux groupements rivulaires les plus proches topographiquement et spatialement par rapport au cours d'eau. Ainsi, l'humidité du sol ne serait pas forcément le facteur explicatif, mais davantage la plus grande fréquence et la plus grande intensité des crues dans ces situations. Dans le deuxième cas, les groupements les plus humides correspondent aux cariçaies et aux roselières. Aucune espèce exotique de la vallée du Doubs ne semble tolérante à ces conditions d'engorgement prolongé. De plus, ces groupements se développent plutôt dans les bras morts. De ce fait, ces végétations sont surtout concernées par l'inondation mais pas par le décapage et le dépôt liés aux crues les plus intenses.

Comparaison du niveau d'invasion entre les deux ripisylves les plus fréquentes

Pour l'*Aegopodio - Fraxinetum*, le gradient amont-aval, et donc altitudinal, n'a pas d'influence significative sur le niveau d'invasion global par des espèces exotiques, même si les relevés d'aulnaie-frênaie présentant le plus d'espèces exotiques se situent malgré tout en deçà de 300 mètres d'altitude. En revanche, le niveau d'invasion du *Salicetum albae* est significativement influencé par l'altitude, puisque les saulaies de la moitié inférieure du linéaire prospecté (en deçà de 250 mètres d'altitude) sont beaucoup plus envahies.

Sur le plan du niveau d'invasion, les relevés réalisés dans le cadre de cette étude montrent que très peu de ripisylves montrent une absence d'espèces exotiques ; 13 % pour l'*Aegopodio - Fraxinetum* et seulement 9 % pour le *Salicetum albae*. Parmi les ripisylves envahies, l'*Aegopodio - Fraxinetum* s'illustre également par un niveau d'invasion bien moindre que le *Salicetum albae* : 21 % des aulnaies-frênaies présentent un niveau d'invasion modéré à fort, contre 58 % pour les saulaies blanches. De même, 4 % seulement des aulnaies-frênaies présentent un niveau d'invasion fort, contre 16 % pour les saulaies blanches.

Concernant la qualité écologique de l'habitat rivulaire, cette dernière n'a pas d'influence quant au niveau d'invasion par des espèces exotiques pour l'*Aegopodio - Fraxinetum*. En revanche, les saulaies blanches de bonne qualité ont tendance à être nettement plus envahies que les saulaies blanches de mauvaise qualité.

Enfin, des analyses multivariées s'intéressant à la composition floristique des ripisylves confirment que l'*Aegopodio - Fraxinetum* s'exprime sous forme de deux variantes dans la vallée du Doubs, déjà mises en évidence par les typologies phytosociologiques de ce territoire. Il s'avère que la variante hygrocline nitrophile est nettement plus envahie que la variante plus mésophile et neutrocline ; cela confirme les résultats de l'analyse des relevés réalisés au cours d'autres études (analyse du niveau d'invasion des différents groupements végétaux rivulaires). Il ressort aussi qu'aux altitudes les plus élevées, *Impatiens glandulifera* présente un recouvrement plus important.

Les analyses multivariées portant sur le *Salicetum albae* mettent également en évidence l'existence de deux variantes dans la vallée du Doubs, déjà identifiées par les typologies phytosociologiques de ce territoire. La variante mésohygrophile semble autant envahie que la variante hygrocline.

Aussi, ces analyses multivariées confirment que les saulaies blanches les plus envahies par des espèces exotiques sont les saulaies de meilleure qualité écologique, et que ces dernières semblent davantage présentes à basse altitude. Par ailleurs, des espèces exotiques envahissantes telles qu'*Acer negundo* et *Reynoutria xbohemica* semblent avoir un recouvrement plus important dans ces saulaies de bonne qualité écologique et de basse altitude.

Enfin, ces analyses indiquent une légère corrélation négative entre le recouvrement d'*Urtica dioica* et le niveau d'invasion par des espèces exotiques, notamment par *Acer negundo* et *Reynoutria xbohemica*.

- **Commentaires**

Le fait que le *Salicetum albae* soit plus envahi par des espèces exotiques dans la moitié du linéaire étudiée la plus en aval paraît cohérent : plus l'altitude s'abaisse, moins les conditions climatiques sont rudes, plus les perturbations sont fréquentes et intenses et plus la pression de propagules d'espèces exotiques est élevée. Toutefois, le fait que l'*Aegopodio - Fraxinetum* ne présente pas de différence d'invasion entre l'amont et l'aval met surtout en évidence le rôle sûrement prépondérant de la fréquence et de l'intensité des crues dans la dispersion et l'installation des plantes exotiques envahissantes. S'agissant d'une ripisylve de haut de berge, l'aulnaie-frênaie est moins concernée par ces variations du niveau des crues entre l'amont et l'aval ; elle reçoit donc moins de propagules et est moins réceptive puisqu'elle est plus stable, le substrat et la couverture végétale n'étant pas régulièrement remaniés.

La proportion moyenne de 90 % de l'*Aegopodio - Fraxinetum* et du *Salicetum albae* de la vallée du Doubs abritant des espèces exotiques confirme la grande sensibilité des ripisylves des régions tempérées aux invasions végétales. En outre, les résultats montrent que dans ce territoire la saulaie blanche est nettement plus envahie que l'aulnaie-frênaie ; cette différence a déjà été identifiée dans d'autres territoires, tels que dans la vallée de la Moselle (Schnitzler & Aumaitre, 2008), mais dans le cas de la vallée du Doubs cet écart semble encore plus prononcé. Ces derniers auteurs expliquent la moindre sensibilité de l'aulnaie-frênaie à l'invasion par des facteurs tels que l'ombrage plus important (densité de la canopée), la moindre réceptivité de propagules apportées par les crues étant donné le plus grand éloignement avec la rivière ou la plus grande richesse spécifique en espèces natives, qui réduiraient la disponibilité d'accueil pour de nouvelles espèces.

Aussi, dans la vallée du Doubs, le niveau d'invasion par des espèces exotiques de l'*Aegopodio - Fraxinetum* ne semble pas influencé par un gradient amont-aval ou encore par la qualité écologique de l'habitat rivulaire, mais uniquement par le niveau trophique du sol. En effet, la variante hygrocline nitrophile est nettement plus envahie que la variante mésophile neutrocline. Cette observation confirme le fait que la disponibilité azotée soit un

facteur favorisant pour l'invasion végétale. Toutefois, il se peut aussi que la structure de la variante neutrocline ait également une influence ; cette dernière présente généralement une strate arbustive plus riche et dense que la variante nitrophile. Davantage de recouvrement et de diversité des strates arborées et arbustives ont déjà été identifiés comme défavorables pour l'invasion par des espèces exotiques (comparaison du niveau d'invasion entre les différents groupements végétaux rivulaires).

Dans le cas du *Salicetum albae*, le niveau d'invasion par des espèces exotiques s'avère fortement liée positivement au degré de perturbations naturelles subies. Les saulaies les plus fonctionnelles, c'est-à-dire les mieux constituées structurellement, développées sur des berges naturelles, et les plus sujettes aux crues, semblent bien davantage envahies. Par ailleurs, il est mis en évidence que la variante mésohygrophile est autant envahie que la variante hygrocline, ce qui confirme les résultats de l'analyse des relevés réalisés au cours d'autres études (analyse du niveau d'invasion des différents groupements végétaux rivulaires). Par contre, ces résultats diffèrent des observations de Vuilleminot & Hans (2006), qui indiquaient que la variante hygrocline était davantage concernée par les espèces exotiques telles qu'*Acer negundo*, *Helianthus tuberosus* ou *Reynoutria sp.* Il ne semblerait que ce ne soit finalement pas le cas. Cela confirmerait notamment l'assez large tolérance hydrique de l'érable *negundo*, mise en évidence par d'autres auteurs.

Enfin, le fait que le recouvrement d'*Urtica dioica* ait tendance à être plus faible dans les individus du *Salicetum albae* 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'invasion 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.

Annexe 2 : Liste des communes du territoire du Contrat de rivière Doubs (partie Franche-Comté)

nom commune	code INSEE										
ABBANS-DESSOUS	25001	LES TERRES-DE-CHAUX	25138	HYEMONDANS	25311	PUGEY	25473	LA VEZE	25611	LAVANS-LES-DOLE	39285
ABBANS-DESSUS	25002	CHAUX-LES-CLERVAL	25140	HYEVRE-MAGNY	25312	RAHON	25476	VILLARS-LES-BLAMONT	25615	LONGWY-SUR-LE-DOUBS	39299
ABBENVILLERS	25004	LA CHEVILLOTTE	25152	HYEVRE-PAROISSE	25313	RANCENAY	25477	VILLARS-SAINT-GEORGES	25616	LOUVATANGE	39302
ACCOLANS	25005	CLERVAL	25156	INDEVILLERS	25314	RANG	25479	VILLARS-SOUS-DAMPJOU	25617	LA LOYE	39305
AMAGNEY	25014	COLOMBIER-FONTAINE	25159	L'ISLE-SUR-LE-DOUBS	25315	REMONDANS-VAIVRE	25485	VILLARS-SOUS-ECOT	25618	MALANGE	39308
ANTEUIL	25018	COURCELLES-LES-MONTE	25170	LAISSEY	25323	ROCHE-LEZ-BEAUPRE	25495	VILLERS-SAINT-MARTIN	25626	MOISSEY	39335
APPENANS	25019	COURTEFONTAINE	25174	LANTHENANS	25327	ROCHE-LES-CLERVAL	25496	VORGES-LES-PINS	25631	MOLAY	39338
ARBOUANS	25020	CROSEY-LE-GRAND	25177	LARNOD	25328	ROCHES-LES-BLAMONT	25497	VOUJEAUCOURT	25632	MONTBARREY	39350
ARC-ET-SENANS	25021	CROSEY-LE-PETIT	25178	LIEBVILLERS	25335	ROSET-FLUANS	25502	VYT-LES-BELVOIR	25635	MONTEPLAIN	39352
ARCEY	25022	DAMBELIN	25187	LOMONT-SUR-CRETE	25341	ROSIERES-SUR-BARBECHI	25503	AMANGE	39008	NEUBLANS-ABERGEMEN'	39385
ARGUEL	25027	DAMPIERRE-SUR-LE-DOL	25191	LONGEVILLE-SUR-DOUBS	25345	ROULANS	25508	ANNOIRE	39011	OFFLANGES	39392
AUDINCOURT	25031	DAMPJOUX	25192	LOUGRES	25350	ROUTELLE	25509	ARCHELANGE	39014	ORCHAMPS	39396
AUTECHAUX-ROIDE	25033	DAMPRIECHARD	25193	MAMIROLLE	25364	SAINT-GEORGES-ARMON	25516	ASNANS-BEAUVOISIN	39022	OUR	39400
AVANNE-AVENEY	25036	DANNEMARIE	25194	MANCENANS	25365	SAINT-HILAIRE	25518	AUDELANGE	39024	PARCEY	39405
BART	25043	DANNEMARIE-SUR-CRETE	25195	MANDEURE	25367	SAINT-HIPPOLYTE	25519	AUGERANS	39026	PESEUX	39412
BAUME-LES-DAMES	25047	DELUZ	25197	MARVELISE	25369	SAINTE-MARIE	25523	AUTHUME	39030	LE PETIT-MERCEY	39414
BAVANS	25048	DESANDANS	25198	MATHAY	25370	SAINT-MAURICE-COLOM	25524	AUXANGE	39031	PETIT-NOIR	39415
BELFAYS	25049	ECOT	25214	MEDIERE	25372	SAINT-VIT	25527	LA BARRE	39039	PLUMONT	39430
BELVOIR	25053	ECURCEY	25216	MERCEY-LE-GRAND	25374	SANCEY-LE-LONG	25530	BAVERANS	39042	RAHON	39448
BERCHE	25054	ESNANS	25221	MESLIERES	25378	SANTOCHE	25531	BELMONT	39048	RANCHOT	39451
BERTHELANGE	25055	ETOUVANS	25224	MONTANCY	25386	SAONE	25532	LA BRETENIERE	39076	RANS	39452
BESANCON	25056	ETRAPPE	25226	MONTANDON	25387	SECHIN	25538	BREVANS	39078	ROCHFORT-SUR-NENON	39462
BEURE	25058	FAIMBE	25232	MONTECHEROUX	25393	SELONCOURT	25539	CHAMPDIVERS	39099	ROMAIN	39464
BEUTAL	25059	FERRIERES-LE-LAC	25234	MONTENOIS	25394	SOLEMONT	25548	CHATELAY	39117	ROMANGE	39465
BIEF	25061	FESSEVILLERS	25238	MONTFAUCON	25395	SOULCE-CERNAY	25551	CHATENOIS	39121	SAINT-AUBIN	39476
BLAMONT	25063	FEULE	25239	MONTFERRAND-LE-CHAT	25397	SOURANS	25552	CHAUSSIN	39128	SAINT-BARAING	39477
BLUSSANGEAUX	25066	FONTAIN	25245	MONTJOIE-LE-CHATEAU	25402	SOYE	25553	CHEMIN	39138	SAINT-LOUP	39490
BLUSSANS	25067	FONTAINE-LES-CLERVAL	25246	MORRE	25410	TARZENAY	25558	CHISSEY-SUR-LOUE	39149	SALANS	39498
BONDEVAL	25071	FOURBANNE	25251	NAISEY-LES-GRANGES	25417	THIEBOUHANS	25559	CHOISEY	39150	SANTANS	39502
BOUCLANS	25078	FOURG	25253	NANCRAY	25418	THISE	25560	COURTEFONTAINE	39172	SERMANGE	39513
BOURGUIGNON	25082	FROIDEVAUX	25261	NEUCHATEL-URTIERE	25422	THORAISE	25561	CRISSEY	39182	SERRE-LES-MOULIERES	39514
BOUSSIERES	25084	GENEY	25266	NOIREFONTAINE	25426	THULAY	25562	DAMPARIS	39189	TAVAUX	39526
BRAILLANS	25086	GENNES	25267	NOVILLARS	25429	TORPES	25564	DAMPIERRE	39190	LA VIEILLE-LOYE	39559
BRANNE	25087	GLAMONDANS	25273	ONANS	25431	TREVILLERS	25571	DOLE	39198	VILLETTE-LES-DOLE	39573
BRECONCHAUX	25088	GLAY	25274	OSSE	25437	VAIRE-ARCIER	25575	ECLANS-NENON	39205	VRIANGE	39584
BRETIGNEY	25093	GLERE	25275	OSSELLE	25438	VAIRE-LE-PETIT	25576	ETREPIGNEY	39218	CHAMPEY	70121
BURNEVILLERS	25102	GONDENANS-MONTBY	25276	OUGNEY-DOUVOT	25439	VALENTIGNEY	25580	EVANS	39219	CHAVANNE	70147
BUSY	25103	GONSANS	25278	PESEUX	25449	VALONNE	25583	FALLETANS	39220	COURCHATON	70180
BYANS-SUR-DOUBS	25105	GOUX-LES-DAMBELIN	25281	PIERREFONTAINE-LES-BL	25452	VANDONCOURT	25586	FRAISANS	39235	SAULNOT	70477
CERNAY-L'EGLISE	25108	GRANDFONTAINE	25287	LES PLAINS-ET-GRANDS-F	25458	VAUCHAMPS	25587	GATEY	39245	VILLERS-SUR-SAULNOT	70567
CHALEZE	25111	LA GRANGE	25290	POMPIERRE-SUR-DOUBS	25461	VAUFREY	25591	GENDREY	39246		
CHALEZEULE	25112	GROSBOIS	25298	PONT-DE-ROIDE	25463	VELESMESSARTS	25594	GERMIGNEY	39249		
CHAMESOL	25114	HERIMONCOURT	25304	POUILLEY-FRANCAIS	25466	VELLEROT-LES-BELVOIR	25595	GEVRY	39252		
CHAMPLIVE	25116	L'HOPITAL-DU-GROSBOIS	25305	LA PRETIERE	25470	VERNOIS-LES-BELVOIR	25607	GREDISANS	39262		
		L'HOPITAL-SAINT-LIEFFR	25306	PROVENCHERE	25471	LE VERNOY	25608	LAVANGEOT	39284		

Annexe 3 : Liste des contributeurs aux données Taxa SBFC / CBNFC-ORI pour les plantes exotiques envahissantes

Intitulés des associations et organismes ayant contribué à l'inventaire de plantes exotiques envahissantes dans le

Autoroutes Paris-Rhin-Rhône
Bureau d'études Ecotope
Bureau d'études ESOPÉ
Bureau d'études Etudes en Environnement
Bureau d'études Mosaique Environnement
Communauté d'agglomération du Grand Dole
Communauté de communes de la Plaine jurassienne
Commune de Longwy-sur-le-Doubs
Conseil départemental du Doubs
Conseil départemental du Jura
Conservatoire botanique national de Franche-Comté -
Conservatoire d'espaces naturels de Franche-Comté
Direction Interdépartementale des Routes de l'Est
Dole Environnement
ECHEL (Espaces-Chantiers Environnement Local)
Etablissement Public Territorial de Bassin Saône et Doubs
Fédération départementale des chasseurs du Doubs
Fédération départementale des chasseurs du Jura
Fédération Régionale de Défense Contre les Organismes
Fichier ZNIEFF
Institut National de la Recherche Agronomique
Jura Nature Environnement
Ligue de Protection des Oiseaux de Franche-Comté
Office National des Forêts
Société Botanique de Franche-Comté
Société d'Histoire Naturelle du Pays de Montbéliard
Société Mycologique et Botanique Doloise
Voies Navigables de France

Personnes ayant contribué à l'inventaire de plantes exotiques envahissantes dans le territoire du Contrat de

Ait-el-mekki Julien
André Gilles
André Max
Antony Claude
Baccon Gwenhael
Bachut Denis
Baillaud Anne
Bailly Gilles
Ballaydier Alexandre
Barberey Thomas
Baudot Madeleine
Beaufils Thérèse

Beley André
Belot Tiffany
Berteloot Hugo
Berthaud Lucile
Bessard Severine
Bettinelli Carolina
Bettinelli Luc
Blondel Guillaume
Bluon Arthur
Boillon Clotilde
Bornette Gudrun
Bosdure
Bouard Hervé
Boucard Eric
Bouvier Christophe
Brugel Eric
Brunner Laurent
Buron Christophe
Caillet Martine
Caillet Michel
Carone Florence
Catoir Sophie
Chabot Amandine
Chaillet Pierre
Chambaud Francois
Chauvel Bruno
Chevanne Renée
Chevaux Raphaël
Clignet Amelie
Cocatre Damien
Collaud Rémi
Collin Pascal
Cottet Michel
Crouvezier Magali
David Benjamin
Dehondt François
Delafollye Laurent
Delamarre Arnaud
Didier Bernard
Divers Annie
Donnet Robert
Dubois Herve
Duflo Catherine
Dupré Arnaud
Duval Marie

Edelmayer Jean
Edelmayer Lucienne
Farges François
Farine Marc
Favez Dominique
Fernez Thierry
Ferrez Yorick
Fried Guillaume
Froidevaux Michel
Fuey Marion
Fury Marion
Gaden Jean-Loup
Galaup Melanie
Garnier Claude
Garraud Luc
Georges Nicolas
Geslin Marie-laure
Greffier Brendan
Grenier-soliget Lydia
Grosbois Jean-Paul
Guignot Colette
Guincharde Michel
Guincharde Pascale
Guyonneau Julien
Halliez Guillaume
Hans Emmanuelle
Hanse Helene
Hayot Marion
Hennequin Christophe
Herbert Raymond
Horent Sophie
Houde Céline
Huguerot Jean-louis
Huin Yoann
Huot-marchand Christophe
Hurault Basile
Ibled Bérénice
Jacquot Perrine
Jager Christelle
Jagoda Daniel
Jarrot Jean-pierre
Jeanneaux Jean-claude
Joseph Mireille
Jouffroy-Bapicot Isabelle
Jussyk Frederic

Laithier Malou
Lannay Janine
Laurent Céline
Le jean Yves
Le Mell Benjamin
Lefta-marie Nezha
Legeard Bruno
Litzler Paul
Longeard Guy
Lorain Olivier
Lorency Gérard
Maas Samuel
Mangeat Marc
Mass Samuel
Mazuy Magalie
Mercier David
Michaux Jean
Mikolajczak Alexis
Millet Pierre
Minaud Olivier
Mischler Lea
Moingeon Jean-Marc
Molet Antoine
Moncorgé Sylvain
Moreau Jessica
Morel Jacques
Mottet Marilou
Mougeot Henry
Nauche Gaëlle
Neveu Daniel
Nicod Corentin
Oeggerli Anne-Laure
Pascal Bastien
Payer François
Pernot Charles
Petitboulanger Nelly
Philippe Marc
Pierrard Laurence
Pinston Hugues
Plathey René
Poinsotte Laura
Prat Hervé
Presse Françoise
Prost Jean-François
Prudhon Daniel

Rebillard Laurent
Renaud Maela
Robbe Romain
Robert Jean-Claude
Rollier Monique
Romain Aurore
Romain Samuel
Romand Jean-Louis
Rouge Michel
Roveretto Philippe
Ryelandt Julien
Sabadel Christianne
Sanson Janick
Scotton Bruno
Simler Nicolas
Sittre François
Stablo Marie-pierre
Sugny Daniel
Sugny Roselyne
Theaud Roland
Thierry François
Tison Jean-Marc
Topin Frédéric
Touchard Andre
Vadam Jean-Claude
Vécrin Marie-Pierre
Verpeau
Verpeau M.
Vieille Jean-françois
Vincent Lionel
Voirin Mathias
Vouron Claude
Vuilleminot Marc
Weidmann Jean-Christophe
Wiedenkeller Elodie

Annexe 4 : comparaison des listes de référence de l'Agence de l'eau RMC et de la liste des espèces exotiques retenues par le CBNFC-ORI⁵⁸

Légende

Catégories Agence de l'eau (Concept.Cours.d'EAU SCOP & TERE0, 2016) :

- A : gestion prioritaire si efficace/faisible
- B : gestion conseillée si efficace/faisible
- C : gestion pertinente si intérêt local démontré sur des sites/espèces à intérêt patrimonial ou sur des sites renaturés
- E : surveillance/veille sur des espèces peu ou pas présentes
- E+ : intervention urgente ou rapide sur des espèces peu ou pas présentes

Catégories CBNFC-ORI (Vuilleminot *et al.*, 2016) :

- EM : envahissante majeure dans les milieux naturels et semi-naturels
- EE : envahissante émergente dans les milieux naturels et semi-naturels
- PEPA : potentiellement envahissante dans les milieux naturels et semi-naturels, proliférantes dans les milieux anthropiques du territoire
- PEPN : potentiellement envahissante dans les milieux naturels et semi-naturels, prévisible dans les milieux naturels et semi-naturels du territoire
- ID : espèce exotique insuffisamment documentée pour être évaluée
- ENE : espèce exotique évaluée et considérée comme non-envahissante

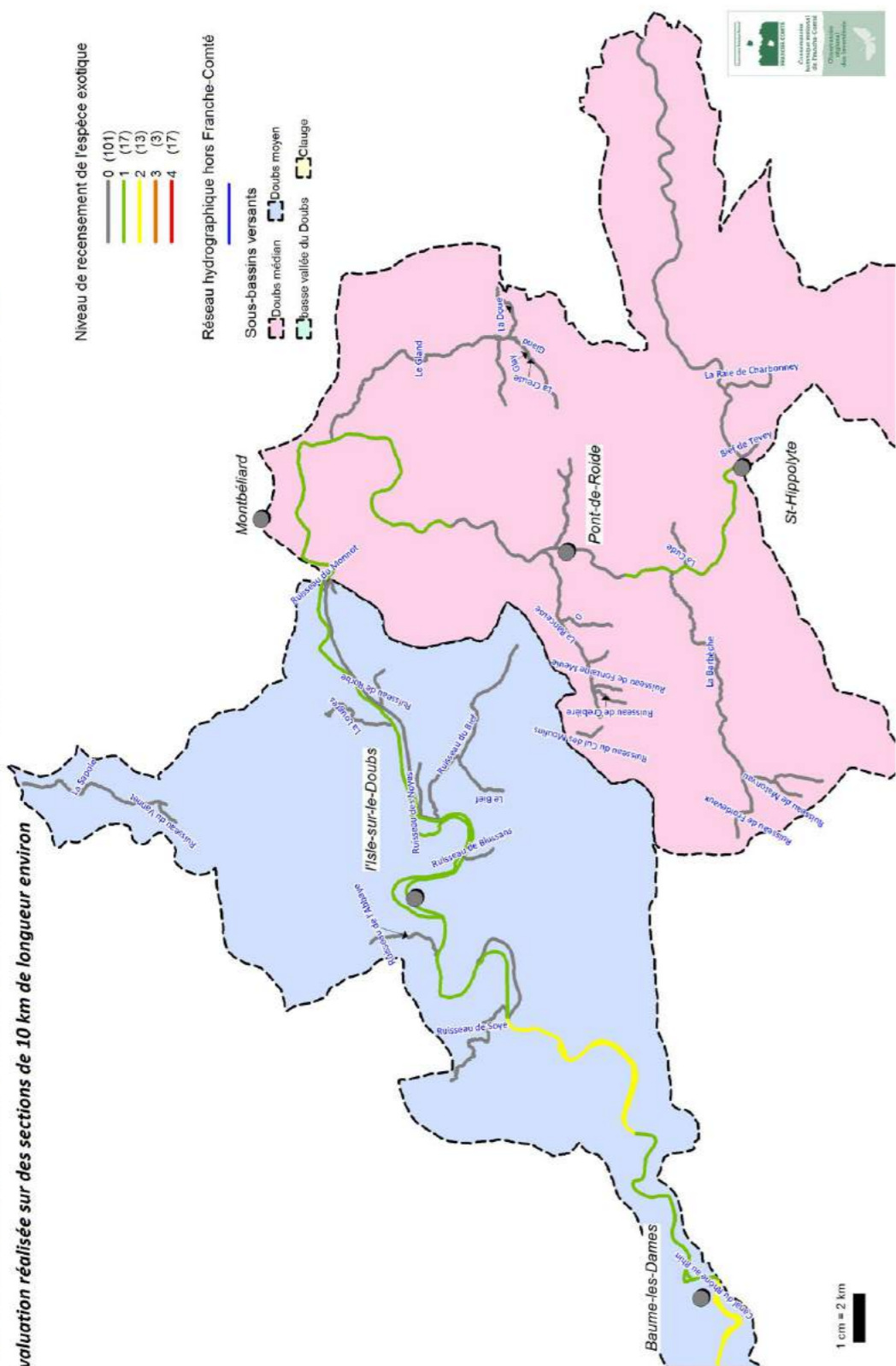
Nom latin du taxon	Nom vernaculaire du taxon	Catégorie d'espèce exotique définie dans les listes de référence de l'Agence de l'eau RMC pour le domaine continental	Catégorie d'espèce exotique définie dans la liste des plantes envahissantes et potentiellement envahissantes du CBNFC-ORI pour la Franche-Comté	Espèce présente dans les milieux riverains du territoire du Contrat de rivière Doubs et territoires associés identifiée comme envahissante ou potentiellement envahissante dans les milieux naturels et semi-naturels en Franche-Comté	Espèce commune entre les listes de référence de l'Agence de l'eau RMC et la liste des EEE du CBNFC-ORI dans le contexte des milieux riverains de la vallée du Doubs	Espèce présente uniquement sur les listes de référence de l'Agence de l'eau RMC	Espèce présente uniquement sur la liste des EEE du CBNFC-ORI dans le contexte des milieux riverains de la vallée du Doubs
<i>Acer negundo</i> L.	érable negundo	B	EM	x	x		
<i>Allanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	ailante glanduleux	A	PEPA	x	x		
<i>Acorus calamus</i> L.	acore	absente	PEPA	x			x
<i>Alnus cordata</i> (Loisel.) Duby	aulne à feuilles en cœur	F	absente			x	
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	ambrosie annuelle	absente	PEPA				x
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	faux-indigo	A	PEPN	x	x		
<i>Aponogeton distachyos</i> L.f.	vanille d'eau	E ?	absente			x	
<i>Artemisia verlotiorum</i> Lamotte	armoise des frères Verlot	absente	PEPA	x			x
<i>Asclepias syriaca</i> L.	herbe à la ouate	absente	PEPA	x			x
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	azolla fausse fougère	C	PEPN			x	
<i>Bidens frondosa</i> L.	bident à fruits noirs	absente	EM	x			x
<i>Buddleia davidii</i> Franch.	arbre à papillons	A	PEPN	x	x		
<i>Cabomba caroliniana</i> A. Gray	cabomba de Caroline	E+	absente			x	
<i>Cotula coronopifolia</i> L.	cotule pied-de-corbeau	B ?	absente			x	
<i>Crassula helmsii</i> (Kirk) Cockayne	crassule de Helm	F	absente			x	
<i>Egeria densa</i> Planch.	égérie dense	A	absente			x	
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	élodée du Canada	absente	EM	x			x
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	élodée de Nutall	A	EM	x	x		
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marshall	frêne rouge	E ?	ID			x	
<i>Galega officinalis</i> L.	galéga	absente	EM	x			x
<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	févier d'Amérique	E	absente			x	
<i>Glyceria striata</i> (Lam.) Hitchc.	glycérie droite	absente	PEPA	x			x
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	topinambour	B	EM	x	x		
<i>Helianthus x laetiflorus</i> Pers.	hélianthe vivace	B	ENE			x	
<i>Heracleum mantegazzianum</i> Sommier & Levier	berce du Caucase	A	EM	x	x		
<i>Heracleum persicum</i> Desf. ex Fisch.	berce de Perse	E+	absente			x	
<i>Heracleum sosnowskyi</i> Mandenova	berce sosnowskyi	E+	absente			x	
<i>Humulus japonicus</i> Siebold & Zucc.	houblon japonais	B	absente			x	
<i>Hydrilla verticillata</i> F.Muell.	hydrille verticillé	E	absente			x	
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.	hydrocotyle fausse-renoncule	A	absente			x	
<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	balsamine de l'Himalaya	A	EM	x	x		
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	impatiente à petites fleurs	absente	PEPN	x			x
<i>Lagarosiphon major</i> (Ridl.) Moss	grand lagarosiphon	A	absente			x	
<i>Lemma minuta</i> Kunth	lentille d'eau minuscule	C	ID	x	x		
<i>Lemma turionifera</i> Landolt	lentille d'eau à turions	C	absente			x	
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	troène de Chine / troène luisant	B ?	absente			x	
<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	chèvrefeuille du Japon	B	absente			x	
<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Greuter & Burdet	jussie à grandes fleurs	A	EE	x	x		
<i>Lysichiton americanus</i> Hultén & H.St.John	faux arum jaune	E+	absente			x	
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	myriophylle du Brésil	A	PEPN			x	
<i>Myriophyllum heterophyllum</i> Michx.	myriophylle hétérophylle	E ?	absente			x	
<i>Parthenocissus inserta</i> (A. Kern.) Fritsch	camomille balais	E ?	absente			x	
<i>Parthenocissus inserta</i> (A. Kern.) Fritsch	vigne vierge	B	EM	x	x		
<i>Paulownia tomentosa</i> (Thunb.) Steud.	paulownia	E	ENE			x	
<i>Periploca graeca</i> L.	bourreau des arbres	E+	absente			x	
<i>Persicaria perfoliata</i>	renouée perfoliée	E+	absente			x	
<i>Phylla nodiflora</i> var. <i>minor</i> (Gillies & Hook.) N.O'Leary & Múlgura	lippia	A	absente			x	
<i>Phyllostachys</i> sp.	bambous	absente	ID	x			x
<i>Phytolacca americana</i> L.	raisin d'Amérique	B	PEPA			x	
<i>Platanus x hispanica</i> Mill. ex Münchh.	platane à feuilles d'érable	C	ENE			x	
<i>Prunus laurocerasus</i> L.	laurier cerise	A	PEPN	x	x		
<i>Pterocarya fraxinifolia</i> (Poir.) Spach	noyer du Caucase	E ?	PEPA	x	x		
<i>Pueraria montana</i> var. <i>lobata</i> (Willd.) Sanjapa & Pradeep	vigne japonaise	E ?	absente			x	
<i>Quercus rubra</i> L.	chêne rouge	absente	PEPA	x			x
<i>Reynoutria japonica</i> Houtt.	renouée du Japon	A	EM	x	x		
<i>Reynoutria x bohemica</i> Chrték & Chrtkova	renouée de Bohême	A	EM	x	x		
<i>Reynoutria sachalinensis</i> (F.Schmidt) Nakai	renouée de Sakhaline	A	EE	x	x		
<i>Rhus typhina</i> L.	sumac amarante	absente	PEPA	x			x
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	robinier faux-acacia	C	EM	x	x		
<i>Rubriverna polystachya</i> (C.F.W.Meissn.) M.Král	renouée à épis nombreux	E	ID			x	
<i>Rubus armeniacus</i> Focke	ronce des jardins	absente	PEPA	x			x
<i>Rudbeckia laciniata</i> L.	rudbéckie laciniée	absente	EE	x			x
<i>Salpichroa origanifolia</i> (Lam.) Baill.	muguet des pampas	E	absente			x	
<i>Solidago canadensis</i> L.	gerbe-d'or	A	EM	x	x		
<i>Solidago gigantea</i> Aiton	solidage géant	A	EM	x	x		
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.	sporobole d'Inde	F	PEPA			x	
<i>Symphotrichum gr. novii-belgii</i> gr. (Willd.) G.L.Nesom	asters américains	absente	EM	x			x
<i>Veronica filiformis</i> Sm.	véronique filiforme	absente	PEPA	x			x
<i>Vitis cf. riparia</i>	vignes américaines et européennes	C	ID	x	x		

⁵⁸ En février 2018, une nouvelle espèce a été ajoutée à la liste d'alerte des espèces émergentes (liste E) pour le domaine continental et pour tous les écosystèmes de ce domaine. Il s'agit de *Rudbeckia laciniata* (rudbéckie laciniée) (F. Chambaud, comm. pers.). Par conséquent, cette espèce figure finalement parmi les espèces communes entre les listes de référence de l'Agence de l'eau RMC et la liste des EEE du CBNFC-ORI dans le contexte des milieux riverains de la vallée du Doubs.

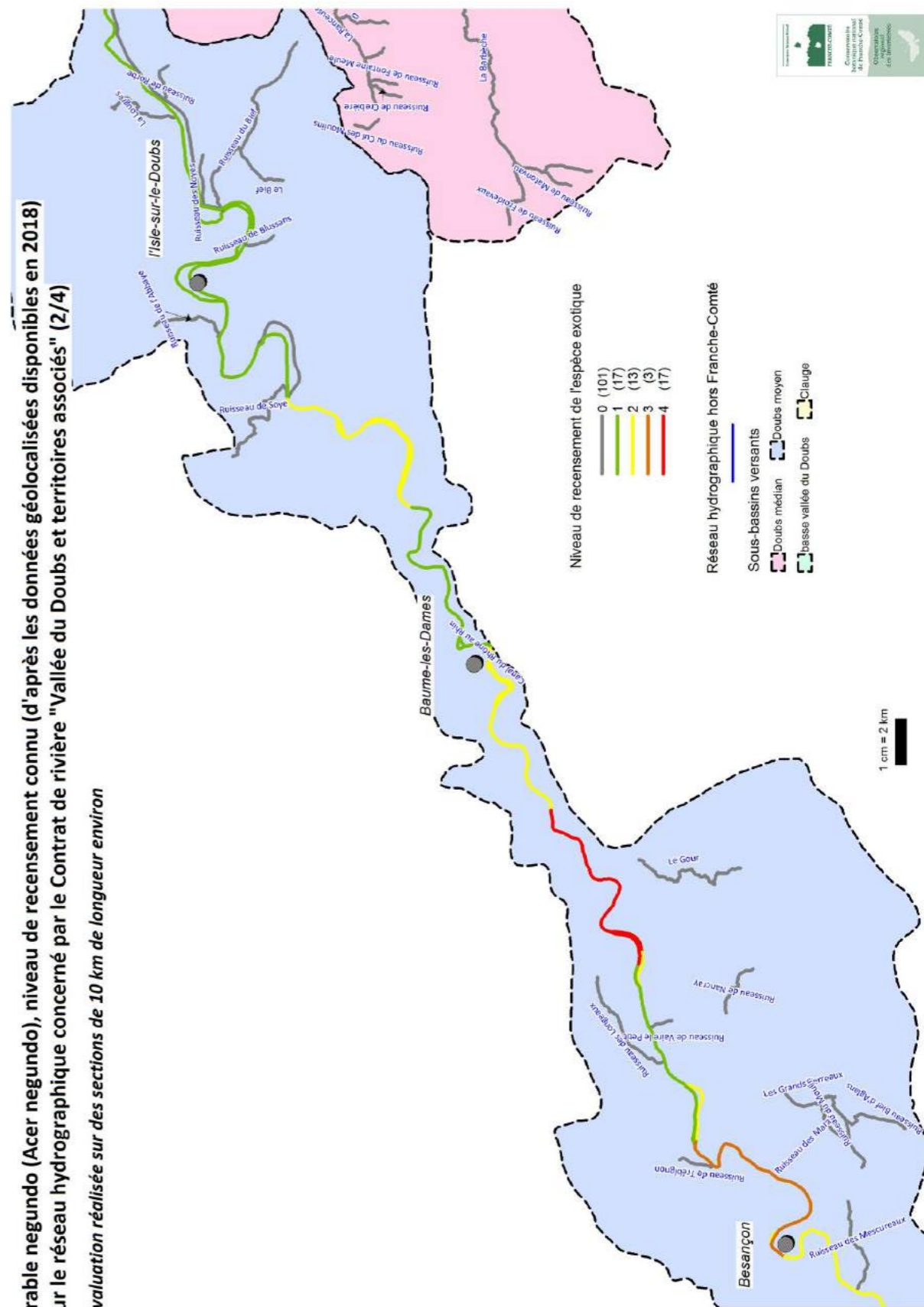
Annexe 5 : cartes du niveau de recensement de six espèces végétales exotiques envahissantes communes dans la vallée du Doubs

Annexe 5.1 : *Acer negundo* / érable negundo

Erable negundo (*Acer negundo*), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (1/4)
Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ

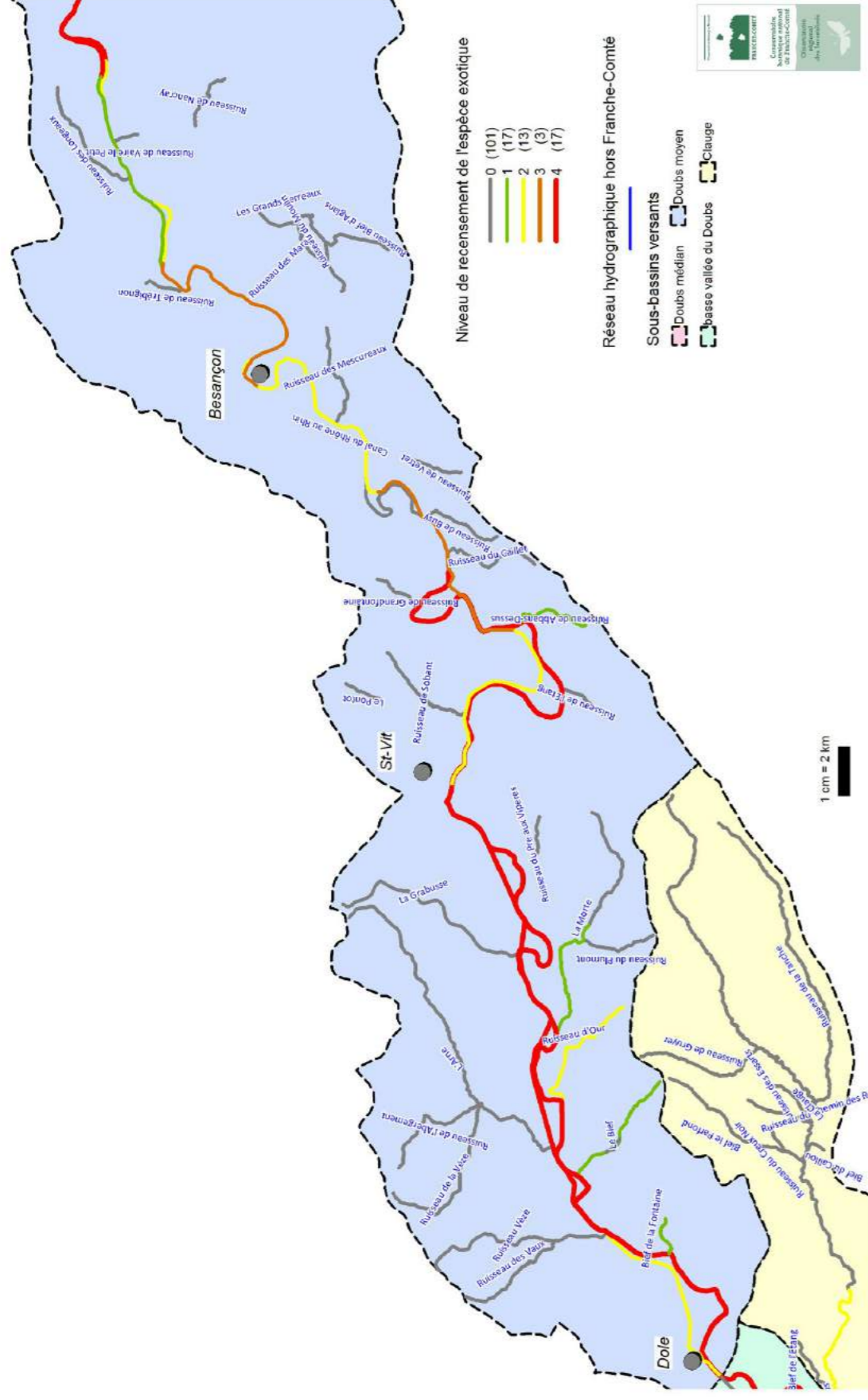


Erable negundo (*Acer negundo*), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (2/4)
Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



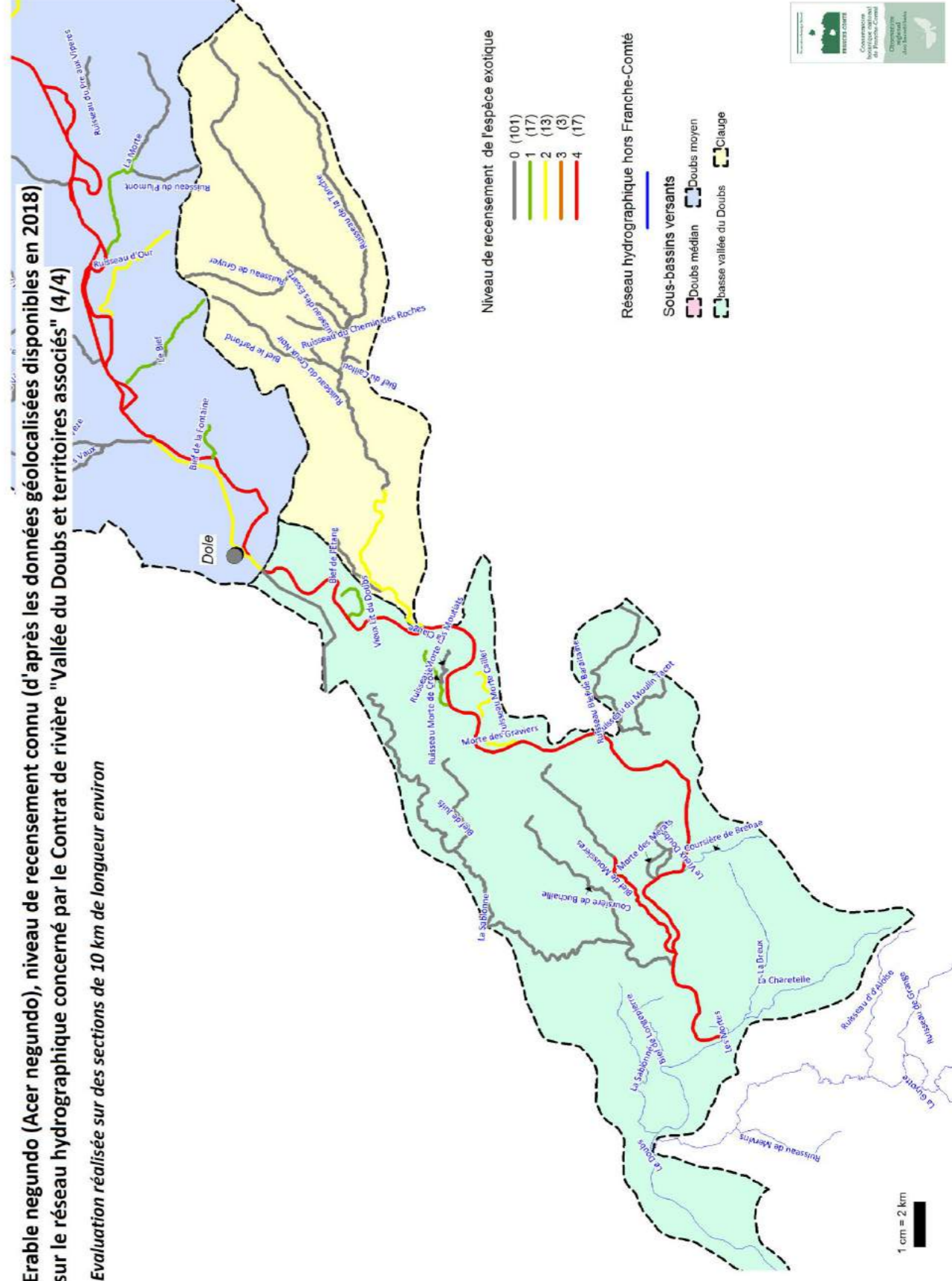
Erable negundo (Acer negundo), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (3/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



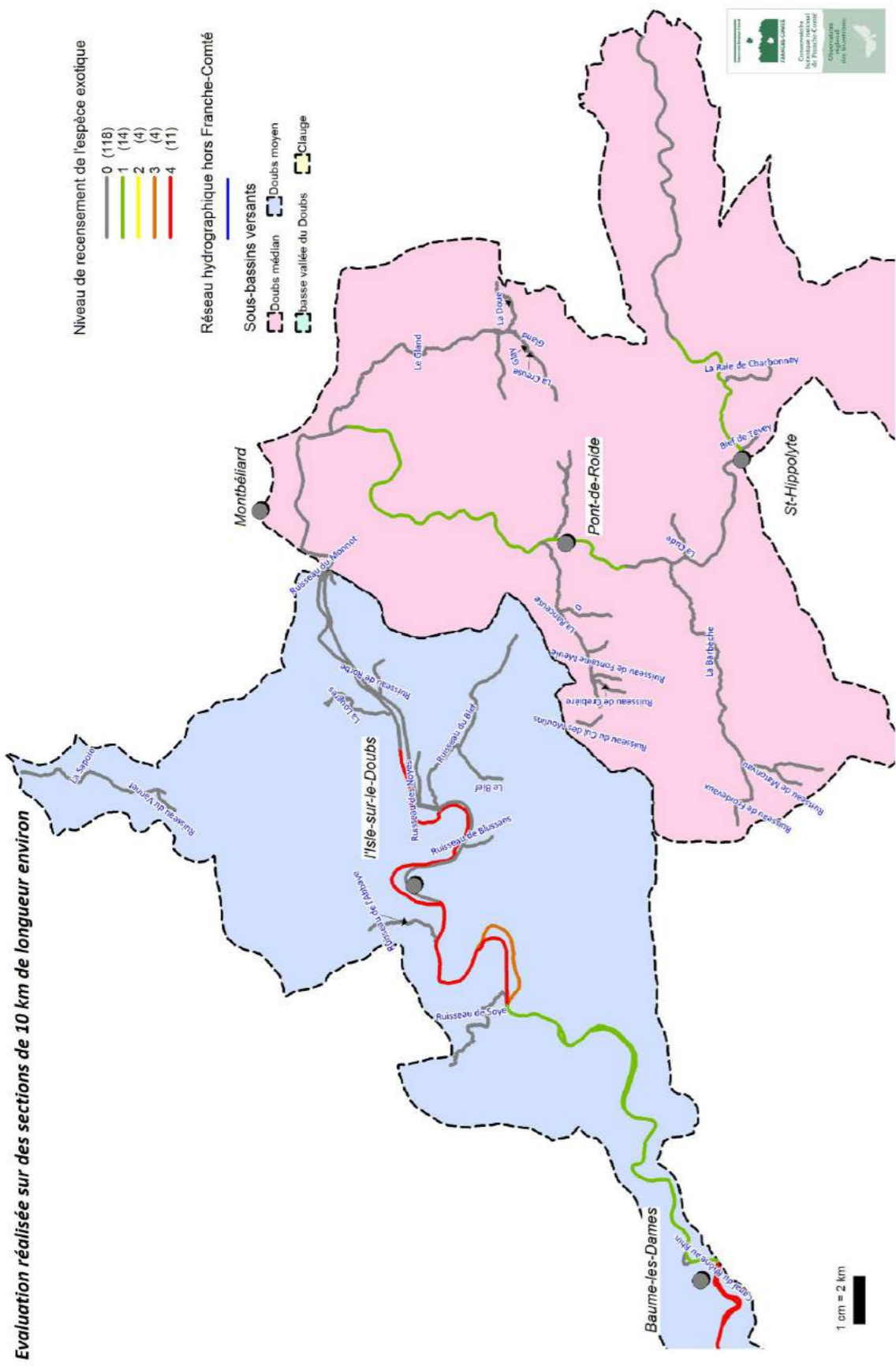
Erable negundo (Acer negundo), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (4/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



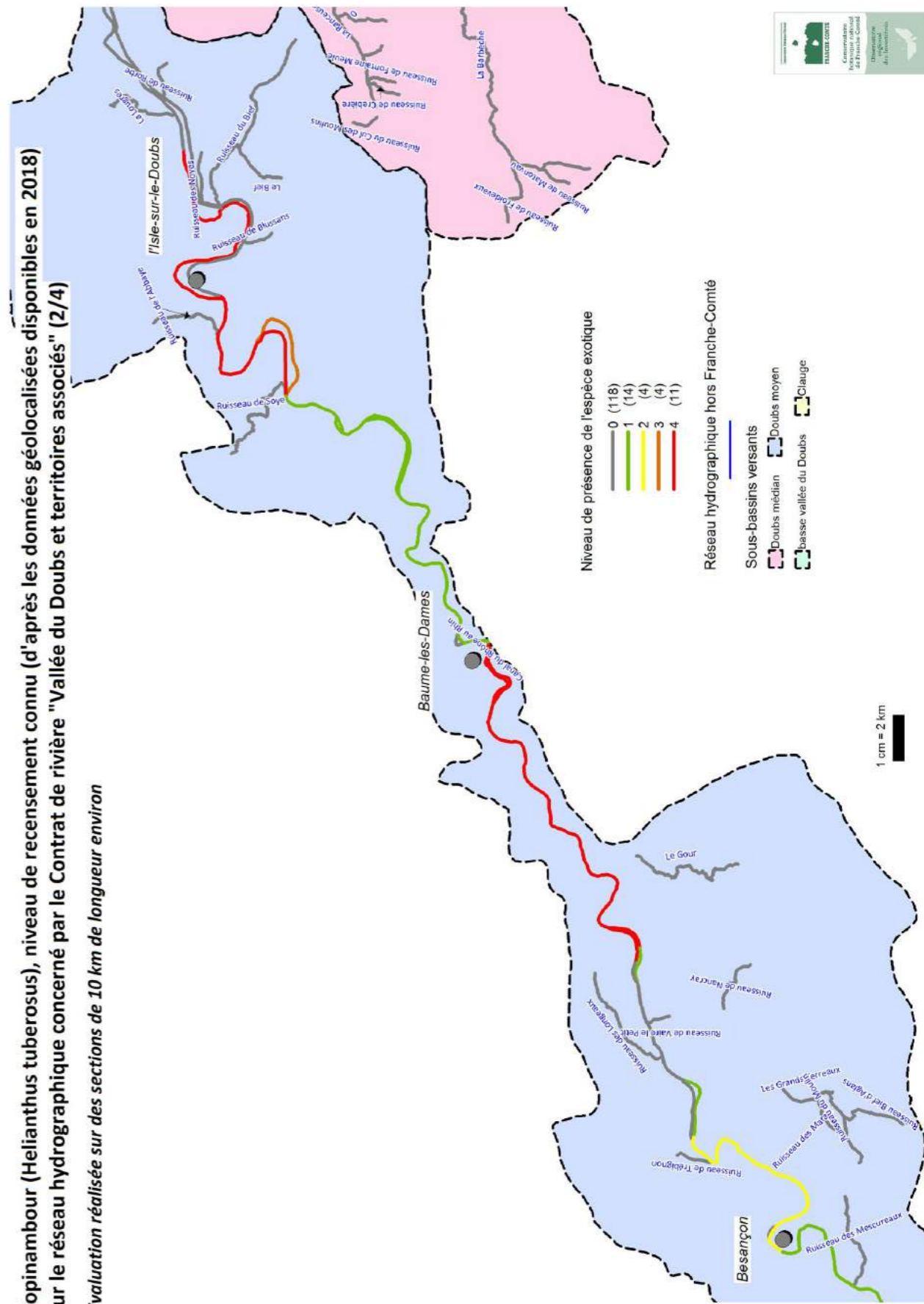
Annexe 5.2 : Helianthus tuberosus / topinambour

Topinambour (Helianthus tuberosus), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (1/4)



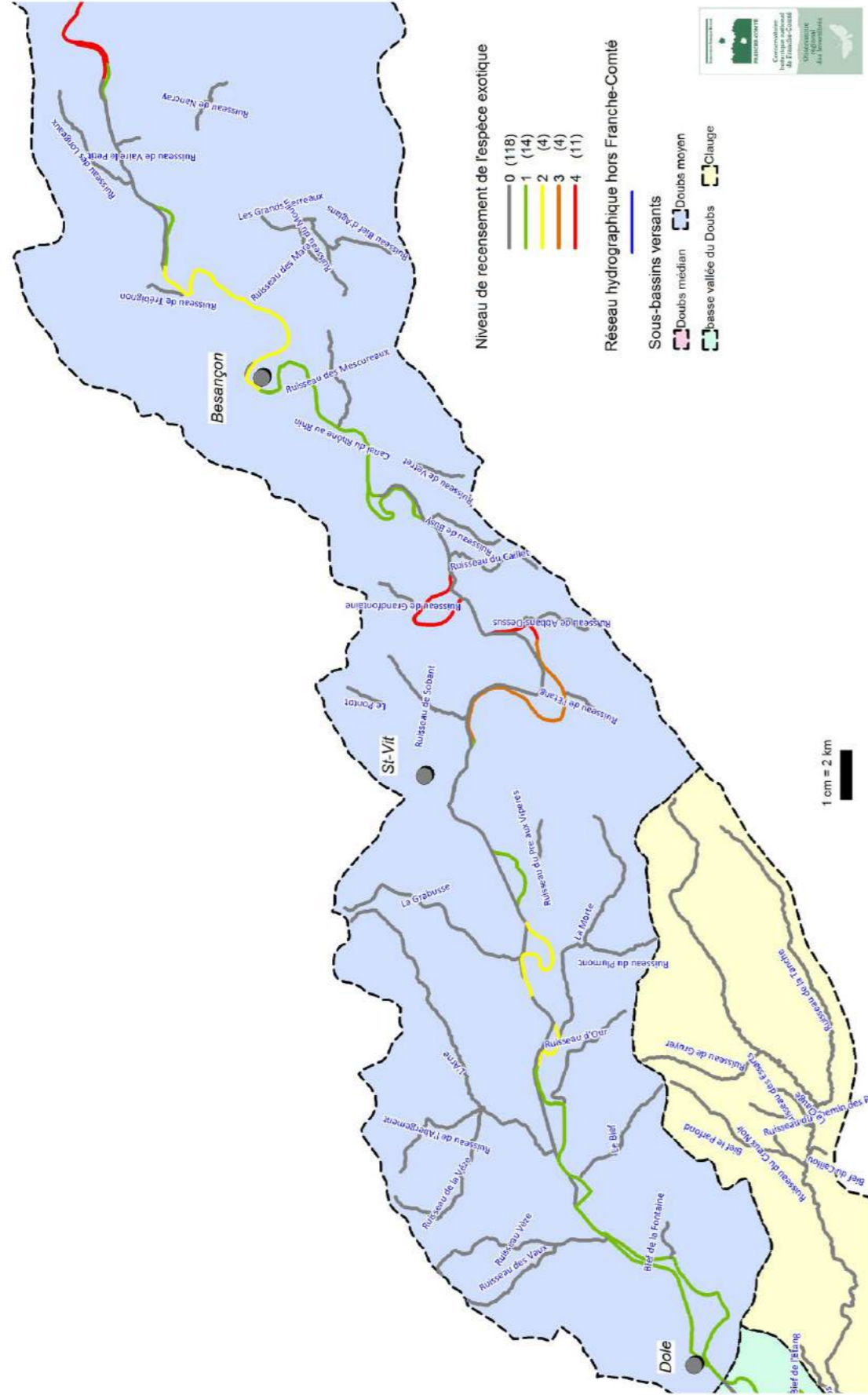
Topinambour (Helianthus tuberosus), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (2/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



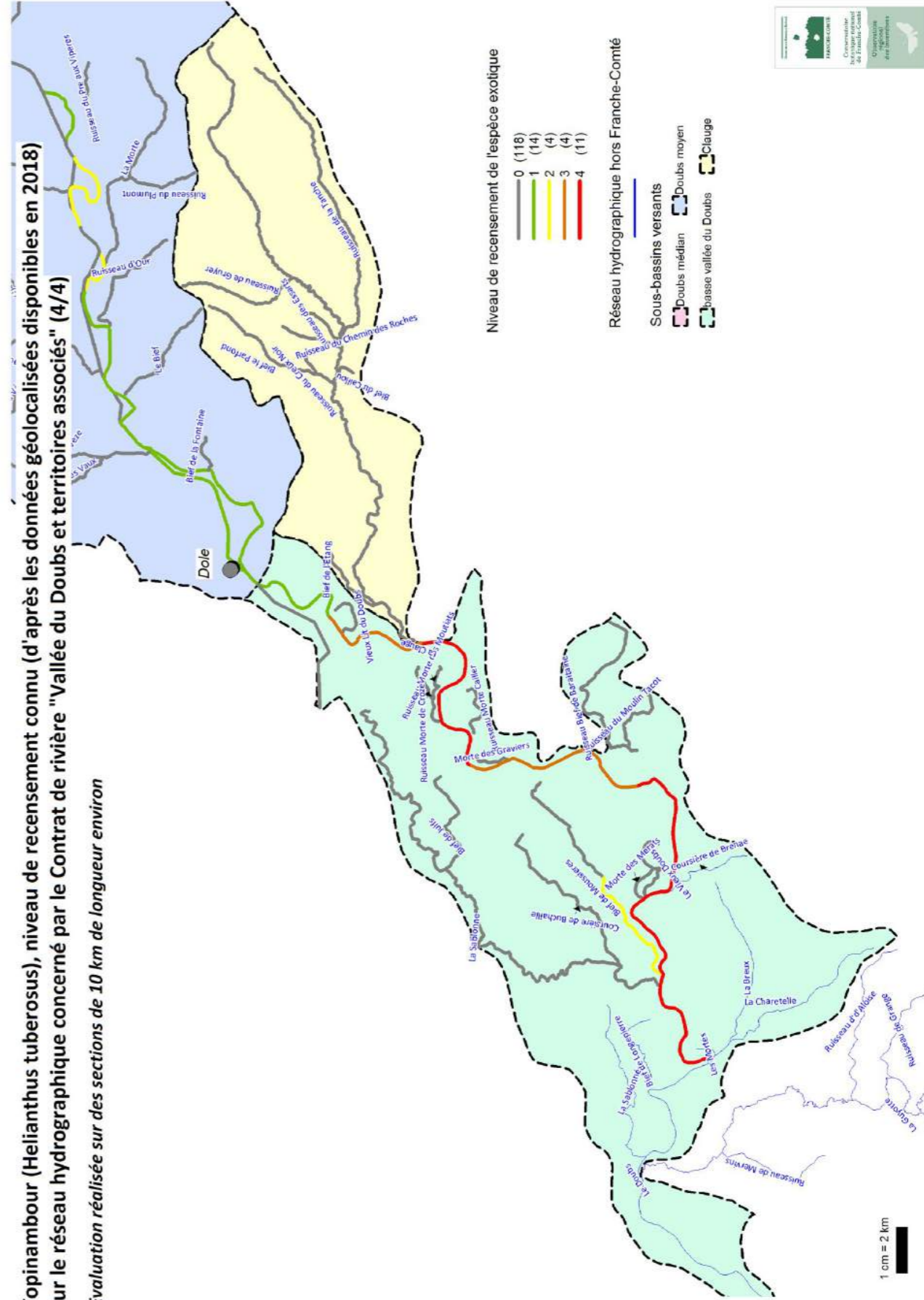
Topinambour (*Helianthus tuberosus*), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (3/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



Topinambour (*Helianthus tuberosus*), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (4/4)

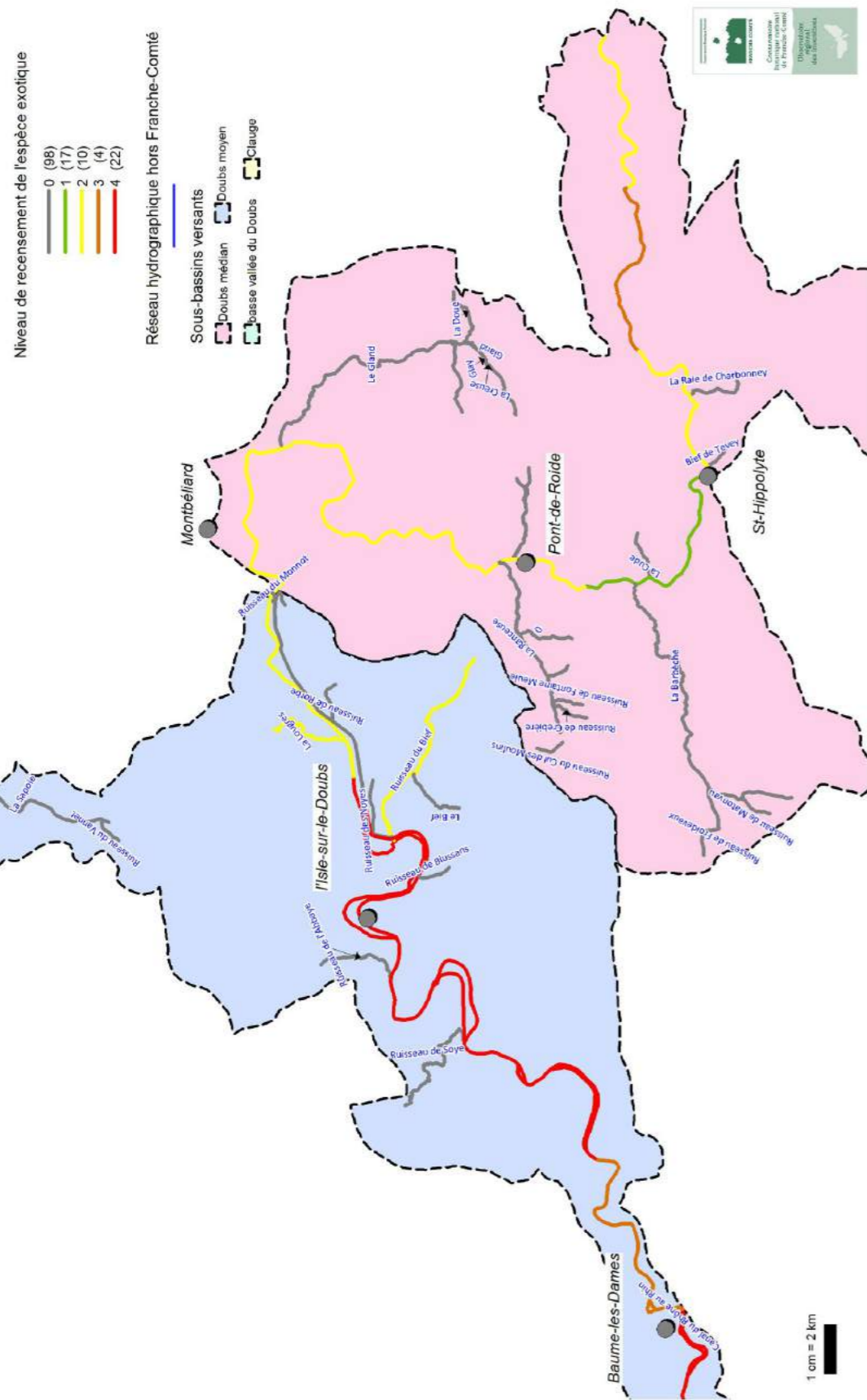
Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



Annexe 5.3 : Impatiens glandulifera / balsamine de l'Himalaya

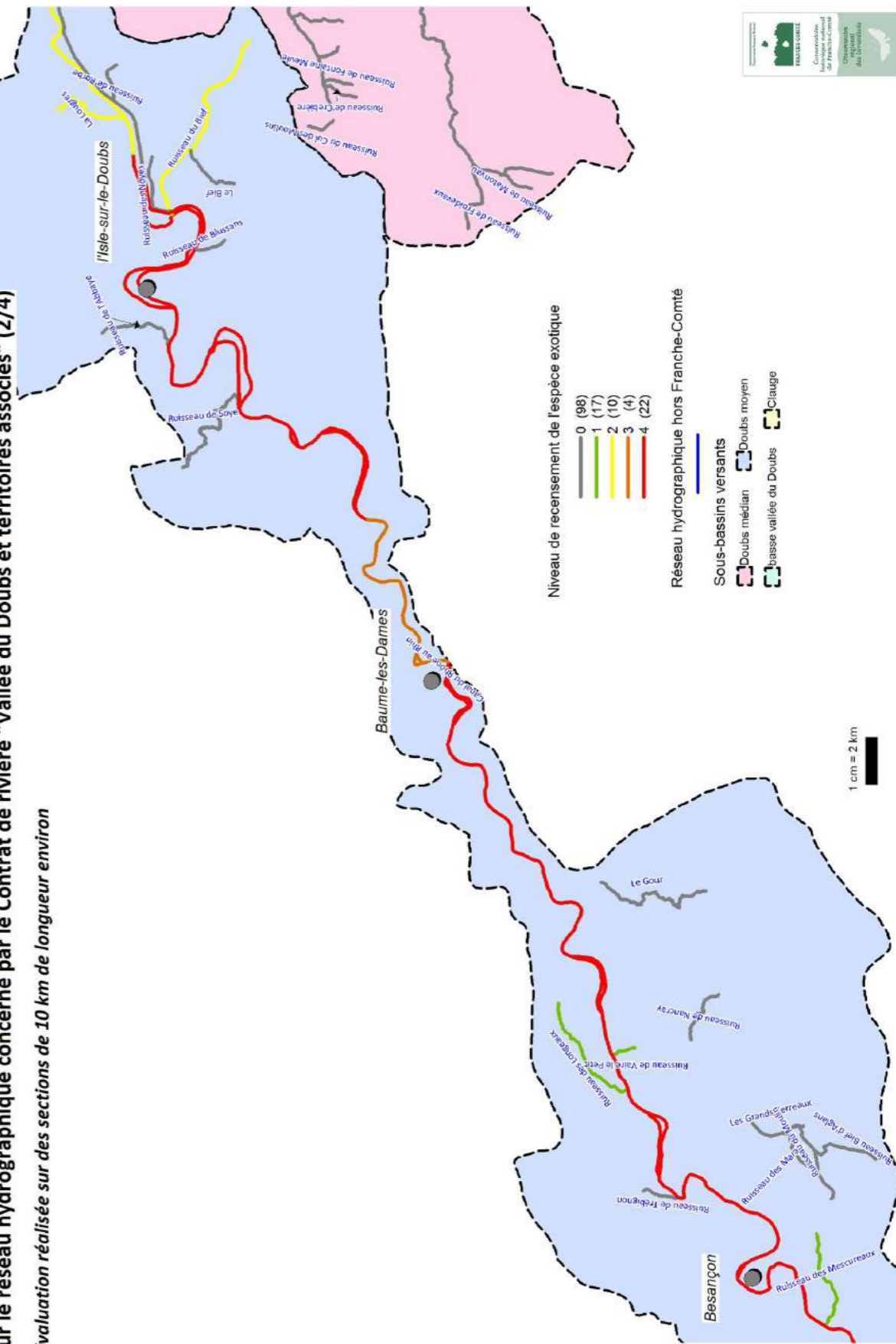
Balsamine de l'Himalaya (Impatiens glandulifera), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018)
sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (1/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



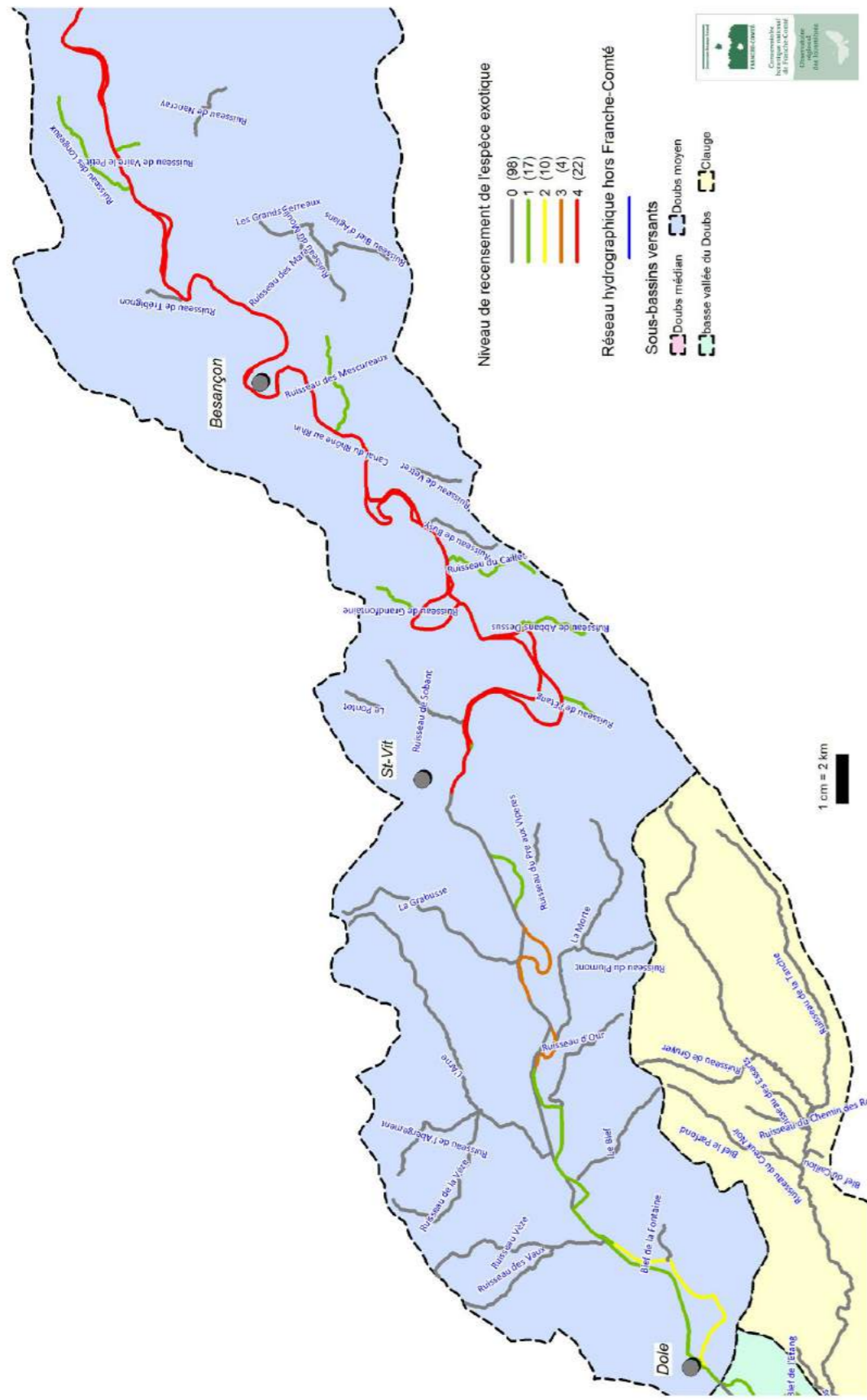
Balsamine de l'Himalaya (Impatiens glandulifera), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018)
sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (2/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



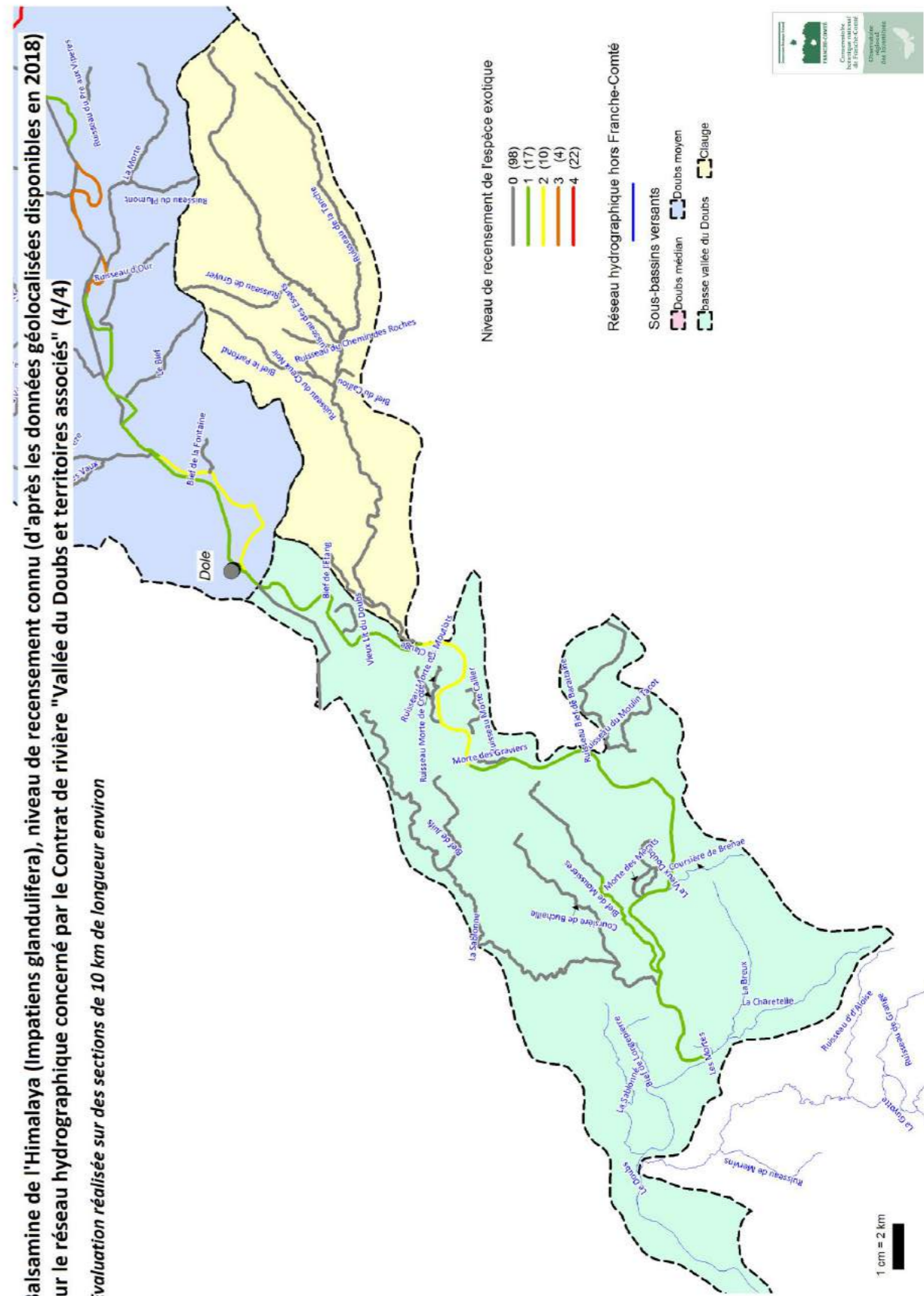
Balsamine de l'Himalaya (Impatiens glandulifera), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (3/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



Balsamine de l'Himalaya (Impatiens glandulifera), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (4/4)

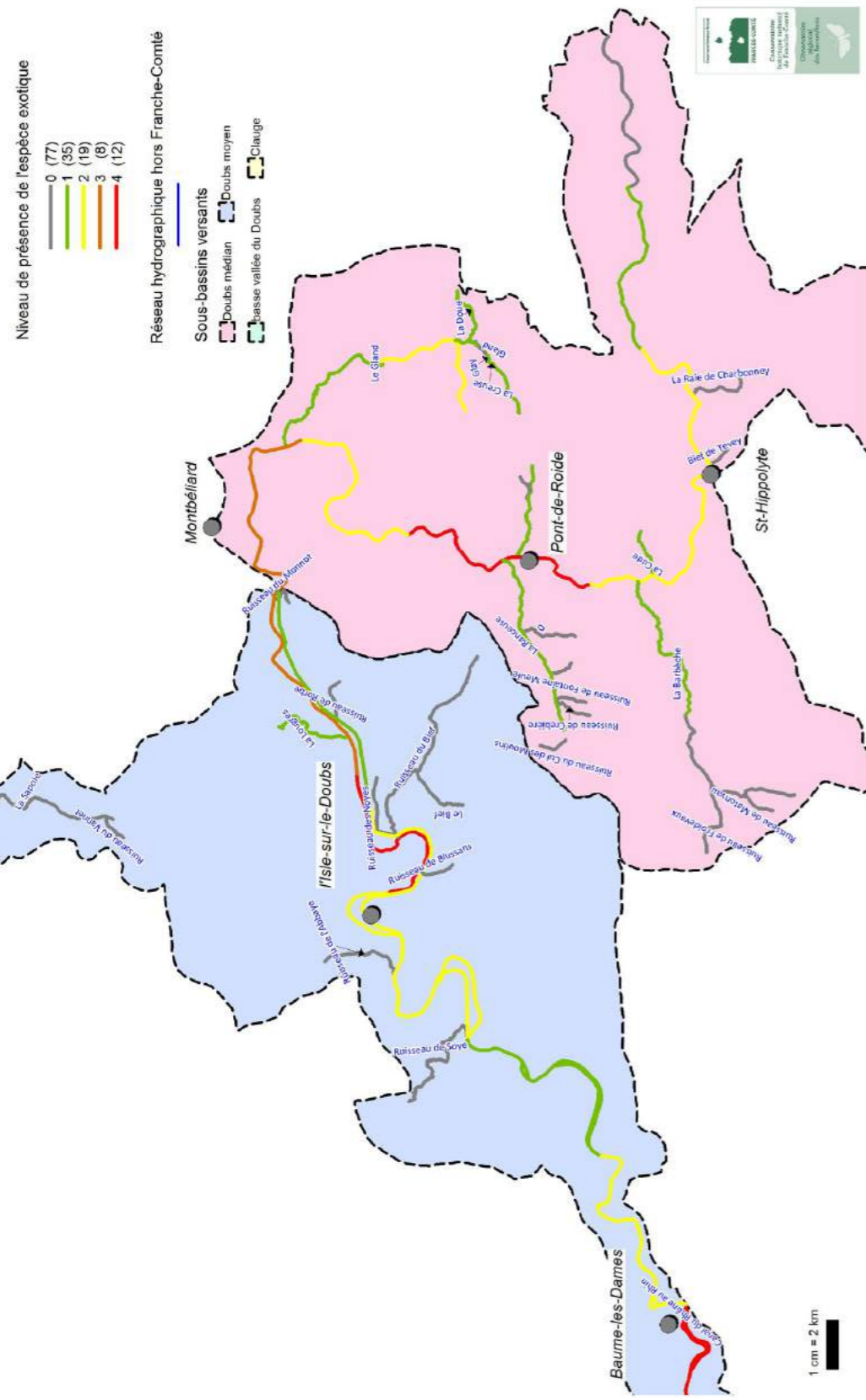
Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



Annexe 5.4 : Reynoutria sp. / renouées asiatiques

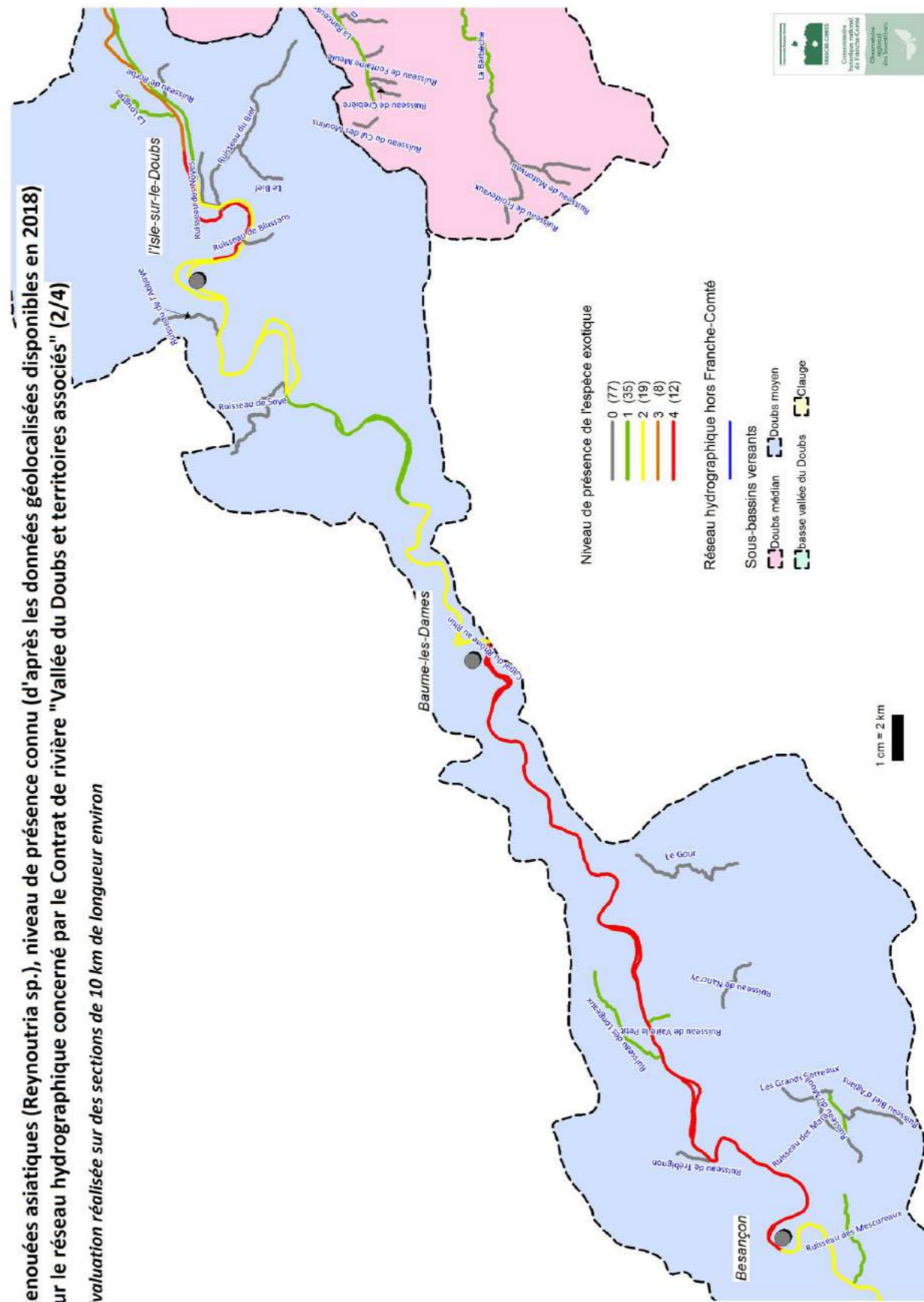
Renouées asiatiques (Reynoutria sp.), niveau de présence connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (1/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



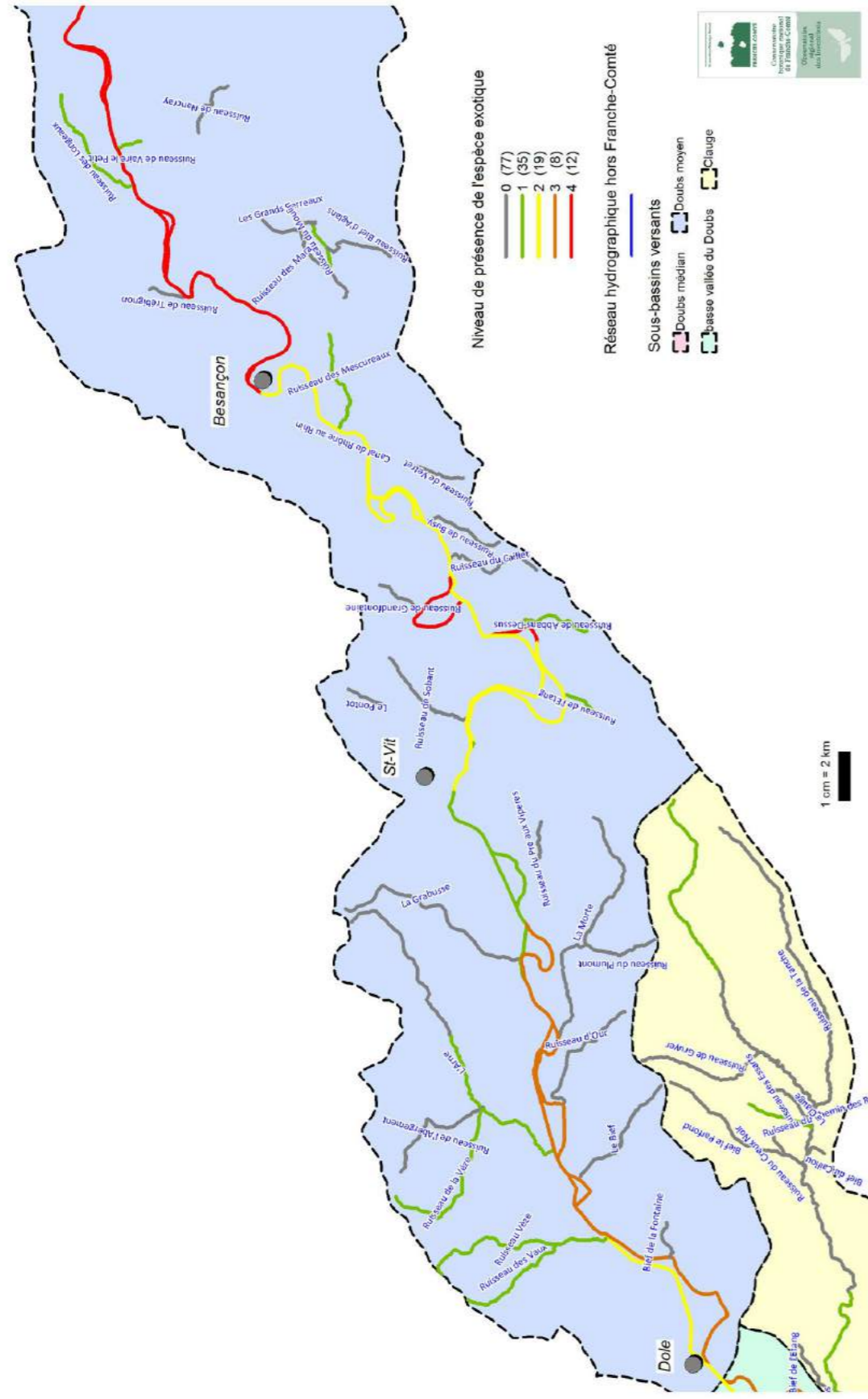
Renouées asiatiques (Reynoutria sp.), niveau de présence connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (2/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



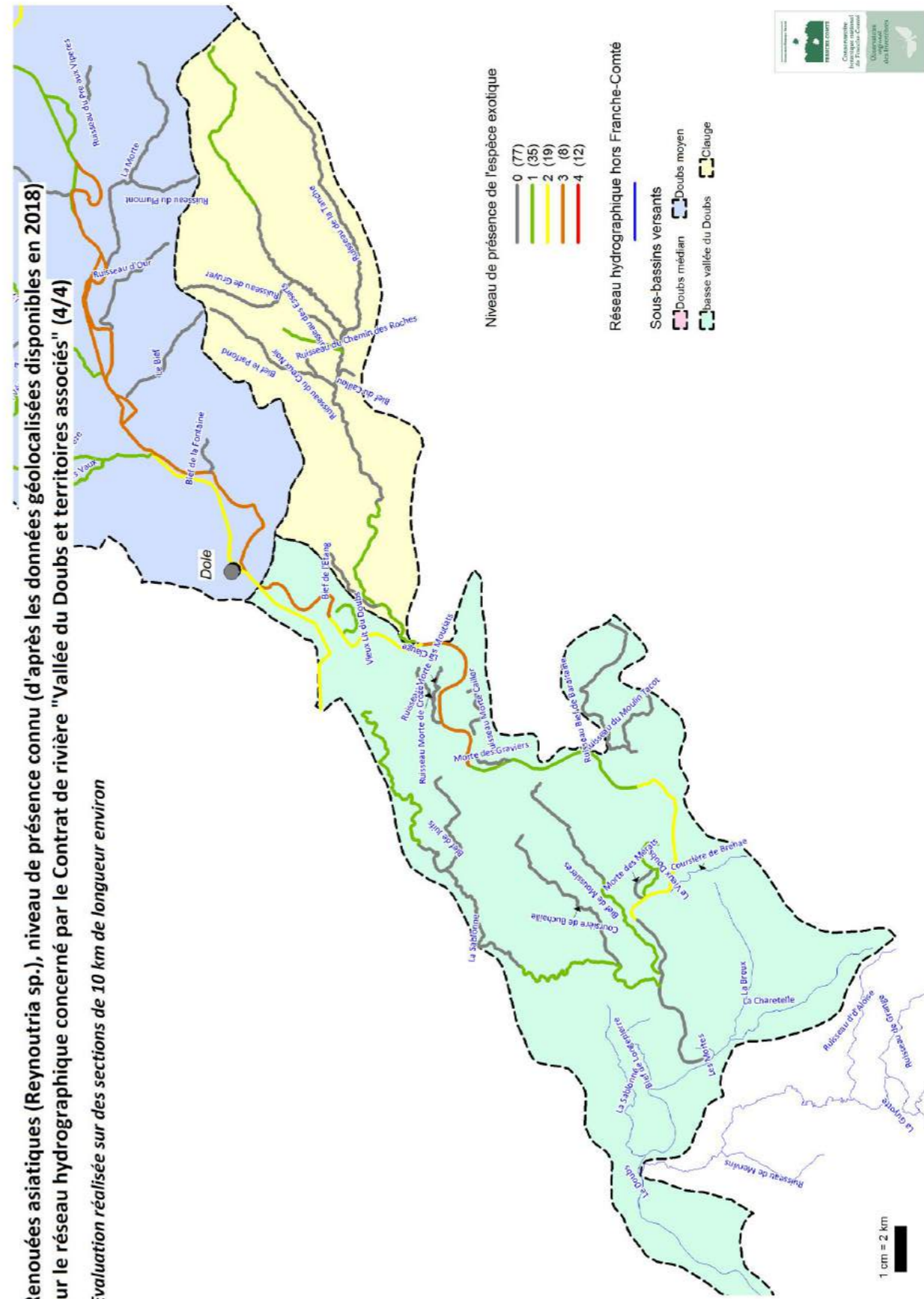
Renouées asiatiques (*Reynoutria* sp.), niveau de présence connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (3/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



Renouées asiatiques (*Reynoutria* sp.), niveau de présence connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (4/4)

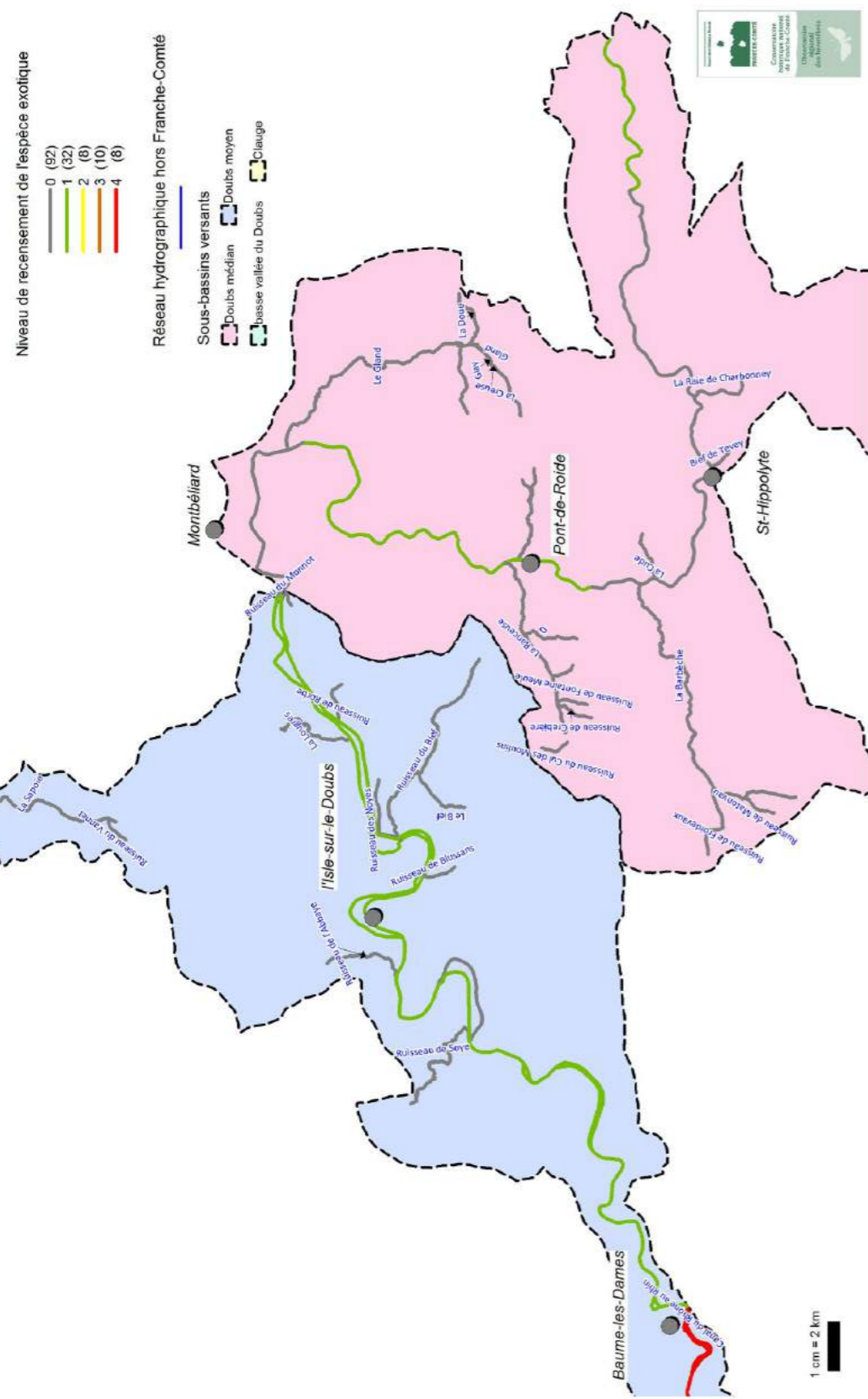
Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



Annexe 5.5 : Robinia pseudoacacia / robinier faux-acacia

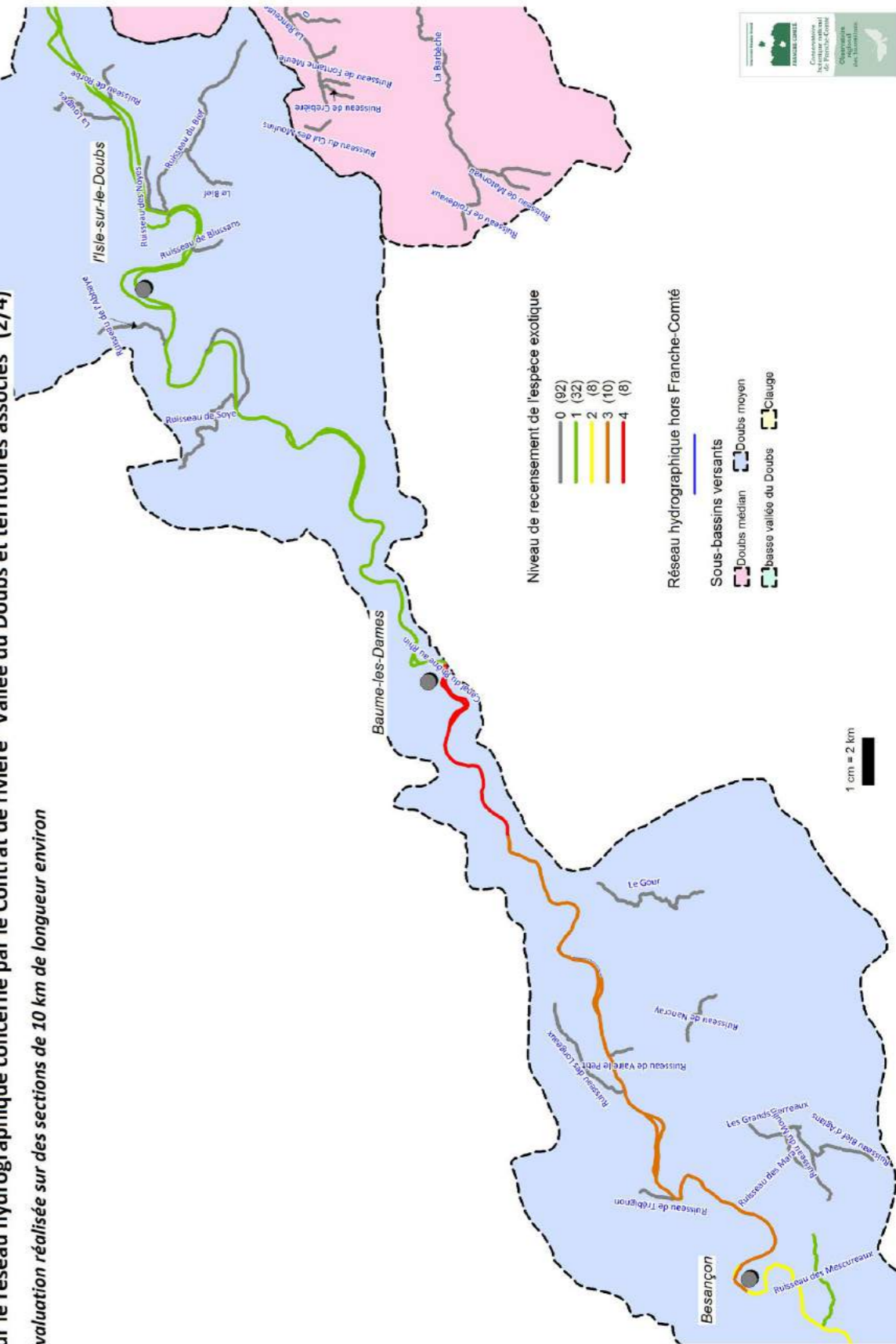
Robinier faux-acacia (Robinia pseudoacacia), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (1/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



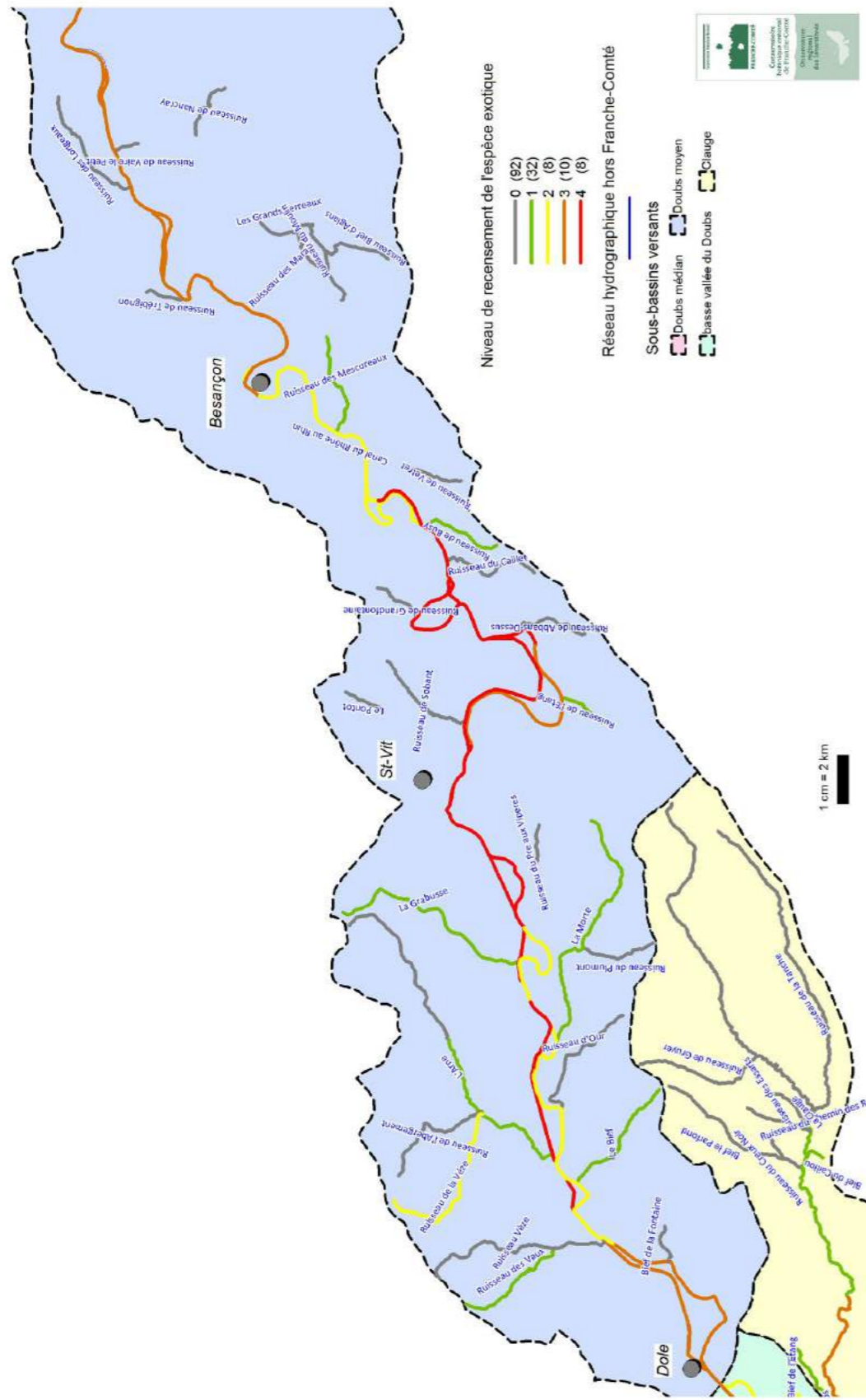
Robinier faux-acacia (Robinia pseudoacacia), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (2/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



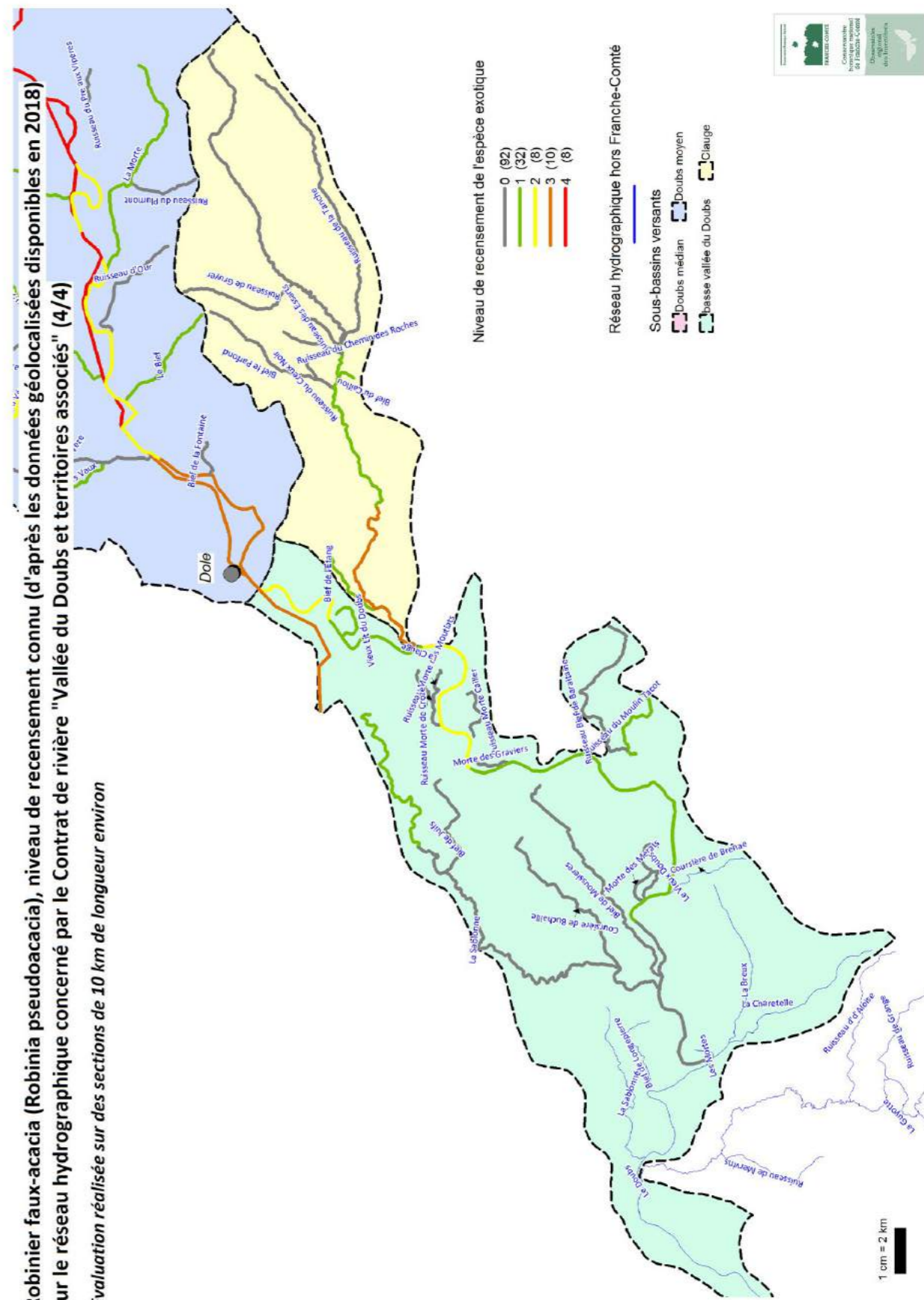
Robinier faux-acacia (Robinia pseudoacacia), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (3/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



Robinier faux-acacia (Robinia pseudoacacia), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (4/4)

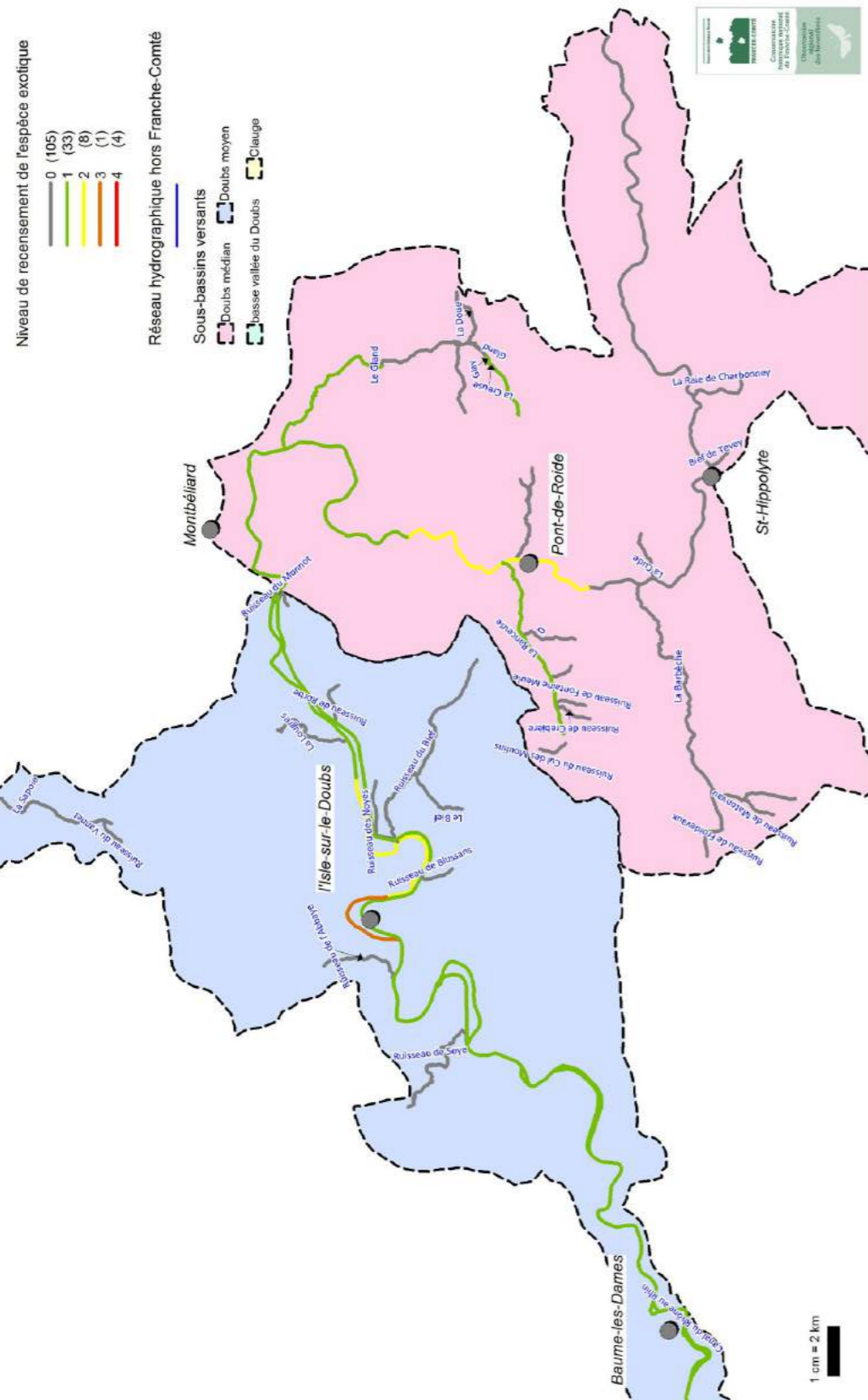
Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



Annexe 5.6 : Solidago sp. / solidages américains

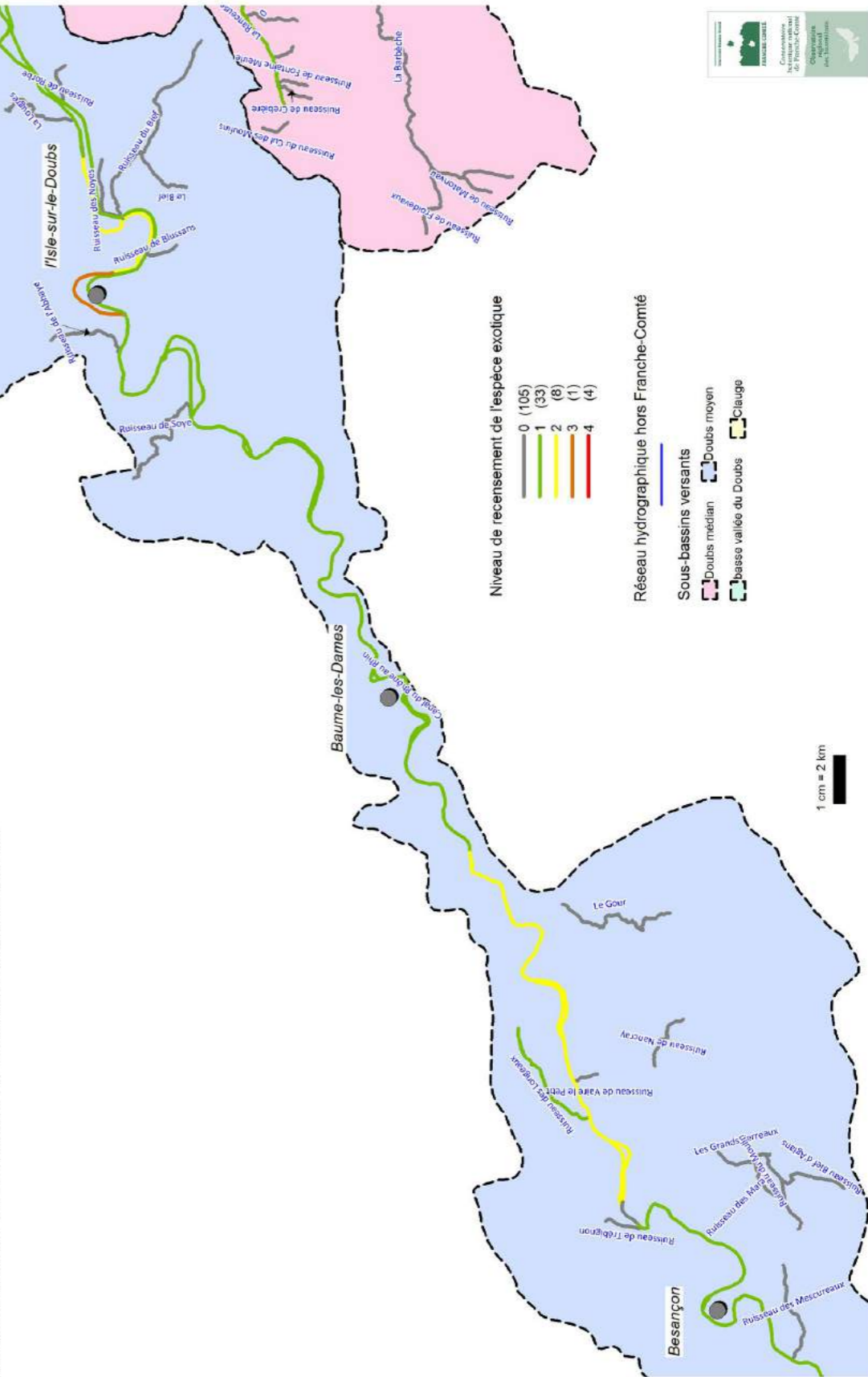
Solidages américains (Solidago sp.), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (1/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



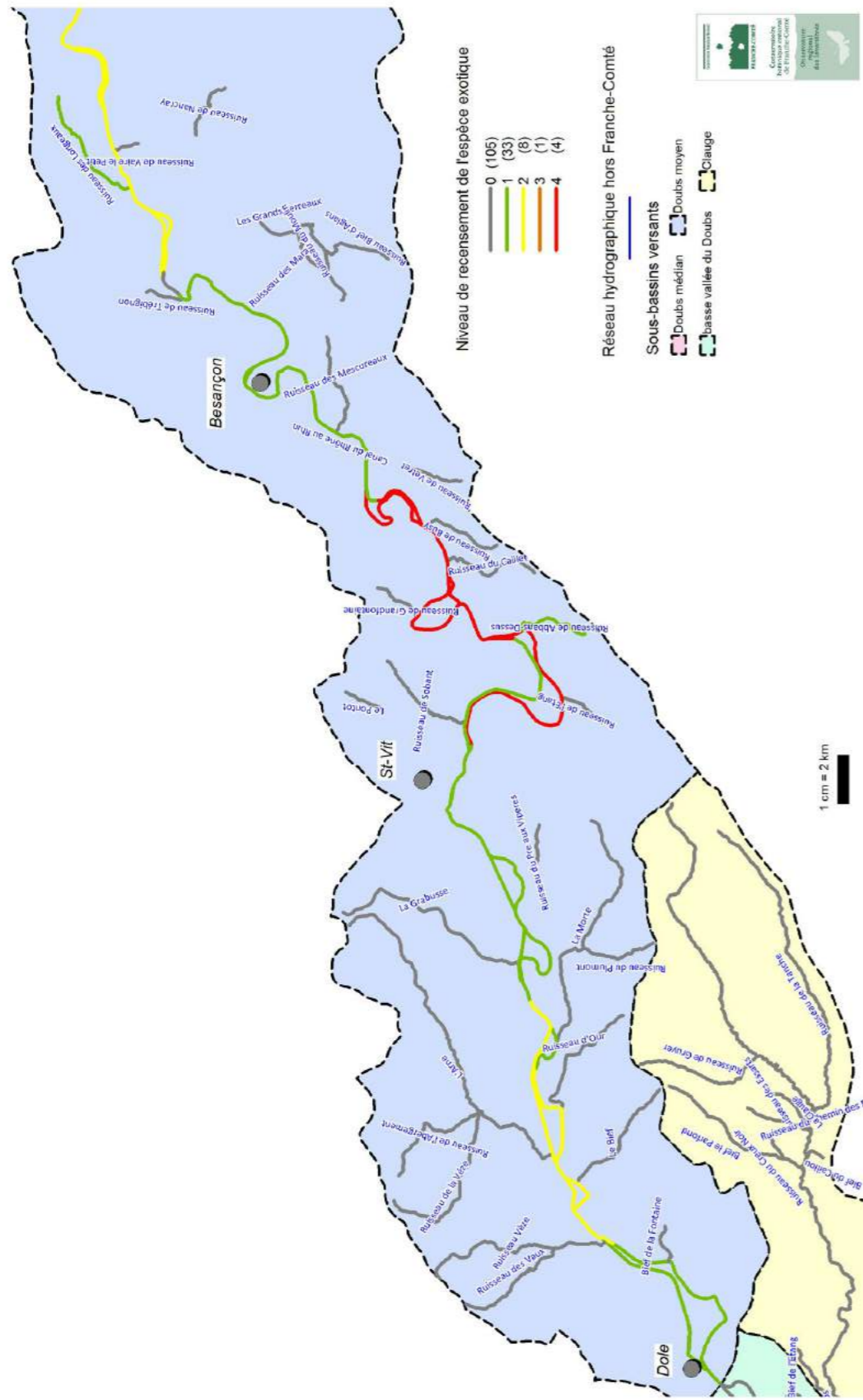
Solidages américains (Solidago sp.), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (2/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



Solidago américains (Solidago sp.), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (3/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ



Solidago américains (Solidago sp.), niveau de recensement connu (d'après les données géolocalisées disponibles en 2018) sur le réseau hydrographique concerné par le Contrat de rivière "Vallée du Doubs et territoires associés" (4/4)

Evaluation réalisée sur des sections de 10 km de longueur environ

