

Faculté des bioingénieurs

Évaluation des méthodes de gestion des renouées asiatiques (*Reynoutria* sp.) et de leurs effets sur la qualité des sols

Auteur·ice : David Esteves Granado

Promoteur·ices : Yannick Agnan, Olivier Ska

Lecteur·ices : Valentin Couvreur, Charlotte Descamps

Année académique 2025-2026

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de Bioingénieur : sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Je tiens à exprimer ma sincère gratitude à mon promoteur Yannick Agnan pour son encadrement, sa disponibilité et la qualité de ses conseils tout au long de ce travail. Sa capacité à répondre avec attention à chaque question a grandement contribué à l'avancement de ce mémoire.

Je remercie également mon co-promoteur Olivier Ska pour son aide précieuse lors de la récolte des échantillons, ainsi que pour ses idées et suggestions pertinentes apportées au fil de ce travail.

Mes remerciements s'adressent aussi à mes lecteurs, Valentin Couvreur et Charlotte Descamps, pour avoir accepté de consacrer du temps à la lecture et à l'évaluation de ce travail.

Je souhaite exprimer ma reconnaissance aux responsables et techniciens des serres, en particulier Marc Migon, pour son accompagnement lors de la culture des plantes, ainsi qu'à toute l'équipe de recherche du labo SOLS pour leur aide dans la réalisation des différentes analyses.

Je tiens aussi à remercier Alain Duchêne pour le prêt de son brûleur et pour ses conseils quant aux méthodes de gestion des plantes.

Je remercie également Bruxelles Environnement pour les informations fournies concernant les méthodes de gestion de la renouée asiatique.

Enfin, je remercie chaleureusement ma famille et mes amis pour leur soutien tout au long de ce parcours.

CRediT

CRediT	David Esteves Granado	Contributeur·ices	Intelligence artificielle
Conceptualisation	✓	Y.A., O.S.	
Méthodologie	✓	Y.A.	
Investigation	✓	Y.A.	✓
Analyse formelle	✓		✓
Validation	✓	Y.A., O.S.	
Rédaction – version originale	✓		✓
Rédaction – révision et édition	✓	Y.A., O.S.	✓
Visualisation	✓	Y.A.	✓
Supervision		Y.A., O.S., B.S-A., K.H., L.M., E.D.	

Conceptualisation : L'idée de recherche principale, ainsi que la formulation des objectifs et hypothèses ont été mis en place avec le promoteur Yannick Agnan et le co-promoteur Olivier Ska.

Méthodologie : La conception du protocole de recherche et le choix des méthodes d'analyses ont été fait avec le promoteur Yannick Agnan après une première recherche bibliographique sur le sujet.

Investigation : Le processus de recherche a été principalement réalisé personnellement et avec l'aide de l'IA pour la recherche de sources bibliographiques supplémentaires dans certains cas. Cette recherche a également été régulièrement discuté avec le promoteur. La collecte des données en serre et en labo ont été réalisé personnellement.

Analyse formelle : L'analyse des données a été réalisée personnellement avec l'aide de l'IA pour mettre en place certaines parties du code R.

Validation : La validation a été réalisée d'abord personnellement et ensuite discutée avec le promoteur et le co-promoteur.

Rédaction – version originale : La rédaction originale a été réalisée personnellement avec l'aide de l'IA pour certaines tâches (traduction, structure).

Rédaction – révision et édition : La révision de la rédaction initiale a été réalisée personnellement après avoir reçu les commentaires du promoteur et du co-promoteur sur la version originale.

Visualisation : La visualisation en tant que telle a été réalisée personnellement mais certaines idées ont été données par le promoteur pour la représentation de certaines données ou de schémas conceptuels.

Supervision : Le promoteur a géré la grande partie de la supervision de l'avancée de ce travail. Les techniciens du labo sol (ELIE) ont supervisé l'avancée des analyses en laboratoire.

Usage de l'intelligence artificielle

Les outils d'intelligence artificielle utilisés sont ChatGPT et ResearchRabbit comme aide dans la recherche bibliographique. Lorsque les mots clés utilisés ne permettaient plus de trouver de nouveaux articles, ces deux outils ont permis de fournir d'autres mots clés et de trouver des articles similaires à ceux déjà examinés. ChatGPT a également été utilisé pour la rédaction afin de traduire certains termes, de structurer les idées et phrases à certains endroits et de reformuler ou raccourcir certains passages trop longs. Finalement, ChatGPT a aussi permis d'aider dans l'écriture des codes R pour la création de certaines figures et des tests statistiques pour l'interprétation des résultats.

1. Table des matières

Remerciements	1
CRédiT.....	2
Liste des figures	6
Liste des tableaux	10
1. Introduction	11
2. État de l'art.....	13
2.1. Les espèces exotiques envahissantes.....	13
2.1.1. Origines historiques et cadre conceptuel des espèces exotiques envahissantes	13
2.1.2. Dynamique d'introduction des espèces exotiques envahissantes	15
2.1.3. Répartition et abondances actuelles	17
2.1.4. Cadre législatif et politique	19
2.1.5. Impacts écologiques, économiques et sociétaux	19
2.2. Les plantes exotiques envahissantes : exemple des renouées asiatiques	20
2.2.1. Spécificités biologiques et écologiques des plantes exotiques envahissantes	20
2.2.2. Répartition et dynamique d'expansion des renouées asiatiques en Europe	22
2.2.3. Aspects morphologiques et identification des renouées asiatiques	24
2.2.4. Cycle de vie, reproduction et dissémination des renouées asiatiques	25
2.2.5. Aspects écologiques et stratégies d'adaptation des renouées asiatiques	27
2.3. Conséquences écologiques et méthodes de gestion	28
2.3.1. Secteurs et milieux affectés	28
2.3.2. Méthodes de gestion et de contrôle des renouées asiatiques	29
3. Objectifs et démarche	31
3.1. Hypothèses de travail	32
4. Matériels et méthodes	33
4.1. Revue de littérature.....	33
4.2. Échantillonnage du matériel biologique et du sol	34
4.3. Préparation des échantillons.....	36
4.3.1. Préparation du matériel biologique	36
4.3.2. Préparation de la terre	36
4.4. Dispositif expérimental.....	36
4.4.1. Traitements en amont	37
4.4.2. Traitements en aval	38
4.5. Analyse des échantillons.....	39

4.5.1. Suivi et analyse de la biomasse	39
4.5.2. Analyses du sol.....	39
4.5.3. Traitement des données.....	42
5. Résultats et discussion	44
5.1. Revue de littérature.....	44
5.1.1. Méthodes chimiques de gestion des renouées asiatiques	44
5.1.2. Méthodes mécaniques de gestion des renouées asiatiques	47
5.1.3. Méthodes thermiques de gestion des renouées asiatiques	51
5.1.4. Méthodes biologiques de gestion des renouées asiatiques	55
5.1.5. Conclusion	59
5.2. Expérimentation en serre	61
5.2.1. Évolution des paramètres morphologiques	61
5.2.2. Effet des traitements sur la croissance des individus.....	64
5.3. Analyses de sol.....	68
5.3.1. Granulométrie	68
5.3.2. Structure multivariée des propriétés du sol	68
5.3.3. Réponse des propriétés physico-chimiques	69
5.3.4. Bases échangeables	71
5.3.5. Carbone et azote du sol	75
5.3.6. Carbone microbien	77
5.3.7. Synthèse intégrative	78
6. Conclusion et perspectives.....	79
6.1. Conclusion et limites de l'étude	79
6.2. Perspectives.....	80
6.3. Recommandations de gestion	81
7. Références.....	83
8. Annexes.....	104
8.1. Annexes concernant la partie « Matériels et méthodes ».....	104
8.2. Annexes concernant la partie « Résultats et discussion ».....	104

Liste des figures

Figure 1 - Cadre unifié proposé pour les invasions biologiques (adapté de Blackburn et al., 2011). Ce cadre décrit le continuum d'invasion biologique, depuis l'introduction jusqu'à l'établissement et la dispersion, en reliant les différentes étapes aux barrières écologiques et aux interventions de gestion possibles. Les flèches en bloc décrivent le déplacement des espèces le long du cadre d'invasion par rapport aux barrières, et les codes alphanumériques associés se rapportent à la catégorisation des espèces selon la voie d'invasion présentée dans le Tableau 1.	14
Figure 2 – Nombre d'espèces exotiques associées aux différentes voies d'introduction recensées pour plus de 400 taxons exotiques répertoriés dans la base de données mondiale sur les espèces envahissantes (adapté de Hulme et al., 2008).	16
Figure 3 - Évolution mondiale des taux de premiers enregistrements pour toutes les espèces reprises dans l'étude de Seebens et al. (2017). Les données après 2000 (points gris) sont incomplètes en raison du délai entre l'échantillonnage et la publication.	17
Figure 4 - Menace d'invasion globale pour le XXI ^e siècle, avec les niveaux de menace allant de faible à élevé (adapté de Early et al., 2016).	17
Figure 5 - Les 10 pays avec le plus grand nombre d'EEE recensés (adapté de Turbelin et al., 2017).	18
Figure 6 - Nombre estimé d'espèces exotiques en Europe par groupe taxonomique (terrestre en vert et aquatique en bleu) (adapté de la Commission Européenne, 2016).	18
Figure 7 - Évolution global des coûts liés aux invasions d'EEE (en millions de dollars de 2017) entre 1970 et 2017 (Diagne et al., 2021). Les trois dernières années ne sont pas comprises dans le modèle de calibration à cause d'une déficience en données.	20
Figure 8 - Augmentation du nombre de néophytes exotiques introduits en Europe au cours des 500 dernières années. Les données cumulées sont présentées séparément pour les espèces dont l'aire de répartition indigène est en dehors de l'Europe (n=929) et ceux d'origine européenne, mais présents comme étrangers dans d'autres parties du continent (n=954). Pour ces espèces, l'introduction concerne leur premier enregistrement en tant qu'espèce exotique en dehors de leur lieu d'origine (adapté de Pyšek et al., 2009).	21
Figure 9 - Photos des renouées asiatiques. <i>R. japonica</i> (a ; Identification des plantes), <i>R. sachalinensis</i> (b ; Andrea Moro) et <i>R. x bohemica</i> (c ; Julia Kruse).	22
Figure 10 - Nombre d'enregistrements de distribution pour les espèces de renouées asiatiques (<i>R. japonica</i> , <i>R. sachalinensis</i> , <i>R. x bohemica</i>) dans la base de données DAISIE. Le nombre d'enregistrements issus de la base DAISIE reflète l'intensité des signalements plutôt qu'une mesure standardisée de la pression biologique. Ces données ne sont pas normalisées par la surface des pays ni par l'effort d'échantillonnage, ce qui peut introduire des biais dans les comparaisons spatiales.	23
Figure 11 - Photos des feuilles des renouées asiatiques : <i>R. japonica</i> (a ; Julia Kruse), <i>R. sachalinensis</i> (b ; Kenraiz), <i>R. x bohemica</i> (c ; Andrea Moro).	24
Figure 12 - Cycle de vie des renouées asiatiques (adapté de l'Université de Minnesota).	26

Figure 13 - Richesse en espèces sur cinq parcelles avec de la renouée du Japon et 5 parcelles adjacentes sans renouée du Japon (adapté de Aguilera et al., 2010).	27
Figure 14 - Démarche générale de l'étude.....	32
Figure 15 - Représentation des méthodes de traitement analysées (n=64, certains des 41 articles présentant plusieurs méthodes de traitement), classés par grandes catégories de traitements (anneau central) et par méthodes spécifiques au sein de chaque catégorie (anneau externe).....	34
Figure 16 - Sites d'échantillonnage de <i>R. japonica</i> et de la terre à Watermael-Boitsfort (en rouge), de <i>Petasites hybridus</i> au Bois de Haute Heuval (en vert) et les serres de l'UCLouvain (en noir).....	35
Figure 17 - Dispositif expérimental et chronologie des traitements appliqués aux plantes en conditions contrôlées.....	35
Figure 18 - Photo du dispositif expérimental, septembre 2025	37
Figure 19 - Photos de l'étuve utilisée pour la stérilisation thermique (à gauche) et du brûleur thermique Hoaf Therm Hit 15 NG (à droite ; photo d'Alain Duchêne).....	38
Figure 20 - Photos de l'agitateur horizontal (à gauche) et du pH-mètre (à droite).....	40
Figure 21 - Photos du spectrophotomètre (à gauche) et des solutions standards (à droite)..	41
Figure 22 - Comparaison efficacité-opérationnalité relatives des différentes méthodes chimiques	45
Figure 23 - Représentation conceptuelle des méthodes chimiques de gestion des renouées asiatiques, reliant les substances actives, leurs modalités d'application et leurs effets sur la plante, ainsi que les principaux facteurs influençant leur efficacité et leur opérationnalité..	46
Figure 24 - Comparaison efficacité-opérationnalité relatives des différentes méthodes mécaniques	48
Figure 25 - Délimitation de la zone d'intervention dans le traitement des terres infestées par les renouées asiatiques (Wallonie Biodiversité, 2018).	49
Figure 26 - Représentation conceptuelle des mécanismes d'action des méthodes mécaniques de gestion des renouées asiatiques	51
Figure 27 - Comparaison efficacité-opérationnalité relatives des différentes méthodes thermiques	52
Figure 28 - Représentation conceptuelle des mécanismes d'action des méthodes thermiques de gestion des renouées asiatiques	55
Figure 29 - Comparaison efficacité-opérationnalité relatives des différentes méthodes biologiques.....	56
Figure 30 - Représentation conceptuelle des mécanismes d'action des méthodes biologiques de gestion des renouées asiatiques	59
Figure 31 - Distribution de l'efficacité relative et de l'opérationnalité des principales catégories de méthodes de gestion des renouées asiatiques.....	60
Figure 32 - Hauteur de <i>R. japonica</i> en serre selon les traitements appliqués. Les points indiquent la hauteur moyenne (cm) mesurée sur cinq individus à chaque date, les barres verticales correspondent à l'écart-type.....	61

Figure 33 - Nombre de feuilles de <i>R. japonica</i> en serre selon les traitements appliqués. Les points indiquent le nombre de feuilles mesuré sur cinq individus à chaque date, les barres verticales correspondent à l'écart-type.....	62
Figure 34 - Nombre de tiges de <i>R. japonica</i> en serre selon les traitements appliqués. Les points indiquent le nombre de tiges mesuré sur cinq individus à chaque date, les barres verticales correspondent à l'écart-type.....	63
Figure 35 - Corrélation entre le nombre de feuilles et la hauteur de <i>R. japonica</i> en serre.....	64
Figure 36 - Photos d'un individu de <i>R. japonica</i> traité par brûlage dirigé (à gauche) et par application d'eau chaude en aval (à droite).....	64
Figure 37 - Comparaison des biomasses aériennes et souterraines de <i>R. japonica</i> et <i>P. hybridus</i> selon le traitement appliqué. Les rapports aérien/souterrain (A/S) sont affichés au-dessus de chaque colonne pour les différents traitements.	65
Figure 38 - Comparaison des biomasses aériennes et souterraines entre <i>R. japonica</i> et <i>P. hybridus</i>	66
Figure 39 - Triangle textural du sol montrant la répartition granulométrique des trois échantillons analysés.....	68
Figure 40 - ACP avec le cercle des corrélations pour les différents paramètres analysés (à gauche) et la distribution des individus par traitement (à droite).....	69
Figure 41 – Δ pH par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin. La significativité de la variance est donnée par les symboles « * », avec * : p-valeur < 0,05, ** : p-valeur < 0,01, *** : p-valeur < 0,001.....	70
Figure 42 - Δ CEC par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin. La significativité de la variance est donnée par les symboles « * », avec * : p-valeur < 0,05, ** : p-valeur < 0,01, *** : p-valeur < 0,001.....	71
Figure 43 - Δ Ca échangeable (à gauche) et Δ K échangeable (à droite) par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin. La significativité de la variance est donnée par les symboles « * », avec * : p-valeur < 0,05, ** : p-valeur < 0,01, *** : p-valeur < 0,001.	72
Figure 44 - Diagramme de dispersion Ca-K pour les différents traitements	73
Figure 45 - Δ Mg échangeable par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin. La significativité de la variance est donnée par les symboles « * », avec * : p-valeur < 0,05, ** : p-valeur < 0,01, *** : p-valeur < 0,001.....	74
Figure 46 - Δ Na échangeable par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin.	74
Figure 47 - Δ carbone organique (à gauche) et Δ azote total (à droite) par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin. La significativité de la variance est donnée par les symboles « * », avec * : p-valeur < 0,05, ** : p-valeur < 0,01, *** : p-valeur < 0,001.	75
Figure 48 - Diagramme de dispersion C-N.....	76

Figure 49 - Δ rapport C/N par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin.	77
Figure 50 - Δ carbone microbien médian par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. La médiane a été utilisée à cause de l'hétérogénéité de ce paramètre. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin.	78
Figure 51 - Schéma de synthèse.....	82

Liste des tableaux

Tableau 1 - Schéma de catégorisation des populations dans le cadre unifié	15
---	----

1. Introduction

L'introduction d'espèces exotiques en dehors de leur aire de répartition naturelle constitue un phénomène ancien, étroitement lié aux activités humaines, mais dont les conséquences écologiques n'ont été pleinement reconnues que récemment. Parmi ces espèces, les espèces exotiques envahissantes (EEE) représentent aujourd'hui l'une des principales menaces pour la biodiversité mondiale aux côtés du changement climatique, de la destruction des habitats et de la surexploitation des ressources (Butchart et al., 2010). Leur capacité à s'établir, se propager et modifier les écosystèmes qu'elles colonisent entraînent des impacts écologiques, économiques et sociétaux majeurs, nécessitant la mise en place de stratégies de gestion adaptées et efficaces.

Dans ce contexte, les EEE occupent une place particulière en raison de leur forte capacité de colonisation et de leur influence sur les propriétés des milieux qu'elles envahissent. Parmi celles-ci, les renouées asiatiques (*Reynoutria* sp.) constituent un exemple emblématique en Europe. Introduites initialement à des fins ornementales, ces espèces se sont largement répandues depuis le XIX^e siècle et sont aujourd'hui présentes dans de nombreux habitats, en particulier dans les milieux perturbés et les zones riveraines. Leur succès invasif repose notamment sur une reproduction végétative extrêmement efficace via un réseau de rhizomes, une croissance rapide et une forte tolérance aux conditions environnementales variées. Ces caractéristiques rendent leur contrôle particulièrement difficile et expliquent leur classement parmi les espèces les plus problématiques à l'échelle européenne (Bailey et al., 2009; Pyšek et al., 2009).

Au-delà de leurs impacts écologiques, les renouées asiatiques représentent également un enjeu socio-économique majeur en Belgique. Leur présence fait l'objet d'une attention croissante de la part des autorités régionales, notamment de la Direction de l'Assainissement des Sols (DAS) en Wallonie, de l'Agence publique des déchets de la Région Flamande (OVAM) et de Bruxelles Environnement, qui publient régulièrement des recommandations de gestion et organisent des actions de sensibilisation à destination des gestionnaires et des acteurs de terrain. Cette préoccupation s'explique notamment par les difficultés techniques et les coûts parfois importants associés à leur contrôle. Dans le secteur de l'aménagement du territoire et de l'immobilier, la présence de renouées peut constituer une contrainte importante, en raison des incertitudes qu'elle génère quant aux coûts de gestion, de surveillance et de réhabilitation des sites concernés.

Face à cette problématique, de nombreuses méthodes de gestion ont été développées, reposant sur des approches chimiques, mécaniques, thermiques ou biologiques. Toutefois, aucune de ces méthodes ne permet à elle seule une éradication complète et durable des populations et leur efficacité varie fortement en fonction des conditions d'application. De plus, si l'efficacité des traitements est largement étudiée en termes de réduction de la biomasse ou de la capacité de recolonisation des plantes, leurs impacts sur le fonctionnement des écosystèmes, et en particulier sur la qualité des sols, restent encore relativement peu

documentées. Or, ces effets indirects peuvent conditionner la restauration des milieux après intervention et influencer la durabilité des stratégies de gestion mises en œuvre.

Dans ce cadre, ce mémoire s'inscrit dans une approche intégrée visant à mieux comprendre les performances et les limites des différentes méthodes de gestion des renouées asiatiques. Il repose sur une double démarche combinant, d'une part, une synthèse de la littérature scientifique permettant de comparer l'efficacité et l'opérationnalité des principales techniques de contrôle, et d'autre part, une expérimentation en conditions contrôlées visant à évaluer à la fois l'efficacité de certains traitements et leurs effets sur les propriétés du sol.

L'objectif général de ce travail est ainsi d'identifier des méthodes de gestion à la fois efficaces pour limiter la propagation des renouées asiatiques et compatibles avec la préservation de la qualité des sols. Plus spécifiquement, il s'agit de recenser et comparer les différentes méthodes de traitement décrites dans la littérature scientifique et d'analyser leurs effets sur la croissance de la renouée asiatique et sur les paramètres chimiques du sol. Ce travail vise ainsi à contribuer à une meilleure articulation entre efficacité de gestion et maintien des fonctions écologiques des sols, dans une perspective de gestion durable des invasions biologiques.

2. État de l'art

2.1. Les espèces exotiques envahissantes

2.1.1. Origines historiques et cadre conceptuel des espèces exotiques envahissantes

L'étude des EEE s'inscrit dans une réflexion scientifique ancienne, mais dont l'importance écologique et sociétale n'a été pleinement reconnue que depuis quelques décennies. Si l'introduction d'espèces dans de nouveaux territoires accompagne les activités humaines depuis la Préhistoire, la conceptualisation du phénomène biologique comme processus écologique global remonte au milieu du XX^e siècle.

Espèces invasives et espèces envahissantes

La différence clé entre ces deux termes est l'origine. Une espèce invasive est étrangère (exotique) et introduite par l'humain, tandis qu'une espèce envahissante peut être autochtone ou exotique, se multipliant massivement et supplantant les autres. Ainsi, toutes les espèces invasives sont envahissantes, mais toutes les espèces envahissantes ne sont pas invasives (CDR EEE, 2024).

Origines historiques du concept

Le concept d'« espèce envahissante » trouve ses racines dans les travaux pionniers de Charles S. Elton, qui fut l'un des premiers à identifier les introductions biologiques comme une menace majeure pour la stabilité des écosystèmes. Son ouvrage fondateur *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* (Elton, 1958) a posé les bases d'une écologie des invasions, en identifiant les introductions biologiques comme une menace majeure pour la stabilité des écosystèmes. Cette approche a progressivement conduit à la reconnaissance de l'invasion biologique comme une force écologique globale, influençant la composition des communautés et la dynamique des écosystèmes (Kettunen et al., 2009).

Après les années 1960, l'étude des EEE s'est institutionnalisée, notamment à travers les programmes de la Convention sur la diversité biologique (CBD, pour *Convention on Biological Diversity*) et les initiatives européennes visant à réguler les introductions. Ces efforts ont contribué à la mise en place de bases de données standardisées (ex : GRIIS¹ ; Pagad et al., 2018) et à la création d'un cadre juridique international pour la prévention et la gestion des invasions. Les EEE constituent aujourd'hui l'une des principales menaces pesant sur la biodiversité mondiale, au même titre que la surexploitation des ressources naturelles, la destruction des habitats, la pollution azotée et le changement climatique (Butchart et al., 2010). Leur propagation hors de leurs écosystèmes d'origine résulte de la mondialisation des activités humaines et d'une altération de la dynamique des communautés écologiques à l'échelle planétaire (McGeoch et al., 2010).

¹ GRIIS est l'acronyme de *Global Register of Introduced and Invasive Species*. Il s'agit d'une ressource en ligne qui compile des listes nationales validées d'espèces introduites et envahissantes pour plus de 190 pays.

Cadre conceptuel

Par définition, une espèce exotique désigne toute espèce introduite, volontairement ou accidentellement, en dehors de son aire de distribution naturelle. Une espèce exotique envahissante se définit comme une espèce dont l'établissement et la propagation entraînent des impacts écologiques, économiques ou sanitaires négatifs (Kettunen et al., 2009). La compréhension du phénomène d'invasion biologique repose donc sur la distinction entre plusieurs stades successifs du processus d'introduction, depuis l'arrivée d'une espèce dans une nouvelle région jusqu'à sa naturalisation et son expansion (D. M. Richardson et al., 2000).

Le processus d'invasion chez les végétaux est généralement décrit comme une succession d'étapes, depuis l'introduction jusqu'à l'expansion, impliquant le franchissement de différentes barrières écologiques (D. M. Richardson et al., 2000). Chez les animaux, ce caractère sélectif est illustré par la « règle des dizaines », qui souligne que seule une faible proportion des espèces introduites devient envahissante (Williamson & Fitter, 1996).

Pour unifier ces différentes approches, Blackburn et al. (2011) ont proposé un cadre conceptuel hiérarchique décrivant les étapes du continuum d'invasion, depuis l'introduction jusqu'à l'intégration complète dans la communauté écologique (Figure 1, Tableau 1). Ce modèle, désormais largement adopté, permet d'harmoniser la terminologie utilisée entre les disciplines (écologie végétale et animale) et d'améliorer la comparabilité des études à différentes échelles temporelles et spatiales.

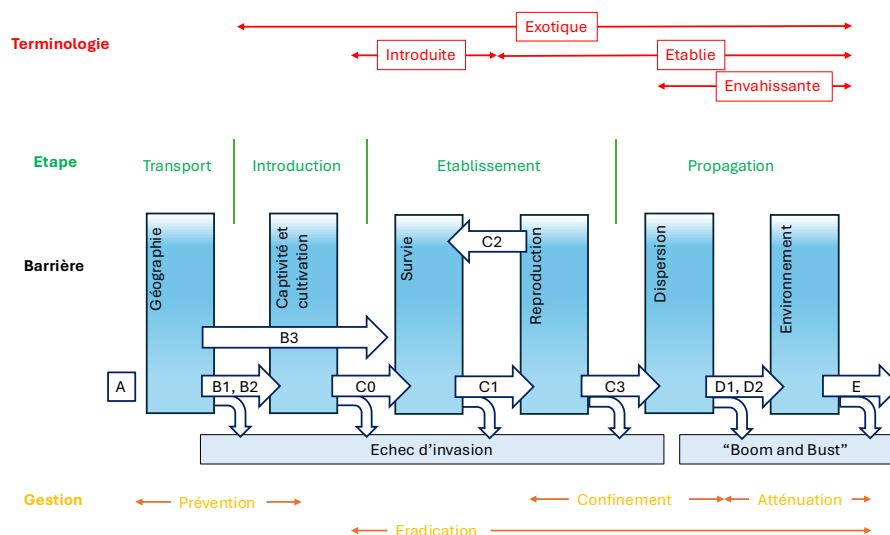


Figure 1 - Cadre unifié proposé pour les invasions biologiques (adapté de Blackburn et al., 2011). Ce cadre décrit le continuum d'invasion biologique, depuis l'introduction jusqu'à l'établissement et la dispersion, en reliant les différentes étapes aux barrières écologiques et aux interventions de gestion possibles. Les flèches en bloc décrivent le déplacement des espèces le long du cadre d'invasion par rapport aux barrières, et les codes alphanumériques associés se rapportent à la catégorisation des espèces selon la voie d'invasion présentée dans le Tableau 1.

Tableau 1 - Schéma de catégorisation des populations dans le cadre unifié

Catégorie	Définition
A	Non transportée au-delà des limites de son aire de répartition native
B1	Individus transportés au-delà des limites de leur aire de répartition native, et en captivité ou en quarantaine (c'est-à-dire des individus bénéficiant de conditions adaptées, mais avec des mesures explicites de confinement en place)
B2	Individus transportés au-delà des limites de leur aire de répartition native, et en culture (c'est-à-dire des individus bénéficiant de conditions adaptées, mais avec des mesures explicites limitées pour prévenir la dispersion)
B3	Individus transportés au-delà des limites de leur aire de répartition native, et directement libérés dans un environnement nouveau
C0	Individus libérés dans la nature (c'est-à-dire hors captivité ou culture) à l'endroit où ils ont été introduits, mais incapables de survivre pendant une période significative
C1	Individus survivant dans la nature (hors captivité ou culture) à l'endroit où ils ont été introduits, sans reproduction
C2	Individus survivant dans la nature à l'endroit où ils ont été introduits, reproduction en cours, mais population non autonome
C3	Individus survivant dans la nature à l'endroit où ils ont été introduits, reproduction en cours, et population autonome
D1	Population autonome dans la nature, avec des individus survivant à une distance significative du point d'introduction initial
D2	Population autonome dans la nature, avec des individus survivant et se reproduisant à une distance significative du point d'introduction initial
E	Espèce pleinement envahissante, avec des individus se dispersant, survivant et se reproduisant sur plusieurs sites à travers un spectre plus ou moins large d'habitats et d'étendue de répartition

Les EEE constituent un enjeu écologique et socio-économique majeur, à l'interface de la biogéographie, de l'écologie, de l'économie et des politiques environnementales. Leur expansion résulte principalement des activités humaines et de la mondialisation, ce qui rend nécessaire une approche intégrée combinant prévention, détection précoce et gestion (Genovesi et al., 2015).

2.1.2. Dynamique d'introduction des espèces exotiques envahissantes

Voies et vecteurs d'introduction

Les introductions d'espèces hors de leur aire d'origine résultent de voies multiples, souvent directement liées aux activités humaines. Hulme et al. (2008) ont ainsi proposé une classification des voies d'introduction allant des introductions intentionnelles aux dispersions accidentelles, traduisant un continuum dans le degré d'intervention humaine. Ces auteurs ont

donc défini six grandes voies d'introduction : mise en liberté, fuite, contaminant, passager clandestin, corridor et introduction sans assistance ou intervention humaine.

Plusieurs études ont mis en évidence le rôle dominant du commerce horticole pour la dispersion des plantes envahissantes, ainsi que l'importance du transport maritime pour les invertébrés et les microorganismes, la multiplicité des vecteurs augmentant la probabilité de réussite d'invasion (Dawson et al., 2017; Pergl et al., 2017 ; Figure 2).

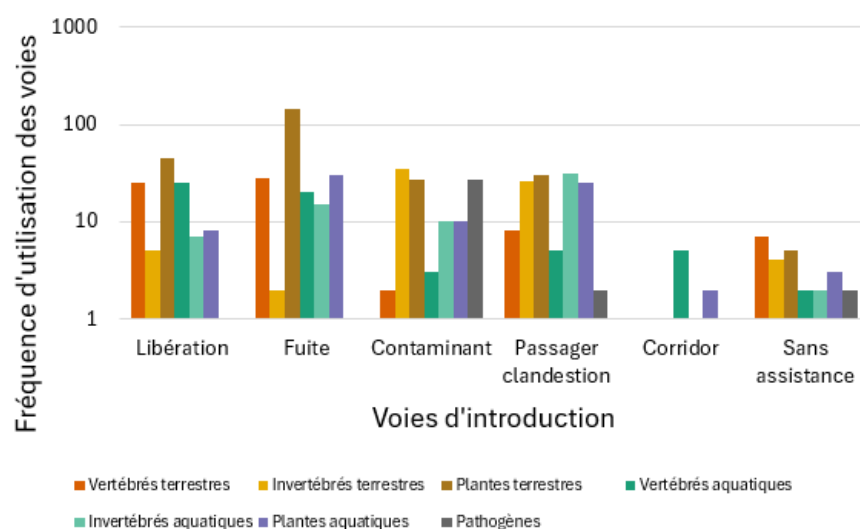


Figure 2 – Nombre d'espèces exotiques associées aux différentes voies d'introduction recensées pour plus de 400 taxons exotiques répertoriés dans la base de données mondiale sur les espèces envahissantes (adapté de Hulme et al., 2008).

Les vecteurs d'introduction ont récemment évolué, notamment avec l'essor du commerce électronique, qui facilite la diffusion d'EEE via des circuits difficilement contrôlables, et avec le changement climatique qui élargit les zones d'établissement potentielles (Pyšek et al., 2020; Walther et al., 2009). De plus, les milieux anthropisés constituent souvent des habitats favorables aux EEE, en raison de leur forte tolérance aux perturbations (Crooks et al., 2011).

Évolution temporelle et tendances globales

L'intensification de la mondialisation, à partir des années 1950 environ, a entraîné une accélération des introductions d'espèces. Les travaux de Seebens et al. (2017) montrent que le nombre total d'EEE enregistrées n'a cessé de croître depuis 1850, sans signe de saturation (Figure 3). Cette tendance reflète l'augmentation continue des échanges commerciaux et du trafic international, mais également l'amélioration des capacités de détection et de suivi.

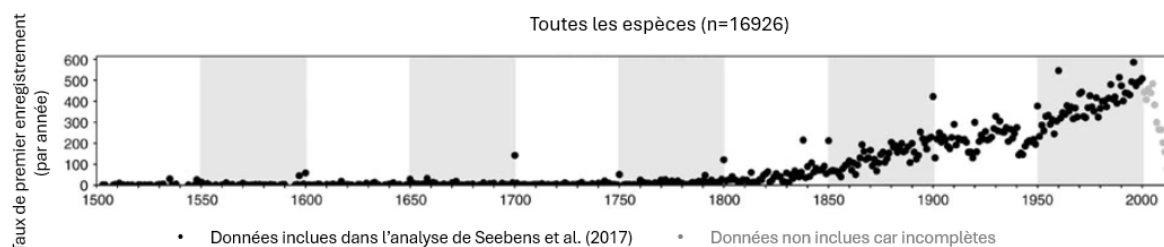


Figure 3 - Évolution mondiale des taux de premiers enregistrements pour toutes les espèces reprises dans l'étude de Seebens et al. (2017). Les données après 2000 (points gris) sont incomplètes en raison du délai entre l'échantillonnage et la publication.

À l'échelle mondiale, les régions tempérées et fortement industrialisées, telles que l'Europe occidentale et l'Amérique du Nord, concentrent la majorité des EEE, en lien avec l'intensité des infrastructures et des échanges commerciaux (Dawson et al., 2017). Cette distribution est fortement corrélée au niveau de développement socio-économique des pays (Early et al., 2016 ; Figure 4). La dynamique d'introduction des EEE reflète ainsi étroitement l'histoire de la mondialisation et des mobilités humaines, ayant profondément remodelé leur répartition à l'échelle mondiale.

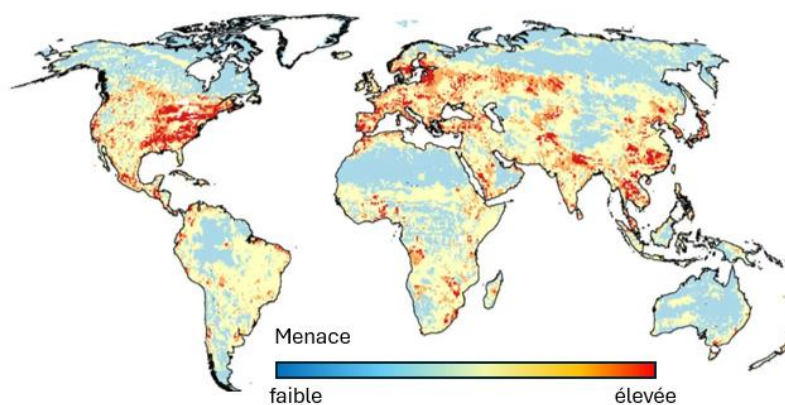


Figure 4 - Menace d'invasion globale pour le 21^e siècle, avec les niveaux de menace allant de faible à élevé (adapté de Early et al., 2016).

2.1.3. Répartition et abondances actuelles

Les EEE sont de nos jours présentes sur l'ensemble des continents et dans la quasi-totalité des écosystèmes terrestres et aquatiques. Cette distribution mondiale reflète à la fois l'intensité des activités humaines et la capacité adaptative de certaines espèces à coloniser des milieux variés (Pyšek et al., 2020).

Toutefois, leur répartition demeure hétérogène selon les régions et les types d'écosystèmes. Certaines zones présentent des niveaux d'invasion particulièrement élevés (Figure 5), tandis que d'autres restent relativement peu colonisés en raison de différences de pression

d'introduction, de conditions environnementales et d'histoire biogéographique (Cárdenas et al., 2020; Turbelin et al., 2017)

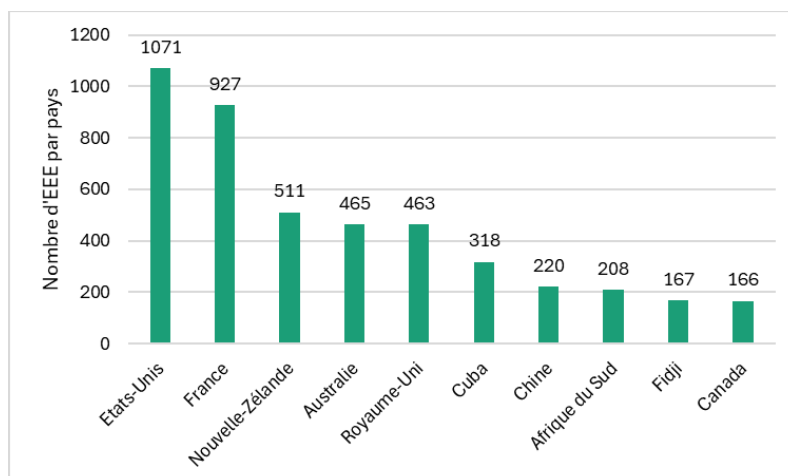


Figure 5 - Les 10 pays avec le plus grand nombre d'EEE recensés (adapté de Turbelin et al., 2017)

En Europe, les données compilées par Kettunen et al. (2009) et la Commission européenne (2016) indiquent que les introductions concernent principalement les plantes et les invertébrés terrestres. L'Union européenne recense aujourd'hui plus de 12 000 espèces exotiques, dont environ 10 à 15 % sont considérées comme envahissantes, illustrant l'ampleur du phénomène et de la diversité taxonomique concernée (Figure 6).

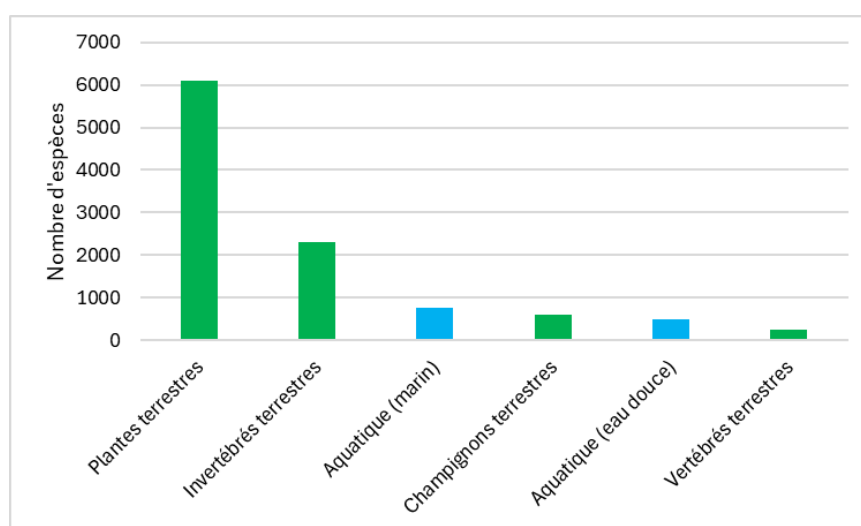


Figure 6 - Nombre estimé d'espèces exotiques en Europe par groupe taxonomique (terrestre en vert et aquatique en bleu) (adapté de la Commission Européenne, 2016)

La répartition actuelle des EEE reflète un processus globalisé, structuré par les échanges économiques et les gradients climatiques, et constitue un élément clé pour la hiérarchisation des risques et l'orientation des politiques de gestion.

2.1.4. Cadre législatif et politique

La gestion des EEE s'appuie sur un cadre législatif et politique international visant à prévenir les introductions, limiter la propagation et atténuer les impacts des espèces déjà établies. Sur le plan conceptuel, la CBD, adoptée en 1992, constitue le principal instrument juridique international relatif aux EEE. Toutefois, elle reste souvent jugée comme insuffisante en matière de gestion opérationnelle, notamment en ce qui concerne le contrôle des voies d'introduction et la mise en œuvre concrète des stratégies de prévention (Early et al., 2016; Hulme et al., 2008).

À l'échelle européenne, le règlement (UE) n° 1143/2014 constitue la pierre angulaire du dispositif législatif, en imposant aux États membres des mesures coordonnées de prévention, de surveillance et de gestion, fondées sur des évaluations de risques scientifiques (Genovesi et al., 2015). Cette liste, mise à jour régulièrement, s'appuie sur des évaluations de risques scientifiques prenant en compte la probabilité d'établissement, la vitesse de propagation et l'ampleur potentielle des impacts (Kettunen et al., 2009).

Cependant, plusieurs auteurs soulignent les limites et failles de ces dispositifs, notamment la difficulté d'évaluer objectivement les risques pour des espèces peu étudiées et la lenteur administrative qui retarde souvent leur inscription sur les listes officielles (Brasier, 2008; García-de-Lomas & Vilà, 2015). Ces contraintes peuvent entraîner un décalage entre l'apparition des invasions et la mise en œuvre effective des mesures de contrôle. Des approches de gouvernance adaptative ont également été proposées afin de prioriser les actions en fonction de leur faisabilité, de leur coût et de leur efficacité, tout en renforçant la coordination transnationale (Hulme et al., 2008; Roy et al., 2018).

Malgré les avancées récentes, une meilleure articulation entre science, réglementation et gestion opérationnelle demeure nécessaire pour anticiper les invasions émergentes et assurer une réponse coordonnée à l'échelle européenne.

2.1.5. Impacts écologiques, économiques et sociétaux

Impacts écologiques

Sur le plan écologique, les EEE contribuent directement à la perte de biodiversité en provoquant des extinctions locales et en modifiant la structure et le fonctionnement des communautés écologiques, conduisant à une homogénéisation biotique à l'échelle mondiale (Blackburn et al., 2019; Ricciardi et al., 2013). Les EEE perturbent également les services écosystémiques, notamment les fonctions de régulation, d'approvisionnement et culturelles, avec des effets variables selon les habitats (Kettunen et al., 2009).

Impacts économiques

Sur le plan économique, les EEE engendrent des coûts considérables liés à la dégradation des ressources naturelles, aux pertes agricoles et forestières, ou encore aux dépenses de gestion et de restauration des milieux envahis (Turbelin et al., 2024). Selon Diagne et al. (2021), le coût moyen annuel des invasions biologiques serait de 26,8 milliards de dollars entre 1970 et 2017,

avec une forte accélération, jusqu'à 162,7 milliards de dollars en moyenne pour 2017 seule. (Figure 7). Les pertes économiques les plus importantes concernent l'agriculture, la pêche et la foresterie, tandis que les plantes envahissantes, bien que très nombreuses, génèrent en moyenne des coûts plus faibles que les vertébrés et les invertébrés. Certaines de ces EEE peuvent engendrer des coûts élevés en perturbant les infrastructures, l'agriculture ou la pêche, nécessitant des dépenses importantes de gestion et de restauration.

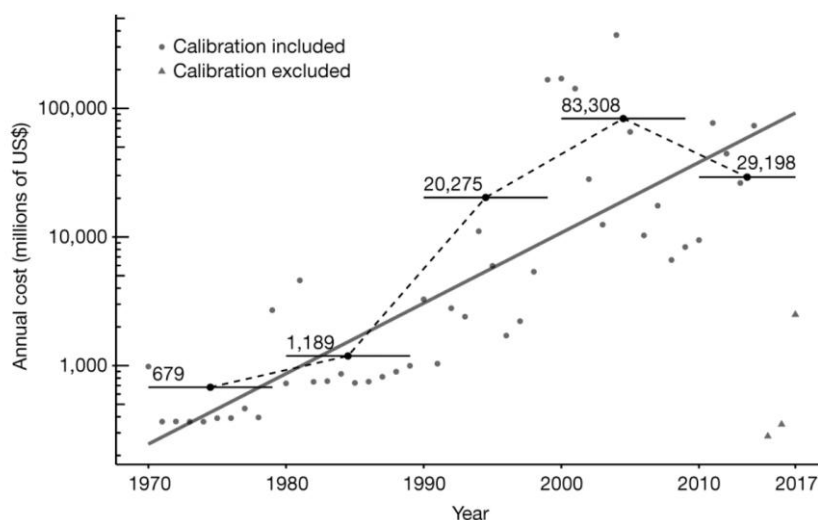


Figure 7 - Évolution globale des coûts liés aux invasions d'EEE (en millions de dollars de 2017) entre 1970 et 2017 (Diagne et al., 2021). Les trois dernières années ne sont pas comprises dans le modèle de calibration à cause d'une déficience en données.

Au-delà des évaluations monétaires, Bacher et al. (2018) soulignent que les impacts socio-économiques devraient également être mesurés en termes de modifications des usages humains, comme la diminution des activités de pêche ou la dévalorisation foncière, et non uniquement par des estimations financières.

Impacts sociétaux et paysagers

Les EEE entraînent aussi des impacts sociétaux et paysagers, affectant la santé publique, les paysages et les pratiques culturelles, en contribuant à une perte de valeur sociale et identitaire des milieux envahis (Bacher et al., 2018; Kettunen et al., 2009). Les impacts des EEE, à la fois écologiques, économiques et sociétaux, soulignent la nécessité d'une approche intégrée de la gestion et de la prévention, fondée sur une évaluation globale des coûts et des bénéfices des actions de contrôle.

2.2. Les plantes exotiques envahissantes et l'exemple des renouées asiatiques

2.2.1. Spécificités biologiques et écologiques des plantes exotiques envahissantes

Les plantes exotiques envahissantes (PEE) doivent leurs succès d'établissement et de propagation à un ensemble de traits fonctionnels, d'interactions écologiques et de capacités

d'adaptation qui les distinguent de nombreuses espèces natives. Ce potentiel invasif se manifeste à l'échelle globale, comme l'illustrent la croissance constante du nombre d'espèces naturalisées (Pyšek et al., 2009, 2017; van Kleunen et al., 2015 ; Figure 8) et les tendances spatiales compilées dans la base GLONAF (*Global Naturalized Alien Flora* ; van Kleunen et al., 2019).

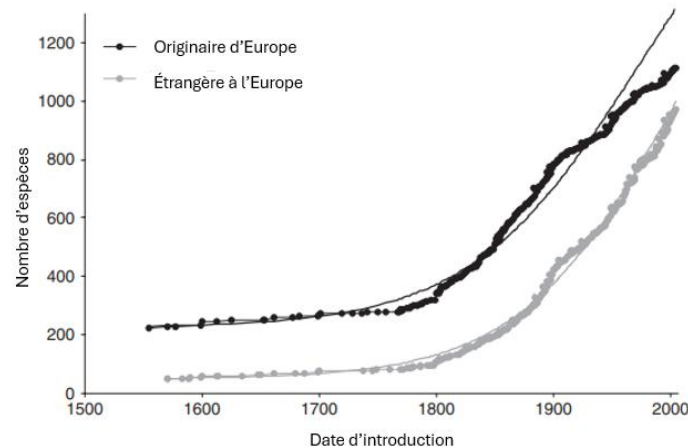


Figure 8 - Augmentation du nombre de néophytes exotiques introduits en Europe au cours des 500 dernières années. Les données cumulées sont présentées séparément pour les espèces dont l'aire de répartition indigène est en dehors de l'Europe (n=929) et ceux d'origine européenne, mais présents comme étrangers dans d'autres parties du continent (n=954). Pour ces espèces, l'introduction concerne leur premier enregistrement en tant qu'espèce exotique en dehors de leur lieu d'origine (adapté de Pyšek et al., 2009).

De nombreuses PEE présentent des traits fonctionnels favorisant l'invasion, tels qu'une croissance rapide, une forte production de biomasse et une reproduction végétative efficace. Les stratégies clonales, en particulier via des fragments capables de régénération, renforcent leur persistance locale et leur tolérance aux stress abiotiques (Aguilera et al., 2010; Mathakutha et al., 2019).

Cette efficacité physiologique peut entraîner une boucle de rétroaction positive entre les PEE et les processus abiotiques : en modifiant les cycles biogéochimiques et les propriétés du sol, certaines PEE créent des conditions édaphiques favorables à leur propre croissance, renforçant leur avantage compétitif (Allison & Vitousek, 2004; Ehrenfeld, 2003). Par exemple, l'arbre invasif *Myrica faya* à Hawaï enrichit les sols volcaniques pauvres en azote grâce à sa capacité de fixation symbiotique, augmentant ainsi la disponibilité en nutriments et facilitant sa propre expansion ainsi que celle d'autres espèces associées.

Les PEE se distinguent également par une compétitivité élevée, modulée par la disponibilité des ressources et la composition des communautés locales. Les espèces exotiques communes tendent à surpasser les espèces natives rares, mais restent parfois moins compétitives que les espèces natives dominantes (Zhang & van Kleunen, 2019).

Des interactions chimiques, telles que l'allélopathie, peuvent également favoriser l'invasion, conformément aux hypothèses des « nouvelles armes » ou, à l'inverse, limiter certaines PEE via les composés produits par les communautés natives (Callaway & Ridenour, 2004; Cummings et

al., 2012). Ces mécanismes, combinés à l'occupation rapide de l'espace et à la modification des habitats (ombrage, acidification du sol, altération de l'hydrologie), expliquent l'impact disproportionné de certaines PEE sur les communautés végétales, souvent marqué par une réduction de la diversité fonctionnelle et taxonomique (Vilà et al., 2011).

En Europe, les PEE les plus problématiques appartiennent principalement aux familles des Asteraceae, Rosaceae et Polygonaceae (Pyšek et al., 2009). Parmi les exemples emblématiques, la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*) illustre une stratégie reposant sur la croissance rapide et la domination des sous-bois humides, tandis que la barbe-de-bouc (*Heracleum mantegazzianum*) combine allélopathie et compétition par la taille. Les renouées asiatiques (*Reynoutria japonica*, *Reynoutria sachalinensis* et leur hybride *Reynoutria × bohemica* ; Figure 9) constituent des espèces cibles en raison de leur forte capacité de persistance et de régénération, liée à un système rhizomateux souterrain très développé servant de réserve de biomasse et de nutriments, ce qui complique leur contrôle et favorise leur expansion. Ces espèces cumulent plusieurs traits d'invasivité : reproduction végétative extrême via leurs rhizomes fragmentables, intégration clonale, tolérance élevée aux stress hydriques et mécaniques et capacité à modifier les propriétés physico-chimiques des sols (Aguilera et al., 2010; Ehrenfeld, 2003). Leur expansion rapide à l'échelle européenne, documentée depuis les années 1950 (Pyšek et al., 2009), en fait un cas d'école pour analyser les dynamiques d'invasion et les limites des stratégies de gestion.



Figure 9 - Photos des renouées asiatiques. *R. japonica* (a ; Identification des plantes), *R. sachalinensis* (b ; Andrea Moro) et *R × bohemica* (c ; Julia Kruse).

2.2.2. Répartition et dynamique d'expansion des renouées asiatiques en Europe

Les renouées asiatiques présentent aujourd'hui une distribution étendue en Europe, résultant d'une introduction ancienne suivie d'une expansion rapide, largement facilitée par les usages horticoles et la plasticité écologique des espèces. Leur aire d'origine couvre principalement le Japon, la Corée et certaines régions de Chine pour *R. japonica*, tandis que *R. sachalinensis* est native du nord-est asiatique (Bailey & Conolly, 2000).

L'introduction des renouées en Europe débute au XIX^e siècle, dans un contexte d'engouement pour les plantes ornementales exotiques. *R. japonica* est introduite à partir des années 1840 aux Pays-Bas, suivie de *R. sachalinensis* quelques décennies plus tard. La culture simultanée de ces deux espèces a rapidement favorisé l'apparition de l'hybride *R. × bohemica*, attestée dès la fin du XIX^e siècle dans plusieurs jardins botaniques européens (Bailey & Conolly, 2000; Forman & Kesseli, 2003). Les jardins botaniques, pépinières et collections horticoles ont ainsi joué un rôle central dans la diffusion des taxons à travers le continent.

Cette phase de dissémination volontaire a constitué le socle de nombreuses populations naturalisées actuelles. L'échappement hors culture est favorisé par la capacité de régénération végétative des renouées, de simples fragments de rhizomes suffisent à établir de nouveaux foyers, accélérant la colonisation le long des infrastructures de transport et des réseaux hydrographiques (Beerling et al., 1994; Sołtysiak & Brej, 2012).

Les données issues des inventaires européens, notamment la base DAISIE (*Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe* ; Roy et al., 2019), indiquent une présence aujourd'hui quasi généralisée dans l'Europe tempérée. Les populations les plus denses se situent au Royaume-Uni, en Allemagne, en Belgique, aux Pays-Bas et en Europe centrale (Figure 10).

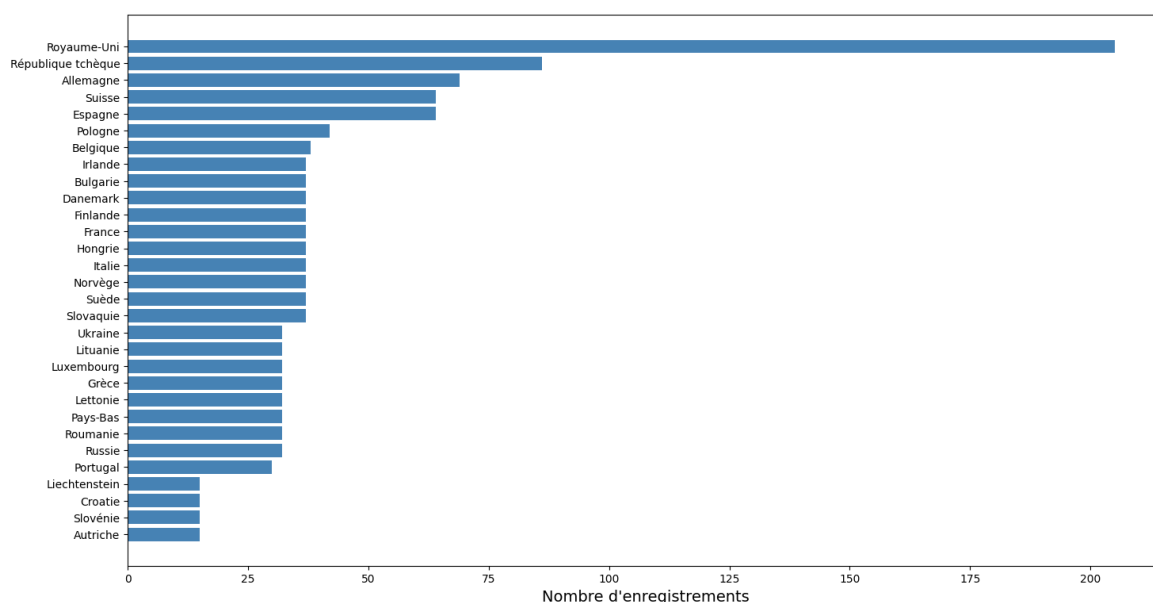


Figure 10 - Nombre d'enregistrements de distribution pour les espèces de renouées asiatiques (*R. japonica*, *R. sachalinensis*, *R. x bohemica*) dans la base de données DAISIE. Le nombre d'enregistrements issus de la base DAISIE reflète l'intensité des signalements plutôt qu'une mesure standardisée de la pression biologique. Ces données ne sont pas normalisées par la surface des pays ni par l'effort d'échantillonnage, ce qui peut introduire des biais dans les comparaisons spatiales.

L'expansion spatiale s'explique par la combinaison de facteurs écologiques et anthropiques : tolérance élevée aux perturbations, croissance clonale agressive, absence de prédateurs naturels et dissémination accidentelle du matériel végétal lors de chantiers, travaux de terrassement ou transport de sols contaminés (Beerling et al., 1994; Sołtysiak & Brej, 2012). La dynamique d'expansion reste globalement exponentielle, avec peu de signes de saturation, comme observé pour d'autres PEE à l'échelle européenne (Pyšek et al., 2009). Les couloirs rivulaires et les infrastructures anthropiques servent de corridors écologiques facilitant la

progression rapide des populations, tandis que les milieux perturbés constituent des points d'ancrage privilégiés pour l'établissement initial.

2.2.3. Aspects morphologiques et identification des renouées asiatiques

La nomenclature des renouées a connu plusieurs révisions au cours du xx^e siècle avec un passage successif des genres *Reynoutria* à *Fallopia*, puis un retour majoritaire à *Reynoutria* dans la littérature scientifique récente (Bailey & Conolly, 2000; Drazan et al., 2021). Ces changements reflètent les débats taxonomiques liés aux critères morphologiques et phylogénétiques utilisés pour classer le groupe. Dans ce travail, la nomenclature *Reynoutria* est retenue, conformément aux usages actuels dans les études écologiques et de gestion des invasions.

Sur le plan morphologique, *R. japonica* se caractérise par une hauteur généralement comprise entre 1,5 et 3 m, des feuilles largement ovales à base tronquée et des tiges creuses à nœuds marqués. *R. sachalinensis*, plus rare en Europe, se distingue par une stature plus élevée (jusqu'à 4-5 m), des feuilles nettement plus grandes, cordiformes, et une biomasse aérienne plus importante (Barney et al., 2006; Beerling et al., 1994). L'hybride *R. × bohemica* présente des caractères intermédiaires avec une grande variabilité morphologique, ce qui complique son identification sur la seule base des traits externes (Bailey et al., 2009). Des critères fins, tels que la pilosité foliaire, la structure de la cuticule ou la présence de trichomes spécifiques, permettent néanmoins de discriminer les espèces lorsque l'observation est approfondie (Bailey et al., 2009; Jugieau et al., 2024 ; Figure 11).

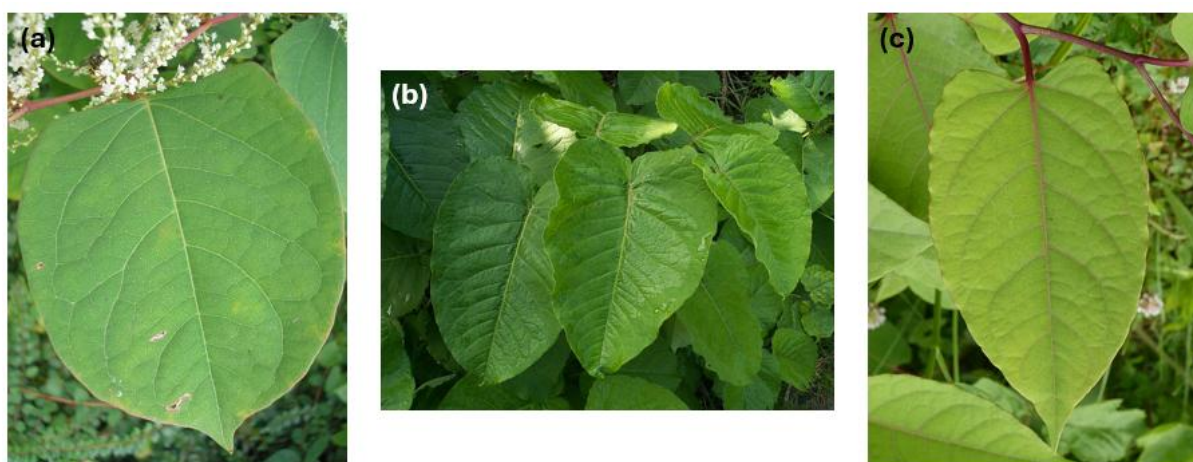


Figure 11 - Photos des feuilles des renouées asiatiques : *R. japonica* (a ; Julia Kruse), *R. sachalinensis* (b ; Kenraiz), *R. × bohemica* (c ; Andrea Moro)

Les études génétiques ont montré que la majorité des populations européennes de *R. japonica* sont issues d'un nombre très limité de génotypes, voire d'un génotype unique femelle, ce qui contraste avec la situation nord-américaine où la reproduction sexuée intraspécifique est possible (Delbart et al., 2012; Gammon et al., 2007).

La distinction morphologique et génétique entre les espèces n'est pas uniquement taxonomique, mais présente un intérêt opérationnel direct pour la gestion. En effet, des différences de stratégie de régénération ont été observées : *R. japonica* et *R. × bohemica* présentent une forte capacité de régénération à partir des rhizomes, tandis que *R. sachalinensis* montre une régénération plus efficace à partir des tiges, ce qui influence l'efficacité des méthodes de contrôle mécaniques ou chimiques (Clements et al., 2016). Ces différences soulignent l'importance d'une identification fiable des taxons avant toute intervention de gestion, en particulier dans un contexte de lutte intégrée.

2.2.4. Cycle de vie, reproduction et dissémination des renouées asiatiques

Les renouées asiatiques présentent un cycle de vie annuel fortement structuré, qui joue un rôle déterminant dans leur capacité d'expansion, leur persistance dans les milieux colonisés et leur résistance aux actions de gestion. Ce cycle repose sur une alternance marquée entre une phase de croissance rapide au printemps et en début d'été, une phase de stockage souterrain en fin de saison et une période de dormance hivernale, comme illustré sur la Figure 12 (Beerling et al., 1994).

La reprise de croissance intervient précocement au printemps, à partir des réserves accumulées dans les rhizomes au cours de la saison précédente. Cette mobilisation rapide des ressources permet une production aérienne intense, caractérisée par une fermeture précoce du couvert végétal et une forte compétitivité vis-à-vis des espèces coexistant dans le milieu (Seiger & Merchant, 1997). À partir de la fin de l'été, une part croissante de la biomasse et des assimilats photosynthétiques est transférée vers les organes souterrains, assurant la reconstitution des réserves nécessaires à la survie hivernale et à la croissance de l'année suivante (Price et al., 2002). La sénescence complète des parties aériennes à l'automne marque l'entrée en dormance, tandis que le réseau de rhizomes persiste dans le sol et constitue l'élément central de la résilience des populations (Barney et al., 2006).

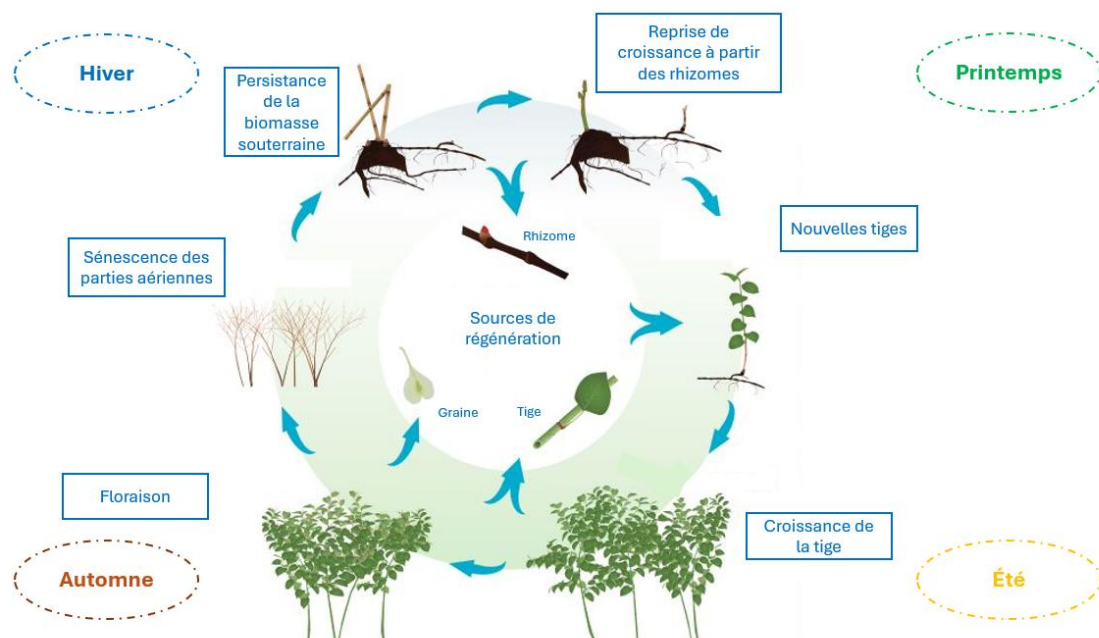


Figure 12 - Cycle de vie des renouées asiatiques (adapté de l'Université de Minnesota).

La reproduction végétative constitue le principal mode de multiplication des renouées asiatiques en Europe. Elle repose sur un réseau dense de rhizomes pérenne, capables de produire de nouvelles pousses à partir de fragments de très petite taille. Des études expérimentales ont montré que des fragments de rhizomes de 10 mm, dès lors qu'un nœud est présent, peuvent suffire à initier une repousse viable (James et al., 2006). Cette capacité de régénération confère aux populations une forte résilience face aux perturbations mécaniques et explique les échecs fréquents des interventions tardives ou incomplètes. Elle constitue également un facteur majeur de dissémination involontaire, notamment lors de travaux de terrassement, de gestion des berges ou de déplacement de sols contaminés (Beerling et al., 1994; Sołtysiak & Brej, 2012).

La reproduction sexuée joue un rôle variable selon les régions et les espèces. En Europe, *R. japonica* est principalement représentée par des individus femelles clonaux, limitant la reproduction sexuée intraspécifique (Delbart et al., 2012; Tiebre et al., 2007). Toutefois, la présence d'espèces apparentées, en particulier *R. sachalinensis*, permet des phénomènes de pollinisation croisée et conduit à la formation de l'hybride *R. × bohémica*. Cet hybride présente fréquemment une vigueur accrue, une tolérance environnementale élargie et une capacité reproductive renforcée, contribuant à une diversification génétique progressive des populations européennes (Bailey et al., 2009; Parepa et al., 2014). Cette diversification pourrait favoriser l'adaptation locale et compliquer les stratégies de gestion à long terme.

La dissémination des renouées asiatiques est majoritairement anthropique, via le transport de sols contaminés, les déchets verts, les travaux de génie civil et l'aménagement des berges (Beerling et al., 1994; Sołtysiak & Brej, 2012). La combinaison de cette dispersion accidentelle avec une reproduction végétative extrêmement efficace explique la rapidité et la persistance de l'invasion à l'échelle européenne.

2.2.5. Aspects écologiques et stratégies d'adaptation des renouées asiatiques

Les renouées asiatiques présentent un ensemble de traits écologiques leur conférant une large tolérance environnementale, une forte compétitivité et une capacité marquée à modifier les écosystèmes colonisés, contribuant ainsi à un succès invasif en Europe (Beerling et al., 1994; Sołtysiak & Břej, 2012).

Les espèces du genre *Reynoutria* tolèrent une grande diversité de conditions abiotiques, incluant des sols pauvres, perturbés ou contaminés. Elles présentent une résistance élevée aux stress hydriques, à l'ombrage et au froid, bien que certaines limitations apparaissent sous sécheresse prolongée ou gel sévère (Funkenberg et al., 2012). Des capacités de tolérance à des milieux extrêmes, tels que les sols enrichis en soufre ou les milieux salins, ont également été documentées, permettant l'invasion de sites riverains et de marais salés (Beerling et al., 1994; Richards et al., 2008).

La compétition exercée par les renouées repose principalement sur une capture efficace de la lumière, associée à une production rapide de biomasse aérienne formant un couvert dense (Aguilera et al., 2010; Siemens & Blossey, 2007). Cette stratégie réduit fortement la disponibilité lumineuse pour les espèces concurrentes et entraîne une diminution marquée de la richesse et de l'abondance des plantes (Drazan et al., 2021; Gerber et al., 2008 ; Figure 13).

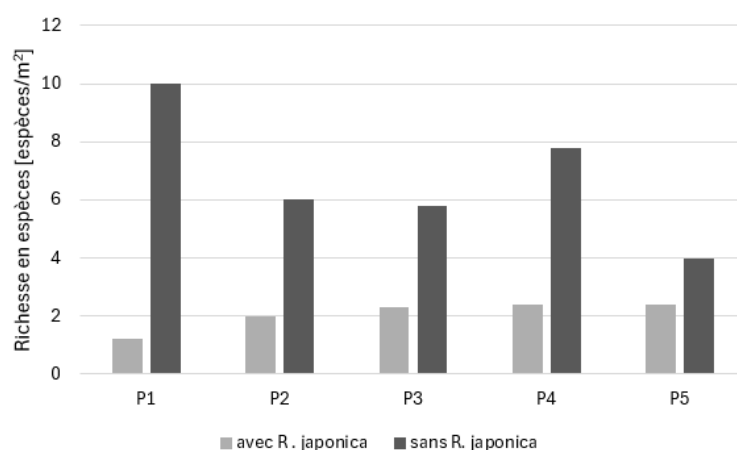


Figure 13 - Richesse en espèces sur cinq parcelles avec de la renouée du Japon et 5 parcelles adjacentes sans renouée du Japon (adapté de Aguilera et al., 2010).

Les effets compétitifs se traduisent également par une réduction indirecte de la faune associée, notamment les invertébrés herbivores et détritvovores, liée à la simplification de la structure végétale et à la faible décomposabilité de la litière de renouée (Gerber et al., 2008; Urgenson et al., 2009).

Les renouées modifient profondément les relations sol-plante, notamment via des changements dans le cycle de l'azote. Plusieurs études montrent une augmentation de la disponibilité de l'azote minéral dans les sols envahis, créant une rétroaction positive favorisant la croissance de la renouée au détriment des espèces natives (Aguilera et al., 2010; Dassonville et al., 2011). Ces modifications s'accompagnent de changements dans la composition

microbienne du sol et dans les interactions mycorhiziennes, pouvant affecter durablement le fonctionnement de l'écosystème (Beerling et al., 1994; Kato-Noguchi, 2022).

L'allélopathie constitue un mécanisme additionnel contribuant à la compétitivité des renouées. Des composés phytotoxiques, notamment des polyphénols, sont libérés par les feuilles, les rhizomes et les exsudats racinaires, inhibant la germination et la croissance d'espèces concurrentes (Dommanget et al., 2014; Moravcová et al., 2011). Ces effets varient selon les espèces cibles, ce qui a des implications directes pour les stratégies de restauration écologique après traitement (Kato-Noguchi, 2022; Murrell et al., 2011).

L'ensemble de ces mécanismes se traduit par des impacts écologiques significatifs, incluant une réduction de la biodiversité végétale et faunistique, une simplification des réseaux trophiques et une altération durable des habitats (Drazan et al., 2021; Lavoie, 2017). Ces impacts expliquent le classement de *R. japonica* parmi les EEE les plus problématiques à l'échelle mondiale (Simberloff & Rejmanek, 2019).

2.3. Conséquences écologiques et méthodes de gestion

2.3.1. Secteurs et milieux affectés

Les renouées asiatiques colonisent une grande diversité de milieux, leur implantation étant favorisée par les perturbations anthropiques, la disponibilité en ressources et les dynamiques hydrologiques. Leur présence engendre des impacts différenciés selon les secteurs, mais globalement marqués par une dégradation écologique, des contraintes de gestion et des risques pour les infrastructures (Bailey et al., 2009; Drazan et al., 2021).

En zone urbaine, les renouées sont fréquemment observées le long des routes, voies ferrées, berges aménagées et bâtiments, où elles exploitent les sols remaniés et les discontinuités structurelles (Lis & Dukes, 2007). Leur système rhizomateux puissant peut compromettre l'intégrité des revêtements et ouvrages hydrauliques, entraînant des coûts élevés de maintenance et de gestion. La proximité des cours d'eau accentue ces risques, notamment par la dispersion des fragments végétatifs lors des crues, facilitant la recolonisation en aval et l'atteinte d'infrastructures sensibles (Colleran et al., 2020).

Dans les milieux agricoles, les renouées induisent une perte de productivité et compliquent les pratiques de gestion, en particulier dans les systèmes extensifs ou à proximité de zones humides. Leur forte compétitivité limite l'installation de la flore locale et rend les interventions chimiques délicates, notamment en raison des contraintes réglementaires près de zones humides (Ford, 2004). En contexte forestier, elles colonisent principalement les lisières, clairières et forêts riveraines, où elles modifient la structure de la végétation et entravent la régénération naturelle des espèces ligneuses (Urgenson et al., 2009).

Les impacts les plus marqués sont observés dans les milieux naturels et semi-naturels, en particulier les zones riveraines qui constituent des habitats où les renouées s'installent préférentiellement et atteignent des densités élevées (Claeson & Bisson, 2013). De

nombreuses études montrent une diminution significative de la richesse et de l'abondance des espèces natives dans les sites envahis, associée à une simplification de la structure végétale et à une altération des propriétés du sol (Drazan et al., 2021; Gerber et al., 2008). La réduction des plantes riveraines indigènes peut également accroître la vulnérabilité à l'érosion, en particulier lors d'épisodes de crue favorisant à la fois la dégradation des berges et la dispersion secondaire des renouées (Colleran et al., 2020).

2.3.2. Méthodes de gestion et de contrôle des renouées asiatiques

La gestion des renouées asiatiques repose sur un large éventail de techniques, généralement regroupées en trois grandes catégories : les méthodes chimiques, physiques (qui seront séparées en méthodes mécaniques et thermiques dans ce travail) et biologiques. Le choix d'une méthode dépend du contexte écologique, des contraintes réglementaires, de l'accessibilité du site, des objectifs de gestion et des ressources disponibles. La littérature souligne qu'aucune technique ne garantit à elle seule une éradication rapide et durable, ce qui conduit fréquemment à des stratégies combinées (Bailey et al., 2009; Weidlich et al., 2020).

Les méthodes chimiques reposent principalement sur l'application d'herbicides, en particulier à base de glyphosate, appliqués par pulvérisation, injection ou badigeonnage des tiges (Hagen & Dunwiddie, 2008; D. Jones et al., 2018; Rudenko & Hulting, 2010). Elles sont souvent considérées comme efficaces à court et moyen terme, notamment lorsqu'elles sont répétées sur plusieurs saisons de croissance (D. Jones et al., 2018). Toutefois, leur usage est soumis à de fortes contraintes réglementaires, en particulier à proximité de milieux aquatiques, et soulève des préoccupations relatives aux impacts environnementaux et sanitaires (Hocking et al., 2023).

Les méthodes mécaniques incluent la coupe répétée, l'arrachage manuel, le bâchage et l'excavation des sols infestés. Ces techniques visent à épuiser les réserves des rhizomes ou à éliminer physiquement les organes souterrains (Distler & Huss, 2021; Martin et al., 2024a; Rouleau et al., 2023; Seiger & Merchant, 1997). L'excavation et le bâchage sont souvent utilisés dans des contextes d'aménagement ou de chantiers de grande ampleur, mais impliquent des coûts élevés et des risques de dispersion si les matériaux ne sont pas correctement gérés (Dusz et al., 2021). Les modèles de gestion suggèrent que l'intensité et la durée des interventions mécaniques influencent fortement leur efficacité à long terme (Lavallée et al., 2019).

Les méthodes thermiques regroupent des approches variées telles que le brûlage dirigé (Vanhala et al., 2004), la dessiccation (Lawson et al., 2021), l'utilisation d'eau chaude (Hansson & Mattsson, 2002), de vapeur (Bitarafan et al., 2021), de micro-ondes (Grygierzec et al., 2023), le gel artificiel (Funkenberg et al., 2012), l'électricité (Sahin & Yalinkılıç, 2017) ou encore la stérilisation thermique des sols (Hall et al., 2024). Ces techniques visent à détruire les tissus aériens et souterrains par élévation ou abaissement extrême de la température. Bien que certaines montrent un potentiel intéressant, leur usage reste souvent limité par des contraintes techniques, énergétiques et économiques (Weidlich et al., 2020).

Les méthodes biologiques incluent le pâturage, la compétition végétale, ainsi que la lutte biologique classique par l'introduction d'ennemis naturels, tels que le psylle *Aphalara itadori*

ou certains agents pathogènes fongiques (Beerling et al., 1994; Fung et al., 2020; Grevstad et al., 2013; Seier et al., 2019; Skinner et al., 2012). Ces approches visent davantage un contrôle à long terme qu'une éradication rapide. Si leur efficacité peut être variable, les études disponibles indiquent un niveau de sûreté globalement élevé vis-à-vis des espèces non ciblées, sous réserve d'évaluations préalables rigoureuses (Hinz et al., 2019).

Malgré l'abondance de travaux portant sur l'efficacité des méthodes de contrôle des renouées, plusieurs auteurs soulignent que l'évaluation des impacts environnementaux post-traitement demeure encore limitée. La littérature s'est principalement concentrée sur la réduction de la biomasse ou de la capacité de recolonisation des populations invasives, tandis que les effets indirects des méthodes de gestion sur le fonctionnement des écosystèmes restent peu documentés (Harris et al., 2013; Thomas & Reid, 2007). Or, certaines techniques de contrôle, notamment les interventions chimiques ou thermiques, peuvent modifier les propriétés physico-chimiques du sol, perturber les communautés microbiennes et influencer les processus de minéralisation ou de recyclage des nutriments. Harris et al. (2013) soulignent par exemple que les perturbations liées aux traitements peuvent prolonger les altérations édaphiques déjà induites par les renouées, retardant ainsi la restauration des communautés végétales natives. De même, Thomas & Reid (2007) mettent en évidence que la réussite apparente d'un contrôle basé uniquement sur la diminution de la plante cible ne garantit pas le rétablissement des fonctions écologiques du site, notamment en raison d'effets persistants sur la structure du sol et la dynamique de la végétation. Ainsi, l'absence d'évaluations intégrées combinant efficacité de gestion et impacts écologiques, en particulier sur la qualité des sols, constitue encore une lacune importante dans la littérature.

3. Objectifs et démarche

L'objectif général de cette étude est d'évaluer l'efficacité et l'opérationnalité des différentes méthodes de traitement des renouées asiatiques (*Reynoutria* spp.). Pour atteindre cet objectif, l'étude combine deux approches complémentaires : une synthèse approfondie des connaissances issues de la littérature scientifique et une analyse expérimentale portant sur les impacts de certaines méthodes de traitement sur la qualité du sol. Cette double approche permet d'identifier les méthodes les plus efficaces tout en considérant leur compatibilité avec la préservation du sol.

Les sous-objectifs, intégrant la démarche appliquée pour chacun, sont les suivants :

1. Recenser et synthétiser les méthodes de traitement

Il s'agit de recenser les différentes méthodes de traitement des renouées asiatiques (chimiques, mécaniques, thermiques, biologiques) décrites dans la littérature scientifique. Cette étape repose sur une collecte et une analyse de la littérature afin d'évaluer leur efficacité, leur opérationnalité et leurs contraintes spécifiques. Les résultats de cette synthèse fournissent un cadre de référence pour orienter la sélection de méthodes testées expérimentalement et constituer un point de comparaison pour interpréter les résultats expérimentaux.

2. Tester expérimentalement l'efficacité et les effets sur la qualité du sol

Ce sous-objectif consiste à évaluer expérimentalement les effets de différents traitements appliqués en serre à *R. japonica* en s'appuyant sur certaines méthodes identifiées lors de la synthèse bibliographique. L'expérimentation permet d'une part de vérifier dans quelle mesure l'efficacité observée en conditions contrôlées correspond aux résultats décrits dans la littérature, offrant ainsi un moyen direct de confronter les connaissances existantes aux observations expérimentales. D'autre part, l'étude vise à analyser les impacts de ces traitements sur la qualité du sol. Pour cela, des échantillons de sol sont prélevés avant et après traitement afin de mesurer différents paramètres.

Cette démarche peut être illustrée par le schéma suivant :

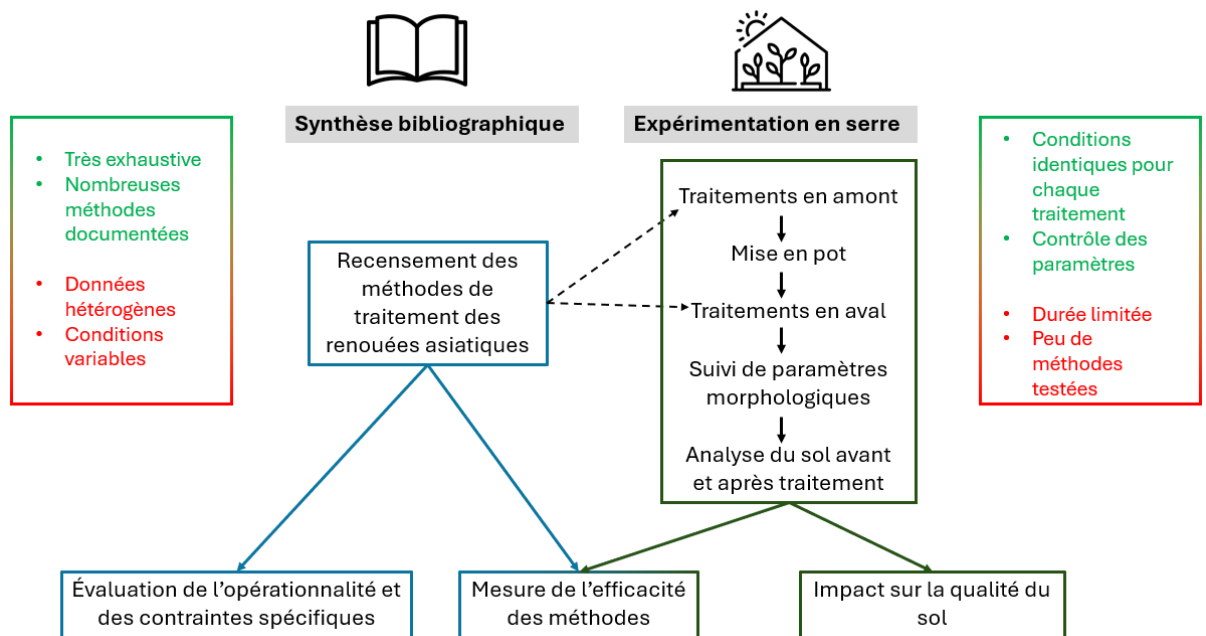


Figure 14 - Démarche générale de l'étude

3.1. Hypothèses de travail

Les hypothèses de travail formulées sont :

- Les méthodes chimiques sont les plus documentées et présentent une efficacité élevée pour réduire la biomasse de la plante, mais elles comportent des contraintes importantes en termes de coûts, de faisabilité et d'impact environnemental.
- Les traitements thermiques permettent de fortement réduire la biomasse de la plante mais ils sont aussi susceptibles d'altérer la qualité du sol.
- L'efficacité des méthodes observée en serre sera globalement cohérente avec celle rapportée dans la littérature, mais certains écarts peuvent apparaître en raison de conditions expérimentales contrôlées différentes du terrain.

4. Matériels et méthodes

4.1. Revue de littérature

Une revue de littérature a été réalisée afin d'identifier et de synthétiser les méthodes de gestion et de traitement des renouées asiatiques déjà décrites dans la littérature scientifique. Cette revue vise à fournir des informations sur l'efficacité et l'opérationnalité des différentes méthodes, ainsi qu'à permettre une comparaison critique des résultats obtenus expérimentalement avec ceux rapportés dans ces études.

La recherche bibliographique a été conduite à l'aide des bases de données *Google Scholar* et *Scopus*, choisies pour leur large couverture de la littérature scientifique internationale. Les recherches ont été effectuées en utilisant des combinaisons de mots-clés portant à la fois sur le genre et les synonymes taxonomiques de la renouée asiatique, ainsi que sur les principaux types de traitements étudiés. Les requêtes incluaient notamment les termes suivants : *Reynoutria OR Fallopia AND chemical OR physical OR thermal OR biological AND treatment*. Dans certains cas, pour obtenir une recherche plus précise pour un certain traitement, le nom du traitement était également inclus comme mot-clé.

Sur base de ces recherches, 41 articles scientifiques ont été sélectionnés et analysés. Les études retenues sont celles présentant des résultats quantitatifs exploitables permettant de comparer l'efficacité des traitements, tandis que les articles ne fournissant que des descriptions qualitatives ont été exclus. Les articles ont ensuite été classés en quatre grandes catégories de méthodes de gestion : traitements chimiques, mécaniques, thermiques et biologiques (Figure 15). Cette catégorisation a permis de structurer la synthèse de connaissances et de mettre en évidence les tendances générales ainsi que les lacunes de la littérature existante.

Les différentes méthodes de gestion ont finalement été comparées à l'aide de deux indicateurs : l'efficacité et l'opérationnalité. L'efficacité correspond à la capacité du traitement à réduire la croissance, la biomasse ou la survie des renouées par rapport à un témoin non traité. Elle a été évaluée de manière qualitative (efficacité faible à élevée) sur base des résultats rapportés dans la littérature, en considérant notamment la réduction de la biomasse aérienne et souterraine, le taux de repousse ainsi que la durée de l'effet observé.

L'opérationnalité correspond à la facilité de mise en œuvre pratique et à grande échelle du traitement et intègre des éléments tels que le coût, le temps de travail, l'accessibilité du matériel, les contraintes réglementaires et la sécurité d'application. Ce critère a également été évalué de manière qualitative.

Afin de limiter la subjectivité liée à l'hétérogénéité des protocoles expérimentaux, l'analyse repose sur une comparaison relative des méthodes entre elles au sein d'une même catégorie, plutôt que sur l'attribution de scores quantitatifs absolus.



Figure 15 - Représentation des méthodes de traitement analysées (n=64, certains des 41 articles présentant plusieurs méthodes de traitement), classés par grandes catégories de traitements (anneau central) et par méthodes spécifiques au sein de chaque catégorie (anneau externe).

4.2. Échantillonnage du matériel biologique et du sol

Les prélèvements de rhizomes de *R. japonica* et d'échantillons de terre ont été effectués en septembre 2025 sur un site correspondant à une zone semi-naturelle en bordure urbaine localisé à Watermael-Boitsfort (Région de Bruxelles-Capitale, Belgique, point GPS : 50.786010 N, 4.425747 E). Le site correspond à une friche rehaussée par des terres de remblais. Selon les données géologiques et pédologiques disponibles pour le secteur, ces remblais présentent une légère contamination en métaux traces, principalement en zinc, cuivre et plomb. Le matériau sous-jacent est constitué de dépôts anthropiques reposant sur les formations naturelles de la vallée de Woluwe. Ce site a été choisi car facilement accessible et assez proche des serres universitaires de Louvain-la-Neuve où les expériences ont lieu (Figure 16). Ce site présente une population bien établie de *R. japonica*, permettant un prélèvement de matériel végétal sain et représentatif. Les rhizomes ont été extraits manuellement, à l'aide de bêches, en veillant à sélectionner des segments sains et vigoureux. Environ une cinquantaine de fragments ont été récoltés et conservés dans des sacs en plastique.

La terre y a également été prélevée afin de reproduire au mieux les conditions réelles du terrain (Figure 17). Elle a été prélevée dans un tas qui avait été déterré au préalable lors de travaux. Cela a permis d'éviter d'emporter du sol avec des rhizomes de *R. japonica* qui se trouvaient sur quasiment 100 % du site. En tout, environ 120 L de sol ont été extraits. Ce sol a été versé dans des boîtes en plastique pour le transport.

Par ailleurs, le grand pétasite (*Petasites hybridus*) a été choisi pour la méthode de contrôle par compétition. Ça s'explique par sa croissance assez rapide, son réseau racinaire dense et ses feuilles de grande taille pouvant faire de l'ombre à *R. japonica* (Goodsoil, 2025). Dans ce cadre,

des individus entiers ont été collecté au Bois de Haute Heuval (Brabant wallon, Belgique, point GPS : 50.594207 N, 4.554608 E), dans un contexte forestier, en sélectionnant des individus bien enracinés et en les extrayant à l'aide de bûches (Figure 17).

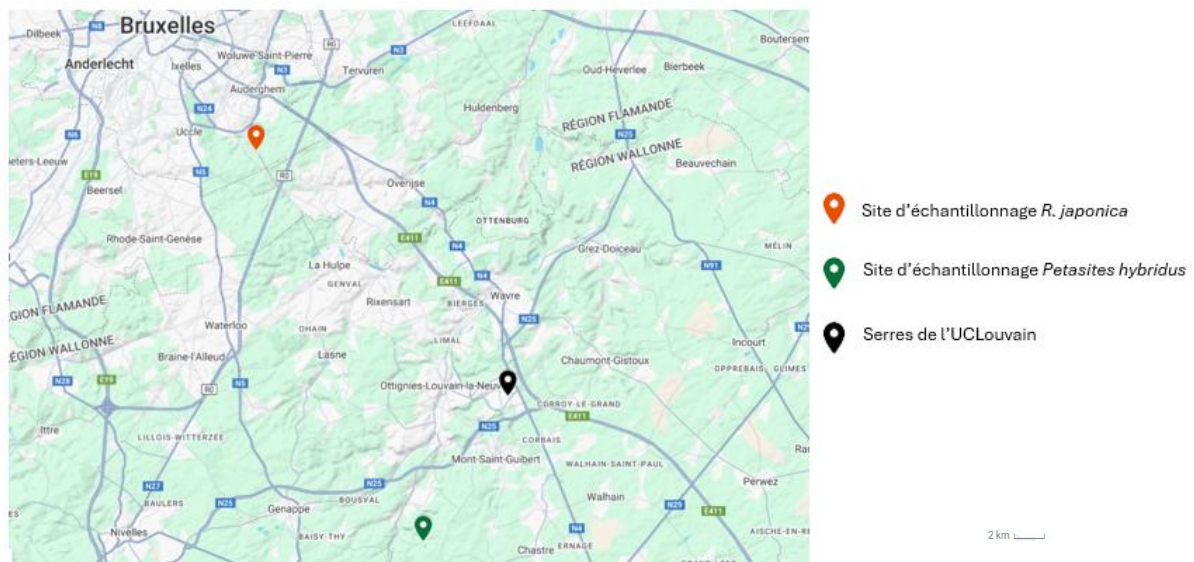


Figure 16 - Sites d'échantillonnage de *R. japonica* et de la terre à Watermael-Boitsfort (en rouge), de *Petasites hybridus* au Bois de Haute Heuval (en vert) et les serres de l'UCLouvain (en noir).

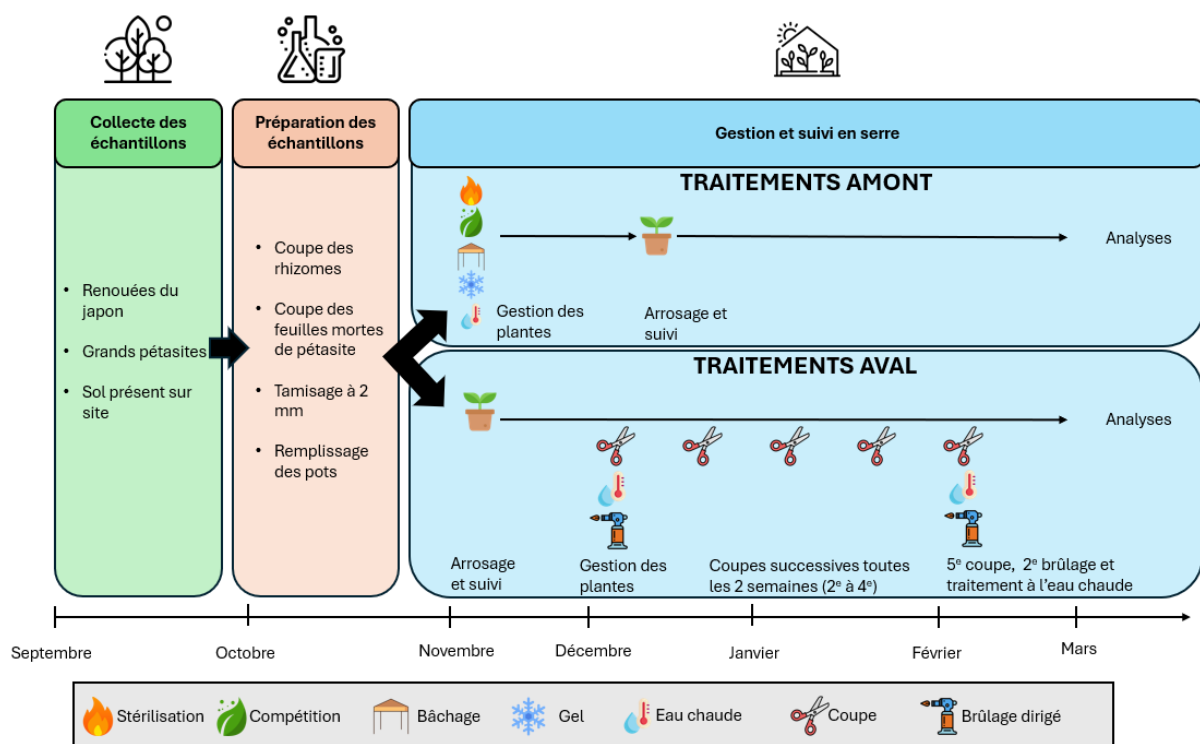


Figure 17 - Dispositif expérimental et chronologie des traitements appliqués aux plantes en conditions contrôlées

4.3. Préparation des échantillons

4.3.1. Préparation du matériel biologique

Les rhizomes prélevés ont été soigneusement rincés à l'eau claire afin d'éliminer les particules de sol et débris organiques. Ils ont ensuite été découpés en segments de 3 à 5 cm, chacun comportant au minimum un nœud, garantissant ainsi un potentiel de régénération comparable entre les réplicats (Figure 17). Ces fragments ont été stockés dans des sacs en plastique en les aérant régulièrement, avant la préparation du sol et la mise en pot.

Les individus de *P. hybridus* destinés au traitement par compétition ont subi une taille préalable, consistant à réduire la longueur des tiges et à supprimer l'entièreté des feuilles endommagées par le stockage temporaire dans des sacs en plastique avant la mise en pot (Figure 17). Cette étape vise à favoriser la reprise des plants en limitant les pertes d'énergie liées à la régénération foliaire.

4.3.2. Préparation de la terre

La terre d'origine, collectée sur le site de Watermael-Boitsfort, a d'abord été tamisée à 2 mm afin d'en retirer les éléments grossiers (cailloux, racines, débris végétaux). Ce sol a ensuite été mélangé à une terre limoneuse provenant de la ferme de Marbaix (Brabant wallon), dans le but d'obtenir un substrat plus fertile et d'améliorer la croissance des plantes. Le mélange final ($\frac{1}{4}$ terre de Marbaix et $\frac{3}{4}$ terre de Watermael-Boitsfort en termes de volume) a été réparti dans des pots en plastiques d'un volume de 2 L, utilisés comme unités expérimentales pour les différents traitements.

4.4. Dispositif expérimental

L'expérimentation a été menée en conditions contrôlées sous serre (Figure 17). Deux types de traitements ont été distingués :

- Traitements en amont, appliqués avant la mise en pot des plantes ou quand la plante était encore au stade de rhizome (stérilisation, gel, eau chaude, bâchage, compétition) ;
- Traitements en aval, appliqués sur les plantes après reprise de croissance (eau chaude, coupe, brûlage dirigé).

Chaque traitement a été répliqué cinq fois, pour un total de 26 pots dans la série « amont », 15 pots dans la série « aval » et 5 pots témoins (Figure 18). Les pots ont été disposés sur une table de croissance et arrosés régulièrement pour maintenir un niveau d'humidité du sol homogène.



Figure 18 - Photo du dispositif expérimental, septembre 2025

4.4.1. Traitements en amont

Stérilisation thermique

Les rhizomes et le sol ont été placés sur des plaques en aluminium, puis chauffés dans une étuve à 80 °C pendant 1 h (Hall et al., 2024 ; Figure 19). Après refroidissement, le contenu a été transféré dans les pots placés en serre pour le suivi.

Gel

Les rhizomes et le sol ont été mis dans des sacs plastiques hermétiques puis placés dans un congélateur à -18 °C pendant 48 h (Funkenberg et al., 2012). Après cette période, les échantillons ont été décongelés à température ambiante pendant 24 h, avant la mise en pot.

Eau chaude

Environ 500 mL d'eau portée à 100 °C à l'aide d'une bouilloire électrique ont été versés progressivement sur chaque réplikat (Forsman, 2023). La température finale de l'eau, mesurée directement après traitement, était comprise entre 85 et 90 °C, en raison du refroidissement progressif lors du versement.

Compétition

Chaque pot contenait à la fois un rhizome de *R. japonica* et un plant de *P. hybridus*, permettant d'évaluer la compétition interspécifique en conditions contrôlées (Michelot-Antalik et al., 2024). Pour ces pots, le suivi de croissance de *P. hybridus* a été réalisé par des mesures de hauteur et de nombre de feuilles.

Bâchage

Les pots ont été recouverts d'une caisse plastique opaque et lestée, empêchant la pénétration de lumière. Cette caisse a été placée de manière retournée au-dessus des pots et dispose de trous pour les poignées, créant une possibilité pour les potentielles repousses d'émerger par ces trous. Les repousses émergeant sur les côtés ont été coupées régulièrement pour maintenir un stress de privation lumineuse continue (Dusz et al., 2021). Un sixième pot a été placé sous bâche et utilisé comme témoin pour le suivi de l'humidité. Ce pot a permis de vérifier l'état

hydrique du substrat sans devoir retirer les caisses opaques des pots expérimentaux : si le substrat du pot témoin était sec lors du soulèvement ponctuel de la bâche, l'ensemble des pots bâchés étaient alors arrosés par le dessous.

4.4.2. Traitements en aval

Coupe répétée

Le traitement par coupe consistait à sectionner les tiges de renouée au ras du sol à l'aide de ciseaux. Cette opération a été réalisée toutes les deux semaines sur l'ensemble des réplicats concernés (Distler & Huss, 2021). Les parties aériennes coupées ont été retirées des pots afin d'éviter toute remise en contact avec le substrat. Ce traitement vise à simuler une gestion mécanique répétée, fréquemment utilisée sur le terrain pour épuiser les réserves de rhizomes.

Eau chaude

Pour le traitement à l'eau chaude, de l'eau portée à une température de 100 °C a été appliquée directement sur les plants à l'aide d'une bouilloire électrique. L'eau a été versée sur l'ensemble de la plante (feuilles, tiges) ainsi que sur la surface du sol (Forsman, 2023). Chaque réplicat a reçu environ 500 mL d'eau chaude.

Brûlage dirigé

Ce traitement a été réalisé à l'aide d'un brûleur thermique portatif (Hoaf Therm Hit 15 NG ; Figure 19), un appareil couramment utilisé pour le désherbage thermique. Le brûleur fonctionne au propane et produit une flamme permettant une montée rapide en température des tissus végétaux. Chaque réplicat a été exposé à la flamme pendant environ 5 secondes, en ciblant les parties aériennes de la plante (Frasconi et al., 2017). L'objectif n'était pas de consumer totalement les tissus mais de provoquer un stress thermique intense, entraînant la destruction des cellules superficielles.

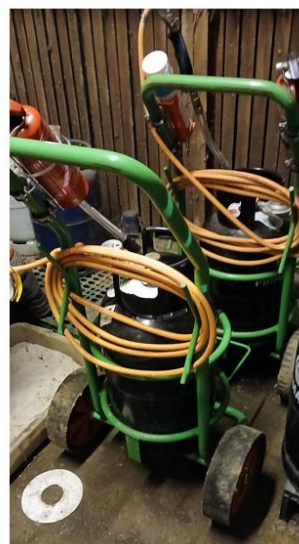


Figure 19 - Photos de l'étuve utilisée pour la stérilisation thermique (à gauche) et du brûleur thermique Hoaf Therm Hit 15 NG (à droite ; photo d'Alain Duchêne).

4.5. Analyse des échantillons

À la fin de l'expérimentation en serre, les plantes ont été récoltées et la biomasse a été séparée en fractions aérienne et souterraine. Les racines ont été soigneusement séparées du sol afin d'obtenir distinctement la biomasse végétale et le substrat. Pour ce faire, chaque pot a été entièrement démoulé et son contenu transvasé dans une caisse en plastique où le substrat a été désagrégé manuellement puis séparé des organes souterrains à la main et à l'aide d'une petite bêche. Pour les substrats plus humides, certaines racines fines demeuraient difficilement dissociables du sol et n'ont pas toujours pu être récupérées intégralement.

Le sol de chaque pot a ensuite été homogénéisé puis divisé en deux fractions. Une première fraction a été conservée fraîche et stockée au congélateur à -18 °C en vue de l'analyse du carbone microbien. La seconde fraction a été mise à sécher à l'air libre et tamisée à 2 mm, afin de retirer les racines fines encore présentes dans le sol pour les analyses chimiques du sol (pH, CEC et cations échangeables, carbone organique, azote total). Parmi les échantillons de sol séchés, une sous-fraction a été broyée afin d'obtenir une poudre fine destinée aux analyses de carbone organique et d'azote total.

4.5.1. Suivi et analyse de la biomasse

Après application des traitements, les pots ont été replacés en serre et soumis aux mêmes conditions de culture que les autres séries expérimentales. Le suivi de la croissance a été poursuivi afin de comparer la capacité de reprise des plants selon le traitement appliqué. Ce suivi de croissance comprend la mesure de la hauteur, du nombre de feuilles et du nombre de tiges par individu. Ces paramètres serviront à quantifier la vigueur de repousses et évaluer l'efficacité relative des différents traitements.

La biomasse aérienne et souterraine récoltée a été nettoyée afin d'éliminer le maximum de particules de sol adhérentes. Les échantillons ont ensuite été placés en étuve à 70 °C pendant 72 h afin d'obtenir une masse sèche constante. Après séchage, la biomasse sèche des parties aériennes et souterraines a été pesée séparément pour chaque plante.

4.5.2. Analyses du sol

Granulométrie

La granulométrie du sol a été déterminée selon une méthode combinant tamisage humide et sédimentation à partir d'échantillons de sol préalablement tamisés à 2 mm. Pour chacun des trois réplicats, 10 g de sol ont été pesés et introduits dans un bécher de 500 mL. La matière organique a été éliminée par oxydation chimique avec 200 mL d'une solution de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) à 6 % (pH 5,5), ajoutés en cinq fractions avec agitation manuelle, puis les échantillons ont été maintenus une nuit sur plaque chauffante à 50 °C.

La dispersion des particules fines a ensuite été réalisée par ajout de 50,46 mL d'une solution dispersante composée d'hexamétophosphate de sodium (36 g/L) et de carbonate de sodium

(8 g/L). La suspension a été soigneusement homogénéisée manuellement, puis soumise à un traitement aux ultrasons pendant 2 minutes à l'aide d'un sonicateur, afin de favoriser la défloculation complète des particules.

La suspension a été transférée dans une colonne graduée de 1 L en rinçant le bécher, puis tamisée à 200 μm et 50 μm afin de séparer les sables grossiers (SG) et les sables fins (SF). Les fractions retenues ont été séchées à 105 °C pendant une nuit et pesées.

Après élimination des sables, les colonnes ont été complétées à un volume final de 1 L avec de l'eau. Les fractions restantes, correspondant aux limons grossiers (LG), limons fins (LF) et argiles (A), ont été séparées par sédimentation. Des prélèvements de 20 mL ont été réalisés à t_0 à mi-hauteur (LG + LF + A), après 4 min 48 s à 30 cm (LF + A) et après 24 h à 10 cm du fond (A). Chaque prélèvement a été séché à 105 °C pendant une nuit dans des flacons préalablement pesés afin d'obtenir les masses sèches.

Les masses ont été corrigées de la contribution de la solution dispersante puis rapportées aux 10 g de sol initial pour calculer les pourcentages massiques des fractions granulométriques. Les sous-fractions ont enfin été regroupées en trois classes texturales (sables, limons, argiles) pour l'établissement du triangle textural.

Mesure du pH du sol

Le pH du sol a été mesuré sur les échantillons préalablement séchés et tamisés. Pour chaque échantillon, 5 g de sol ont été pesés à l'aide d'une balance de précision puis placés dans un pilulier en plastique de 40 mL. À ces échantillons ont été ajoutés 25 mL d'eau déminéralisée, correspondant à un ratio sol : eau de 1 : 5. Les piluliers ont ensuite été placés sur un agitateur horizontal pendant 1 h afin d'homogénéiser la suspension (Figure 20). Après agitation, les échantillons ont été laissés au repos pendant 1 h pour permettre la décantation des particules de sol.

Le pH de la phase surnageante a finalement été mesuré à l'aide d'un pH-mètre (Figure 20), en attendant la stabilisation de la valeur avant lecture. Le pH-mètre a été préalablement calibré à l'aide de solutions tampons standards.



Figure 20 - Photos de l'agitateur horizontal (à gauche) et du pH-mètre (à droite)

Capacité d'échange cationique et cations échangeables

Les analyses de la capacité d'échange cationique (CEC) et des cations échangeables ont été réalisées selon la méthode de Metson utilisant l'acétate d'ammonium 1 M à pH 7 sur des échantillons de sol secs, préalablement tamisés à 2 mm.

Des colonnes de percolation ont été préparées en superposant successivement de l'ouate, 5 g de sable propre, un mélange de 5 g de sol et 20 g de sable propre, puis 5 g de sable propre. Des colonnes supplémentaires, constituées uniquement de sable propre, ont également été réalisées afin de corriger les éventuelles contaminations. Les colonnes ont été percolées six fois avec 25 mL de solution d'acétate d'ammonium. Les percolats ont été collectés, ajustés à 250 mL avec de l'eau mQ et conservés au congélateur pour l'analyse des cations échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+). Les colonnes ont ensuite été rincées à l'éthanol, puis percolées six fois avec 25 mL de KCl 10 % à pH 3 afin de désorber l'ammonium fixé. Les percolats obtenus ont été utilisés pour la détermination de la CEC.

Les concentrations en cations échangeables ont été déterminés par spectrométrie d'émission optique à plasma induit (ICP-AES), à l'aide d'un spectromètre. Des droites d'étalonnage ont été établies à partir de solutions standards pour chaque élément.

La CEC a été déterminée par dosage de l'ammonium (NH_4^+) désorbé, à l'aide d'un kit colorimétrique (Spectroquant®). Les échantillons ont été dilués d'un facteur 50, puis analysés au spectrophotomètre (Figure 21) après ajout des réactifs spécifiques. Une droite d'étalonnage (Annexe 1) a été établie à l'aide de solutions standards préparées au laboratoire (Figure 21) afin de relier l'absorbance à la concentration en NH_4^+ . Les concentrations obtenues ont ensuite été converties en CEC (cmol_c/kg de sol) selon la relation suivante :

$$CEC = \frac{C_{\text{NH}_4} * F * 0,25 * 100}{m * M_{\text{NH}_4}}$$

où F est le facteur de dilution (50), 0,25 L le volume d'extraction, m la masse de sol analysée (5 g), et M_{NH_4} la masse molaire de NH_4^+ (18,04 g/mol).



Figure 21 - Photos du spectrophotomètre (à gauche) et des solutions standards (à droite)

Carbone organique et azote total

Les teneurs en carbone organique (C) et en azote total (N) ont été déterminées sur des échantillons de sol secs et broyés. Environ 15 à 20 mg de sol ont été pesés dans des capsules en étain hermétiquement fermées afin d'éviter toute contamination par l'air. Deux réplicats ont été réalisés par échantillon.

Les analyses ont été effectuées à l'aide d'un analyseur élémentaire CHNS (Elementar vario EL cube®), basé sur une combustion à haute température en présence d'oxygène, transformant le C et N en CO₂ et N₂ respectivement et quantifiés ensuite par détection. Une correction des résultats a été appliquée en fonction de la teneur en matière sèche, déterminée par séchage des échantillons à 105 °C afin de tenir compte de l'humidité résiduelle du sol.

Carbone microbien

Le carbone microbien, représentant la fraction vivante de la matière organique du sol, a été déterminé par la méthode de fumigation-extraction au chloroforme. Les échantillons de sol, préalablement tamisés et gardés au frais, ont été ajustés à une humidité adéquate afin de favoriser une diffusion homogène du chloroforme. La fumigation a été réalisée pendant 72 h dans un dessiccateur en présence de chloroforme et sous atmosphère contrôlée, afin de provoquer la lyse des cellules microbiennes et la libération du carbone intracellulaire.

L'extraction du carbone a été effectuée avant et après fumigation sur 6 g de sol à l'aide de 40 mL de K₂SO₄ 0,5 M. Les suspensions ont été agitées pendant 30 minutes, puis centrifugées pendant 5 minutes. Les concentrations en carbone organique dissous ont été mesurées à l'aide d'un Shimadzu TOC-L. Le carbone microbien a été estimé à partir de la différence de carbone extrait entre les échantillons fumigés et non fumigés, puis converti à l'aide d'un facteur de correction de 0,45 permettant de tenir compte de l'efficacité d'extraction du carbone microbien.

4.5.3. Traitement des données

Les analyses statistiques ont été réalisées sous R (version 2026.04.0). Pour certains paramètres présentant des répétitions analytiques (par exemple le carbone organique et l'azote total ont été mesurés en duplicats), les analyses ont été réalisées sur les moyennes par échantillon afin d'éviter une pseudo-réplication. Les distributions des données ont ensuite été explorées visuellement sous forme de variations relatives au témoin (Δ = traitement – témoin), permettant de visualiser l'amplitude et la direction des effets des différents traitements.

Dans un second temps, les analyses statistiques ont été centrées sur la comparaison de chaque traitement au témoin, considéré comme référence expérimentale. Les conditions d'application des tests paramétriques ont été vérifiés en examinant la normalité des résidus (test de Shapiro-Wilk complété par l'inspection visuelle des QQ-plots), ainsi que l'homogénéité des variances entre traitements (test de Levene). Lorsque ces hypothèses étaient satisfaites, les différences entre chaque traitement et le témoin ont été évaluées à l'aide d'une analyse de variance à un

facteur suivi de comparaisons multiples de Dunnett, permettant de contrôler le risque d'erreur de type I² tout en comparant spécifiquement chaque modalité au témoin.

En complément, des analyses exploratoires multivariées ont été réalisées à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP) afin de synthétiser les variations conjointes des propriétés physico-chimiques des sols et de mettre en évidence les gradients principaux structurants les traitements. Cette approche permet notamment de visualiser les associations entre variables et de distinguer les groupes de traitements selon leur signature globale.

Enfin, des analyses de relations bivariées ont été effectuées à l'aide de diagrammes de dispersion (scatterplots), notamment entre les éléments échangeables du sol et la biomasse souterraine de *R. japonica*, afin d'explorer les liens potentiels entre disponibilité en nutriments et développement racinaire.

Les différences ont été considérées comme statistiquement significatives pour $p < 0,05$.

² Une erreur de type I survient lorsque l'hypothèse nulle est rejetée alors qu'elle est en réalité vraie. Il s'agit donc d'un faux positif.

5. Résultats et discussion

Cette section présente et discute les principaux résultats de ce travail en combinant une synthèse critique de la littérature scientifique et les résultats issus des expérimentations menées dans le cadre de ce mémoire. Ce choix de structuration vise à faciliter la comparaison des différentes méthodes de gestion des renouées asiatiques, tout en confrontant les données expérimentales aux connaissances existantes.

Dans un premier temps, une revue de littérature est proposée pour les principales catégories de méthodes de gestion actuellement utilisées, à savoir les méthodes chimiques, mécaniques, thermiques et biologiques. Pour chacune de ces catégories, les techniques disponibles sont présentées de manière intégrée et critique, en mettant en évidence leur efficacité rapportée, leur opérationnalité technique, économique et réglementaire, ainsi que leurs avantages, contraintes et impacts environnementaux lorsqu'ils sont documentés.

Dans un second temps, les résultats expérimentaux obtenus dans ce travail sont présentés et discutés à la lumière de cette synthèse afin d'évaluer la pertinence et les limites des méthodes étudiées. Ici, une analyse des impacts de ces méthodes sur la qualité du sol est présentée afin de proposer une comparaison transversale des différentes stratégies de gestion.

5.1. Revue de littérature

5.1.1. Méthodes chimiques de gestion des renouées asiatiques

Les méthodes chimiques reposent principalement sur l'utilisation d'herbicides visant à réduire la croissance et la capacité de régénération des renouées asiatiques. Plusieurs molécules ont été testées dans la littérature, notamment le glyphosate, l'imazapyr, le triclopyr, l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D) ou encore l'aminocyclopyrachlor (Rudenko & Hulting, 2010; Weidlich et al., 2020).

Parmi ces substances, le glyphosate est de loin l'herbicide le plus étudié et le plus utilisé. Cette prédominance s'explique par son efficacité généralement élevée sur la biomasse aérienne, sa capacité à être transloqué vers les organes souterrains, ainsi que par sa relative facilité d'application (D. Jones et al., 2018; Kettenring & Adams, 2011). D'autres molécules peuvent présenter des performances comparables dans certains cas, comme l'imazapyr dont l'action est plus persistante ou l'aminocyclopyrachlor, encore peu étudié mais prometteur (Rudenko & Hulting, 2010). Toutefois, aucune de ces autres molécules ne se sont imposées comme standard de gestion en raison de résultats plus variables ou de contraintes réglementaires et environnementales (Figure 22).

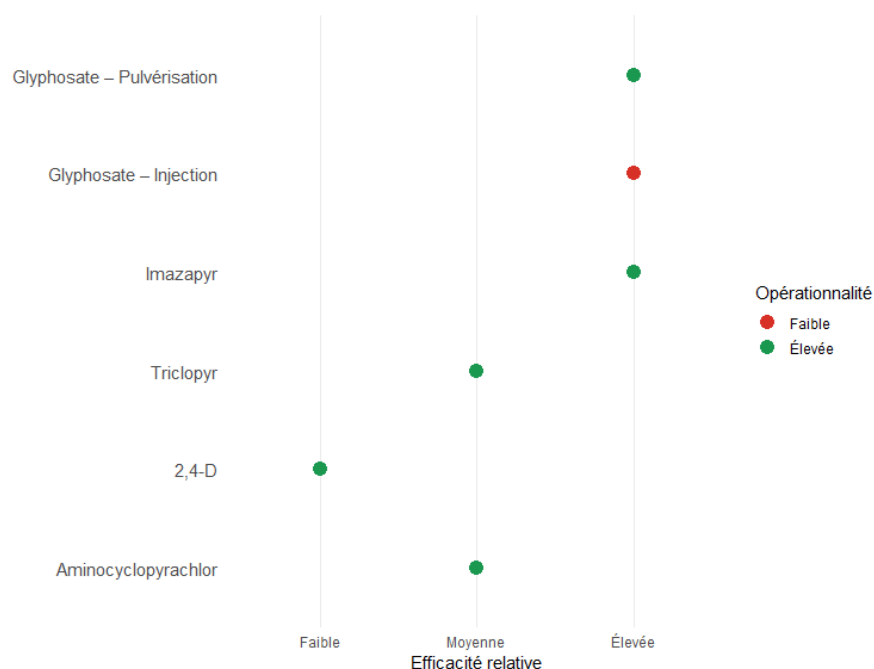


Figure 22 - Comparaison efficacité-opérationnalité relatives des différentes méthodes chimiques

Efficacité des traitements et facteurs de variation

Dans l'ensemble, les traitements chimiques permettent une réduction significative de la densité de tiges, de la couverture et de la vigueur des renouées asiatiques, sans toutefois conduire à une éradication complète dans la majorité des cas (Distler & Huss, 2021; Hagen & Dunwiddie, 2008). Cette efficacité dépend fortement des conditions d'application plutôt que du seul choix de la molécule.

Plusieurs facteurs déterminants sont régulièrement identifiés dans la littérature. Le moment d'application joue un rôle central, les traitements réalisés en fin de croissance (été – automne) sont généralement plus efficaces car ils coïncident avec le transfert des ressources vers les rhizomes (Figure 12), ce qui favorise l'acheminement de l'herbicide vers les organes souterrains (Clements et al., 2016). De même, une bonne couverture des parties aériennes améliore l'absorption du produit et donc son efficacité globale (D. Jones et al., 2018). La fréquence des traitements constitue également un facteur clé. Plusieurs études montrent que des applications répétées, même à dose modérée, peuvent être aussi efficaces, voire plus, qu'un traitement unique à dose élevée (D. Jones et al., 2018). Malgré cela, des repousses sont presque toujours observées les années suivantes, ce qui traduit la persistance des réserves rhizomateuses. Enfin, le contexte écologique influence fortement les résultats. La densité initiale des peuplements, les conditions du sol, la présence d'autres espèces végétales ou encore l'humidité du site modulent la réponse aux traitements, rendant les comparaisons entre études parfois difficiles (Weidlich et al., 2020).

Modalités d'application et contraintes opérationnelles

Les herbicides peuvent être appliqués selon différentes modalités, principalement par pulvérisation foliaire ou par injection directe dans les tiges. La pulvérisation est généralement

plus rapide à mettre en œuvre et adaptée aux grandes surfaces, mais elle est moins ciblée et peut affecter la végétation non désirée. À l'inverse, l'injection permet une application précise, limitant les impacts sur les espèces environnantes, mais elle est plus coûteuse en temps et en main-d'œuvre (Delbart et al., 2012; Hagen & Dunwiddie, 2008).

Les résultats comparant ces résultats sont contrastés. Certaines études indiquent une efficacité comparable entre les deux méthodes, tandis que d'autres suggèrent que l'injection peut offrir un meilleur contrôle à long terme (Delbart et al., 2012; D. Jones et al., 2018). Toutefois, cette technique présente des limites importantes, notamment l'impossibilité de traiter les jeunes tiges trop fines ou les peuplements très denses et difficiles d'accès. Ces contraintes expliquent que l'injection soit principalement utilisée dans des contextes dits sensibles, c'est-à-dire des milieux où les impacts sur l'environnement doivent être strictement limités, comme à proximité de zones humides, de cours d'eau ou de végétation indigène à préserver (Ford, 2004).

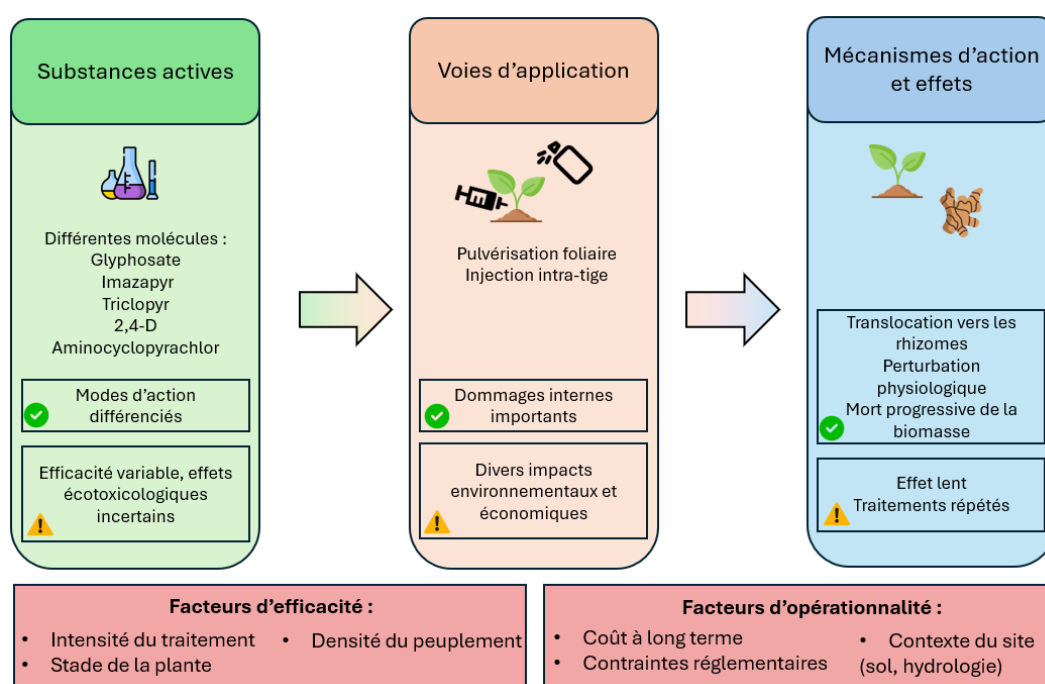


Figure 23 - Représentation conceptuelle des méthodes chimiques de gestion des renouées asiatiques, reliant les substances actives, leurs modalités d'application et leurs effets sur la plante, ainsi que les principaux facteurs influençant leur efficacité et leur opérationnalité

Impacts environnementaux et économiques

Malgré leur efficacité, les herbicides soulèvent des préoccupations environnementales importantes. Le glyphosate en particulier est fréquemment détecté dans les sols et les eaux de surface, où il peut affecter divers organismes non ciblés tels que les microorganismes, les algues ou certains invertébrés (Myers et al., 2016; Rinella et al., 2009). Sa persistance dans l'environnement, ainsi que celle de son principal métabolite (AMPA), varie fortement selon les conditions du sol, ce qui complique l'évaluation de ses impacts à long terme. En Europe, l'utilisation de ces produits est par ailleurs encadrée par des réglementations strictes, notamment dans les zones proches de l'eau. Les formulations commerciales contiennent également des adjuvants dont les effets écotoxicologiques restent parfois mal connus.

D'un point de vue économique, les traitements chimiques sont souvent moins coûteux à court terme que les traitements mécaniques, en raison de leur rapidité de mise en œuvre. Toutefois, le coût augmente lorsque des interventions répétées sont nécessaires sur plusieurs années, ce qui est fréquemment le cas pour maintenir le contrôle des renouées.

5.1.2. Méthodes mécaniques de gestion des renouées asiatiques

Les méthodes mécaniques regroupent un ensemble de techniques visant à contrôler les renouées asiatiques par une action physique directe sur les parties aériennes, souterraines ou sur leur environnement immédiat. Contrairement aux méthodes chimiques, elles n'impliquent pas d'application de substances actives, ce qui explique qu'elles soient souvent perçues comme plus acceptables sur le plan environnemental et social. Toutefois, la littérature montre que leur efficacité est fortement dépendante du contexte d'application, de l'intensité des interventions et de leur persistance dans le temps. De manière générale, ces méthodes agissent soit par extraction directe des individus, soit par épuisement progressif des réserves rhizomateuses, soit par exclusion physiques des ressources nécessaires à la croissance.

Arrachage manuel et excavation

L'arrachage manuel constitue la forme la plus simple de gestion mécanique et s'avère principalement adaptée aux invasions récentes et de faible extension spatiale. Son efficacité repose sur la possibilité d'extraire une proportion suffisante de fragments rhizomateux afin de limiter la capacité de régénération des plantes. Rouleau et al. (2023) montrent ainsi que le long de cours d'eau, l'arrachage manuel permet d'éliminer jusqu'à 80 % des fragments présents avec un coût relativement modéré comparé à des méthodes lourdes telles que l'excavation (Figure 24), se situant à 2,60 € par m² et par an sur une durée de traitement de quatre ans. Les auteurs estiment qu'un effort d'environ 120 personnes-heures est suffisant pour traiter 25 km de rivières (soit 50 km de rives), ce qui rend la méthode économiquement viable, y compris lorsque la main-d'œuvre est rémunérée.

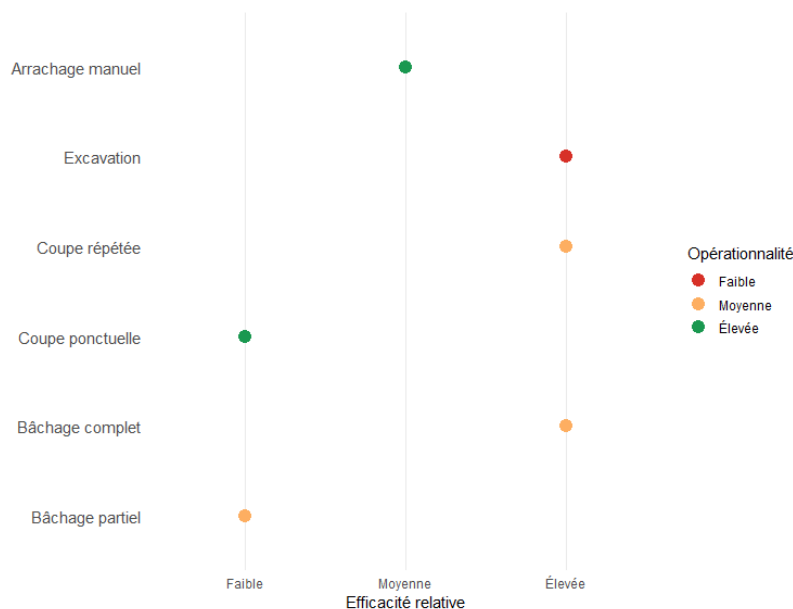


Figure 24 - Comparaison efficacité-opérationnalité relatives des différentes méthodes mécaniques

En revanche, dès que les peuplements sont anciens ou denses, l'arrachage manuel devient inefficace, voire contre-productif en raison de la fragmentation et de la dispersion secondaire des rhizomes. Il est dès lors majoritairement recommandé comme outil de prévention ou d'intervention précoce.

L'excavation mécanique représente une version plus intensive de l'arrachage impliquant l'enlèvement du sol contaminé sur l'ensemble de la zone infestée (Figure 25). Cette technique peut être efficace lorsqu'elle est appliquée à des surfaces restreintes et combinée à une restauration immédiate par des espèces végétales natives (Clements et al., 2016). Elle est également fréquemment mise en œuvre dans le cadre de projets d'aménagements ou de construction, notamment en milieu urbain, où les travaux de terrassement sont déjà prévus. Dans ce contexte, différentes stratégies peuvent être combinées, telles que l'excavation partielles des terres contaminées et leur confinement ou leur enfouissement sous les futures infrastructures lorsque la réglementation le permet.

Malgré son efficacité potentielle (Figure 24), cette approche demeure coûteuse et logistiquement complexe, particulièrement lorsque les rhizomes sont présents à grande profondeur ou sur de vastes surfaces. Toutefois, les coûts varient fortement selon le contexte. Dans les projets de construction, une partie des frais liés à l'excavation (mobilisation des engins et main-d'œuvre) est généralement intégrée au budget global des travaux, tandis que les principaux surcoûts associés à la gestion de la renouée concernent le traitement, le transport et la valorisation des terres contaminées. De plus, toute extraction incomplète favorise la recolonisation rapide du site par l'espèce.

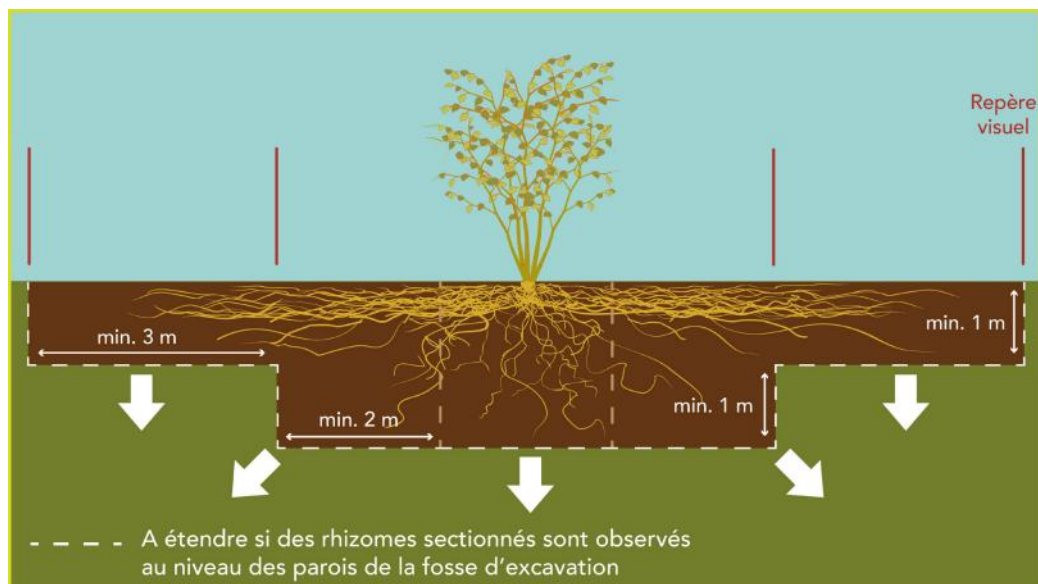


Figure 25 – Vue en coupe de la délimitation de la zone d'intervention dans le traitement des terres infestées par les renouées asiatiques (Wallonie Biodiversité, 2018).

Coupe répétée

La coupe répétée constitue l'une des méthodes mécaniques les plus étudiées dans la littérature scientifique. Son principe repose sur l'épuisement progressif des réserves souterraines par une suppression régulière de la biomasse aérienne. Les études convergent pour montrer qu'une faible fréquence de coupe est largement inefficace, tandis que des régimes intensifs induisent une réduction significative de la vigueur des plantes.

Rouifed et al. (2020) montrent que des coupes mensuelles entraînent une réduction marquée de la biomasse aérienne et rhizomateuse avec une mortalité partielle des individus, qui est variable selon le taxon. Des travaux ultérieurs confirment que l'intensité et la durée du traitement sont déterminantes. Distler & Huss (2021) observent une réduction significative de la hauteur, la densité de tiges et la vigueur de repousses après trois saisons de coupes bimensuelles, sans toutefois parvenir à une éradication complète. Des modèles démographiques suggèrent qu'un traitement par coupe régulière pourrait nécessiter plus de dix ans pour éliminer un massif de taille modérée, à condition que la fréquence soit suffisamment élevée. Ces modèles ne prenant pas en compte la dispersion des fragments lors de la coupe, la durée réelle nécessaire pourrait être encore plus longue (Lavallée et al., 2019).

La plante peut compenser en augmentant temporairement le nombre de tiges et la surface foliaire, ce qui reflète une réallocation du carbone pour améliorer l'acquisition des ressources (Michelot-Antalik et al., 2024). Ces effets sont généralement observés durant les premières années de traitement, avant une diminution progressive de la vigueur lorsque les réserves souterraines s'épuisent. Cette dynamique non linéaire complique l'interprétation des résultats à court terme et souligne l'importance d'un suivi pluriannuel.

L'opérationnalité de la coupe répétée constitue toutefois un frein majeur à son application à grande échelle (Figure 24). Delbart et al. (2012) estiment que les besoins en main-d'œuvre

augmentent rapidement avec la fréquence des interventions, rendant difficilement soutenable sur le long terme. Des estimations donnent des coûts de 1-2 € par m² et par an pour des endroits à forte concentration de renouées (Kennsinetwerk, 2023). De plus, la coupe comporte des risques de dispersion de fragments, notamment selon le type d'équipement utilisé, ce qui nécessite des précautions supplémentaires et un contrôle rigoureux des déchets végétaux.

La coupe répétée constitue toutefois un outil principalement destiné au contrôle des peuplements existants plutôt qu'à leur éradication. Les retours de gestion, notamment en Région de Bruxelles-Capitale, indiquent que cette méthode permet de limiter la production de biomasse aérienne et de réduire le risque de dissémination mais qu'elle n'entraîne pas la disparition du peuplement tant qu'elle est maintenue dans le temps. En revanche, l'arrêt des interventions conduit généralement à une reprise rapide de la croissance et à une reconstitution progressive des massifs.

Bâchage et exclusion physique

Le bâchage repose sur la création d'une barrière physique empêchant la photosynthèse et, dans certains cas, l'accès à l'eau ou favorisant une élévation de la température sous la bâche. Les bâches utilisées sont généralement opaques et résistantes (plastique type polyéthylène ou géotextile), afin de bloquer efficacement la lumière et de limiter les repousses. Cette méthode est principalement documentée à travers la littérature grise et des études de terrain, ce qui explique l'hétérogénéité des protocoles et résultats rapportés (Dusz et al., 2021).

Les données disponibles indiquent que l'efficacité du bâchage dépend fortement de la qualité de la mise en œuvre. Un recouvrement complet du massif, accompagné d'une zone tampon de plusieurs mètres, apparaît comme un facteur clé de succès (Martin et al., 2024a ; Figure 24). À l'inverse, la présence d'obstacles, un sol irrégulier ou un recouvrement partiel favorisent l'apparition de repousses, souvent observées dans les six mois suivant l'installation de la bâche. Dans une enquête menée auprès des gestionnaires de terrain, Dusz et al. (2021) rapportent une repousse dans 78 % des cas, généralement liée à des dommages de la bâche ou à des évasions latérales.

L'efficacité perçue reste limitée avec seulement 27 % des cas rapportant une éradication visuelle complète. Les coûts sont élevés (environ 34 €/m²) et la méthode exige un suivi pluriannuel (réparation de la bâche, gestion des repousses). Elle est donc principalement adaptée aux petites infestations hors zones inondables (où la bâche risque de se faire emporter par le courant), souvent en combinaison avec d'autres méthodes.

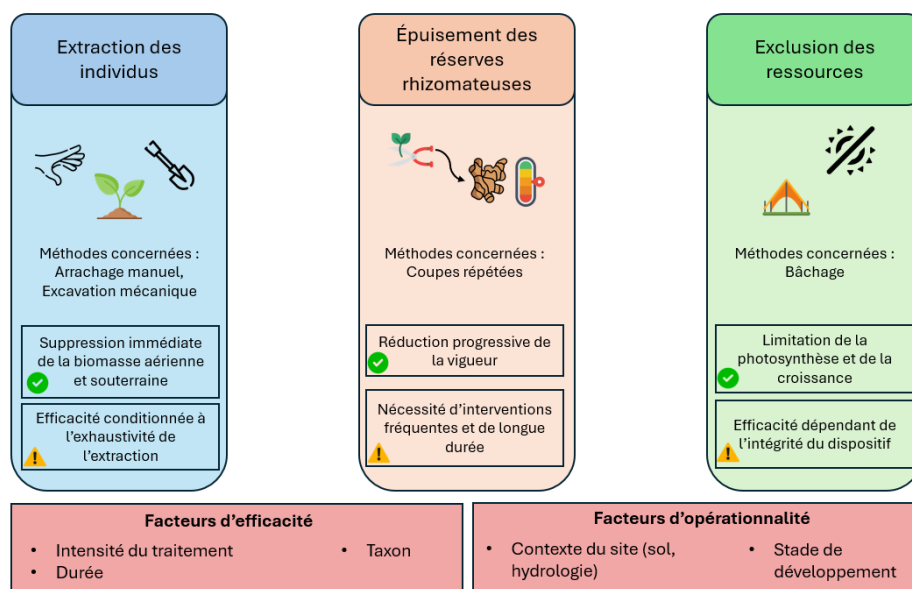


Figure 26 - Représentation conceptuelle des mécanismes d'action des méthodes mécaniques de gestion des renouées asiatiques

5.1.3. Méthodes thermiques de gestion des renouées asiatiques

Les méthodes thermiques visent à contrôler les renouées asiatiques par exposition à des températures extrêmes provoquant des dommages physiologiques irréversibles. Leur efficacité varie fortement selon la technique employée et reste généralement limitée par la forte résistance des rhizomes.

Gel

Le gel est souvent évoqué comme facteur naturel limitant l'expansion des renouées asiatiques, mais les études expérimentales montrent que son potentiel comme méthode de gestion reste limité. Les parties aériennes des renouées présentent une certaine sensibilité au gel. Funkenberg et al. (2012) montrent qu'un gel modéré n'a pas d'effet significatif sur la survie, tandis que des températures plus sévères (- 5 °C pendant plusieurs nuits) réduisent fortement la survie des semis. Baxendale & Tessier (2015) observent également une forte diminution de l'activité photosynthétique après exposition au gel. Toutefois, la littérature converge pour montrer que les rhizomes restent très résistants, Beerling (1993) rapporte une survie jusqu'à - 30 °C grâce à la protection thermique du sol et aux réserves rhizomateuses. Cette résistance exceptionnelle des rhizomes, liée à l'accumulation de réserves et à une protection thermique du sol, explique pourquoi le gel ne peut être considéré que comme un facteur de stress secondaire et non comme une méthode de contrôle exploitable (Figure 27).

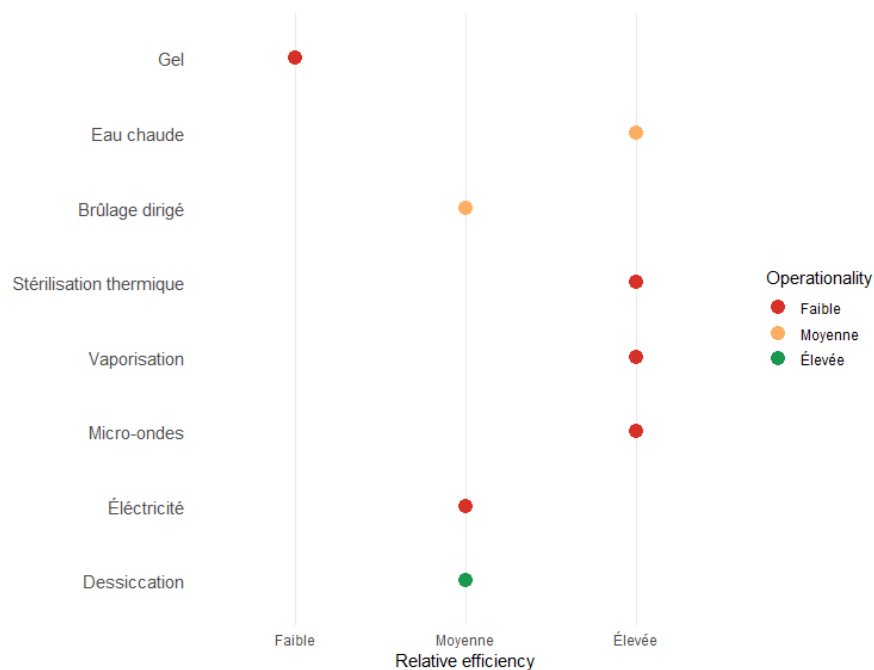


Figure 27 - Comparaison efficacité-opérationnalité relatives des différentes méthodes thermiques

Le gel est par définition non contrôlable et dépendant des conditions climatiques locales. Son efficacité est fortement remise en question dans un contexte de changement climatique, qui tend à réduire la fréquence des hivers rigoureux et à favoriser l'expansion latitudinale des renouées vers des régions historiquement plus froides. En conséquence, le gel ne présente ni faisabilité technique ni potentiel opérationnel réel et ne peut être envisagé qu'en interaction avec d'autres méthodes.

Eau chaude et vapeur d'eau

L'application d'eau chaude ou de vapeur d'eau constitue l'une des méthodes thermiques les plus étudiées et les plus utilisées. Son efficacité repose sur l'exposition des tissus végétaux à des températures supérieures à 60 °C, seuil au-delà duquel la majorité des cellules végétales subissent des dommages létaux (Hansson & Mattsson, 2002). Bien que les premières études aient été réalisées sur des espèces moins robustes que les renouées, elles fournissent des enseignements précieux sur les paramètres conditionnant l'efficacité du traitement.

Hansson & Mattsson (2002) montrent que l'efficacité dépend non seulement de la température, mais aussi de la dose énergétique délivrée, du débit d'eau, de la taille des gouttes et de l'utilisation d'agents mouillants. Une température de 120 °C permet une réduction de biomasse jusqu'à 15 % supérieure à celle obtenue à 100 °C, tandis que l'ajout d'un agent mouillant améliore l'efficacité de près de 27 %. Ces résultats suggèrent que la vapeur d'eau, par sa capacité de diffusion thermique accrue, joue un rôle déterminant dans les dommages observés.

Ces observations sont confirmées par Forsman (2023), qui compare en conditions de terrain le traitement à l'eau chaude (système Heatweed®) à la fauche chez *R. japonica*. Les plantes

traitées présentent une réduction significative de la hauteur, du diamètre des tiges et du nombre de tiges émergentes avec une diminution de plus de 50 % de plusieurs paramètres morphologiques par rapport aux témoins. Bien que les effets sur la densité de tiges soient variables et que l'éradication complète ne soit pas systémique, certaines municipalités ont observé des taux de mortalité proches de 100 % (Figure 27). L'analyse microscopique révèle une destruction de plus de 90 % des cellules vivantes, confirmant l'efficacité physiologique du traitement.

Cependant, la persistance de ces effets reste conditionnée à la répétition des applications. La majorité des études concluent que des traitements répétés sur plusieurs saisons de croissance sont nécessaires pour épuiser les réserves rhizomateuses. Sur le plan de l'opérationnalité, l'eau chaude présente des avantages notables en matière de légalité et d'acceptabilité sociale, mais elle implique des coûts énergétiques élevés, un matériel spécialisé et une main-d'œuvre importante. Son usage est donc principalement recommandé pour des surfaces limitées ou des sites sensibles où les alternatives chimiques sont exclues.

Brûlage dirigé

Le brûlage dirigé consiste à exposer les parties aériennes à des températures élevées, généralement comprises entre 300 et 500 °C, sans combustion du végétal. La littérature montre que cette méthode est efficace pour détruire rapidement les parties aériennes, mais qu'elle n'affecte que très marginalement les organes souterrains.

Frasconi et al. (2017) montrent que des températures de 278 à 479 °C appliquées pendant quelques secondes suffisent à éliminer la biomasse aérienne avec une réduction de la repousse jusqu'à 160 fois supérieure à celle des témoins. Toutefois, les auteurs soulignent l'absence totale de pénétration thermique au-delà de 1 cm de profondeur dans le sol, rendant impossible toute éradication des rhizomes. Les effets observés sont donc transitoires et nécessitent des interventions fréquentes, parfois mensuelles (Figure 27).

D'autres études indiquent que l'efficacité du brûlage dépend fortement du stade phénologique et des conditions environnementales. Bolat et al. (2017) rapportent une efficacité accrue sur des plantes très jeunes, tandis qu'Ulloa et al. (2012) montrent que les traitements réalisés l'après-midi, lorsque la teneur en eau des feuilles est minimale, provoquent des blessures plus sévères. Bien que ces résultats soient obtenus sur d'autres espèces, ils suggèrent des principes généraux applicables aux renouées asiatiques.

Le brûlage dirigé est ainsi techniquement simple mais pose des contraintes importantes en matière de sécurité, de réglementation et de risques d'incendie. Son impact environnemental, notamment via les émissions de CO₂ et la perturbation de la faune du sol en surface, limite son acceptabilité dans certains contextes. Il est dès lors principalement envisagé comme une méthode de contrôle ponctuelle ou comme complément à d'autres techniques.

Stérilisation thermique

La stérilisation thermique consiste à exposer des fragments végétaux (notamment des rhizomes, des tiges ou des racines) ainsi que des matériaux contaminés à des températures élevées pendant une durée suffisante afin de provoquer une mortalité irréversible. Dans la

littérature récente, cette approche est principalement étudiée comme une méthode de prévention de la dissémination plutôt que comme un outil de contrôle direct des populations établies de renouées asiatiques. Hall et al. (2024) évaluent ainsi l'effet de différents régimes thermiques sur la viabilité des graines et rhizomes de plusieurs PEE, fournissant des éléments pertinents pour discuter du potentiel et des limites de la stérilisation thermique.

Les résultats montrent que l'efficacité du traitement dépend étroitement de la température, de la durée d'exposition et de l'état des graines et rhizomes (secs ou humides, protégés ou non par le sol). Des températures modérées (60-70 °C) appliquées sur de longues durées (jusqu'à 48 h) n'entraînent généralement qu'une réduction limitée de l'émergence, en particulier pour les graines et rhizomes secs et protégés. À l'inverse, des températures plus élevées permettent une diminution marquée de la survivabilité : à 80 °C, une exposition d'une heure suffit à réduire la viabilité des graines et rhizomes de plus de 95 %, tandis qu'une mortalité totale est observée après 12 h. Ces résultats indiquent que la stérilisation thermique peut être très efficace, mais uniquement sous des conditions thermiques strictes.

La stérilisation thermique apparaît comme une méthode techniquement contraignante et énergivore (Figure 27). Les températures et durées nécessaires pour garantir une mortalité élevée impliquent des installations spécialisées et un contrôle précis des conditions, ce qui limite son application à des contextes ciblés, tels que le traitement de sols excavés, de matériaux contaminés ou de résidus végétaux. En revanche, l'absence d'intrants chimiques et de résidus toxiques constitue un avantage environnemental notable, malgré une perturbation locale importante des organismes du sol lorsque celui-ci est traité.

Autres méthodes thermiques émergentes

Parmi les méthodes thermiques alternatives, la vaporisation du sol, les micro-ondes, l'électricité et la dessiccation ont fait l'objet d'études exploratoires. La vaporisation du sol apparaît particulièrement prometteuse pour cibler directement les rhizomes. Bitarafan et al. (2021) montrent qu'une exposition à 98 °C pendant 30 secondes suffit à tuer des rhizomes de *R. x bohemica*, tandis que Frascioni et al. (2017) rapportent une éradication quasi complète après des traitements répétés sur plusieurs saisons (Figure 27).

Les micro-ondes constituent une approche innovante mais encore expérimentale. Plusieurs études (Grygierzec et al., 2023; Hess et al., 2018; Słowiński et al., 2024) montrent qu'une élévation prolongée de la température du sol au-delà de 60-80 °C permet de réduire fortement l'émergence et la survie des rhizomes avec des taux de réduction pouvant atteindre 98 % (Figure 27). Toutefois, l'efficacité dépend fortement de l'humidité et de la texture du sol, ainsi que de la durée d'exposition.

Le traitement électrique repose sur l'application d'un courant directement aux tissus végétaux afin de provoquer des dommages cellulaires irréversibles par échauffement interne et rupture des membranes. En conditions expérimentales, Sahin & Yalinkılıç (2017) montrent que l'efficacité augmente avec la tension et la durée d'exposition, atteignant jusqu'à 100 % de mortalité pour des applications de 300 V pendant plus de 420 secondes (Figure 27). Toutefois, à des tensions plus faibles ou pour des durées plus courtes, une part importante des plantes

survit, bien que souvent affaiblie. Aucun effet direct sur les rhizomes profonds n'est démontré, ce qui limite le potentiel d'éradication à long terme.

Enfin, la dessiccation prolongée des plantes arrachées, proposée par Lawson et al. (2021), montre qu'un séchage à l'air libre pendant plusieurs semaines empêche toute régénération. Bien que très efficace, cette méthode est limitée à la gestion post-extraction des biomasses et ne constitue pas une méthode de contrôle in situ.

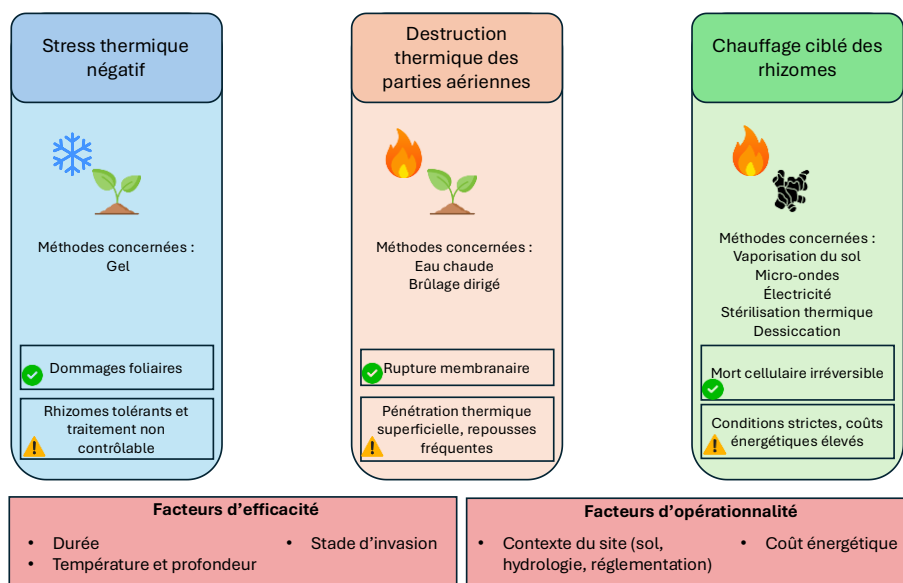


Figure 28 - Représentation conceptuelle des mécanismes d'action des méthodes thermiques de gestion des renouées asiatiques

5.1.4. Méthodes biologiques de gestion des renouées asiatiques

Les méthodes biologiques de gestion des renouées asiatiques reposent sur l'utilisation d'organismes vivants ou de processus écologiques visant à limiter la croissance, la vigueur ou la capacité de recolonisation des populations envahissantes. Contrairement aux approches chimiques ou physiques, elles n'ont généralement pas pour objectif une élimination rapide des individus, mais s'inscrivent dans une perspective de contrôle à long terme, souvent intégrée à des stratégies de gestion combinées.

Lutte biologique par ennemis naturels

Parmi les méthodes biologiques étudiées, l'introduction d'ennemis naturels spécifiques constitue l'approche la plus documentée et la plus structurée. Le psylle *Aphalara itadori* est à ce jour l'agent de lutte biologique le plus étudié contre les renouées asiatiques, avec un corpus croissant d'études expérimentales et de suivis de terrain en Europe et en Amérique du Nord (Fung et al., 2020; Grevstad et al., 2013; I. M. Jones et al., 2021, 2024; Shaw et al., 2009).

Les essais en conditions contrôlées et semi-naturelles montrent que l'activité trophiques des larves de *A. itadori* peut entraîner une réduction significative de la croissance aérienne des renouées asiatiques. Des diminutions de biomasse, de hauteur et de nombre de feuilles

supérieures à 50 % ont été observées après quelques semaines d'exposition, même dans des cas où les populations d'insectes ne se maintenaient pas durablement (Grevstad et al., 2013; I. M. Jones et al., 2024), sans toutefois entraîner la mort des plantes. Ces effets sont principalement attribués à l'alimentation des larves, qui provoque un affaiblissement physiologique des plants et, dans certains cas, un repli marqué des feuilles émergentes. Ce repli, dont le mécanisme reste seulement partiellement compris, semble jouer un rôle fonctionnel favorisant la survie des insectes tout en accentuant le stress subi par la plante hôte.

Toutefois, l'efficacité observée varie fortement selon la souche de psylle, l'espèce de renouée ciblée et les conditions environnementales (Figure 29). Les souches de Kyushu montrent de meilleures performances sur *R. japonica* et *R. × bohemica*, tandis que les souches de Hokkaido sont plus efficaces sur *R. sachalinensis* (Grevstad et al., 2013; I. M. Jones et al., 2024). Les études comparant différentes souches soulignent également l'importance de l'historique de sélection en laboratoire. Les souches maintenues longtemps en conditions artificielles présentent une capacité réduite à s'établir durablement en milieu naturel, notamment en raison d'une faible survie des nymphes et d'une moindre aptitude à exploiter des feuilles plus dures ou des plants âgés (Fung et al., 2020; I. M. Jones et al., 2021).



Figure 29 - Comparaison efficacité-opérationnalité relatives des différentes méthodes biologiques

Sur le plan de la persistance, les résultats restent contrastés. Malgré des lâchers répétés et des milliers d'individus introduits au Royaume-Uni, au Canada et aux États-Unis, aucune souche n'a, à ce jour, démontré une capacité généralisée à se maintenir sur plusieurs saisons de croissance dans l'ensemble des contextes étudiés. Les causes évoquées incluent la prédation, la qualité variable des feuilles de renouées, ainsi qu'une variabilité génétique insuffisante pour s'adapter aux conditions locales et climatiques (I. M. Jones et al., 2024). Les souches plus récentes, notamment celle de Murakami, semblent toutefois montrer une meilleure installation locale et

un impact plus durable, en particulier sur *R. × bohemica*, suggérant un potentiel d'amélioration à moyen terme.

La lutte biologique par *A. itadori* présente un contraste marqué entre un fort potentiel écologique et des contraintes opérationnelles importantes (Figure 29). Sur le plan technique, les lâchers nécessitent une production contrôlée d'insectes, un choix précis du moment d'intervention et une sélection adaptée des souches. Les coûts initiaux sont élevés, mais peuvent être compensés à long terme si l'agent s'établit durablement. Sur le plan légal, cette méthode est fortement encadrée, mais bénéficie aujourd'hui de protocoles d'évaluation des risques bien plus stricts qu'auparavant, limitant les impacts sur les espèces non ciblées (Hinz et al., 2019). Les études de spécificité montrent que *A. itadori* attaque quasi exclusivement le complexe des renouées, avec des effets marginaux et non persistants sur quelques espèces proches phylogénétiquement (Grevstad et al., 2013).

Pâturage et herbivorie

Le pâturage par des herbivores domestiques constitue une autre approche biologique, historiquement moins documentée et présentant une efficacité variable. Les études disponibles montrent que les renouées peuvent être consommées par des ovins et des caprins, entraînant une suppression répétée de la biomasse aérienne et une perturbation mécanique des plants (Beerling et al., 1994; Brabec & Pyšek, 2000). En conditions expérimentales, des régimes de pâturage intensifs et répétés (3 à 4 passages par an) ont permis de réduire la biomasse aérienne et la vigueur des renouées par rapport aux témoins, sans toutefois conduire à leur élimination complète (Figure 29). Toutefois, le pâturage reste peu sélectif et peut affecter la flore indigène par consommation ou piétinement, modifiant potentiellement la composition végétale et favorisant l'installation d'espèces opportunistes.

Ces résultats s'expliquent par la forte capacité de régénération des renouées à partir de leurs organes souterrains, qui ne sont pas affectés par le pâturage. En l'absence d'une pression continue, la biomasse aérienne peut se reconstituer rapidement après l'arrêt du pâturage, limitant ainsi l'efficacité à long terme de cette méthode lorsqu'elle est utilisée seule.

Des retours de gestion opérationnelle confirment ces observations. À Bruxelles, la gestion des renouées asiatiques par pâturage repose principalement sur l'utilisation de moutons de Ouessant, déployés par Bruxelles Environnement depuis plus de dix ans. Cette race est privilégiée en raison de son comportement alimentaire relativement sélectif, les moutons consommant préférentiellement les renouées, contrairement aux caprins qui exercent une pression plus large sur l'ensemble de la végétation. Les dispositifs mis en place reposent sur une densité d'environ six moutons pour 4500 m². Bien que cette stratégie permette de contenir efficacement la biomasse aérienne et de limiter l'extension des peuplements, elle ne conduit pas à l'éradication des renouées, les rhizomes restant intacts. De plus, lorsque les animaux ne sont pas présents de manière quasi continue, la reprise de la végétation est rapide, soulignant le caractère essentiellement suppressif et non curatif de cette approche.

L'efficacité du pâturage dépend ainsi fortement de l'intensité, de la fréquence et de l'espèce herbivore utilisée. Les caprins, moins sélectifs, exercent une pression plus forte sur la végétation que les ovins, mais cette efficacité accrue s'accompagne d'impacts non ciblés

importants sur la flore environnante. À l'inverse, les ovins présentent une meilleure sélectivité mais nécessitent une gestion plus continue pour maintenir un effet de contrôle.

Le pâturage est relativement simple à mettre en œuvre dans des contextes ouverts, mais peu applicable en milieux urbanisés ou le long des infrastructures. Les contraintes économiques sont modérées, mais la méthode nécessite un suivi régulier et une gestion logistique des troupeaux. D'un point de vue environnemental, les impacts sont ambivalents : le pâturage peut favoriser une certaine hétérogénéité écologique, mais le piétinement et la consommation non sélective peuvent dégrader les habitats sensibles.

Les études sur l'herbivorie par des gastéropodes montrent quant à elles une efficacité très limitée. Les feuilles de renouées, riches en composés phénoliques et présentant des caractéristiques physiques dissuasives, sont peu consommées par la majorité des espèces testées, ce qui contribue au succès invasif de la plante (Baur et al., 2024). Ces résultats suggèrent que l'herbivorie naturelle joue un rôle mineur dans la régulation des populations de renouées en Europe.

Compétition végétale et restauration écologique

La compétition exercée par des espèces végétales concurrentes constitue une approche biologique indirecte, visant à limiter la recolonisation des sites après des traitements initiaux. Plusieurs études montrent que la plantation de végétation native ou de ligneux à croissance rapide peut réduire l'expansion spatiale, la densité et la biomasse des renouées, principalement par la limitation de l'accès à la lumière (Dommanget et al., 2014; Skinner et al., 2012).

Les résultats indiquent toutefois que la compétition seule est insuffisante pour contrôler des populations établies. Dans les études de terrain, les plantations de natives n'ont permis qu'un contrôle temporaire avec une recolonisation progressive des sites par les renouées après quelques années, sauf lorsque ces plantations étaient précédées de traitements chimiques ou mécaniques répétés (Skinner et al., 2012). En revanche, lorsqu'elle est combinée à des traitements initiaux efficaces, la compétition végétale peut contribuer à stabiliser les sites et à ralentir significativement la dynamique d'expansion.

Sur le plan de la persistance, cette approche repose sur des effets cumulatifs à long terme, nécessitant plusieurs saisons de croissance avant d'observer des résultats significatifs. Elle présente une bonne opérationnalité technique et une acceptabilité environnementale élevée, mais son efficacité dépend fortement du choix des espèces, de leur densité de plantation et des conditions édaphiques locales (Dommanget et al., 2014). Par exemple, l'utilisation d'espèces compétitives à croissance rapide ou à fort pouvoir couvrant, telles que les saules (*Salix* sp.), peut limiter la recolonisation des renouées en occupant l'espace et les ressources disponibles.

Des observations de terrain en contexte urbain suggèrent également que certaines espèces spontanées fortement compétitives peuvent exercer une pression importante sur *R. japonica*. C'est notamment le cas de la ronce (*Rubus* sp.), dont le développement dense peut limiter l'accès à la lumière et restreindre localement la vigueur des renouées. Toutefois, cette

dynamique correspond davantage à un processus de substitution par une végétation de friche très compétitive qu'à une restauration écologique à proprement parler.

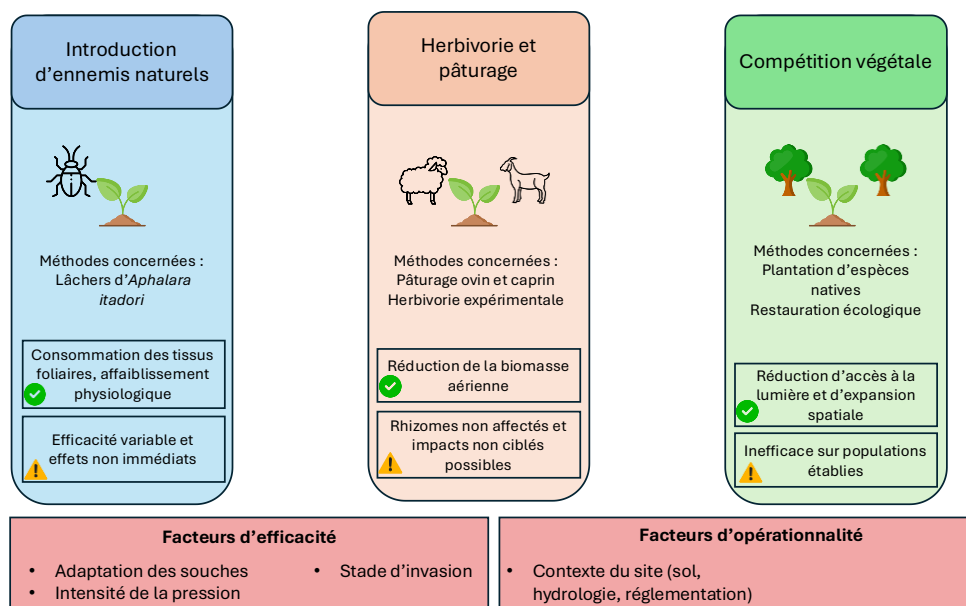


Figure 30 - Représentation conceptuelle des mécanismes d'action des méthodes biologiques de gestion des renouées asiatiques

5.1.5. Conclusion

La revue de littérature a mis en évidence une forte hétérogénéité des performances des méthodes de gestion des renouées asiatiques, tant en termes d'efficacité que d'opérationnalité. Les méthodes chimiques apparaissent parmi les plus efficaces à court terme pour réduire rapidement les populations, mais leur performance dépend fortement des conditions d'application et elles permettent rarement une éradication complète sans interventions répétées. Les méthodes thermiques présentent également une efficacité élevée, notamment sur les parties aériennes, mais restent limitées par leur faible impact sur les rhizomes et par des contraintes techniques et énergétiques importantes.

Les méthodes mécaniques offrent des résultats plus variables, fortement dépendants de l'intensité et de la répétition des interventions, et constituent principalement des outils de contrôle plutôt que d'éradication. À l'inverse, les méthodes biologiques se caractérisent par une efficacité plus modérée mais potentiellement durable avec des impacts environnementaux généralement faibles, ce qui les rend particulièrement adaptées à une gestion à long terme.

Dans l'ensemble, aucune catégorie ne constitue une solution autonome pleinement efficace (Figure 31). Ces résultats soulignent l'intérêt d'approches de gestion intégrée, combinant plusieurs méthodes afin de maximiser l'efficacité tout en limitant les contraintes opérationnelles et les impacts environnementaux.

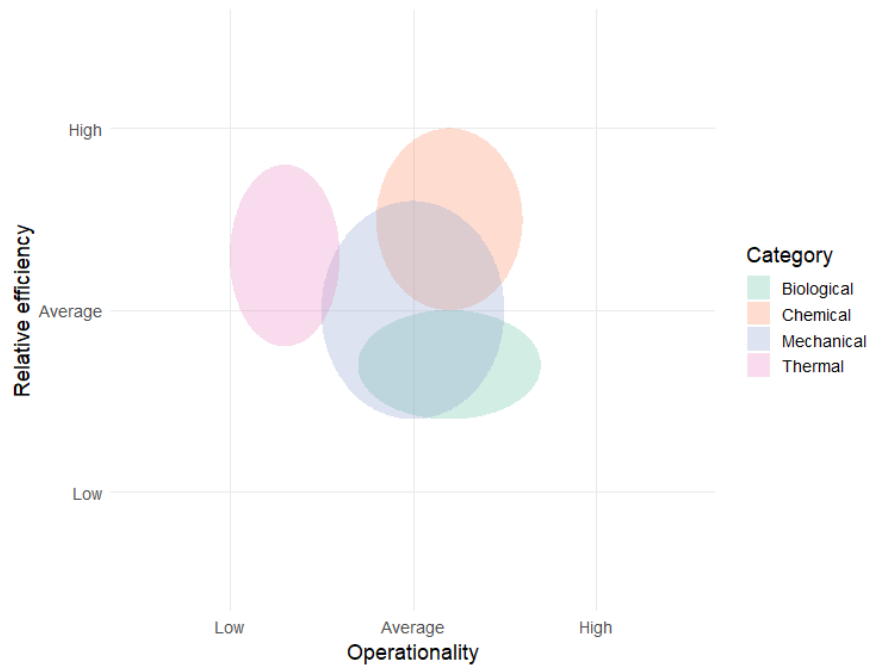


Figure 31 - Distribution de l'efficacité relative et de l'opérationnalité des principales catégories de méthodes de gestion des renouées asiatiques.

5.2. Expérimentation en serre

5.2.1. Évolution des paramètres morphologiques

La croissance des individus de *R. japonica* en serre a été suivie au cours de l'expérimentation à l'aide de trois paramètres morphologiques : la hauteur des tiges (Figure 32), le nombre de feuilles (Figure 33) et le nombre de tiges par individu (Figure 34). L'évolution de ces paramètres a été suivie au cours du temps.

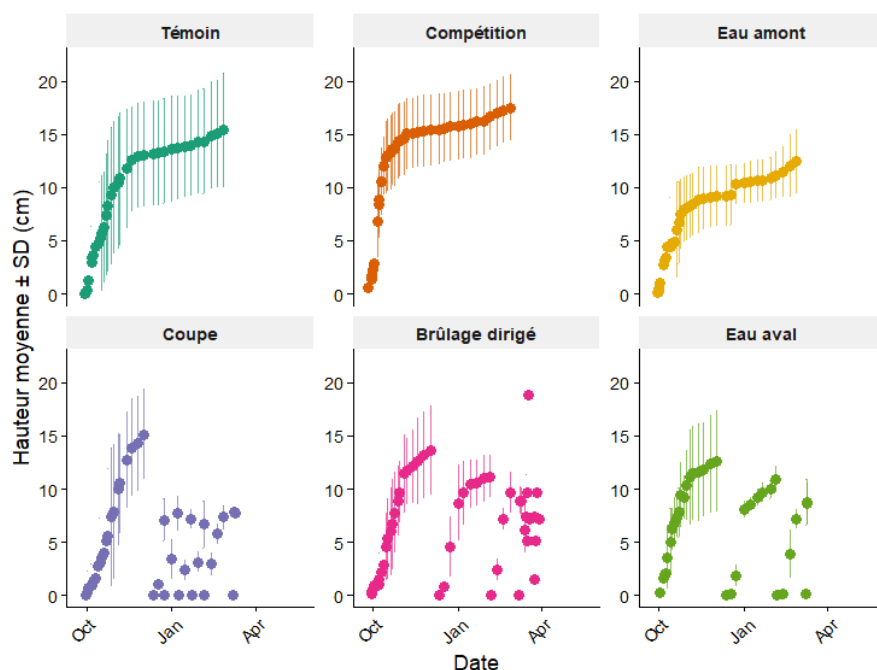


Figure 32 - Hauteur de *R. japonica* en serre selon les traitements appliqués. Les points indiquent la hauteur moyenne (cm) mesurée sur cinq individus à chaque date, les barres verticales correspondent à l'écart-type.

Concernant la hauteur, les modalités témoin et compétition présentent des dynamiques de croissance très similaires, caractérisées par une phase initiale rapide suivie d'une stabilisation autour de 15 à 17 cm. Cette proximité suggère que dans les conditions d'essai, la compétition n'a pas entraîné de réduction marquée de la croissance en hauteur par rapport au témoin. Le traitement à l'eau chaude appliqué en amont suit une dynamique distincte avec des hauteurs globalement plus faibles et une croissance en deux phases, marquée par un ralentissement temporaire puis une reprise. Cette phase correspondrait à une période d'acclimatation durant laquelle la plante mobilise ses mécanismes de défense et de réparation avant de reprendre la croissance de façon compensatoire. Ce type de réponse biphasique est classiquement observé chez les plantes soumises à un stress thermique, notamment en lien avec des phénomènes de thermotolérance acquise et de réallocation des ressources vers les organes de réserve (Lurie & Pedreschi, 2014).

Pour les traitements appliqués en aval, les hauteurs finales sont plus faibles, ce qui s'explique en partie par le temps de repousse limité après intervention pour ces individus. Toutefois, la

vitesse de croissance avant et après traitement restent globalement comparables pour la coupe (-4,65 %) et le brûlage dirigé (+0,84 %), suggérant un effet limité de ces traitements sur le rythme de croissance des repousses (Annexe 2). À l'inverse, l'eau chaude appliquée en aval entraîne une diminution marquée du taux de croissance (-27,8 %), indiquant un effet plus durable sur la reprise végétative, ce qui est cohérent avec certaines observations faites dans la littérature (Forsman, 2023; Frascioni et al., 2017; Hansson & Mattsson, 2002).

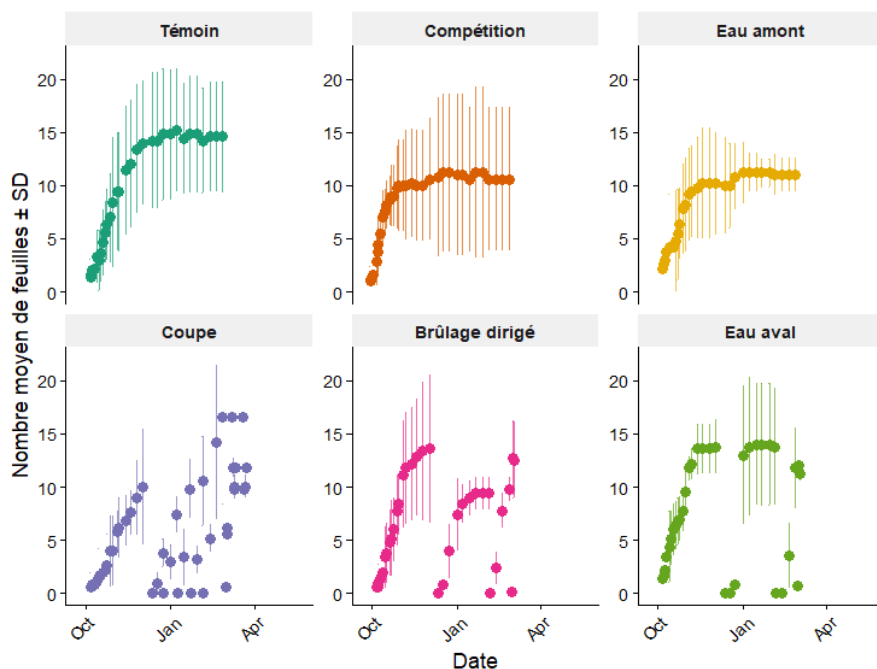


Figure 33 - Nombre de feuilles de *R. japonica* en serre selon les traitements appliqués. Les points indiquent le nombre de feuilles mesuré sur cinq individus à chaque date, les barres verticales correspondent à l'écart-type.

Concernant le nombre de feuilles, l'ensemble des traitements présentent des valeurs inférieures au témoin, indiquant un effet globalement réducteur des perturbations sur le développement foliaire. Pour les traitements appliqués en aval, le brûlage dirigé et l'eau chaude montrent des dynamiques relativement proches avant et après traitement avec des variations modestes du taux d'acquisition foliaire (-12,5 % et +9,26 % respectivement). En revanche, la coupe se distingue par une forte augmentation du nombre de feuilles après intervention (+196 %), révélant une réponse compensatoire marquée et un possible surcroît de croissance post-perturbation (Annexe 3). Ce phénomène est souvent observable en début de traitement quand les ressources disponibles dans les rhizomes sont encore suffisamment élevées pour donner une grande quantité de repousses. Comme évoqué dans la littérature, des années de traitement sont généralement nécessaires pour épuiser ces ressources (Delbart et al., 2012; Michelot-Antalik et al., 2024).

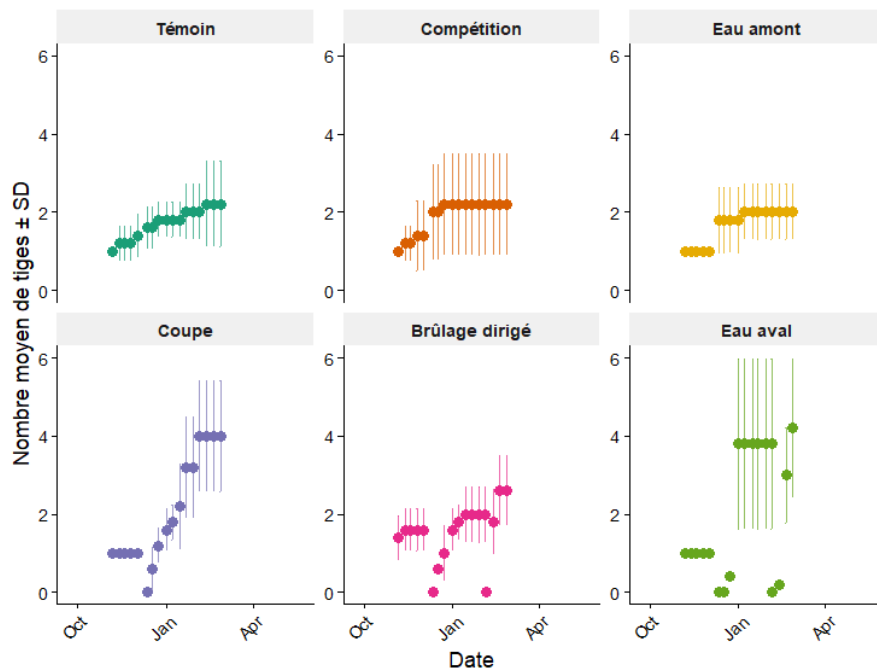


Figure 34 - Nombre de tiges de *R. japonica* en serre selon les traitements appliqués. Les points indiquent le nombre de tiges mesuré sur cinq individus à chaque date, les barres verticales correspondent à l'écart-type.

Cette stimulation compensatoire apparaît également dans la dynamique du nombre de tiges. Celui-ci reste globalement faible pour le témoin et les traitements appliqués en amont (1 à 3 tiges), tandis que l'ensemble des traitements en aval montrent une augmentation du nombre de tiges après intervention. Cette multiplication de repousses, particulièrement visible après coupe, suggère une mobilisation de la capacité de régénération végétative en réponse à la perturbation. Toutefois, l'interprétation de ce paramètre doit être considérée avec prudence. Chez les renouées asiatiques, la croissance et la persistance des peuplements reposent principalement sur le développement du réseau de rhizomes et sur la mobilisation des réserves souterraines. De plus, les tiges aériennes présentent généralement une faible ramification. Ainsi, une augmentation du nombre de tiges après traitement traduit davantage une réponse morphologique à la perturbation qu'une augmentation réelle de la vigueur de la plante (Delbart et al., 2012).

Une relation positive entre la hauteur des individus et le nombre de feuilles a été observée (Figure 35). Cette corrélation traduit le fait que l'augmentation de la hauteur des tiges s'accompagne généralement d'une production accrue de feuilles, ce qui correspond au mode de croissance typique de *R. japonica* décrit dans la littérature (Beerling et al., 1994).

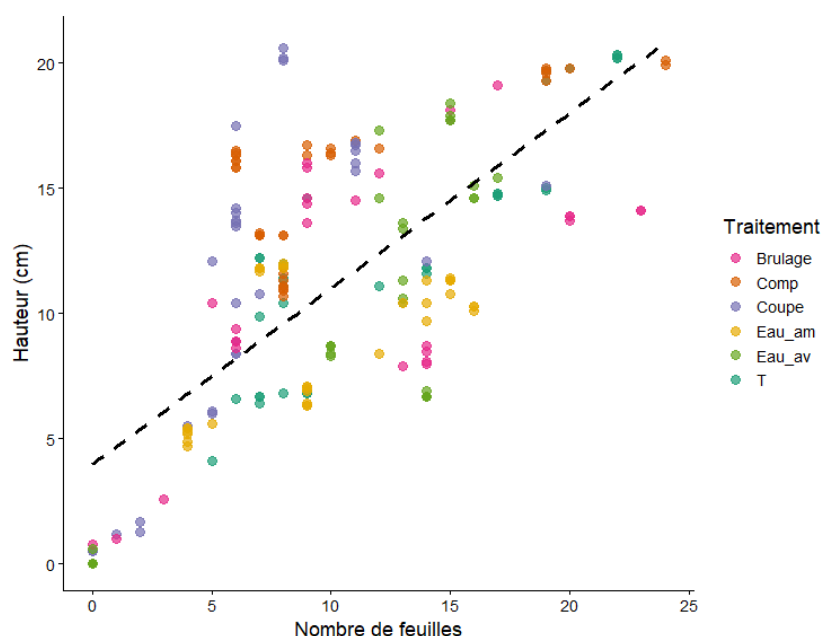


Figure 35 - Corrélation entre le nombre de feuilles et la hauteur de *R. japonica* en serre.

5.2.2. Effet des traitements sur la croissance des individus

Les différentes méthodes de traitement appliquées ont entraîné des réponses contrastées en termes de développement des individus (Figure 37). Malgré les différences importantes de biomasse totale observée entre les traitements, le rapport entre la biomasse aérienne et souterraine reste relativement stable. Les traitements par brûlage dirigé et par eau chaude appliquée en aval présentent toutefois des ratios légèrement plus faibles, traduisant un développement proportionnellement moindre des parties aériennes probablement en lien avec la production de feuilles de plus petite taille lors de la repousse (Figure 36).



Figure 36 - Photos d'un individu de *R. japonica* traité par brûlage dirigé (à gauche) et par application d'eau chaude en aval (à droite)

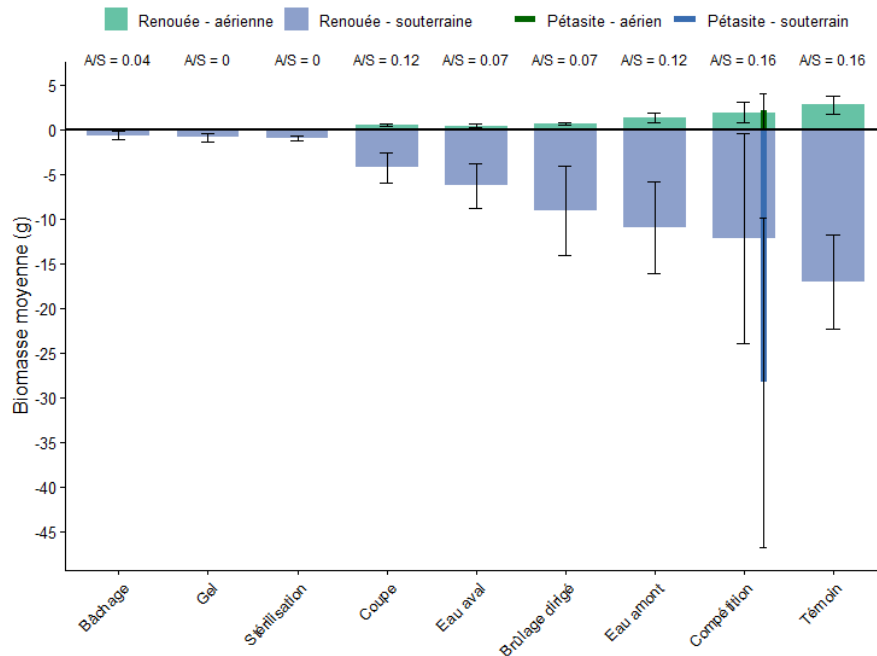


Figure 37 - Comparaison des biomasses aériennes et souterraines de *R. japonica* et *P. hybridus* selon le traitement appliqué. Les rapports aérien/souterrain (A/S) sont affichés au-dessus de chaque colonne pour les différents traitements.

Compétition avec *P. hybridus*

Dans la gestion par compétition, les individus de *P. hybridus* ont généralement montré un développement important, notamment au niveau du système racinaire. Les biomasses mesurées indiquent que la biomasse souterraine de *P. hybridus* peut atteindre des valeurs nettement supérieures à celles de *R. japonica*.

La comparaison des biomasses aériennes et souterraines entre les deux espèces (Figure 38) montre que *P. hybridus* développe un système souterrain particulièrement important, pouvant atteindre près de 50 g de biomasse sèche. Cette forte biomasse racinaire suggère une occupation importante de l'espace et des ressources du sol. En comparaison, les individus de *R. japonica* présentent des biomasses plus faibles, ce qui pourrait indiquer une limitation de leur développement liée à la compétition pour les ressources.

Ces observations suggèrent que la présence d'une espèce compétitrice fortement enracinée peut influencer la croissance de *R. japonica* en limitant l'accès aux ressources du sol.

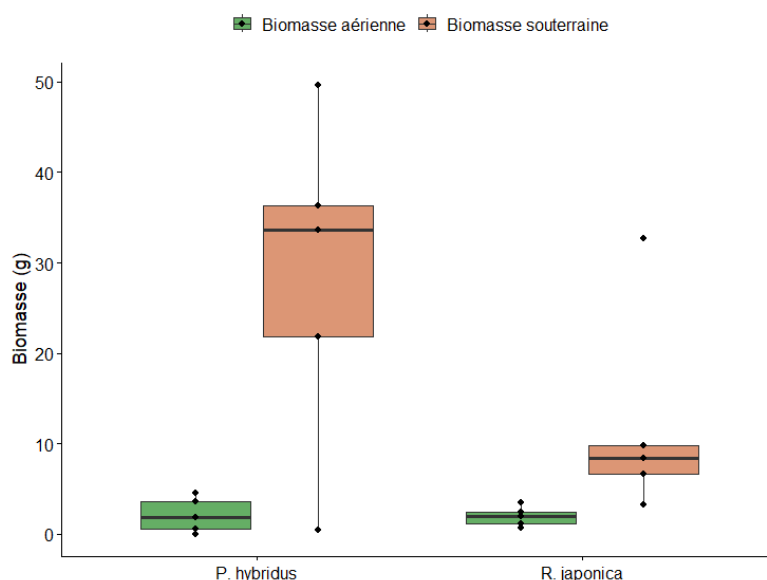


Figure 38 - Comparaison des biomasses aériennes et souterraines entre *R. japonica* et *P. hybridus*

Coupes répétées

Les individus soumis au traitement de coupes répétées présentent des biomasses aériennes très faibles et des biomasses souterraines également réduites par rapport aux plantes témoins (Figure 37). Cependant, les observations morphologiques montrent souvent une augmentation du nombre de tiges par individu (Figure 34).

Ce phénomène peut s'expliquer par une réponse compensatoire de la plante à la coupe. La suppression de la partie aérienne stimule la production de nouvelles pousses à partir de rhizomes, ce qui peut temporairement renforcer la capacité de repousse de la plante. Ce type de réponse est décrit dans la littérature comme une stratégie de compensation physiologique chez *R. japonica* (Delbart et al., 2012).

Brûlage dirigé

Le brûlage dirigé a entraîné une destruction rapide de la biomasse aérienne, mais les biomasses souterraines mesurées sont restées relativement importantes dans plusieurs pots (Figure 37). Cela indique que les rhizomes ne sont pas directement affectés par ce type de traitement et peuvent produire de nouvelles pousses.

Ce résultat est cohérent avec les observations dans la littérature, qui indiquent que le brûlage détruit essentiellement les parties aériennes mais laisse intact le système rhizomateux, permettant ainsi une repousse rapide (Frasconi et al., 2017; Vanhala et al., 2004).

Traitements à l'eau chaude

Les traitements à l'eau chaude ont également entraîné des repousses de *R. japonica*. Dans le cas du traitement appliqué en aval, les individus présentent généralement une biomasse aérienne relativement faible mais plusieurs tiges, ce qui suggère une réponse physiologique similaire à celle observée après les coupes répétées (Figure 34).

Le traitement appliqué en amont montre des résultats plus variables, certains individus conservant une biomasse souterraine relativement importante. Ces résultats suggèrent que le système rhizomateux peut survivre au traitement et régénérer la plante.

La différence entre ces deux traitements peut également s'expliquer par la répétition. En effet, le traitement en aval a été répété, tandis que celui en amont a été appliqué une seule fois. La littérature insiste sur la répétition des traitements à l'eau chaude pour observer une réelle disparition des individus après plusieurs années (Forsman, 2023; Hansson & Mattsson, 2002).

Bâchage

Le traitement par bâchage a conduit à une mortalité quasi-totale des individus. Les biomasses mesurées après séchage sont extrêmement faibles par rapport aux témoins, tant pour la partie aérienne que souterraine (Figure 37). Bien que certaines tentatives de repousse aient été observées durant l'expérimentation, celles-ci n'ont pas persisté dans le temps.

Ces résultats confirment l'efficacité du bâchage pour contrôler *R. japonica*, notamment en raison de la privation prolongée de lumière. Toutefois, cette méthode nécessite généralement des durées d'application longues et peut être difficile à mettre en œuvre sur de grandes surfaces (Dusz et al., 2021; Martin et al., 2024b).

Stérilisation thermique

La stérilisation thermique du sol et des rhizomes à 80 °C pendant 1 h n'a donné lieu à aucune repousse de *R. japonica*. Les biomasses aériennes sont nulles et les biomasses souterraines correspondent aux rhizomes initialement mis en pot (Figure 37). Ces résultats indiquent une destruction complète de la capacité de régénération de la plante.

Ces observations sont cohérents avec les résultats de travaux expérimentaux montrant que des traitements thermiques suffisamment intenses peuvent entraîner la mortalité des rhizomes de *R. japonica* (Hall et al., 2024). Cependant, l'application de ce type de traitement reste difficile à mettre en œuvre à grande échelle.

Gel

Le traitement par congélation à -18 °C pendant 48 h n'a entraîné aucune repousse observable. Les biomasses aériennes sont nulles dans tous les pots et les biomasses souterraines correspondent aux rhizomes initialement mis en pot (Figure 37).

Ce résultat contraste avec certaines observations de la littérature selon lesquelles les rhizomes de *R. japonica* peuvent survivre à des températures très basses. Beerling (1993) indique que les rhizomes peuvent tolérer des températures allant jusqu'à -30 °C dans certaines régions nordiques. Cependant, les individus étudiés dans ces contextes sont généralement acclimatés à des conditions climatiques plus froides. Dans le cadre de cette expérimentation, les rhizomes provenaient d'un environnement tempéré et pourraient donc être plus sensibles à un choc thermique rapide.

Toutefois, l'absence de repousse durant la durée de l'expérimentation pour ces trois traitements ne permet pas d'exclure totalement une survie des rhizomes à plus long terme. La

littérature montre en effet que les renouées asiatiques peuvent entrer en dormance pendant plusieurs années grâce à leurs réserves rhizomateuses avant de reprendre leur croissance lorsque les conditions redeviennent favorables. Les traitements appliqués pourraient donc avoir induit un état de dormance prolongée plutôt qu'une mortalité absolue de tous les tissus souterrains (Jolly, 2020).

5.3. Analyses de sol

5.3.1. Granulométrie

L'analyse granulométrique des trois échantillons révèle une texture globalement homogène, dominée par la fraction sableuse. La représentation dans le triangle textural (Figure 39) classe l'ensemble des sols dans la catégorie des sables limoneux (SL) avec des proportions moyennes d'environ 60 % de sables, 28 % de limons et 12 % d'argiles. Ce type de texture est généralement associé à une bonne perméabilité et à une capacité de rétention en eau et en éléments nutritifs modérée, ce qui peut influencer à la fois le développement racinaire des plantes et la mobilité des substances dans le sol (Hillel, 2007).

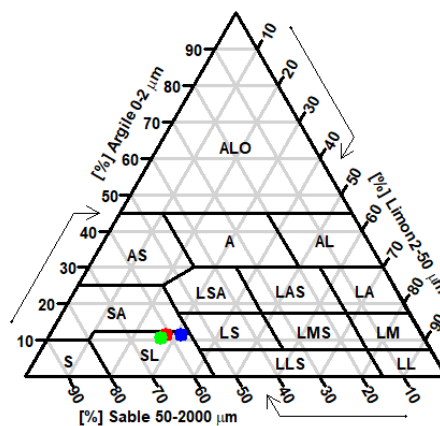


Figure 39 - Triangle textural du sol montrant la répartition granulométrique des trois échantillons analysés

5.3.2. Structure multivariée des propriétés du sol

Une ACP a été réalisée afin de synthétiser les relations entre les propriétés chimiques et biologiques du sol et de mettre en évidence les principaux gradients de variation induits par les traitements (Figure 40).

Dans la suite des résultats, cette analyse multivariée sert de fil conducteur à l'interprétation des variables individuelles. Les réponses des différents paramètres sont donc replacées dans le

cadre des gradients identifiés par l'ACP afin de discuter leur cohérence globale et éventuelles divergences.

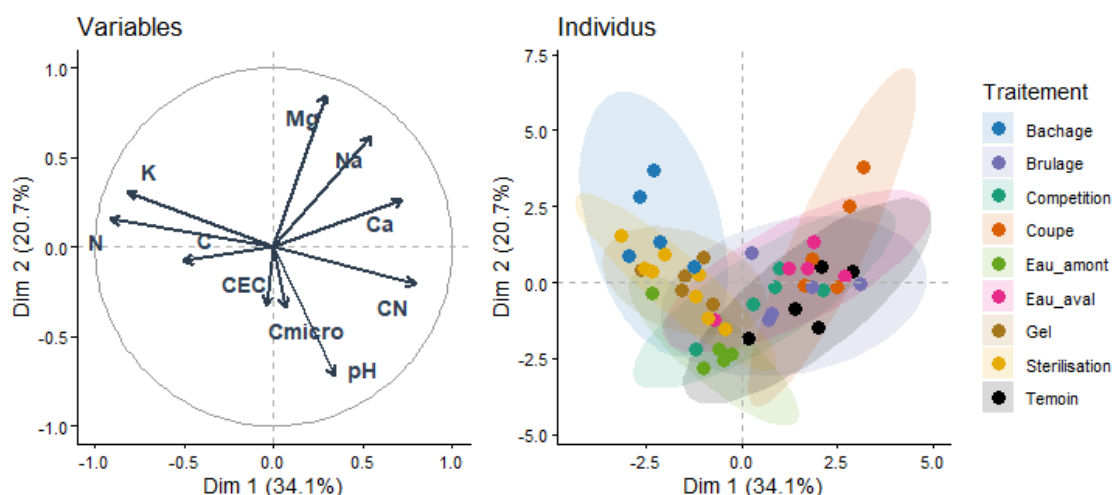


Figure 40 - ACP avec le cercle des corrélations pour les différents paramètres analysés (à gauche) et la distribution des individus par traitement (à droite)

L'axe 1 (34,1 % de la variance expliquée) oppose un pôle dominé par le calcium et le rapport C/N à un pôle associé au potassium, au carbone organique et à l'azote total. Ce gradient traduit une opposition entre des systèmes caractérisés par une forte influence de la rhizosphère avec des systèmes plus perturbés à cause du bâchage, de la stérilisation thermique et du gel, et des systèmes plus biologiquement actifs comme les témoins, les individus en compétition ou ceux traités par coupe répétée.

L'axe 2 (20,7 %) oppose les cations Mg et Na à un ensemble regroupant le pH, la CEC et le carbone microbien, suggérant un gradient lié à l'état fonctionnel global du sol.

La distribution des individus met en évidence une structuration nette des traitements. Les systèmes sans végétation (bâchage, gel, stérilisation) se distinguent des systèmes avec activité rhizosphérique (témoin, compétition, coupe), tandis que les autres traitements présentent des positions intermédiaires. Cette organisation fournit un cadre d'interprétation global des résultats.

5.3.3. Réponse des propriétés physico-chimiques

pH et CEC

Le pH du sol initial est compris entre 7,5 et 7,7, tandis que le témoin présente des valeurs légèrement plus élevées situées autour de 7,7 et 8, suggérant une modification liée à la mise en place expérimentale (Δ pH du témoin par rapport au sol initial = 0,22 ; Annexe 5).

Les traitements montrent globalement des valeurs comprises entre 7,5 et 8,1 avec une exception notable du bâchage, dont les valeurs restent proches du sol initial (Figure 41). Cette stabilité contraste avec les autres modalités qui présentent une légère augmentation du pH,

possiblement liée à des différences de régime hydrique et de circulation des éléments dissous (Husson, 2013; Powell & Scott Wright, 1998). Le bâchage, irrigué par le bas, pourrait limiter les échanges gazeux et la circulation de l'eau dans le profil, réduisant ainsi les transferts liés au système carbonaté du sol par rapport aux traitements irrigués par le haut, ce qui peut expliquer cette divergence. Par ailleurs, les différences observées pourraient également s'inscrire dans un gradient d'activité biologique du sol, les systèmes présentant une biomasse racinaire plus importante étant susceptibles de générer davantage de CO₂ et d'exsudats organiques, contribuant à des processus d'acidification locale (Hinsinger et al., 2003), bien que ces tendances ne soient pas statistiquement significatives dans cette étude.

Il convient également de noter que le pH de l'eau utilisée pour l'arrosage n'a pas été mesuré, ce qui constitue une source d'incertitude supplémentaire dans l'interprétation des variations observées.

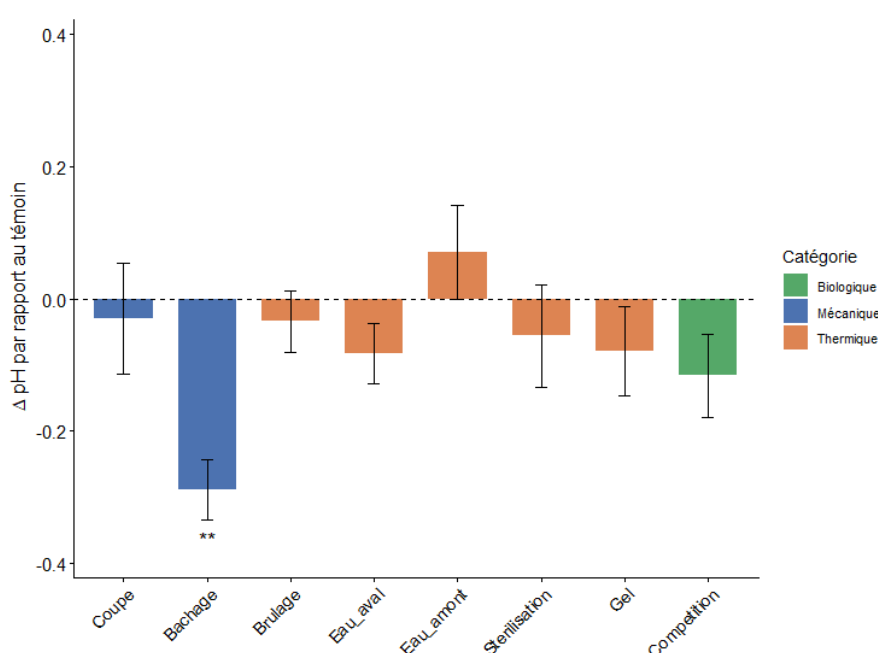


Figure 41 – Δ pH par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin. La significativité de la variance est donnée par les symboles « * », avec * : p-valeur < 0,05, ** : p-valeur < 0,01, *** : p-valeur < 0,001.

La CEC présente des valeurs comprises entre 8 et 14 cmol_c/kg avec un témoin légèrement supérieur au sol initial (Δ CEC = 3,15 cmol_c/kg; Annexe 6), ce qui pourrait traduire une augmentation de la fraction organique active du sol via les exsudats racinaires, le recyclage biologique et la transformation microbienne de la matière organique, processus connu pour contribuer aux charges négatives du sol (Richardson et al., 2011; Six et al., 2006).

La CEC présente une diminution globale sous traitements (Figure 42), notamment significatif pour la coupe, le brûlage et l'eau chaude en aval suggérant une altération partielle de la fraction organique active responsable des charges négatives du sol (Six et al., 2006). Cette diminution peut être mise en relation avec les résultats de biomasse observés dans cette étude (Figure

37), les traitements les plus perturbants étant également ceux présentant une réduction de la production végétale et donc potentiellement des apports en litière et en exsudats racinaires.

Dans ce cadre, les traitements thermiques peuvent avoir contribué à une dégradation partielle de la matière organique du sol, support structural de la CEC (Certini, 2005). La forte variabilité observée pour l'eau chaude en aval peut alors refléter des effets localisés liés à une pénétration hétérogène de la chaleur et à une distribution inégale des cations échangeables.

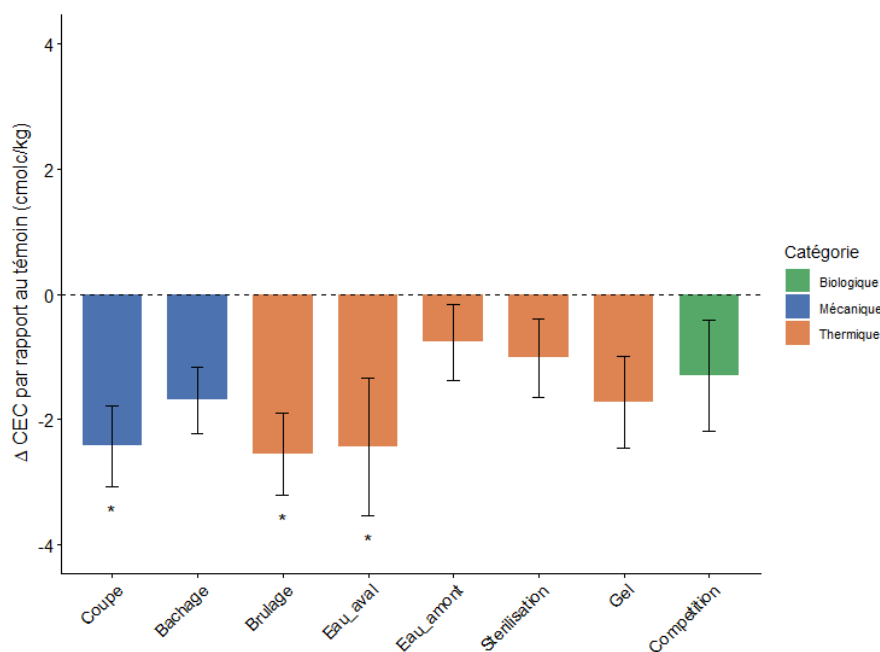


Figure 42 - Δ CEC par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin. La significativité de la variance est donnée par les symboles « * », avec * : p-valeur < 0,05, ** : p-valeur < 0,01, *** : p-valeur < 0,001.

Ces deux variables (pH et CEC) se positionnent sur le même gradient de l'axe 2 de l'ACP, lié à l'état fonctionnel du sol.

5.3.4. Bases échangeables

Calcium et potassium

Le calcium échangeable varie entre 18 et 24 cmol_c/kg avec le témoin présentant une augmentation de Ca échangeable par rapport au sol initial (Δ Ca = 2,8 cmol_c/kg ; Annexe 7), suggérant un enrichissement du pool échangeable sous influence végétale. Cela est cohérent avec le rôle des racines et du recyclage organique dans la mobilisation du calcium (Dotaniya & Meena, 2015). Le potassium échangeable varie entre 0,2 et 0,8 cmol_c/kg et montre une dynamique inverse avec le témoin nettement plus faible que le sol initial (Δ K = - 0,47 cmol_c/kg ; Annexe 8), cohérent avec une absorption continue de K par les plantes (Marschner, 2011; Sparks, 2000).

Le calcium présente une diminution significative dans plusieurs traitements, notamment le bâchage, le gel, la stérilisation et l'eau chaude en amont, tandis que le potassium augmente dans les systèmes sans végétation active (Figure 43). Cette opposition est directement reflétée par l'axe 1 de l'ACP, où Ca et K occupent des pôles opposés. Elle traduit un gradient fonctionnel majeur entre des systèmes dominés par l'accumulation de bases échangeables (Ca) et des systèmes dominés par les flux biologiques actifs (K, C, N). Le potassium est fortement contrôlé par l'absorption végétale et son recyclage rapide (Marschner, 2011), expliquant sa diminution dans les systèmes à rhizosphère active et son accumulation dans les systèmes perturbés. Le calcium, quant à lui, est influencé par les équilibres entre phases échangeables et carbonatées, sensibles aux perturbations hydriques et thermiques (Certini, 2005).

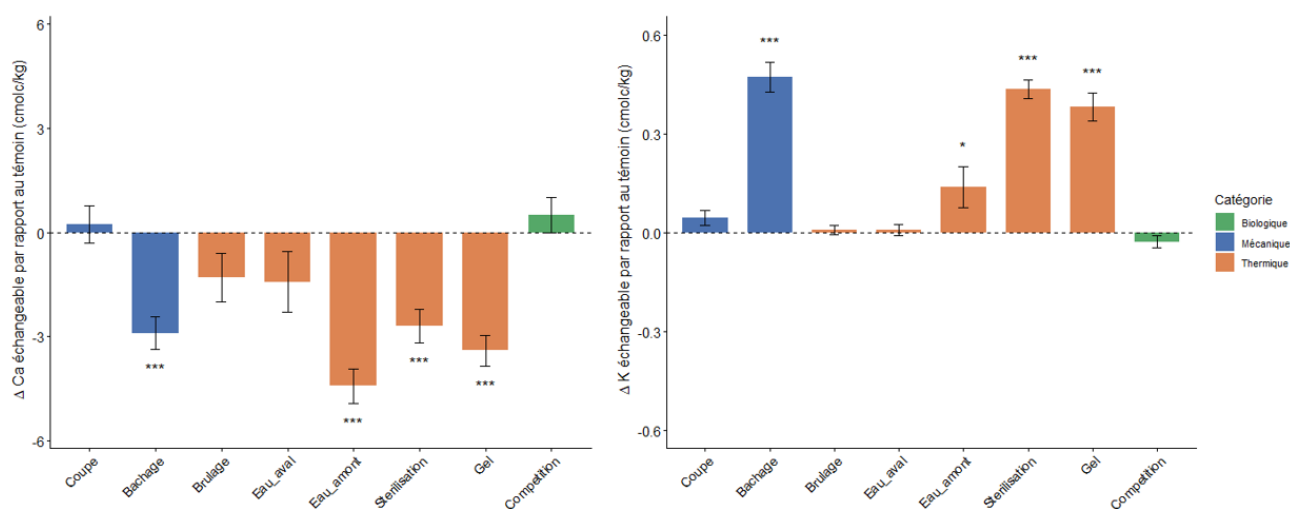


Figure 43 - Δ Ca échangeable (à gauche) et Δ K échangeable (à droite) par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin. La significativité de la variance est donnée par les symboles « * », avec * : p-valeur < 0,05, ** : p-valeur < 0,01, *** : p-valeur < 0,001.

Cette relation est également visible dans les diagrammes de dispersion Ca-K (Figure 44), C/N-K/Ca (Annexe 9), Ca-biomasse souterraine (Annexe 10) et K-biomasse souterraine (Annexe 11), où une opposition globale est observée entre les traitements avec et sans rhizosphère active.

Cette structuration suggère que les traitements ne s'organisent pas uniquement selon des gradients chimiques isolés mais selon des trajectoires fonctionnelles du système sol-plante. Les modalités associées à une biomasse et une activité rhizosphérique plus élevées tendent à être associées à une dynamique accrue du cycle de la matière organique, incluant des apports en carbone et en azote via les racines et la litière, ce qui peut influencer indirectement la disponibilité des nutriments et leurs équilibres. Dans ce cadre, une disponibilité plus élevée en azote pourrait limiter la nécessité d'absorption compensatoire de K, contribuant à expliquer les différences observées entre traitements (Marschner, 2011). À l'inverse, les traitements limitant la végétation active pourraient induire une réduction du recyclage organique et une modification des flux de nutriments avec des conséquences potentielles sur la fertilité du sol à moyen terme et sur la capacité du système à soutenir une croissance végétale soutenue.

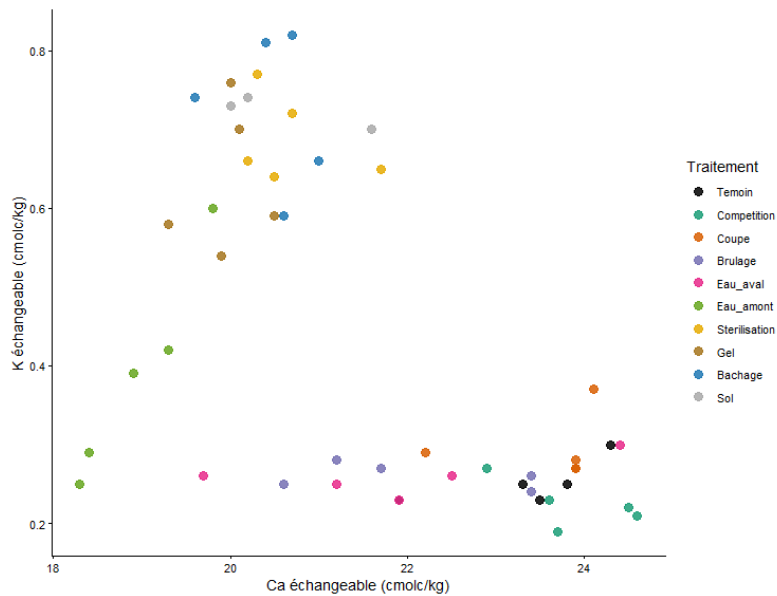


Figure 44 - Diagramme de dispersion Ca-K pour les différents traitements

Par ailleurs, les valeurs élevées de Ca observées, associées à des pH neutres à légèrement alcalins, suggèrent que le sol étudié est de nature légèrement calcaire (Rammer, 2013). Dans ce type de sol, la présence de carbonates de calcium (CaCO_3) peut influencer les analyses chimiques. En particulier, une partie de Ca mesuré peut provenir de phases non échangeables ou faiblement échangeables, ce qui peut conduire à une surestimation des bases échangeables (Lalitha et al., 2026). Cette caractéristique permet également d'expliquer les taux de saturation en bases supérieurs à 100 % observés dans l'ensemble des échantillons (Annexe 4). Théoriquement, le taux de saturation correspond à la proportion de la CEC occupée par les bases échangeables et ne devraient pas dépasser 100 %. Toutefois, dans les sols calcaires la dissolution partielle des carbonates lors des extractions peut libérer du Ca supplémentaire, qui est alors quantifié comme base échangeable.

Magnésium et sodium

Le magnésium varie entre 0,5 et 1,6 cmol_c/kg avec une similarité entre le sol initial et le témoin qui suggère peu de modification globale du stock de Mg ($\Delta \text{Mg} = 0$; Annexe 12). La coupe présente des teneurs en Mg significativement plus élevées que le témoin (Dunnett, $p = 0,023$; Figure 45). Cette augmentation pourrait refléter un relargage partiel du magnésium contenu dans les tissus végétaux après les coupes répétées, combiné à une réduction temporaire du prélèvement racinaire. Contrairement à K, dont la dynamique est fortement contrôlée par une absorption biologique rapide, Mg présente un comportement intermédiaire, à la fois mobile et partiellement conservé dans les compartiments échangeables du sol (Gransee & Führs, 2013).

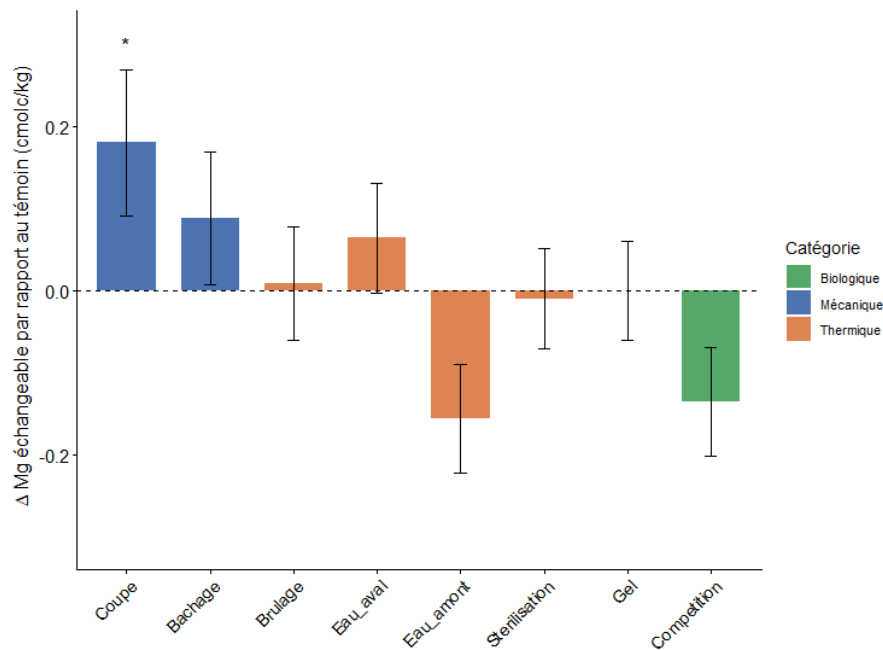


Figure 45 - Δ Mg échangeable par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin. La significativité de la variance est donnée par les symboles « * », avec * : p-valeur < 0,05, ** : p-valeur < 0,01, *** : p-valeur < 0,001.

Le sodium reste globalement stable entre 0,2 et 0,4 cmol_c/kg (Figure 46), confirmant son faible rôle dans les processus biologiques du sol et sa dépendance principale aux conditions hydriques (Mavi et al., 2012).

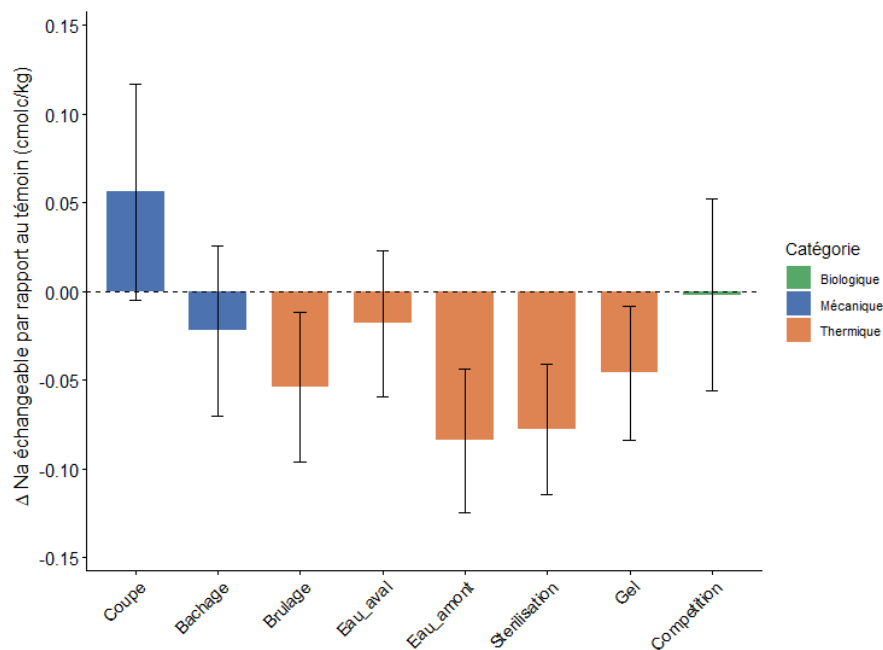


Figure 46 - Δ Na échangeable par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin.

Ces deux éléments structurent principalement l'axe 2 de l'ACP.

5.3.5. Carbone et azote du sol

Carbone organique et azote total

Le carbone organique varie entre 1,2 et 1,6 % avec le témoin présentant une teneur en carbone organique légèrement inférieure au sol initial ($\Delta C = -0,091$; Annexe 13), bien que non significative, tandis que l'azote total variant entre 0,07 et 0,11, montre une réponse plus sensible du témoin avec des valeurs significativement plus faibles que le sol initial ($\Delta N = -0,019$; Annexe 14). Cette diminution de l'azote pourrait refléter à la fois une absorption continue par *R. japonica* et une stimulation de la minéralisation liée à l'activité rhizosphérique.

Le carbone organique et l'azote total suivent des dynamiques globalement similaires avec des augmentations observées sous bâchage, tandis que certains traitements présentent des réponses plus spécifiques (Figure 47). La compétition montre notamment une augmentation du carbone organique sans accumulation équivalente d'azote total, probablement en raison d'apports carbonés plus importantes via les exsudats et la biomasse racinaire (Kuzakov & Domanski, 2000), associées à un turnover plus rapide de l'azote dans un système biologiquement actif. À l'inverse, le gel présente une augmentation de l'azote total sans hausse marquée du carbone organique, ce qui pourrait résulter d'un relargage d'azote lié à la perturbation des biomasses microbiennes et racinaires après stress thermique (Schimel & Clein, 1996).

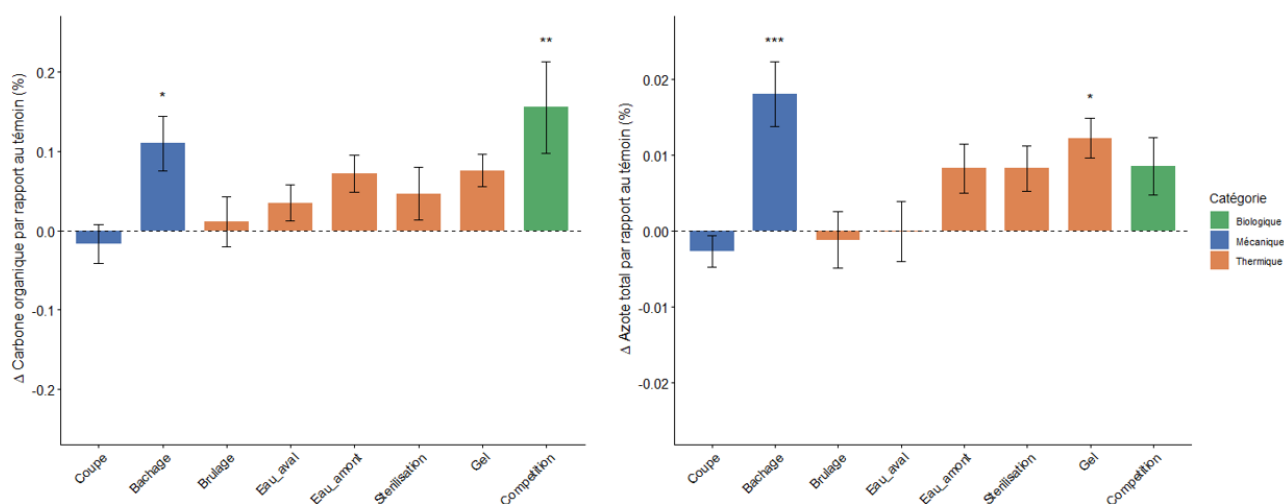


Figure 47 - Δ carbone organique (à gauche) et Δ azote total (à droite) par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin. La significativité de la variance est donnée par les symboles « * », avec * : p-valeur < 0,05, ** : p-valeur < 0,01, *** : p-valeur < 0,001.

Cette relation positive entre le carbone et l'azote est confirmée par le diagramme de dispersion C-N (Figure 48), indiquant un couplage fort de leurs dynamiques.

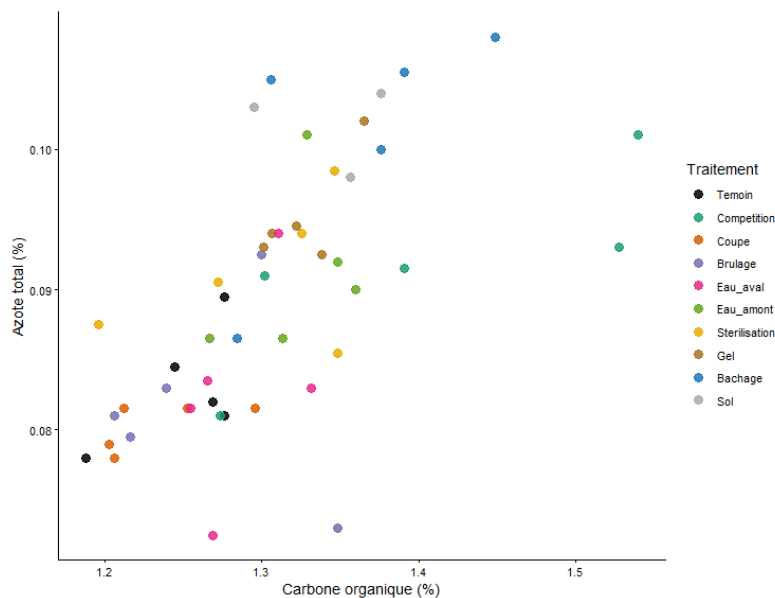


Figure 48 - Diagramme de dispersion C-N

Ces éléments se positionnent sur le même pôle de l'axe 1 de l'ACP que le potassium, traduisant leur association avec les systèmes biologiquement actifs. Leur dynamique ne reflète pas uniquement les stocks, mais surtout des flux de transformation et de recyclage de la matière organique. Dans les systèmes à forte activité rhizosphérique, la stimulation microbienne accélère la minéralisation et le turnover de la matière organique, ce qui peut limiter l'accumulation nette de carbone et d'azote dans le sol (Fontaine et al., 2007). À l'inverse, les systèmes perturbés sans végétation active favorisent une accumulation relative liée à la réduction des prélèvements biologiques.

Rapport C/N

Le témoin présente un rapport C/N légèrement supérieur au sol initial ($\Delta \text{C/N} = 1,85$; Annexe 15), ce qui s'explique directement par les tendances précédentes. Le carbone organique varie peu, tandis que l'azote diminue significativement. Le rapport C/N présente donc une structuration opposée au carbone et à l'azote sur l'axe 1 de l'ACP (Figure 49). Son augmentation dans certains traitements est généralement associée à une matière organique relativement pauvre en azote et à une décomposition plus lente, traduisant une immobilisation plus importante de l'azote dans la matière organique (Manzoni et al., 2010). Ce signal peut également être influencé par la biomasse racinaire produite au cours de l'expérimentation. Les racines fines contribuent directement aux pools de carbone et d'azote du sol via leur turnover et leur décomposition. Ainsi, les variations de biomasse souterraine entre traitements peuvent modifier localement le rapport C/N mesuré en comparaison du sol initial avant mise en place de l'expérimentation (Bardgett & van der Putten, 2014; Gill & Jackson, 2000).

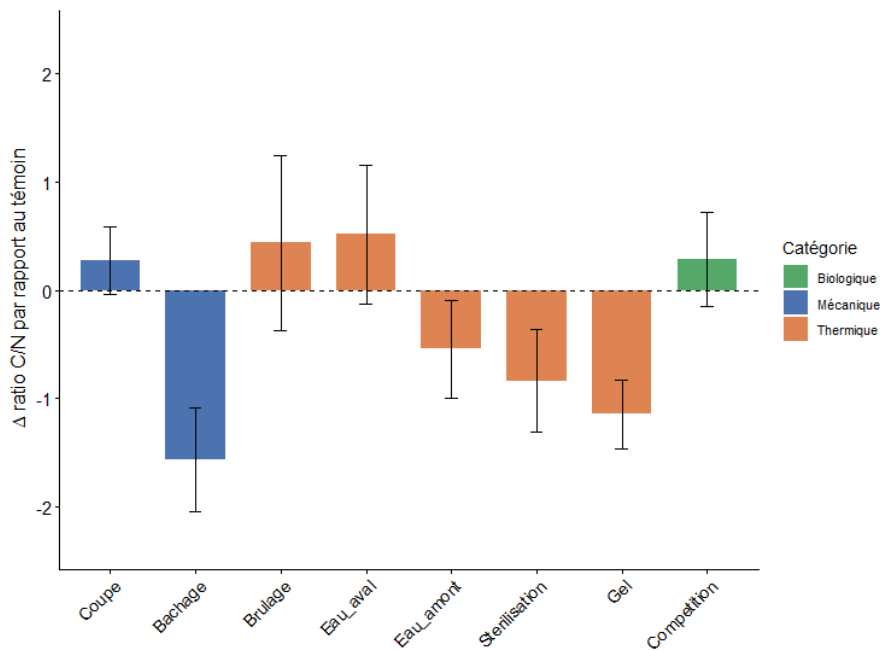


Figure 49 - Δ rapport C/N par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin.

5.3.6. Carbone microbien

Le carbone microbien est le paramètre le plus variable mesuré de cette étude avec des valeurs entre 3 et 50 mg de C par kg de sol, ce qui est cohérent avec la nature intrinsèquement hétérogène de cet indicateur biologique. Les traitements ne sont pas significativement différents du témoin (Figure 50), suggérant une absence de modification systématique de la biomasse microbienne. En revanche, tous les traitements présentent une forte hétérogénéité intra-traitement, traduisant probablement des réponses microbiennes localisées après perturbation. Cette variabilité spatiale importante est cohérente avec le caractère très hétérogène de l'activité microbienne dans les sols (Allison & Martiny, 2008).

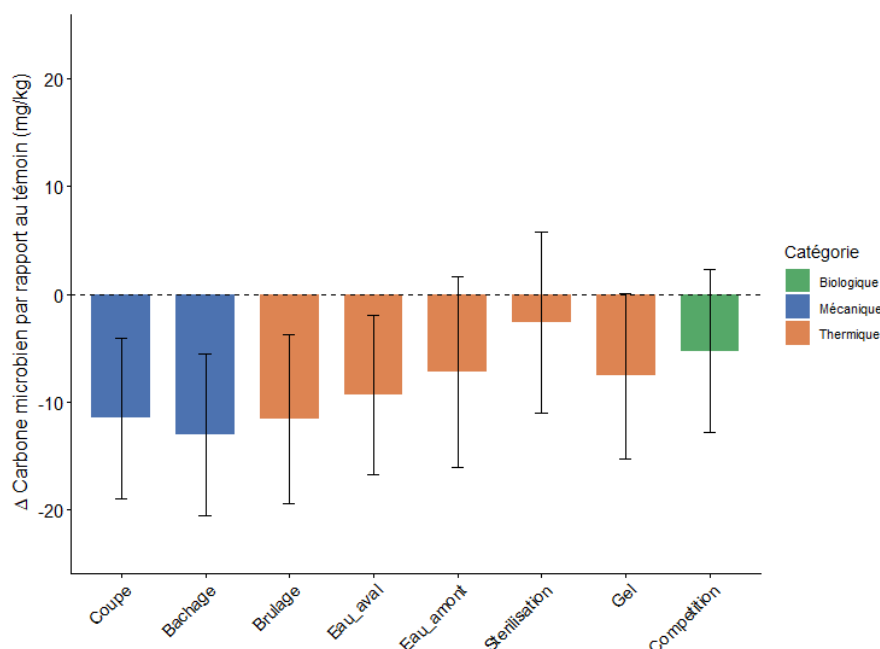


Figure 50 - Δ carbone microbien médian par rapport au témoin en fin d'expérimentation pour les différents traitements par catégorie. La médiane a été utilisée à cause de l'hétérogénéité de ce paramètre. Une valeur proche de 0 indique des valeurs similaires au témoin.

5.3.7. Synthèse intégrative

L'ensemble des résultats met en évidence un double gradient structurant les propriétés du sol. Le premier oppose des systèmes perturbés sans rhizosphère (K, C, N) à des systèmes caractérisés par une végétation active (Ca, C/N). Le second gradient reflète l'état fonctionnel global du sol, reliant pH, CEC et biomasse microbienne.

Au-delà de cette structuration statistique, ces regroupements de modalités ne relèvent pas uniquement de différences descriptives entre traitements mais traduisent des états fonctionnels distincts du système sol-plante. Ils suggèrent l'existence de trajectoires écologiques différenciées en réponse aux modalités de gestion. Les systèmes associés à une rhizosphère active apparaissent comme des milieux fortement couplés à la plante, caractérisés par des flux rapides de N et K, une forte intégration de la biomasse souterraine dans les cycles biogéochimiques et une dépendance élevée aux apports biologiques. Ces systèmes sont ainsi potentiellement plus productifs mais aussi plus sensibles aux perturbations car leur fonctionnement repose sur l'activité continue de la plante.

À l'inverse, les systèmes fortement perturbés semblent correspondre à des états de rupture fonctionnelle dans lesquels les régulations biologiques sont partiellement altérées. Cela se traduit par une moindre synchronisation entre les compartiments du sol, une diminution de l'influence de la biomasse racinaire et une modification des équilibres entre nutriments et cations échangeables. L'ACP confirme ainsi que les traitements agissent principalement en modifiant les flux biogéochimiques et l'activité biologique des sols, plutôt qu'en altérant profondément sa structure chimique fondamentale.

6. Conclusion et perspectives

6.1. Conclusion et limites de l'étude

Ce travail visait à évaluer les traitements de gestion de la renouée asiatique selon une double perspective : leur potentiel de contrôle, examiné à travers une revue de littérature et des tests expérimentaux, et leurs effets potentiels sur la qualité du sol, étudiés expérimentalement.

La synthèse bibliographique a montré qu'aucune méthode ne constitue une solution universelle, les traitements se distinguant par des compromis entre efficacité, opérationnalité et impacts écologiques potentiels. Cette problématique devient d'autant plus importante dans le contexte actuel d'expansion des renouées asiatiques en Europe, notamment avec l'augmentation des populations hybrides de *R. × bohemica*, souvent décrites comme particulièrement vigoureuses et difficiles à contrôler.

Les résultats expérimentaux, synthétisés par l'ACP, montrent que les traitements modifient principalement les flux biogéochimiques et le fonctionnement biologique du sol, sans entraîner de dégradation généralisée de sa qualité à court terme. Les propriétés plus conservatrices, telles que le pH et la capacité d'échange cationique, sont restées globalement stables, suggérant une résistance importante des grands réservoirs et propriétés structurales du sol à court terme. À l'inverse, les variables plus dynamiques, en particulier les cations échangeables, l'azote total et le rapport C/N, se sont révélées plus sensibles. L'ACP met ainsi en évidence un gradient principal structuré par la présence ou l'absence d'une rhizosphère active. Les systèmes maintenant une activité végétale et microbienne importante se distinguent des systèmes plus perturbés ou dépourvus de végétation active, soulignant le rôle central des processus biologiques dans les réponses observées. Dans plusieurs cas, les modifications mesurées semblent davantage liées à la suppression ou au maintien de ces flux biologiques qu'à l'effet direct des traitements eux-mêmes.

L'hypothèse initiale selon laquelle les traitements thermiques influenceraient le plus fortement la qualité du sol est globalement partiellement validée. Certains traitements thermiques, notamment l'eau chaude en amont, ont effectivement montré les effets les plus marqués sur plusieurs paramètres, en particulier sur les cycles de nutriments. Toutefois, ces effets ne correspondent pas systématiquement à une altération négative du sol et varient fortement selon le type de traitement thermique considéré. Le brûlage est souvent resté proche du témoin, alors que le gel et la stérilisation semblent davantage avoir provoqué un ralentissement ou un verrouillage temporaire des processus biologiques qu'une perturbation destructrice durable. Les résultats soulignent ainsi que la catégorie « traitements thermiques » n'est pas homogène et que leur impact dépend du mode de perturbation et des interactions avec le fonctionnement du sol, comme déjà en partie observé dans la revue de littérature.

Cette idée est également illustrée par le bâchage qui se comporte comme un système plus fermé, caractérisé par des dynamiques spécifiques (accumulation relative d'azote, stabilité du pH, modification des flux biologiques) plutôt que par une simple dégradation des propriétés

édaphiques. Les résultats suggèrent ainsi qu'une forte réponse du sol ne correspond pas nécessairement à une perte de qualité mais peut refléter un état fonctionnel alternatif.

Cette étude présente néanmoins plusieurs limites. La durée relativement courte de l'expérience ne permet pas d'évaluer les effets à long terme des traitements. Cette limite est particulièrement importante pour certains traitements comme la coupe répétée, dont l'efficacité apparaît souvent limitée à court terme mais augmente fortement sur des périodes prolongées selon la littérature. De même, certaines modifications observées par les flux biogéochimiques pourraient évoluer différemment après plusieurs cycles de végétation. Le faible nombre de réplicats limite également la puissance statistique pour certaines variables très hétérogènes, notamment le carbone microbien. Enfin, les conditions contrôlées en serre simplifient fortement la réalité des conditions de terrain où interviennent des facteurs supplémentaires tels que l'hétérogénéité des sols, les contraintes hydriques, les interactions biologiques ou les opérations de gestion réelles mises en œuvre par des acteurs tels que Bruxelles Environnement.

6.2. Perspectives

Plusieurs perspectives de recherche apparaissent directement à partir des résultats obtenus. Un suivi temporel plus long permettrait d'évaluer si les modifications observées sur les flux biogéochimiques se traduisent à terme par des changements plus profonds des propriétés structurales des sols. Cette approche serait particulièrement pertinente pour les traitements mécaniques répétés, dont les effets sur la biomasse de renouée et le fonctionnement du sol évoluent fortement dans le temps selon la littérature.

L'intégration d'indicateurs fonctionnels complémentaires, tels que les formes minérales de l'azote ou la structure des communautés microbiennes, permettrait de mieux comprendre les mécanismes associés aux gradients mis en évidence par l'ACP, notamment le rôle de la rhizosphère dans la dynamique des nutriments.

Une autre perspective méthodologique concernerait la prise en compte de l'hétérogénéité pédologique des sites étudiés. La distinction des impacts selon la texture du sol (sable, limon, argile) constitue un facteur potentiellement déterminant dans la réponse des sols aux invasions et aux traitements. Bien que cette variable n'ait pas pu être explorée dans le cadre de cette étude en raison de la disponibilité d'un seul type de sol, elle pourrait faire l'objet d'investigations futures afin d'évaluer sa contribution à la variabilité des réponses observées.

Des essais en conditions de terrain constitueraient enfin une étape essentielle afin d'évaluer la transférabilité des résultats dans des contextes de gestion appliquée. Dans une région fortement concernée par les renouées asiatiques, ces approches pourraient contribuer au développement de stratégies de gestion intégrées, tenant compte à la fois de l'efficacité des traitements et de leurs effets sur le fonctionnement du sol.

6.3. Recommandations de gestion

Au regard de la synthèse bibliographique et des résultats expérimentaux, les traitements les plus pertinents semblent être ceux offrant un compromis entre efficacité de contrôle et perturbation limitée du sol, plutôt que ceux maximisant uniquement la suppression des renouées asiatiques

Les traitements mécaniques répétés, notamment la coupe, apparaissent comme des options robustes lorsque leur mise en œuvre à long terme est envisageable. Leur efficacité dépend de la répétition des interventions mais ils présentent l'avantage de maintenir une activité rhizosphérique fonctionnelle et de perturber relativement peu les propriétés du sol.

Parmi les traitements thermiques, l'eau chaude présente un intérêt particulier car elle peut offrir une alternative non chimique potentiellement efficace mais les résultats suggèrent que son intensité et son mode d'application sont déterminants. Une application modérée ou ciblée, limitant les perturbations profondes du sol, semble préférable à des approches plus sévères.

Le bâchage, malgré son efficacité potentielle pour bloquer la repousse, semble induire un fonctionnement édaphique plus spécifique et plus fermé. Son usage pourrait donc être envisagé de manière ciblée, par exemple dans des contextes où l'éradication locale prime sur le maintien immédiat des processus biologiques du sol. À l'inverse, les traitements plus intensément perturbateurs devraient être envisagés avec prudence lorsque le maintien des flux biologiques et du fonctionnement rhizosphérique constitue un objectif prioritaire.

Plus largement, ces résultats plaident pour une approche de gestion intégrée dans laquelle le choix d'un traitement ne repose pas uniquement sur son efficacité contre les renouées asiatiques, mais aussi sur ses effets collatéraux sur le sol et sur les trajectoires de restauration post-intervention. Dans cette logique, des stratégies combinant plusieurs méthodes, par exemple un traitement initial suivi par une coupe répétée ou une restauration végétale, apparaissent particulièrement prometteuses.

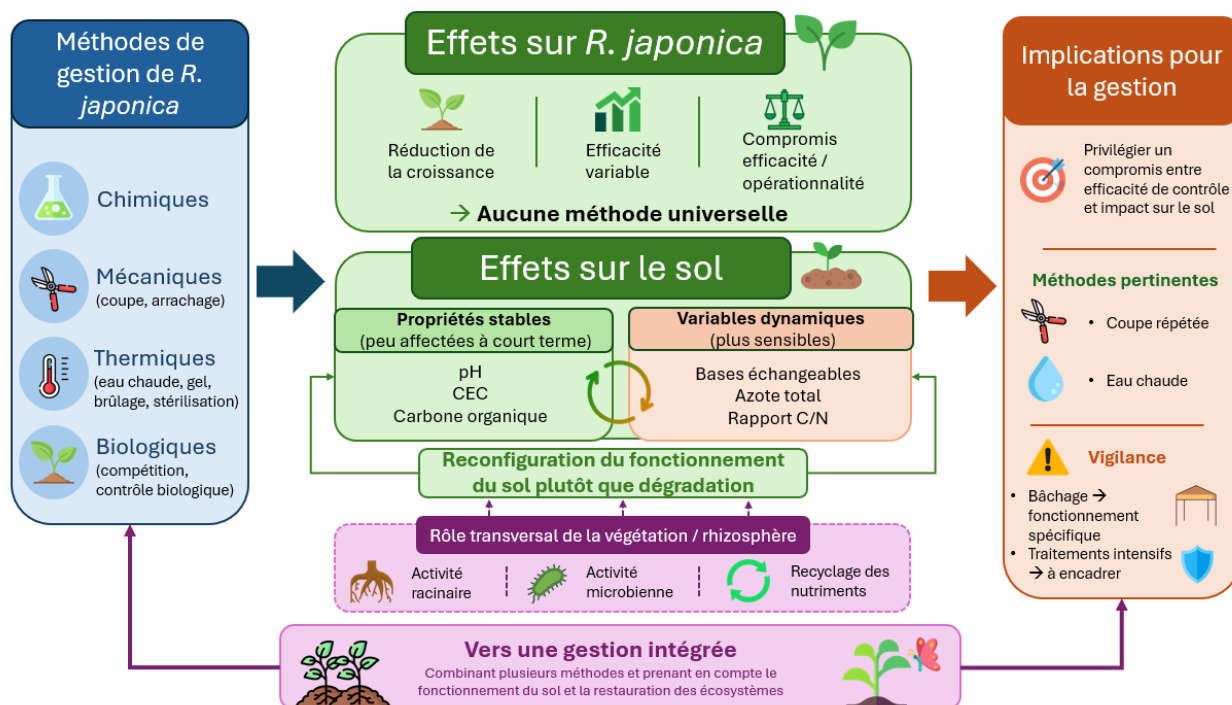


Figure 51 - Schéma de synthèse

7. Références

- Aguilera, A. G., Alpert, P., Dukes, J. S., & Harrington, R. (2010). Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions*, 12(5), 1243–1252. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9543-z>
- Allison, S. D., & Martiny, J. (2008). *Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities*. <https://doi.org/10.1073/pnas.0801925105>
- Allison, S. D., & Vitousek, P. M. (2004). Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawai'i. *Oecologia*, 141(4), 612–619. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1679-z>
- Bacher, S., Blackburn, T. M., Essl, F., Genovesi, P., Heikkilä, J., Jeschke, J. M., Jones, G., Keller, R., Kenis, M., Kueffer, C., Martinou, A. F., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D. M., Roy, H. E., Saul, W.-C., Scalera, R., ... Kumschick, S. (2018). Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). *Methods in Ecology and Evolution*, 9(1), 159–168. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12844>
- Bailey & Conolly. (2000). *Prize-winners to pariahs—A history of Japanese knotweed s.l. (Polygonaceae) in the British Isles*. <https://archive.bsbi.org.uk/Wats23p93.pdf>
- Bailey, J. P., Bímová, K., & Mandák, B. (2009). Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed s.l. Sets the stage for the “Battle of the Clones.” *Biological Invasions*, 11(5), 1189–1203. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9381-4>
- Bardgett, R. D., & van der Putten, W. H. (2014). Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*, 515(7528), 505–511. <https://doi.org/10.1038/nature13855>
- Barney, J., Tharayil, N., DiTommaso, A., & Bhowmik, P. C. (2006). *The Biology of Invasive Alien Plants in Canada*. 5. *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. [= *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.]. <https://doi.org/10.4141/P05-170>

- Baur, B., Baur, A., Stoll, P., & Rusterholz, H.-P. (2024). Gastropod grazing on fresh and senescent leaves of non-native invasive plants *Reynoutria japonica* and *Impatiens glandulifera*. *Acta Oecologica*, 123, 103995. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2024.103995>
- Baxendale, V. J., & Tessier, J. T. (2015). Duration of freezing necessary to damage the leaves of *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene. *Plant Species Biology*, 30(4), 279–284. <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12068>
- Beerling, D. J. (1993). The Impact of Temperature on the Northern Distribution Limits of the Introduced Species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in North-West Europe. *Journal of Biogeography*, 20(1), 45–53. <https://doi.org/10.2307/2845738>
- Beerling, D. J., Bailey, J. P., & Conolly, A. P. (1994). *Fallopia Japonica* (Houtt.) Ronse Decraene. *Journal of Ecology*, 82(4), 959–979. <https://doi.org/10.2307/2261459>
- Bitarafan, Z., Kaczmarek-Derda, W., Brandsæter, L. O., & Fløistad, I. S. (2021). Stationary soil steaming to combat invasive plant species for soil relocation. *Invasive Plant Science and Management*, 14(3), 164–171. <https://doi.org/10.1017/inp.2021.25>
- Blackburn, T. M., Bellard, C., & Ricciardi, A. (2019). Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(4), 203–207. <https://doi.org/10.1002/fee.2020>
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- Bolat, A., Sevilmiş, U., & Bayat, A. (2017). *Eurasian Journal of agricultural research*.
- Brabec, J., & Pyšek, P. (2000). Establishment and survival of three invasive taxa of the genus *Reynoutria* (Polygonaceae) in mesic mown meadows: A field experimental study. *Folia Geobotanica*, 35(1), 27–42. <https://doi.org/10.1007/BF02803085>

- Brasier, C. M. (2008). The biosecurity threat to the UK and global environment from international trade in plants. *Plant Pathology*, 57(5), 792–808. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2008.01886.x>
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., ... Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982), 1164–1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Callaway, R. M., & Ridenour, W. M. (2004). Novel weapons: Invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(8), 436–443. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002%5B0436:NWISAT%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002%5B0436:NWISAT%5D2.0.CO;2)
- Cárdenas, L., Leclerc, J.-C., Bruning, P., Garrido, I., Détrée, C., Figueroa, A., Astorga, M., Navarro, J. M., Johnson, L. E., Carlton, J. T., & Pardo, L. (2020). First mussel settlement observed in Antarctica reveals the potential for future invasions. *Scientific Reports*, 10(1), 5552. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62340-0>
- CDR EEE. (2024). Définitions. *CDR-EEE*. <https://especies-exotiques-envahissantes.fr/definitions/>
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, 143(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Claeson, S. M., & Bisson, P. A. (2013). Passive Reestablishment of Riparian Vegetation Following Removal of Invasive Knotweed (*Polygonum*). *Invasive Plant Science and Management*, 6(2), 208–218. <https://doi.org/10.1614/IPSM-D-12-00070.1>
- Clements, D. R., Larsen, T., & Grenz, J. (2016). Knotweed Management Strategies in North America with the Advent of Widespread Hybrid Bohemian Knotweed, Regional Differences, and the Potential for Biocontrol Via the Psyllid *Aphalara itadori* Shinji.

Invasive Plant Science and Management, 9(1), 60–70. <https://doi.org/10.1614/IPSM-D-15-00047.1>

Colleran, B., Lacy, S. N., & Retamal, M. R. (2020). Invasive Japanese knotweed (*Reynoutria japonica* Houtt.) and related knotweeds as catalysts for streambank erosion. *River Research and Applications*, 36(9), 1962–1969. <https://doi.org/10.1002/rra.3725>

Crooks, J. A., Chang, A. L., & Ruiz, G. M. (2011). Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions*, 13(1), 165–176. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9799-3>

Cummings, J. A., Parker, I. M., & Gilbert, G. S. (2012). Allelopathy: A tool for weed management in forest restoration. *Plant Ecology*, 213(12), 1975–1989. <https://doi.org/10.1007/s11258-012-0154-x>

Dassonville, N., Guillaumaud, N., Piola, F., Meerts, P., & Poly, F. (2011). Niche construction by the invasive Asian knotweeds (species complex *Fallopia*): Impact on activity, abundance and community structure of denitrifiers and nitrifiers. *Biological Invasions*, 13(5), 1115–1133. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9954-5>

Dawson, W., Moser, D., van Kleunen, M., Kreft, H., Pergl, J., Pyšek, P., Weigelt, P., Winter, M., Lenzner, B., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Cassey, P., Scrivens, S. L., Economo, E. P., Guénard, B., Capinha, C., Seebens, H., García-Díaz, P., Nentwig, W., ... Essl, F. (2017). Global hotspots and correlates of alien species richness across taxonomic groups. *Nature Ecology & Evolution*, 1(7), 0186. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0186>

Delbart, E., Mahy, G., Weickmans, B., Henriët, F., Crémer, S., Pieret, N., Vanderhoeven, S., & Monty, A. (2012). Can Land Managers Control Japanese Knotweed? Lessons from Control Tests in Belgium. *Environmental Management*, 50(6), 1089–1097. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9945-z>

- Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A.-C., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J.-M., Bradshaw, C. J. A., & Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592(7855), 571–576. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>
- Distler, P. M., & Huss, D. (2021). *Controlling Invasive Knotweed and Restoring Impacted Habitat on an Organic Farm in Western Washington State*.
- Dommanget, F., Evette, A., Spiegelberger, T., Gallet, C., Pacé, M., Imbert, M., & Navas, M.-L. (2014). Differential allelopathic effects of Japanese knotweed on willow and cottonwood cuttings used in riverbank restoration techniques. *Journal of Environmental Management*, 132, 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.024>
- Dotaniya, M. L., & Meena, V. D. (2015). Rhizosphere Effect on Nutrient Availability in Soil and Its Uptake by Plants: A Review. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, 85(1), 1–12. <https://doi.org/10.1007/s40011-013-0297-0>
- Drazan, D., Smith, A. G., Anderson, N. O., Becker, R., & Clark, M. (2021). History of knotweed (*Fallopia* spp.) invasiveness. *Weed Science*, 69(6), 617–623. <https://doi.org/10.1017/wsc.2021.62>
- Dusz, M.-A., Martin, F.-M., Dommanget, F., Petit, A., Dechaume-Moncharmont, C., & Evette, A. (2021). Review of Existing Knowledge and Practices of Tarping for the Control of Invasive Knotweeds. *Plants*, 10(10), 2152. <https://doi.org/10.3390/plants10102152>
- Early, R., Bradley, B. A., Dukes, J. S., Lawler, J. J., Olden, J. D., Blumenthal, D. M., Gonzalez, P., Grosholz, E. D., Ibañez, I., Miller, L. P., Sorte, C. J. B., & Tatem, A. J. (2016). Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, 7(1), 12485. <https://doi.org/10.1038/ncomms12485>
- Ehrenfeld, J. G. (2003). Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems*, 6(6), 503–523. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0151-3>

- Elton, C. S. (Charles S. (with Internet Archive). (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. London : Methuen. <http://archive.org/details/ecologyofinvasio0000unse>
- European Commission. Directorate General for the Environment. & Ecosystems Ltd. (2016). *Invasive alien species: A European Union response*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/374800>
- Fontaine, S., Barot, S., Barré, P., Bdioui, N., Mary, B., & Rumpel, C. (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450(7167), 277–280. <https://doi.org/10.1038/nature06275>
- Ford, S. (2004). *Cut and inject herbicide control of Japanese knotweed Fallopia japonica in Cornwall, England*. http://mantaecology.co.uk/documentation/Ford2004_Cut%20and%20inject%20herbicide%20J%20knot-2.pdf
- Forman, J., & Kesseli, R. V. (2003). Sexual reproduction in the invasive species Fallopia japonica (Polygonaceae). *American Journal of Botany*, 90(4), 586–592. <https://doi.org/10.3732/ajb.90.4.586>
- Forsman, E. (2023). *Hot water treatment gives promising results on Japanese knotweed (Reynoutria japonica)*. <http://lup.lub.lu.se/student-papers/record/9113458>
- Frasconi, C., Martelloni, L., Fontanelli, M., Raffaelli, M., Marzioletti, P., & Peruzzi, A. (2017). Thermal Weed Control in *Photinia x fraseri* “Red Robin” Container Nurseries. *Applied Engineering in Agriculture*, 33(3), 345–356. <https://doi.org/10.13031/aea.11529>
- Fung, C., González-Moreno, P., Pratt, C., Oliver, T. H., Bouchier, R. S., & González-Suárez, M. (2020). Effect of humidity and temperature on the performance of three strains of *Aphalara itadori*, a biocontrol agent for Japanese Knotweed. *Biological Control*, 146, 104269. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104269>

- Funkenberg, T., Roderus, D., & Buhk, C. (2012). Effects of climatic factors on *Fallopia japonica* s.l. seedling establishment: Evidence from laboratory experiments. *Plant Species Biology*, 27(3), 218–225. <https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.2011.00349.x>
- Gammon, M. A., Grimsby, J. L., Tsirelson, D., & Kesseli, R. (2007). Molecular and morphological evidence reveals introgression in swarms of the invasive taxa *Fallopia japonica*, *F. sachalinensis*, and *F. ×bohemica* (Polygonaceae) in the United States. *American Journal of Botany*, 94(6), 948–956. <https://doi.org/10.3732/ajb.94.6.948>
- García-de-Lomas, J., & Vilà, M. (2015). Lists of harmful alien organisms: Are the national regulations adapted to the global world? *Biological Invasions*, 17(11), 3081–3091. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0939-7>
- Genovesi, P., Carboneras, C., Vilà, M., & Walton, P. (2015). EU adopts innovative legislation on invasive species: A step towards a global response to biological invasions? *Biological Invasions*, 17(5), 1307–1311. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0817-8>
- Gerber, E., Krebs, C., Murrell, C., Moretti, M., Rocklin, R., & Schaffner, U. (2008). Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation*, 141(3), 646–654. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.009>
- Gill, R. A., & Jackson, R. B. (2000). Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. *The New Phytologist*, 147(1), 13–31. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2000.00681.x>
- Goodsoil. (2025). *Alfresco » CBP_20250304_fiche 5_plantes invasives.pdf*. <https://alfresco.environnement.brussels/share/s/mwkF01orTT2Mz9vCxDITA>

- Gransee, A., & Führs, H. (2013). Magnesium mobility in soils as a challenge for soil and plant analysis, magnesium fertilization and root uptake under adverse growth conditions. *Plant and Soil*, 368(1), 5–21. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1567-y>
- Grevstad, F., Shaw, R., Bouchier, R., Sanguaneko, P., Cortat, G., & Reardon, R. C. (2013). Efficacy and host specificity compared between two populations of the psyllid *Aphalara itadori*, candidates for biological control of invasive knotweeds in North America. *Biological Control*, 65(1), 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.01.001>
- Grygierzec, B., Słowiński, K., Mazur, S., Tabor, S., Kliszcz, A., Synowiec, A., Roman Ropek, D., & Luty, L. (2023). Condition of Young Japanese Knotweed (*Reynoutria japonica* Houtt.) Offshoots in Response to Microwave Radiation of Their Rhizomes. *Agronomy*, 13(11), 2838. <https://doi.org/10.3390/agronomy13112838>
- Hagen, & Dunwiddie, P. (2008). Does Stem Injection of Glyphosate Control Invasive Knotweeds (*Polygonum* spp.)? A Comparison of Four Methods. *Invasive Plant Science and Management*, 1, 31–35. <https://doi.org/10.1614/IPSM-07-013R.1>
- Hall, R. M., Urban, B., Durec, N., Renner-Martin, K., Kaul, H.-P., Wagentristl, H., & Karrer, G. (2024). Heat Treatment of Seeds to Control Invasive Common Ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*), Narrow-Leaved Ragwort (*Senecio inaequidens*) and Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). *Plants*, 13(3), 341. <https://doi.org/10.3390/plants13030341>
- Hansson, D., & Mattsson, J. E. (2002). Effect of drop size, water flow, wetting agent and water temperature on hot-water weed control. *Crop Protection*, 21(9), 773–781. [https://doi.org/10.1016/S0261-2194\(02\)00037-6](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(02)00037-6)
- Harris, P. T., Cannon, G. H., Smith, N. E., & Muth, N. Z. (2013). Assessment of plant community restoration following Tree-of-Heaven (*Ailanthus altissima*) control by *Verticillium albo-*

- atrum. *Biological Invasions*, 15(9), 1887–1893. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0430-2>
- Hess, M. C. M., De Wilde, M., Yavercovski, N., Willm, L., Mesléard, F., & Buisson, E. (2018). Microwave soil heating reduces seedling emergence of a wide range of species including invasives. *Restoration Ecology*, 26(S2), S160–S169. <https://doi.org/10.1111/rec.12668>
- Hillel, D. (2007). *Soil in the Environment: Crucible of Terrestrial Life*. Elsevier.
- Hinsinger, P., Plassard, C., Tang, C., & Jaillard, B. (2003). Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: A review. *Plant and Soil*, 248(1), 43–59. <https://doi.org/10.1023/A:1022371130939>
- 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. <https://doi.org/10.1086/702340>
- Hocking, S., Toop, T., Jones, D., Graham, I., & Eastwood, D. (2023). Assessing the relative impacts and economic costs of Japanese knotweed management methods. *Scientific Reports*, 13(1), 3872. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-30366-9>
- Hulme, P. E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D., Nentwig, W., Olenin, S., Panov, V., Pergl, J., Pyšek, P., Roques, A., Sol, D., Solarz, W., & Vilà, M. (2008). Grasping at the routes of biological invasions: A framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 403–414. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x>
- Husson, O. (2013). Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: A transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant and Soil*, 362(1), 389–417. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1429-7>

- James, T. K., Rahman, A., & Popay, A. I. (2006). *Control of the environmental weeds Reynoutria japonica and Bryonia cretica*.
- Jolly, W. (2020, April 30). *Dormant Japanese Knotweed [A Complete Guide For 2022]*. Knotweed Help. <https://www.knotweedhelp.com/japanese-knotweed-guide/dormant-knotweed/>
- Jones, D., Bruce, G., Fowler, M. S., Law-Cooper, R., Graham, I., Abel, A., Street-Perrott, F. A., & Eastwood, D. (2018). Optimising physiochemical control of invasive Japanese knotweed. *Biological Invasions*, 20(8), 2091–2105. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1684-5>
- Jones, I. M., Bouchier, R. S., & Smith, S. M. (2021). Long-term captive-rearing affects oviposition behavior and nymphal survival of a weed biological control agent. *Biological Control*, 162, 104727. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2021.104727>
- Jones, I. M., Smith, S. M., & Bouchier, R. S. (2024). Fallopia japonica (Houtt.) Ronse Decraene, Japanese Knotweed / Renouée du Japon, Fallopia sachalinensis (F. Schmidt) Ronse Decraene, Giant Knotweed / Renouée de Sakhaline, Fallopia ? Bohemica (Chrtek & Chrtkova) J.P. Bailey, Bohemian Knotweed / Renouée de Bohême (Polygonaceae). In *Biological Control Programmes in Canada, 2013-2023* (pp. 482–491). <https://doi.org/10.1079/9781800623279.0052>
- Jugieau, E., Talmot, V., Staentzel, C., Noir, S., & Hardion, L. (2024). A knot of hybrids: Differentiating Asian knotweeds in North-Eastern France using genetic, cytological, and morphological data. *Journal of Systematics and Evolution*, 62(6), 1218–1226. <https://doi.org/10.1111/jse.13075>
- Kato-Noguchi, H. (2022). Allelopathy of Knotweeds as Invasive Plants. *Plants*, 11(1), 3. <https://doi.org/10.3390/plants11010003>
- Kennsinetwerk. (2023). *Home / Invasieve Exoten*. <https://www.invasieve-exoten.info/>

- Kettenring, K. M., & Adams, C. R. (2011). Lessons learned from invasive plant control experiments: A systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 48(4), 970–979. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01979.x>
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., & Starfinger, U. (2009). *Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU*.
- Kuzyakov, Y., & Domanski, G. (2000). Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163(4), 421–431. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200008\)163:4%3C421::AID-JPLN421%3E3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200008)163:4%3C421::AID-JPLN421%3E3.0.CO;2-R)
- Lalitha, M., Parvathy, S., Koyal, A., Hegde, R., & Ramamurthy, V. (2026). Impact of Calcium Carbonate Solubility on Estimating Soil Exchangeable Cations in Calcareous Soils Using 1N Ammonium Acetate Method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 57(5), 480–490. <https://doi.org/10.1080/00103624.2026.2617299>
- Lavallée, F., Smadi, C., Alvarez, I., Reineking, B., Martin, F.-M., Dommanget, F., & Martin, S. (2019). A stochastic individual-based model for the growth of a stand of Japanese knotweed including mowing as a management technique. *Ecological Modelling*, 413, 108828. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108828>
- Lavoie, C. (2017). The impact of invasive knotweed species (*Reynoutria* spp.) on the environment: Review and research perspectives. *Biological Invasions*, 19(8), 2319–2337. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1444-y>
- Lawson, J. W., Fennell, M., Smith, M. W., & Bacon, K. L. (2021). Regeneration and growth in crowns and rhizome fragments of Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*) and desiccation as a potential control strategy. *PeerJ*, 9, e11783. <https://doi.org/10.7717/peerj.11783>

- Lis, H. C., & Dukes, J. (2007). Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. In *Biol. Invasions* (Vol. 193, pp. 217–237). https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_13
- Lurie, S., & Pedreschi, R. (2014). Fundamental aspects of postharvest heat treatments. *Horticulture Research*, 1(1), 14030. <https://doi.org/10.1038/hortres.2014.30>
- Manzoni, S., Trofymow, J. A., Jackson, R. B., & Porporato, A. (2010). Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. *Ecological Monographs*, 80(1), 89–106. <https://doi.org/10.1890/09-0179.1>
- Marschner, H. (2011). *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press.
- Martin, F.-M., Dusz, M.-A., Dommange, F., & Evette, A. (2024a). What drives the success of knotweed control by tarping? *Biological Invasions*, 26(7), 2063–2079. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03293-7>
- Martin, F.-M., Dusz, M.-A., Dommange, F., & Evette, A. (2024b). What drives the success of knotweed control by tarping? *Biological Invasions*, 26(7), 2063–2079. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03293-7>
- Mathakutha, R., Steyn, C., le Roux, P. C., Blom, I. J., Chown, S. L., Daru, B. H., Ripley, B. S., Louw, A., & Greve, M. (2019). Invasive species differ in key functional traits from native and non-invasive alien plant species. *Journal of Vegetation Science*, 30(5), 994–1006. <https://doi.org/10.1111/jvs.12772>
- Mavi, M. S., Marschner, P., Chittleborough, D. J., Cox, J. W., & Sanderman, J. (2012). Salinity and sodicity affect soil respiration and dissolved organic matter dynamics differentially in soils varying in texture. *Soil Biology and Biochemistry*, 45, 8–13. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.10.003>
- McGeoch, M. A., Butchart, S. H. M., Spear, D., Marais, E., Kleyhans, E. J., Symes, A., Chanson, J., & Hoffmann, M. (2010). Global indicators of biological invasion: Species numbers,

- biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*, 16(1), 95–108.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00633.x>
- Michelot-Antalik, A., Kergunteuil, A., Genty, L., Montagne, P., Robin, C., Tehranchi, M., & Lerch, S. (2024). Ecological restoration combining mowing and competition limits the development of invasive *Reynoutria japonica*. *Journal of Environmental Management*, 366, 121818. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121818>
- Moravcová, L., Pyšek, P., Jarošík, V., & Zákrevský, P. (2011). Potential phytotoxic and shading effects of invasive *Fallopia* (Polygonaceae) taxa on the germination of native dominant species. *NeoBiota*, 9, 31–47. <https://doi.org/10.3897/neobiota.9.1266>
- Murrell, C., Gerber, E., Krebs, C., Parepa, M., Schaffner, U., & Bossdorf, O. (2011). Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. *American Journal of Botany*, 98(1), 38–43. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000135>
- Myers, J. P., Antoniou, M. N., Blumberg, B., Carroll, L., Colborn, T., Everett, L. G., Hansen, M., Landrigan, P. J., Lanphear, B. P., Mesnage, R., Vandenberg, L. N., vom Saal, F. S., Welshons, W. V., & Benbrook, C. M. (2016). Concerns over use of glyphosate-based herbicides and risks associated with exposures: A consensus statement. *Environmental Health*, 15(1), 19. <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0117-0>
- Pagad, S., Genovesi, P., Carnevali, L., Schigel, D., & McGeoch, M. A. (2018). Introducing the Global Register of Introduced and Invasive Species. *Scientific Data*, 5(1), 170202. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.202>
- Parepa, M., Fischer, M., Krebs, C., & Bossdorf, O. (2014). Hybridization increases invasive knotweed success. *Evolutionary Applications*, 7(3), 413–420. <https://doi.org/10.1111/eva.12139>

- Pergl, J., Pyšek, P., Bacher, S., Essl, F., Genovesi, P., Harrower, C. A., Hulme, P. E., Jeschke, J. E., Kenis, M., Kühn, I., Perglová, I., Rabitsch, W., Roques, A., Roy, D. B., Roy, H. E., Vilà, M., Winter, M., & Nentwig, W. (2017). Troubling travellers: Are ecologically harmful alien species associated with particular introduction pathways? *NeoBiota*, 32, 1–20. <https://doi.org/10.3897/neobiota.32.10199>
- Powell, N. L., & Scott Wright, F. (1998). Subsurface microirrigated corn and peanut: Effect on soil pH. *Agricultural Water Management*, 36(2), 169–180. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(97\)00055-3](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(97)00055-3)
- Price, E. A. C., Gamble, R., Williams, G. G., & Marshall, C. (2002). Seasonal patterns of partitioning and remobilization of ¹⁴C in the invasive rhizomatous perennial Japanese knotweed (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene). In J. F. Stuefer, B. Erschbamer, H. Huber, & J.-I. Suzuki (Eds.), *Ecology and Evolutionary Biology of Clonal Plants: Proceedings of Clone-2000. An International Workshop held in Obergurgl, Austria, 20–25 August 2000* (pp. 125–140). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1345-0_7
- Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., ... Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511–1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- Pyšek, P., Lambdon, P. W., Arianoutsou, M., Kühn, I., Pino, J., & Winter, M. (2009). Alien Vascular Plants of Europe. In *Handbook of Alien Species in Europe* (pp. 43–61). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1_4

- Pyšek, P., Pergl, J., Essl, F., Lenzner, B., Dawson, W., Kreft, H., Weigelt, P., Winter, M., Kartesz, J., Nishino, M., Antonova, L. A., Barcelona, J. F., Cabezas, F. J., Cárdenas, D., Cárdenas-Toro, J., Castaño, N., Chacón, E., Chatelain, C., Dullinger, S., ... van Kleunen, M. (2017). *Naturalized alien flora of the world: Species diversity, taxonomic and phylogenetic patterns, geographic distribution and global hotspots of plant invasion*. <https://doi.org/10.23855/preslia.2017.203>
- Rammer, Y. (2013). *Development of a Surface—Subsurface integrated model for climate change scenarios in the Geer basin*.
- Ricciardi, A., Hoopes, M. F., Marchetti, M. P., & Lockwood, J. L. (2013). Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs*, 83(3), 263–282. <https://doi.org/10.1890/13-0183.1>
- Richards, C. L., Walls, R. L., Bailey, J. P., Parameswaran, R., George, T., & Pigliucci, M. (2008). Plasticity in salt tolerance traits allows for invasion of novel habitat by Japanese knotweed s. L. (*Fallopia japonica* and *F. xbohemica*, Polygonaceae). *American Journal of Botany*, 95(8), 931–942. <https://doi.org/10.3732/ajb.2007364>
- Richardson, A. E., Lynch, J. P., Ryan, P. R., Delhaize, E., Smith, F. A., Smith, S. E., Harvey, P. R., Ryan, M. H., Veneklaas, E. J., Lambers, H., Oberson, A., Culvenor, R. A., & Simpson, R. J. (2011). Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. *Plant and Soil*, 349(1), 121–156. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0950-4>
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2), 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>

- Rinella, M. J., Maxwell, B. D., Fay, P. K., Weaver, T., & Sheley, R. L. (2009). Control effort exacerbates invasive-species problem. *Ecological Applications*, 19(1), 155–162. <https://doi.org/10.1890/07-1482.1>
- Rouifed, S., Cottet, M., de Battista, M., Le Lay, Y.-F., Rateau, P., Rivière-Honegger, A., & Piola, F. (2020). Inefficiency of cutting stems once during the vegetative growth of *Fallopia* spp. *Management of Biological Invasions*, 11(3), 399–405. <https://doi.org/10.3391/mbi.2020.11.3.03>
- Rouleau, G., Bouchard, M., Matte, R., & Lavoie, C. (2023). Effectiveness and cost of a rapid response campaign against Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*) along a Canadian river. *Invasive Plant Science and Management*, 16(2), 124–129. <https://doi.org/10.1017/inp.2023.11>
- Roy, D., Alderman, D., Anastasiu, P., Arianoutsou, M., Augustin, S., Bacher, S., Başnou, C., Beisel, J.-N., Bertolino, S., Bonesi, L., Bretagnolle, F., Chapuis, J. L., Chauvel, B., Chiron, F., Clergeau, P., Cooper, J., Cunha, T., Delipetrou, P., Desprez-Loustau, M.-L., ... Reyserhove, L. (2019). *DAISIE - Inventory of alien invasive species in Europe*. <https://doi.org/10.15468/ybwd3x>
- Roy, H. E., Rabitsch, W., Scalera, R., Stewart, A., Gallardo, B., Genovesi, P., Essl, F., Adriaens, T., Bacher, S., Booy, O., Branquart, E., Brunel, S., Copp, G. H., Dean, H., D'hondt, B., Josefsson, M., Kenis, M., Kettunen, M., Linnamagi, M., ... Zenetos, A. (2018). Developing a framework of minimum standards for the risk assessment of alien species. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 526–538. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13025>
- Rudenko, M., & Hulting, A. (2010). Integration of Chemical Control with Restoration Techniques for Management of *Fallopia japonica* Populations. *Management of Biological Invasions*, (1), 37–49.

- Sahin, H., & Yalinkilic, M. (2017). Using Electric Current as a Weed Control Method. *European Journal of Engineering and Technology Research*, 2(6), 59–64.
<https://doi.org/10.24018/ejeng.2017.2.6.379>
- Schimel, J. P., & Clein, J. S. (1996). Microbial response to freeze-thaw cycles in tundra and taiga soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(8), 1061–1066. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00083-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00083-1)
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grapow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., ... Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8(1), 14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Seier, M. K., Kurose, D., & Evans, H. C. (2019). *From classical to inundative control: Mycosphaerella polygoni-cuspidati as a potential mycoherbicide for Japanese knotweed.*
- Seiger, L. A., & Merchant, H. C. (1997). *Mechanical control of Japanese knotweed (Fallopia japonica [Houtt.] Ronse Decraene): Effects of cutting regime on rhizomatous reserves.*
https://www.naturalareas.org/docs/78NAJ1704_341-345.pdf
- Shaw, R. H., Bryner, S., & Tanner, R. (2009). The life history and host range of the Japanese knotweed psyllid, *Aphalara itadori* Shinji: Potentially the first classical biological weed control agent for the European Union. *Biological Control*, 49(2), 105–113.
<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.01.016>
- Siemens, T. J., & Blossey, B. (2007). An evaluation of mechanisms preventing growth and survival of two native species in invasive Bohemian knotweed (*Fallopia xbohemica*, Polygonaceae). *American Journal of Botany*, 94(5), 776–783.
<https://doi.org/10.3732/ajb.94.5.776>

- Simberloff, D., & Rejmanek, M. (Eds.). (2019). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection From The Global Invasive Species Database. In *Encyclopedia of Biological Invasions* (pp. 715–716). University of California Press.
<https://doi.org/10.1525/9780520948433-159>
- Six, J., Frey, S. D., Thiet, R. K., & Batten, K. M. (2006). Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2), 555–569. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0347>
- Skinner, H., Grinten, M., & Gover, A. (2012). Planting Native Species to Control Site Reinfestation by Japanese Knotweed (*Fallopia japonica*). *Ecological Restoration*, 30, 192–199. <https://doi.org/10.3368/er.30.3.192>
- Słowiński, K., Grygierzec, B., Tabor, S., Bucior, S., Synowiec, A., Słowiński, K., Grygierzec, B., & Tabor, S. (2024). Control and Disposal of Invasive Japanese Knotweed *Reynoutria japonica* Houtt. Using Microwave Treatment. *Journal of Visualized Experiments (JoVE)*, (213), e67660. <https://doi.org/10.3791/67660>
- Sołtysiak, J., & Brej, T. (2012). Characteristics that make the *Fallopia* genus (Polygonaceae) highly invasive. *Ecological Questions*, 16, 23–28. <https://doi.org/10.12775/v10090-012-0002-6>
- Sparks, D. L. (2000). *Bioavailability of soil potassium*.
<https://www1.udel.edu/soilchem/sparks99hss.pdf>
- Thomas, M. B., & Reid, A. M. (2007). Are exotic natural enemies an effective way of controlling invasive plants? *Trends in Ecology & Evolution*, 22(9), 447–453.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.03.003>

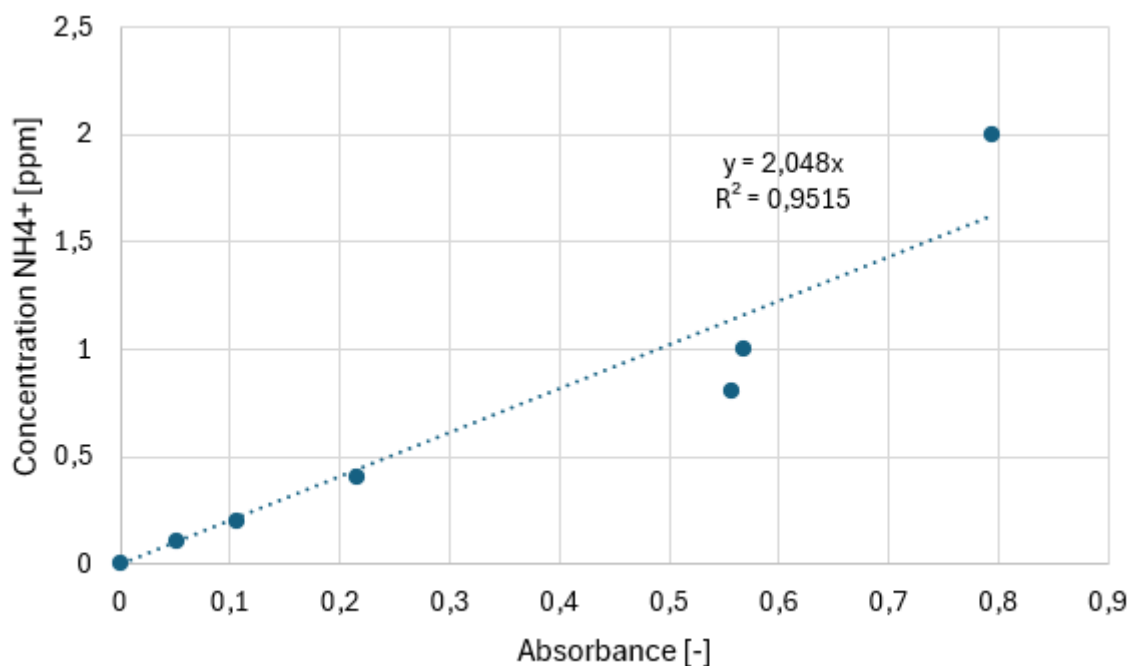
- Tiebre, M.-S., Vanderhoeven, S., Saad, L., & Mahy, G. (2007). Hybridization and Sexual Reproduction in the Invasive Alien Fallopia (Polygonaceae) Complex in Belgium. *Annals of Botany*, 99(1), 193–203. <https://doi.org/10.1093/aob/mcl242>
- Turbelin, A. J., Hudgins, E. J., Catford, J. A., Cuthbert, R. N., Diagne, C., Kourantidou, M., Roiz, D., & Courchamp, F. (2024). Biological invasions as burdens to primary economic sectors. *Global Environmental Change*, 87, 102858. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2024.102858>
- Turbelin, A. J., Malamud, B. D., & Francis, R. A. (2017). Mapping the global state of invasive alien species: Patterns of invasion and policy responses. *Global Ecology and Biogeography*, 26(1), 78–92. <https://doi.org/10.1111/geb.12517>
- Ulloa, S. M., Datta, A., Bruening, C., Gogos, G., Arkebauer, T. J., & Knezevic, S. Z. (2012). Weed control and crop tolerance to propane flaming as influenced by the time of day. *Crop Protection*, 31(1), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2011.09.005>
- Urgenson, L. S., Reichard, S. H., & Halpern, C. B. (2009). Community and ecosystem consequences of giant knotweed (*Polygonum sachalinense*) invasion into riparian forests of western Washington, USA. *Biological Conservation*, 142(7), 1536–1541. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.023>
- van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., Kreft, H., Weigelt, P., Kartesz, J., Nishino, M., Antonova, L. A., Barcelona, J. F., Cabezas, F. J., Cárdenas, D., Cárdenas-Toro, J., Castaño, N., Chacón, E., Chatelain, C., Ebel, A. L., ... Pyšek, P. (2015). Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature*, 525(7567), 100–103. <https://doi.org/10.1038/nature14910>
- van Kleunen, M., Pyšek, P., Dawson, W., Essl, F., Kreft, H., Pergl, J., Weigelt, P., Stein, A., Dullinger, S., König, C., Lenzner, B., Maurel, N., Moser, D., Seebens, H., Kartesz, J.,

- Nishino, M., Aleksanyan, A., Ansong, M., Antonova, L. A., ... Winter, M. (2019). The Global Naturalized Alien Flora (GloNAF) database. *Ecology*, 100(1), e02542. <https://doi.org/10.1002/ecy.2542>
- Vanhala, P., Kurstjens, D., Ascard, J., Bertram, A., Cloutier, D. C., Mead, A., Raffaelli, M., & Rasmussen, J. (2004). *Guidelines for physical weed control research: Flame weeding, weed harrowing and intra-row cultivation*.
- Vilà, Espinar, José, Hejda, Martin, Hulme, Philip, Jarosik, Vojtech, Maron, John, Pergl, Jan, Schaffner, Urs, Sun, Yan, & Pysek, Petr. (2011). *Ecological impacts of invasive alien plants: A meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems*. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
- Wallonie Biodiversité. (2018). *Alfresco » CBP_20250304_fiche 5_plantes invasives.pdf*. <https://alfresco.environnement.brussels/share/s/mwkF01orTT2Mz9vCxkDITA>
- Walther, G.-R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., ... Settele, J. (2009). Alien species in a warmer world: Risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 686–693. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.008>
- Weidlich, E. W. A., Flórido, F. G., Sorrini, T. B., & Brancalion, P. H. S. (2020). Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology*, 57(9), 1806–1817. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13656>
- Williamson, M., & Fitter, A. (1996). The Varying Success of Invaders. *Ecology*, 77(6), 1661–1666. <https://doi.org/10.2307/2265769>

Zhang, Z., & van Kleunen, M. (2019). Common alien plants are more competitive than rare natives but not than common natives. *Ecology Letters*, 22(9), 1378–1386.
<https://doi.org/10.1111/ele.13320>

8. Annexes

8.1. Annexes concernant la partie « Matériels et méthodes »



Annexe 1 - Courbe d'étalonnage pour la CEC

8.2. Annexes concernant la partie « Résultats et discussion »

Annexe 2 - Tableau reprenant les taux de croissance moyens pour les trois traitements répétés en aval de croissance. La valeur avant traitement correspond au taux de croissance en octobre et la valeur après traitement correspond au taux de croissance en février

	Taux de croissance moyen (cm/mois)	Variation du taux de croissance (%)
Coupe (avant traitement)	7,74	-4,65
Coupe (après traitement)	7,38	
Brûlage dirigé (avant traitement)	9,54	+0,84
Brûlage dirigé (après traitement)	9,62	
Eau chaude aval (avant traitement)	10	-27,8
Eau chaude aval (après traitement)	7,22	

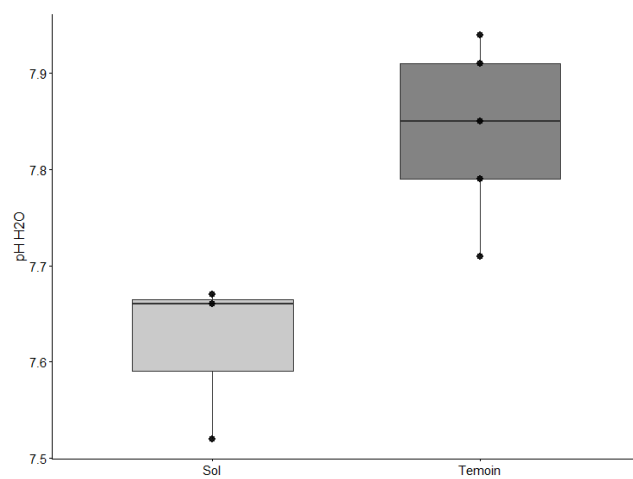
Annexe 3 - Tableau reprenant les taux d'acquisition foliaire pour les trois traitements répétés en aval de croissance. La valeur avant traitement correspond au taux de croissance en octobre et la valeur après traitement correspond au taux de croissance en février

	Taux d'acquisition foliaire par (feuilles/mois)	Variation du taux d'acquisition foliaire (%)
Coupe (avant traitement)	5,6	+196
Coupe (après traitement)	16,6	
Brûlage dirigé (avant traitement)	11,2	-12,5
Brûlage dirigé (après traitement)	9,8	
Eau chaude aval (avant traitement)	10,8	+9,26
Eau chaude aval (après traitement)	11,8	

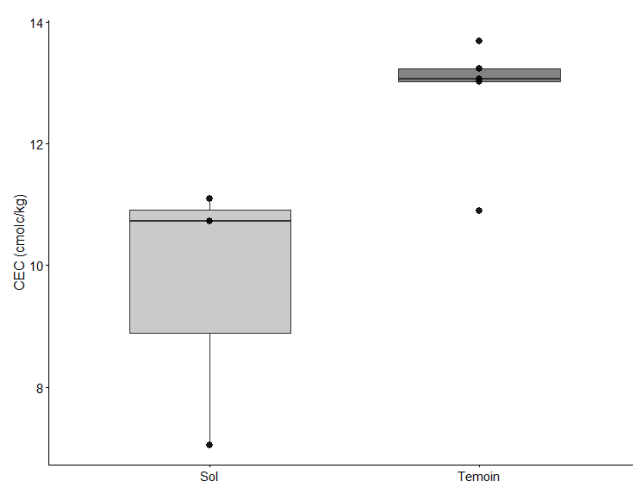
Annexe 4 - Résultats bruts de l'ensemble des paramètres

échantillons	pH	CEC (cmolc/kg)	Ca (cmolc/kg)	K (cmolc/kg)	Mg (cmolc/kg)	Na (cmolc/kg)	Somme (cmolc/kg)	Taux Sat (%)	Carbone organique (%)	Azote total (%)	C/N	Carbone microbien (ppm)
T1	7,85	13,2	23,8	0,25	1,07	0,39	25,5	100	1,24	0,084	14,8	48,5
T2	7,71	13,7	24,3	0,30	1,26	0,34	26,2	100	1,28	0,081	15,8	11,9
T3	7,91	10,9	21,9	0,23	1,01	0,22	23,4	100	1,28	0,090	14,2	16,8
T4	7,79	13,1	23,3	0,25	1,14	0,23	25,0	100	1,27	0,082	15,5	9,25
T5	7,94	13,0	23,5	0,23	1,33	0,38	25,5	100	1,19	0,078	15,2	11,1
Comp1	7,68	14,0	23,6	0,23	1,09	0,26	25,1	100	1,39	0,091	15,2	11,0
Comp2	7,64	12,1	24,6	0,21	0,99	0,40	26,2	100	1,53	0,093	16,4	16,4
Comp3	7,65	9,58	24,5	0,22	1,05	0,36	26,1	100	1,30	0,091	14,4	20,1
Comp4	7,89	10,9	22,9	0,27	0,93	0,18	24,3	100	1,54	0,101	15,3	9,79
Comp5	7,76	10,8	23,7	0,19	1,07	0,35	25,3	100	1,27	0,081	15,8	14,0
C1	7,84	10,2	22,2	0,29	1,21	0,26	23,9	100	1,20	0,079	15,2	7,17
C2	7,70	11,2	23,9	0,27	1,58	0,54	26,3	100	1,25	0,082	15,3	7,87
C3	7,68	8,92	23,9	0,27	1,39	0,40	25,9	100	1,21	0,078	15,5	6,80
C4	8,08	9,66	23,9	0,28	1,27	0,33	25,8	100	1,21	0,082	14,9	12,8
C5	7,75	11,2	24,1	0,37	1,26	0,31	26,1	100	1,30	0,081	16,0	5,48
B1	7,78	10,7	23,4	0,24	1,23	0,29	25,1	100	1,35	0,073	18,5	1,37
B2	7,79	8,77	21,7	0,27	1,25	0,32	23,6	100	1,30	0,093	14,0	9,58
B3	7,89	11,2	21,2	0,28	1,12	0,22	22,9	100	1,24	0,083	15,0	2,56
B4	7,81	10,3	20,6	0,25	1,06	0,21	22,1	100	1,21	0,081	14,9	10,0
B5	7,76	10,7	23,4	0,26	1,19	0,25	25,2	100	1,22	0,080	15,3	16,1
Av1	7,74	11,3	24,4	0,30	1,27	0,28	26,2	100	1,33	0,083	16,0	10,5
Av2	7,72	8,65	21,9	0,23	1,19	0,30	23,6	100	1,27	0,073	17,5	8,42
Av3	7,75	7,44	22,5	0,26	1,29	0,34	24,3	100	1,25	0,082	15,4	11,2
Av4	7,75	11,6	21,2	0,25	1,26	0,32	23,0	100	1,27	0,083	15,2	7,75
Av5	7,83	12,7	19,7	0,26	1,12	0,23	21,3	100	1,31	0,094	14,0	13,3
Am1	7,89	12,9	18,3	0,25	0,95	0,21	19,7	100	1,27	0,086	14,7	6,67
Am2	7,95	11,8	18,4	0,29	1,09	0,27	20,0	100	1,36	0,090	15,1	30,5
Am3	7,89	10,8	19,3	0,42	0,97	0,19	20,9	100	1,31	0,087	15,2	11,0
Am4	8,09	11,9	18,9	0,39	0,96	0,20	20,5	100	1,35	0,092	14,7	2,04
Am5	7,73	12,6	19,8	0,60	1,06	0,27	21,7	100	1,33	0,101	13,1	11,4

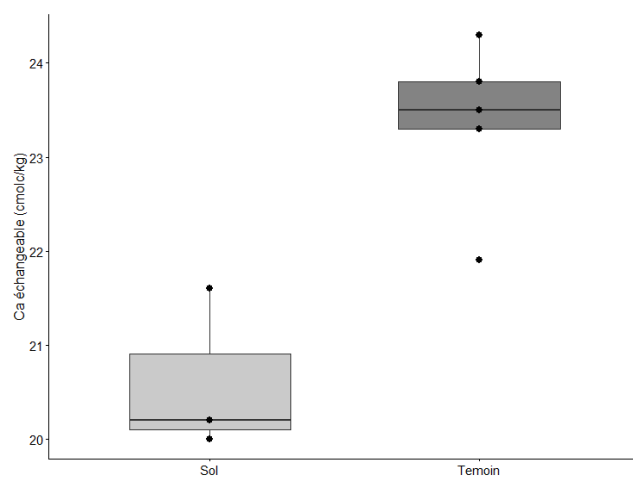
S1	8,00	12,7	20,7	0,72	1,13	0,24	22,8	100	1,27	0,091	14,0	11,1
S2	7,69	12,1	20,3	0,77	1,17	0,24	22,4	100	1,20	0,088	13,7	13,9
S3	7,86	11,3	20,2	0,66	1,11	0,22	22,1	100	1,35	0,086	15,7	27,0
S4	7,64	10,5	20,5	0,64	1,20	0,24	22,5	100	1,35	0,098	13,7	6,63
S5	7,73	12,2	21,7	0,65	1,15	0,23	23,7	100	1,33	0,094	14,1	25,8
G1	7,97	9,42	19,9	0,54	1,17	0,26	21,8	100	1,30	0,093	14,0	18,8
G2	7,67	10,6	20,5	0,59	1,17	0,30	22,5	100	1,34	0,092	14,5	6,04
G3	7,72	12,8	20,1	0,70	1,20	0,27	22,2	100	1,31	0,094	13,9	13,0
G4	7,71	11,2	20,0	0,76	1,14	0,25	22,2	100	1,36	0,102	13,4	9,80
G5	7,74	11,3	19,3	0,58	1,13	0,25	21,3	100	1,32	0,094	14,0	12,1
Bach1	7,55	11,2	21,0	0,66	1,20	0,25	23,2	100	1,38	0,100	13,7	6,58
Bach2	7,49	11,7	20,7	0,82	1,31	0,35	23,2	100	1,39	0,105	13,2	5,61
Bach3	7,54	11,2	20,4	0,81	1,44	0,38	23,0	100	1,31	0,105	12,4	3,15
Bach4	7,59	10,4	20,6	0,59	1,16	0,24	22,6	100	1,45	0,108	13,5	11,0
Bach5	7,59	10,9	19,6	0,74	1,14	0,23	21,7	100	1,28	0,086	14,9	6,10
Sol1	7,66	10,7	20,2	0,74	1,17	0,20	22,3	100	1,36	0,098	13,9	/
Sol2	7,52	7,05	20,0	0,73	1,17	0,20	22,1	100	1,38	0,104	13,2	/
Sol3	7,67	11,1	21,6	0,70	1,14	0,20	23,6	100	1,29	0,103	12,6	/



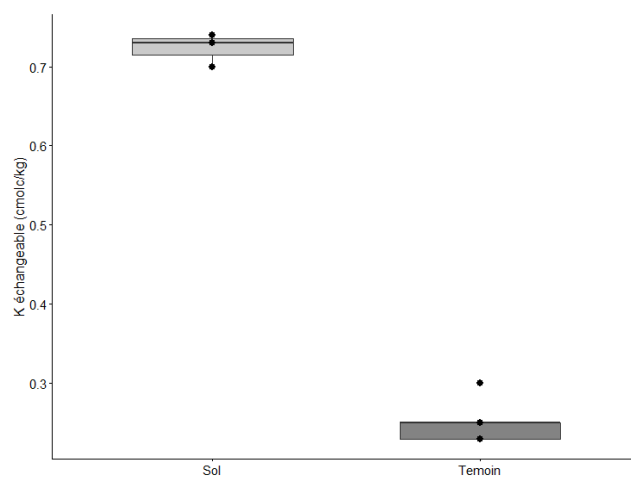
Annexe 5 - pH mesuré pour le sol initial (n=3) et le témoin (n=5)



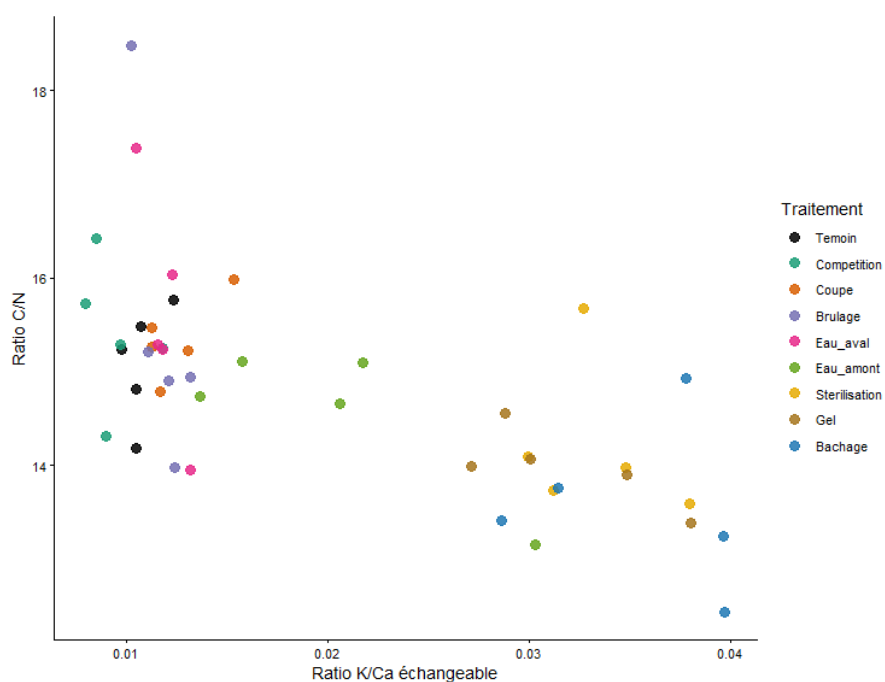
Annexe 6 - CEC mesurée pour le sol initial (n=3) et le témoin (n=5)



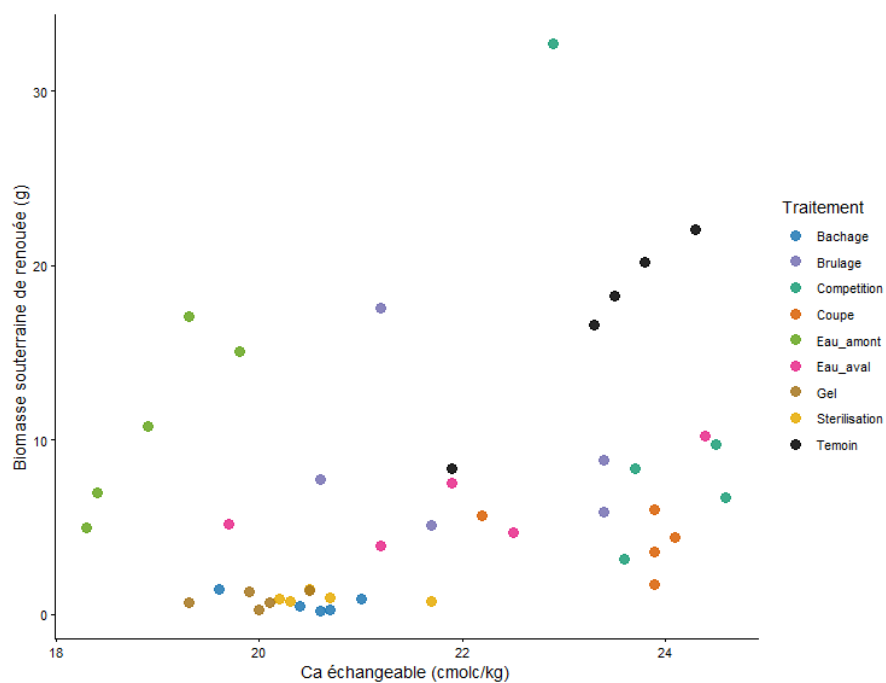
Annexe 7 - Ca échangeable mesuré pour le sol initial (n=3) et le témoin (n=5)



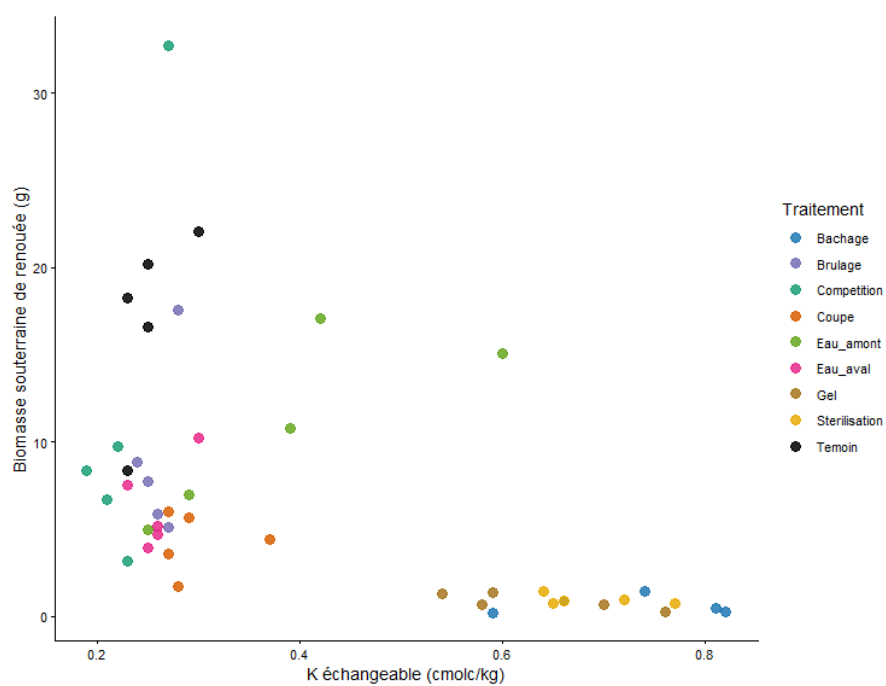
Annexe 8 - K échangeable mesuré pour le sol initial (n=3) et le témoin (n=5)



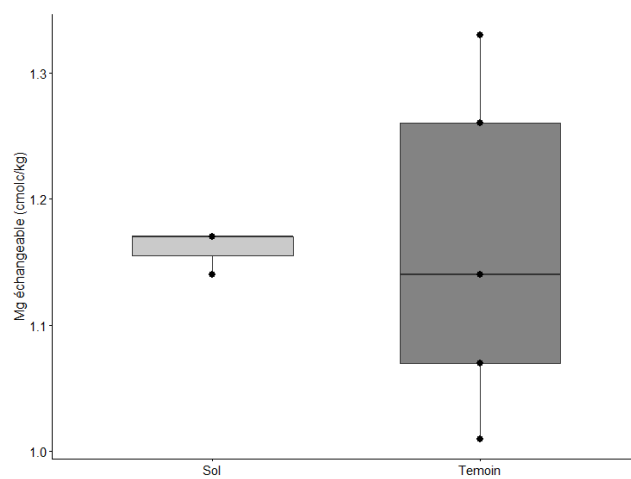
Annexe 9 - Diagramme de dispersion du rapport C/N en fonction du rapport K/Ca



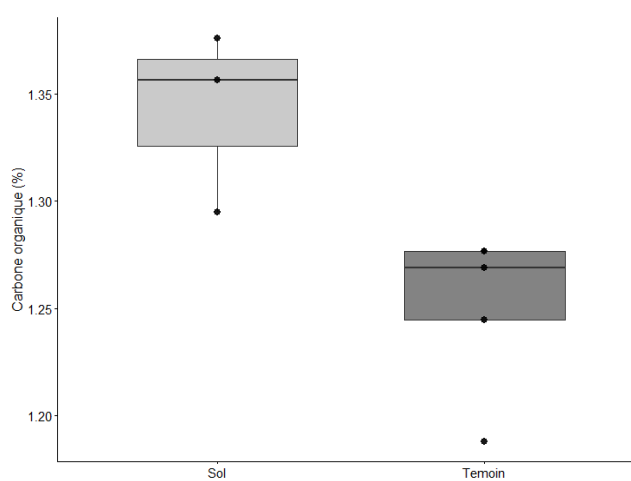
Annexe 10 - Diagramme de dispersion entre le calcium échangeable et la biomasse souterraine



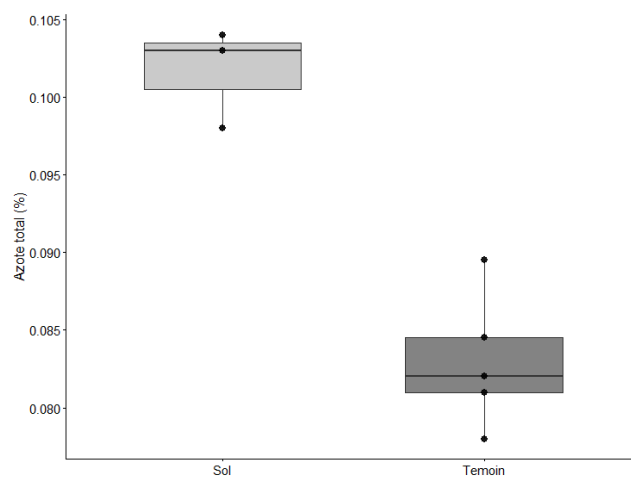
Annexe 11 - Diagramme de dispersion entre le potassium échangeable et la biomasse souterraine



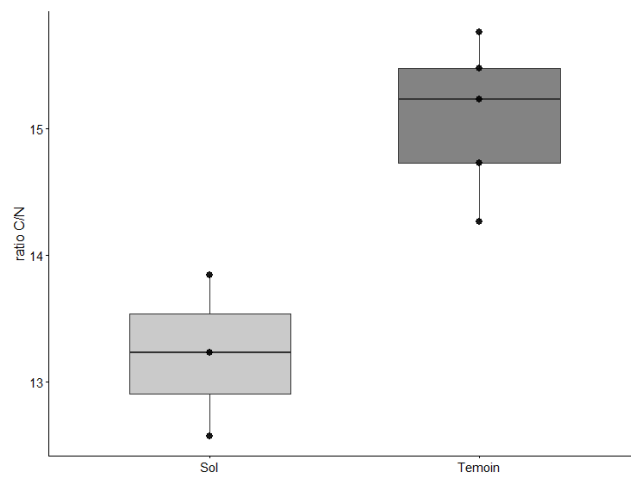
Annexe 12 - Mg mesuré pour le sol initial (n=3) et le témoin (n=5)



Annexe 13 - Carbone organique mesuré pour le sol initial (n=3) et le témoin (n=5)



Annexe 14 - Azote total mesuré pour le sol initial (n=3) et le témoin (n=5)



Annexe 15 - Rapport C/N calculé pour le sol initial (n=3) et le témoin (n=5)

Évaluation des méthodes de gestion des renouées asiatiques (*Reynoutria* sp.) et de leurs effets sur la qualité des sols

David Esteves Granado

Les renouées asiatiques figurent parmi les plantes exotiques envahissantes les plus problématiques en Europe, notamment en raison de leur forte capacité de colonisation et de régénération. Leur gestion représente un enjeu croissant pour les gestionnaires d'espaces naturels et urbains, en particulier dans un contexte de limitation des herbicides et d'expansion de taxons hybrides tels que *Reynoutria* × *bohemica*.

Ce travail évalue différentes méthodes de gestion des renouées selon une double approche : leur efficacité et opérationnalité potentielles de contrôle et leurs effets sur les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol. Une synthèse bibliographique a été combinée à une expérimentation en serre comparant plusieurs traitements mécaniques, thermiques et biologiques. Les résultats montrent une efficacité contrastée des traitements, certains, comme le bâchage ou la stérilisation thermique, permettent une suppression quasi complète de la biomasse aérienne, tandis que d'autres, notamment les traitements thermiques et mécaniques n'ayant pas d'impacts directs sur les rhizomes, induisent surtout un affaiblissement progressif et variable selon les conditions d'application.

Les analyses de sol montrent que les traitements modifient principalement les flux biogéochimiques et le fonctionnement biologique du sol plutôt que ses propriétés structurales. L'analyse en composantes principales met en évidence le rôle central de la rhizosphère dans les différences observées entre traitements. Les traitements thermiques ne forment pas un groupe homogène et leurs effets varient fortement selon leur mode d'action. Malgré certaines modifications des cycles de nutriments, aucune dégradation généralisée de la qualité du sol n'a été observée à court terme.

Ce travail souligne l'importance d'intégrer les effets écologiques indirects des méthodes de gestion dans les stratégies de contrôle des renouées asiatiques.