

# Le contrôle biologique des plantes exotiques envahissantes en France

## Synthèse bibliographique

Septembre 2025



Avec le soutien de

## Résumé

Le contrôle biologique classique est considéré comme une alternative durable et rentable aux méthodes mécaniques ou chimiques. Ce document constitue une synthèse bibliographique sur le contrôle biologique des plantes exotiques envahissantes (EEE), avec un focus particulier sur la France hexagonale.

La synthèse aborde ainsi les principaux programmes développés en Europe et en outre-mer ; ces expériences montrent un potentiel réel mais aussi certaines limites liées à la compatibilité climatique, aux risques de dommages collatéraux ou à la difficulté d'évaluer les impacts à long terme. La dernière partie du document propose des perspectives concernant le développement du contrôle biologique classique pour l'hexagone.

## Citation :

Varray S., 2025. Le contrôle biologique des plantes exotiques envahissantes en France – Synthèse bibliographique. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, 35 pages.

**Je remercie pour leurs relectures :** Arnaud Albert (OFB), François Delaquaize (MTEBFMP), Anouk Horman (FCEN), Coraline Jabouin (OFB), Vincent Lesieur (INRAe), François Micheau (FCEN) et Agnès Raysseguier (FCEN).

*Crédits des photos en couverture : S. Varray-FCEN ; J. Haury, S. Björn, CSIRO*

## Sommaire

Introduction.....	4
I. Exemples de démarches de lutte biologique en France hexagonale .....	4
I.1. Le renforcement de populations de plantes indigènes.....	5
I.2. La consommation par les espèces animales indigènes .....	5
I.3. Le pâturage .....	6
II. Le contrôle biologique classique des plantes exotiques envahissantes.....	7
II.1. Principe .....	7
II.2. Efficacité et avantages du contrôle biologique classique.....	7
II.3. Les limites et les risques liés au contrôle biologique classique .....	8
II.4. Perception du contrôle biologique classique .....	10
III. Tests de contrôle biologique classique en Europe .....	11
III.1. Les introductions involontaires d'agents de biocontrôle .....	12
➤ Ambroisie à feuilles d'armoise ( <i>Ambrosia artemisiifolia</i> ).....	12
➤ Azolle fausse fougère ( <i>Azolla filiculoides</i> ) .....	13
➤ Figuier de Barbarie ( <i>Opuntia ficus-indica</i> ) .....	14
➤ Ailante glanduleux ( <i>Ailanthes altissima</i> ).....	14
➤ Robinier faux-acacia ( <i>Robinia pseudoacacia</i> ) .....	15
III.2. Les introductions volontaires d'agents de biocontrôle .....	15
➤ Renouée du Japon ( <i>Reynoutria japonica</i> ) .....	15
➤ Balsamine de l'Himalaya ( <i>Impatiens glandulifera</i> ) .....	16
➤ Crassule de Helms ( <i>Crassula helmsii</i> ).....	16
➤ Mimosa à longues feuilles ( <i>Acacia longifolia</i> ).....	16
III.3. Autres programmes de recherche sur le contrôle biologique classique .....	17
➤ Berce du Caucase ( <i>Heracleum mantegazzianum</i> ) .....	17
➤ Buddléia du père David ( <i>Buddleja davidii</i> ).....	17
➤ Elodées ( <i>Elodea sp.</i> ) .....	17
➤ Grand Lagarosiphon ( <i>Lagarosiphon major</i> ) .....	18
➤ Hydrocotyle fausse-renoncule ( <i>Hydrocotyle ranunculoides</i> ).....	18
➤ Myriophylle du Brésil ( <i>Myriophyllum aquaticum</i> ) .....	18
➤ Rhododendron pontique ( <i>Rhododendron ponticum</i> ) .....	18
➤ Séneçon du Cap ( <i>Senecio inaequidens</i> ). ....	18
IV. Tests de contrôle biologique en France .....	19
IV.1. Nouvelle-Calédonie .....	19
IV.2. La Réunion.....	20
IV.3. Mayotte .....	20
IV.4. Polynésie française.....	21
V. Autres tests de contrôle biologique dans le monde .....	21
VI. Vers le développement de programmes de recherches sur le contrôle biologique classique des plantes exotiques envahissantes en France .....	22
VI.1. Le déroulement d'un programme de contrôle biologique .....	22
VI.2. Proposition de plantes exotiques envahissantes cibles pour le CBC en métropole .....	24
VI.3. Introduction d'agents de contrôle biologique en France.....	26
Conclusion .....	27
Index des plantes exotiques envahissantes cibles .....	28
Bibliographie.....	30

## Introduction

Les espèces exotiques envahissantes (EEE) sont reconnues comme l'une des cinq principales causes de perte de biodiversité à l'échelle mondiale, en raison des impacts qu'elles ont sur les écosystèmes et/ou les activités humaines. Malgré l'augmentation importante de l'ampleur et des impacts des invasions de plantes exotiques sur le continent européen au cours des 200 dernières années, ainsi que la menace croissante qui en découle pour la biodiversité indigène, la gravité des impacts n'a été reconnue qu'à partir de 2004 en Europe (Djeddour & Shaw, 2014), avec la publication de la stratégie européenne relative aux EEE (Genovesi & Shine, 2004).

Les plantes exotiques envahissantes sont parmi les plus nombreuses dans les invasions biologiques et présentent de nombreux impacts (Callaway & Maron, 2006). La lutte contre ces espèces devient une composante de plus en plus importante de la gestion de l'environnement. Les méthodes utilisées pour limiter les populations d'EEE et leurs impacts comprennent principalement le contrôle mécanique et chimique, ainsi que la lutte biologique (van Wilgen *et al.*, 2013). Le contrôle des espèces exotiques envahissantes par des méthodes mécaniques ou chimiques se révèle cependant souvent très coûteux (Clewley *et al.*, 2012), à la durabilité incertaine et pouvant présenter des impacts collatéraux sur les milieux (Culliney, 2005).

En raison des coûts élevés et de la complexité à mettre en œuvre ces méthodes de gestion dites classiques, un intérêt grandissant est observé pour trouver des stratégies alternatives, telles que la lutte biologique (Clewley *et al.*, 2012). Cette méthode repose sur l'utilisation de processus biologiques pour limiter le développement des populations de plantes exotiques envahissantes et donc réduire leurs impacts. L'une de ces méthodes, appelée le **contrôle biologique classique** (ou lutte biologique par acclimatation ou encore par introduction), repose sur l'introduction de consommateurs naturels de l'espèce ciblée, provenant des territoires d'origine quand ils n'ont pas été importés en même temps. Ces « agents de contrôle » sont le plus souvent des champignons phytopathogènes, des acariens ou des insectes.

A l'échelle mondiale, depuis une centaine d'années, plus de 2 000 introductions d'environ 550 agents de contrôle biologique ont été réalisées, principalement en Afrique du Sud, Australie, Nouvelle-Zélande et Amérique du Nord (Winston *et al.*, 2014 ; Pratt *et al.*, 2013). Cette méthode peut sembler intéressante au premier abord : économique, facile à mettre en œuvre et applicable à large échelle, sans dommage pour l'environnement si l'agent est suffisamment spécifique à l'espèce ciblée. Pourtant, en Europe continentale, et par extension en France hexagonale, peu d'agents de lutte ont été introduits pour le contrôle d'une plante exotique envahissante (Shaw *et al.*, 2011).

Ce document propose une synthèse bibliographique concernant le contrôle biologique des plantes exotiques envahissantes, en abordant son principe et les programmes en cours en Europe et en France, relatifs à des plantes exotiques envahissantes présentes dans l'hexagone. La perception française du contrôle biologique classique et l'opportunité que peut représenter ce mode de gestion pour la gestion des plantes exotiques envahissantes en France hexagonale seront également abordées.



Gestion de plantes aquatiques envahissantes  
(M. Le Treis – DREAL Pays de la Loire)

### I. Exemples de démarches de lutte biologique en France hexagonale

Reconnue comme la forme de lutte contre les adventices la plus rentable et la plus respectueuse de l'environnement (Holden *et al.*, 1992 cité dans Djedhour & Shaw, 2010), la lutte biologique peut être définie comme l'utilisation d'un organisme vivant pour contrôler une espèce nuisible (Beisel & Levêque, 2010).

En France, l'article L.253-6 du Code rural et de la pêche maritime définit les produits de biocontrôle ou lutte biologique comme « des agents et des produits utilisant des mécanismes naturels dans le cadre de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures. » Il s'agit donc d'un ensemble de méthodes de protection qui repose sur l'utilisation des mécanismes naturels et les interactions qui régissent les relations entre espèces. Certains de ces mécanismes sont utilisés en France hexagonale dans l'objectif de limiter le développement de populations de plantes exotiques envahissantes pour en diminuer les impacts.

### I.1. Le renforcement de populations de plantes indigènes

L'Université de Saint-Etienne a mené des études sur la résistance d'espèces indigènes à la colonisation et à la prolifération d'espèces exotiques envahissantes, en particulier des renouées asiatiques (*Reynoutria sp.*) Cet ensemble d'espèces et leurs hybrides : *Reynoutria japonica*, *R. saccharinensis*, *R. x bohemica*, représente en effet un enjeu de gestion important en France comme dans de nombreux autres pays d'Europe. Une fois installées dans une station et les premiers stades de colonisation passés, ces espèces sont très difficiles à éradiquer et seulement au prix d'efforts importants et constants (Dommange *et al.*, 2019).



Mise en concurrence de la Renouée asiatique avec des boutures de saule à la réserve naturelle de St Mesmin (© D. Hemeray)

Afin de développer des méthodes de gestion innovantes et durables reposant sur les principes de résistance biotique et de concurrence végétale, des études ont cherché à déterminer si la présence d'espèces indigènes pouvait offrir une résistance à la colonisation et à la prolifération des renouées. Testé en laboratoire, le Sureau yèble (*Sambucus ebulus*) présente de bons résultats de contention des colonies de renouées. Des tests sont en cours en milieu naturel en région Auvergne-Rhône-Alpes. D'autres espèces sont également envisagées pour répondre aux particularités des différents sites, comme le Framboisier, la Consoude, l'Ortie et le Cornouiller sanguin (Rouifed *et al.*, 2019).

D'autres expériences de gestion des renouées, comme l'arrachage, le bâchage et la plantation de saules sur un site en Bretagne (Quemmerais-Amice & Magnier, 2012) ont montré l'intérêt d'une approche intégrée pour la gestion des espèces exotiques envahissantes à l'aide d'espèces indigènes.

### I.2. La consommation par les espèces animales indigènes

Contrairement à certaines espèces animales, comme la Loutre d'Europe qui adapte son régime alimentaire aux disponibilités locales (Bouchardy *et al.*, 2011) et consomme des écrevisses américaines, les plantes exotiques envahissantes sont encore peu consommées par des herbivores indigènes. En effet, les EEE sont introduites dans des milieux où les espèces indigènes n'ont pas co-évolué avec la nouvelle espèce, ce qui limite souvent le potentiel des espèces indigènes à consommer ces EEE.

Ainsi, si l'on trouve des traces de consommation par quelques invertébrés sur certaines plantes exotiques envahissantes, comme les renouées asiatiques ou les jussies, il s'agit actuellement d'une consommation à la marge qui a peu d'effet sur leur développement (Varay *et al.*, 2018). Renforcer les populations d'espèces animales indigènes de manière artificielle pourrait être une piste à envisager pour mieux gérer les espèces exotiques envahissantes.

### I.3. Le pâturage

Le contrôle biologique augmentatif cherche à augmenter l'abondance des ennemis naturels déjà présents dans l'environnement.

Certains végétaux exotiques ont été introduits en tant que source potentielle de fourrage pour le bétail, comme les renouées asiatiques par exemple, dont des qualités fourragères, mellifères, stabilisatrices des sols et ornementales étaient fortement valorisées lors de son introduction (Bailey & Conolly, 2000). Or, la présence dans leurs tissus d'acides organiques et oxaliques, peu digestes, les rend peu appétentes pour le bétail. Seules les chèvres semblent bien s'accorder des qualités gustatives et digestibles de ces végétaux, et représentent un moyen de gestion moins coûteux que les fauches répétées (Bozec et al., 2019). Le pâturage par les moutons peut également permettre de gérer la Renouée du Japon en début de végétation (Courric, 2022).



Pâturage caprin sur de la Renouée asiatique en Mayenne (© J. Haury)

Par ailleurs, des résultats ont déjà été obtenus avec des moutons sur du Buddleia du père David, de la Jussie ou de l'Ambroisie à feuilles d'armoise (UNEP, 2017). Pour les jussies sur prairies, un pâturage à forte densité par des chevaux et des bovins permet de limiter leur biomasse et d'empêcher leur fructification (Garreau-Dupin, 2015).

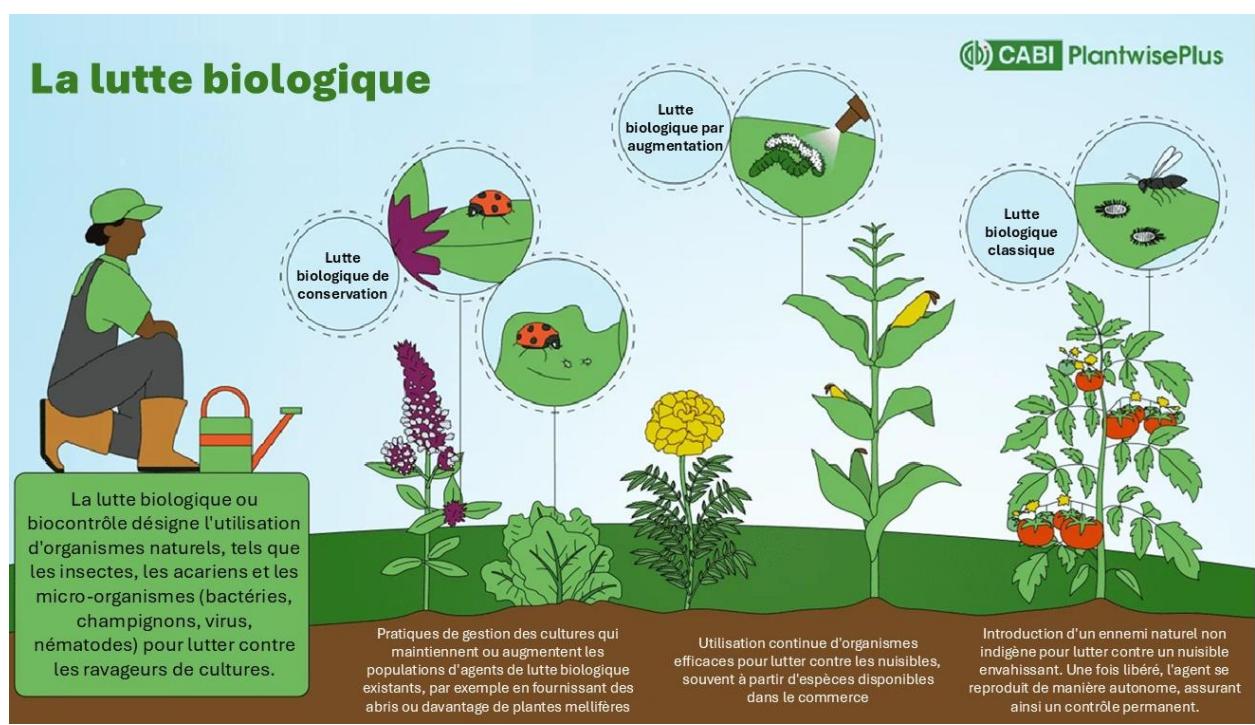


Figure 1 : Les trois principaux types de lutte biologique pour les cultures (adapté de CABI)

Les principes présentés ci-dessus utilisent principalement des espèces indigènes ou présentes dans les milieux dans lesquels les plantes exotiques envahissantes sont introduites. Parmi les trois principaux types de lutte biologique définis en agriculture (cf. figure 1), le contrôle biologique classique repose en revanche sur l'introduction volontaire d'un agent importé de la région d'origine de la plante exotique envahissante ciblée (Van Wilgen et al., 2013). La suite de cette synthèse bibliographique portera

spécifiquement sur le contrôle biologique classique (CBC) appliqué aux plantes exotiques envahissantes.

## **II. Le contrôle biologique classique des plantes exotiques envahissantes**

### **II.1. Principe**

Le contrôle biologique classique (CBC) repose sur l'introduction d'un agent importé de la région d'origine de la plante exotique envahissante ciblée. Le CBC est sous-tendu écologiquement par le principe selon lequel le succès des plantes exotiques envahissantes peut être attribué en partie à l'absence d'antagonistes naturels dans l'aire d'introduction (Keane & Crawley, 2002). En effet dans son aire d'origine, une plante est soumise à un ensemble d'ennemis naturels généralistes ou spécifiques, qui maintiennent l'espèce en équilibre avec l'écosystème environnant.

Le CBC implique l'identification et la collecte "d'agents de lutte biologique" ou "d'ennemis naturels" sélectionnés, principalement des espèces d'insectes et, moins fréquemment, des acariens et des pathogènes, dans le pays d'origine de l'espèce cible (Van Wilgen *et al.*, 2013). Il s'appuie sur les ennemis naturels hôte-spécifiques sélectionnés dans les aires natives des plantes invasives et promeut leur lâcher dans les aires d'introduction où l'espèce cible présente un caractère envahissant, afin de réduire sa biomasse, sa floraison ou sa production de graines, entravant la dispersion de la population cible (Stiling & Cornelissen, 2005).

Cette approche a pour objectif de traiter les plantes exotiques envahissantes déjà établies et bien répandues. Dans ces situations, où la prévention et l'éradication ne sont plus des options envisageables pour leur gestion, et lorsque d'autres formes de contrôle peuvent se révéler inefficaces, trop coûteuses ou dommageables pour l'environnement (Van Wilgen *et al.*, 2013), le CBC peut être envisagé.

Cette méthode est surtout utilisée en agriculture où les procédures de choix des agents de contrôle et de test ont été affinées au fil du temps et font l'objet d'une réglementation internationale stricte. Si des traces de lutte biologique existent dès 400 avant notre ère, c'est à partir du XVIII<sup>ème</sup> siècle que cette approche connaît un regain d'intérêt (Lefevre, 2013). Le CBC a été pratiqué dans le monde depuis plus d'un siècle, avec plus de 2 000 introductions d'ennemis naturels, utilisant 551 espèces d'agents de contrôle biologique, sur plus de 130 espèces de plantes nuisibles dans plus de 130 pays (Winston *et al.*, 2014).

### **II.2. Efficacité et avantages du contrôle biologique classique**

Le contrôle biologique classique a fait l'objet de plusieurs études concernant son efficacité (McFadyen, 1998) et son rapport coût-efficacité (De Lang & Van Wilgen, 2010). S'il est mis en œuvre correctement, le CBC peut se révéler être une alternative plus durable et respectueuse de l'environnement en comparaison aux méthodes de lutte mécaniques et chimiques (Clewley *et al.*, 2012 ; Shaw *et al.*, 2018), avec un rapport coûts-bénéfices à long terme plus faible et une plus grande probabilité de prévenir la ré-invasion (Van Driesche *et al.*, 2010).

En effet, une fois introduits, les ennemis naturels sont autonomes, se dispersent d'eux-mêmes et ajustent généralement la taille de leur population en fonction de celle des plantes exotiques envahissantes ciblées (Messing & Wright, 2006 ; Minteer *et al.*, 2021). De ce fait, le CBC peut être mis en œuvre dans toutes les zones cibles, sans difficulté d'accès aux zones reculées par exemple (Sarat *et al.*, 2015).

Concernant la gestion des plantes exotiques envahissantes ciblées, plusieurs études ont montré que le contrôle biologique classique peut réduire les impacts négatifs induits par des plantes exotiques

envahissantes, de manière partielle ou complète (Julien & Griffiths, 1998 cité dans Van Wilgen *et al.*, 2013 ; Hinz *et al.*, 2020 ; Djeddour & Shaw, 2010 ; De Lange & van Wilgen, 2010 ; Klein *et al.*, 2011).

Ces résultats induisent que le déploiement des programmes de CBC est, à terme, moins coûteux que les coûts de gestion régulière classique (Sarat *et al.*, 2015). Par exemple, une étude menée par Pratt *et al.* (2022) sur le contrôle de l’Azolla fausse-fougère a estimé que celui-ci permettait une économie de plusieurs millions de livres sterling chaque année.

Pour les raisons indiquées dans cette partie, le contrôle biologique classique a été récemment reconnu par la Convention sur la diversité biologique (CDB) comme un outil efficace de gestion des espèces exotiques envahissantes (Sheppard *et al.*, 2019 cité dans Lesieur *et al.*, 2023).

### II.3. Les limites et les risques liés au contrôle biologique classique

#### ➤ Les limites du contrôle biologique classique

##### *Le CBC ne peut pas être appliqué sur toutes les plantes exotiques envahissantes*

S'il s'avère efficace, le CBC présente néanmoins un certain nombre de limites. Par exemple, il ne peut pas être généralisé dans la gestion des plantes exotiques envahissantes : sa mise en œuvre peut en effet être plus complexe pour certaines catégories d'adventices, comme les graminées par exemple, en raison de leur relation étroite avec des espèces cultivées, avec lesquelles elles peuvent facilement s'hybrider. De plus, ces espèces sont principalement consommées par des insectes polyphages qui de ce fait ne sont pas des candidats appropriés comme agents de contrôle via le CBC (Van Wilgen *et al.*, 2013). Par ailleurs, l'herbivorie des insectes est la plus efficace pour réduire la biomasse des plantes exotiques envahissantes amphibiennes et flottantes comme *Azolla filiculoides*, *Eichhornia crassipes* et *Pistia stratiotes* ; cela n'est en revanche pas le cas pour les plantes submergées (Coetzee *et al.*, 2011 ; Forno and Julien, 2000 cité dans Sheppard *et al.*, 2006). Le type d'agent de contrôle biologique choisi (insecte, champignon, etc.) dépend ainsi de plusieurs paramètres.

Par ailleurs, toutes les plantes exotiques ne constituent pas de bonnes cibles pour le contrôle biologique classique. En effet, certaines plantes exotiques envahissantes introduites comme plantes ornementales dans les forêts ou les jardins représentent parfois des intérêts économiques importants. Ces conflits d'intérêts peuvent compliquer la mise en œuvre d'un programme de contrôle biologique (Baars, 2011).

##### *Le CBC n'est pas systématiquement efficace*

En complément, il a été indiqué dans certains cas que le CBC pouvait également ne contribuer que peu à une gestion efficace, voire échouer dans certaines situations. En effet, identifier un agent de contrôle biologique spécifique à une espèce cible ne garantit pas que celui-ci va se maintenir dans les nouvelles conditions climatiques d'introduction. Le CBC peut ainsi être utilisé en tant qu'alternative ou complément à d'autres stratégies de gestion des plantes exotiques envahissantes (Van Wilgen *et al.*, 2013). Cela est d'autant plus le cas pendant la période d'implantation et de propagation de l'agent relâché dans les populations de plante cible, pour y provoquer les effets espérés (Minter *et al.*, 2021).

##### *Les programmes de recherche sur le contrôle biologique sont longs, coûteux et complexes*

Par ailleurs, les programmes de recherche pour identifier un agent de contrôle biologique et tester sa spécificité avec la plante exotique envahissante ciblée sont longs, coûteux (Minter *et al.*, 2021) et nécessitent de nombreuses autorisations administratives (importation, élevage et relâcher de l'agent de contrôle), parfois difficiles à obtenir (Sarat *et al.*, 2015). Ces programmes incluent en effet des tests de l'agent potentiel dans des espaces de quarantaine de qualité, qui sont chers et, de ce fait, limités. Dans ces conditions confinées, les agents étudiés peuvent accepter de consommer des espèces non-optimales (Messing & Wright, 2006). Les programmes de contrôle biologique classique induisent donc

de prendre des décisions avec des connaissances imparfaites (Messing & Wright, 2006), sans garantie sur le niveau de contrôle du peuplement ciblé induit par l'agent de contrôle.

### ➤ Les risques liés au contrôle biologique classique

Malgré un nombre croissant de succès et de spécificités grâce à l'amélioration des connaissances scientifiques (Fowler *et al.*, 2012), le contrôle biologique classique a été critiqué, en raison de l'observation d'impacts sur les espèces non-ciblées, de la perturbation des réseaux trophiques et du fonctionnement de l'écosystème (Follett & Duan, 2000 ; Louda *et al.*, 2005 ; Pearson & Callaway, 2005). Le succès de cette méthode repose en effet sur la spécificité du couple plante ciblée-agent de contrôle, afin d'identifier les risques éventuels de dommages collatéraux sur des espèces non ciblées.

#### *Les différents types de dommages collatéraux du CBC*

Du fait de son principe même, le contrôle biologique classique peut ainsi avoir des effets non souhaités, directs ou indirects, sur l'environnement et les espèces natives. Hinz *et al.* (2019) ont décrit trois types d'effets non-ciblés directs :

- Les effets collatéraux, définis comme la consommation d'espèces natives non-ciblées à la suite de l'introduction d'agents de biocontrôle et de la réduction des populations de plantes exotiques envahissantes ciblées qui s'ensuit. Si la spécificité du couple plante ciblée-agents de biocontrôle est suffisamment élevée, ces dommages collatéraux ne persistent pas et sont de courte durée (de quelques jours à quelques semaines). Par ailleurs, Hinz *et al.* (2020) a noté une diminution dans le temps de la proportion de lâchers d'agents de CBC suivis de dommages collatéraux, suggérant que les analyses de risque auxquelles sont soumis ces agents se sont améliorées dans le temps et/ou que la réglementation d'importation des agents est devenue plus stricte.
- Les effets par débordement, qui se produisent comme les effets collatéraux à des densités élevées d'agents de biocontrôle et sur des espèces proches (du même genre ou de la même famille par exemple). Les impacts par débordement peuvent avoir des effets négatifs au niveau des plantes individuelles, mais il n'a pas été constaté jusqu'à présent de conséquences négatives au niveau des populations d'espèces non ciblées (Catton *et al.*, 2015 cité dans Hinz *et al.*, 2019 ; Catton *et al.*, 2016).
- Les effets durables, lorsque l'agent de contrôle est capable de se développer pleinement et de maintenir ses populations sur une espèce végétale non ciblée, indépendamment de la présence ou de l'absence de la plante exotique envahissante ciblée. L'espèce végétale non ciblée peut ainsi servir d'hôte alternatif (bien que souvent sous-optimal) pour l'agent de lutte biologique. C'est cette catégorie qui est susceptible de présenter des effets négatifs à l'échelle d'une population et de durer dans le temps (Louda *et al.*, 2005).



*La Coccinelle asiatique est un exemple d'agent de biocontrôle dont la propagation n'a pas été maîtrisée  
(© S. Varray)*

À partir des données collectées et analysées, Hinz *et al.* (2019) et Suckling & Sforza (2014) ont mis en évidence que moins de 1% de tous les projets de contrôle biologique contre les plantes exotiques envahissantes ayant conduit au lâcher d'agents ont entraîné des effets négatifs non souhaités à l'échelle d'une population. Les cas les plus graves concernent des lâchers effectués dans les années 1950 et 1960, période durant laquelle les protocoles de lâchers d'agents de biocontrôle ne considéraient pas le risque représenté pour les espèces natives (Hinz *et al.*, 2019).

#### *Des effets négatifs potentiels difficiles à prévoir*

Les effets indirects du contrôle biologique classique sont encore plus difficiles à prévoir que les effets directs. L'étude des réseaux trophiques dans l'aire d'origine de l'agent de contrôle avant la dissémination pourrait être un axe de travail à envisager, en amont de la mise en œuvre d'un programme de CBC (Veldtman *et al.*, 2011). De plus, les résultats des programmes sont peu étudiés sur le long terme. Mesurer l'ensemble des réactions de l'écosystème est recommandé afin d'évaluer le succès ou l'échec du contrôle biologique sur les plantes ciblées mais également l'ensemble des effets indirects. Leur étude nécessiterait cependant la mise en place de suivis sur le long terme et à l'échelle de l'écosystème (Clewley *et al.*, 2012).

L'évaluation des risques liés à l'utilisation d'agents de lutte biologique est donc une étape clé du succès des programmes de contrôle biologique classique. Les évaluations des risques varient d'un lieu à l'autre (Van Wilgen *et al.*, 2013) mais, d'une manière générale, les avancées dans les techniques et les protocoles mis en œuvre, améliorent la probabilité de leur fiabilité et la considération des dommages collatéraux éventuels (Hinz *et al.*, 2019). Par ailleurs, les normes ont évolué au fil du temps et se sont renforcées, notamment sous l'impulsion de la Convention sur la diversité biologique (Hinz *et al.*, 2020 ; Sheppard *et al.*, 2003).

#### **II.4. Perception du contrôle biologique classique**

Bien que le contrôle biologique classique soit utilisé depuis plus d'un siècle dans plusieurs pays et régions du monde, son utilisation en Europe est relativement récente et est souvent considérée avec scepticisme (Shaw *et al.*, 2018). En effet, malgré la grande précision avec laquelle les tests de spécificité de l'hôte sont effectués avant la diffusion d'un agent de contrôle et le faible nombre de cas de dommages collatéraux documentés (Hinz *et al.*, 2019), des critiques de la pratique persistent encore. Les opposants au contrôle biologique classique considèrent l'ensemble de la pratique comme risquée, principalement à cause de l'irréversibilité des actions menées (Van Driesche *et al.*, 2010). La mémoire de premiers lâchers effectués sans base scientifique et non contrôlés de prédateurs vertébrés pour lutter contre les ravageurs ne doit pas y être étranger (Wajnberg *et al.*, 2001). Par exemple, l'introduction de chats pour contrôler les rats sur des îles a été menée sans étude d'impact global.

Ainsi, les personnes émettant des doutes et des inquiétudes sur le CBC évoquent notamment les risques que présente une introduction supplémentaire d'espèce exotique dans un écosystème et les impacts collatéraux possibles sur des espèces indigènes proches de l'EEE qu'elle vise à contrôler. La crainte majeure est une « perte de contrôle » du processus, qui pourrait mener à de nouveaux impacts négatifs, plus importants encore que ceux occasionnés par l'EEE ciblée à l'origine. Si l'agriculture française a recours au contrôle biologique de manière récurrente, il n'y a pas encore eu de projet effectif d'introduction d'espèce ou de pathogène pour gérer une espèce exotique envahissante dans les milieux naturels en France hexagonale (Varay *et al.*, 2018).

En revanche, les opposants comme les partisans du CBC sont d'accord sur l'importance de la mise en place d'un suivi standardisé post-introduction. Ce dernier, axé sur les espèces non ciblées les plus importantes identifiées lors de l'analyse de spécificité de l'hôte menée en amont de l'introduction, est donc à prévoir pour tous les projets de lutte biologique (Clewley *et al.*, 2012 ; Hinz *et al.*, 2020).

##### ➤ [Perception du contrôle biologique contre les plantes exotiques envahissantes en France](#)

En 2021, Lesieur a mené une enquête concernant les connaissances et la perception du contrôle biologique classique contre les plantes exotiques envahissantes en France (Lesieur, 2021). Ce travail a permis de recueillir les réponses de plus de 400 personnes, issues de trois catégories : agriculteurs, gestionnaires d'espaces naturels et chercheurs.

Ce travail a mis en évidence une méconnaissance de cette technique par les répondants pour gérer des plantes exotiques envahissantes, ainsi qu'un manque d'information sur celle-ci, tout en indiquant

massivement que le CBC présentait des risques (cf. figure 1). Ces résultats pourraient expliquer en partie l'absence de l'utilisation du contrôle biologique classique en France hexagonale. Un autre facteur explicatif serait la connaissance de tentatives de CBC ayant échoué (Lesieur, 2021) ou ayant occasionné des dommages collatéraux, comme dans le cas de la Coccinelle asiatique (*Harmonia axyridis*), introduite pour contrôler les pucerons et qui s'est propagée de manière incontrôlée dans la plupart des régions d'Europe (Roy *et al.*, 2016).

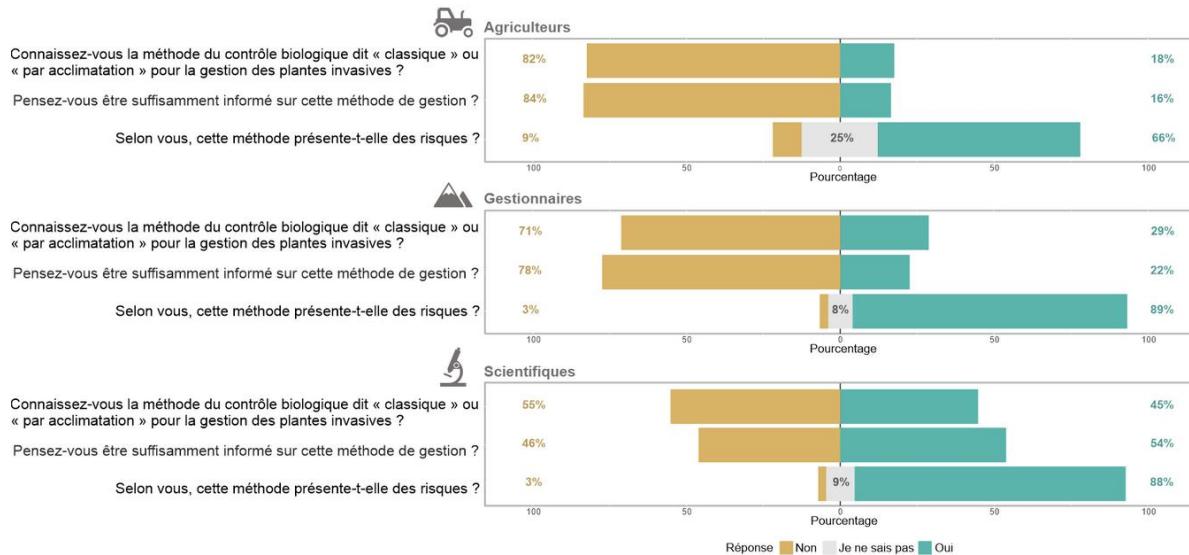


Figure 2 : Influence des corps de métier sur la connaissance du contrôle biologique classique contre les plantes exotiques envahissantes en France et perception des risques associés (Lesieur, 2021)

Les conclusions de cette enquête proposaient de communiquer sur la sécurité du CBC appliqué à la gestion des plantes exotiques envahissantes. De fait, si cette méthode comporte une part d'incertitude, comme tout projet impliquant des organismes vivants, celle-ci tend à être réduite au minimum possible grâce aux méthodes d'évaluation des risques. Les gestionnaires d'espaces naturels sont la principale catégorie à rassurer, s'étant montrés dans le cadre de cette enquête les plus préoccupés et réticents sur le sujet (Lesieur, 2021), contrairement aux agriculteurs qui sont plus habitués à cette technique. Ils seront en effet les plus concernés par d'éventuels dommages collatéraux sur les espèces indigènes dans les milieux naturels.

Les éléments présentés ci-dessus indiquent qu'il y a d'importants efforts à faire au niveau de la communication générale sur le contrôle biologique classique, afin de mieux le faire connaître et valoriser les expériences réussies dans d'autres régions. S'il ne faut pas en minimiser les limites et les risques, les avantages qu'il proposent en font une méthode intéressante à considérer, comme le montrent les nombreux projets existants en Europe et en Outre-mer présentés dans la seconde partie de ce document.

Les projets sélectionnés dans ce rapport concernent des plantes exotiques envahissantes présentes et ayant des impacts en France hexagonale, afin de présenter un état des lieux des connaissances concernant le développement de programmes de contrôle biologique sur ces espèces.

### III. Tests de contrôle biologique classique en Europe

Le contrôle biologique classique n'est que très rarement utilisé pour la gestion des plantes exotiques envahissantes en Europe. En effet, si le CBC est connu depuis plus d'un siècle, le premier agent de contrôle exotique introduit intentionnellement en Europe (Royaume-Uni) pour lutter contre une plante exotique envahissante (Renouée du Japon) a eu lieu en 2010 (cf. ci-après). D'autres programmes ont ensuite été initiés et ont conduit à des lâchers d'agents de biocontrôle en Angleterre puis au Portugal (Shaw *et al.*, 2016).

D'après Djeddour & Shaw (2014), le règlement européen n°1143/2014<sup>1</sup>, en fournissant un cadre à une politique coordonnée contre les espèces exotiques envahissantes au niveau de l'Union européenne, devrait permettre au contrôle biologique des plantes exotiques envahissantes de se développer. Cependant, la méconnaissance générale de l'efficacité potentielle et des faibles risques non ciblés du CBC par le public, les décideurs et de nombreuses autres parties prenantes en Europe peut limiter son développement (Shaw *et al.*, 2018 ; Sheppard *et al.*, 2006).

La décision du Conseil (UE) [2021/1102](#) demandait à la Commission européenne de mener une étude en 2022 pour analyser la situation actuelle relative à l'utilisation d'agents de lutte biologique invertébrés et d'identifier les options pour améliorer ces pratiques. Les constats indiquaient entre autres que l'utilisation d'agents de lutte biologique était en hausse, en raison de la demande accrue des agriculteurs, des gestionnaires d'espaces verts et des jardiniers, qui s'efforcent de réduire leur dépendance à l'égard des produits phytopharmaceutiques chimiques. Ce travail a également ouvert une réflexion pour étudier les possibilités d'harmonisation des critères, des procédures et protocoles, ainsi que des méthodes de prise de décision dans l'Union, afin de faciliter l'accès aux agents de lutte biologique et favoriser le développement de programmes de recherche sur le sujet (European Commission, 2022).

### III.1. Les introductions involontaires d'agents de biocontrôle

Les introductions accidentelles d'arthropodes phytophages contre les plantes exotiques envahissantes ne sont pas rares et il est souvent difficile de retracer l'origine de ces introductions (Shaw *et al.*, 2018). Certaines espèces arrivées involontairement, probablement en même temps que leur plante hôte, se sont révélées avoir des effets positifs significatifs et ont été appliquées intentionnellement ailleurs dans le monde contre certaines plantes exotiques envahissantes (Shaw *et al.*, 2018).

Dans ces situations, l'agent de contrôle est considéré comme « résident habituel », ayant potentiellement été observé régulièrement depuis de nombreuses années (Shaw *et al.*, 2016). Cette situation n'est pas idéale car l'absence d'une autorisation claire incite davantage aux lâchers non autorisés (Shaw *et al.*, 2016) et empêche la mise en œuvre d'un projet de contrôle biologique avec toutes les analyses de risques afférentes.

#### ➤ Ambroisie à feuilles d'armoise (*Ambrosia artemisiifolia*)

L'Ambroisie à feuilles d'armoise est une plante herbacée annuelle au pollen très allergène, originaire d'Amérique du Nord. Introduite accidentellement en Europe, probablement via l'importation de semences et de fourrage, les coûts induits par ses impacts sur les cultures et la santé humaine sont estimés à environ 4,5 milliards d'euros par an (Bullock *et al.*, 2012 cité dans Shaw *et al.*, 2018). D'après Shaw *et al.* (2018), plusieurs projets de CBC ont été menés en Russie, en Australie et en Chine, concernant au total 7 agents potentiels de biocontrôle. Ces projets n'ont cependant pas tous donné de résultats probants (problèmes de spécificité, difficultés d'établissement, etc.).

<sup>1</sup> Règlement (UE) N° 1143/2014 du Parlement européen et du Conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes

En 2013, les recherches menées depuis les années 1960 afin de trouver un agent de contrôle biologique de l'Ambroisie ont reçu un coup de pouce inattendu, avec la découverte du coléoptère *Ophraella communa* (Chrysomelidae) en Italie et en Suisse, probablement suite à une introduction accidentelle (Müller-Chärrer *et al.*, 2014). En Chine et en Italie, la présence d'*O. communa* s'est révélée particulièrement efficace pour le contrôle de l'Ambroisie (Müller-Chärrer *et al.*, 2014). À l'échelle européenne, Schaffner *et al.* (2020) ont estimé que le contrôle biologique de cette espèce grâce à *O. communa* permettrait d'économiser plus d'un milliard d'euros par an.



*Ophraella communa* pourrait être un agent de contrôle biologique efficace pour l'Ambroisie à feuilles d'armoise (© Takahashiy)

À partir de 2013, des études ont été menées pour évaluer l'efficacité de *O. communa* dans diverses zones d'Europe. Ces études ont montré que l'insecte peut contrôler efficacement l'Ambroisie dans diverses zones d'Europe. Des résultats similaires ont été obtenus dans d'autres pays, tels que l'Israël, l'Australie et la Serbie. Ces résultats ont confirmé l'efficacité de *O. communa* comme agent de contrôle biologique de l'Ambroisie.

D'autres agents de biocontrôle potentiels sont en cours d'étude dans différents pays, tels qu'Israël, l'Australie, la Serbie (Shaw *et al.*, 2016) ou encore la Chine où une tordeuse, *Epiblema strenuana* (Lepidoptera : Tortricidae) est utilisée en combinaison avec *O. communa* (Zhou *et al.*, 2014).

#### ➤ Azolle fausse fougère (*Azolla filiculoides*)

Introduit accidentellement et probablement à plusieurs reprises au Royaume-Uni, en Belgique et en Italie depuis les années 1920, le charançon *Stenopelmus rufinasus* (Curculionidae) s'est révélé moins efficace pour le contrôle de l'Azolle fausse-fougère dans les régions européennes plus froides, contrairement à l'Afrique du Sud (Sheppard *et al.*, 2006 ; Winston *et al.*, 2014). En complément des pays précédemment cités, le charançon a actuellement été mentionné comme présent dans d'autres pays européens, comme l'Irlande, l'Allemagne, les Pays-Bas, la France et l'Ukraine (Florence *et al.*, 2015 cité dans Pratt *et al.*, 2022).

Au Royaume-Uni, ce charançon est redistribué, c'est-à-dire introduit à partir d'une zone géographique proche ou dans un secteur où l'agent n'est pas encore présent, et massivement relâché en début de saison pour prévenir et contrôler le développement de l'Azolle fausse-fougère (Pratt *et al.*, 2022). Entre 2011 et 2012, les Pays-Bas ont financé un projet pilote mené par le CABI<sup>2</sup> pour localiser et identifier *S. rufinasus* aux Pays-Bas et étudier la possibilité de son élevage et de sa libération en masse dans le pays.



*Stenopelmus rufinasus* est un agent de contrôle biologique, probablement introduit en même temps que l'Azolle fausse-fougère (© U Schmidt)

<sup>2</sup> Centre international pour l'agriculture et les biosciences

pour lutter contre l'Azolla (Djeddour & Shaw, 2014). En outre, dans le cadre du projet européen RINSE<sup>3</sup>, mené entre 2011 et 2013, il a été montré que le contrôle biologique de l'Azolle fausse-fougère s'est avéré efficace dans les sites traités (en Angleterre, en France, en Belgique et aux Pays-Bas), avec des coûts peu élevés et avec une action neutre sur l'environnement (Sarat *et al.*, 2015 ; Reeder *et al.*, 2018). Pratt *et al.* (2022) ont estimé que la libération de *S. rufinasus* en Grande-Bretagne est à la fois utile et très rentable et permettrait des économies bien supérieures au coût des charançons utilisés. Les coûts estimés pour la gestion de l'Azolle seraient en effet réduits de 800-1 600 k€ à 31,5-45,8 k€ (Pratt *et al.*, 2022), soient divisés par 30 en moyenne.

Une altise, *Pseudolampsis guttata*, a par ailleurs également fait l'objet d'une évaluation des risques en Afrique du Sud. Bien que l'Afrique du Sud ait choisi de ne pas de la disséminer, en raison de la menace qu'elle peut représenter pour les Azolla indigènes, il n'y a pas d'obstacle de ce type en Europe (Sheppard *et al.*, 2006).

#### ➤ Figuier de Barbarie (*Opuntia ficus-indica*)

Le Figuier de Barbarie est une plante succulente vivace qui a été largement plantée pour ses fruits ou comme plante ornementale (Fried, 2012). Originaire d'Amérique centrale, l'un de ses ennemis naturels est une cochenille *Dactylopius opuntiae* (Dactylopiidae), qui est présente dans plusieurs régions du monde suite à des lâchers intentionnels, dans le but de démarrer une industrie de pigments (Lounsbury, 1915 cité dans Shaw *et al.*, 2018) ou de lutter contre le développement de plusieurs espèces du genre *Opuntia* (Shaw *et al.*, 2018). *Dactylopius opuntiae* s'est également répandue, présumément accidentellement, en Israël et en Espagne, par des voies inconnues. En Espagne, l'espèce a été observée pour la première fois en 2007 (Sanz Elorza *et al.*, 2004 cité dans Shaw *et al.*, 2018) et s'est rapidement dispersée le long du littoral méditerranéen, en suivant la distribution de sa plante-hôte.



Développement de *Dactylopius opuntiae* sur un figuier de Barbarie (© O. Oron)

Cette introduction involontaire offre ainsi une opportunité pour limiter l'expansion du Figuier de Barbarie (Sanz Elorza *et al.*, 2004 cité dans Shaw *et al.*, 2018).

#### ➤ Ailante glanduleux (*Ailanthus altissima*)

*Aculus mosoniensis* a été observé dans 13 pays européens, dont la France (Kashefi *et al.*, 2022). Cet acarien forme des populations denses principalement sur la face inférieure des folioles des feuilles composées, mais en cas de forte infestation, on peut également le trouver sur la face supérieure et sur tous les organes verts, y compris les tiges. L'impact considérable que cet acarien peut avoir sur son hôte a conduit une équipe de scientifiques de plusieurs institutions internationales à concentrer leur attention sur l'évaluation d'*Aculus mosoniensis* en tant qu'agent potentiel de lutte biologique contre l'Ailante (Marini *et al.*, 2021a). Les résultats de ce travail ont montré une grande spécificité de cet acarien, qui pourrait se révéler ainsi être un agent de contrôle biologique potentiel intéressant. En effet, cet



Feuille d'Ailante infestée d'*Aculus mosoniensis*  
(Kashefi *et al.*, 2022)

<sup>3</sup> RINSE : Reducing the Impacts of Non-native Species in Europe (Réduire l'impact des espèces non indigènes en Europe)

acarien étant déjà présent en Europe, il pourrait être redistribué pour le contrôle de l'Ailante (Marini et al., 2021a).

Une autre espèce d'*Aculus* semble également être un candidat intéressant pour la lutte biologique contre l'Ailante, *Aculus taihangensis*. Décrit en Chine, il a récemment été signalé également dans plusieurs pays européens dont la France sur le même hôte (de Lillo et al., 2017 cité dans Toldi et al., 2022).

Par ailleurs, des enquêtes menées en Chine ont permis d'identifier neuf pathogènes végétaux spécifiques et quatre arthropodes (Zheng et al., 2004). Parmi ceux-ci, deux charançons (*Eucryptorrhynchus brandti* et *Eucryptorrhynchus chinensis*), un héteroptère (*Orthopagus lunulifer*), trois champignons pathogènes (*Alternaria ailanthi*, *Aecidium ailanthi* et un *Coleosporium sp.*) ont été sélectionnés pour une étude plus approfondie qui pourrait se faire en collaboration avec l'Europe (Sheppard et al., 2005). Les agents potentiels sont cependant plutôt étudiés par les Etats-Unis actuellement (Soler & Izquierdo, 2024).

#### ➤ Robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*)

Trois insectes nord-américains se sont déjà établis sur le Robinier faux-acacia en Europe :

- Le lépidoptère *Phyllonorycter robiniella*, présent de la Suisse à la Pologne et de l'Allemagne à l'Italie et qui provoque une chute prématuée des feuilles. De ce fait, il fait l'objet d'un programme de lutte biologique en Pologne (Wojciechowicz-Żytko & Jankowska, 2005) ;
- Le diptère *Obolodiplosis robiniae*, présent en Italie, en Slovénie et en Tchéquie ;
- le Cyllène du robinier (*Megacyllene robiniae*), largement répandu.

Le renforcement de ces espèces en Europe pourrait constituer une stratégie de biocontrôle, mais le robinier a également d'autres ennemis naturels dans son aire d'origine, dont certains pourraient cibler des parties moins désirables de la plante, comme les graines par exemple (Sheppard et al., 2005).

## III.2. Les introductions volontaires d'agents de biocontrôle

#### ➤ Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*)

Le premier agent de contrôle biologique classique introduit en Europe pour contrôler une plante exotique envahissante était le psylle *Aphalaridae itadori* (*Aphalaridae*), relâché au Royaume-Uni en 2010 pour le contrôle de la Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*) (Shaw et al., 2011). Cette introduction a eu lieu au terme d'un programme de recherche initié par le CABI et ses partenaires en 2003 (Pratt et al., 2013).

Cet agent a été reconnu comme le plus approprié parmi les 186 insectes et la quarantaine de champignons phytopathogènes, observés sur la Renouée du Japon dans son aire d'origine (Djeddour & Shaw, 2010). En effet, *A. itadori*, originaire du Japon, s'est montré particulièrement spécialisé dans la consommation de ces renouées. Plusieurs études en laboratoire ont montré que ce psylle permettait de réduire le taux de croissance de la renouée (White, 2007 cité dans Djeddour & Shaw, 2010). Cependant, depuis 2010 l'établissement de la population de psylle n'a pas été constaté, à l'instar des impacts significatifs sur les renouées dus à une compatibilité climatique partielle, amenant le CABI à aller chercher une nouvelle lignée de psylles dans la préfecture de Murakami au Japon, mieux adaptée aux climats anglais (Jones et al., 2023).

Des essais en milieu confinés sur cette lignée « Murakami » ont également été menés aux Pays-Bas et ont montré des résultats indiquant que le psylle pourrait également y être utilisé dans le cadre d'un programme de lutte biologique contre les renouées asiatiques (*Reynoutria japonica*, *R. sachalinensis* et *R. × bohemica*), bien que des études plus poussées soient encore à faire (Camargo et al., 2022). La lignée « Murakami » a également été introduite aux Pays-Bas à la fin de l'année 2020 (CABI, 2021).

### ➤ Balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*)

La recherche sur la lutte biologique contre cette espèce a été lancée au Royaume-Uni par le CABI en 2006, financée par plusieurs parties prenantes ainsi que le gouvernement britannique (Djeddour & Shaw, 2014). Un champignon de type rouille *Puccina komarovii* var. *glanduliferae*, prélevé sur la Balsamine de l'Himalaya en Inde, a été sélectionné comme agent de contrôle biologique potentiel, puis



Présence de *Puccina komarovii* var. *glanduliferae* sur une feuille de Balsamine de l'Himalaya (© S. Björn)

importé au Royaume-Uni en 2010 pour mener des études en conditions de quarantaine. Après des tests de spécificité de la rouille sur 75 espèces végétales et 11 variétés supplémentaires de trois espèces d'*Impatiens* ornementales largement cultivées au Royaume-Uni, et validé toutes les étapes afférentes à un programme de CBC, le gouvernement britannique a autorisé l'utilisation de cet agent de contrôle biologique. Cet agent a été introduit dans des sites expérimentaux au Royaume-Uni en 2014 (Shaw *et al.*, 2016 ; CABI, 2021).

Il s'agit du premier projet qui permettra de disséminer un champignon pathogène en tant qu'agent de contrôle biologique classique contre une plante exotique

envahissante en Europe (Tanner *et al.*, 2015). Les premiers lâchers en milieux naturels ont montré que l'ombre était un facteur important susceptible de limiter l'implantation et le développement de la rouille sur certains sites (Ellison *et al.*, 2020). La rouille a par ailleurs montré une spécificité génétique intraspécifique, avec la nécessité de faire correspondre la souche de rouille avec le type génétique de la plante. De ce fait, des souches de rouille supplémentaires ont été recherchées dans l'aire de répartition naturelle de la Balsamine de l'Himalaya, afin de garantir que toutes les populations de cette plante exotique envahissante puissent être contrôlées avec succès dans les îles britanniques (Ellison *et al.*, 2020).

### ➤ Crassule de Helms (*Crassula helmsii*)

Une étude a été lancée en 2010 par le CABI afin de rechercher un potentiel agent de contrôle biologique sur la Crassule de Helms, plante aquatique originaire d'Australie (Varia *et al.*, 2022). Ce travail a mis en évidence plusieurs agents intéressants et des tests de spécificité sont en cours avec trois agents potentiels : la mouche *Hydrellia perplexa*, un champignon pathogène *Colletotrichum sp.* et un acarien *Aculus sp.* (Djeddour & Shaw, 2014).

Des études ultérieures ont identifié l'acarien australien *Aculus crassulae* (Eriophyidae) comme l'agent de contrôle biologique le plus intéressant. En effet, des dommages ont été constatés sur le terrain sur la Crassule de Helms, causés par cet acarien très spécifique, et il a été estimé que cet acarien est très peu susceptible de causer des dégâts à la flore anglaise (Varia *et al.*, 2022).

### ➤ Mimosa à longues feuilles (*Acacia longifolia*)

*Trichilogaster acaciaelongifoliae* (Pteromalidae) est une guêpe native du sud-est de l'Australie et spécifique au Mimosa à longues feuilles. Elle a été introduite en 1981 en Afrique du Sud pour lutter contre sa plante-hôte, avec succès. Cet agent de lutte biologique a ainsi permis de réduire jusqu'à 95% la production de graines de la plante cible et de 30% sa croissance végétative (Dennill, 1988 cité dans López-Ñúñez *et al.*, 2021).



Développement de galles de *Trichilogaster acaciaelongifoliae* sur un *Acacia longifolia* (© J. Richfield)

Suite à ce succès, l'agent a été introduit au Portugal en 2015 (Shaw *et al.*, 2016). Après un établissement initial modéré, dû au délai nécessaire à la synchronisation du cycle de vie de la guêpe dans les conditions de vie de l'hémisphère nord, l'agent de contrôle biologique présente une croissance exponentielle. Des impacts significatifs ont été observés sur les capacités reproductives de la plante cible (López-Ñúñez *et al.*, 2021).

D'autres essais ont été menés en Afrique du Sud, ciblant la production de semences avec des guêpes à galle, des charançons et un champignon de rouille provenant d'Australie. Ces essais ciblaient plusieurs espèces du genre *Acacia* : *A. saligna*, *A. longifolia*, *A. pycnantha*, *A. melanoxylon* et *A. cyclops* (Sheppard *et al.*, 2005). Concernant *A. dealbata*, l'agent *Melanterius maculatus* (Curculionidae), introduit en 1994 en Afrique du Sud a permis d'obtenir des dégâts sur les semences significatifs (Winston *et al.*, 2014).

### III.3. Autres programmes de recherche sur le contrôle biologique classique

#### ➤ Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*)

La Berce du Caucase a fait l'objet d'un projet européen « Giant Alien », clôturé en 2005, afin d'identifier des agents de biocontrôle (Commission Européenne, 2006). L'un des agents potentiels sur lequel le projet s'est concentré était le phytopathogène *Phloeospora heraclei* (Mycosphaerellaceae) mais le potentiel de cet agent à infecter le panais (*Pastinaca sativa*) a été mis en évidence. De ce fait, aucun agent potentiel de CBC n'a été sélectionné pour aller plus loin. L'identification d'autres agents de lutte biologique potentiels a été initiée, la présence de proches parents de la Berce originaires d'Europe rendant ce travail plus délicat (CABI, 2005 cité dans Sheppard *et al.*, 2005).

#### ➤ Buddleia du père David (*Buddleja davidii*)

Deux charançons ont été importés de Chine en Nouvelle-Zélande (en quarantaine). Il a été démontré que *Cleopus japonicus* (Curculionidae), qui se nourrit des feuilles, réduit de manière significative la taille et les performances des plantes. Cela a conduit à l'utiliser à partir de 2006 comme agent de lutte biologique classique (Winston *et al.*, 2014). Deux pathogènes ont également été signalés comme étant très spécifiques au *Buddleia* : *Pseudocercospora buddleiae* et *Septoria merrillii* (Mycosphaerellaceae). Au Royaume-Uni, des traitements de souche basés sur des champignons pathogènes indigènes sont envisagés pour lutter contre la repousse (Evans, 2002 cité dans Sheppard *et al.*, 2005).

#### ➤ Elodées (*Elodea sp.*)

Des agents de biocontrôle ont été étudiés en laboratoire pour la régulation des espèces du genre *Elodea* (*Lymnea stagnalis*, espèce de *Gammarus*) (Barrat-Segretain *et al.*, 2002 ; Thiébaut & Gierlinski, 2007, cité dans Thiébaut & Dutartre, 2009). Il a été trouvé que l'Elodée de Nuttall (*Elodea nuttallii*) avait une appétence légèrement plus élevée que l'Elodée du Canada (*Elodea canadensis*) pour *L. stagnalis* (Barrat-Segretain *et al.*, 2002). L'herbivorie par les escargots peut influer sur la compétition entre les espèces d'Elodées, mais ils ne sont probablement pas des agents de biocontrôle efficaces (Barrat-Segretain *et al.*, 2007 cité dans Thiébaut & Dutartre, 2009). Sheppard *et al.* (2005) recommandent que la recherche d'agent de contrôle biologique pour les élodées cible l'ensemble du genre dans sa zone climatique afin de prévenir le remplacement par d'autres hydrocharitacées exotiques.



*Lymnea stagnalis* a une appétence importante pour l'Elodée du Canada  
(© B. Fuller)

➤ [Grand Lagarosiphon \(Lagarosiphon major\)](#)

Un projet de collaboration entre des universités irlandaise et d'Afrique du Sud a débuté en 2008 pour étudier les perspectives de lutte biologique contre cette plante aquatique originaire d'Afrique du Sud. Une mouche *Hydrellia lagarosiphon* (Ephydriidae) et un moucheron *Polypedilum sp.* (Chironomidae) ont été importés et sont étudiés en condition de quarantaine (Mangan et Baars, 2013 cité dans Djeddour & Shaw, 2014). Des études de spécificité de l'hôte sont menées et les résultats préliminaires indiquent que le Lagarosiphon est la plante hôte préférée, mais certaines espèces de Potamogeton peuvent également subir des dommages dans ces conditions confinées. De ce fait, d'autres expériences sont nécessaires pour vérifier l'importance de dommages collatéraux et évaluer la pertinence de la mouche *Polypedilum* (Earle et al., 2013 cité dans Djeddour & Shaw, 2014).

➤ [Hydrocotyle fausse-renoncule \(Hydrocotyle ranunculoides\)](#)

Cordo et al. (1982 cité dans Sheppard et al., 2005) ont identifié un charançon *Listronotus elongatus* (Curculionidae), qui semble relativement spécifique en Argentine, comme agent de lutte biologique potentiel. Une étude menée par le CABI et le Centre pour la gestion des plantes aquatiques du Royaume-Uni est prévue pour rechercher ce charançon et d'autres agents de lutte biologique potentiels dans son aire d'origine (Sheppard et al., 2005). Une rouille, *Puccinia hydrocotyles* (Pucciniaceae) et la mouche mineuse des tiges *Eugaurax sp.* (Chloropidae) sont également en cours d'évaluation (Djeddour & Shaw, 2014 ; CABI, 2021).

➤ [Myriophylle du Brésil \(Myriophyllum aquaticum\)](#)

En Afrique du Sud, un chrysomélide *Lysathia sp.* (Chrysomelidae) originaire du Brésil a été lâché sur des populations de Myriophylle du Brésil, ce qui a permis d'observer des retards sur la croissance de cette plante. Il a par ailleurs été démontré que ce coléoptère ne se nourrit pas de la plante indigène européenne *Myriophyllum spicatum* (Cilliers, 1999 cité dans Sheppard et al., 2005), ce qui suggère un potentiel d'utilisation en Europe. La capacité du Myriophylle du Brésil à reformer des populations lorsque les effectifs du coléoptère diminuent a conduit à travailler sur deux autres agents déjà présents en Afrique du Sud : *Listronotus marginicollis* (Curculionidae) et *Xanthomonas campestris* (Xanthomonadaceae) (Sheppard et al., 2005).

➤ [Rhododendron pontique \(Rhododendron ponticum\)](#)

Le Rhododendron pontique étant une plante appréciée pour ses qualités ornementales, un traitement fongique des souches basé sur les pathogènes des plantes indigènes, éventuellement en utilisant *Chondrostereum purpureum* (Meruliaceae), pourrait être le meilleur choix en matière de lutte biologique (Evans, 2002 cité dans Sheppard et al., 2005). Des essais sur le terrain utilisant ce champignon pour empêcher la repousse de l'espèce n'ont cependant révélé aucun effet significatif (Willoughby et al., 2015 cité dans Casati et al., 2022).



Chondrostereum purpureum ne s'est pas révélé être un bon agent de contrôle biologique pour le Rhododendron  
(© inaturalist.org)

➤ [Séneçon du Cap \(Senecio inaequidens\)](#)

Le Séneçon du Cap fait partie d'un groupe d'espèces apparentées qui envahissent les pâturages dans le monde entier. De ce fait, les agents de biocontrôle classiques nécessiteraient une très grande spécificité, étant donné le nombre de *Senecio spp.* originaires d'Europe. Deux antagonistes en Europe endommagent déjà la plante de manière significative :

- une rouille d'origine australienne, *Puccinia lagenophorae* (Pucciniaceae), qui n'est pas spécifique bien que des résistances soient observées dans de nombreuses populations (Sheppard et al., 2005) ;
- le puceron du séneçon, *Aphis jacobaea* (Aphididae), qui infeste les pousses fleuries et réduit ainsi la production de semences (Fort et al., 2004 cité dans Sheppard et al., 2005).

## **IV. Tests de contrôle biologique en France**

Par le passé, plusieurs exemples malheureux de contrôle biologique sont peut-être à l'origine d'une réticence des pays européens à se lancer dans le contrôle biologique des espèces invasives (Sarat et al., 2015). Le contrôle biologique est pourtant déjà bien développé en Outre-mer, notamment à La Réunion et en Polynésie française, où les résultats sont positifs (Le Bourgeois et al., 2004 cité dans Sarat et al., 2015 ; Meyer et al., 2007).

### **IV.1. Nouvelle-Calédonie**

#### ➤ Jacinthe d'eau (*Pontederia crassipes*)

Un programme de contrôle biologique de la jacinthe d'eau est actuellement en cours en Nouvelle-Calédonie, piloté par le Conservatoire d'espaces naturels. Les charançons *Neochetina bruchi* et *N. eichhorniae* (Brachyceridae) ont ainsi été élevés et relâchés en lots de 50 à 100 individus dans le territoire de la Province Sud (cf. figure 3). Les premiers résultats publiés en 2024 ont indiqué que la Jacinthe d'eau avait disparu de deux des sites suivis (Dutartre, 2024).

Le contrôle biologique pour cette espèce a été développé dans les années 1970. Depuis, sept agents de contrôle ont été relâchés et sont utilisés aux Etats-Unis, en Afrique et en Chine :

- les charançons *N. bruchi* et *N. eichhorniae* (Brachyceridae) ;
- les pyrales *Xubida infusellus* et *Niphograptus albiguttalis* (Crambidae) ;
- les lépidoptères *Bellura densa* (Noctuidae) ;
- la punaise *Eccritotarsus catariensis* (Miridae) ;
- l'acarien *Orthogalumna terebrantis* (Galumnidae).

Des champignons ont également été testés : *Acremonium zonatum* (Bionectriaceae), *Cercospora piaropi* et *C. rodmanii* (Mycosphaerellaceae). Des travaux sont en cours en Argentine sur une rouille *Uredo ecchorniae* (Pucciniaceae). Les charançons semblent être les agents de contrôle les plus efficaces et leur relâcher a permis de contrôler la Jacinthe d'eau dans plusieurs pays, notamment au Mexique, au Bénin en Afrique du Sud, au Zimbabwe et au Malawi (CABI, 2013).



Neochetina bruchi est l'un des 7 agents de biocontrôle testés pour la Jacinthe d'eau  
© CSIRO

#### ➤ Salvinie géante (*Salvinia molesta*)

Le programme lancé à partir de 2015 sur la Jacinthe d'eau a intégré la Salvinie géante à partir de fin 2017. Trois espèces ont été élevées puis introduites dans les milieux aquatiques du territoire colonisés par les deux plantes et il s'est avéré que le charançon *Cyrtobagous salviniae* (Curculionidae) est spécifique de la Salvinie. Les premiers résultats publiés en 2024 ont indiqué que la Salvinie avait disparu de 5 des sites suivis (Dutartre, 2024).

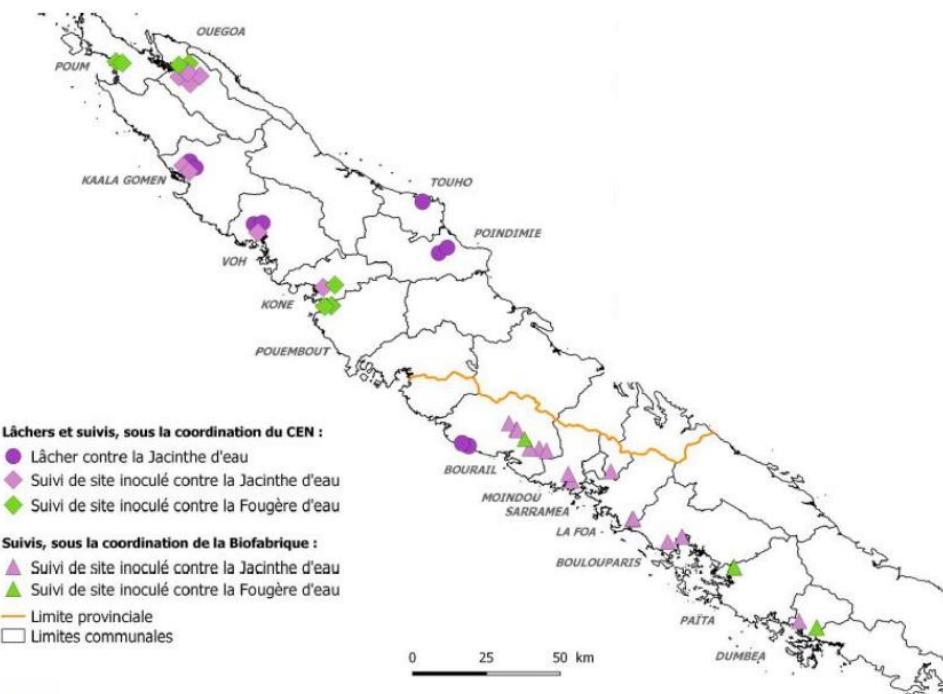


Figure 3: Carte des lâchers et suivis des agents de contrôle biologique de la Jacinthe d'eau et de la Salvinié réalisés en 2022 (IUCN Comité français, 2023)

#### IV.2. La Réunion

La Vigne marronne (*Rubus alceifolius*) est considérée comme l'une des principales plantes exotiques envahissantes à La Réunion. Pendant des années, l'ONF a essayé de contrôler la plante, mais ni la gestion mécanique, ni le contrôle chimique n'ont été efficaces (Le Bourgeois *et al.*, 2011). En 1992, le

Conseil régional de La Réunion a fait de la lutte contre la vigne marronne une priorité et a financé un programme de recherche pour développer des méthodes de contrôle intégrées, dont le contrôle biologique. Ce programme a démarré en 1997 et s'est clôturé en 2006 avec la sélection d'un agent de contrôle : *Cibdela janthina* (Tenthredinidae). Cet hyménoptère est l'un des principaux insectes régulant naturellement la Vigne maronne dans son aire d'origine (Sumatra).



*Cibdela janthina* permet le contrôle de la Vigne maronne à La Réunion  
(© T. Bernardo)

Les premiers lâchers de l'agent de contrôle biologique ont eu lieu en 2008 et des études se sont poursuivies après le lâcher afin de suivre la dispersion et les impacts de *C. janthina* sur la vigne marronne et la végétation indigène à l'échelle de l'île de La Réunion (Le Bourgeois *et al.*, 2011).

La population de *C. janthina* est maintenant bien établie et permet le contrôle de l'espèce cible en-dessous de 1 000 m d'altitude (Le Bourgeois *et al.*, 2011 ; Winston *et al.*, 2014), sans effet collatéral notable (Soubeyran *et al.*, 2010).

#### IV.3. Mayotte

##### ➤ Salvinie géante (*Salvinia molesta*)

Des programmes de CBC, reposant sur l'utilisation du charaçon *Cyrtobagous salviniae* (Curculionidae) pour lutter contre la Salvinie géante (*Salvinia molesta*, *S. adnata*), se sont avérés efficaces en Afrique,

Australie et États-Unis (Meyer, 2009) et il serait intéressant de mener des réflexions sur leur mise en œuvre à Mayotte.

#### IV.4. Polynésie française

##### ➤ Lantanier (*Lantana camara*)

Deux agents de biocontrôle concernant le Lantanier ont été introduits en Polynésie française. Il s'agissait de *Ophiomyia lantanae* (Agromyzidae) en 1916 et de *Teleonemia scrupulosa* (Tingidae) avant 1986. Cependant, l'établissement de ces agents et leurs effets sur le Lantanier sont inconnus (Winston *et al.*, 2014).

##### ➤ Miconia (*Miconia calvescens*)

Dès 1988, un programme de recherche et de lutte contre le Miconia a été développé par l'IRD (ex-ORSTOM) en collaboration avec le Territoire de Polynésie française. À partir de 1997, des études ont été menées sur le contrôle biologique du Miconia, qui ont abouti à l'identification d'un agent de contrôle biologique (Soubeyran *et al.*, 2010). Le champignon *Colletotrichum gloeosporioides* (Glomerellaceae) a ainsi été introduit en Polynésie française en 2000 (Meyer & Killgore, 2007 cité dans Meyer *et al.*, 2007). Il y a établi des populations qui provoquent une mortalité importante des semis et une défoliation partielle des grandes plantes, ce qui augmente la pénétration de la lumière et, par conséquent, le recrutement des espèces indigènes (Winston *et al.*, 2014). La défoliation est cependant limitée aux zones de la plante les plus élevées, où les températures sont fraîches et l'humidité élevée (Meyer *et al.*, 2007).



Le Miconia est une espèce présentant de forts impacts négatifs en Polynésie française (© F. & K. Starr)

### V. Autres tests de contrôle biologique dans le monde

Cette partie présente quelques tests de contrôle biologique classique effectués dans le monde, concernant des plantes exotiques envahissantes présentes en France.

##### ➤ Cardiosperme à grande fleurs (*Cardiospermum grandiflorum*)

Des essais de lutte biologique sont menés contre l'espèce en Afrique du Sud. Dix-sept insectes et deux agents fongiques ont été identifiés comme pathogènes de la plante dans son aire de répartition sud-américaine, et ont fait l'objet de tests de spécificité en Afrique du Sud (McKay *et al.*, 2010, Simelane *et al.*, 2011). Les résultats de ces tests ont abouti à l'autorisation de lâcher *Cissoanthonomus tuberculipennis* (Curculionidae) en Afrique du Sud, qui a été accordée en 2013 (Simelane *et al.*, 2014).

##### ➤ Jussies exotiques (*Ludwigia grandiflora* et *L. peploides*)

Sheppard *et al.* (2005) ont mentionné dans leur synthèse de nombreuses études concernant une dizaine d'agents de biocontrôles, testés aux Etats-Unis et en Chine. Certains de ces agents se sont révélés peu spécifiques (Reddy *et al.*, 2021 ; Shui, 1990 cité dans Sheppard *et al.*, 2005), offrant actuellement peu de perspectives de transposition de ces recherches en Europe.

### ➤ Sénéçon en arbre (*Baccharis halimifolia*)

Un programme australien de lutte biologique contre le Baccharis a amené à libérer 13 insectes et un pathogène, dont sept se sont établis. Parmi les agents testés, quatre ont permis de lutter avec succès : *Hellenia balanotes* (Pterophoridae), *Megacyllene mellyi* (Cerambycidae), *Rhopalomycia californica* (Cecidomyiidae) et *Trirhabda bacharidis* (Chrysomelidae). Cette réussite a notamment été observée dans des habitats similaires à ceux envahis en Europe, au point que le statut d'adventice de la plante a été rétabli (Sheppard *et al.*, 2005).

## VI. Vers le développement de programmes de recherches sur le contrôle biologique classique des plantes exotiques envahissantes en France

Le développement de plusieurs programmes de contrôle biologique classique et les autorisations de dissémination d'un agent pathogène et d'un insecte au Royaume-Uni devraient permettre un essor de l'utilisation de cette technique de gestion en Europe. Par ailleurs, certains projets pourraient permettre d'autres États membres de s'y associer pour une dissémination à l'échelle européenne (Djeddour & Shaw, 2014).

Le contrôle biologique conventionnel est régi par des normes et des procédures internationalement reconnues dans le cadre de la Convention internationale pour la protection des végétaux, de l'Organisation de coopération et de développement économiques et de l'Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (Sheppard *et al.*, 2005). Bien que ces normes soient consultatives, elles reflètent des processus acceptés, coordonnés et efficaces d'analyse des risques et de prise de décision, ainsi que des réglementations en vigueur dans plusieurs pays et organisations du monde entier qui ont été les pionniers de la lutte biologique conventionnelle contre les plantes.

### **VI.1. Le déroulement d'un programme de contrôle biologique**

Différents travaux menés sur le contrôle biologique classique ont permis d'identifier un ensemble d'étapes (cf. figure 4) et de recommandations pour le bon déroulement d'un programme de CBC (Shaw *et al.*, 2011 ; Sarat *et al.*, 2015).

- ✓ **Initiation du programme de contrôle biologique :** la plante cible est choisie en fonction de l'importance des impacts qu'elle occasionne et de sa pertinence par rapport au CBC (synthèse bibliographique sur la plante cible et ses ennemis naturels), en prenant en compte la perception du public, les enjeux économiques et politiques (conflits d'intérêt) ;
- ✓ **Collecte de données :** recherches et suivis dans l'aire d'introduction afin de déterminer des associations hôte cible et ennemis naturels, vérification de l'absence d'un agent de contrôle local efficace ;
- ✓ **Etudes de terrain :**
  - Exploration dans l'aire d'origine de l'espèce cible, en lien avec les structures de recherche implantées dans l'aire d'origine de l'espèce cible, pour rechercher et suivre les ennemis naturels et identifier les espèces avec un fort potentiel d'agent de contrôle biologique ;
  - Etude du fonctionnement de l'écosystème d'accueil de l'agent recherché ;
- ✓ **Evaluation du candidat**, via l'étude de l'écologie de l'espèce cible et de ses ennemis naturels dans le but de comparer l'écologie de l'espèce dans son aire d'origine et son aire d'introduction, étudier les conditions climatiques et écologiques nécessaires au développement de l'agent envisagé ;
- ✓ **Dépôt de la requête** et demande des autorisations nécessaires : utiliser la législation existante sur la santé et la protection des végétaux pour :
  - Etablir les analyses de risques adéquates pour les agents de contrôle biologique sélectionnés ;

- Obtenir des autorisations d'importation, de transport et de diffusion dans l'environnement en bonne et due forme ;

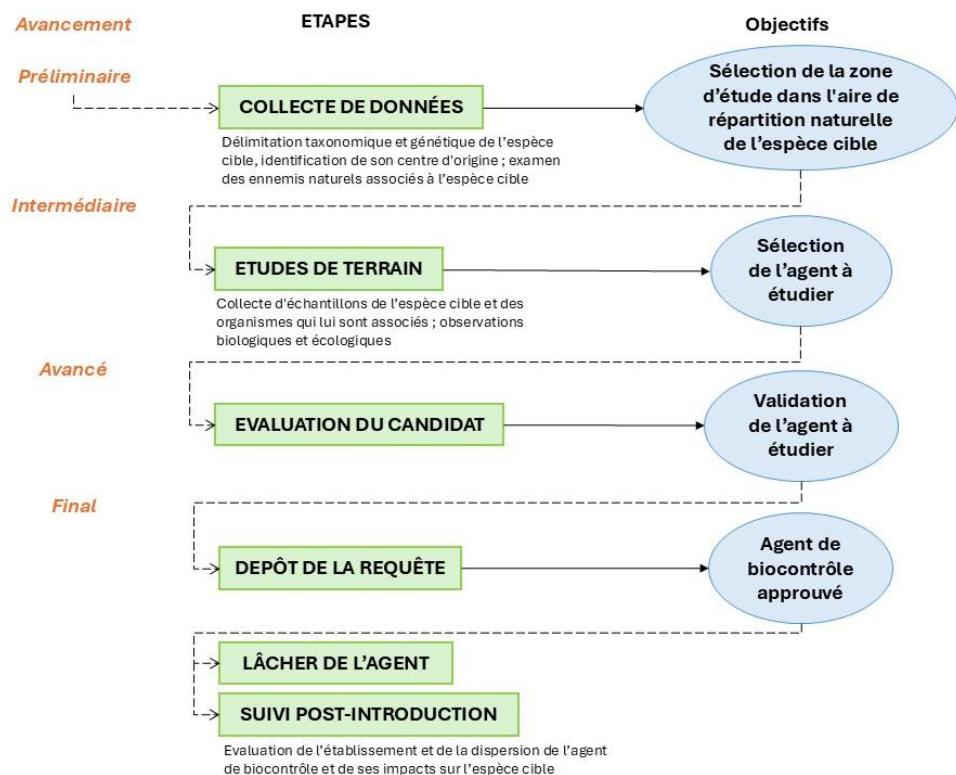


Figure 4 : déroulement d'un programme de contrôle biologique classique avec ses principales étapes et les objectifs associés (Marini et al., 2021b)

- ✓ **Etude sur la spécificité de l'agent de contrôle biologique** : pour identifier les facteurs physiques, chimiques et nutritionnels en laboratoire et sur le terrain qui vont conditionner la spécificité de consommation de l'agent de contrôle.
  - **Préparer une liste test** des plantes sur lesquelles tester l'agent de contrôle biologique (procédure de sécurité). Cette liste devra être établie en amont et inclure des espèces d'intérêt économique. Il est également conseillé de prendre en compte l'opinion publique pour cette étape ;
  - **Préparer un protocole de suivi** avant le lâcher en milieu contrôlé, afin de détecter tout impact non prévu sur l'environnement. Ce suivi doit être planifié et effectué sur une période d'au moins 5 ans, sur plusieurs sites.
  - **Prévoir des mesures de sécurité et des procédures d'urgence**, si des menaces sur les espèces autochtones sont constatées (insecticides et herbicides par exemple) ;
  - **Communiquer largement au préalable avec le public**, en délivrant des messages clairs sur les objectifs du programme de contrôle biologique envisagé (restauration d'un habitat, sauvegarde d'une espèce menacée par une EEE par exemple), le déroulement de celui-ci et en répondant aux questions fréquemment posées ;
- ✓ **Relâcher dans l'environnement et suivis** : une fois que toutes les études scientifiques ont été réalisées en milieu contrôlé, production d'un dossier soumis aux autorités compétentes, incluant les suivis post-relâcher et l'analyse de risques :
  - Suivis à long terme des effets sur la plante cible ainsi que recherche des éventuels dommages collatéraux sur les habitats et les espèces indigènes ;
  - Evaluation du programme (sur les objectifs de restauration, sur les objectifs de lutte contre la plante ciblée, sur les dommages collatéraux) ;
  - Publication et valorisation des résultats positifs et négatifs.

✓ [Analyse de la spécificité hôte – agent de contrôle biologique](#)

Parmi les réflexions portant sur les techniques de gestion des plantes exotiques envahissantes, la nécessité de conserver un moyen de « contrôler le moyen de contrôle » revient régulièrement, dans le cas où les conséquences de l'intervention ne sont pas celles attendues (Sarat *et al.*, 2015). Pour ce qui est des techniques manuelles ou mécaniques, il est possible de positionner une frontière précise de cette intervention (arrêt de l'action de gestion). En revanche, pour l'utilisation d'agents de contrôle biologique, cela n'est pas possible. En effet, une fois relâché, l'agent ne peut être reconfiné et ces organismes peuvent progressivement gagner tout le milieu de leur introduction et tous les autres milieux favorables connectés ou proches. Ainsi, si l'agent biologique n'agit pas comme prévu, de nouvelles difficultés de gestion peuvent alors apparaître. Afin d'éviter ces cas de figure, les analyses de risque se sont améliorées avec le temps.

Ainsi, l'analyse de la spécificité de l'hôte des agents se fait généralement dans des conditions de quarantaine strictes dans le pays d'introduction (parfois en laboratoire et sur le terrain dans le pays d'origine de la plante exotique envahissante) (Van Wilgen *et al.*, 2013). En règle générale, les agents potentiels sont soumis à des expériences visant à déterminer s'ils peuvent se nourrir, pondre des œufs et/ou se développer sur des espèces végétales autres que leur hôte d'origine. La spécificité de l'hôte (monophagie) donne l'assurance, mais sans garantie absolue, que l'agent ne peut pas attaquer et n'attaquera pas d'autres plantes que l'espèce cible et, si les populations de l'hôte s'éteignent localement, que les populations de l'agent ne survivront pas. La décision de disséminer ou non un agent est ensuite prise au niveau politique (Van Wilgen *et al.*, 2013).

➤ [Suivre et évaluer un projet de contrôle biologique classique](#)

L'établissement d'un agent de contrôle biologique est influencé par de nombreux facteurs, tels que le nombre d'agents relâchés et leur temporalité, les conditions météorologiques (Crawley, 1989 cité dans López-Ñúñez *et al.*, 2021) et le fonctionnement du couple plante cible/agent de contrôle biologique (Gupta *et al.*, 2016). La mise en place d'un suivi des sites d'introduction de l'agent de contrôle nécessite de connaître le fonctionnement de ces stations avant l'arrivée de ce dernier, pour disposer de repères. Des parcelles de témoins (sans agent de contrôle) peuvent ainsi être identifiées en amont du lâcher. Certains agents de contrôle se dispersant rapidement, il peut cependant être difficile de conserver ces sites témoins intacts (De Clerck-Floate & Wickeem, 2009 cité dans Hinz *et al.*, 2020). Par ailleurs, les effets liés au contexte étant importants, il est recommandé d'effectuer ce suivi dans différentes régions pour des habitats variés.

L'évaluation d'un programme de lutte biologique comprend deux aspects :

- ✓ Evaluer l'efficacité de l'agent de contrôle sur les populations de plantes exotiques envahissantes ciblées : pour cela, plusieurs critères peuvent être utilisés tels que la densité de la population ciblée, la surface occupée, la biomasse de l'espèce végétale ciblée, le nombre de propagules (Hoffmann *et al.*, 2019 cité dans Hinz *et al.*, 2020) ;
- ✓ Mettre en évidence des dommages collatéraux de l'agent de contrôle.

Il est par ailleurs à noter que le succès d'un programme de lutte biologique peut amener à libérer une niche écologique, occupée jusque-là par la plante exotique envahissante cible, qui peut favoriser l'installation de nouvelles EEE (Coetzee *et al.*, 2011). Il est de ce fait nécessaire de suivre le milieu voire de renforcer les communautés indigènes pour surveiller l'arrivée potentielle d'autres EEE.

## VI.2. Proposition de plantes exotiques envahissantes cibles pour le CBC en métropole

L'enquête menée par Lesieur (2021) a identifié une dizaine de plantes exotiques envahissantes, indiquées par les répondants comme les plus problématiques. Avant ce travail, Sheppard *et al.* (2006) avaient compilé un ensemble de données afin de prioriser 20 plantes exotiques envahissantes qui

pourraient faire l'objet de contrôle biologique classique. Cette étude a été enrichie par Lesieur *et al.* (2023), qui ont utilisé une méthode de priorisation permettant d'identifier les plantes exotiques envahissantes à cibler pour un éventuel programme de CBC en fonction de leurs impacts, de l'effort requis pour mettre en œuvre ce programme, ainsi que de la faisabilité et des chances de succès d'un tel programme. Ce travail a été mené sur les PEE réglementées à l'échelle européenne, mais d'autres espèces ont également été proposées en complément (Renouée du Japon, Azolle fausse-fougère, Ambroisie à feuilles d'armoise, etc.). Les résultats de ces travaux ont été synthétisés dans le tableau 1.

Tableau 1 : Liste indiquant les plantes exotiques envahissantes citées par les répondants comme préoccupantes (\*) (adapté de Lesieur, 2021) et celles indiquées par Sheppard *et al.* (2006, adapté) comme potentiellement intéressantes pour faire l'objet de contrôle biologique classique, présentes largement en métropole. La première colonne « classement UE » indique si l'espèce fait partie des 16 plantes exotiques envahissantes prioritaires pour le développement d'un programme de CBC en Europe (Lesieur *et al.*, 2023)

Espèce	Origine et conflit d'intérêt potentiel	Programmes de CBC	Classement UE
* <b>Ailante glanduleux</b> <i>Ailanthes altissima</i>	Asie	Projet en cours, agents prometteurs identifiés dans la zone d'origine	7
* <b>Ambroisie à feuilles d'armoise</b> <i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Amérique du Nord	Agents introduits en Chine et en Italie, succès avéré	
* <b>Arbre aux papillons</b> <i>Buddleja davidii</i>	Asie Intérêt ornemental	Agents introduits en Nouvelle Zélande, évaluation de leur impact en cours	
<b>Azolla fausse-fougère</b> <i>Azolla filiculoides</i>	Amérique du Nord	Agent présent en Europe (dont France), succès avéré	
* <b>Balsamine de l'Himalaya</b> <i>Impatiens glandulifera</i>	Asie Intérêt ornemental	Agent introduit au Royaume-Uni	
* <b>Berce du Caucase</b> <i>Heracleum mantegazzianum</i>	Caucase	Peu prometteur, pas d'agent identifié dans la zone d'origine	
<b>Crassule de Helms</b> <i>Crassula helmsii</i>	Asie australe	Agent introduit au Royaume-Uni	
<b>Elodée du Canada</b> <i>Elodea canadensis</i>	Amérique du Nord	Peu d'études	
<b>Griffe de sorcière</b> <i>Carpobrotus edulis</i>	Afrique du Sud Intérêt ornemental	Peu d'études	
<b>Hydrocotyle fausse renoncule</b> <i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Amérique du Nord	Etudes encours	16
* <b>Jussie</b> <i>Ludwigia sp.</i>	Amérique du Sud	Agents prometteurs identifiés dans la zone d'origine, étude en cours	13-14
* <b>Myriophylle du Brésil</b> <i>Myriophyllum aquaticum</i>	Amérique du Sud	Succès avéré en Afrique du Sud	15
* <b>Raisin d'Amérique</b> <i>Phytolacca americana</i>	Amérique du Nord	Pas d'investigation connue sur les ennemis naturels	
* <b>Renouée du Japon</b> <i>Reynoutria japonica</i>	Asie	Agents introduits au Royaume-Uni et Pays-Bas, évaluation de leur impact en cours	
<b>Robinier faux-acacia</b> <i>Robinia pseudoacacia</i>	Amérique du Nord Intérêt forestier	Agents potentiels identifiés, peu d'études	
<b>Rhododendron pontique</b> <i>Rhododendron ponticum</i>	Asie mineure Intérêt ornemental	Peu d'études	
<b>Séneçon du Cap</b> <i>Senecio inaequidens</i>	Afrique du Sud	Peu d'études	
<b>Séneçon en arbre</b> <i>Baccharis halimifolia</i>	Amérique du Nord	Agent introduit en Australie, succès avéré	8
<b>Solidage du Canada</b> <i>Solidago canadensis</i>	Amérique du Nord	Peu d'études	
* <b>Stramoine commune</b> <i>Datura stramonium</i>	Amérique du Nord	Peu d'études	

Conformément aux attentes du règlement européen, la France a travaillé à partir de 2019 sur l'élaboration de stratégies nationales de lutte pour les espèces exotiques envahissantes largement répandues. Pour le volet flore, ces travaux portaient sur 6 espèces : la Berce du Caucase, les jussies exotiques, la Balsamine de l'Himalaya, le Myriophylle du Brésil, l'Elodée de Nuttall, le Séneçon en arbre (Freudenreich, 2019).

À partir de ces éléments et de l'ensemble des informations contenues dans ce document, il peut être proposé une dizaine de plantes exotiques envahissantes pour faire l'objet de programmes de contrôle biologique en France hexagonale (cf. tableau 2).



*La Jussie pourrait être une espèce pertinente comme cible d'un programme de contrôle biologique classique (© S. Varray)*

*Tableau 2 : plantes exotiques envahissantes proposées pour faire l'objet de programmes de contrôle biologique classique en France métropolitaine*

Espèce	Perspectives potentielles en métropole
<b>Ambroisie à feuilles d'armoise</b> <i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Etudier les possibilités d'introduction/redispersion d' <i>Ophraella communis</i>
<b>Renouée du Japon</b> <i>Reynoutria japonica</i>	Etudier les possibilités d'introduction de <i>Aphalaroida itadori</i>
<b>Azolla fausse-fougère</b> <i>Azolla filiculoides</i>	Etudier les possibilités d'introduction/redispersion de <i>Stenopelmus rufinasus</i>
<b>Balsamine de l'Himalaya</b> <i>Impatiens glandulifera</i>	Etudier les possibilités d'introduction de <i>Puccinia komarovii</i> var <i>glanduliferae</i>
<b>Berce du Caucase</b> <i>Heracleum mantegazzianum</i>	Rechercher des ennemis naturels dans son aire d'origine
<b>Crassule de Helms</b> <i>Crassula helmsii</i>	Etudier les possibilités d'introduction d' <i>Aculus crassulae</i>
<b>Elodée de Nuttall et du Canada</b> <i>Elodea nuttallii</i> ; <i>N. canadensis</i>	Rechercher des ennemis naturels dans son aire d'origine
<b>Jussies exotiques</b> <i>Ludwigia</i> sp.	Rechercher des ennemis naturels dans son aire d'origine
<b>Myriophylle du Brésil</b> <i>Myriophyllum aquaticum</i>	Etudier les impacts potentiels de <i>Lysathia</i> sp. sur les espèces indigènes
<b>Ailante glanduleux</b> <i>Ailanthes altissima</i>	Etudier les possibilités d'introduction/redispersion d' <i>Aculus taihangensis</i> et <i>A. mononiensis</i>

### VI.3. Introduction d'agents de contrôle biologique en France

En France, les macro-organismes indigènes ne sont pas réglementés, ils peuvent donc être commercialisés et utilisés librement, sous réserve qu'ils ne dépendent pas d'une autre réglementation (espèce protégée par exemple). L'introduction et l'utilisation de macro-organismes non indigènes sont en revanche réglementées (arrêté du 28/06/2012, cf. ci-dessous) et nécessitent d'obtenir une autorisation d'entrée sur le territoire et d'introduction dans l'environnement, délivrée sous forme d'arrêté et valable 5 ans.

Le [décret n°2012-140 du 30 janvier 2012](#) établit ainsi la procédure de demande et de délivrance d'autorisations pour l'entrée sur le territoire ou l'introduction dans l'environnement de macro-organismes non indigènes utiles aux végétaux, notamment dans le cadre de la lutte biologique. Cette procédure repose sur l'évaluation du risque phytosanitaire et environnemental que peut présenter l'introduction de ce macro-organisme dans l'environnement. Il est prévu une procédure accélérée

pour les macro-organismes ayant déjà fait l'objet d'une évaluation du risque dans un pays dont les conditions agricoles, phytosanitaires, environnementales, notamment en termes de climat et de biodiversité, sont comparables. La mise en œuvre de ce décret est de la responsabilité des Ministères en charge de l'écologie et de l'agriculture.

[L'arrêté du 28 juin 2012](#) précise les différents éléments qui doivent composer les dossiers de demande d'autorisation d'entrée sur le territoire ou d'introduction dans l'environnement de macro-organismes non indigènes utiles aux végétaux ainsi que les modalités de présentation de ces dossiers, à savoir :

- ✓ Un formulaire avec les informations sur le demandeur établi conformément à l'annexe I de l'arrêté (identification du demandeur et de la demande, les macro-organismes concernés et l'objectif de la demande) ;
- ✓ Un dossier technique relatif au macro-organisme et à ses conditions de détention et d'élevage établi, dont les modalités sont précisées dans l'annexe II de l'arrêté.

L'ANSES a publié en 2022 un guide relatif à l'évaluation des dossiers de demande d'autorisation d'introduction dans l'environnement de macro-organismes non indigènes utiles aux végétaux, afin d'aider les porteurs de projets dans leurs démarches (ANSES, 2022).

## Conclusion

Au cours des 200 dernières années, le contrôle biologique classique a été mis en place dans plusieurs pays du monde. D'essais en erreurs et en succès, il a progressivement démontré qu'il était l'une des rares solutions de gestion écologique et économique à long terme, viable et à faible risque pour lutter contre les plantes exotiques envahissantes, malgré les limites et les risques qu'il présente. Grâce aux progrès fait dans les analyses de risque, cette technique est appelée à se développer, comme le montre le nombre grandissant de travaux en cours sur le sujet.

En effet, si jusqu'en 2010 l'Europe s'est montrée réservée par rapport au contrôle biologique classique, de nombreux projets sont en cours, dont certains pourraient permettre une mise en œuvre relativement rapide de programmes de contrôle biologique dans l'hexagone, grâce aux travaux menés dans les pays voisins (Renouée du Japon, Azolla fausse-fougère, Ambroisie, etc.). Ce pourrait ainsi être une solution complémentaire à proposer pour la gestion de plantes exotiques envahissantes largement répandues et ayant de forts impacts négatifs en France.



Renouée asiatique (© S. Varray)

## Index des plantes exotiques envahissantes cibles – Noms vernaculaires

<b>A</b>	Ailante glanduleux ( <i>Ailanthus altissima</i> ).....	14
	Ambroisie à feuilles d'armoise ( <i>Ambrosia artemisiifolia</i> ) .....	12
	Azolle fausse fougère ( <i>Azolla filiculoides</i> ) .....	13
<b>B</b>	Balsamine de l'Himalaya ( <i>Impatiens glandulifera</i> ) .....	16
	Berce du Caucase ( <i>Heracleum mantegazzianum</i> ) .....	17
	Buddléia du père David ( <i>Buddleja davidi</i> ).....	17
<b>C</b>	Cardiosperme à grande fleurs ( <i>Cardiospermum grandiflorum</i> ) .....	21
	Crassule de Helms ( <i>Crassula helmsii</i> ).....	16
<b>E</b>	Elodées ( <i>Elodea sp.</i> ) .....	17
<b>F</b>	Figuier de Barbarie ( <i>Opuntia ficus-indica</i> ) .....	14
<b>G</b>	Grand Lagarosiphon ( <i>Lagarosiphon major</i> ) .....	18
<b>H</b>	Hydrocotyle fausse-renoncule ( <i>Hydrocotyle ranunculoides</i> ) .....	18
<b>J</b>	Jacinthe d'eau ( <i>Eichhornia crassipes</i> ) .....	19
	Jussies exotiques ( <i>Ludwigia grandiflora, L. peploides</i> ) .....	21
<b>L</b>	Lantanier ( <i>Lantana camara</i> ) .....	21
<b>M</b>	Miconia ( <i>Miconia calvescens</i> ) .....	21
	Mimosa à longues feuilles ( <i>Acacia longifolia</i> ).....	16
	Myriophylle du Brésil ( <i>Myriophyllum aquaticum</i> ) .....	18
<b>R</b>	Renouée du Japon ( <i>Reynoutria japonica</i> ) .....	5, 6, 15
	Rhododendron pontique ( <i>Rhododendron ponticum</i> ) .....	18
	Robinier faux-acacia ( <i>Robinia pseudoacacia</i> ) .....	15
<b>S</b>	Salvinie géante ( <i>Salvinia molesta, S. adnata</i> ) .....	19, 20
	Séneçon du Cap ( <i>Senecio inaequidens</i> ). ....	18
	Séneçon en arbre ( <i>Baccharis halimifolia</i> ) .....	22
<b>V</b>	Vigne marronne ( <i>Rubus alceifolius</i> ) .....	20



Ambroisie à feuilles d'armoise (© S. Varray)

## Index des plantes exotiques envahissantes cibles – Noms scientifiques

<b>A</b>	<i>Acacia longifolia</i> (Mimosa à longues feuilles).....	16
	<i>Ailanthus altissima</i> (Ailante glanduleux).....	14
	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> (Ambroisie à feuilles d'armoise).....	12
	<i>Azolla filiculoides</i> (Azolle fausse fougère).....	13
<b>B</b>	<i>Baccharis halimifolia</i> (Séneçon en arbre) .....	22
	<i>Buddleja davidii</i> (Buddléia du père David).....	17
<b>C</b>	<i>Cardiospermum grandiflorum</i> (Cardiosperme à grande fleurs) .....	21
	<i>Crassula helmsii</i> (Crassule de Helms).....	16
<b>E</b>	<i>Eichhornia crassipes</i> (Jacinthe d'eau) .....	19
	<i>Elodea sp.</i> (élodées) .....	17
<b>H</b>	<i>Heracleum mantegazzianum</i> (Berce du Caucase) .....	17
	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> (Hydrocotyle fausse-renoncule).....	18
<b>I</b>	<i>Impatiens glandulifera</i> (Balsamine de l'Himalaya) .....	16
<b>L</b>	<i>Lagarosiphon major</i> (Grand Lagarosiphon) .....	18
	<i>Lantana camara</i> (Lantanier) .....	21
	<i>Ludwigia grandiflora</i> , <i>L. peploides</i> (jussies exotiques) .....	21
<b>M</b>	<i>Miconia calvescens</i> (Miconia) .....	21
	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Myriophylle du Brésil) .....	18
<b>O</b>	<i>Opuntia ficus-indica</i> (Figuier de Barbarie) .....	14
<b>R</b>	<i>Reynoutria japonica</i> (Renouée du Japon).....	5, 6, 15
	<i>Rhododendron ponticum</i> (Rhododendron pontique) .....	18
	<i>Robinia pseudoacacia</i> (Robinier faux-acacia) .....	15
	<i>Rubus alceifolius</i> (Vigne marronne) .....	20
<b>S</b>	<i>Senecio inaequidens</i> (Séneçon du Cap).....	18
	<i>Salvinia molesta</i> , <i>S. adnata</i> (Salvinie géante) .....	19, 20



Ailante glanduleux (© S. Varray)

## Bibliographie

- ANSES, 2017. Analyses de risque relative à l'ambroisie trifide (*Ambrosia trifida* L.) et élaboration de recommandations de gestion. Rapport d'expertise collective, 95 pp.
- ANSES, 2019. Efficacité du coléoptère *Ophraella communa* utilisé comme agent de lutte biologique contre les ambroisies et évaluation des éventuels risques associés. Avis révisé de l'Anses – Rapport d'expertise collective. 11 pages.
- ANSES, 2022. Guide relatif à l'évaluation des dossiers de demande d'autorisation d'introduction dans l'environnement de macro-organismes non indigènes utiles aux végétaux. Autosaisine n°2021-AUTO-0134, 19 p..
- Baars J. R., 2011. Classical biological control for the management of alien invasive plants in Ireland. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* Vol. 111, No. 3, pp. 1-10.
- Bailey J.P. & Conolly P., 2000. Prize-winners to pariahs - A history of Japanese Knotweed s.l. (Polygonaceae) in the British Isles. *Watsonia* 23 :93-110.
- Barrat-Segretain M. H., Eiger A., Sagnes P., & Puijalon S., 2002. Comparison of three life-history traits of invasive *Elodea canadensis* Michx. and *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John. *Aquatic Botany*, 74, 299-313.
- Beisel J.-N. & Lévêque C., 2010. *Introductions d'espèces dans les milieux aquatiques. Faut-il avoir peur des invasions biologiques ?* Éditions QUAE, 248 pp.
- Bouchardy C., Lemarchand C., Boulade Y., Gouilloux N., Rosoux R. & Berny P., 2011. Natural Recolonization of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in Massif Central (France). *Proceedings of XI<sup>th</sup> International Otter Colloquium*, IUCN Otter Spec. Group Bull. 28B : 26 – 29
- Bozec M., Coudreuse J., Haury J. & Foret S., 2019. Retour d'expérience - Éco-pâturage caprin de la renouée du Japon sur zone humide en Mayenne. *Sciences Eaux & Territoires* n°27 : 92-95.
- CABI, 2021. Progress with Weed Biocontrol Projects. CABI-UK, november 2021, 4 p.
- Callaway R. M., & Maron J. L., 2006. What have exotic plant invasions taught us over the past 20 years?. *Trends in ecology & evolution*, 21(7) : 369-374.
- Camargo A. M., Kurose D., Post M. J. & Lommen S. T., 2022. A new population of the biocontrol agent *Aphalara itadori* performs best on the hybrid host *Reynoutria x bohemica*. *Biological control*, 174, 105007.
- Casati M., Kichey T. & Decocq G., 2022. Monographs on Invasive Plants in Europe: *Rhododendron ponticum* L.. *Botany Letters*, 169(2), 213-236
- Catton H. A., Lalonde R. G., Buckley Y. M. & De Clerck-Floate R. A., 2016. Biocontrol insect impacts population growth of its target plant species but not an incidentally used nontarget. *Ecosphere*, 7(5), e01280.
- Clewley G. D., Eschen R., Shaw R. H. & Wright D. J., 2012. The effectiveness of classical biological control of invasive plants. *Journal of Applied Ecology*, 49(6), 1287-1295.
- Coetzee J. A., Hill M. P., Byrne M. J. & Bownes A., 2011. A review of the biological control programmes on *Eichhornia crassipes* (C. mart.) solms (Pontederiaceae), *Salvinia molesta* DS Mitch.(Salviniaceae), *Pistia stratiotes* L.(Araceae), *Myriophyllum aquaticum* (vell.) verd.(Haloragaceae) and *Azolla filiculoides* Lam.(Azollaceae) in South Africa. *African Entomology*, 19(1), 451-468.
- Courric E., 2022. Synthèse bibliographique sur l'éco-pâturage. Conservatoire botanique national du Bassin parisien. Conseil départemental de la Seine-Saint-Denis. Paris. 28p. + annexes.
- Culliney T. W., 2005. Benefits of classical biological control for managing invasive plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24(2), 131-150.
- De Lange W. J., & van Wilgen B. W., 2010. An economic assessment of the contribution of biological control to the management of invasive alien plants and to the protection of ecosystem services in South Africa. *Biological invasions*, 12(12), 4113-4124.
- Djeddour D. & Shaw R. M., 2010. The Biological Control of *Fallopia japonica* in Great Britain : Review and current status. *Outlooks on pest management*, 21(1) :15-18
- Djeddour D. & Shaw R., 2014. Classical biocontrol of weeds in Europe—are we pushing against an open door. In *Proceedings of the XIV International Symposium on Biological Control of Weeds*, pp. 129-133.

- Dommange F., Evette A., Martin F.-M., Piola F., Thiébaut M., Rouifed S., Dutartre A., Sarat E., Lavoie C., Cottet M., Rivière-Honegger A. & Boyer M., 2019. Les renouées asiatiques, espèces exotiques envahissantes. *Sciences Eaux & Territoires* n°27 : 8-12.
- Ellison C. A., Pollard K. M. & Varia S., 2020. Potential of a coevolved rust fungus for the management of Himalayan balsam in the British Isles : first field releases. *Weed Research*, 60(1), 37-49
- European Commission, Directorate General For Health And Food Safety, Castella C., Orsat C., Macdargent M., Malauza T., Desneux N., De Clercq P., Pappas M., Stenberg J.A. & Roques N., 2022. *Study on the Union's situation and options regarding invertebrate biological control agent for the use in Plant Health and Plant Protection – Executive Summaries EN-FR-DE*. Publications Office of the European Union, 2022.
- Follett P. A. & Duan J. J. (Eds.), 2012. *Nontarget effects of biological control*. Springer Science & Business Media, 315 p.
- Fowler S. V., Paynter Q., Dodd S. & Groenteman R., 2012. How can ecologists help practitioners minimize non-target effects in weed biocontrol ?. *Journal of Applied Ecology*, 49(2), 307-310.
- Freudenreich M., 2019. Contribution aux stratégies nationales de gestion relatives aux espèces végétales exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union européenne et largement répandues sur le territoire métropolitain français. Rapport de stage de deuxième année, Master Biodiversité – Ecologie – Evolution, Agence Française pour la Biodiversité, 36 p. + annexes
- Fried G., 2012. *Guide des plantes invasives*. Edition Belin, 272 pages.
- Garreau-Dupin C., 2015. Gestion des formes terrestres de Jussie en prairies inondables. Mémoire master 2 Ecologie Biodiversité Evolution, Université Paris Sud, 41 pages + annexes
- Gassmann A., Cock M. J. W., Shaw R., Evans H. C., 2006. The potential for biological control of invasive alien aquatic weeds in Europe: a review. *Hydrobiologia* (2006) 570:217–222
- Genovesi P. & Shine C., 2004. *Stratégie européenne relative aux espèces envahissantes* (Vol. 137). Council of Europe.
- Hinz H.L., Winston R. L. & Schwarzländer M., 2019. How safe is weed biological control ? A global review of direct nontarget attack. *The Quarterly Review of Biology* 94 (1) : 1-27
- Hinz H.L., Winston R. L. & Schwarzländer M., 2020. A global review of target impact and direct nontarget effects of classical weed biological control. *Current Opinion in Insect Science* 38 :48-54
- Jones I. M., Kurose D., Shaw R. H., Smith S. M. & Bourchier R. S., 2023. Leaf-roll gall formation in *Reynoutria bohemica* and its implications for biological control with *Aphalaena itadori*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 171(12), 922-933.
- Kashefi J., Vidović B., Guermache F., Cristofaro M. & Bon M. C., 2022. Occurrence of *Aculus mosoniensis* (Ripka, 2014) (Acarina; Prostigmata; Eriophyoidea) on tree of heaven (*Ailanthus altissima* Mill.) is expanding across Europe. First record in France confirmed by Barcoding. *Phytoparasitica*, 50(2), 391-398.
- Keane R. M. & Crawley M. J., 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in ecology & evolution*, 17(4), 164-170.
- Klein H., Zachariades C., Hill M. P. & Zimmermann H. G., 2011. Regulation and risk assessment for importations and releases of biological control agents against invasive alien plants in South Africa. *African Entomology*, 19(1), 488-497.
- Le Bourgeois T., Baret S. & De Chenon R. D., 2011. Biological control of *Rubus alceifolius* (Rosaceae) in La Réunion Island (Indian Ocean): from investigations of the plant to the release of the biocontrol agent *Cibdela janthina* (Argidae). Proceedings of the XIII International Symposium on Biological Control of Weeds, September 11–16, 2011, Waikoloa, Hawaii, USA, 153-160.
- Lefèuvre J.C., 2013. *Les invasions biologiques, un danger pour la biodiversité*. Editions Buchet Chastel, 292 pages.
- Lesieur V., 2021. Connaissances et perception du contrôle biologique contre les plantes invasives en France. ([lien](#))
- Lesieur V., Sforza R. F., Sheppard A. W. & Shaw R. H., 2023. Prioritising environmental invasive weeds of European concern for classical biological control: A reanalysis. *Weed Research*, 63(4), 218-231.
- López-Ñúñez F. A., Marchante E., Heleno R., Duarte L. N., Palhas J., Impson F., Freitas H. & Marchante H., 2021. Establishment, spread and early impacts of the first biocontrol agent against an invasive plant in continental Europe. *Journal of Environmental Management* 290 : 1-11.

- Louda S. M., Rand T. A., Arnett A. E., McClay A. S., Shea K., & McEachern A. K., 2005. Evaluation of ecological risk to populations of a threatened plant from an invasive biocontrol insect. *Ecological Applications*, 15(1), 234-249.
- Marini F., Profeta E., Vidović B., Petanović R., de Lillo E., Weyl P., Weyl P., Hinz H.L., Moffat C.E., Bon M.C., Cvrković T., Kashefi J., Sforza R.F.H. & Cristofaro M., 2021 (a). Field assessment of the host range of *Aculus mosoniensis* (Acari: Eriophyidae), a biological control agent of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*). *Insects*, 12(7), 637.
- Marini F., Weyl P., Vidović B., Petanović R., Littlefield J., Simoni S., de Lillo E., Cristofaro M. & Smith L., 2021 (b). Eriophyid mites in classical biological control of weeds: progress and challenges. *Insects*, 12(6), 513.
- McFadyen R. E. C., 1998. Biological control of weeds. *Annual review of entomology*, 43(1), 369-393.
- Mc Kay F., Oleiro M., Fourie A. & Simelane D., 2010. Natural enemies of balloon vine *Cardiospermum grandiflorum* (Sapindaceae) in Argentina and their potential use as biological control agents in South Africa. *International Journal of Tropical Insect Science*, 30(2), 67-76.
- Messing R. H., & Wright M. G., 2006. Biological control of invasive species: solution or pollution?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(3), 132-140.
- Meyer J.Y., Duplouy A. & Taputuarai R., 2007. Dynamique des populations de l'arbre endémique *Myrsine longifolia* (Myrsinacées) dans les forêts de Tahiti (Polynésie française) envahies par *Miconia calvescens* (Mélastomataccées) après introduction d'un champignon pathogène de lutte biologique : premières investigations. *La Terre et La Vie* 62(1), 17-33.
- Meyer J.Y., 2009. La lutte biologique contre les espèces introduites envahissantes: solution miracle ou méthode risquée? Fiche technique. (Délégation à la Recherche, 2009)
- Minter C., Kariuki E., & Cuda J. P., 2021. Biological Control of Weeds: Is it Safe? ENY2072/IN1342, 12/2021. EDIS, 2021(6).
- Müller-Schärer H., Lommen S. T., Rossinelli M., Bonini M., Boriani M., Bosio G., & Schaffner U., 2014. *Ophraella communa*, the ragweed leaf beetle, has successfully landed in Europe: fortunate coincidence or threat?. *Weed research*, 54(2), 109-119.
- Pearson D. E. & Callaway R. M., 2005. Indirect nontarget effects of host-specific biological control agents: implications for biological control. *Biological control*, 35(3), 288-298.
- Pratt C. F., Shaw R. H., Tanner R. A., D. H., Vos J. G.M., 2013. Biological control of invasive non-native weeds: An opportunity not to be ignored. *Entomologische berichten* 73(4) : 144-154
- Pratt C. F., Constantine K., & Wood S. V., 2022. A century of *Azolla filiculoides* biocontrol: the economic value of *Stenopelmus rufinasus* to Great Britain. *CABI Agriculture and Bioscience* 3(1), 1-14.
- Quemerais-Amice G. & Magnier M., 2012. La gestion d'espèces invasives en Bretagne, recueil d'expériences menées sur des espaces naturels. Bretagne Vivante, Brest, 72 pp.
- Reeder R. H., Bacon E. T. G., Caiden M. J., Bullock R. J. & González-Moreno P., 2018. Effect of population density of the Azolla weevil (*Stenopelmus rufinasus*) on the surface cover of the water fern (*Azolla filiculoides*) in the UK. *BioControl*, 63(2), 185-192.
- Reddy A. M., Pratt P. D., Grewell B. J., Harms N. E., Cibils-Stewart X., Cabrera Walsh G., & Faltlhauser A., 2021. Biological and host range characteristics of *Lysathia flavipes* (Coleoptera: Chrysomelidae), a candidate biological control agent of invasive *Ludwigia spp.*(onagraceae) in the USA. *Insects*, 12(5), 471.
- Rouifed S., Piola F., Avoscan C. & Dommange F., 2019. Ecologie chimique : quelles applications pour la gestion des renouées ? *Sciences Eaux & Territoires* n°27, 98-101.
- Rousset Z., Zamprogna A., Jaworski C. C., Desneux N., & Lesieur V., 2024. Assessing the Host Range of *Ophraella communa* for the Biological Control of *Ambrosia artemisiifolia* in France. *Plants*, 13(22), 3240.
- Rousset Z., Mottet M., Bertrand H., Dissard M., Warot S., Lombaert E., Riguet L., Lesieur V., Desneux N. (accepted-2025). "Spotted! *Ophraella communa* Le Sage, 1986 (Coleoptera, Chrysomelidae), the ragweed leaf beetle, makes its French debut", *BioInvasions Records*.
- Roy H. E., Brown P. M., Adriaens T., Berkvens N., Borges I., Clusella-Trullas S., Comont R.F., De Clercq P., Eschen R., Estoup A., Evans E.W., Facon B., Gardiner M. M., Gil A., Grez A. A., Guillemaud T., Haelewaters D., Herz A., Honek A., Howe A. G., Hui C., Hutchison W. D., Kenis M., Koch R. L., Kulfan J., Handley L. L., Lombaert E., Loomans A., Losey J., Lukashuk A. O., Maes D., Magro A., Murray K. M., San Martin G., Martinkova Z., Minnaar I. A., Nedved O., Orlova-Bienkowskaja M. J., Osawa N., Rabitsch W., Ravn H. P.,

- Rondoni G., Rorke S. L., Ryndovich S. K., Saethre M.G., Sloggett J. J., Soares A. O., Stals R., Tinsley M. C., Vandereycken A., van Wielink P., Viglásová S., Zach P., Zakharov I. A., Zaviezo T. & Zhao Z. , 2016. The harlequin ladybird, *Harmonia axyridis*: global perspectives on invasion history and ecology. *Biological invasions*, 18 : 997-1044.
- 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 pages.
- Schaffner U., Hill M., Dudley T. & D'Antonio C., 2020. Post-release monitoring in classical biological control of weeds: assessing impact and testing pre-release hypotheses. *Current Opinion in Insect Science*, 38, 99-106.
- Shaw R. H., Tanner R., Djeddour D. & Cortat G., 2011. Classical biological control of *Fallopia japonica* in the United Kingdom – lessons for Europe. *Weed Research* 51(6) : 552-558.
- Shaw R. H., Schaffner U. & Marchante H., 2016. The regulation of biological control of weeds in Europe—an evolving landscape. *EPPO Bulletin* 46 : 254-258.
- Shaw R. H., Ellison C. A., Marchante H., Pratt C. F., Schaffner U., Sforza R. F. H. & Deltoro V., 2018. Weed biological control in the European Union : from serendipity to strategy. *Biological Control* 63 : 333-347.
- Sheppard A. W., Hill R., DeClerck-Floate R. A., McClay A., Olckers T., Quimby P. J. & Zimmermann H. G., 2003. A global review of risk-benefit-cost analysis for the introduction of classical biological control agents against weeds: a crisis in the making ? *Biocontrol News and Information* 24 (4) : 91N-108N
- Sheppard A. W., Van Klinken R. D. & Heard T. A., 2005. Scientific advances in the analysis of direct risks of weed biological control agents to nontarget plants. *Biological control*, 35(3), 215-226.
- Sheppard A. W., Shaw R. H. & Sforza R., 2006. Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. *Weed research*, 46(2), 93-117.
- Simelane D. O., Fourie A. & Mawela K. V., 2011. Prospective agents for the biological control of *Cardiospermum grandiflorum* Sw.(Sapindaceae) in South Africa. *African Entomology*, 19(1), 269-277.
- Simelane D. O., Mawela K. V., Mc Kay F. & Oleiro M., 2014. Field and laboratory studies to determine the suitability of *Cissoanthonomus tuberculipennis* (Coleoptera: Curculionidae) for release against *Cardiospermum grandiflorum* (Sapindaceae) in South Africa. *Biocontrol Science and Technology*, 24(7), 734-750.
- Soler J. & Izquierdo J., 2024. The Invasive *Ailanthus altissima* : A Biology, Ecology, and Control Review. *Plants* 13 : 931.
- Soubeyran Y. (Coord.), 2010. Gestion des espèces exotiques envahissantes. *Guide pratique et stratégique pour les collectivités françaises d'outre-mer*. Comité français de l'IUCN, Paris. 68 pages.
- Stiling P., & Cornelissen T. (2005). What makes a successful biocontrol agent? A meta-analysis of biological control agent performance. *Biological control*, 34(3), 236-246.
- Suckling D. M., & Sforza R. F. H., 2014. What magnitude are observed non-target impacts from weed biocontrol?. *PloS one*, 9(1), e84847.
- Tanner R. A., Pollard K. M., Varia S., Evans H. C. & Ellison C. A., 2015. First release of a fungal classical biocontrol agent against an invasive alien weed in Europe : biology of the rust, *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae*. *Plant Pathology*, 64(5), 1130-1139.
- Thiebaut G., & Dutartre A., 2009. Management of invasive aquatic plants in France. *Aquatic Ecosystem Research Trends*, 25-46.
- Toldi M., Ferla N. J., Silva D. E., de Andrade Rode P., de Azevedo Meira A., & De Lillo E., 2022. Could phytoseiid mites impair biological control of the invasive plant, *Ailanthus altissima*? *Acarologia*, 62(4), 892-897.
- IUCN Comité français, 2023. Bilan, évaluation et prospective de la stratégie de lutte contre les espèces exotiques envahissantes dans les espaces naturels de Nouvelle-Calédonie. Rapport n°1 : Bilan synthétique des résultats des activités 2017-2022 et analyse critique. 71 pages.
- UNEP, 2017. Travaux d'aménagement et d'entretien des zones naturelles. Travaux d'éco-pastralisme – Règles professionnelles (N.C.3-RO), p.28.

- Van Driesche R. G., Carruthers R. I., Center T., Hoddle M. S., Hough-Goldstein J., Morin L., Smith L., Wagner D.L., Blossey B., Brancatini V., Casagrande R., Causton C.E., Coetzee J.A., Cuda J., Ding J., Fowler S.V., Frank J.H., Fuester R., Goolsby J. A., Grodowitz M., Heard T.A., Hill M.P., Hoffmann J.H., Huber J., Julien M., Kairo M.T.K., Kenis M., Mason P., Medal J., Messing R., Miller R., Moore A., Neuenschwander P., Newman R., Norambuena H., Palmer W.A., Pemberton R., Perez-Panduro A., Pratt P.D., Rayamajhi M., Salom S., Sands D., SchooOler S., Schwarzländer M., Sheppard A., Shaw R., Tipping P.W. & Van Klinken R. D., 2010. Classical biological control for the protection of natural ecosystems. *Biological control*, 54, S2-S33.
- Van Wilgen B. W., Moran V. C. & Hoffmann J. H., 2013. Some Perspectives on the Risks and Benefits of Biological Control of Invasive Alien Plants in the Management of Natural Ecosystems. *Environmental Management* 52 : 531-540
- Varia S., Wood S. V., Allen R. M. S. & Murphy S. T., 2022. Assessment of the host-range and impact of the mite, *Aculus crassulae*, a potential biological control agent for Australian swamp stonecrop, *Crassula helmsii*. *Biological Control*, 167, 104854.
- Varray S. (Coord.), Haury J., Hudin S., et al., 2018. Manuel de gestion des espèces exotiques envahissantes du bassin Loire-Bretagne. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, 152 p.
- Veldtman R., Lado T. F., Botes A., Proches S., Timm A. E., Geertsema H. & Chown S.L. 2011. Creating novel food webs on introduced Australian acacias : indirect effects of galling biological control agents. *Diversity and Distributions* 17:958–967.
- Wajnberg E., Scott J. K. & Quimby P. C. (Eds.) (2001). *Evaluating indirect ecological effects of biological control*. CABI Publishing, .
- Winston, R.L., M. Schwarzländer, H.L. Hinz, M.D. Day, M.J.W. Cock and M.H. Julien, Eds. 2014. *Biological Control of Weeds: A World Catalogue of Agents and Their Target Weeds*, 5th edition. USDA Forest Service, Forest Health Technology Enterprise Team, Morgantown, West Virginia. FHTET-2014-04. 838 pp.
- Wojciechowicz-Żytko E. & Jankowska B., 2005. The occurrence and harmfulness of *Phyllonorycter robinella* (Clem.), a new leafminer of *Robinia pseudoacacia* L. trees. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities. Horticulture* 7 ([lien](#))
- Zheng H., 2004. *Invasive plants of Asian origin established in the United States and their natural enemies* (Vol. 1). US Department of Agriculture, Forest Service, Forest Health Technology Enterprise Team.
- Zhou Z. S., Chen H. S., Zheng X. W., Guo J. Y., Guo W., Li M., Luo M. & Wan F. H., 2014. Control of the invasive weed *Ambrosia artemisiifolia* with *Ophraella communis* and *Epiblema strenuana*. *Biocontrol Science and Technology*, 24(8), 950-964.

### Références en ligne

- CABI [12/08/2025] <https://bioprotectionportal.com/fr/resources/types-of-biological-control/>
- CABI, 2013 [14/04/2020] <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.20544>
- Commission Européenne, 2006 [15/04/2025] <https://cordis.europa.eu/article/id/82758-searching-for-effective-biological-control-enemies-for-the-giant-hogweed/fr>
- Dutartre, 2024 [19/08/2025] [https://especes-envahissantes-outremer.fr/lutte-biologique-e\\_crassipes-s\\_molesta\\_nc/](https://especes-envahissantes-outremer.fr/lutte-biologique-e_crassipes-s_molesta_nc/)
- Legifrance [16/04/2020] <https://www.legifrance.gouv.fr/>

## Le réseau des Conservatoires d'espaces naturels

Depuis près de 40 ans, les Conservatoires d'espaces naturels contribuent à préserver le patrimoine naturel et paysager par leur approche concertée et leur ancrage territorial. Près de 4500 sites naturels couvrant 300 000 hectares sont gérés par la maîtrise foncière et d'usages. Leurs interventions s'articulent autour de quatre fondements : la connaissance, la protection, la gestion et la valorisation. La Fédération des Conservatoires d'espaces naturels a pour mission de favoriser les échanges entre ses membres afin de renforcer leurs actions sur le terrain. Les 24 Conservatoires sont adhérents. Elle anime également des programmes comme le pôle relais tourbières et le plan national d'actions Chiroptères ou dans le cadre du plan Loire et du plan Rhône.



## Pour aller plus loin

Depuis 2019, la Fédération a été missionnée par le Ministère en charge de l'environnement pour l'appuyer dans la mise en œuvre de la stratégie nationale relative aux espèces exotiques envahissantes. Elle porte ainsi un ensemble d'actions comme l'accompagnement de la déclinaison de la stratégie nationale en région et des dynamiques régionales de réseaux d'acteurs, la constitution d'un réseau national des sites pilotes, etc.

Les actions de la Fédération sur ces thématiques sont menées en lien avec le réseau des Conservatoires d'espaces naturels, le Ministère en charge de l'environnement, l'Office français de la Biodiversité et le [Centre de ressources national sur les espèces exotiques envahissantes](#).

Fédération des Conservatoires d'espaces naturels  
199 rue de la Juine – 45160 Olivet  
[www.reseau-cen.org](http://www.reseau-cen.org)

Sylvie VARRAY  
Chargée de mission EEE  
Tél : 06 29 96 03 16  
[sylvie.varray@reseau-cen.org](mailto:sylvie.varray@reseau-cen.org)