
Elaboration d'un guide de bonnes pratiques pour la gestion des plantes aquatiques et des écrevisses envahissantes

Auteur : Crepin, Elodie

Promoteur(s) : Monty, Arnaud

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2020-2021

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/12931>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

**ÉLABORATION D'UN GUIDE DE BONNES
PRATIQUES POUR LA GESTION DES PLANTES
AQUATIQUES ET DES ÉCREVISSSES
ENVAHISSANTES**

Elodie CREPIN

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU
DIPLÔME DE MASTER EN BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES
ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2020-2021

Promoteur : Arnaud MONTY

« Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech. »

« Le présent document n'engage que son auteur. »

**ÉLABORATION D'UN GUIDE DE BONNES
PRATIQUES POUR LA GESTION DES PLANTES
AQUATIQUES ET DES ÉCREVISSSES
ENVAHISSANTES**

Elodie CREPIN

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU
DIPLÔME DE MASTER EN BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES
ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2020-2021

Promoteur : Arnaud MONTY

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mon promoteur Arnaud Monty pour m'avoir permis de travailler sur ce sujet très intéressant. Je souhaite également le remercier pour son suivi, ses relectures, sa disponibilité ainsi que pour ses précieux conseils.

Je remercie également les équipes du DEMNA, du Contrat de Rivière Senne et du Contrat de Rivière Dyle-Gette pour leur aide tout au long de mon travail de recherche dans les étangs. Je tiens tout particulièrement à remercier Roger Cammaerts pour son aide, ses contacts ainsi que ses conseils avisés. Sans lui, la mise en place de mon protocole aurait été beaucoup plus compliquée.

Je tiens aussi à remercier mon papa pour m'avoir accompagnée chaque samedi matin relever les pièges.

Et pour terminer, je tiens à remercier Dominique Laloux et Carine Frérard pour leur relecture. Je remercie de tout cœur ma famille et belle famille, mon compagnon ainsi que mes proches et amis pour leur soutien tout au long de mon parcours académique.

RÉSUMÉ

Au cours des dernières décennies, de nombreuses espèces exotiques ont été introduites de manière volontaire et involontaire par l'homme dans nos écosystèmes. Le nombre d'espèces exotiques présent dans l'Union européenne est estimé à environ 12.000 espèces. Parmi ces espèces, entre 10 et 15% sont considérées comme envahissantes. Elles constituent dès lors une menace pour la biodiversité et les services fournis par les écosystèmes.

Afin d'améliorer les stratégies de gestion des espèces exotiques envahissantes, le projet Life RIPARIAS a vu le jour en janvier 2021. Ce mémoire a été réalisé en lien avec celui-ci. Il concerne plus spécifiquement les cinq espèces d'écrevisses envahissantes (*Orconectes limosus* Rafinesque, *Orconectes virilis* Hagen, *Pacifastacus leniusculus* Dana, *Procambarus clarkii* Girard et *Procambarus fallax* Hagen) et les huit plantes aquatiques envahissantes (*Cabomba caroliniana* A.Gray, *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John, *Hydrocotyle ranunculoides* L.f., *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss, *Ludwigia grandiflora* (Michx.) Greuter & Burdet, *Ludwigia peploides* (Kunth.) P.H. Raven, *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. et *Myriophyllum heterophyllum* Michaux) ciblées par le projet Life RIPARIAS.

Le premier objectif de cette étude est de présenter l'état de l'art des méthodes de gestion existantes pour la lutte contre les écrevisses et les plantes aquatiques envahissantes. Le second objectif est d'étudier l'efficacité de ces méthodes afin d'orienter les gestionnaires vers les techniques les plus adéquates en fonction des situations rencontrées.

En vue de répondre à ces objectifs, une recherche systématique a été opérée au sein de la littérature scientifique. Sur base des résultats obtenus, des conseils sont donnés aux gestionnaires sous forme de fiches synthèses listant l'ensemble des points clés. Des arbres de décision sont également présentés afin d'aiguiller les gestionnaires dans leurs choix.

Une étude visant à comparer l'efficacité et la sélectivité des refuges artificiels par rapport aux nasses pour la gestion de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) est également présentée dans ce mémoire.

ABSTRACT

Over the past decades, many alien species have been introduced voluntarily and involuntarily into our ecosystems by humans. The number of alien species present in the European Union is estimated at approximately 12,000 species. Among these species, between 10 and 15% are considered invasive. They constitute therefore a threat to biodiversity and ecosystem services.

In order to improve management strategies for invasive alien species, the Life RIPARIAS project was initiated in January 2021. This thesis was carried out in collaboration with this Life project. It focuses on five invasive crayfish species (*Orconectes limosus* Rafinesque, *Orconectes virilis* Hagen, *Pacifastacus leniusculus* Dana, *Procambarus clarkii* Girard and *Procambarus fallax* Hagen) and the eight invasive aquatic plants (*Cabomba caroliniana* A.Gray, *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John, *Hydrocotyle ranunculoides* L.f., *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss, *Ludwigia grandiflora* (Michx.) Greuter & Burdet, *Ludwigia peploides* (Kunth.) P.H. Raven, *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. and *Myriophyllum heterophyllum* Michaux).

The first aim of this study is to present the state of the art of existing management methods for the control of invasive crayfish and aquatic plants. The second aim is to study the effectiveness of these methods in order to guide managers towards the most appropriate techniques according to the situations encountered.

In order to meet these objectives, a systematic search was carried out in the scientific literature. On the basis of the results obtained, guidance is given to managers through summary sheets. Decision trees are also presented to guide managers in their choices.

A study to compare the effectiveness and selectivity of artificial refuge traps to traps for the management of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) is also presented in this thesis.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	II
RÉSUMÉ	III
ABSTRACT.....	IV
LISTE DES FIGURES	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XII
1 Introduction	1
2 Problématique des espèces exotiques envahissantes	2
2.1 Problématique des écrevisses envahissantes	2
2.2 Problématique des plantes aquatiques envahissantes.....	4
3 Matériel et méthodes.....	5
3.1 Recherche bibliographique	5
3.2 Synthèse des informations	6
3.3 Fiches relatives aux mesures de gestion	10
3.4 Arbre de décision	12
4 Résultats relatifs aux écrevisses envahissantes	13
4.1 Recherche systématique	13
4.2 Implications pour le gestionnaire.....	18
4.2.1 Limiter la propagation	19
4.2.2 Gestion post-contrôle	21
4.3 Pistes pour l'avenir.....	23
5 Résultats relatifs aux plantes aquatiques envahissantes.....	28
5.1 Recherche systématique	28
5.2 Implications pour le gestionnaire.....	35
5.2.1 Arbre de décision	37
5.2.2 Limiter la propagation	41
5.2.3 Gestion post-contrôle	41
5.3 Pistes pour l'avenir.....	42
6 Comparaison de l'efficacité et de la sélectivité des refuges artificiels par rapport aux nasses appâtées pour la gestion de <i>Procambarus clarkii</i> dans les étangs.....	46

6.1	Introduction.....	46
6.2	Matériel et méthodes	48
6.2.1	Zone d'étude	48
6.2.2	Méthodes testées	53
6.2.3	Identification et mesures biométriques.....	55
6.3	Analyse des données	57
6.3.1	Comparaison de l'efficacité des différents types de piégeage	57
6.3.2	Effet des méthodes de piégeage sur le nombre de mâles et de femelles capturés ...	58
6.3.3	Effet des méthodes de piégeage sur la taille des écrevisses capturées	58
6.3.4	Impact des variables environnementales sur le nombre d'écrevisses capturées	58
6.3.5	Prises accessoires	59
6.3.6	Relation entre le diamètre des tubes des refuges artificiels et le nombre, le sexe et la taille des écrevisses capturées	59
6.3.7	Comparaison avec les données des années précédentes	60
6.4	Résultats.....	61
6.4.1	Résultats globaux	61
6.4.2	Comparaison de l'efficacité des différents types de piégeage	62
6.4.3	Effet des méthodes de piégeage sur le nombre de mâles et de femelles capturés ...	65
6.4.4	Effet des méthodes de piégeage sur la taille des écrevisses capturées	66
6.4.5	Impact des variables environnementales sur le nombre d'écrevisses capturées	71
6.4.6	Prises accessoires	72
6.4.7	Relation entre le diamètre des tubes des refuges artificiels et le nombre, le sexe et la taille des écrevisses capturées	73
6.4.8	Comparaison avec les données des années précédentes	74
6.5	Discussion.....	75
7	Conclusion.....	78
8	Bibliographie.....	82
9	Annexes	1
9.1	Fiches espèces.....	1
9.1.1	Ecrevisses envahissantes	1
	Fiche 1 : <i>Orconectes virilis</i>	1
	Fiche 2 : <i>Orconectes limosus</i>	5
	Fiche 3 : <i>Procambarus clarkii</i>	9
	Fiche 4 : <i>Procambarus fallax</i>	14
	Fiche 5 : <i>Pacifastacus leniusculus</i>	17
9.1.2	Plantes aquatiques envahissantes	20
	Fiche 1 : <i>Cabomba caroliniana</i>	20

	Fiche 2 : <i>Lagarosiphon major</i>	24
	Fiche 3 : <i>Ludwigia peploides</i>	28
	Fiche 4 : <i>Ludwigia grandiflora</i>	32
	Fiche 5 : <i>Myriophyllum heterophyllum</i>	36
	Fiche 6 : <i>Myriophyllum aquaticum</i>	40
	Fiche 7 : <i>Elodea nuttallii</i>	44
	Fiche 8 : <i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	48
9.2	Fiches mesures de gestion	52
9.2.1	Ecrevisses envahissantes	52
9.2.1.1	Méthodes biologiques.....	52
	Fiche 1 : Anguille européenne (<i>Anguilla anguilla</i>).....	52
9.2.1.2	Méthodes physiques	55
	Fiche 1 : Pièges appâtés.....	55
	Fiche 2 : Pièges non appâtés	63
	Fiche 3 : Pêche électrique.....	66
	Fiche 4 : Pêche au filet	69
	Fiche 6 : Mise en assec.....	71
9.2.1.3	Méthodes combinées	74
	Fiches 1 : Combinaison des pièges appâtés, refuges artificiels et pêche électrique	74
9.2.2	Plantes aquatiques envahissantes	76
9.2.2.1	Méthodes biologiques.....	76
	Fiche 1 : Carpes herbivores (<i>Ctenopharyngodon idella</i>).....	76
9.2.2.2	Méthodes physiques	78
	Fiche 1 : Arrachage manuel	78
	Fiche 2 : Arrachage mécanique.....	81
	Fiche 3 : Assèchement.....	83
	Fiche 4 : Privation de lumière au moyen d'une couverture flottante	85
	Fiche 5 : Privation de lumière au moyen d'une couverture benthique	87
	Fiche 6 : Remise en suspension	90
	Fiche 7 : Retrait de substrat	92
	Fiche 8 : Coupe	94
	Fiche 9 : Enlèvement manuel par aspiration.....	98
9.3	Coût des méthodes de gestion.....	100
9.3.1	Ecrevisses envahissantes	101
9.3.2	Plantes aquatiques envahissantes	103
9.4	Liste des agents de contrôle biologiques pour la gestion des plantes aquatiques envahissantes	105

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 : Présentation des options de gestion pour les écrevisses envahissantes	7
Figure 3.2 : Présentation des options de gestion pour les plantes aquatiques envahissantes	7
Figure 4.1: Nombre d'études sur les méthodes de lutte physiques, combinées, chimiques, biologiques et autocides pour <i>O.limosus</i> , <i>O.virilis</i> , <i>P.leniusculus</i> , <i>P.clarkii</i> et <i>P.fallax</i>	13
Figure 5.1 : Nombre d'études sur les méthodes de lutte physiques, combinées, chimiques et biologiques pour <i>C.caroliniana</i> , <i>E.nuttallii</i> , <i>H.ranunculoides</i> , <i>L.major</i> , <i>L.grandiflora</i> , <i>L.peploides</i> , <i>M.aquaticum</i> et <i>M.heterophyllum</i>	28
Figure 5.2 : Arbre de décision relatif aux méthodes de gestion pour les plantes aquatiques envahissantes	38
Figure 5.3 : Barrage flottant (Van Oosterhout, 2009)	41
Figure 5.4 : Nombre d'études sur les agents de contrôle biologiques herbivores potentiels pour <i>C.caroliniana</i> , <i>E.nuttallii</i> , <i>H.ranunculoides</i> , <i>L.major</i> , <i>L.grandiflora</i> , <i>L.peploides</i> , <i>M.aquaticum</i> et <i>M.heterophyllum</i>	43
Figure 6.1 : Localisation du bassin du projet Life RIPARIAS	48
Figure 6.2 : Localisation des étangs	49
Figure 6.3 : Les étangs de Gerpennes	50
Figure 6.4 : Les étangs du Bouret (Ecaussinnes)	50
Figure 6.5 : Les étangs du Bouret (Ecaussinnes)	51
Figure 6.6 : Les étangs du Bouret (Ecaussinnes)	51
Figure 6.7 : Les étangs du bassin de la Dendre Orientale (Lens)	52
Figure 6.8 : Les étangs du bassin du Mille (Hamme-Mille)	52
Figure 6.9 : Refuges artificiels lestés	53
Figure 6.10 : Nasses appâtées avec des Frolics dans des sacs en nylon.....	54
Figure 6.11 : Mesure d'une écrevisse du rostre (1) au telson (2) au moyen d'une réglette de mesure	55
Figure 6.12 : Illustration de la distinction entre les écrevisses mâles et femelles.....	56
Figure 6.13 : Représentation des comptages observés (en bleu) et théoriques (en rose) de <i>P.clarkii</i>	59
Figure 6.14 : Représentation graphique des CPUE par site et par méthode de piégeage.....	63
Figure 6.15 : P-valeurs obtenues pour le test de Kruskal-Wallis.....	65

Figure 6.16 : Nombre d'écrevisses capturées par classe de taille en fonction des méthodes de piégeage	67
Figure 6.17 : Répartition de la taille des écrevisses mâles et femelles capturées pour les quatre méthodes de piégeage	69
Figure 6.18 : Résultats obtenus pour la régression linéaire quasi-poisson	71
Figure 6.19 : Proposition d'amélioration pour les refuges artificiels.....	76
Figure 9.1 : Identification de <i>Orconectes virilis</i>	2
Figure 9.2 : Répartition mondiale de <i>Orconectes virilis</i> (UICN, 2010).....	4
Figure 9.3 : Identification de <i>Orconectes limosus</i>	6
Figure 9.4 : Répartition mondiale de <i>Orconectes limosus</i> (UICN, 2010)	7
Figure 9.5 : Répartition de <i>Orconectes limosus</i> en Belgique (GBIF, 2021).....	8
Figure 9.6 : Identification de <i>Procambarus clarkii</i>	10
Figure 9.7 : Répartition mondiale de <i>Procambarus clarkii</i> (UICN,2010)	12
Figure 9.8 : Répartition de <i>Procambarus clarkii</i> en Belgique (GBIF,2021).....	12
Figure 9.9 : Identification de <i>Procambarus fallax forma virginalis</i>	15
Figure 9.10 : Répartition mondiale de <i>Procambarus fallax</i> (GBIF,2020)	16
Figure 9.11 : Identification de <i>Pacifastacus leniusculus</i>	17
Figure 9.12 : Répartition mondiale de <i>Pacifastacus leniusculus</i> (GBIF,2021)	18
Figure 9.13 : Répartition de <i>Pacifastacus leniusculus</i> en Belgique (GBIF,2021).....	19
Figure 9.14 : Traits morphologiques de <i>Cabomba caroliniana</i> (SPW, 2021a).....	21
Figure 9.15 : Répartition mondiale de <i>Cabomba caroliniana</i> (EPPO, 2019).....	22
Figure 9.16 : <i>Lagarosiphon major</i> (INPN, 2021)	25
Figure 9.17 : Distinction entre <i>Egeria densa</i> , <i>Elodea canadensis</i> et <i>Elodea nuttallii</i>	25
Figure 9.18 : Répartition mondiale de <i>Lagarosiphon major</i> (EPPO, 2019).....	26
Figure 9.19 : Répartition des populations établies de <i>Lagarosiphon major</i> en Belgique (Branquart, Stiers, Triest, et al., 2013b)	26
Figure 9.20 : Traits morphologiques de <i>L.peplodes</i> (SPW, 2021c)	29
Figure 9.21 : Feuilles des tiges florifères de <i>L.peplodes</i> (SPW, 2021c)	29
Figure 9.22 : Distinction entre <i>L.grandiflora</i> et <i>L.peplodes</i>	29
Figure 9.23 : Distinction entre <i>L.grandiflora</i> et <i>L.peplodes</i>	30
Figure 9.24 : Répartition mondiale de <i>Ludwigia peploides</i> (EPPO, 2019)	31
Figure 9.25 : Répartition des populations établies de <i>Ludwigia peploides</i> en Belgique (Branquart, Vanderhoeven, et al., 2013)	31
Figure 9.26 : Traits morphologiques de <i>L.grandiflora</i> (SPW, 2021c).....	33

Figure 9.27 : Feuilles des tiges florifères de <i>L. grandiflora</i> (SPW, 2021c)	33
Figure 9.28 : Distinction entre <i>L. grandiflora</i> et <i>L. peploides</i>	33
Figure 9.29 : Distinction entre <i>L. grandiflora</i> et <i>L. peploides</i>	34
Figure 9.30 : Répartition mondiale de <i>Ludwigia grandiflora</i> (EPPO, 2019)	34
Figure 9.31 : Répartition des populations établies de <i>Ludwigia grandiflora</i> en Belgique (Branquart, Stiers, Vanderhoeven, et al., 2013)	35
Figure 9.32 : Traits morphologiques de <i>M. heterophyllum</i> (SPW, 2021e).....	37
Figure 9.33 : Distinction avec <i>M. verticillatum</i> , <i>M. spicatum</i> et <i>M. alterniflorum</i>	37
Figure 9.34 : Distinction avec <i>Ceratophyllum sp</i> et <i>H. vulgaris</i>	38
Figure 9.35 : Répartition mondiale de <i>Myriophyllum heterophyllum</i> (EPPO, 2019).....	39
Figure 9.36 : Répartition des populations établies de <i>Myriophyllum heterophyllum</i> en Belgique (Baus et al., 2013).....	39
Figure 9.37 : Traits morphologiques de <i>M. aquaticum</i> (SPW, 2021d)	41
Figure 9.38 : Distinction avec <i>M. verticillatum</i> , <i>M. spicatum</i> et <i>M. alterniflorum</i>	41
Figure 9.39 : Distinction avec <i>Ceratophyllum sp</i> et <i>H. vulgaris</i>	41
Figure 9.40 : Répartition mondiale de <i>Myriophyllum aquaticum</i> (EPPO, 2019)	42
Figure 9.41 : Répartition des populations établies de <i>Myriophyllum aquaticum</i> en Belgique (Branquart, Triest, et al., 2013)	43
Figure 9.42 : Traits morphologiques de <i>E. nuttallii</i> (SPW, 2021b; Terrin, 2011)	45
Figure 9.43 : Répartition mondiale de <i>Elodea nuttalli</i> (EPPO, 2019)	46
Figure 9.44 : Répartition des populations établies de <i>Elodea nuttalli</i> en Belgique (Branquart et al.,2007)	47
Figure 9.45 : Traits morphologiques de <i>H. ranunculoides</i> (SPW, 2021f).....	49
Figure 9.46 : Distinction avec <i>H. vulgaris</i> et <i>R. aquatilis</i>	49
Figure 9.47 : Distinction avec <i>R. sceleratus</i> et <i>R. sceleratus</i>	49
Figure 9.48 : Répartition mondiale de <i>Hydrocotyle ranunculoides</i> (EPPO, 2019)	50
Figure 9.49 : Répartition des populations établies de <i>Hydrocotyle ranunculoides</i> en Belgique (Branquart, Stiers, Triest, et al., 2013a).....	51
Figure 9.50 : Illustration d'une nasse (Dow et al., 2020)	55
Figure 9.51 : Piège en pyramide (Dow et al., 2020)	55
Figure 9.52 : Illustration d'un piège à écrevisses Trappy (Fjälling, 1991).....	56
Figure 9.53 : Illustration du piège à écrevisses EVO (Ulikowski et al., 2017)	56
Figure 9.54 : Illustration du piège à écrevisses Vulkan (Ulikowski et al., 2017).....	57

Figure 9.55 : Pièges «LI-NI » ou pièges à mailles Promar TR-503 (Stancliffe-Vaughan Abigail Emma, 2015)	58
Figure 9.56 : Illustration d'un piège de type August (Fjälling, 1991).....	58
Figure 9.57 : Illustration piège à crevettes ou 'Professional trap' (Fjälling, 1991)	59
Figure 9.58 : Exemple de refuges artificiels en PVC (Green et al., 2018)	63
Figure 9.59 : Exemple de refuges artificiels réalisés avec des briques multi-trous (Peay, Proud, et al., 2006).....	63
Figure 9.60 : Illustration de l'application d'une couverture flottante (Van Oosterhout, 2009)..	85
Figure 9.61 : Illustration d'une couverture benthique en natte de jute (Caffrey et al., 2010)	87
Figure 9.62 : Illustration d'un désherbeur (Weeders Digest, 2021).....	94
Figure 9.63 : Illustration d'un désherbeur avec une lame en V (Photo : R. Pot).....	94
Figure 9.64 : Illustration d'une moissonneuse (Weeders Digest, 2021)	95
Figure 9.65 : Illustration d'un coupe-herbe à lame en V (Weeders Digest, 2021)	95
Figure 9.66 : Illustration de l'enlèvement manuel par aspiration (Wikipedia, 2011)	98

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3-1 : Seuils référencés dans la littérature scientifique.....	12
Tableau 4-1 : Méthodes d'éradication pour les cinq espèces d'écrevisses envahissantes avec l'estimation de leurs coûts.....	14
Tableau 4-2 : Nombre d'étude par substance active pour les méthodes chimiques ayant permis l'éradication des écrevisses envahissantes.	15
Tableau 4-3 : Méthodes permettant de diminuer la taille des populations pour les cinq espèces d'écrevisses envahissantes avec l'estimation de leurs coûts.	16
Tableau 4-4 : Efficacité des méthodes de gestion testées sur le terrain (sans prise en compte des méthodes chimiques) pour les cinq espèces d'écrevisses exotiques envahissantes	18
Tableau 4-5 : Méthodes de gestion potentielles dont l'efficacité n'a pas encore pu être évaluée sur le terrain.....	23
Tableau 4-6 : Biocides potentiellement efficaces pour la gestion des écrevisses envahissantes	26
Tableau 5-1 : Méthodes d'éradication pour les huit plantes aquatiques envahissantes avec l'estimation de leurs coûts.....	30
Tableau 5-2 : Nombre d'étude par substance active pour les méthodes chimiques ayant permis l'éradication des plantes aquatiques envahissantes.	32
Tableau 5-3 : Méthodes de contrôle permettant de diminuer la taille des populations pour les huit plantes aquatiques envahissantes avec l'estimation de leurs coûts	32
Tableau 5-4 : Les agents de contrôles biologiques herbivores ayant permis l'éradication des plantes aquatiques envahissantes.....	33
Tableau 5-5 : Nombre d'étude par substance active pour les méthodes chimiques ayant permis le contrôle des plantes aquatiques envahissantes	34
Tableau 5-6 : Efficacité des méthodes de gestion testées sur le terrain (sans prise en compte des méthodes chimiques) pour les huit espèces de plantes aquatiques exotiques envahissantes	35
Tableau 5-7 : Méthodes de gestion potentielles dont l'efficacité n'a pas encore pu être évaluée sur le terrain.....	42
Tableau 5-8 : Pathogènes potentiellement envisageables pour la gestion des plantes aquatiques envahissantes	44

Tableau 5-9 : Herbicides potentiellement efficaces pour la gestion des plantes aquatiques envahissantes	45
Tableau 6-1 : Planification de l'étude.....	54
Tableau 6-2 : Nombre d'écrevisses capturées par étang	61
Tableau 6-3 : Nombre d'écrevisse capturée par type de piégeage.....	62
Tableau 6-4 : Comparaison des CPUE par site et par méthode de piégeage.....	63
Tableau 6-5 : Présentation des résultats de l'ANOVA à deux facteurs dépendants	64
Tableau 6-6 : Présentation des résultats de l'ANOVA à deux facteurs indépendants	64
Tableau 6-7 : Effet du type de piégeage sur le nombre de mâles et de femelles capturés par site (test du khi carré).....	66
Tableau 6-8 : Effet du type de piégeage sur le nombre de mâles et de femelles capturées (test du khi carré)	66
Tableau 6-9 : Taille moyenne, maximale et minimale en centimètre des écrevisses pour les différents types de piégeage	67
Tableau 6-10 : Effet du type de piégeage sur la taille des individus capturés par site (test du khi carré)	68
Tableau 6-11 : Effet du type de piégeage sur la taille des écrevisses capturées (test du khi carré)	68
Tableau 6-12 : Effet du type de piégeage sur la taille des écrevisses mâles et femelles capturés (test du khi carré).....	70
Tableau 6-13 : Tableau récapitulatif des prises accessoires pour les quatre méthodes de piégeage	72
Tableau 6-14 : Répartition du nombre d'individus capturé par classe de taille dans les différents tubes	73
Tableau 6-15 : Évolution au cours du temps des CPUE (nasses appâtées relevées après 24 heures) pour les différents étangs échantillonnés	74
Tableau 7-1 : Résumé des méthodes ayant permis l'éradication des écrevisses et des plantes aquatiques exotiques envahissantes	79
Tableau 9-1 : Taxonomie <i>Orconectes virilis</i> (Crandall & De Grave, 2017)	1
Tableau 9-2 : Taxonomie <i>Orconectes limosus</i> (Crandall & De Grave, 2017).....	5
Tableau 9-3 : Taxonomie <i>Procambarus clarkii</i> (Crandall & De Grave, 2017).....	9
Tableau 9-4 : Taxonomie <i>Procambarus fallax</i> (Crandall & De Grave, 2017)	14
Tableau 9-5 : Taxonomie <i>Pacifastacus leniusculus</i> (Crandall & De Grave, 2017).....	17
Tableau 9-6 : Taxonomie <i>Cabomba caroliniana</i> (Tison & de Foucault, 2014)	20

Tableau 9-7: Taxonomie <i>Lagarosiphon major</i> (Tison & de Foucault, 2014)	24
Tableau 9-8 : Taxonomie <i>Ludwigia peploides</i> (Tison & de Foucault, 2014).....	28
Tableau 9-9: Taxonomie <i>Ludwigia grandiflora</i> (Tison & de Foucault, 2014).....	32
Tableau 9-10 : Taxonomie <i>Myriophyllum heterophyllum</i> (Tison & de Foucault, 2014)	36
Tableau 9-11 : Taxonomie <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Tison & de Foucault, 2014)	40
Tableau 9-12 : Taxonomie <i>Elodea nuttallii</i> (Tison & de Foucault, 2014)	44
Tableau 9-13 : Taxonomie <i>Hydrocotyle ranunculoides</i> (Tison & de Foucault, 2014)	48
Tableau 9-14 : Efficacité de la méthode biologique pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses	53
Tableau 9-15 : Variants du piège cylindrique « EVO » testés par Paillisson et al. (2011)	57
Tableau 9-16 : Efficacité des méthodes de piégeage avec appâts pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses	60
Tableau 9-17 : Domaine d'application des différents pièges.....	61
Tableau 9-18 : Efficacité des méthodes de piégeage sans appâts pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses	63
Tableau 9-19 : Efficacité de la pêche électrique pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses	66
Tableau 9-20 : Efficacité de la pêche au filet pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses	69
Tableau 9-21 : Efficacité de la mise en assec pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses	71
Tableau 9-22 : Efficacité de la méthode combinée pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses	74
Tableau 9-23 : Efficacité de la méthode biologique pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques	76
Tableau 9-24 : Efficacité de l'arrachage manuel pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques	78
Tableau 9-25: Efficacité de l'arrachage mécanique pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques.....	81
Tableau 9-26 : Efficacité de la mise en assec pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques	83
Tableau 9-27: Efficacité de la privation de lumière au moyen d'une couverture flottante pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques	85

Tableau 9-28 : Efficacité de la privation de lumière au moyen d'une couverture benthique pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques	87
Tableau 9-29 : Efficacité de la remise en suspension pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques	90
Tableau 9-30 : Efficacité du retrait de substrat pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques	92
Tableau 9-31: Efficacité de la méthode de coupe pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques	95
Tableau 9-32 : Efficacité de la méthode d'enlèvement manuel par aspiration pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques.....	98

1 Introduction

Ce mémoire a été réalisé en lien avec le projet Life RIPARIAS. Ce projet Life a pour objectif d'améliorer les stratégies de gestion des espèces exotiques envahissantes via l'élaboration de plans de gestion. Ce projet est piloté dans les bassins de la Dyle, de la Senne et de la Marcq. À terme, ces résultats seront mis à disposition pour la gestion des espèces exotiques envahissantes en Belgique et dans d'autres États membres de l'Union Européenne.

Notre étude s'est portée sur les cinq espèces d'écrevisses envahissantes (*Orconectes limosus* Rafinesque, *Orconectes virilis* Hagen, *Pacifastacus leniusculus* Dana, *Procambarus clarkii* Girard et *Procambarus fallax* Hagen) et les huit plantes aquatiques envahissantes (*Cabomba caroliniana* A.Gray, *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John, *Hydrocotyle ranunculoides* L.f., *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss, *Ludwigia grandiflora* (Michx.) Greuter & Burdet, *Ludwigia peploides* (Kunth.) P.H. Raven, *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. et *Myriophyllum heterophyllum* Michaux) ciblées par le projet Life RIPARIAS.

Cette étude répond à deux objectifs principaux. Le premier vise à présenter l'état de l'art des méthodes de gestion existantes pour la lutte contre les écrevisses et les plantes aquatiques envahissantes ; le second vise à étudier l'efficacité de ces méthodes afin d'orienter les gestionnaires vers les techniques les plus adéquates en fonction des situations.

En vue de répondre à ces objectifs, nous structurons ce mémoire en commençant par présenter les problèmes liés aux écrevisses et aux plantes aquatiques envahissantes afin de comprendre pourquoi il est nécessaire de gérer ces espèces. Par la suite, une recherche systématique est opérée au sein de la littérature scientifique dans laquelle nous mettons en évidence différentes méthodes de gestion pour les écrevisses et les plantes aquatiques envahissantes. Sur base de ces résultats, des conseils ont été donnés aux gestionnaires sous forme de fiches synthèses listant l'ensemble des points clés (cf. annexe 9.2). En outre, des arbres de décision sont également présentés afin d'aiguiller les gestionnaires dans leurs choix.

Par après, nous présentons au sein de ce document diverses pistes pour l'avenir concernant la gestion des écrevisses et des plantes aquatiques envahissantes.

Ensuite nous réalisons une étude visant à comparer l'efficacité et la sélectivité des refuges artificiels par rapport aux nasses pour la gestion de *Procambarus clarkii* dans les étangs. Nous choisissons de développer cette expérimentation du fait d'un manque général d'informations relatif aux méthodes de gestion des écrevisses exotiques envahissantes.

Nous terminons ce mémoire par une conclusion et une mise en perspective des principaux résultats obtenus.

2 Problématique des espèces exotiques envahissantes

Au cours des dernières décennies, de nombreuses espèces exotiques ont été introduites de manière volontaire et involontaire par l'homme dans nos écosystèmes. À ce jour, environ 12.000 espèces exotiques ont été observées dans l'Union européenne. Entre 10 et 15% de ces espèces sont considérées comme envahissantes car elles constituent une menace pour la biodiversité et les services fournis par les écosystèmes (Charles Lis & Dukes, 2007; CIEI,2020). En effet, il a été démontré que l'extinction d'espèces indigènes est souvent causée par des espèces exotiques envahissantes qui entrent en compétition pour les ressources et qui peuvent transmettre des maladies (Fritts & Rodda, 1998; G. A. Harper & Bunbury, 2015; Krieg & Zenker, 2020a).

2.1 Problématique des écrevisses envahissantes

A l'heure actuelle, trois espèces d'écrevisses envahissantes ont été recensées comme étant établies en Belgique : *Orconectes limosus* Rafinesque, *Procambarus clarkii* Girard et *Pacifastacus leniusculus* Dana. Deux espèces d'écrevisses, *Orconectes virilis* Hagen et *Procambarus fallax* Hagen, ne sont pas encore établies en Belgique mais font l'objet de surveillance car elles présentent le potentiel de s'établir en Belgique (Adriaens et al., 2019). Plusieurs individus de ces deux espèces ont été signalés dans le bassin hydrographique de la Dyle (Adriaens et al., 2019).

L'introduction et l'établissement des écrevisses envahissantes en Belgique et en Europe sont principalement liés à la pêche et au commerce d'animaux d'aquarium (Hänfling et al., 2011; Patoka et al., 2014). De nombreuses espèces d'écrevisses ont été volontairement relâchées dans des étangs dans un objectif de consommation (Bohman et al., 2006; Conde & Domínguez, 2015). D'autres populations d'écrevisses se sont également établies à partir d'individus d'aquarium relâchés dans la nature par leur propriétaire. Certaines populations pourraient également s'être établies à partir d'individus transportés accidentellement avec des lots de poissons (Branquart et al., 2016).

Ces écrevisses exotiques envahissantes sont responsables de nombreux déséquilibres écologiques dans les systèmes d'eau douce (Musseau et al., 2014 ; Rodríguez et al., 2005). Elles sont notamment responsables du déclin des écrevisses indigènes. La Belgique ne compte qu'une espèce d'écrevisse indigène, l'écrevisse noble (*Astacus astacus* Linnaeus), encore appelée

écrevisse à pattes rouges. Les populations d'écrevisses indigènes ont sévèrement décliné depuis 1950 en raison de la pollution des eaux, de la dégradation de l'habitat et de la propagation du pathogène responsable de la peste des écrevisses (*Aphanomyces astaci* Schikora) (Geelen, 1978; Tilmans et al., 2014). Les écrevisses exotiques envahissantes sont porteuses saines de ce pathogène responsable de la peste des écrevisses, mortel pour les écrevisses indigènes européennes (Ahern et al., 2008; Collas, 2017a; Geelen, 1978; Kawai et al., 2009; Tilmans et al., 2014). Elles peuvent également participer à la forte régression des populations d'écrevisses indigènes par la compétition pour la nourriture et pour les abris (Collas, 2017b; Delsinne et al., 2013).

Les écrevisses envahissantes causent également des dommages aux systèmes d'eau douce par leur activité de fouissement et leur régime alimentaire. Elles sont connues pour creuser des terriers en dehors de leur aire de répartition naturelle. C'est notamment le cas pour *O.limosus* et *P.leniusculus*. Le comportement de fouissement de ces espèces n'a pas été décrit dans leur aire d'origine alors que dans leur aire d'introduction, ce comportement a pu être observé (Holdich, 2007). Les terriers creusés déstabilisent les berges, augmentent le taux de sédimentation et par conséquent la turbidité de l'eau (Lemmers et al., 2021). Les activités de fouissement des espèces peuvent également perturber les réseaux d'irrigation (Rogers & Watson, 2013). Le comportement alimentaire des écrevisses envahissantes est également responsable de nombreux impacts négatifs sur la biodiversité. En effet, les écrevisses sont caractérisées par un régime alimentaire omnivore. En cas de populations importantes, les écrevisses peuvent avoir un impact sur les activités de pêche en réduisant le recrutement de certaines espèces de poissons (Rogers & Watson, 2013). Les écrevisses peuvent avoir des impacts négatifs sur les populations de poissons en altérant les conditions de l'habitat, en se nourrissant des pontes et en entrant directement en compétition avec les poissons pour la nourriture (Wong, 2014). Elles peuvent également réduire la végétation aquatique ainsi que la diversité des macro-invertébrés (Branquart et al., 2016; Collas, 2017b).

En raison de tous les impacts négatifs qu'elles occasionnent, les écrevisses sont devenues les cibles de nombreux programmes d'éradication (Musseau et al., 2014). L'ensemble des cinq espèces d'écrevisses exotiques envahissantes (*O.limosus*, *O.virilis*, *P.leniusculus*, *P.clarkii* et *P.fallax*) figure sur la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union Européenne présente dans le Règlement européen 1143/2014, entré en vigueur le 1^{er} janvier 2015. Tous les États membres sont tenus de prendre des mesures pour entraver l'importation, le commerce, la détention, la reproduction et la libération de ces espèces listées.

Afin d'en connaître davantage sur la biologie, l'identification et l'histoire d'invasion des écrevisses envahissantes, une fiche pour chacune des espèces est proposée en annexe 9.1.1.

2.2 Problématique des plantes aquatiques envahissantes

En Belgique, huit espèces de plantes aquatiques envahissantes ont été recensées : *Cabomba caroliniana* A.Gray, *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John, *Hydrocotyle ranunculoides* L.f., *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss, *Ludwigia grandiflora* (Michx.) Greuter & Burdet, *Ludwigia peploides* (Kunth.) P.H. Raven, *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. et *Myriophyllum heterophyllum* Michaux (Adriaens et al., 2019; Cook & Urmi-König, 1985; EPPO, 2006, 2011b, 2016; Simpson, 1984).

L'introduction et l'établissement de ces plantes aquatiques envahissantes en Belgique et en Europe sont principalement liés au commerce de plantes ornementales pour les bassins d'agrément et les aquariums (Adriaens et al., 2019; Debnath & Debnath, 2017; Simpson, 1984). Ces plantes ont été largement commercialisées pour leur aspect esthétique et leur qualité oxygénante (Adriaens et al., 2019). Leur dispersion a ensuite été facilitée par leur grande capacité à se fragmenter et à se propager par voie végétative (Ruaux et al., 2009). Les animaux et les Hommes au travers des activités nautiques et d'entretien des plans d'eau ont permis la propagation de ces fragments de plantes dans de nouveaux sites (Debnath & Debnath, 2017; Les & Mehrhoff, 1999; Okada et al., 2009).

Ces plantes aquatiques sont particulièrement problématiques en Europe. Elles sont notamment responsables de nombreux impacts écologiques et économiques. Certaines espèces sont capables de transformer chimiquement et physiquement les écosystèmes (James et al., 1999). Elles sont capables de former des populations très denses à la surface de l'eau en se développant à la fois sous l'eau et hors de l'eau. Les tapis denses émergents formés par les espèces envahissantes modifient l'apport lumineux au sein des plans d'eau et exercent une pression de compétition sur les autres végétaux (Hussner, 2009; Stiers et al., 2011; Terrin, 2011). Ils sont responsables, à terme, de la perte de biodiversité des plantes aquatiques indigènes et de la diminution de la qualité de l'eau (EPPO, 2011b; ISSG, 2006b).

Lorsqu'elles sont fortement développées, ces plantes aquatiques peuvent causer des nuisances aux utilisateurs en entravant les activités récréatives telles que la navigation, la pêche, la natation, le ski nautique, le canoë et le kayak (Augustin et al., 2012; ISSG, 2005; Thum & Lennon, 2009). Elles peuvent également interférer avec les systèmes de contrôle des inondations et des drainages

(ISSG, 2006b; Ruaux et al., 2009). L'ensemble de ces impacts engendre généralement des coûts économiques importants.

L'ensemble des huit espèces de plantes aquatiques envahissantes (*C.caroliniana*, *E.nuttallii*, *H.ranunculoides*, *L.major*, *L.grandiflora*, *L.peploides*, *M.aquaticum* et *M.heterophyllum*) figure sur la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union Européenne présente dans le Règlement européen 1143/2014, entré en vigueur le 1^{er} janvier 2015. Cela implique que tous les États membres sont tenus de prendre des mesures pour entraver l'importation, le commerce, la détention, la reproduction et la libération de ces espèces listées. En Belgique, l'ensemble de ces espèces, à l'exception de *C.caroliniana*, est repris sur la liste noire des espèces envahissantes (espèces ayant un impact environnemental élevé). L'espèce *C.caroliniana* est quant à elle reprise sur la liste d'alerte (espèce à fort impact environnemental, pas encore naturalisée en Belgique mais considérée comme envahissante dans les régions voisines).

Afin d'en connaître davantage sur la biologie, l'identification et l'histoire d'invasion des plantes aquatiques envahissantes, une fiche pour chacune des espèces est proposée en annexe 9.1.2.

3 Matériel et méthodes

3.1 Recherche bibliographique

En vue de recenser les méthodes existantes pour la gestion des espèces d'écrevisses envahissantes et des plantes aquatiques envahissantes, une recherche systématique a été réalisée pour ce travail. La recherche systématique a été opérée au moyen de six moteurs de recherches : Google Scholar, Scopus, ORBI, AGRIS, BASE et AGRICOLA. Les recherches ont été réalisées pour chaque espèce cible en associant le nom de l'espèce (noms scientifiques et synonymes) aux termes suivants : « control », « biocontrol », « biological control », « physical control », « chemical treatment », « management », « eradication ». Les recherches ont été effectuées entre novembre 2020 et mars 2021.

La sélection des articles s'est faite selon les deux critères suivants :

- (1) Présence d'études relatives aux méthodes de gestion permettant le contrôle¹ et/ou l'éradication² des espèces cibles.

¹ Stratégie de gestion qui permet une réduction significative des populations sans toutefois permettre l'élimination sur le long terme des populations d'espèces exotiques envahissantes.

² Stratégie de gestion qui permet l'élimination complète et permanente des populations d'espèces exotiques envahissantes.

(2) Présence d'informations sur au moins un des aspects suivants : efficacité, coût, domaine d'application, période d'action et impacts éventuels des méthodes de gestion.

Sur base de ces critères, la sélection des articles s'est faite à la lecture du titre, de l'abstract et/ou du texte.

Les études in situ et ex situ ont été retenues pour avoir une vision globale des méthodes possibles pour la gestion des espèces exotiques envahissantes.

3.2 Synthèse des informations

Lors de notre recherche bibliographique, les informations suivantes ont été répertoriées pour chaque étude, le cas échéant :

- type d'option de gestion
- test in situ ou ex situ
- efficacité de la méthode
- coût de la méthode
- domaine d'application de la méthode
- période d'action de la méthode

Les options de gestion recensées ont été regroupées en grandes méthodes et en catégories (cf. figure 3.1 et figure 3.2) sur base des classifications proposées dans la littérature (Freeman et al., 2010a; Gherardi et al., 2011; Lafontaine, Beudels-Jamar, & Robert, 2013).

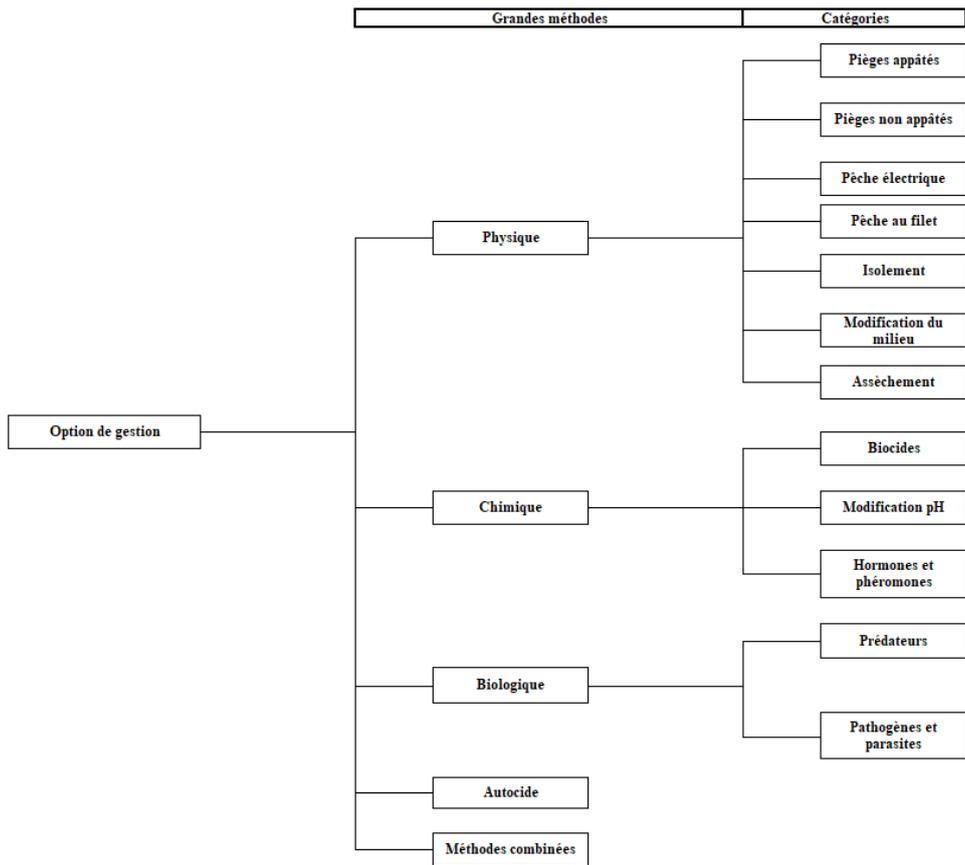


Figure 3.1 : Présentation des options de gestion pour les écrevisses envahissantes

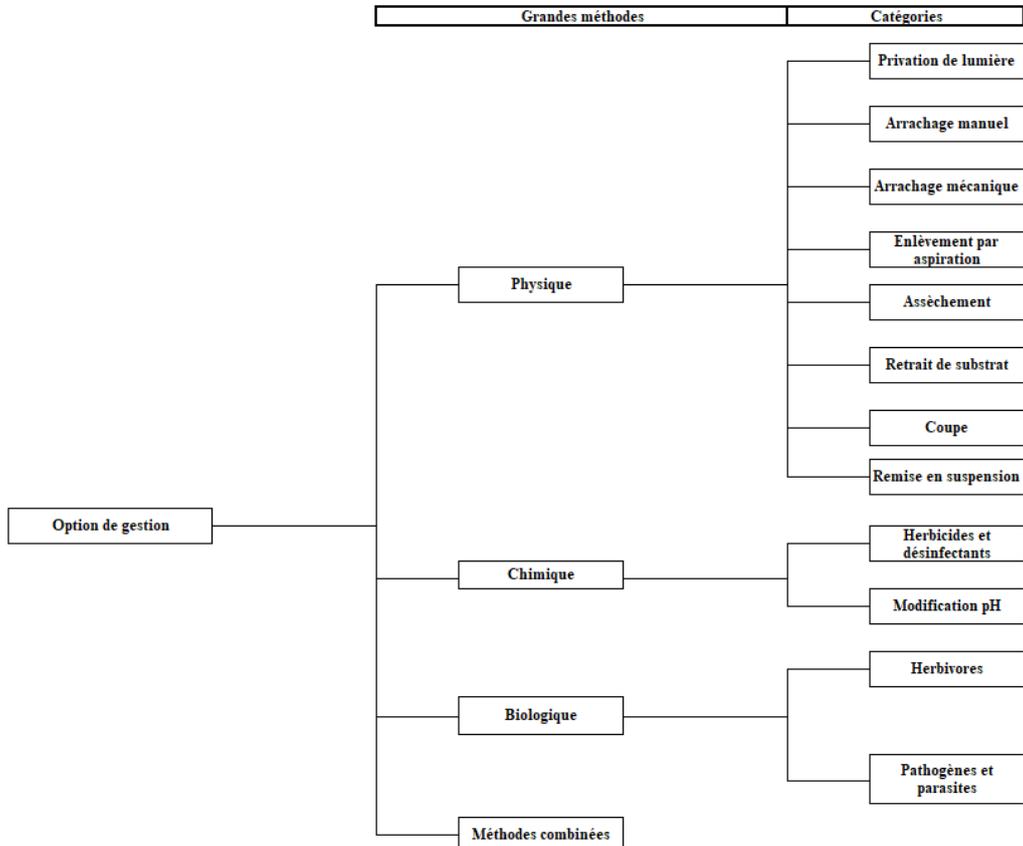


Figure 3.2 : Présentation des options de gestion pour les plantes aquatiques envahissantes

Les méthodes physiques regroupent un ensemble de méthodes manuelles ou mécaniques qui s'attaquent directement à l'espèce (piégeage, pêche, arrachage, coupe) ou indirectement en affectant son habitat (retrait de substrat, assèchement, modification du milieu, privation de lumière).

La catégorie « pièges appâtés » reprend les méthodes qui permettent d'attirer les écrevisses au moyen d'appâts dans des pièges (nasses, pièges en pyramide, pièges coniques, pièges cylindriques, pièges Vulkan, pièges à mailles, pièges August et pièges à crevettes).

La catégorie « pièges non appâtés » reprend l'ensemble des méthodes qui permettent de capturer les écrevisses dans des pièges sans employer d'appâts.

La catégorie « pêche électrique » englobe les techniques de capture par application d'électrochocs à des sections fermées de cours d'eau ou de bassins.

La catégorie « pêche au filet » regroupe toutes les techniques de pêche manuelles au moyen de sennes, verveux et drague.

La catégorie « isolement » reprend toutes les méthodes qui permettent de limiter la propagation des espèces envahissantes.

La catégorie « modification du milieu » englobe toutes les méthodes qui impliquent des remaniements du site envahi, à l'exclusion de l'assèchement et du retrait de substrat (approfondissement des canaux, des bords des lacs, excavation des berges).

La catégorie « assèchement » reprend toutes les méthodes qui impliquent une mise en assec des sites à gérer.

La catégorie « privation » de lumière regroupe toutes les méthodes qui permettent de priver les espèces envahissantes de lumière (couverture flottante et couverture benthique).

La catégorie « arrachage manuel » englobe toutes les méthodes qui permettent d'enlever et de collecter manuellement les espèces envahissantes.

La catégorie « arrachage mécanique » reprend toutes les méthodes qui visent à enlever et collecter mécaniquement les espèces envahissantes (godets faucardeurs, griffes installées sur engins terrestres ou flottants).

La catégorie « enlèvement par aspiration » reprend toutes les méthodes qui permettent de déraciner les plantes aquatiques au moyen d'une pompe aspirante.

La catégorie « retrait de substrat » regroupe l'ensemble des méthodes qui consistent à extraire les matériaux situés sur le fond d'un plan d'eau ou d'un cours d'eau tels que le dragage et le curage.

La catégorie « coupe » englobe toutes les méthodes qui permettent de supprimer la partie végétative des plantes, c'est-à-dire l'ensemble de la plante à l'exception des racines (désherbeur, moissonneuse, rotovateur, coupe herbe à lame en V).

La catégorie « remise en suspension » regroupe les méthodes qui permettent de déraciner la végétation au moyen de jet d'eau sous pression.

Les méthodes chimiques comprennent l'ensemble des méthodes qui ont recours à des produits de synthèse. Elles peuvent être divisées en deux groupes, ceux qui affectent directement la physiologie des espèces (biocides, herbicides, désinfectants, tensioactifs, hormones) et ceux qui agissent sur l'environnement (niveau de pH).

Les catégories « biocides » et « herbicides et désinfectants » reprennent toutes les méthodes ayant recours à des substances actives afin de détruire les espèces envahissantes.

La catégorie « modification pH » reprend l'ensemble des méthodes qui induisent des modifications de pH au sein du site envahi.

La catégorie « hormones et phéromones » reprend l'ensemble des méthodes qui emploient la synthèse de substances chimiques produites par les espèces envahissantes comme moyen de lutte.

Les méthodes biologiques sont basées sur l'introduction d'agents de lutte biologique tels que les prédateurs, les parasites et les pathogènes pour limiter voire éradiquer les populations d'espèces exotiques envahissantes.

Les **autocides** comprennent l'ensemble des méthodes qui affectent la fertilité des individus d'une population.

L'ensemble de ces méthodes peut être associé dans un plan de gestion. L'assemblage de ces différentes méthodes est repris dans les **méthodes combinées**.

Les différentes méthodes recensées ont été regroupées en cinq catégories sur base de leur efficacité : inefficace (0), diminution (1), limite la propagation (2), à développer (3), éradication (4).

La catégorie « inefficace » recense les méthodes testées qui se sont révélées inefficaces aussi bien pour éradiquer que pour contrôler les espèces exotiques envahissantes. Cette catégorie regroupe donc les méthodes dont la mortalité s'est révélée être inférieure à 50%.

La catégorie « diminution » regroupe les méthodes testées qui ont permis une réduction significative des populations d'espèces exotiques envahissantes. Cette catégorie regroupe les méthodes dont la mortalité est comprise entre 50 et 99%.

La catégorie « limite la propagation » prend en compte les méthodes qui permettent d'isoler les espèces exotiques envahissantes afin d'empêcher leur expansion au sein de l'écosystème.

La catégorie « à développer » regroupe les méthodes prometteuses dont la réelle efficacité n'a pas encore pu être démontrée sur le terrain. Des études complémentaires sont donc encore nécessaires pour les méthodes présentes dans cette catégorie.

La catégorie « éradication » quant à elle regroupe l'ensemble des méthodes ayant permis d'aboutir à une mortalité de 100% pour les espèces exotiques envahissantes.

Pour chaque méthode, le coût a été regroupé en quatre catégories (faible (+), moyen (++) , élevé (+++), non trouvé (?)) suivant la catégorisation réalisée par Gherardi et al. (2011) et Manfrin et al. (2019).

3.3 Fiches relatives aux mesures de gestion

Des fiches explicatives ont été rédigées pour l'ensemble des méthodes testées sur le terrain (études in situ) ayant permis le contrôle et/ou l'éradication d'au moins une des espèces exotiques envahissantes ciblées dans ce travail. Ces fiches sont présentées en annexe 9.2. Elles ont pour objectif de guider le gestionnaire dans la mise en place de mesure de gestion contre les espèces exotiques envahissantes.

Chaque fiche reprend les informations suivantes :

- l'explication de la méthode de gestion
- l'efficacité de la méthode (contrôle et/ou éradication) pour chacune des espèces avec le cas échéant des informations sur le nombre d'individus introduits ou de pièges employés
- la durée d'action de la méthode
- les implications de cette méthode (avantages et désavantages)

- la période d'action de la méthode
- le domaine d'application
- les conseils pour limiter les impacts de certaines méthodes
- les articles de références

L'efficacité des méthodes en termes de contrôle et d'éradication pour chacune des espèces a été établie au regard du nombre d'articles témoignant de l'efficacité de la méthode pour le contrôle et pour l'éradication.

Lorsque les méthodes étaient présentées à la fois comme efficaces pour l'éradication dans certains articles et inefficaces pour l'éradication dans d'autres articles, l'efficacité de la méthode a été conservée tout en tenant compte des conditions précises dans lesquels la méthode s'est révélée être efficace. Par exemple, pour la méthode d'assèchement, il existe un grand nombre de divergences quant à l'efficacité de cette méthode. Ces divergences sont principalement dues à la durée d'application de la méthode. Certains auteurs ayant testé l'efficacité de la mise en assec sur des périodes de temps plus importantes ont pu aboutir à l'éradication.

Les méthodes qui se sont révélées efficaces pour l'éradication ont été systématiquement considérées comme étant efficaces pour le contrôle des populations d'espèces envahissantes.

Les méthodes chimiques telles que les biocides, les herbicides et les désinfectants n'ont pas été prises en compte dans les fiches de présentation des méthodes de gestion. L'emploi de ces différents produits est fortement réglementé voire pour la plupart interdit en Belgique (voir liste des biocides autorisés publiée par le Service Public Fédéral³, la législation nationale belge pour l'autorisation des produits phytopharmaceutiques et des adjuvants⁴ et l'annexe I de la Directive 91/414/CEE) du fait de leur grande toxicité pour les milieux aquatiques.

³ SPF. (2016, mars 30). *Liste des biocides autorisés et rapport annuel*. SPF Santé publique. <https://www.health.belgium.be/fr/liste-des-biocides-autorises-et-rapport-annuel>

⁴ Arrêté royal du 28 février 1994

3.4 Arbre de décision

Les arbres de décisions ont été réalisés selon les domaines d'application des méthodes de gestion des plantes aquatiques envahissantes.

Ces arbres de décision ont pour objectif d'orienter les gestionnaires dans le choix de la méthode à envisager en fonction des conditions écologiques rencontrées :

- Eau ouverte ou fermée
- Niveau de profondeur
- Surface envahie
- Type de substrat
- Eau stagnante ou courante

Les seuils ont été établis sur base des recommandations trouvées dans la littérature scientifique (cf. tableau 3-1).

Tableau 3-1 : Seuils référencés dans la littérature scientifique

Méthode	Seuils	Référence
Couverture flottante	Surface < 100 ares	Van Oosterhout (2009)
Couverture benthique	Surface < 40 ares	Van Oosterhout (2009)
Arrachage manuel	Surface \leq 5 ares	Delbart & Monty (2012)
Remise en suspension	Profondeur \leq 1,5 m	Bradbeer et al. (2020)
Coupe	Profondeur \leq 2 m	Hussner et al. (2017)
Aspiration	Surface < 10 ares	Hussner et al. (2017)
Retrait de substrat	Infestation de grande envergure	Varray S. et al. (2018)

Les arbres de décisions n'ont pas pu être proposés pour les méthodes de gestion relatives aux écrevisses envahissantes car il y a un manque d'informations concernant le domaine d'application de ces méthodes.

4 Résultats relatifs aux écrevisses envahissantes

4.1 Recherche systématique

La recherche systématique a permis de mettre en évidence 179 articles relatifs aux méthodes de gestion des écrevisses envahissantes. Ces articles ont été publiés entre 1967 et 2020. Parmi ces articles, seules 88 études (soit 49%) ont réellement été testées sur le terrain (études in situ) contre 91 études (soit 51%) réalisées en laboratoire ou en mésocosme (ex situ).

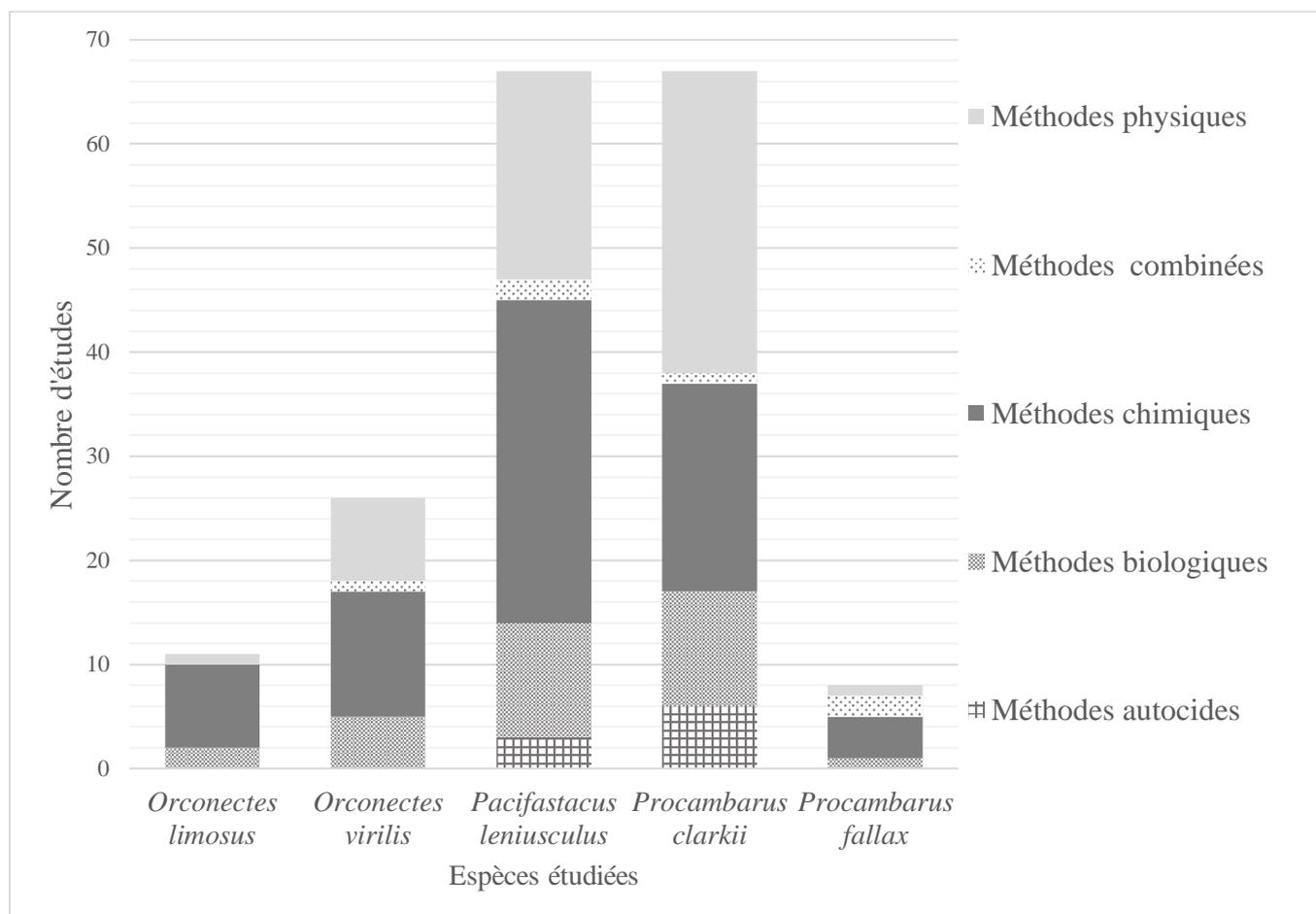


Figure 4.1: Nombre d'études sur les méthodes de lutte physiques, combinées, chimiques, biologiques et autocides pour *O. limosus*, *O. virilis*, *P. leniusculus*, *P. clarkii* et *P. fallax*

Comme le montre la figure 4.1, toutes les espèces n'ont pas fait l'objet du même effort de recherche. *P. leniusculus* et *P. clarkii* sont les deux espèces qui ont fait l'objet du plus grand nombre de tests de lutte (67/179 études, soit 37% chacune). *O. limosus* et *P. fallax* sont les deux espèces dont les méthodes de gestion sont les moins bien documentées (11/179 études pour *O. limosus* et 8/179 pour *P. fallax*, soit 6% pour *O. limosus* et 4% pour *P. fallax*).

Les méthodes chimiques et les méthodes physiques sont les méthodes de gestion les plus étudiées. Ces deux méthodes représentent ensemble 75% des méthodes de gestion existantes (75/179 articles pour les méthodes chimiques et 59/179 pour les méthodes physiques). Les méthodes dites autocides ont uniquement été testées sur *P.lenisculus* et *P.clarkii*. Elles ont encore peu été étudiées et n’ont pas encore fait l’objet, à notre connaissance, de test en milieu naturel. Les méthodes combinées sont quant à elles encore très peu étudiées (6/179 articles, soit 3%).

Sur l’ensemble des articles référencés, très peu témoignent de méthodes d’éradication efficaces. Seuls 36 articles font état de l’éradication des populations d’écrevisses en milieu naturel et 42 articles font état de méthodes permettant la diminution de ces populations en milieu naturel (cf. tableau 4-1 et tableau 4-3).

Tableau 4-1 : Méthodes d’éradication pour les cinq espèces d’écrevisses envahissantes avec l’estimation de leurs coûts (+=faible, ++=moyen, +++=élevé). Le chiffre désigne le nombre d’articles recensés dans la littérature. Les articles présentant des méthodes testées en milieu naturel sont identifiés avec un astérisque (*)

	Biologique		Chimique	Physique	Méthodes combinées
	Pathogènes et parasites	Prédateurs	Biocides	Assèchement	Biocides+Assèchement
<i>Orconectes limosus</i>	1		5*		
<i>Orconectes virilis</i>	2		2*		
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	1		16*	1*	1*
<i>Procambarus clarkii</i>		1*	5	4*	
<i>Procambarus fallax</i>			1	1*	
Coûts selon Gherardi et al. (2011)	+	++	++	+++	
Coûts selon Manfrin et al. (2019)	+	++	+	+++	
Coûts selon d'autres sources				+++ (Peay, 2001)	

Comme le montre le tableau 4-1, l’unique méthode biologique ayant permis d’éradiquer une population d’écrevisses envahissante et ayant été testée in situ est l’introduction d’anguilles européennes (*Anguilla anguilla*).

L’assèchement est actuellement l’unique méthode physique ayant permis d’éradiquer certaines populations d’écrevisses envahissantes.

En ce qui concerne les méthodes chimiques, l’emploi de divers biocides a permis l’éradication des populations d’écrevisses envahissantes. La substance active la plus communément utilisée dans les tests de lutte chimique est le pyrèthre (cf. tableau 4-2).

Tableau 4-2 : Nombre d'études par substance active pour les méthodes chimiques ayant permis l'éradication des écrevisses envahissantes. Les articles présentant des méthodes testées en milieu naturel sont identifiés avec un astérisque (*)

Substances actives	<i>Orconectes limosus</i>	<i>Orconectes virilis</i>	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	<i>Procambarus clarkii</i>	<i>Procambarus fallax</i>	Total général
Pyréthre	2		5*	2	1	10
Fenthion	2*			1		3
Méthyl parathion		1*		1		2
Atrazine			1			1
Roténone		1				1
Réglone			1			1
Hexazinone			1			1
Sumithion Super			1			1
Metribuzine			1			1
Nitrite			1			1
P-nitrophénol			1			1
Prometryne			1			1
Pyblast			1			1
Simazine			1			1
Sulfate de zinc	1					1
Terbutryne			1			1
Insecticide organophosphoré				1		1

Une méthode combinée a été recensée pour éradiquer les populations de *P.leniusculus*. Cette méthode combine l'emploi du biocide Betamax Vet avec la mise en assec du site envahi.

L'estimation des coûts pour les différentes méthodes peut varier d'un article à l'autre. Au vu des informations trouvées concernant le prix des méthodes permettant l'éradication (cf. tableau 4-1), les méthodes de gestion les moins coûteuses semblent être les méthodes biologiques et chimiques. Cependant, les méthodes qui emploient des agents de contrôle biologiques de type pathogènes et parasites n'ont pas encore été testées en milieu naturel. L'emploi de biocides est peu coûteux et efficace pour l'éradication mais n'est pas exempt d'impacts secondaires importants sur la biodiversité. La mise en assec semble quant à elle être la méthode la plus onéreuse. Des exemples de prix pour les différentes méthodes de gestion sont présentés en annexe 9.3.1.

Tableau 4-3 : Méthodes permettant de diminuer la taille des populations pour les cinq espèces d'écrevisses envahissantes avec l'estimation de leurs coûts (+=faible, +=moyen, +++=élevé). Le chiffre désigne le nombre d'articles recensés dans la littérature. Les articles présentant des méthodes testées en milieu naturel sont identifiés avec un astérisque (*)

	Biologique		Chimique	Physique					Méthodes combinées		
	Pathogènes et parasites	Prédateurs	Biocides	Assèchement	Pêche au filet	Pêche électrique	Pièges appâtés	Pièges non appâtés	Pièges appâtés + Prédateurs	Pièges non appâtés +Pièges appâtés +Pêche électrique	Pièges appâtés + Pêche au filet
<i>Orconectes limosus</i>							1*				
<i>Orconectes virilis</i>			2*		2*		4*				
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	2		2*	3*	1*	3*	2*	1*		1*	
<i>Procambarus clarkii</i>		1*	1*	1*	1*		10*	2*	1*		1*
<i>Procambarus fallax</i>			1	1*			1*				
Coûts selon Gherardi et al. (2011)	+	++	++	+++	+	+	+++	+++			
Coûts selon Manfrin et al. (2019)	+	++	+	+++		+++	+++	+++			
Coûts selon d'autres sources					+++ (Holdich et al., 1999)	++ (Freeman et al., 2010)					

Comme représenté dans le tableau 4-3, l'unique méthode biologique testée in situ ayant permis la diminution de la taille de certaines populations d'écrevisses envahissantes est l'introduction d'anguilles européennes (*Anguilla anguilla*) comme poissons prédateurs. Quelques biocides ont permis de contrôler les populations d'écrevisses envahissantes (thiobencarbe, fenthion et pyrèthre). Les méthodes physiques permettant le contrôle des populations sont variées (33 articles présentent des méthodes physiques, testées in situ, efficaces pour le contrôle des populations d'écrevisses). Les techniques de piégeage avec appâts sont les méthodes qui se sont révélées les plus efficaces pour le contrôle (18/33 articles, soit 54%) suivies par la mise en assec (5/33 articles, soit 15%), la pêche au filet (4/33 articles, soit 12%), la pêche électrique (3/33 articles, soit 9%) et le piégeage sans appâts (3/33, soit 9%). Quelques articles présentent des combinaisons de méthodes efficaces pour le contrôle des populations telles que la combinaison de pièges appâtés et de prédateurs, la combinaison de différents pièges (pièges non appâtés, pièges appâtés et pêche électrique) ainsi que la combinaison de pièges appâtés avec la pêche au filet.

L'estimation des coûts pour les différentes méthodes peut varier d'un article à l'autre. La méthode la moins onéreuse semble être l'introduction de pathogènes et/ou de parasites. Cependant, l'efficacité de cette méthode n'a pas encore pu être déterminée sur le terrain. Les méthodes chimiques sont également peu coûteuses. Leur emploi n'est cependant pas souhaitable au vu des nombreux impacts négatifs sur la biodiversité. Les méthodes physiques semblent être des méthodes coûteuses. Cela est en partie expliqué par l'intensité de main d'œuvre nécessaire ainsi que la nécessité de répéter ces méthodes sur de longues périodes. Des exemples de prix pour les différentes méthodes de gestion sont présentés en annexe 9.3.1.

4.2 Implications pour le gestionnaire

Un ensemble de méthodes de gestion est envisageable pour la gestion des écrevisses exotiques envahissantes. Le choix de la méthode de gestion doit être une optimisation du compromis entre coût, efficacité et risque sur le milieu. Le détail de ces différentes méthodes de gestion est présenté sous forme de fiches en annexe 9.2.1. Les données ayant permis la construction des tableaux reprenant l'efficacité des méthodes pour chaque espèce, au sein des fiches, sont présentées dans le tableau 4-4.

Tableau 4-4 : Efficacité des méthodes de gestion testées sur le terrain (sans prise en compte des méthodes chimiques) pour les cinq espèces d'écrevisses exotiques envahissantes

Espèce	Catégories de méthode	Inefficace	Contrôle	Eradication
<i>Orconectes limosus</i>	Pièges appâtés			
	Pièges "Trappy"		1	
<i>Orconectes virilis</i>	Pêche au filet		2	
	Pêche électrique	1		
	Pièges appâtés			
	Nasses		3	
	Pièges à crevettes		1	
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Assèchement	3	3	1
	Modification du milieu	1		
	Pêche au filet		1	
	Pêche électrique		3	
	Pièges appâtés			
	Nasses		1	
	Pièges cylindriques		1	
	Pièges non appâtés		1	
	Combinaison de piégeage		1	
	Stérilisation	1		
<i>Procambarus clarkii</i>	Assèchement		1	4
	Pêche au filet		1	
	Pièges appâtés			
	Pièges "LI-NI"		1	
	Nasses		3	
	Pièges coniques		1	
	Pièges avec mâles sexuellement réceptifs	1		
	Pièges cylindriques		1	
	Pièges à crevettes		1	
	Pièges semi-cylindriques		1	
	Pièges en pyramide		1	
	Pièges appâtés+Pêche au filet		1	
	Pièges non appâtés		2	
	Prédateurs (<i>Anguilla anguilla</i>)		1	1
<i>Procambarus fallax</i>	Assèchement		1	1
	Pièges appâtés (nasses)		1	

4.2.1 Limiter la propagation

Limiter la propagation des écrevisses dans l'environnement est également un point important dans la stratégie de gestion. Cela implique toute action visant à créer des barrières qui minimisent le risque de dispersion et de propagation d'une population d'espèces exotiques envahissantes au-delà de la zone envahie (définition du règlement UE 1143/2014).

Lors de la mise en place de mesures de gestion, des mesures de confinement doivent être mises en place afin d'éviter la fuite et la propagation des individus de la population vers d'autres milieux encore exempts d'écrevisses exotiques envahissantes.

Ces mesures de confinement doivent aussi bien prendre en compte les déplacements par voie aquatique que par voie terrestre. Les espèces *O.limosus*, *P.leniusculus* et *P.clarkii* sont plus susceptibles de migrer par voie terrestre (Chucholl, 2011; Cruz & Rebelo, 2007; Kerby et al., 2005; Ramalho & Anastácio, 2015). Les mesures de confinement peuvent également être mises en place pour isoler les populations restantes d'écrevisses indigènes afin d'éviter qu'elles n'entrent en contact avec les écrevisses exotiques envahissantes.

Il existe à l'heure actuelle très peu d'articles qui traitent de ce sujet (Krieg & Zenker, 2020b). Les informations concernant la construction de barrière sont généralement théoriques et leur efficacité réelle encore peu prouvées. Des études complémentaires sont donc nécessaires afin de confirmer et de garantir leur efficacité sur le long terme (Krieg & Zenker, 2020b).

L'une des mesures de confinement la plus largement répandue est la mise en place de barrières physiques. Il existe différents types de barrières physiques :

- Les barrières et les structures préexistantes (barrages des réservoirs, déversoirs de chenal, écluses, échelles à poissons)
- Les clôtures
- Les barrières électriques

Les barrières naturelles telles que les chutes d'eau peuvent également dans une certaine mesure limiter la dispersion des écrevisses exotiques envahissantes (Frings et al., 2013; Krieg & Zenker, 2020b).

(a) Les barrières et les structures préexistantes

Les barrières et les structures préexistantes tels que les barrages, les déversoirs, les écluses et les échelles à poissons peuvent être des éléments intéressants pour limiter la propagation des écrevisses exotiques envahissantes (Frings et al., 2013). Pour empêcher efficacement le passage

des écrevisses, ces différents éléments doivent posséder des caractéristiques bien précises. Les barrages doivent être raides avec une surface lisse (exempts de trous), mesurer 25 à 30 centimètres de haut et être placés dans des eaux profondes (Dana et al., 2011; Frings et al., 2013). Afin d'être entièrement lisses et difficilement franchissables, les surfaces du barrage peuvent être composées d'acier inoxydable (Krieg & Zenker, 2020b). Le haut du barrage peut être construit en forme de V afin de maintenir une vitesse d'écoulement élevé même lors de faibles débits (Dana et al., 2011). Le barrage doit également posséder un bord en surplomb pour empêcher les écrevisses de franchir l'obstacle (Krieg & Zenker, 2020b). Les déversoirs doivent être entretenus afin d'éviter l'installation d'algues et de bryophytes qui pourraient faciliter le passage des écrevisses. L'ensemble de ces structures constituent des barrières efficaces uniquement dans les cours d'eau dont la vitesse d'écoulement est suffisamment élevée ($>0,65$ m/s) (Frings et al., 2013; Krieg & Zenker, 2020b). En effet, en dessous d'un certain débit, les écrevisses sont capables de franchir les structures d'isolement.

Les barrages peuvent également être accompagnés d'une plateforme pierreuse en aval. Cette plateforme permettra de créer une zone nue, peu profonde et sans refuges pour les écrevisses. Cela aura pour effet de décourager les écrevisses de s'attarder près du barrage en raison du risque de prédation (Dana et al., 2011).

L'inconvénient majeur de ces éléments est qu'ils sont, à l'exception des échelles à poissons, difficilement, voire non franchissables, par les poissons (Frings et al., 2013). Selon Krieg & Zenker (2020), il serait toutefois théoriquement possible de construire des barrières avec des vitesses calculées qui empêcheront le déplacement des écrevisses tout en permettant le passage des poissons benthiques. Des recherches supplémentaires sont donc nécessaires afin de permettre la mise en place de telles structures.

L'ensemble de ces mesures ne concerne que les écrevisses qui se déplacent dans le lit des cours d'eau (Frings et al., 2013). D'autres mesures sont à envisager pour limiter la propagation par voie terrestre. Dana et al. (2011) proposent d'installer en aval des barrages des murs en aile sur une distance de 3,5 mètres le long des berges pour empêcher les écrevisses de grimper sur la rive lorsqu'elles rencontrent le barrage. Des murs en angle sont également suggérés pour diriger les individus vers l'aval (Krieg & Zenker, 2020b).

Il est à noter que les barrières peuvent arrêter l'invasion des écrevisses non indigènes mais elles n'offrent pas une protection contre la peste des écrevisses car elle peut aussi bien être propagée

par les poissons, les oiseaux aquatiques, les bateaux et les pêcheurs (Alderman et Polglase, 1988 cité par Frings et al., 2013).

(b) Les clôtures

Les clôtures se révèlent être des mesures d'isolement efficaces pour éviter la colonisation de nouveaux habitats par voie terrestre (Hefti & Stucki, 2006). La pose de clôtures est uniquement une mesure envisageable sur le court terme pour accompagner les mesures de gestion (Peay, 2001, 2013).

Les clôtures pour les amphibiens peuvent être utilisées pour clôturer les étangs afin d'isoler les populations d'écrevisses lors de la mise en œuvre de mesures de gestion (Peay, 2001, 2013). Ces clôtures sont formées d'une bâche de polyéthylène tendue entre des poteaux avec les bords inférieurs enterrés dans le sol. Dans leur expérimentation, Girardet et al.(2012) proposent l'installation d'une bâche dressée verticalement de 50 centimètres de haut et enfoncée dans le sol dans une tranchée de 7 centimètres afin d'isoler une population d'écrevisses présente au sein d'un étang.

(c) Les barrières électriques

Les barrières électriques doivent être installées en amont d'une discontinuité d'eau, comme par exemple une chute d'eau, pour augmenter la difficulté de déplacement des écrevisses (Benejam et al., 2015).

Les barrières à écrevisses électriques n'ont jamais été utilisées à grande échelle car c'est une méthode relativement coûteuse à mettre en œuvre, en particulier dans les milieux isolés (Frings et al., 2013). En effet, cette méthode nécessite une alimentation électrique ininterrompue pour être efficace. Dans les milieux isolés, les barrières électriques peuvent être alimentées par des panneaux solaires (Benejam et al., 2015).

Les barrières électriques présentent le désavantage de restreindre les déplacements de la faune aquatique (poissons, amphibiens, etc) (Benejam et al., 2015). Elles présentent également un danger pour les humains et les animaux.

4.2.2 Gestion post-contrôle

Après gestion et élimination des espèces exotiques envahissantes d'une zone, il est nécessaire de mettre en place un système de surveillance au sein du site ainsi qu'en amont et en aval de celui-ci afin de s'assurer que l'espèce ne recolonise pas les lieux. La surveillance peut être

effectuée au moyen de systèmes de piégeage, d'observations nocturnes ou en ayant recours à l'ADN environnemental (Adriaens et al., 2019; Girardet et al., 2012).

La surveillance par le biais de systèmes de piégeage repose sur la pose de pièges, généralement les nasses appâtées. Selon Stephanie Peay (2013), les pièges refuges artificiels pourraient aider à la détection d'écrevisses envahissantes lorsque les populations sont encore en faible densité. Cependant, leur efficacité dans les faibles populations et pour toutes les espèces d'écrevisses doit encore être étudiée.

La surveillance au moyen de l'ADN environnemental repose sur la collecte d'échantillons d'eau et sur l'amplification de l'ADN libéré par les espèces aquatiques dans l'eau (fèces, urine, sang, restes d'animaux, ...) (Adriaens et al., 2019). Cette méthode présente l'avantage de détecter les écrevisses à de faibles densités (moins de 1 adulte par 500 m²) (Peay, 2001).

Krieg et al. (2020) recommandent une utilisation combinée des trois systèmes de surveillance afin de garantir une surveillance la plus efficace possible.

Étant donné qu'une population est considérée comme éradiquée d'un site après cinq ans sans détection d'individus, il est nécessaire de maintenir les efforts de surveillance au sein d'un site ayant fait l'objet de gestion et de ses alentours pendant au minimum cinq ans (Peay, Hiley, et al., 2006; UICN, 2019).

4.3 Pistes pour l'avenir

Un grand nombre de méthodes a été proposé comme potentiellement envisageable pour la gestion des écrevisses envahissantes par la communauté scientifique (cf. tableau 4-5). Cependant, leur efficacité n'a pas encore pu être évaluée sur le terrain.

Tableau 4-5 : Méthodes de gestion potentielles dont l'efficacité n'a pas encore pu être évaluée sur le terrain. Le chiffre désigne le nombre d'articles recensés dans la littérature

	Biologique		Chimique		Physique	Autocide
	Pathogènes et parasites	Prédateurs	Biocides	Hormones	Modification du milieu	Stérilisation
<i>Orconectes limosus</i>	1	1	3			
<i>Orconectes virilis</i>	2	1	5			
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	2	2	18	1		2
<i>Procambarus clarkii</i>		7	9	3	1	6
<i>Procambarus fallax</i>			3			

(a) Pathogènes et parasites

Différentes méthodes de lutttes biologiques faisant intervenir des pathogènes et des parasites ont été proposées dans la littérature. L'ensemble de ces pathogènes et parasites présentent un potentiel dans la lutte contre les écrevisses exotiques envahissantes. Cependant, des études complémentaires doivent encore être réalisées afin d'étudier leur spécificité vis-à-vis des écrevisses exotiques ainsi que leur moyen de transmission. L'introduction d'agents potentiellement dommageables pour les écrevisses indigènes n'est pas souhaitable.

Certains virus se révèlent prometteurs pour la lutte contre les écrevisses exotiques envahissantes tels que le virus bacilliforme *Pacifastacus leniusculus* (PIBV) et le virus du syndrome de la tache blanche (WSSV). Le virus bacilliforme *Pacifastacus leniusculus* est un agent de contrôle prometteur car il est spécifique à l'hôte *P.leniusclus* et il pourrait être associé à des mortalités chez cette espèce (Freeman et al., 2010a; Stebbing et al., 2014). Le virus du syndrome des taches blanches pourrait également constituer un agent de lutte biologique contre *O.virilis* car il est considéré comme hautement pathogène pour l'hôte (Davidson et al., 2010). Cependant, des recherches supplémentaires sont nécessaires car ce virus présente le potentiel d'infecter tous les décapodes dont les écrevisses indigènes (Stebbing et al., 2014). L'apparition de formes de résistance chez les écrevisses doit également être étudiée. Plusieurs études ont déjà démontré la présence de formes de résistance à ce virus chez *P.clarkii* (Du et al., 2006; Xu et al., 2006; Zhu et al., 2009).

Des bactéries telles que *Vibrio areninigræ* et le groupe bactérien des spiroplasmes sont également prometteurs pour la lutte contre les écrevisses exotiques envahissantes. *Vibrio areninigræ* est une bactérie hautement pathogène qui pourrait provoquer des mortalités chez

les écrevisses d'eau douce (Hernández-Pérez et al., 2021; Moorhouse & Macdonald, 2011). Le groupe bactérien des spiroplasmes pourrait quant à lui affecter la fertilité masculine des écrevisses (Nienhaus & Sikora 1979; Özbek Et Al. 2003; Enigl & Schausberger 2007 ; Gazla & Carracedo 2009 cité par Stebbing et al., 2014).

Les microsporidies *Thelohania contejeani* sont connues pour infecter et causer la mort des écrevisses (Freeman et al., 2010a; Stebbing et al., 2014). C'est un agent causal de la « maladie de la porcelaine ». Ils ont un potentiel à jouer en tant qu'agents de lutte biologique contre les écrevisses exotiques. Cependant, les moyens de transmission de ce pathogène sont encore peu étudiés. La présence potentiellement obligatoire d'un hôte intermédiaire pour compléter le cycle rendrait son utilisation compliquée (Freeman et al., 2010a).

Les sordariomycètes pourraient également être employés comme agents de lutte biologique. Ces champignons affectent la mue des écrevisses infectées et peuvent dans certains cas conduire à la mort des individus (Chinain & Vey , 1987 cité par Stebbing et al., 2014). Cependant, ils ne semblent pas être spécifiques aux écrevisses exotiques, les écrevisses indigènes pourraient également y être sensibles (Stebbing et al., 2012).

Psorospermium haeckeli (maladie à protozoaires) possède également un potentiel dans la lutte contre les écrevisses *Pacifastacus leniusculus*. Des essais sur les effets de ce pathogène sur *P. leniusculus* doivent encore être réalisés afin de confirmer son efficacité pour l'éradication (Freeman et al., 2010a).

(b) Prédateurs

Il existe d'autres agents de contrôle biologique potentiellement envisageables dans la lutte contre les espèces exotiques envahissantes tels que la lotte (*Lota lota* Linnaeus), la perche (*Perca fluviatilis* Linnaeus), le brochet (*Esox lucius* Linnaeus), le chevesne (*Squalius cephalus* Linnaeus), la truite (*Salmo trutta* Linnaeus et *Oncorhynchus mykiss* Walbaum), la tanche (*Tinca tinca* Linnaeus), la carpe (*Cyprinus carpio* Linnaeus) et le silure (*Silurus glanis* Linnaeus) (Adriaens et al., 2019; Longshaw & Stebbing, 2016; Sibley & Noël, 2002; Stebbing et al., 2012). L'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens* Rafinesque) se révèle être un agent de contrôle potentiel pour *Orconectes virilis* (DiDonato & Lodge, 2011; Garvey et al., 1994; Phillips et al., 2009; Roell & Orth, 1993). Le héron (*Ardeidae* Leach), la cigogne (*Ciconiidae* Gray), le cormoran (*Phalacrocoracidae* Reichenbach), le plongeon (*Gaviidae* Allen), le grèbe (*Podicipedidae* Bonaparte), la genette commune (*Genetta genetta* Linnaeus), le bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax* Linnaeus) et l'aigrette garzette (*Egretta garzetta* Linnaeus) sont

également des prédateurs des écrevisses (Aldridge et al., 2015; Correia, 2001). Les mammifères tels que le rat brun (*Rattus norvegicus* Berkenhout), la loutre d'Europe (*Lutra lutra* Linnaeus) et le renard roux (*Vulpes vulpes* Linnaeus) se sont également révélés être des prédateurs des écrevisses (Aldridge et al., 2015; Correia, 2001). Cependant, il existe encore peu d'informations sur l'efficacité de ces agents de contrôle biologique.

Les poissons prédateurs présentent le potentiel de pouvoir réduire la croissance et le taux de maturité sexuelle des écrevisses (Blake & Hart, 1995). Le brochet semble être un prédateur efficace des écrevisses car il a la particularité de pouvoir s'attaquer aux écrevisses de toutes tailles (Gherardi et al., 2011; Neveu, 2001). Les autres espèces de prédateurs présentent généralement une alimentation sélective des écrevisses. La perche, la carpe et la tanche sont des prédateurs des petits individus (Aquiloni et al., 2010; Blake & Hart, 1995; Gherardi et al., 2011; Neveu, 2001, 2001).

Cependant, l'introduction d'espèces prédatrices pourrait être responsable de nombreux impacts négatifs non négligeables sur l'environnement. L'introduction de poissons tels que la carpe pourrait augmenter la turbidité des plans d'eau (Peay, 2001). Il y a également un risque d'impacts indirects sur la flore aquatique avec la transformation de plans d'eau dominés par les plantes vasculaires aquatiques en plans d'eau dominés par le phytoplancton (Peay, 2001).

(c) Biocides

Certains biocides se sont révélés efficaces lors des études ex situ (cf. tableau 4-6). Ces méthodes chimiques présentent un potentiel pour la lutte contre les écrevisses envahissantes. Cependant, leur utilisation en milieu naturel n'est pas souhaitable au vu des nombreux impacts négatifs potentiels engendrés sur les écosystèmes par ces biocides.

Tableau 4-6 : Biocides potentiellement efficaces pour la gestion des écrevisses envahissantes. Le chiffre désigne le nombre d'articles recensés dans la littérature

	<i>Orconectes limosus</i>	<i>Orconectes virilis</i>	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	<i>Procambarus clarkii</i>	<i>Procambarus fallax</i>
Agent tensioactif (Genapol OX-80)				1	
Chloridazon			1		
Aluminium			1		
Atrazine		2	1		
Cyperméthrine		1			
Fenthion				1	
Fluoxetine		1			
Roténone		1			
Glyphosate				1	
Glyphosate + polyoxyéthylène amine				1	
Diquat			1		
Hexazinone			1		
Méthamphétamine			1		
Benzoate d'émamectine			1		
Méthyl parathion				1	
Metribuzine			1		
Nitrite			1		
Phénanthrène			1		
P-nitrophénol			1		
Polyoxyéthylène amine				1	
Prometryne			1		1
Pyblast			1	1	
Pyréthroïde	2		2	2	1
Simazine			1		
Sulfate de zinc	1				
Terbutylazine-2-hydroxy					1
Terbutryne			1		
Tramadol			1		

(d) Hormones et phéromones

Les phéromones pourraient également être des outils utiles pour prévenir la propagation des écrevisses envahissantes (Stebbing et al., 2010; Zulantz-Scheinder & Moore, 2000). Des recherches ont démontré la présence de phéromones d'alarmes chez les écrevisses *P.clarkii*, *O.virilis* et *P.leniusculus* (Hazlett, 1994; Zulantz-Scheinder & Moore, 2000). Ces phéromones pourraient être utilisées afin de dissuader les écrevisses de coloniser certaines zones et ainsi limiter leur propagation (Stebbing et al., 2010).

Certaines études ont démontré la présence d'hormones inhibitrices des gonades (Piazza et al., 2014). La libération de ces hormones sous forme d'appâts pendant la saison de reproduction pourrait diminuer la fertilité des populations d'écrevisses (UICN, 2019).

(e) Stérilisation

La libération de mâles stériles a été étudiée dans différentes études (Aquiloni et al., 2009; Duperray, 2016; Green et al., 2020; Johović et al., 2020; Manfrin et al., 2021; Piazza et al., 2015; Souty-Grosset et al., 2016). Cette technique consiste à libérer en masse des mâles stériles dans l'environnement qui s'accoupleront avec des femelles fertiles pour donner des œufs non fécondés. À terme, cette méthode permettra de réduire la taille de la population. La stérilisation des mâles en les exposant à des rayonnements ionisants semble la méthode la plus prometteuse. En effet, l'exposition des mâles à des rayons X (20 Gy ou 40 Gy) permet d'altérer la

spermatogenèse sans compromettre la survie ainsi que la capacité d'accouplement des mâles (Aquiloni et al., 2009; Damien et al., 2014; Delsinne et al., 2013; Souty-Grosset et al., 2016). Une autre méthode de stérilisation par cryo-traitement, proposée par Duperray (2016), semble également prometteuse. Cette méthode consiste à appliquer une source de froid (azote liquide) sur les pores génitaux afin de les stériliser. Les méthodes de stérilisation pourraient être combinées à un programme de piégeage afin de capturer le plus de mâles possibles dans une population. La mise en œuvre de cette méthode présente toutefois plusieurs inconvénients. Un nombre important de mâles doit pouvoir être capturé pour être stérilisés et ensuite relâchés. Selon Duperray (2016), le taux de capture nécessaire pour que la stérilisation ait un effet sur la population serait difficilement atteignable. De plus, l'équipement d'irradiation nécessite d'être manipulé par du personnel hautement qualifié (Aquiloni et al, 2009).

(f) Restauration du milieu

En lien avec les agents de contrôle biologique, Lemmers et al. (2021) propose d'améliorer la qualité de l'habitat afin de favoriser la présence des prédateurs des écrevisses envahissantes. La qualité de l'habitat peut être améliorée, par exemple, en transformant les berges escarpées en berges respectueuses de la nature et en remettant les ruisseaux dans leur état d'origine.

5 Résultats relatifs aux plantes aquatiques envahissantes

5.1 Recherche systématique

La recherche systématique a permis de mettre en évidence 356 articles relatifs aux méthodes de gestion des plantes aquatiques envahissantes. Ces articles ont été publiés entre 1970 et 2020. Parmi ces articles, 215 études (soit 60%) ont été testées sur le terrain (in situ) et 141 études (soit 40%) ont été réalisées en laboratoire ou en mésocosme (ex situ).

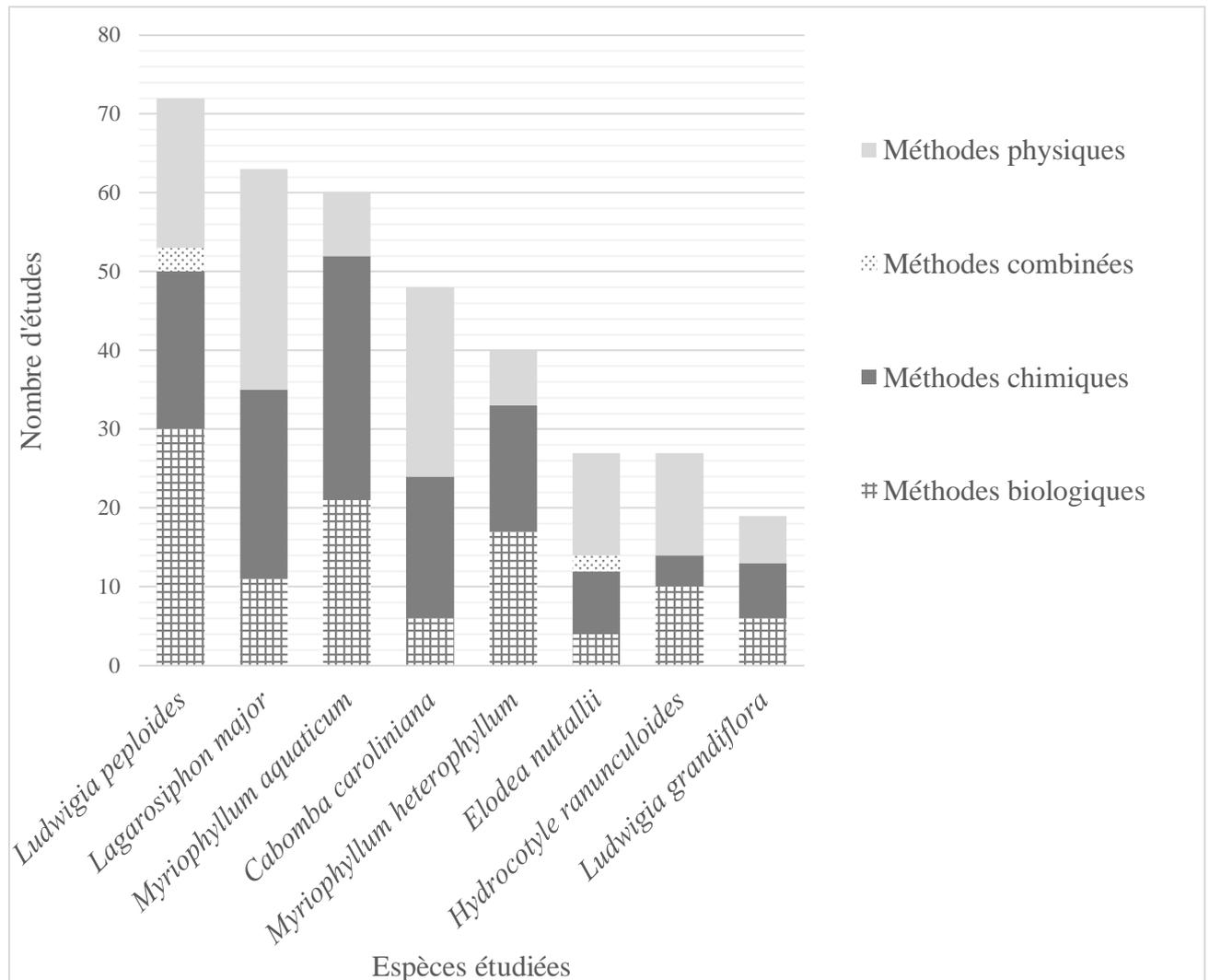


Figure 5.1 : Nombre d'études sur les méthodes de lutte physiques, combinées, chimiques et biologiques pour *C. caroliniana*, *E. nuttallii*, *H. ranunculoides*, *L. major*, *L. grandiflora*, *L. peploides*, *M. aquaticum* et *M. heterophyllum*

Comme représenté en figure 5.1, toutes les espèces ne font pas l'objet du même effort de recherche. *L. peploides* est l'espèce qui a fait l'objet du plus grand nombre de tests de lutte (72/356 études, soit 20%). Elle est ensuite suivie par *L. major* (63/356 études, soit 18%) et *M. aquaticum* (60/356 études, soit 17%). Les espèces dont les méthodes de gestion sont les moins bien documentées sont *E. nuttallii* (27/356 études, soit 8%), *H. ranunculoides* (27/356 études, soit 8%) et *L. grandiflora* (19/356 études, soit 5%).

Les méthodes chimiques et physiques sont les méthodes de gestion les plus étudiées. Les méthodes chimiques représentent 36% des études (128/356 études) et les méthodes physiques représentent 33% des études (118/356 études). Elles sont suivies par les méthodes biologiques qui représentent quant à elles 29% des études (105/356 études). Il existe encore très peu d'études relatives aux méthodes combinées (5/356 articles, soit 1%).

Sur l'ensemble des articles référencés, très peu témoignent de méthodes d'éradication efficaces. Seuls 71 articles présentent des méthodes permettant l'éradication des populations de plantes aquatiques envahissantes en milieu naturel et 96 articles présentent des méthodes permettant le contrôle de ces populations en milieu naturel (cf. tableau 5-1 et tableau 5-3).

Tableau 5-1 : Méthodes d'éradication pour les huit plantes aquatiques envahissantes avec l'estimation de leurs coûts (+=faible, ++=moyen, +++=élevé). Le chiffre désigne le nombre d'articles recensé dans la littérature. Les articles présentant des méthodes testées en milieu naturel sont identifiés avec un astérisque (*)

	Biologique		Chimique	Physique					
	Herbivores	Pathogènes	Herbicides	Arrachage manuel	Arrachage mécanique	Assèchement	Privation de lumière	Remise en suspension	Retrait de substrat
<i>Cabomba caroliniana</i>	2*		12*				3*	2*	1*
<i>Elodea nuttallii</i>			3	2*			1*		
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>			1*	1*	1*			1*	
<i>Lagarosiphon major</i>	1*		7*	1*		1	4*		
<i>Ludwigia grandiflora</i>			2*		1*				
<i>Ludwigia peploides</i>		1	6*	1*	2*		1*		1*
<i>Myriophyllum aquaticum</i>			9*						
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	1*		5*				2*		
Coûts	+	+	++	+++	+++	+++	++	?	+++

Comme le montre le tableau 5-1, l'introduction de carpes herbivores (*Ctenopharyngodon idella*) est l'unique méthode biologique testée in situ ayant permis d'éradiquer les populations de plantes aquatiques envahissantes.

L'emploi de divers herbicides a permis l'éradication des populations de plantes aquatiques envahissantes. La substance active la plus communément employée dans les tests de lutte chimique est l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D) (cf. tableau 5-2).

Diverses méthodes physiques se sont révélées efficaces pour l'éradication des plantes aquatiques envahissantes (25 articles présentent des méthodes physiques, testées in situ, efficaces pour l'éradication des plantes aquatiques envahissantes). Les techniques qui reposent sur la privation de lumière (couvertures benthiques et couvertures flottantes) semblent être les méthodes les plus efficaces pour l'éradication (11/25 articles, soit 44%). Des éradications de populations ont également été obtenues pour les techniques d'arrachage manuel (5/25 articles, soit 20%), arrachage mécanique (4/25 articles, soit 16%), remise en suspension (3/25 articles, soit 12%) et de retrait de substrat (2/25 articles, soit 8%).

Tableau 5-2 : Nombre d'études par substance active pour les méthodes chimiques ayant permis l'éradication des plantes aquatiques envahissantes. Les articles présentant des méthodes testées en milieu naturel sont identifiés avec un astérisque (*)

Substances actives	<i>Cabomba caroliniana</i>	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	<i>Lagarosiphon major</i>	<i>Ludwigia grandiflora</i>	<i>Ludwigia peploides</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	<i>Elodea nuttallii</i>	Total général
Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique	4*	1*				3*	3*		11
Endothall			4*						4
Flurodine	2*		1*						3
Glyphosate + adjuvant				2*	1*	1			4
Carfentrazone	3*					1			4
Triclopyr					2*		1*		3
Dichlobenil			1*			1*			2
Diquat	1*		1*						2
Flumioxazin	1*				1*				2
Imazapyr						2*			2
Glyphosate					1*				1
Halosulfuron-méthyl					1*				1
Imazapyr + carfentrazone						1*			1
Navigate® (flufénacet, diflufénicanil)							1*		1
Acide acétique								1	1
Bensulfuron-méthyl								1	1
Butachlor								1	1
Penoxsulam	1*								1

Tableau 5-3 : Méthodes de contrôle permettant de diminuer la taille des populations pour les huit plantes aquatiques envahissantes avec l'estimation de leurs coûts (+=faible, ++=moyen, +++=élevé). Le chiffre désigne le nombre d'articles recensés dans la littérature

	Biologique	Chimique	Physique							
	Herbivores	Herbicides	Arrachage manuel	Arrachage mécanique	Assèchement	Coupe	Enlèvement par aspiration	Privation de lumière	Remise en suspension	Retrait de substrat
<i>Cabomba caroliniana</i>	2	4*				2*	1*	1	1*	2*
<i>Elodea nuttallii</i>		1	1*			1*		2*		
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>			2*	1*	1*	2*				
<i>Lagarosiphon major</i>	1*	2*		1*	1*	8*	2*	1*		
<i>Ludwigia grandiflora</i>	2*	3*	2*	1*		1*				
<i>Ludwigia peploides</i>		10*	3*	3*		3*				1*
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	3*	13*	1*	1*	2*	1*				
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>		8*	1*				1*			
Coûts	+	++	+++	+++	+++	++	+++	++	?	+++

Comme représenté dans le tableau 5-3, l'unique méthode biologique testée in situ ayant permis la diminution de la taille de certaines populations de plantes aquatiques envahissantes est l'introduction d'agents de contrôle herbivores. Ces agents de contrôle herbivores sont présentés dans le tableau 5-4.

Tableau 5-4 : Les agents de contrôles biologiques herbivores ayant permis l'éradication des plantes aquatiques envahissantes. Les articles présentant des méthodes testées en milieu naturel sont identifiés avec un astérisque (*)

Espèces	Agents de contrôle biologique herbivores	Nombre d'article
<i>Cabomba caroliniana</i>	<i>Hydrotimetes natans</i>	1
	<i>Paracles spp</i>	1
<i>Lagarosiphon major</i>	<i>Paraponyx stotiotata</i>	1*
<i>Ludwigia grandiflora</i>	<i>Lysathia (Altica) ludoviciana (Fall)</i>	1*
	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1*
	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1*
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Castor canadensis</i>	1*
	<i>Tilapia Mossambica</i>	1*

Un certain nombre d'herbicides permet également le contrôle des populations de plantes aquatiques envahissantes. Ces herbicides sont présentés dans le tableau 5-5. Les méthodes physiques permettant le contrôle des populations sont variées (50 articles présentent des méthodes physiques, testées in situ, efficaces pour le contrôle des populations de plantes aquatiques envahissantes). Les techniques de coupe sont les méthodes qui se sont révélées les plus efficaces pour le contrôle des plantes aquatiques envahissantes (18/50 articles, soit 36%) suivies par l'arrachage manuel (10/50 articles, soit 20%), l'arrachage mécanique (7/50 articles, soit 14%), l'assèchement (4/50, soit 8%) l'enlèvement par aspiration (4/50 articles, soit 8%), le retrait de substrat (3/50 articles, soit 6%), la privation de lumière (3/50, soit 6%) et la remise en suspension (1/50, soit 2%).

Tableau 5-5 : Nombre d'études par substance active pour les méthodes chimiques ayant permis le contrôle des plantes aquatiques envahissantes. Les articles présentant des méthodes testées en milieu naturel sont identifiés avec un astérisque (*)

Substances actives	<i>Cabomba caroliniana</i>	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Lagarosiphon major</i>	<i>Ludwigia grandiflora</i>	<i>Ludwigia peploides</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Total général
Diquat	1*		1*		1*	2	2*	7
Carfentrazone						1	3*	4
Imazamox				1*	1*	2*		4
Glyphosate					3*			3
Triclopyr						2		2
2,4-D					1*	1		2
Atrazine					1*	1		2
Flumioxazin				1*		1*		2
2,4-D + carfentrazone						1*		1
Aquacide							1*	1
Endothall + sulfate de cuivre						1		1
Endothall	1*							1
Flurodine							1*	1
Glyphosate + 2,4-D					1*			1
Halosulfuron-methyl					1*			1
Asulox		1						1
Hydrogel	1*							1
Imazapyr					1*			1
Penoxsulam							1*	1
Peroxyde d'hydrogène				1*				1
Sulfate de cuivre pentahydraté						1		1
Triazine terbutryn	1*							1
Virasure® Aquatic			1*					1

5.2 Implications pour le gestionnaire

Un ensemble de méthodes de gestion est envisageable pour la gestion des plantes aquatiques envahissantes. Le choix de la méthode de gestion doit être une optimisation du compromis entre coût efficacité et risque sur le milieu. Le détail de ces différentes méthodes de gestion est présenté sous forme de fiches en annexe 9.2.2. Les données ayant permis la construction des tableaux reprenant l'efficacité des méthodes pour chaque espèce, au sein des fiches, sont présentées dans le tableau 5-6.

Tableau 5-6 : Efficacité des méthodes de gestion testées sur le terrain (sans prise en compte des méthodes chimiques) pour les huit espèces de plantes aquatiques exotiques envahissantes

Espèces	Catégories de méthode	Inefficace	Contrôle	Eradication
<i>Cabomba caroliniana</i>	Assèchement	1		
	Coupe	1	2	
	Enlèvement par aspiration	1	1	
	Herbivores			
	<i>Ctenopharyngodon idella</i>			2
	Privation de lumière			
	Couverture benthique	1		2
	Couverture flottante			1
	Remise en suspension		1	2
	Retrait de substrat	1	2	1
<i>Elodea nuttallii</i>	Arrachage manuel		1	2
	Assèchement	2		
	Coupe	2	1	
	Coupe+Ombrage		1	
	↑profondeur eau+Arrachage manuel	1		
	Privation de lumière			
Couverture benthique		2	1	
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Arrachage manuel		2	1
	Arrachage mécanique	1	1	1
	Assèchement		1	
	Coupe		2	
	Herbivores (<i>Listronotus bonariensis</i>)	1		
	Remise en suspension			1
	Retrait de substrat	1		

Espèces	Catégories de méthode	Inefficace	Contrôle	Eradication
<i>Lagarosiphon major</i>	Arrachage manuel			1
	Arrachage mécanique	1	1	
	Assèchement	1	1	
	Coupe		8	
	Enlèvement par aspiration		2	
	Herbivores			
	<i>Ctenopharyngodon idella</i>			1
	<i>Lysathia ludoviciana</i>		1	
	Privation de lumière			
	Couverture benthique		1	3
	Couverture flottante			1
Retrait de substrat	1			
<i>Ludwigia grandiflora</i>	Arrachage manuel		2	
	Arrachage mécanique	1	1	1
	Coupe		1	
	Herbivores			
<i>Lysathia ludoviciana</i>		1		
<i>Ludwigia peploides</i>	Arrachage manuel	1	3	1
	Arrachage mécanique		3	2
	Coupe		3	
	Arrachage mécanique+manuel		1	
	Modification du PH	1		
	Privation de lumière			
	Couverture benthique			1
	Retrait de substrat	1	1	1
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Arrachage manuel		1	
	Arrachage mécanique		1	
	Assèchement		2	
	Coupe		1	
	Herbivores			
	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	2	1	
	<i>Castor canadensis</i>		1	
	<i>Listronotus marginicollis</i>	1		
<i>Tilapia Mossambica</i>		1		
Retrait de substrat	1			
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Arrachage manuel		1	
	Enlèvement par aspiration		1	
	Herbivores			
	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1	1	
	Privation de lumière			
	Couverture benthique	1		2
Remise en suspension	1			

5.2.1 Arbre de décision

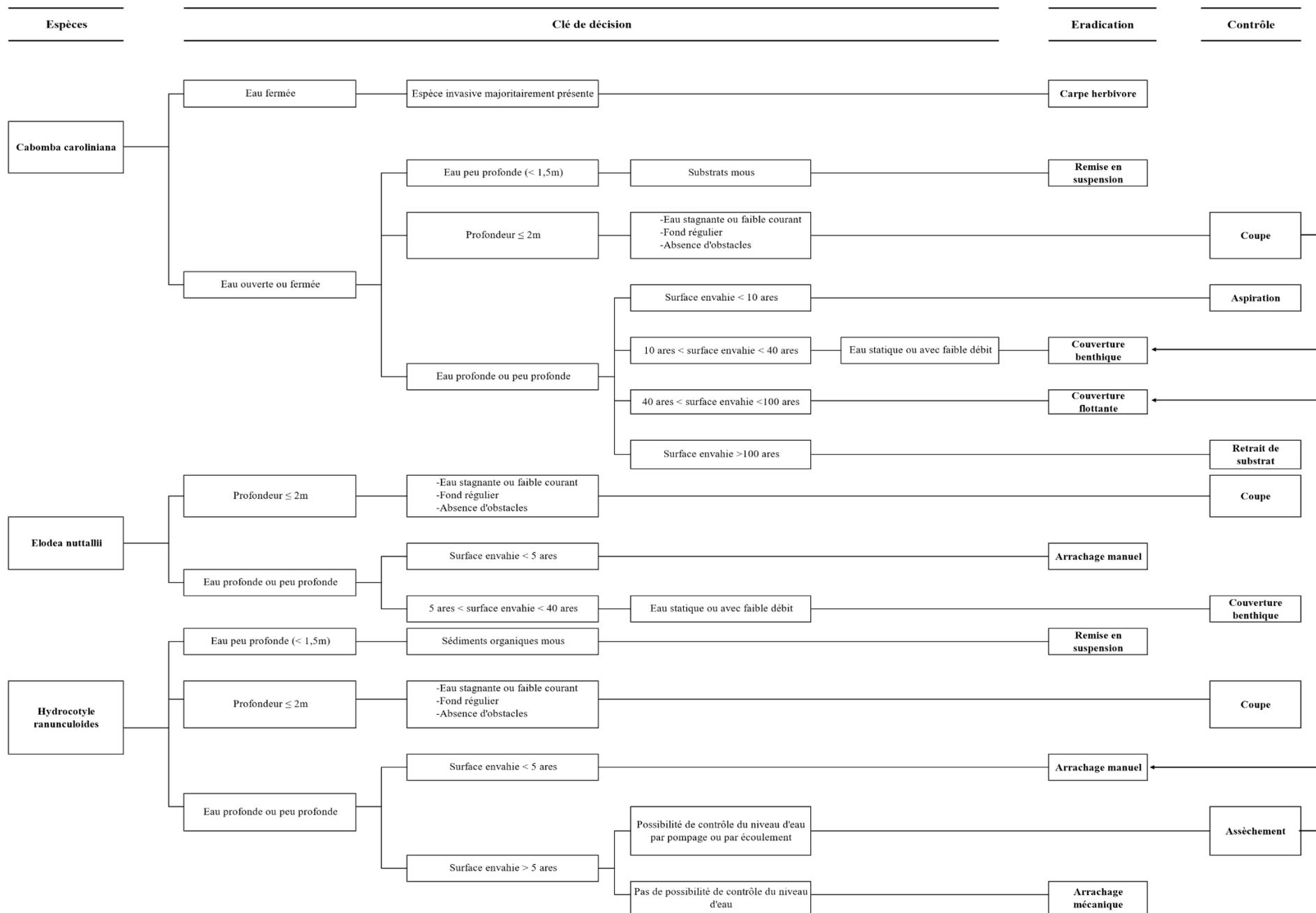
Cet arbre de décision est une proposition basée sur l'état actuel des connaissances en matière de gestion. Il existe encore beaucoup d'inconnues sur l'efficacité et la mise en œuvre de certaines méthodes. Cet arbre de décision devrait encore évoluer avec l'avancée des connaissances sur ce sujet. Les seuils de surface et de profondeur restent des seuils théoriques proposés sur base des expérimentations documentées dans la littérature scientifique. Ils donnent un aperçu du cadre de faisabilité de mise en œuvre des différentes méthodes.

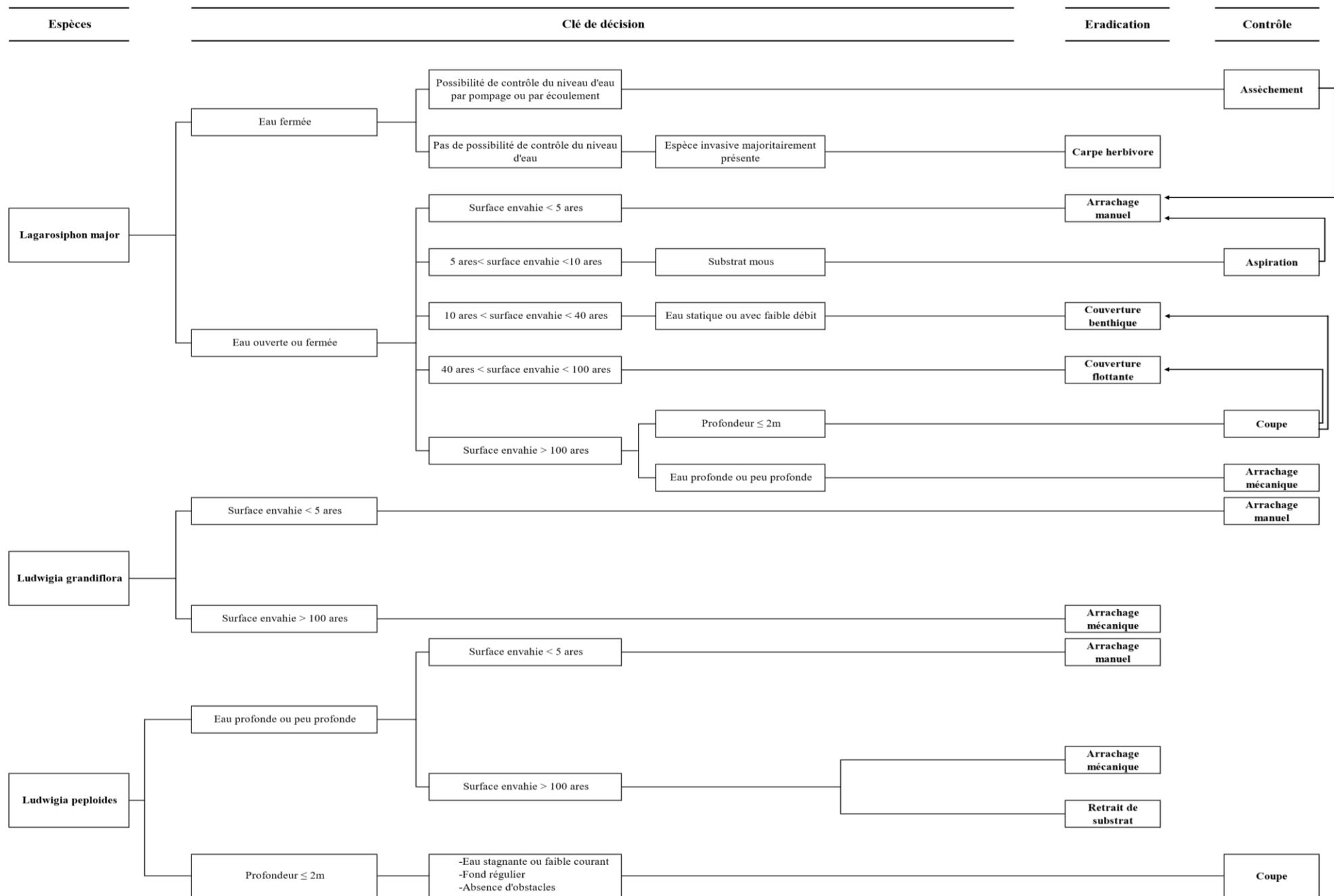
Étant donné le manque de spécificité de la carpe herbivore pour *Myriophyllum aquaticum* et *Myriophyllum heterophyllum*, celle-ci n'a pas été prise en compte pour les méthodes de gestion de ces deux espèces.

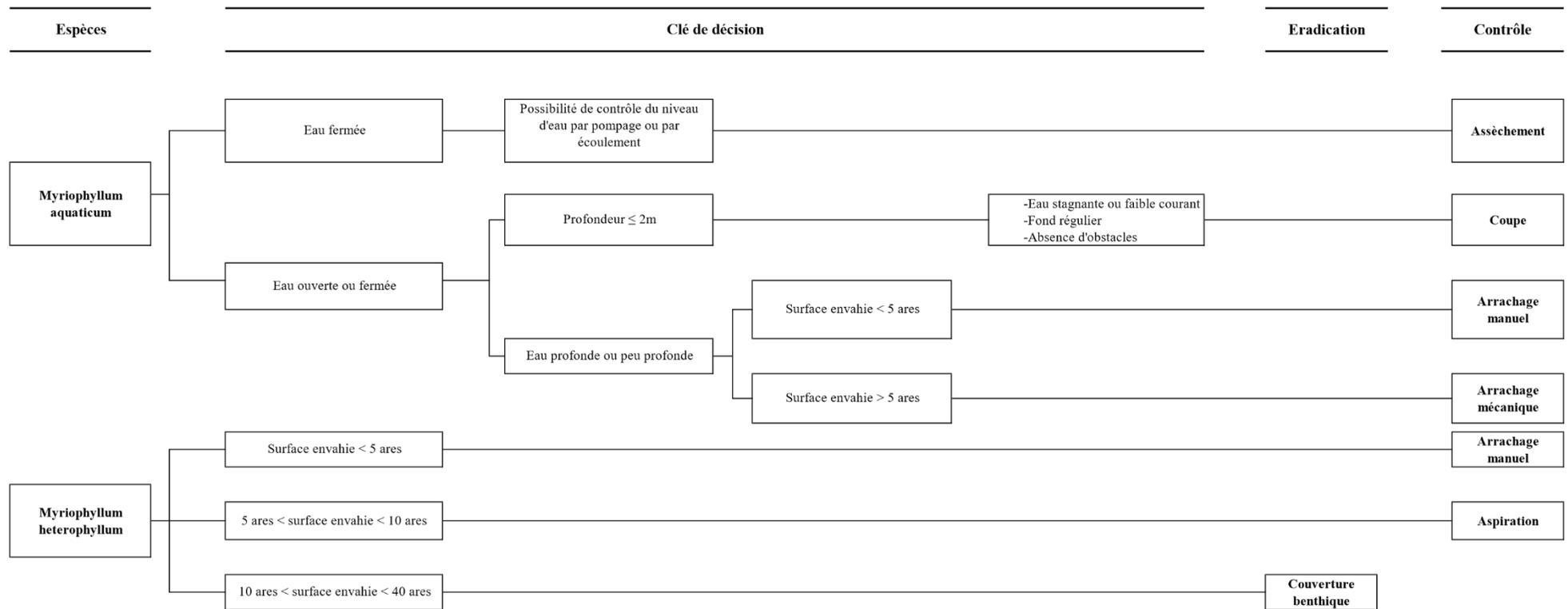
Pour les méthodes de coupe, des choix doivent encore être faits au niveau de la méthode de coupe employée (voir fiche relative à la méthode de coupe annexe 9.2.2).

Cet arbre de décision intègre les combinaisons de méthodes de gestion représentées au moyen de flèches (cf. figure 5.2).

Figure 5.2 : Arbre de décision relatif aux méthodes de gestion pour les plantes aquatiques envahissantes







5.2.2 Limiter la propagation

Lors de la mise en place de mesures de gestion, des mesures de confinement doivent être mises en place afin d'éviter la propagation des plantes aquatiques envahissantes au-delà de la zone envahie.

Des barrages flottants peuvent être installés pour empêcher le déplacement des fragments en aval de la zone envahie. Ces barrages flottants sont généralement des filets flottants (maillage de un centimètre maximum) qui s'étendent à 30 centimètres sous la surface de l'eau (cf. figure 5.3) (Delbart & Monty, 2012; Matthews et al., 2012; Northern Territory. Department of Land Resource Management Rangelands Division, 2015).



Figure 5.3 : Barrage flottant (Van Oosterhout, 2009)

5.2.3 Gestion post-contrôle

Après l'application des méthodes de gestion, les déchets doivent être gérés de manière adaptée afin d'éviter tout risque de recolonisation. L'entièreté du matériel végétal coupé doit être retiré et éliminé loin des eaux douces afin d'éviter de nouvelles contaminations (Adriaens et al., 2019). Il est conseillé de stocker les résidus de gestion sous bâche (hors zone inondable) afin de favoriser leur compostage (Delbart & Monty, 2012). Le matériel végétal peut également être séché ou enfoui (Adriaens et al., 2019).

Après le chantier de gestion, il faut nettoyer tous les outils et engins afin de limiter le risque de transport de fragments vers d'autres sites (Delbart & Monty, 2012). Lors du travail dans des plans d'eau où les écrevisses exotiques envahissantes ont été détectées (notamment l'écrevisse américaine), il est important de désinfecter les outils et le matériel (bottes, cuissardes, etc.) à l'aide d'une solution d'hypochlorite de sodium (eau de Javel, à une concentration de 10 %) afin d'éviter la propagation du champignon responsable de la peste des écrevisses (*Aphanomyces*

astaci). Toutefois, il faudra veiller à effectuer la désinfection du matériel loin de tout milieu aquatique. La propagation de ce champignon peut également être évitée en séchant totalement le matériel utilisé, et en n’oubliant pas d’éliminer la boue/vase car elle peut abriter des spores humides. Après séchage complet, il est nécessaire d’attendre 24 heures avant d’utiliser le matériel (Delbart & Monty, 2012; Souty-Grosset et al., 2006).

Les méthodes de gestion proposées doivent être répétées pendant plusieurs années. Il est important de surveiller les sites gérés pour détecter les nouvelles infestations et ainsi empêcher la propagation des plantes aquatiques envahissantes (Cowan, 2015).

5.3 Pistes pour l’avenir

Un grand nombre de méthodes a été proposé comme potentiellement envisageable pour la gestion des plantes aquatiques envahissantes par la communauté scientifique (cf. tableau 5-7). Cependant, leur efficacité n’a pas encore pu être évaluée sur le terrain.

Tableau 5-7 : Méthodes de gestion potentielles dont l’efficacité n’a pas encore pu être évaluée sur le terrain. Le chiffre désigne le nombre d’articles recensés dans la littérature

	Biologique		Chimique		Physique
	Herbivores	Pathogènes	Herbicides	Modification pH	Modification du milieu
<i>Cabomba caroliniana</i>	1			2	
<i>Elodea nuttallii</i>	4		4		
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	5	2			1
<i>Lagarosiphon major</i>	12		2		
<i>Ludwigia grandiflora</i>	4				
<i>Ludwigia peploides</i>	37	4	1		
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	10	9	12		1
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	12		2		

(a) Herbivores

Les agents de contrôle biologiques herbivores semblent être prometteurs pour la gestion des plantes aquatiques envahissantes. Un grand nombre d’étude ex situ a été réalisé sur le potentiel des insectes comme agents de contrôle biologiques (64/85 études, soit 75%) (cf. figure 5.4).

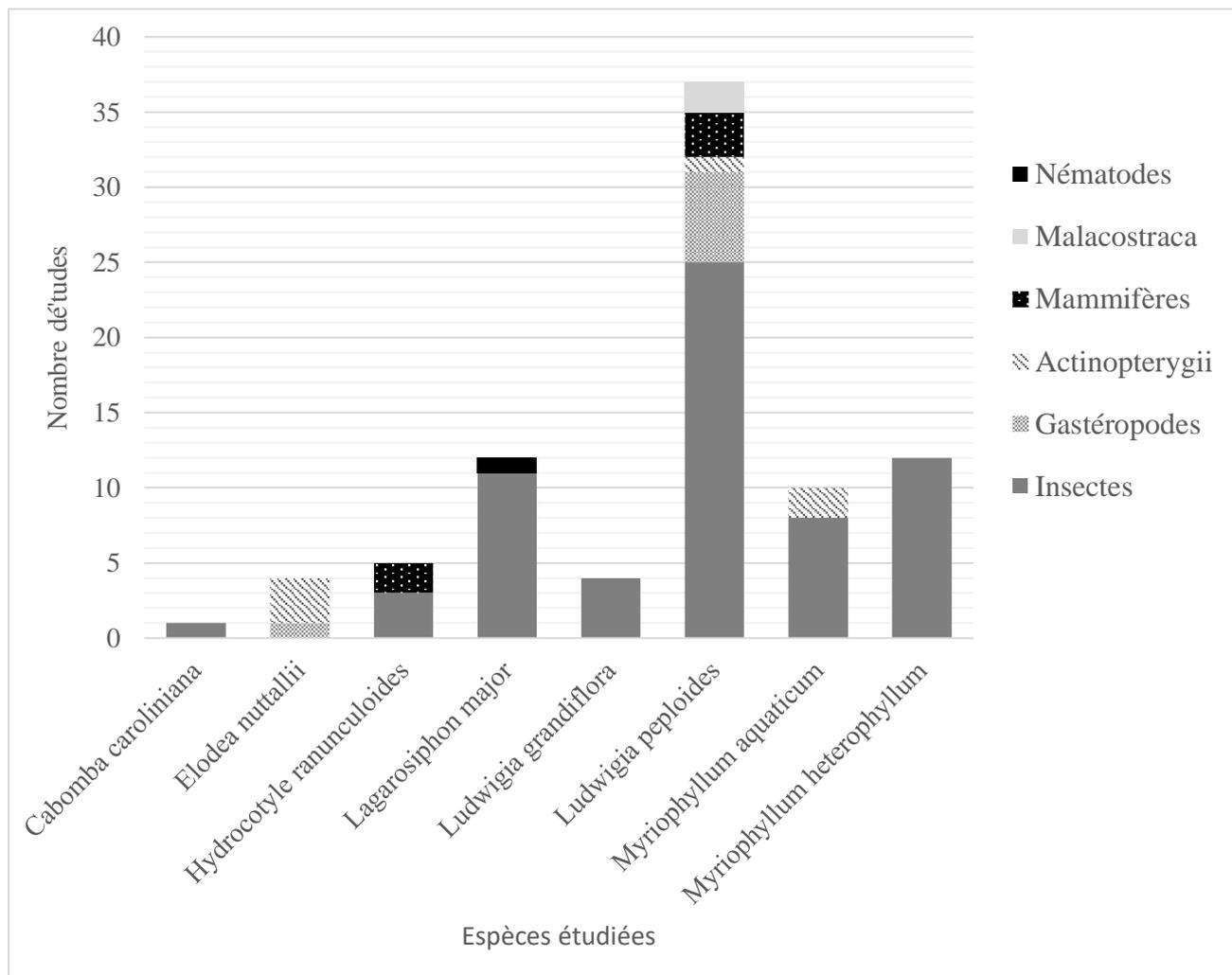


Figure 5.4 : Nombre d'études sur les agents de contrôle biologiques herbivores potentiels pour *C.caroliniana*, *E.nuttallii*, *H.ranunculoides*, *L.major*, *L.grandiflora*, *L.peploides*, *M.aquaticum* et *M.heterophyllum*

L'espèce présentant le plus d'études sur les agents de contrôles biologiques potentiels est *Ludwigia peploides*.

Les insectes comprennent les coléoptères (45/85 études, soit 53% des agents de contrôle biologiques potentiels), les diptères (7/85 études, soit 8% des agents de contrôle biologiques potentiels), les hyménoptères (4/85 études, soit 5% des agents de contrôle biologiques potentiels), les lépidoptères (3/85 études, soit 3% des agents de contrôle biologiques potentiels), les trichoptères (4/85 études, soit 5% des agents de contrôle biologiques potentiels) et les thysanoptères (1 étude).

Les gastéropodes semblent également être des agents de contrôle biologiques potentiels pour le contrôle des plantes aquatiques envahissantes (7/85 études, soit 8%) suivi par les Actinopterygii (6/85 études, soit 7%), les mammifères (5/85 études, soit 6%), les Malacostraca (2/85 études, soit 2%) et les nématodes (1 étude).

La liste complète des herbivores potentiels est présentée en annexe 9.4.

La majorité de ces espèces ont été enregistrées comme s'attaquant aux plantes aquatiques envahissantes ciblées par cette étude. Des recherches supplémentaires sont nécessaires afin de connaître la réelle faisabilité d'utilisation de ces différentes espèces dans le milieu naturel.

(b) Pathogènes

Les pathogènes sont également documentés comme étant des agents de contrôle biologiques potentiellement intéressants pour la gestion des plantes aquatiques envahissantes (cf. tableau 5-8).

Tableau 5-8 : Pathogènes potentiellement envisageables pour la gestion des plantes aquatiques envahissantes. Le chiffre désigne le nombre d'articles recensés dans la littérature

Règne	Espèce	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	<i>Ludwigia peploides</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
Champignons	<i>Entyloma hydrocotyles</i>		1	
Champignons	<i>Physoderma hydrocotylidis</i>		1	
Champignons	<i>Puccinia hydrocotyles</i>		1	
Champignons	<i>Cercospora sp.</i>	1		
Champignons	<i>Cercospora hydrocotyles</i>	1		
Champignons	<i>Chaetomella raphigera</i>			1
Champignons	<i>Cercospora sp.</i>			1
Champignons	<i>Mycosphaerella sp.</i>			1
Chromista	<i>Pythium carolinianum</i>			1
Champignons	<i>Rhizoctonia solani</i>			4
Champignons	<i>Mycocleptodiscus terrestris</i>			1
Champignons	<i>Colletotrichum gloesporioidesf.sp</i>		1	

(c) Herbicides

Certains herbicides se sont révélés efficaces lors des études ex situ (cf. tableau 5-9). Ces méthodes chimiques présentent un potentiel pour la lutte contre les plantes aquatiques envahissantes. Cependant, leur utilisation en milieu naturel n'est pas souhaitable au vu des nombreux impacts négatifs potentiels engendrés sur les écosystèmes par ces herbicides.

Tableau 5-9 : Herbicides potentiellement efficaces pour la gestion des plantes aquatiques envahissantes. Le chiffre désigne le nombre d'articles recensés dans la littérature

	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Lagarosiphon major</i>	<i>Ludwigia peploides</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>
2,4-D				3	
Triclopyr				1	1
Acide acétique	1				
Atrazine				1	
Bensulfuron-méthyl	1				
Butachlor	1				
Carfentrazone				1	
Carfentrazone + 2,4-D				1	
Diquat				2	
Endothal + sulfate de cuivre				1	
Flurodine					1
Glyphosate + adjuvant				1	
Asulam	1				
Terbutryne		1			
Dichlobénil		1			
Peroxyde d'hydrogène			1		
Sulfate de cuivre pentahydraté				1	

(d) Modification du pH

Le chaulage pourrait être un outil de gestion pour *C.caroliniana* (James, 2011; Wilson et al., 2011). Certains auteurs ont rapporté l'inhibition de la croissance de cette plante aquatique lorsque le pH est compris entre 7 et 8. Au-dessus d'un pH de 8, les tiges sont défoliées (Riemer 1965; Tarver and Sanders 1977; Sanders 1979; Mackey and Swarbrick 1997 cités par James, 2011).

(e) Modification du milieu

La modification du milieu par approfondissement des canaux et des lacs ainsi que par excavation des berges pourrait se révéler efficace pour la gestion de *M.aquaticum* et *H.ranunculoides* (Aldridge et al., 2015; Lafontaine, Beudels-Jamar, Delsinne, et al., 2013). Selon certains auteurs, *M.aquaticum* pousse difficilement dans les eaux dont la profondeur dépasse 50 centimètres. L'approfondissement des canaux et des bords des plans d'eau pourrait être effectué en complément des mesures de gestion afin de réduire la repousse de cette plante. L'excavation des berges au moyen d'une machine à couper le gazon (sod-cutter) présente un potentiel pour éliminer les plantes aquatiques envahissantes (Aldridge et al., 2015). En Nouvelle-Zélande, l'éradication d'une autre plante envahissante, *Crassula helmsii*, a partiellement été réussie par excavation des berges au moyen de ce coupe gazon (Clarke S., 2009 cité par Aldridge et al., 2015).

6 Comparaison de l'efficacité et de la sélectivité des refuges artificiels par rapport aux nasses appâtées pour la gestion de *Procambarus clarkii* dans les étangs

6.1 Introduction

Procambarus Clarkii est l'une des écrevisses envahissantes les plus largement distribuées en Europe du Sud et de l'Ouest (Souty-Grosset et al., 2006). En Belgique, cette espèce est présente de manière très localisée (Branquart et al., 2016). L'invasion de cette espèce est associée à de nombreux impacts écologiques et économiques. Elle est notamment responsable de la régression des populations d'écrevisses indigènes *Astacus astacus* par transmission de la maladie responsable de la peste des écrevisses et par compétition pour les ressources (Gherardi, 2006). Cette espèce cause également des dommages à l'habitat de par son activité de fouissement (Collas, 2017b).

La biologie particulière de *P.clarkii* rend son éradication difficile. Un seul couple de spécimens peut être suffisant pour recoloniser l'habitat géré (García-de-Lomas et al., 2020).

Le piégeage est probablement l'une des méthodes les plus intéressantes pour l'échantillonnage et la gestion de *P.Clarkii*. En effet, cette espèce occupe des écosystèmes aquatiques dont les eaux sont généralement turbides, ce qui limite l'efficacité de techniques telles que la recherche manuelle, l'observation nocturne et la pêche électrique (Huner, 1988).

La méthode de piégeage la plus largement répandue est l'utilisation de nasses appâtées. Il existe un grand nombre de nasses de différentes formes et matériaux. Cependant, les collectes de pièges de type nasses sont souvent biaisées en faveur des gros mâles, qui ont tendance à être plus actifs et agressifs (Abrahamsson, 1983; Larson & J.D., 2016; Somers & D.P.M., 1986; Stuecheli, 1991). Il a été prouvé que l'élimination de grands mâles d'une population d'écrevisses ne provoquera pas de déclin de la population, car elle permet aux petits mâles de se reproduire (Stebbing et al., 2012). Les nasses présentent également d'autres désavantages. Elles sont inadaptées aux eaux peu profondes et peuvent avoir un impact sur des espèces non ciblées (Nicky Green Associates (NGA), 2009).

Afin de contrer ce biais, une autre méthode de piégeage basée sur l'imitation des refuges utilisés par les écrevisses a été développée. Les pièges à refuges artificiels ont été conçus pour la première fois au Royaume-Uni par l'équipe de l'Agence pour l'environnement (EA) de

Hampshire & Avon (Nicky Green Associates (NGA), 2009). Ces pièges sont constitués d'une armature métallique équipée d'une série de tuyaux en PVC qui imitent l'habitat des écrevisses. Ils présentent l'avantage de pouvoir être laissés in situ pendant de longues périodes, sans nuire aux espèces non ciblées, étant donné que les tuyaux sont ouverts (Walter, 2012). Ce type de piège pourrait être utilisé pour englober la capture d'individus plus petits et de femelles qui sont fréquemment exclus par les pièges conventionnels (Dana et al., 2010; Green et al., 2018). Les pièges à refuges artificiels ont déjà démontré leur efficacité pour la gestion des écrevisses envahissantes *Pacifastacus leniusculus* dans les eaux courantes (Dana et al., 2010; Green et al., 2018). L'efficacité de ce type de piège sur les populations de *Procambarus Clarkii* ainsi qu'en milieu lentique a encore été très peu étudiée.

Le premier objectif de cette étude était de déterminer si les pièges à refuges artificiels sont plus efficaces que les nasses appâtées pour la gestion des écrevisses envahissantes *Procambarus Clarkii*. Le second objectif était de déterminer si la pose de nasses sans appâts sur de longues périodes de temps présentait une efficacité similaire aux nasses appâtées relevées après 24 heures pour la gestion de cette espèce.

Pour ce faire, l'étude s'est focalisée sur les questions suivantes :

- i) Existe-il une différence dans le taux de capture entre chaque type de piège ?
- ii) Existe-il une différence significative entre le nombre de mâles et de femelles capturés entre chaque type de piège ?
- iii) Existe-t-il une différence significative dans la taille des écrevisses capturées entre chaque type de piège ?
- iv) Le diamètre des tubes des refuges artificiels influence-t-il le nombre et la composition (sexe et taille) des écrevisses capturées ?
- v) Les variables environnementales ont-elles un impact sur le nombre d'écrevisses capturées dans chaque type de piège ?
- vi) Quelle est la durée idéale nécessaire pour piéger une proportion suffisante de la population de *Procambarus Clarkii* au moyen des pièges de type refuges artificiels ?

6.2 Matériel et méthodes

6.2.1 Zone d'étude

L'étude a été réalisée dans seize étangs situés au sein et à proximité du bassin de la zone pilote du projet Life RIPARIS (bassin de la Dyle, bassin de la Marcq et bassin de la Senne) (cf. figures 6.1 à 6.8) :

- Les étangs du bassin du Bouret-Cafeniere (Ecaussinnes) : E1027, E1026, E1025, E1024, E1107, E1109a, E1129
- Les étangs du bassin de la Dendre Orientale (Lens) : fossé de la Dendre, E1135h, E1135a
- Les étangs du bassin du Mille (Hamme-Mille) : E1, E2, E3
- Les étangs du bassin du ruisseau de Lormalau (Gerpennes) : E1112, E1113a, E1113b

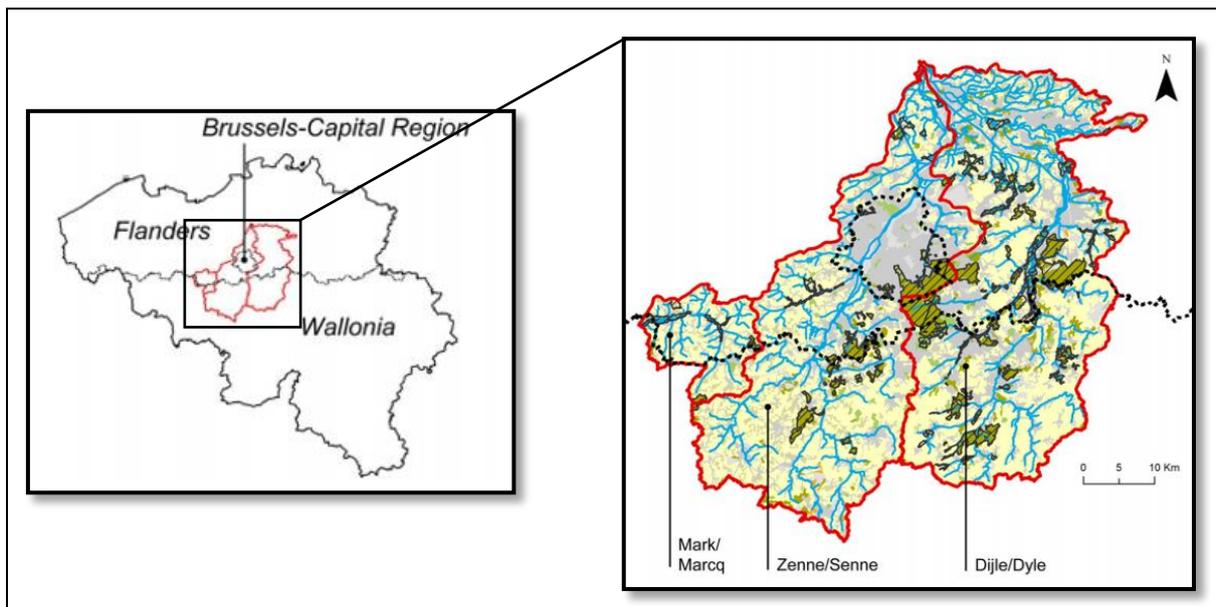


Figure 6.1 : Localisation du bassin du projet Life RIPARIAS

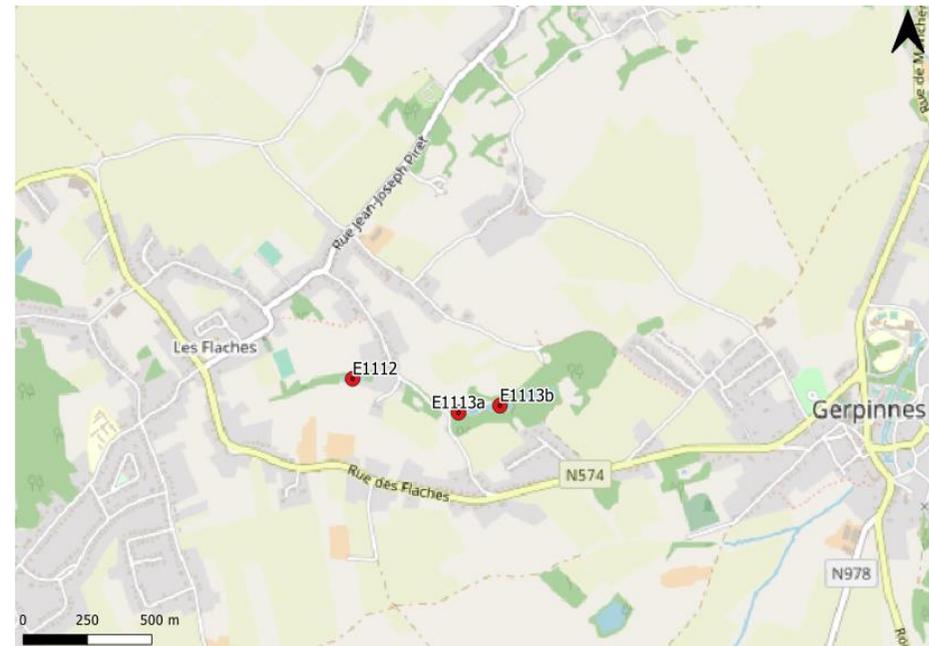
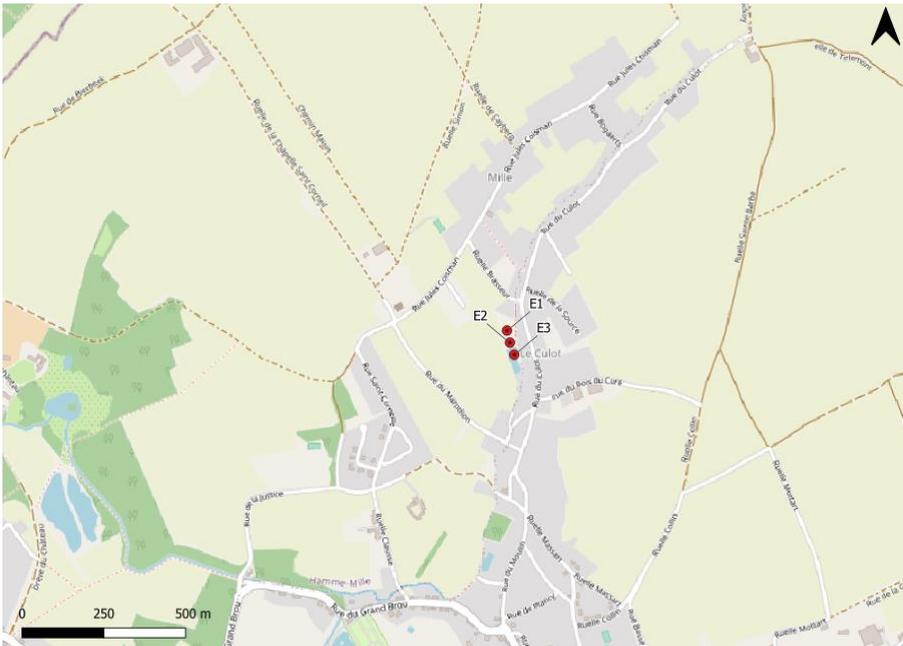
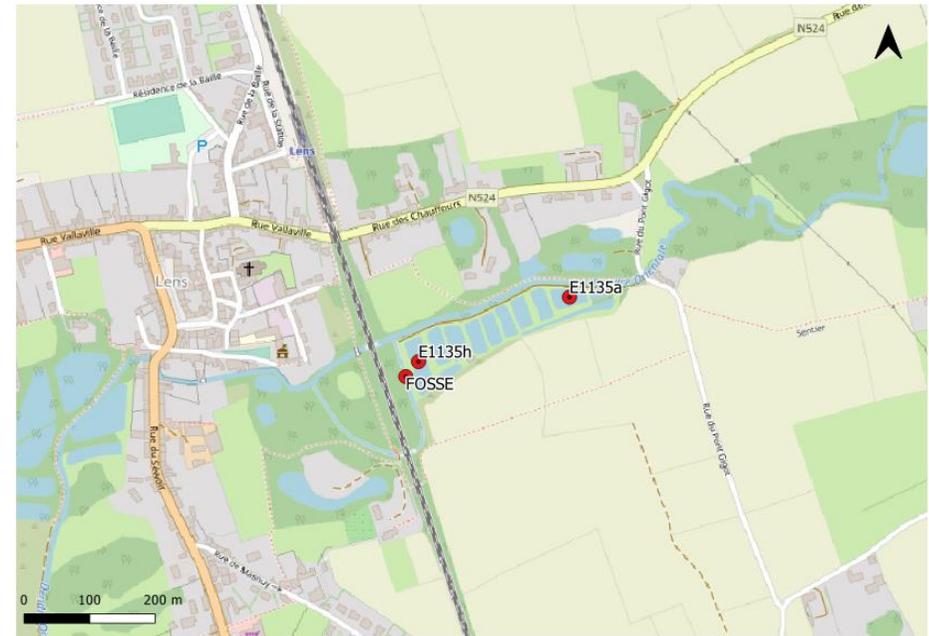
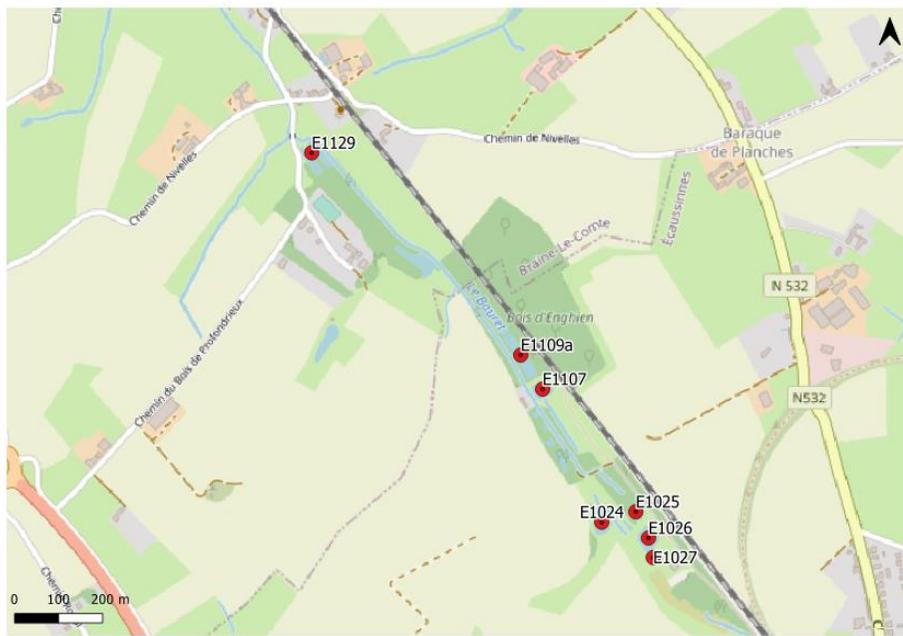


Figure 6.2 : Localisation des étangs du Bouret (en haut à gauche), des étangs de la Dendre Orientale (en haut à droite), des étangs du Mille (en bas à gauche) et des étangs de Gerpinnes (en bas à droite)

Figure 6.3 : Les étangs de Gerpinnes (E1112 à gauche, E1113a au milieu, et E1113b à droite)



Figure 6.4 : Les étangs du Bouret (Ecaussinnes) (E1027 à gauche et E1026 à droite)



Figure 6.5 : Les étangs du Bouret (Ecaussinnes) (E1025 à gauche et E1024 à droite)



Figure 6.6 : Les étangs du Bouret (Ecaussinnes) (E1107 à gauche, E1109a au milieu et E1129 à droite)



Figure 6.7 : Les étangs du bassin de la Dendre Orientale (Lens) (E1135a à gauche, E1135h au milieu et le fossé de la Dendre à droite)



Figure 6.8 : Les étangs du bassin du Mille (Hamme-Mille) (E1 à gauche, E2 au centre, E3 à droite)



Les étangs ont été choisis en prenant en considération la base de données datant de 2020 de suivi des populations de *P.clarkii* fournit par le Service Public de Wallonie (SPW) afin d'assurer la présence de cette espèce dans les différents sites. Le choix des sites a également été conseillé par le Département de l'Étude du milieu naturel et agricole (DEMNA) afin de rendre compte de la variabilité de l'habitat observé sur le terrain ainsi que de la diversité de tailles des populations de *P.clarkii*.

Une autorisation a été demandée au préalable aux propriétaires pour la pose de pièges dans les étangs privés.

6.2.2 Méthodes testées

L'étude s'inspire de travaux antérieurs réalisés par Green et al. en 2018.

Quinze pièges de type nasses appâtées et quinze pièges de type refuges artificiels ont été employés au cours de l'étude.

Les pièges à refuges artificiels (cf. figure 6.9) ont été conçus par l'association de Nicky Green (Nicky Green Associates). Ces pièges sont constitués d'une série de huit tubes en PVC de 32 à 50 millimètres de diamètre (3 tubes avec un diamètre de 32 millimètres, 4 tubes avec un diamètre de 37 millimètres et un tube avec diamètre de 50 millimètres) et de 180 millimètres de long, fixés à une plaque en aluminium.

Les pièges à refuges artificiels doivent être positionnés à proximité des berges. Ils sont placés sur le fond du plan d'eau, le plus horizontalement possible (Nicky Green Associates (NGA), 2009). L'extrémité ouverte des tuyaux doit être orienté pour faire face à la berge. Les pièges ont été lestés au moyen de pierres trouvées sur les sites afin d'assurer leur positionnement dans le fond des étangs. Ils ont été placés avec les pierres sur la face supérieur. Une fois les pièges en place, ils sont fixés au moyen d'une corde à un élément stable (arbustes ou crochets de camping).



Figure 6.9 : Refuges artificiels lestés

Les nasses appâtées (cf. figure 6.10) ont été fournies par le SPW. Ce sont des nasses métalliques à double entrée. Les pièges possèdent une longueur de 55 centimètres, une hauteur de 25 centimètres et une largeur de 14,5 centimètres. Ils sont également pourvus de deux entrées mesurant 50 millimètres de diamètre. Les pièges ont été appâtés avec des aliments pour chien (Frolics® « Complet au bœuf ») placés dans des sacs en nylon (10 Frolics par piège) afin d'éviter leur consommation par des écrevisses arrivant de l'extérieur du piège et de favoriser la libération lente de l'appât.



Figure 6.10 : Nasses appâtées avec des Frolics dans des sacs en nylon

Le piégeage de *P. clarkii* au moyen des nasses et des refuges artificiels a été réalisé pendant cinq semaines, du 31 mai 2021 au 4 juillet 2021 (cf. tableau 6-1).

Tableau 6-1 : Planification de l'étude

	Mai						Juin												Juillet																
	L	M	M	J	V	S	D	L	M	M	J	V	S	D	L	M	M	J	V	S	D	L	M	M	J	V	S	D							
	31	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	1	2	3	4
Gerpinnes	■	■					■																												
Bouret (E1027,E1026,E1025,E1024)								■	■					■																					
Bouret (E1107,E1109a, E1129)															■	■					■														
Lens																						■	■					■							
Bassin du Mille																													■	■					■

- Pose des nasses appâtées
- Pose des nasses sans appâts
- Relevé des nasses
- Pose des refuges artificiels
- Relevé des refuges artificiels

La pose des pièges a été réalisée chaque semaine dans trois étangs différents géographiquement proches.

Dans chaque étang, cinq pièges de type nasses appâtés et cinq pièges de type refuges artificiels ont été posés. Les pièges ont été placés de manière à capter l'hétérogénéité au sein de chaque étang avec une distance d'environ 2,5 mètres entre chaque couple de pièges. Les deux types de pièges ont été attachés au moyen d'une corde à un élément stable.

Au départ, il était prévu de relever les pièges chaque semaine après 24 heures et après 72 heures. Étant donné l'absence d'écrevisses dans les refuges artificiels au cours de la première semaine de piégeage à Gerpinnes, il a été décidé de prolonger le temps entre deux relevés pour les refuges artificiels afin d'augmenter les chances de captures. Le relevé des pièges prévu les vendredis a donc été supprimé. Pour les quatre semaines restantes, un relevé des nasses appâtées et des pièges à refuges artificiels a été réalisé après 24 heures et un relevé de nasses non appâtées et des pièges à refuges artificiels a été réalisé après quatre jours (96 heures). Lors de notre analyse, les données pour le piégeage après 72 heures ont été traitées avec celles pour le piégeage après 96 heures.

Afin d'éviter que les écrevisses ne s'échappent des refuges artificiels, ceux-ci ont d'abord été relevés avant les nasses.

Les écrevisses capturées n'ont pas été relâchées en raison de leur statut non indigène. Elles ont été euthanasiées par congélation. Les espèces non ciblées qui ont été accidentellement capturées ont été identifiées et relâchées à l'endroit de capture.

6.2.3 Identification et mesures biométriques

Lors de chaque relevé, les écrevisses ont été comptées, sexées et mesurées au moyen d'une règlette de mesure (longueur de la pointe du rostre au telson) (cf. figure 6.11). Pour les refuges artificiels, le nombre d'écrevisses au sein de dans chaque tube (tube 1 à 8) a également été déterminé.

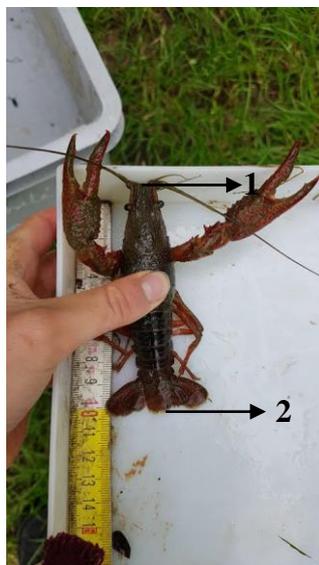


Figure 6.11 : Mesure d'une écrevisse du rostre (1) au telson (2) au moyen d'une règlette de mesure

Le sexe a été vérifié par la présence de gonopodes développés chez les individus (cf. figure 6.12).



Figure 6.12 : Illustration de la distinction entre les écrevisses mâles et femelles. Ecrevisse mâle à gauche avec les gonopodes bien développés (1) et écrevisse femelle avec des gonopodes peu développés (2)

Lors de prises accessoires (capture d'individus autres que les écrevisses), les individus ont été comptés et déterminés au niveau de l'espèce.

Les informations suivantes concernant le milieu ont été relevées pour chaque piège :

- la profondeur
- l'éclairement
- le type de berge

La profondeur a été déterminée selon une classe de taille :

- 0-0,5 mètre
- 0,5-1 mètre
- 1-1,5 mètre
- 1,5-2 mètres
- 2-2,5 mètres

La détermination de ces classes de taille a été effectuée au moyen d'une corde présentant des nœuds tous les 50 centimètres.

L'éclairage a été déterminé en fonction de la présence ou de l'absence d'ombre à l'endroit où étaient posés les pièges.

Le type de berge a été distingué selon trois critères :

- Berge naturelle en terre
- Berge artificielle en armature métallique
- Berge artificielle en bois

6.3 Analyse des données

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (version 1.3.1093) avec un niveau de significativité fixé à 0,05.

6.3.1 Comparaison de l'efficacité des différents types de piégeage

La capture par unité d'effort (CPUE) a été utilisée comme indicateur d'efficacité pour les quatre méthodes de piégeage. La CPUE a été calculée pour chaque étang comme le nombre total d'écrevisses capturées divisé par le nombre de pièges utilisés par étang pendant la période d'échantillonnage.

$$CPUE_{x_1} = \frac{\sum Y}{n} \text{ [individus piège}^{-1} \text{]}$$

$$CPUE_{x_2} = \frac{\sum CPUE_{x_1}}{N} \text{ [individus piège}^{-1} \text{]}$$

x_1 = étang échantillonné

x_2 = méthode de piégeage

Y = nombre d'écrevisses capturées par étang et par méthode de piégeage

n = nombre de pièges employés

N = nombre de $CPUE_{x_1}$ calculés

De cette façon, nous avons calculé la $CPUE_{\text{nasse avec appâts}}$, la $CPUE_{\text{masse sans appâts}}$, la $CPUE_{\text{refuge 24h}}$ et la $CPUE_{\text{refuge 96h}}$.

La comparaison entre les CPUE a été réalisée à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) à deux facteurs. Les deux méthodes de piégeage relatives aux refuges artificiels ($CPUE_{\text{refuge 24h}}$, $CPUE_{\text{refuge 96h}}$) n'ont pas été considérées dans le cadre de l'ANOVA à deux facteurs du fait d'un manque de données ($n = 13$) ayant engendré le non-respect des hypothèses relatives à la normalité du terme d'erreur et à l'homogénéité des variances.

Par la suite, et en vue de construire une vision plus générale de la situation, une ANOVA à un facteur a été réalisée afin de comparer les CPUE obtenues pour les quatre méthodes de piégeage. Étant donné le non-respect des hypothèses de normalité et d'homogénéité des variances, le test de Kruskal-Wallis a été employé suivi du test de Dunn pour identifier les méthodes significativement différentes.

La normalité a été vérifiée au moyen du test de Shapiro-Wilk et l'hypothèse d'homogénéité des variances a été vérifiée au moyen du test de Levene.

6.3.2 Effet des méthodes de piégeage sur le nombre de mâles et de femelles capturés

Pour chaque type de piège, nous avons calculé le sex-ratio qui correspond au rapport entre le nombre de mâles et de femelles capturées. Un test d'association de type khi carré a été employé afin de comparer le sexe ratio entre les méthodes de piégeage.

6.3.3 Effet des méthodes de piégeage sur la taille des écrevisses capturées

Les longueurs des écrevisses ont été comparées entre les quatre méthodes de piégeage au moyen d'un test d'association de type khi carré afin de comparer la taille des individus capturés selon les techniques de piégeage. Ce même test a également été utilisé pour comparer la taille des individus mâles et femelles entre les méthodes de piégeage.

6.3.4 Impact des variables environnementales sur le nombre d'écrevisses capturées

Les effets d'une série de variables abiotiques (profondeur, éclaircissement, type de berge) et de capture (type de piège, étang) sur le nombre d'écrevisses capturées ont été modélisés par le biais d'un modèle linéaire généralisé. Le modèle de régression quasi-poisson a été employé du fait de la présence d'une distribution de poisson et de la surdispersion des données (cf. figure 6.13).

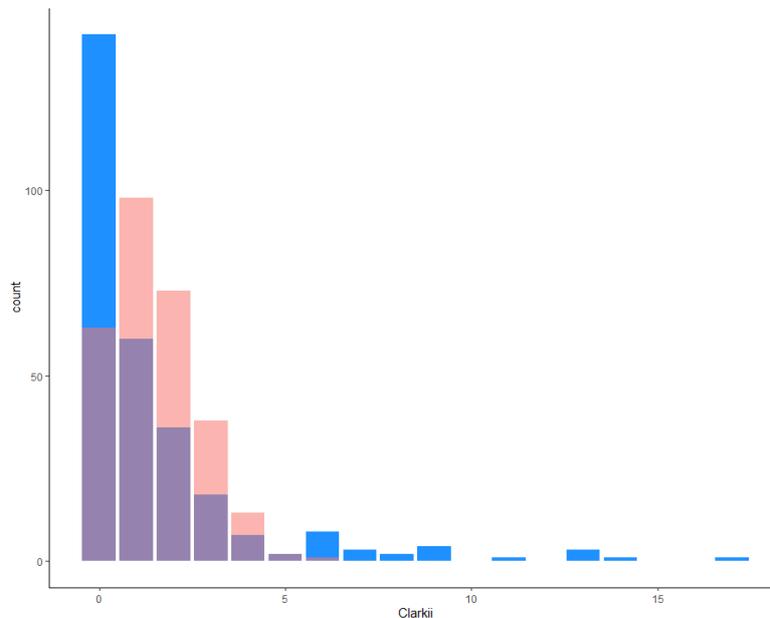


Figure 6.13 : Représentation des comptages observés (en bleu) et théoriques (en rose) de *P. clarkii*

La prédiction du nombre d'écrevisses capturées découle de la génération de 31 modèles. Le modèle le plus optimal a été choisi sur base de la valeur du coefficient QAICc. Le modèle minimisant la valeur du coefficient QAICc a été retenu.

6.3.5 Prises accessoires

La comparaison des prises accessoires (espèces non ciblées par cette étude) entre les nasses avec appâts relevés après 24 heures et les nasses sans appâts relevées après 96 heures a été réalisée à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) à un facteur. Étant donné le non-respect des hypothèses de normalité et d'homogénéité des variances, le test de Kruskal-Wallis a été employé.

La normalité a été vérifiée au moyen du test de Shapiro-Wilk et l'hypothèse d'homogénéité des variances a été vérifiée au moyen du test de Levene.

6.3.6 Relation entre le diamètre des tubes des refuges artificiels et le nombre, le sexe et la taille des écrevisses capturées

L'ensemble des captures réalisées avec les refuges artificiels a été regroupé afin d'identifier la taille des individus mâles et femelles capturées en fonction des diamètres de tube employés.

Le peu d'individus capturés (n=13) avec les refuges artificiels n'a pas permis de mettre en évidence une quelconque relation entre le diamètre des tubes et la taille des individus capturés.

6.3.7 Comparaison avec les données des années précédentes

Les données relatives aux CPUE ont été obtenues pour les années 2016 et 2017 pour la quasi-entière des étangs échantillonnés. Ces données ont été collectées et fournies par le DEMNA au moyen des nasses appâtées relevées après 24 heures. Nous avons dès lors pu établir une comparaison entre les données collectées par le DEMNA et celles recueillies dans le cadre de cette étude.

6.4 Résultats

6.4.1 Résultats globaux

Entre le 31 mai et le 4 juillet, 453 écrevisses de Louisiane ont été capturées (cf. tableau 6-2) dans l'ensemble des étangs à l'exception d'un étang à Gerpennes (E1113a).

Tableau 6-2 : Nombre d'écrevisses capturées par étang

Etangs	Nombre écrevisses
Ecaussinnes	238
E1024	21
E1025	39
E1026	17
E1027	17
E1107	80
E1109a	41
E1109b	23
Gerpennes	76
E1112	61
E1113a	0
E1113b	15
Lens	59
E1135a	14
E1135h	27
Fosse	18
Mille	80
E1	28
E2	36
E3	16
Total	453

Parmi les écrevisses capturées, 277 étaient des écrevisses mâles et 172 des écrevisses femelles. La détermination du sexe n'a pas été possible pour quatre écrevisses en raison des blessures occasionnées par les autres écrevisses dans les pièges et de la petite taille de certains individus. Le ratio mâles/femelles, aussi appelé sexe ratio, est globalement de 1,6. Cela signifie qu'il y a vraiment 'presque' deux fois plus de mâles capturés que de femelles. Parmi les 172 femelles

capturées, seule une femelle portait des œufs. Cette femelle a été capturée au moyen d'un refuge artificiel.

6.4.2 Comparaison de l'efficacité des différents types de piégeage

La synthèse du nombre de captures par type de piégeage est présentée dans le tableau 6-3. Nous pouvons constater que les nasses (97% des écrevisses capturées) ont permis de capturer un nombre d'écrevisses beaucoup plus important comparé aux refuges artificiels (3% des écrevisses capturées). Les nasses avec appâts relevés après 24 heures et les nasses sans appâts relevés après 96 heures sont presque équivalentes en terme de nombre d'écrevisses capturées. La durée du piégeage pour les refuges artificiels semble peu influencer le taux de capture.

Tableau 6-3 : Nombre d'écrevisse capturée par type de piégeage

	Durée			Total
	24h	72h	96h	
Nasse sans appâts	-	24	193	217
Nasse avec appâts	223	-	-	223
Refuge	5	0	8	13
Total	228	24	201	453

L'efficacité des différentes méthodes de piégeage peut être appréciée en analysant la CPUE (cf. tableau 6-4 et figure 6.14).

Tableau 6-4 : Comparaison des CPUE par site et par méthode de piégeage

	CPUE_nasse_avec_appâts_24h	CPUE_nasse_sans_appâts_96h	CPUE_refuge_24h	CPUE_refuge_96h
Ecaussinnes	3,4	4,2	0,1	0,1
Gerpennes	1,7	1,6	0,0	0,0
Lens	1,9	2,1	0,0	0,0
Mille	2,7	2,3	0,0	0,3
CPUE moyenne	2,7	3,0	0,1	0,1

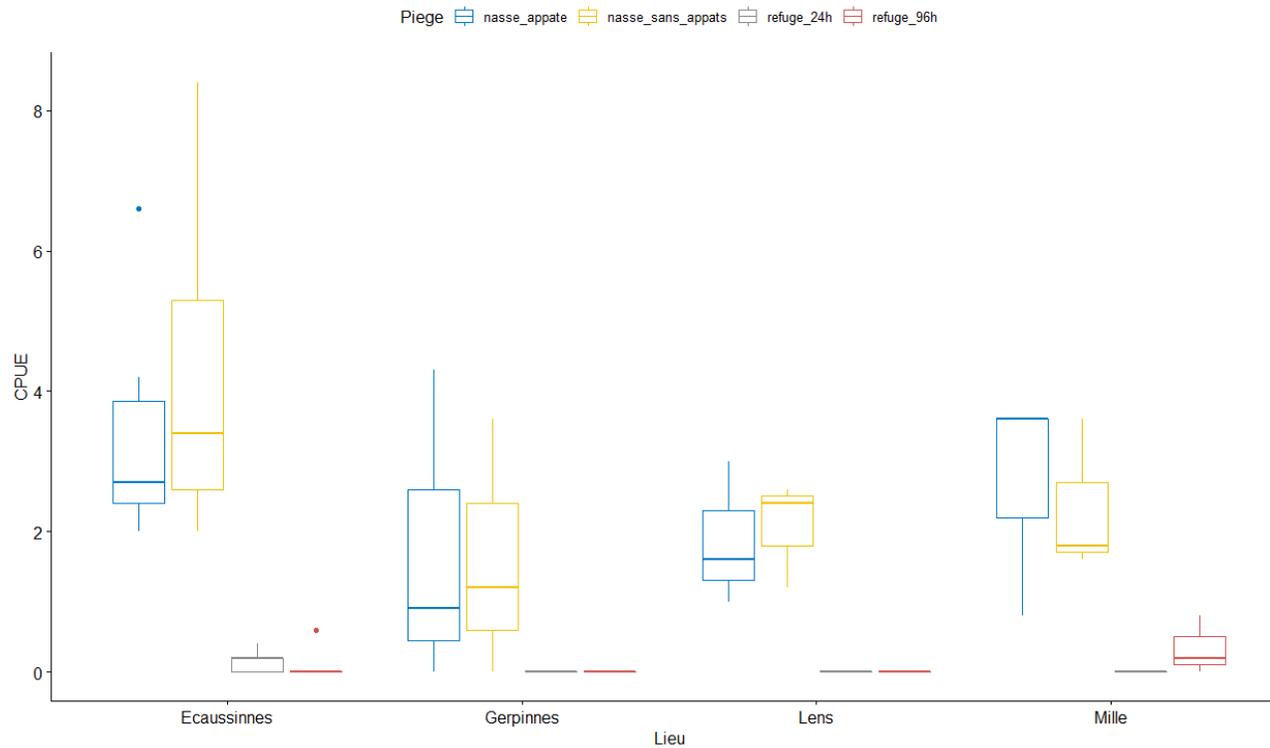


Figure 6.14 : Représentation graphique des CPUE par site et par méthode de piégeage

Pour l'ensemble des sites à l'exception du Mille, les nasses sans appâts relevées après 96 heures présentent une valeur de CPUE plus importante. Pour le Mille, la CPUE est la plus importante pour les nasses appâtées relevées après 24 heures. De manière générale, les refuges artificiels présentent une CPUE de moindre importance comparée aux nasses.

Les résultats de l'ANOVA à deux facteurs dépendants (cf. tableau 6-5) mettent en évidence l'absence d'interaction entre les facteurs sites et pièges. Le facteur piège est non significatif. Cela signifie qu'il n'existe pas de différence significative entre les CPUE pour les nasses appâtées relevées après 24 heures et les nasses non appâtées relevées après 96 heures.

Tableau 6-5 : Présentation des résultats de l'ANOVA à deux facteurs dépendants (degrés de liberté (Df), somme des carrés (Sum Sq), carré moyen (Mean Sq))

	Df	Sum Sq	Mean Sq	Fvalue	Pr(>F)
Lieu	3	26,8	8,935	2,879	0,0569
Piège	1	0,78	0,781	0,252	0,6204
Lieu:Piège	3	1,87	0,625	0,201	0,8944
Résidus	24	74,49	3,104		

Cette absence de différence significative entre les CPUE pour les nasses appâtées relevées après 24 heures et les nasses non appâtées relevées après 96 heures est confirmée par les résultats de l'ANOVA à deux facteurs indépendants (cf. tableau 6-6).

Tableau 6-6 : Présentation des résultats de l'ANOVA à deux facteurs indépendants (degrés de liberté (Df), somme des carrés (Sum Sq), carré moyen (Mean Sq))

	Df	Sum Sq	Mean Sq	Fvalue	Pr(>F)
Lieu	3	26,8	8,935	3,159	0,0408
Piège	1	0,78	0,781	0,276	0,6035
Résidus	27	76,36	2,828		

En faisant abstraction de l'influence des sites (ANOVA à un facteur), nous remarquons que les CPUE sont significativement différentes entre les nasses (avec et sans appâts) et les refuges artificiels quelle que soit la durée du piégeage (24 heures et 96 heures) (cf. figure 6.15). Il n'existe pas de différence significative entre les CPUE pour les nasses avec appâts relevées après 24 heures et les nasses sans appâts relevées après 96 heures (cf. figure 6.15). De même, les CPUE pour les refuges artificiels relevés après 24 heures et les refuges artificiels relevés après 96 heures ne présentent pas de différence significative (cf. figure 6.15).

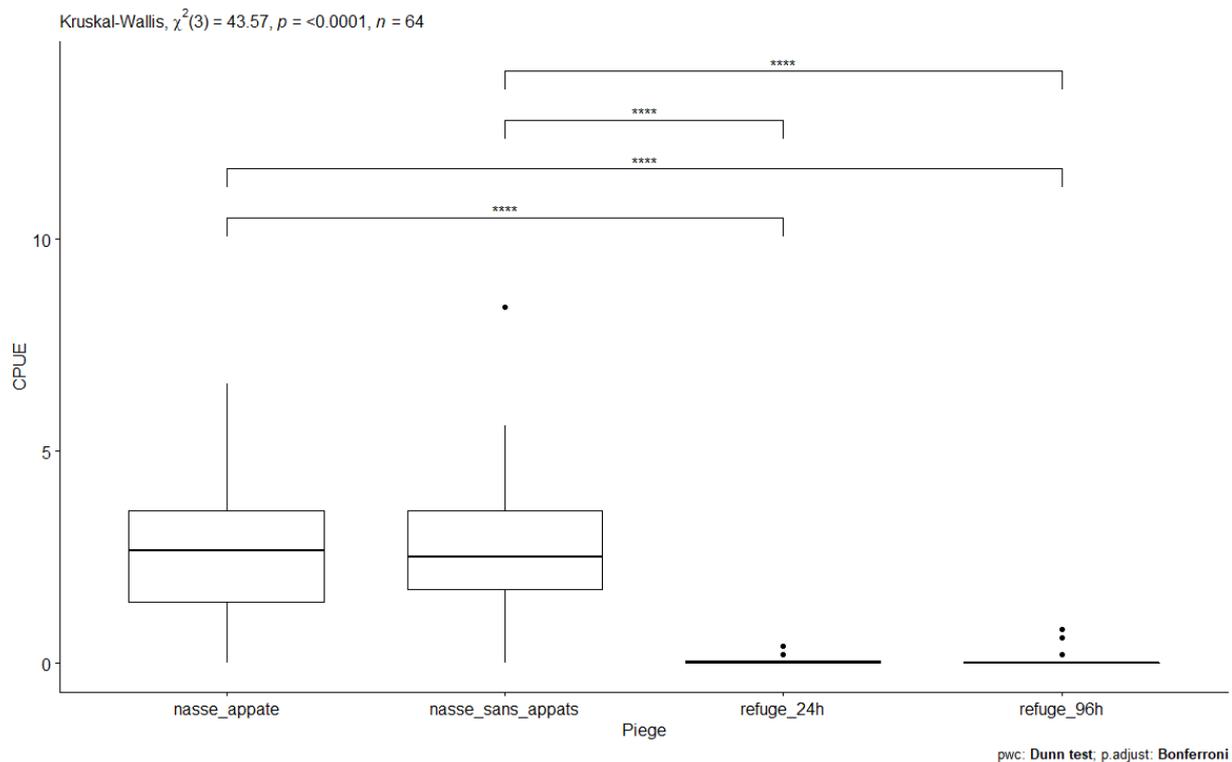


Figure 6.15 : P-valeurs obtenues pour le test de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$ *, $p < 0,01$ **, $p < 0,001$ ***)

En définitive, les nasses avec appâts relevées après 24 heures et les nasses sans appâts relevées après 96 heures se révèlent être plus efficaces que les refuges artificiels.

6.4.3 Effet des méthodes de piégeage sur le nombre de mâles et de femelles capturés

Le test d'ajustement du Khi carré réalisé par méthode de piégeage pour chaque site permet de mettre en évidence un biais en faveur des mâles capturés pour les nasses avec appâts à Ecaussinnes ($p < 0,001$, sexe-ratio de 2,4) ainsi qu'un biais en faveur des mâles pour les nasses sans appâts à Ecaussinnes ($p < 0,001$, sexe-ratio de 2,1) et Gerpennes ($p < 0,05$, sexe-ratio de 3) (cf. tableau 6-7). Concernant les refuges artificiels, ceux-ci ne semblent pas être biaisés en faveur d'un sexe particulier.

Tableau 6-7 : Effet du type de piégeage sur le nombre de mâles et de femelles capturés par site (test du khi carré) ($p < 0,05$ *, $p < 0,01$ **, $p < 0,001$ ***)

	Pièges	Femelles	Mâles	Sexe-ratio	X ²	df	p-value
Ecaussinnes	Nasse avec appâts	30	72	2,4	17,29	1	3,202E-05***
	Nasse sans appâts	41	86	2,1	15,95	1	6,521E-05***
	Refuge 24h	3	2	0,7	0,20	1	0,65
	Refuge 96h	1	2	2,0	0,33	1	0,56
Gerpennes	Nasse avec appâts	24	27	1,1	0,18	1	0,67
	Nasse sans appâts	6	18	3,0	6,00	1	1,431E-02*
Lens	Nasse avec appâts	12	16	1,3	0,57	1	0,45
	Nasse sans appâts	15	16	1,1	0,03	1	0,86
Mille	Nasse avec appâts	21	18	0,9	0,23	1	0,63
	Nasse sans appâts	18	20	1,1	0,11	1	0,75
	Refuge 96h	4	0	0,0	4,00	1	0,05

Le test d'ajustement du Khi carré a également été réalisé pour les méthodes de piégeage sur l'ensemble des sites afin d'obtenir une vision générale de l'effet des méthodes de piégeage sur la composition des captures (cf. tableau 6-8).

Tableau 6-8 : Effet du type de piégeage sur le nombre de mâles et de femelles capturés (test du khi carré) ($p < 0,05$ *, $p < 0,01$ **, $p < 0,001$ ***)

	Femelles	Mâles	Sexe-ratio	X ²	df	p-value
Nasse avec appâts	87	133	1,5	9,62	1	1,93E-03**
Nasse sans appâts	80	140	1,8	16,36	1	5,23E-05***
Refuge 24h	3	2	0,7	0,20	1	0,65
Refuge 96h	4	2	0,5	0,67	1	0,41

Nous constatons que les nasses avec appâts ($p < 0,01$) tout comme les nasses sans appâts ($p < 0,001$) sont biaisées en faveur des mâles. Les nasses avec et sans appâts ont presque capturé deux fois plus d'écrevisses mâles que de femelles (le sexe-ratio est respectivement de 1,5 et 1,8). Les refuges artificiels relevés après 24 heures et après 96 heures présentent une répartition équilibrée entre le nombre de mâles et de femelles capturés (le sexe-ratio est respectivement de 0,7 et 0,5).

6.4.4 Effet des méthodes de piégeage sur la taille des écrevisses capturées

Nous constatons que la taille moyenne des écrevisses de Louisiane tend à être plus importante pour les nasses que pour les refuges artificiels (cf. tableau 6-9).

Tableau 6-9 : Taille moyenne, maximale et minimale en centimètre des écrevisses pour les différents types de piégeage

	Nasse avec appâts 24h			Nasse sans appâts 96h			Refuge 24h			Refuge 96h		
	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min
Femelle	8,9	13,0	3,8	8,1	11,8	3,0	6,9	8,3	5,7	6,4	7,7	5,5
Mâle	8,9	11,6	4,3	9,1	12,0	3,9	8,5	10,3	7,0	4,8	6,0	3,6

La répartition du nombre d'écrevisses capturées par classe de taille est présentée dans la figure 6.16. Les nasses avec et sans appâts ont permis de capturer des individus dans toutes les classes de taille. Nous pouvons toutefois observer dans le graphique présenté ci-après une prédominance des individus dont la taille est comprise entre 9 et 9,9 centimètres dans les nasses avec appâts. Les captures dans les nasses sans appâts semblent, quant à elles, être dominées par les individus dont la taille est comprise entre 8 et 8,9 centimètres. Les refuges artificiels n'ont pas permis la capture d'individus de taille supérieure à 9 centimètres.

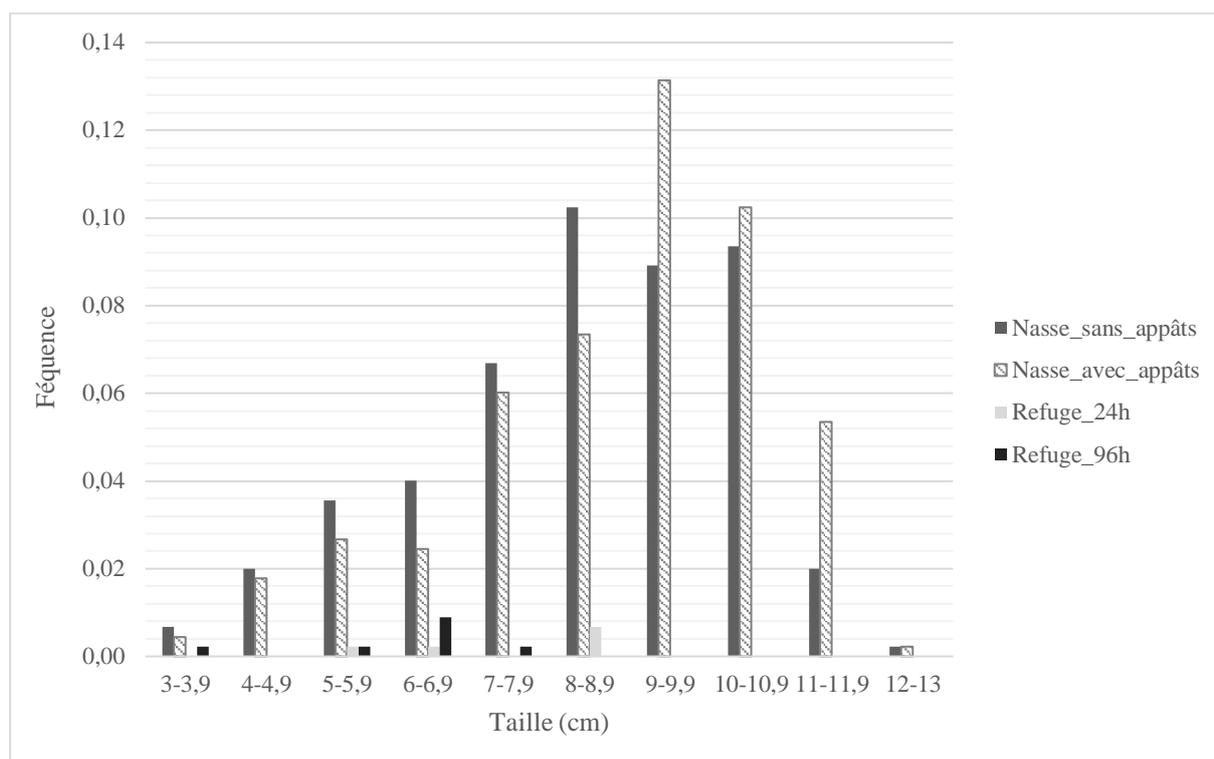


Figure 6.16 : Nombre d'écrevisses capturées par classe de taille en fonction des méthodes de piégeage

Le test d'ajustement du Khi carré permet de mettre en évidence une répartition non équilibrée des tailles d'individus capturés dans les nasses avec appâts et les nasses sans appâts pour l'ensemble des sites échantillonnés (cf. tableau 6-10).

Tableau 6-10 : Effet du type de piégeage sur la taille des individus capturés par site (test du khi carré) ($p < 0,05$ *, $p < 0,01$ **, $p < 0,001$ ***)

	Pièges	X ²	df	p-value
Ecaussinnes	Nasse avec appâts	89,299	9	2,3E-15***
	Nasse sans appâts	91,078	9	9,9E-16***
	Refuge_24h	11	9	0,28
	Refuge 96h	11	9	0,28
Gerpennes	Nasse avec appâts	88	9	4,1E-15***
	Nasse sans appâts	32,667	9	1,5E-04***
Lens	Nasse avec appâts	57,074	9	4,9E-09***
	Nasse sans appâts	35,129	9	5,7E-05***
Mille	Nasse avec appâts	37,293	9	2,3E-05***
	Nasse sans appâts	21,75	9	9,7E-03**
	Refuge_96h	9	9	0,44

Le test d'ajustement du Khi carré, appliqué à l'ensemble des sites, permet également de mettre en évidence un déséquilibre dans la taille des individus capturés pour les quatre méthodes de piégeage (cf. tableau 6-11).

Tableau 6-11 : Effet du type de piégeage sur la taille des écrevisses capturées (test du khi carré) ($p < 0,05$ *, $p < 0,01$ **, $p < 0,001$ ***)

	X-squared	df	p-value
Nasse avec appâts	150,32	9	<2,2E-16***
Nasse sans appâts	119,27	9	<2,2E-16***
Refuge 24h	17	9	0,049*
Refuge 96h	20,143	9	0,017*

Concernant la taille des mâles et des femelles, nous observons dans la figure 6.17 une prédominance des mâles dont la taille est comprise entre 9 et 9,9 centimètres pour les nasses avec appâts. Les nasses sans appâts semblent également dominées par les mâles dont la taille est comprise entre 8 et 10,9 centimètres. Les refuges artificiels relevés après 96 heures semblent avoir capturés une part plus importante de femelles dont la taille est comprise entre 6 et 6,9 centimètres. Les refuges artificiels relevés après 24 heures semblent quant à eux avoir capturé une part importante de mâles allant de 8 à 8,9 centimètres.

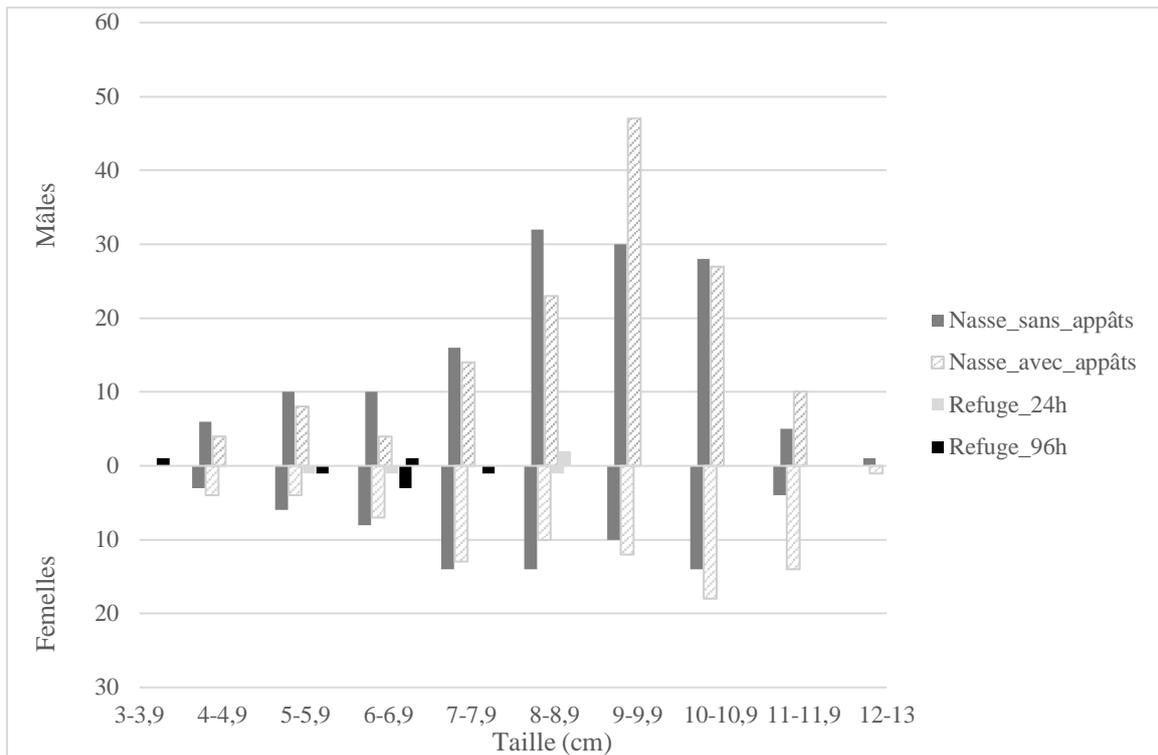


Figure 6.17 : Répartition de la taille des écrevisses mâles et femelles capturées pour les quatre méthodes de piégeage

Ces tendances se confirment au regard des résultats du test d'ajustement du khi carré (cf. tableau 6-12). Les nasses avec appâts relevées après 24 heures sont significativement dominées par les mâles allant de 8 à 9,9 centimètres. Cette situation est également vraie pour les nasses sans appâts relevées après 96 heures puisqu'elles sont en majorité représentées par des individus dont la taille est comprise entre 8 et 10,9 centimètres. Les refuges artificiels ne sont quant à eux pas significativement dominés par des individus de quelconque taille ou sexe, quand bien même nous constatons que la taille ne dépasse jamais 9 centimètres.

Tableau 6-12 : Effet du type de piégeage sur la taille des écrevisses mâles et femelles capturés (test du khi carré) ($p < 0,05$ *, $p < 0,01$ **, $p < 0,001$ ***)

	Taille (cm)	Femelles	Mâles	X-squared	df	p-value
NASSE avec appâts	3-3,9	1	0	1,0	1	0,32
	4-4,9	4	4	0,0	1	1,00
	5-5,9	4	8	1,3	1	0,25
	6-6,9	7	4	0,8	1	0,37
	7-7,9	13	14	0,0	1	0,85
	8-8,9	10	23	5,1	1	0,02*
	9-9,9	12	47	20,8	1	5,20E-06***
	10-10,9	18	27	1,8	1	0,18
	11-11,9	14	10	0,7	1	0,41
	12-13	1	0	1,0	1	0,32
NASSE sans appâts	3-3,9	2	1	0,3	1	0,56
	4-4,9	3	6	1,0	1	0,32
	5-5,9	6	10	1,0	1	0,32
	6-6,9	8	10	0,2	1	0,64
	7-7,9	14	16	0,1	1	0,72
	8-8,9	14	32	7,0	1	7,96E-03**
	9-9,9	10	30	10,0	1	1,57E-03**
	10-10,9	14	28	4,7	1	3,08E-02*
	11-11,9	4	5	0,1	1	0,74
12-13	0	1	1,0	1	0,32	
REFUGE 24h	3-3,9	0	0	-	-	-
	4-4,9	0	0	-	-	-
	5-5,9	1	0	1,0	1	0,32
	6-6,9	1	0	1,0	1	0,32
	7-7,9	0	1	1,0	1	0,32
	8-8,9	1	2	0,3	1	0,56
	9-9,9	0	0	-	-	-
	10-10,9	0	1	-	-	-
	11-11,9	0	0	-	-	-
	12-13	0	0	-	-	-
REFUGE 96h	3-3,9	0	1	1,0	1	0,32
	4-4,9	0	0	-	-	-
	5-5,9	1	0	1,0	1	0,32
	6-6,9	3	1	1,0	1	0,32
	7-7,9	1	0	1,0	1	0,32
	8-8,9	0	0	-	-	-
	9-9,9	0	0	-	-	-
	10-10,9	0	0	-	-	-
	11-11,9	0	0	-	-	-
	12-13	0	0	-	-	-

6.4.5 Impact des variables environnementales sur le nombre d'écrevisses capturées

Le modèle suivant a été retenu pour prédire au mieux le nombre d'écrevisses capturées :

$$\text{Nombre d'écrevisses} = \alpha + \beta_1 * \text{Type de piège} + \beta_2 * \text{Etang}$$

Nous constatons que le type de piège ainsi que l'étang ayant fait l'objet de l'échantillonnage impactent significativement le nombre d'écrevisses capturées (cf. figure 6.18). En effet, les écrevisses diminuent de 96% ($e^{-3,3} = 0,037$) lorsque l'on passe de la capture avec des nasses appâtées relevées après 24 heures à la capture avec des refuges artificiels relevés après 24 heures. Le nombre d'écrevisses diminue de 93% ($e^{-2,7} = 0,067$) lorsque l'on passe de la capture avec des nasses appâtées relevées après 24 heures à la capture avec des refuges artificiels relevés après 96 heures. Le nombre d'écrevisses capturées augmente de manière significative pour les étangs E1107 et E1112 comparé au nombre d'écrevisses capturées dans l'étang E1 (respectivement le triple et le double d'écrevisses capturées par rapport à l'étang E1). Le nombre d'écrevisses dans les étangs E1113b, E11135a, E3 et dans la fosse diminue de manière significative par rapport à l'étang E1 (diminue respectivement de 71%, 70%, 54% et 64%).

```
Call:
glm(formula = Donnees$clarki ~ Donnees$type_piege + Donnees$etang,
     family = quasipoisson(link = "log"), data = Donnees)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-3.2768  -0.6462  -0.3427   0.1545   3.5318

Coefficients:
            (Intercept)              1.09809      0.23380      4.697 4.22e-06 ***
Donnees$type_piegeNasse_sans_appat      0.01868      0.12178      0.153 0.878236
Donnees$type_piegeRefuge_24h     -3.29453      0.55048     -5.985 6.90e-09 ***
Donnees$type_piegeRefuge96h     -2.67120      0.43906     -6.084 4.02e-09 ***
Donnees$etangE1024             -0.39178      0.35249     -1.111 0.267359
Donnees$etangE1025              0.03520      0.30267      0.116 0.907508
Donnees$etangE1026             -0.38187      0.37395     -1.021 0.308088
Donnees$etangE1027             -0.23894      0.37411     -0.639 0.523566
Donnees$etangE1107              1.02448      0.27217      3.764 0.000205 ***
Donnees$etangE1109a             0.27909      0.29881      0.934 0.351136
Donnees$etangE1109b            -0.56438      0.34309     -1.645 0.101139
Donnees$etangE1112             0.62994      0.28513      2.209 0.027994 *
Donnees$etangE1113a           -18.07649    1105.43387   -0.016 0.986965
Donnees$etangE1113b            -1.26181      0.38924     -3.242 0.001338 **
Donnees$etangE1135a            -1.19994      0.39813     -3.014 0.002825 **
Donnees$etangE1135h            -0.54470      0.32841     -1.659 0.098362 .
Donnees$etangE2                -0.23866      0.32896     -0.725 0.468791
Donnees$etangE3                -0.77236      0.38278     -2.018 0.044612 *
Donnees$etangFosse             -1.01873      0.36838     -2.765 0.006079 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for quasipoisson family taken to be 1.478775)

Null deviance: 896.27  on 287  degrees of freedom
Residual deviance: 364.53  on 269  degrees of freedom
AIC: NA

Number of Fisher scoring iterations: 16
```

Figure 6.18 : Résultats obtenus pour la régression linéaire quasi-poisson

Quant aux variables profondeur, éclaircissement et type de berge, celles-ci n'ont pas été intégrées car elles n'exerçaient aucune influence significative dans l'ensemble des 31 modèles testés.

6.4.6 Prises accessoires

Nous constatons que les nasses avec appâts relevées après 24 heures comptabilisent le plus grand nombre de prises accessoires (75% des prises accessoires) comparé aux nasses sans appâts relevées après 96 heures (25% des prises accessoires) (cf. tableau 6-13). D'après l'analyse de variance (ANOVA) à un facteur, ces différences ne sont cependant pas significatives ($p=0,678$).

Des espèces autres que les écrevisses ont également été capturées lors du relevé des refuges artificiels. Cependant, ces prises ne peuvent pas réellement être comptées comme prises accessoires car ces espèces étaient libres de sortir à tout moment des refuges artificiels.

Tableau 6-13 : Tableau récapitulatif des prises accessoires pour les quatre méthodes de piégeage

	Nasse avec appâts		Nasse sans appâts		Refuge 24h	Refuge 96h
	MORT	VIVANT	MORT	VIVANT	VIVANT	VIVANT
Perche commune (<i>Perca fluviatilis</i>)	1			4		
Goujon asiatique (<i>Pseudorasbora parva</i>)	2	432	2	94	37	29
Brème commune (<i>Abramis brama</i>)		17		2	1	
Ablette (<i>Alburnus alburnus</i>)		1		1		
Epinoche (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	2	107	2	69		
Goujon (<i>Gobio gobio</i>)				1		
Perche soleil (<i>Lepomis gibbosus</i>)	1	2		8		
Grenouille rieuse (<i>Pelophylax ridibundus</i>)			1			
Rat brun (<i>Rattus norvegicus</i>)			1			
Gardon (<i>Rutilus rutilus</i>)			1			
Total	6	559	7	179	38	29

Les méthodes de piégeage semblent avoir un impact mineur sur la viabilité des espèces capturées avec seulement 2% des individus morts lors de la vérification des nasses. Les autres espèces, soit 98% des captures accessoires, ont pu être relâchées vivantes dans le milieu.

La durée de pose des nasses (24 heures et 96 heures) ne semble pas impacter de manière significative la viabilité des espèces capturées.

L'espèce la plus représentée au sein des prises accessoires est le goujon asiatique (*Pseudorasbora parva*). Cette espèce de poisson est également une espèce invasive en Belgique.

6.4.7 Relation entre le diamètre des tubes des refuges artificiels et le nombre, le sexe et la taille des écrevisses capturées

Les écrevisses ont été capturées dans l'ensemble des tubes à l'exception du tube n°6 (cf. tableau 6-14).

Tableau 6-14 : Répartition du nombre d'individus capturé par classe de taille dans les différents tubes

	Femelle				Mâle			Total
	5-5,9	6-6,9	7-7,9	8-8,9	3-3,9	6-6,9	8-8,9	
Tube1 (Ø 32mm)						1		1
Tube2 (Ø 32mm)		1			1			2
Tube3 (Ø 32mm)	1						1	2
Tube4 (Ø 37mm)			1					1
Tube5 (Ø 37mm)		1						1
Tube6 (Ø 37mm)								
Tube7 (Ø 37mm)		1					1	2
Tube8 (Ø 50mm)	1	1		1				3

Étant donné le peu de captures (13 écrevisses) avec les refuges artificiels, nous ne pouvons établir une quelconque tendance ou relation statistiquement significative entre la taille des écrevisses et le diamètre des tubes employés.

6.4.8 Comparaison avec les données des années précédentes

De manière générale, nous constatons une tendance à l'augmentation des prises par piège entre 2016 et 2021 (cf. tableau 6-15). Ces observations nous laissent penser que la taille des populations d'écrevisses de Louisiane a augmenté au cours du temps dans les différents étangs échantillonnés.

Toutefois, nos données mettent en avant une exception. En effet, étant donné l'absence de capture au sein de l'étang E1113a, à Gerpennes, il semblerait que les populations d'écrevisses de Louisiane aient disparu de cet étang.

Tableau 6-15 : Évolution au cours du temps des CPUE (nasses appâtées relevées après 24 heures) pour les différents étangs échantillonnés. Les tirets symbolisent l'absence d'information

Localité	Etang	Usage	CPUE		
			2016	2017	2021
Ecaussinnes	E1026	Pêche	1,9	-	2,7
Ecaussinnes	E1025	Agrément	3,1	-	4,2
Ecaussinnes	E1024	Agrément	0,7	-	2,0
Ecaussinnes	E1107	Agrément	1,7	-	2,2
Ecaussinnes	E1109a	Pêche	2,3	3,7	2,6
Ecaussinnes	E1129	Agrément	0,7	-	6,6
Ecaussinnes	E1027	Agrément	-	-	3,5
Gerpennes	E1112	Ancienne pêcherie	3,8	2,3	4,3
Gerpennes	E1113a	Agrément	0,4	-	0,0
Gerpennes	E1113b	Agrément	0,0	0,3	0,9
Lens	Fosse	-	-	-	1,0
Lens	E1135a	Pêche	1,2	-	1,6
Lens	E1135h	Pêche	-	-	3,0
Mille	E1	Agrément	-	-	3,6
Mille	E2	Agrément	-	-	3,6
Mille	E3	Pêche	-	-	0,8

Ces informations sont toutefois à prendre avec précaution. L'étude de la taille des populations au cours du temps aurait été plus fiable afin de réellement connaître les tendances générales des populations d'écrevisses de Louisiane au sein des différents étangs.

6.5 Discussion

La capture des écrevisses au cours de cette période de cinq semaines dans les seize étangs étudiés a révélé que les nasses appâtées relevées après 24 heures et les nasses sans appâts relevées après 96 heures avaient une CPUE significativement plus élevée que les refuges artificiels. La durée du piégeage (24 heures et 96 heures) n'a pas significativement influencé la CPUE pour les refuges artificiels. Il en est de même pour les nasses, aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre les nasses appâtées relevées après 24 heures et les nasses sans appâts relevées après 96 heures.

Nous pouvons dès lors conclure que les nasses sont des méthodes de piégeage qui se révèlent être plus efficaces pour la capture des écrevisses dans les étangs que les refuges artificiels. L'emploi de nasses sans appâts sur de longues périodes de piégeage (ici 96 heures) présente également un potentiel pour la gestion des écrevisses de Louisiane. Il semblerait que les nasses remplissent dans une certaine mesure le rôle de refuge ou de terrain à explorer pour cette espèce.

Il est intéressant de remarquer que nos résultats sont très différents de ceux obtenus par Green et al. (2018). En effet, dans leur étude et pour les relevés effectués sur 24 heures, les refuges artificiels se sont révélés être significativement plus efficaces que les nasses appâtées. De même, les refuges artificiels relevés après 6 jours ont permis de capturer un nombre significativement plus élevé d'écrevisses que les deux méthodes de piégeages relevées après 24 heures. Il existe toutefois deux différences majeures entre cette étude et la nôtre qui pourraient expliquer les divergences de résultats obtenus. En effet, l'étude de Green et al. (2018) a été réalisée dans les cours d'eau sur l'espèce d'écrevisse *Pacifastacus leniusculus* alors que notre étude a été réalisée dans les étangs sur l'espèce d'écrevisse *Procambarus clarkii*. Une première hypothèse pouvant expliquer les différences obtenues est que *P. clarkii* ne possède pas le même comportement que *P. leniusculus*. Les refuges artificiels seraient peut être préférés par *P. leniusculus*. Une seconde hypothèse pourrait être que les refuges artificiels sont plus efficaces dans les cours d'eau que dans les étangs. Au cours de notre étude, nous avons pu constater que l'installation des refuges artificiels dans les étangs n'est pas toujours aisée. En effet, il faut s'assurer que les refuges artificiels sont correctement placés dans le fond des étangs, ce qui est rendu difficile par les eaux troubles. L'installation de ces refuges dans les cours d'eau claire semble dès lors plus facile que dans les étangs. Il serait dès lors intéressant de tester les refuges artificiels en rivière afin d'évaluer leur efficacité sur l'écrevisse de Louisiane dans ce milieu. Des améliorations pourraient également être apportées aux refuges artificiels afin d'assurer leur positionnement adéquat sur le fond des plans d'eau. Par exemple, au lieu d'être lestés sur le

dessus par une pierre, les refuges pourraient être lestés au moyen d'une chaîne métallique accrochée sur le dessous du piège afin de faciliter la descente horizontale du piège sur le fond. Le positionnement du piège pourrait également être facilité par l'installation d'une corde sur le dessus du piège afin d'assurer une descente horizontale de celui-ci (cf. figure 6.19).



Figure 6.19 : Proposition d'amélioration pour les refuges artificiels avec une corde pour descendre le piège (1) et une corde pour remonter le piège (2)

Le taux de capture dans les refuges artificiels pourrait potentiellement être augmenté avec l'emploi d'un plus grand nombre de tubes par piège. Les tubes pourraient par exemple être présents sur deux ou trois rangées au lieu d'une rangée simple.

En ce qui concerne la taille et le sexe-ratio, notre étude a mis en évidence des différences en terme de distribution de taille et de sexe entre les écrevisses capturées dans les nasses et dans les refuges artificiels. Les refuges artificiels ne sont pas dominés par des individus de quelconque taille ou sexe. À contrario, les nasses avec appâts relevées après 24 heures sont significativement dominées par les mâles de 8 à 9,9 centimètres. Les nasses sans appâts relevées après 96 heures sont quant à elles dominées par les mâles de 8 à 10,9 centimètres. Malgré les biais observés, les nasses présentent l'avantage de permettre la capture de toutes les classes de taille contrairement aux refuges qui n'ont pas permis de capturer des individus dont la taille est supérieure à 9 centimètres. Les résultats obtenus corroborent les résultats d'autres études (Abrahamsson, 1983; E. R. Larson & Olden, 2016; Somers & Stechey, 1986; Stuecheli, 1991).

Concernant les prises accessoires, les refuges artificiels présentent l'avantage de ne pas impacter négativement les espèces non ciblées car elles ne sont à aucun moment retenues dans les pièges. Les nasses avec et sans appâts possèdent quant à elles le désavantage de capturer des espèces non ciblées. Il n'existe cependant pas de différence significative entre le nombre d'espèces non ciblées capturées dans les nasses appâtées relevées après 24 heures et les nasses

sans appâts relevées après 96 heures. Les impacts du piégeage sur les sites échantillonnés semblent négligeables avec une très faible proportion de mortalité lors du relevé des pièges. De plus, la majorité des prises concerne des espèces qui sont également considérées comme invasives. Les résultats obtenus sont toutefois propres aux sites échantillonnés. L'impact des nasses pourrait se relever plus dommageable en fonction des sites sur lesquels elles sont employées.

Il est important de relativiser ces résultats du fait de la période de collecte de données établie sur 5 semaines. Afin de dégager une conclusion plus robuste quant à l'efficacité des refuges artificiels sur l'écrevisse de Louisiane dans les étangs, il aurait été préférable de réaliser le piégeage sur une année entière (52 semaines) car l'efficacité des refuges artificiels pourrait être liée à la saisonnalité. Il serait également recommandé de tester cette méthode de piégeage lors des périodes où les écrevisses sont moins mobiles et adoptent un comportement plus cryptique. En effet, durant ces périodes, elles seraient potentiellement plus enclines à utiliser les refuges artificiels comme terrier. Il serait également intéressant de tester les refuges artificiels sur des périodes de piégeage plus longues (>96 heures) afin de vérifier si le nombre d'écrevisses capturées augmente avec la prolongation du temps entre deux relevés.

Au regard de nos résultats, nous pensons pertinent de proposer une gestion des écrevisses de Louisiane en combinant les nasses non appâtées avec des diamètres d'ouvertures différents et des volumes plus importants. En effet, la réduction des tailles d'ouvertures des nasses pourrait potentiellement permettre la capture d'individus de petite taille. L'augmentation du volume des nasses pourrait également permettre de capturer un plus grand nombre d'individus en évitant les effets dissuasifs des individus présents dans les nasses sur ceux qui veulent entrer. Il faudra toutefois veiller à relever fréquemment les nasses (ici toutes les 96 heures) afin de limiter les effets négatifs sur les espèces non ciblées.

7 Conclusion

Les résultats de notre étude ont montré qu'il n'existait pas de méthode universelle permettant le contrôle et l'éradication des plantes et des écrevisses exotiques envahissantes.

Par ailleurs, nous avons montré qu'à ce jour, les recherches ont principalement été orientées vers les méthodes chimiques telles que les biocides et les herbicides. Cependant, l'utilisation de tels produits est fortement réglementée et dans la majorité des cas interdite. Le recours à de telles méthodes ne devrait être envisagé qu'en dernier lieu, lorsqu'aucune autre méthode n'est envisageable. L'emploi d'autres méthodes moins dommageables pour l'écosystème telles que les méthodes biologiques, physiques et autocides devraient être prioritaires.

En outre, les méthodes de gestion relatives à certaines espèces exotiques envahissantes, tels que *O.limosus*, *P.fallax*, *E.nuttallii*, *H.ranunculoides* et *L.grandiflora*, sont encore peu étudiées à ce jour. Afin de gérer les spécificités propres à ces espèces, les efforts de recherches devraient, à l'avenir, être orientés vers l'étude de l'éradication et du contrôle de ces espèces.

À notre connaissance, aucune des méthodes testées en milieu naturel, autres que les méthodes chimiques, n'ont été documentées comme étant efficaces pour l'éradication de *O.limosus*, *O.virilis* et *M.aquaticum*. Le résumé des méthodes testées en milieu naturel, autre que les méthodes chimiques, ayant permis l'éradication des espèces exotiques envahissantes, est présenté dans le tableau ci-dessous (cf. tableau 7-1).

Tableau 7-1 : Résumé des méthodes ayant permis l'éradication des écrevisses et des plantes aquatiques exotiques envahissantes

	Biologique		Physique					
	Prédateurs	Herbivores	Assèchement	Arrachage manuel	Arrachage mécanique	Privation de lumière	Remise en suspension	Retrait de substrat
<i>Pacifastacus leniusculus</i>			x					
<i>Procambarus clarkii</i>	x		x					
<i>Procambarus fallax</i>			x					
<i>Cabomba caroliniana</i>		x				x	x	x
<i>Elodea nuttallii</i>				x		x		
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>				x	x		x	
<i>Lagarosiphon major</i>		x		x		x		
<i>Ludwigia grandiflora</i>					x			
<i>Ludwigia peploides</i>				x	x	x		x
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>		x				x		

Des études sont encore nécessaires afin de développer des techniques efficaces pour la lutte contre les espèces exotiques envahissantes. Les méthodes biologiques et autocides présentent un potentiel intéressant pour la gestion de ces espèces. Les effets de la combinaison des méthodes de gestion pour la lutte contre les espèces exotiques envahissantes sont également encore peu documentés. À l'avenir, il serait intéressant de diriger les recherches sur la combinaison des méthodes de lutte.

En ce qui concerne plus précisément la gestion de *P.clarkii*, notre expérimentation a permis de mettre en évidence l'inefficacité des refuges artificiels pour gérer cette espèce dans les étangs. Nos résultats ont également mis en évidence des efficacités similaires entre l'emploi des nasses appâtées relevées après 24 heures et des nasses sans appâts relevées après 96 heures. L'utilisation de nasses sans appâts sur de longues périodes de piégeage présente dès lors un potentiel pour la gestion des écrevisses de Louisiane.

Le recours aux techniques de piégeage reste une option de gestion intéressante si elles permettent un prélèvement des individus supérieur au recrutement de la population et si elles ciblent de manière équilibrée l'ensemble des stades de vie de la population. L'emploi des nasses semble dès lors prometteur pour la gestion sous réserve de quelques modifications. En effet, les nasses se sont révélées être biaisées en faveur des individus mâles de grande taille. Il serait dès lors intéressant à l'avenir de tester l'emploi d'une combinaison de nasses non appâtées avec des diamètres d'ouvertures différents et des volumes plus importants afin d'évaluer leur effet sur les tailles de population de *P.clarkii*. Il ne faut toutefois pas négliger l'impact potentiel des nasses sur les espèces non ciblées. Relever les nasses de manière régulière permettra de limiter ces impacts. Dans notre cas, le relevé des pièges après 96 heures n'a pas conduit à des dommages significativement plus importants que le relevé après 24 heures. La durée entre deux relevés est toutefois à adapter en fonction de la diversité biologique présente sur place.

La gestion des espèces exotiques envahissantes implique également la mise en place de mesures pour limiter leur propagation au-delà de la zone envahie. Pour les écrevisses exotiques envahissantes, ces mesures doivent aussi bien prendre en compte les déplacements par voie aquatique et terrestre. Des méthodes d'isolement ont été proposées mais des études complémentaires sont encore nécessaires afin de confirmer et de garantir leur efficacité sur le long terme. Ces méthodes d'isolement comprennent : les barrières et les structures préexistantes, les clôtures et les barrières électriques. Le problème majeur des structures d'isolement est qu'elles sont non franchissables par les poissons. Des recherches

complémentaires sont donc nécessaires afin de développer des barrières qui empêcheront le passage des écrevisses tout en permettant le passage des poissons benthiques. En ce qui concerne les plantes exotiques envahissantes, l'unique méthode recensée permettant de limiter la propagation des espèces est la mise en place de barrages flottants.

Les mesures de gestion doivent également être suivies de surveillance pendant minimum cinq ans afin d'assurer que l'espèce ne recolonise pas les lieux. Pour les écrevisses, les méthodes de surveillances recensées sont le piégeage, les observations nocturnes et le recours à l'ADN environnemental.

En définitive, la gestion des espèces exotiques envahissantes n'est pas une solution simple. Un grand nombre de recherches est encore nécessaire afin d'aboutir à des solutions permettant l'éradication ou le contrôle des populations. Les différentes techniques nécessitent généralement un suivi sur de nombreuses années avec une main d'œuvre importante. Elles peuvent par conséquent engendrer des coûts élevés. Ces méthodes ne sont pas toujours sans effets sur les écosystèmes. Il est dès lors important de garder à l'esprit que le choix de la méthode de gestion doit être une optimisation du compromis entre efficacité, risque sur le milieu et coût de la méthode.

8 Bibliographie

- Abrahamsson, S. (1983). Trappability, locomotion, and the diel pattern of activity of the crayfish *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* Dana. *Freshwater Crayfish*, 5(1), 239-253.
- Adams, S., Schuster, S., & Taylor, C. A. (2010). *The IUCN Red List of Threatened Species*. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Adriaens, T., Branquart, E., Gosse, D., Reniers, J., & Vanderhoeven, S. (2019). *Feasibility Of Eradication And Spread Limitation For Species Of Union Concern Sensu The Eu Ias Regulation (Eu 1143/2014) In Belgium Report Prepared In Support Of Implementing The Ias Regulation In Belgium*.
- Ahern, D., England, J., & Ellis, A. (2008). The virile crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen, 1870) (Crustacea : Decapoda: Cambaridae), identified in the UK. *Aquatic Invasions*, 3, 102-104.
- Aklehnovich, A., & Razlutskiy, V. (2013). Distribution and spread of spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) in Belarus. *BioInvasions Records*, 2(3), 221-225.
- Aldridge, D. (2011). *Spinycheek Crayfish, Orconectes limosus*. Sand Hutton, UK: *GB Non-native Species*.
- Aldridge, D., Aldridge, S., Mead, A., Scales, H., Smith, R., Zieritz, A., & Sutherland, W. (2015). *Control of freshwater invasive species. Global evidence for the effects of selected interventions*.
- Alekhnovich, A., & Buřič, M. (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet : *Orconectes limosus*. *European Network on Invasive Alien Species (NOBANIS)*.
- Alonso, F. (2000). Efficiency of electrofishing as a sampling method for freshwater crayfish populations in small creeks. *Limnetica*, 20, 59-72.
- Aquiloni, L., Becciolini, A., Berti, R., Porciani, S., Trunfio, C., & Gherardi, F. (2009). Managing invasive crayfish : Use of X-ray sterilisation of males. *Freshwater Biology*, 54(7), 1510-1519.
- Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A., & Gherardi, F. (2010). Biological control of invasive populations of crayfish : The European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions*, 12(11), 3817-3824.
- Augustin, S., Boonham, N., Kogel, W. J. D., Donner, P., Faccoli, M., Lees, D. C., Marini, L., Mori, N., Toffolo, E. P., Quilici, S., Roques, A., Yart, A., & Battisti, A. (2012). A review of pest surveillance techniques for detecting quarantine pests in Europe. *EPPO Bulletin*, 42(3), 515-551.
- Baas, W. J., & Holverda, W. J. (1996). *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. : Infiltrant in waterland? *Gorteria: Tijdschrift Voor de Floristiek, de Plantenoecologie En Het Vegetatie-Onderzoek van Nederland*, 21(6), 193-198.
- Bailey, J. E. (2007). *Myriophyllum heterophyllum* Michx. (*Haloragaceae*) : *Control And Vegetative Reproduction In Southwestern Maine*. University of Maine Farmington.
- Bailey, J. E., & Calhoun, A. J. K. (2008). Comparison of Three Physical Management Techniques for Controlling Variable-leaf Milfoil in Maine Lakes. *J. Aquat. Plant Manage.*, 5.

- Basilico, L., Damien, J.-P., Roussel, J.-M., Poulet, N., & Paillisson, J.-M. (2013). *Les invasions d'écrevisses exotiques. Impacts écologiques et pistes pour la gestion* (Synthèse des premières « Rencontres Nationales sur les écrevisses exotiques invasives »). ONEMA.
- Baus, E., Branquart, E., Stiers, I., Triest, L., Vanderhoeven, S., Van Landuyt, W., Van Rossum, F., & Verloove, F. (2013, décembre 11). *Invasive Alien Species in Belgium : Myriophyllum heterophyllum*. <http://ias.biodiversity.be/species/show/117>
- Benejam, L., Mas, S., Montserrat, J., Torres, F., & Macies, M. (2015). Could electric fish barriers help to manage native populations of European crayfish threatened by crayfish plague (*Aphanomyces astaci*)? *Management of Biological Invasions*, 6, 307-310.
- Bennion, M. R. M., & Fridell, R. A. (2008). *Assessment of Mechanical Removal Techniques to Control Virile Crayfish (Orconectes virilis) in the Beaver Dam Wash Near Lytle Ranch, Utah* (N° 08-64). State of Utah Department Of Natural Resources.
- Best, E. P. H., Woltman, H., & Jacobs, F. H. (1996). Sediment-related growth limitation of *Elodea nuttallii* as indicated by a fertilization experiment. *Freshwater Biology*, 36(1), 33-44.
- Blake, M. A., & Hart, P. J. B. (1995). The vulnerability of juvenile signal crayfish to perch and eel predation. *Freshwater Biology*, 33(2), 233-244.
- Blottiere, D. (2018, mars). L'écrevisse marbrée : Spéciation récente et reproduction parthénogénétique. *Centre de ressources*.
- Boets, P., Brosens, D., Lock, K., Adriaens, T., Aelterman, B., Mertens, J., & Goethals, P. (2016). Alien macroinvertebrates in Flanders (Belgium). *Aquatic Invasions*, 11(2), 131-144.
- Boets, P., Lock, K., Cammaerts, R., Plu, D., & Goethals, P. (2009). Occurrence of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Belgium (Crustacea : Cambaridae). *Belgian Journal of Zoology*, 139, 173-175.
- Bohman, P., Nordwall, F., & Edsman, L. (2006). The effect of the large-scale introduction of signal crayfish on the spread of crayfish plague in Sweden. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 380-381, 1291-1302.
- Bowmer, K. H., Jacobs, S. W. L., & Sainty, G. R. (1995). Identification, Biology and Management of *Elodea canadensis*, Hydrocharitaceae. *J. Aquat. Plant Manage.*, 7.
- Bradbeer, S., Renals, T., Quinn, C., Warren, D., Pile, B., Hills, K., & Dunn, A. (2020). The effectiveness of hot water pressurized spray machines in field conditions to slow the spread of invasive alien species. *Management of Biological Invasions*.
- Branquart, E., Caignet, I., Prévot, C., & Bizoux, J.-P. (2016). *Les espèces exotiques envahissantes. Un nouveau défi pour la Wallonie et pour l'Europe* (p. 80). Cellule interdépartementale Espèces invasives, DGO3, Service Public de Wallonie.
- Branquart, E., Stiers, I., Triest, L., Vanderhoeven, S., Van Landuyt, W., Van Rossum, F., & Verloove, F. (2007, novembre 22). *Invasive Alien Species in Belgium : Elodea nuttallii*. ias.biodiversity.be. <http://ias.biodiversity.be/species/show/57>
- Branquart, E., Stiers, I., Triest, L., Vanderhoeven, S., Van Landuyt, W., Van Rossum, F., & Verloove, F. (2013a, décembre 11). *Invasive Alien Species in Belgium : Hydrocotyle ranunculoides*. ias.biodiversity.be. <http://ias.biodiversity.be/species/show/63>

- Branquart, E., Stiers, I., Triest, L., Vanderhoeven, S., Van Landuyt, W., Van Rossum, F., & Verloove, F. (2013b, décembre 11). *Invasive Alien Species in Belgium: Lagarosiphon major*. ias.biodiversity.be. <http://ias.biodiversity.be/species/show/68>
- Branquart, E., Stiers, I., Vanderhoeven, S., Van Landuyt, W., Van Rossum, F., & Verloove, F. (2013, décembre 11). *Invasive Alien Species in Belgium: Ludwigia grandiflora*. ias.biodiversity.be. <http://ias.biodiversity.be/species/show/11>
- Branquart, E., Triest, L., Vanderhoeven, S., Van Landuyt, W., Van Rossum, F., & Verloove, F. (2013, décembre 11). *Invasive Alien Species in Belgium: Myriophyllum aquaticum*. <http://ias.biodiversity.be/species/show/76>
- Branquart, E., Vanderhoeven, S., Van Landuyt, W., Van Rossum, F., & Verloove, F. (2013, décembre 11). *Invasive Alien Species in Belgium: Ludwigia peploides*. ias.biodiversity.be. <http://ias.biodiversity.be/species/show/12>
- Brunel, S., Schrader, G., Brundu, G., & Fried, G. (2010). Emerging invasive alien plants for the Mediterranean Basin. *EPPO Bulletin*, 40, 219-238.
- Buřič, M., Kouba, A., Máchová, J., Mahovská, I., & Kozák, P. (2010). Acute toxicity of diazinon 60EC and Roundup® Biaktiv preparates for young-of-the-year spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*). *Bulletin - VÚRH Vodňany*, 46(1), 13-18.
- CABI. (2019a, novembre 19). *Elodea nuttallii* (Nuttall's waterweed). CABI. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/20761>
- CABI. (2019b, novembre 21). *Ludwigia grandiflora* (water primrose). CABI. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/109148>
- CABI. (2019c, novembre 22). *Myriophyllum heterophyllum* (broadleaf watermilfoil). CABI. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/34940>
- CABI. (2019d, novembre 24). *Ludwigia peploides* (water primrose). CABI. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/31673>
- CABI. (2019e, novembre 25). *Lagarosiphon major* (African elodea). CABI. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/30548>
- CABI. (2020, mars 18). *Cabomba caroliniana* (Carolina fanwort). CABI. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/107743>
- Caffrey, J., Millane, M., Evers, S. L., Moran, H., & Butler, M. (2010). A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting. *Aquatic Invasions*, 5(2), 123-129.
- Caldwell, M. J., & Bovbjerg, R. V. (1969). *Natural History of the two Crayfish of Northwestern Iowa, Orconectes virilis and Orconectes immunis*. 76(1), 11.
- Centre for Invasive Species Solutions. (2020, avril). *Lagarosiphon major*. Weeds Australia. <https://profiles.ala.org.au/opus/weeds-australia/profile/Lagarosiphon%20major>
- Chadwick, D. D. A., Pritchard, E. G., Bradley, P., Sayer, C. D., Chadwick, M. A., Eagle, L. J. B., & Axmacher, J. C. (2021). A novel 'triple drawdown' method highlights deficiencies in invasive alien crayfish survey and control techniques. *Journal of Applied Ecology*, 58(2), 316-326.

- Charles Lis, H., & Dukes, J. (2007). Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. In *Biol. Invasions* (Vol. 193, p. 217-237).
- Chisholm, W. P. (2006). *Review of Aquatic Weed Control Methods in New Zealand*. 3.
- Chucholl, C. (2011). *Population ecology of an alien “warm water ” crayfish (Procambarus clarkii) in a new cold habitat* (Vol. 401).
- CIEI. (2019). *Ecrevisses*.
- Clayton, J. S. (1996). Aquatic Weeds and Their Control in New Zealand Lakes. *Lake and Reservoir Management*, 12(4), 477-486.
- Collas, M. (2017a, septembre). *Orconectes virilis (Faxonius virilis)*. *Centre de ressources espèces exotiques envahissantes*.
<http://especies-exotiques-envahissantes.fr/espece/orconectes-virilis/>
- Collas, M. (2017b, septembre). *Procambarus clarkii*. *Centre de Ressources Espèces exotiques envahissantes*.
<http://especies-exotiques-envahissantes.fr/espece/procambarus-clarkii/>
- Conde, A., & Domínguez, J. (2015). A Proposal for the Feasible Exploitation of the Red Swamp Crayfish *Procambarus Clarkii* in Introduced Regions: Feasible exploitation of *Procambarus clarkii*. *Conservation Letters*, 8(6), 440-448.
- Cook, C. D. K., & Urmi-König, K. (1985). A revision of the genus *Elodea* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany*, 21(2), 111-156.
- Correia, A. M. (2001). Seasonal and interspecific evaluation of predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Cambaridae) in a freshwater marsh (Portugal). *Journal of Zoology*, 255(4), 533-541.
- Cournoyer, N. (2016). *Analysis of the Invasiveness of Cabomba caroliniana A. Gray in Massachusetts and Rhode Island Freshwater Lakes and Assessment of the Impacts of Local Community Action Groups on AIS Management and Intervention Programs* [Master of Science in Global Environmental Studies, Bryant University].
- Cowan, P. (2015). *Department Of Land Resource Management*. 23.
- Crandall, K. A. (2010a). *Procambarus clarkii*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Crandall, K. A. (2010b). *Procambarus fallax*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Crandall, K. A., & De Grave, S. (2017). An updated classification of the freshwater crayfishes (Decapoda : Astacidea) of the world, with a complete species list. *Journal of Crustacean Biology*, 37(5), 615-653.
- Cruz, M. J., & Rebelo, R. (2007). Colonization of freshwater habitats by an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, in Southwest Iberian Peninsula. *Hydrobiologia*, 575(1), 191-201.
- Damien, J.-P., Gallicé, A., Paillisson, J.-M., Poulet, N., & Roussel, J.-M. (2014). *Actes du colloque sciences et gestion, 19 et 20 juin 2013, Saint-Lyphard*. 193.
- Dana, E. D., García-de-Lomas, J., González, R., & Ortega, F. (2011). Effectiveness of dam construction to contain the invasive crayfish *Procambarus clarkii* in a Mediterranean mountain stream. *Ecological Engineering*, 37(11), 1607-1613.

- Dana, E., López-Santiago, J., García-de-Lomas, J., García-Ocaña, D., Gámez, V., & Ortega, F. (2010). Long-term management of the invasive *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) in a small mountain stream. *Aquatic Invasions*, 5(3), 317-322.
- Dandelot, S., Robles, C., Pech, N., Cazaubon, A., & Verlaque, R. (2008). Allelopathic potential of two invasive alien *Ludwigia* spp. *Aquatic Botany*, 88, 311-316.
- Davidson, E. W., Snyder, J., Lightner, D., Ruthig, G., Lucas, J., & Gilley, J. (2010). Exploration of potential microbial control agents for the invasive crayfish, *Orconectes virilis*. *Biocontrol Science and Technology*, 20(3), 297-310.
- Debnath, A., & Debnath, B. (2017). Diversity, Invasion Status and Usages of Alien Plant Species in Northeastern Hilly State of Tripura : A Confluence of Indo-Barman Hotspot. *American Journal of Plant Sciences*, 8(2), 212-235.
- Delbart, E., & Monty, A. (2012). *Plantes invasives aquatiques en Wallonie : Comment les gérer ? Cas des plantes amphibies*. 28.
- Delsinne, T., Lafontaine, R.-M., Beudels-Jamar, R., & Robert, H. (2013). *Risk analysis of the Louisiana Crayfish Procambarus clarkii (Girard, 1852). - Risk analysis report of non-native organisms in Belgium from the Royal Belgian Institute of Natural Sciences for the Federal Public Service Health, Food chain safety and Environment*.
- Dendène, M. A., Rolland, T., Trémolières, M., & Carbiener, R. (1993). Effect of ammonium ions on the net photosynthesis of three species of *Elodea*. *Aquatic Botany*, 46(3), 301-315.
- DiDonato, G. T., & Lodge, D. M. (2011). Species Replacements among *Orconectes* Crayfishes in Wisconsin Lakes : The Role of Predation by Fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- Dow, A., Curti, J., & Fergus, C. (2020). It's a Trap ! An evaluation of different passive trap types to effectively catch and control the invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in streams of the Santa Monica Mountains. *Biological Invasions*, 11(1), 44-62.
- Du, H., Xu, Z., Wu, X., Li, W., & Dai, W. (2006). Increased resistance to white spot syndrome virus in *Procambarus clarkii* by injection of envelope protein VP28 expressed using recombinant baculovirus. *Aquaculture*, 260, 39-43.
- Duperray, T. (2016). *Protocole expérimental d'éradication de l'écrevisse de Californie (Pacifastacus leniusculus, Dana 1852) par stérilisation des mâles, expérimentations en bassins et in natura*. [Mémoire]. École Pratique des Hautes Études.
- EPPO. (2006). *Hydrocotyle ranunculoides* . *EPPO Bulletin*, 36(1), 3-6.
- EPPO. (2011a). *Information about GB Non-native Species Risk Assessments*.
- EPPO. (2011b). *Ludwigia grandiflora and L. peploides Onagraceae* (p. 414-418). Organisation Européenne et Méditerranéenne pour la Protection des Plantes.
- EPPO. (2016). *Myriophyllum heterophyllum Michaux* (p. 20-24). Organisation Européenne et Méditerranéenne pour la Protection des Plantes.
- FAO. (2021). *FAO Fisheries & Aquaculture—Cultured aquatic species fact sheets—Procambarus clarkii (Girard, 1852)*.
http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Procambarus_clarkii/fr
- Faulkes, Z. (2010). The spread of the parthenogenetic marbled crayfish, Marmorkrebs (*Procambarus* sp.), in the North American pet trade. *Aquatic Invasions*, 5(4), 447-450.

- Fjälling, A. (1991). Crayfish traps in Swedish Fisheries. *Institute of Freshwater Research*.
- Flora of China Editorial committee. (2012). *Flora of China Web*. Cambridge, USA: Harvard University Herbaria. http://flora.huh.harvard.edu/china/mss/site_map.htm
- Flora of North America. (1997). *Flora of North America : North of Mexico. Volume 3*. Oxford Univ. Press.
- Freeman, M. A., Turnbull, J. F., Yeomans, W. E., & Bean, C. W. (2010a). Prospects for management strategies of invasive crayfish populations with an emphasis on biological control. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(2), 211-223.
- Freeman, M. A., Turnbull, J. F., Yeomans, W. E., & Bean, C. W. (2010b). Prospects for management strategies of invasive crayfish populations with an emphasis on biological control. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(2), 211-223.
- Frings, R. M., Vaeßen, S. C. K., Groß, H., Roger, S., Schüttrumpf, H., & Hollert, H. (2013). A fish-passable barrier to stop the invasion of non-indigenous crayfish. *Biological Conservation*, 159, 521-529.
- Fritts, T. H., & Rodda, G. H. (1998). The role of introduced species in the degradation of island ecosystems : A Case History of Guam. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), 113-140.
- Gale, C. M., Wagner, B. A., DiStefano, R. J., & Zweifel, R. D. (2003). A Sampling Method to Assess Lotic Crayfish Communities. *Journal of Crustacean Biology*, 23(3), 678-690.
- García-de-Lomas, J., Dana, E. D., & González, R. (2020). Traps and netting, better together than alone : An innovative approach to improve *Procambarus clarkii* management. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 421, 39.
- Garner, A. B., Kwak, T. J., Manuel, K. L., & Barwick, D. H. (2013). High-density grass carp stocking effects on a reservoir invasive plant and water quality. *J. Aquat. Plant Manage.*, 7.
- Garvey, J., Stein, R., & Thomas, H. (1994). Assessing How Fish Predation and Interspecific Prey Competition Influence a Crayfish Assemblage. *Publications*, 75.
- Geelen, J. (1978). The distribution of the crayfishes *Orconectes limosus* (Rafinesque) and *Astacus astacus* (L.) (Crustacea, Decapoda) in the Netherlands). *Bijdragen tot de Faunistiek van Nederland 5 Zoölogische Bijdragen*, 23, 4-19.
- Gherardi, F. (2006). Crayfish invading Europe : The case study of *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 39(3), 175-191.
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Urbeondo, J., & Tricarico, E. (2011). Managing invasive crayfish : Is there a hope? *Aquatic Sciences*, 73, 185-200.
- Girardet, M.-A., Cherix, D., Hofmann, F., & Rubin, J.-F. (2012). *Eradication d'une population d'écrevisses de Louisiane, Procambarus clarkii, à l'étang de Vidy et situation des populations d'écrevisses à Lausanne, Suisse*. 11.
- Green, N., Bentley, M., Stebbing, P., Andreou, D., & Britton, R. (2018). Trapping for invasive crayfish : Comparisons of efficacy and selectivity of baited traps versus novel artificial refuge traps. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 419, 15.
- Green, N., Britton, J. R., Bentley, M., Stebbing, P., & Andreou, D. (2020). Dominance, reproductive behaviours and female mate choice in sterilised versus non-sterilised invasive male crayfish. *Aquatic Ecology*, 54(3), 813-822. Scopus.

- Gross, E. M., Groffier, H., Pestelard, C., & Hussner, A. (2020). Ecology and Environmental Impact of *Myriophyllum heterophyllum*, an Aggressive Invader in European Waterways. *Diversity*, 12(4), 127.
- Guérin, M., & Provendier, D. (2014). *Gestion des plantes exotiques envahissantes*.
- Hänfling, B., Edwards, F., & Gherardi, F. (2011). Invasive alien Crustacea: Dispersal, establishment, impact and control. *BioControl*, 56, 573-595.
- Harper, G. A., & Bunbury, N. (2015). Invasive rats on tropical islands: Their population biology and impacts on native species. *Global Ecology and Conservation*, 3, 607-627.
- Harper, P., Chisholm, B., & Chandrasena, N. (2007). *Herbicide Trials for the control of submerged aquatic weeds*.
- Harvey, G. L., Moorhouse, T. P., Clifford, N. J., Henshaw, A. J., Johnson, M. F., Macdonald, D. W., Reid, I., & Rice, S. P. (2011). Evaluating the role of invasive aquatic species as drivers of fine sediment-related river management problems: The case of the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 35(4), 517-533.
- Hazlett, B. A. (1994). Alarm responses in the crayfish *Orconectes virilis* and *Orconectes propinquus*. *Journal of Chemical Ecology*, 20(7), 1525-1535.
- Hefti, D., & Stucki, P. (2006). Crayfish Management for Swiss Waters. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 380-381, 937-950.
- Hernández-Pérez, A., Söderhäll, K., Sirikharin, R., Jiravanichpaisal, P., & Söderhäll, I. (2021). *Vibrio areninigræ* as a pathogenic bacterium in a crustacean. *Journal of Invertebrate Pathology*, 178. Scopus.
- Holdich, D. (2007). The spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea : Decapoda: Cambaridae], digs into the UK. *Aquatic Invasions*, 2(1), 1-16.
- Holdich, D. M., Haffner, P., & Noël, P. (2006). Species files. In : Atlas of Crayfish in Europe., Paris, France: *Museum national d'Histoire naturelle*, 50-129.
- Holdich, D. M., Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C., & Sibley, P. J. (2009). A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 394-395, 11.
- Holdich, D. M., & Sibley, P. J. (Éds.). (2003). *Management and conservation of crayfish*. Environment Agency.
- Howard-Williams, C., Schwarz, A.-M., & Reid, V. (1996). Patterns of aquatic weed regrowth following mechanical harvesting in New Zealand hydro-lakes. *Hydrobiologia*, 340(1), 229-234.
- Hudina, S., Kutlesa, P., Trgovčić, K., & Duplić, A. (2017). Dynamics of range expansion of the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in a recently invaded region in Croatia. *Aquatic Invasions*, 12, 67-75.
- Hussner, A. (2009). Growth and photosynthesis of four invasive aquatic plant species in Europe. *Weed Research*, 49(5), 506-515.
- Hussner, A., Stiers, I., Verhofstad, M. J. J. M., Bakker, E. S., Grutters, B. M. C., Haury, J., van Valkenburg, J. L. C. H., Brundu, G., Newman, J., Clayton, J. S., Anderson, L. W. J., & Hofstra, D. (2017). Management and control methods of invasive alien freshwater aquatic plants : A review. *Aquatic Botany*, 136, 112-137.

- Hyatt, M. W. (2004). *Investigation of Crayfish Control Technology* (Cooperative Agreement N° 1448-20181-02-J850; p. 93). Arizona Game and Fish Department.
- ISSG. (2005). *Myriophyllum aquaticum*. Global Invasive Species Database. <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Myriophyllum+aquaticum>
- ISSG. (2006a). *Global Invasive Species Database*. Global Invasive Species Database. <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Lagarosiphon+major>
- ISSG. (2006b, avril). *Cabomba caroliniana*.
<http://issg.org/database/species/ecology.asp?si=402&fr=1&sts=&lang=EN>
- ISSG. (2010). *Global Invasive Species Database (2021)*.
- ISSG. (2011, février). *Procambarus clarkii*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=608>
- ISSG. (2021). *Myriophyllum heterophyllum*. Invasive Species Specialist Group.
<http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Myriophyllum+heterophyllum>
- James, C., Eaton, J., & Hardwick, K. (1999). Competition between three submerged macrophytes, *Elodea canadensis* Michx, *Elodea nuttallii* (Planch.) St John and *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss. *Hydrobiologia*, 415(1-2-3), 35-40.
- James, W. F. (2011). Effects of lime addition on the growth of fanwort in softwater systems. *Journal of Aquatic Plant Management*, 49(1), 28-32. Scopus.
- Johnsen, S. I., & Taugbøl, T. (2010). *NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – Pacifastacus leniusculus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species.
- Johović, I., Verrucchi, C., Inghilesi, A. F., Scapini, F., & Tricarico, E. (2020). Managing the invasive crayfish *Procambarus clarkii*: Is manual sterilisation the solution? *Freshwater Biology*, 65(4), 621-631.
- Jones, J. P. G., Rasamy, J. R., Harvey, A., Toon, A., Oidtmann, B., Randrianarison, M. H., Raminosoa, N., & Ravoahangimalala, O. R. (2009). The perfect invader: A parthenogenic crayfish poses a new threat to Madagascar's freshwater biodiversity. *Biological Invasions*, 11(6), 1475-1482.
- Kadono, Y. (2004). Alien Aquatic Plants Naturalized in Japan: History and Present Status. *Global Environment Research*, 8(2), 163-169.
- Kawai, T., Faulkes, Z., & Scholtz, G. (2015). *Freshwater Crayfish: A Global Overview*. CRC Press.
- Kawai, T., Hanamura, Y., Ramanamandimby, F., Lukhaup, C., Scholtz, G., & Morioka, S. (2009). Parthenogenetic Alien Crayfish (Decapoda: Cambaridae) Spreading in Madagascar. *Journal of Crustacean Biology*, 29(4), 562-567.
- Kerby, J. L., Riley, S. P. D., Kats, L. B., & Wilson, P. (2005). Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern California streams. *Biological Conservation*, 126(3), 402-409.
- Kouba, A., Tíkal, J., Císař, P., Veselý, L., Fořt, M., Příborský, J., Patoka, J., & Buřič, M. (2016). The significance of droughts for hyporheic dwellers: Evidence from freshwater crayfish. *Scientific Reports*, 6, 26569.

- Kozák, P., Buřič, M., & Polícar, T. (2006). The fecundity, time of egg development and juvenile production in spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) under controlled conditions. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 380-381, 1171-1182.
- Krieg, R., King, A., & Zenker, A. (2020). Measures to Control Invasive Crayfish Species in Switzerland : A Success Story? *Frontiers in Environmental Science*, 8.
- Krieg, R., & Zenker, A. (2020a). A review of the use of physical barriers to stop the spread of non-indigenous crayfish species. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 30(3), 423-435.
- Krieg, R., & Zenker, A. (2020b). A review of the use of physical barriers to stop the spread of non-indigenous crayfish species. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 30(3), 423-435.
- L. Schneider, E., C. Tucker, S., & S. Williamson, P. (2003). Floral Development in the Nymphaeales. *International Journal of Plant Sciences*, 164(5), 5279-5292.
- Lafontaine, R.-M., Beudels-Jamar, R. C., & Robert, H. (2013). *Risk analysis of the Curly Waterweed Lagarosiphon major (Ridley) Moss*. (p. 57) [Risk analysis report of non-native organisms in Belgium from the Royal Belgian Institute of Natural Sciences for the Federal Public Service Health, Food chain safety and Environment].
- Lafontaine, R.-M., Beudels-Jamar, R., Delsinne, T., & Robert, H. (2013). *Risk analysis of the Parrotfeather Myriophyllum aquaticum (Vell.) Verdc. - Risk analysis report of non-native organisms in Belgium from the Royal Belgian Institute of Natural Sciences for the Federal Public Service Health, Food chain safety and Environment*.
- Lars, A. (2015). *Pest Risk Analysis for Myriophyllum heterophyllum* (N° 15-20715; p. 32). EPPO.
- Larson, E. R., & Olden, J. D. (2016). Field Sampling Techniques for Crayfish. *M. Longshaw and P. Stebbing (eds.)*, 287-323.
- Larson, G. E. (1993). *Aquatic and wetland vascular plants of the northern Great Plains* (RM-GTR-238; p. RM-GTR-238). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Lemmers, P., Collas, F. P. L., & Gylstra, R. (2021). Risks and management of alien freshwater crayfish species in the Rhine-Meuse river district. *Management of Biological Invasions*, 28.
- Les, D. H., & Mehrhoff, L. J. (1999). Introduction of nonindigenous aquatic vascular plants in southern new england : A historical perspective. *Biological Invasions*, 1(2/3), 281-300.
- Leslie Jr, A. J., Van Dyke, J. M., Rue S. Hestand III, & Thompson, B. Z. (1987). Management of Aquatic Plants in Multi-Use Lakes with Grass Carp (ctenopharyngodon Idella). *Lake and Reservoir Management*, 3(1), 266-276.
- Lewis, S. (2002). Pacifastacus biology of freshwater crayfish. *Biology of Freshwater Crayfish*, 511-540.
- Longshaw, M., & Stebbing, P. (2016). *Biology and Ecology of Crayfish*. CRC Press.
- Loureiro, T. G., Anastácio, P. M. S. G., Araujo, P. B., Souty-Grosset, C., & Almerão, M. P. (2015). Red swamp crayfish : Biology, ecology and invasion - an overview. *Nauplius*, 23(1), 1-19.
- Lowery, R. S., & Holdich, D. M. (1988). Pacifastacus leniusculus in North America and Europe, with details of the distribution of introduced and native crayfish species in Europe. *Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation.*, 283-308.

- Mackey, A. P. (1996). Cabomba (*Cabomba* spp.) in Queensland. *Department of Natural Resources and Mines*.
- Mackey, A. P., March, N., Barker, M., Dorney, W., James, P., Jeffrey, P., Marohasy, J., & Panetta, D. (1996). *Pest status review series—Land protection branch prickly acacia (*acacia nilotica*) in queensland*.
- Maiz-Tome, L. (2016a). *Elodea nuttallii*. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Maiz-Tome, L. (2016b). *Hydrocotyle ranunculoides*. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Manfrin, C., Giglio, A., Pallavicini, L., Zampa, L., Vecchiet, L., Caputi, A., Chiandetti, C., Beorchia, A., Vidimari, R., & Giulianini, P. G. (2021). Medium-term feasibility of the management of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* with the sterile males release technique. *Pest Management Science*.
- Manfrin, C., Souty-Grosset, C., Anastácio, P. M., Reynolds, J., & Giulianini, P. G. (2019). Detection and Control of Invasive Freshwater Crayfish : From Traditional to Innovative Methods. *Diversity*, *11*(1), 5.
- Matthews, J., Beringen, R., Collas, F. P. L., Koopman, K., Odé, B., Pot, R., Sparrius, L., Valkenburg, J., Verbrugge, L., & Leuven, R. (2012). *Knowledge document for risk analysis of the non-native Curly Waterweed (*Lagarosiphon major*) in the Netherlands*.
- Momot, W. T. (1967). Population Dynamics and Productivity of the Crayfish, *Orconectes virilis*, in a Marl Lake. *The American Midland Naturalist*, *78*(1), 55-81.
- Moorhouse, T. P., & Macdonald, D. W. (2011). Immigration rates of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in response to manual control measures. *Freshwater Biology*, *56*(5), 993-1001.
- Musseau, C., Boulenger, C., Alain, C., Lebel, I., Pascal, M., Boulêtreau, S., & Santoul, F. (2014). Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. *Freshwater Biology*, *60*.
- Neveu, A. (2001). Les poissons carnassiers locaux peuvent-ils contenir l'expansion des écrevisses étrangères introduites ? Efficacité de 3 espèces de poissons face à 2 espèces d'écrevisses dans des conditions expérimentales. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, *361*, 683-704.
- Nicky Green Associates (NGA). (2009). *Guidance on the use of artificial refuge traps for the monitoring and control of freshwater crayfish*.
- Noël, P. (2017). *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN). https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/162668
- Northern Territory. Department of Land Resource Management. Rangelands Division. (2015). *Weed management plan for Cabomba (*Cabomba caroliniana*) March 2015* (Northern Territory Government, Palmerston). <https://territorystories.nt.gov.au/10070/265103>
- Okada, M., Grewell, B., & Jasieniuk, M. (2009). Clonal spread of invasive *Ludwigia hexapetala* and *L. grandiflora* in freshwater wetlands of California. *Aquatic Botany*, *91*, 123-129.
- Paillisson, J.-M., Soudieux, A., & Damien, J.-P. (2011). Capture efficiency and size selectivity of sampling gears targeting red-swamp crayfish in several freshwater habitats. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, *401*, 06.

- Patoka, J., Petrtyl, M., & Kalous, L. (2014). *Garden ponds as potential introduction pathway of ornamental crayfish*.
- Peay, S. (2001). *Eradication of Alien Crayfish*. Environment Agency, Bristol.
- Peay, S. (2013). *Developing tools for the management of freshwater crayfish* [Phd, University of Leeds].
- Peay, S., Dunn, A. M., Kunin, W. E., Mckimm, R., & Harrod, C. (2015). A method test of the use of electric shock treatment to control invasive signal crayfish in streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25(6), 874-880. Scopus.
- Peay, S., Hiley, P. D., Collen, P., & Martin, I. (2006). Biocide treatment of ponds in scotland to eradicate signal crayfish. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 380-381, 1363-1379.
- Peay, S., Proud, A., & Ward, D. (2006). White-Clawed Crayfish In Muddy Habitats : Monitoring The Population In The River Ivel, Bedfordshire, UK. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 380-381, 1079-1094.
- Phillips, I. D. P. D., Vinebrooke, R. D. V. D., & Turner, M. A. T. A. (2009). Ecosystem consequences of potential range expansions of *Orconectes virilis* and *Orconectes rusticus* crayfish in Canada—A review. *Environmental Reviews*.
- Piazza, F., Aquiloni, L., Manfrin, C., Simi, S., Duse Masin, M., Florian, F., Marson, L., Peruzza, L., Borgogna, M., & Paloetti, S. (2014). Development of methods for the containment and the capture of *P. clarkii*. *Published by the financial contribution of the EC within the RARITY project LIFE10 NAT/IT/000239*, 144.
- Piazza, F., Aquiloni, L., Peruzza, L., Manfrin, C., Simi, S., Marson, L., Edomi, P., & Giulianini, P. G. (2015). Managing of *Procambarus clarkii* by X-ray sterilisation of males : Cytological damage to gonads. *Micron*, 77, 32-40. Scopus.
- Poulet, N. (2014). *Les méthodes de contrôle des populations d'écrevisses invasives—Revue synthétique*.
- Preston, C. D., & Croft, J. M. (1997). Aquatic Plants in Britain and Ireland. *New Phytologist*, 137(2), 371-372.
- Rabeni, C. F., Collier, K. J., Parkyn, S. M., & Hicks, B. J. (1997). *Evaluating techniques for sampling stream crayfish (paranephrops planifrons)*. 31(5), 693-700.
- Ramalho, R. O., & Anastácio, P. M. (2015). Factors inducing overland movement of invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in a ricefield habitat. *Hydrobiologia*, 746(1), 135-146.
- Ribbens, J., & Graham, J. (2004). Strategy for the containment and possible eradication of American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in the River Dee catchment and Skyre Burn catchment, Dumfries and Galloway. *Scottish Natural Heritage*.
- Riegel, J. A. (1959). The systematics and distribution of crayfishes in California. *California Fish and Game*, 45, 29-50.
- Roell, M. J., & Orth, D. J. (1993). Trophic Basis of Production of Stream-Dwelling Smallmouth Bass, Rock Bass, and Flathead Catfish in Relation to Invertebrate Bait Harvest. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122(1), 46-62.
- Rogers, D., & Watson, E. (2013). *GB Non-native Organism Risk Assessment for Orconectes virilis* (p. 16) [Risk Assessments]. EPPO.

- Rogowski, D. L., Sitko, S., & Bonar, S. A. (2009). *Optimizing Northern Crayfish Orconectes virilis Control Methods in Arizona Streams*.
- Rogowski, D. L., Sitko, S., & Bonar, S. A. (2013). Optimising control of invasive crayfish using life-history information. *Freshwater Biology*, 58(6), 1279-1291.
- Ruau, B., Greulich, S., Haury, J., & Berton, J.-P. (2009). Sexual reproduction of two alien invasive Ludwigia (Onagraceae) on the middle Loire River, France. *Aquatic Botany*, 90, 143-148.
- Sarat, E., Mazaubert, E., Dutartre, A., Poulet, N., & Soubeyran, Y. (2015). *Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques. Connaissances pratiques et expériences de gestion*. 2(17), 244.
- Schooler, S., Julien, M., & Walsh, G. C. (2006). Predicting the response of *Cabomba caroliniana* populations to biological control agent damage. *Australian Journal of Entomology*, 45(4), 327-330.
- Schuster, A. S., & Taylor, C. A. (2010). *Orconectes virilis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Schuster, G. A., Taylor, C. A., & Cordeiro, J. (2010). *Pacifastacus leniusculus*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Seitz, R., Vilpoux, K., Hopp, U., Harzsch, S., & Maier, G. (2005). Ontogeny of the Marmorokrebs (marbled crayfish) : A parthenogenetic crayfish with unknown origin and phylogenetic position. *Journal of Experimental Zoology. Part A, Comparative Experimental Biology*, 303(5), 393-405.
- Shiraishi, R., Ushimi, H., & Nakata, K. (2015). Cage traps and baits for capturing the North American invasive crayfish *Procambarus clarkii*. *Ecology and Civil Engineering*, 18(2), 115-125.
- Sibley, P., & Noël, P. (2002). Roundtable session 1b : Control and management of alien crayfish. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 367, 881-886.
- Simpson, D. A. (1984). A short history of the introduction and spread of *Elodea Michx* in the British Isles. *Watsonia*, 15, 1-9.
- Simpson, D. A., Herbarium, T., & Gardens, R. B. (1990). Displacement of *Elodea canadensis* Michx by *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St John in the British Isles. *Watsonia*, 18, 173-177.
- Solari, P., Peddio, S., Sollai, G., Masala, C., Podda, C., Frau, G., Palmas, F., Sabatini, A., & Crnjar, R. (2018). Development of PVC Dispensers for Long-Lasting Release of Attractants for the Control of Invasive Crayfish Populations. *Diversity*, 10(4), 128.
- Somers, K. M., & Green, R. H. (2011). Seasonal patterns in trap catches of the crayfish *Cambarus bartoni* and *Orconectes virilis* in six south-central Ontario lakes. *Canadian Journal of Zoology*.
- Somers, K. M., & Stechey, D. P. M. (1986). Variable Trappability of Crayfish Associated with Bait Type, Water Temperature and Lunar Phase. *The American Midland Naturalist*, 116, 36-44.
- Souty-Grosset, C., Anastácio, P. M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C., & Tricarico, E. (2016). The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe : Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologia*, 58, 78-93.

- Souty-Grosset, C., Holdich, D. M., Noël, P. Y., Reynolds, J., & Haffner, P. H. (2006). *Atlas of Crayfish in Europe* (Patrimoines naturels, Vol. 64). Muséum national d'Histoire naturelle.
- SPW. (2021a). *Cabomba de Caroline* (*Cabomba caroliniana*). Portail Wallonie.be. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/cabomba-caroliniana.html?IDD=50334721&IDC=4016>
- SPW. (2021b). *Fiche signalétique Elodée à feuilles alternes*.
<http://biodiversite.wallonie.be/servlet/Repository/?ID=33376>
- SPW. (2021c). *Jussie à grandes fleurs* (*Ludwigia grandiflora*).
<http://biodiversite.wallonie.be/fr/ludwigia-grandiflora.html?IDD=50334716&IDC=4016>
- SPW. (2021d). *Myriophylle du Brésil* (*Myriophyllum aquaticum*).
<http://biodiversite.wallonie.be/fr/myriophyllum-aquaticum.html?IDD=50334719&IDC=4016>
- SPW. (2021e). *Myriophylle hétérophylle* (*Myriophyllum heterophyllum*).
<http://biodiversite.wallonie.be/fr/myriophyllum-heterophyllum.html?IDD=50334722&IDC=4016>
- SPW. (2021f). *Projet espèces exotiques envahissantes fiches signalétiques hydrocotyle fausse-renoncule*.
- SPW. (2021g). *Projet Espèces exotiques envahissantes : Fiche signalétique Elodée de Nuttall*. Biodiversite.wallonie.be.
- Stancliffe-Vaughan Abigail Emma. (2015). *Sampling UK Pacifastacus leniusculus (dana, 1852) : The effect of trapping on population structure*. Anglias Ruskin University.
- Stebbing, P. D., Longshaw, M., Taylor, N., Norman, R., Lintott, R., Pearce, F., & Scott, A. (2012). *Review of methods for the control of invasive crayfish in Great Britain*. CEFAS.
- Stebbing, P. D., Watson, G. J., & Bentley, M. G. (2010). The response to disturbance chemicals and predator odours of juvenile and adult signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 43(3), 183-195.
- Stebbing, P., Longshaw, M., & Scott, A. (2014). Review of methods for the management of non-indigenous crayfish, with particular reference to Great Britain. *Ethology Ecology & Evolution*, 26(2-3), 204-231.
- Stiers, I., Crohain, N., Josens, G., & Triest, L. (2011). Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. *Biological Invasions*, 13, 2715-2726.
- Stuecheli, K. (1991). Trapping Bias in Sampling Crayfish with Baited Funnel Traps. *North American Journal of Fisheries Management*, 11(2), 236-239.
- Terrin, E. (2011). *Les espèces végétales exotiques envahissantes dans l'Ain : Fiches synthèse par espèce*. Conservatoire Botanique National Alpin.
- The Missouri Department of Conservation. (2008). *Identifying crayfish. A guide for bait vendors and aquaculturists*.
- Then, C. (2020). *L'ingénierie génétique, une menace pour la protection des espèces. Ou, de la nécessité d'empêcher la propagation des organismes génétiquement manipulés dans les populations naturelles*. Testbiotech.

- Thum, R., & Lennon, J. (2009). Comparative ecological niche models predict the invasive spread of variable-leaf milfoil (*Myriophyllum heterophyllum*) and its potential impact on closely related native species. *Biological Invasions*, 12.
- Tilmans, M., Mrugała, A., Svoboda, J., Engelsma, M. Y., Petie, M., Soes, D. M., Nutbeam-Tuffs, S., Oidtmann, B., Roessink, I., & Petrusek, A. (2014). Survey of the crayfish plague pathogen presence in the Netherlands reveals a new *Aphanomyces astaci* carrier. *Journal of Invertebrate Pathology*, 120, 74-79.
- Tison, J.-M., & de Foucault, B. (2014). *Flora gallica—Flore de France—Biotope éditions* (Biotopes Editions).
- Tucker, C. (2017). *Efficiency of Diver-Assisted Suction Harvesting (DASH) of Invasive Milfoil in New Hampshire Waterbodies* [Thesis].
- UF IFAS. (2001). *Lagarosiphon major*. Center For Aquatic And Invasive Plants. <https://plants.ifas.ufl.edu/plant-directory/lagarosiphon-major/>
- UICN. (2018). *La valorisation socio-économique des espèces exotiques envahissantes établies en milieux naturels : Un moyen de régulation adapté ? Première analyse et identification de points de vigilance* (p. 84).
- UICN. (2019). *Information on measures and related costs in relation to species included on the Union list—Pacifastacus leniusculus, Faxonius (Orconectes) limosus, Faxonius (Orconectes) virilis, Procambarus clarkii, Procambarus fallax f. Virginalis (Procambarus virginalis) [and Faxonius (Orconectes) rusticus]*.
- Ulikowski, D., Chybowski, L., Traczuk, P., & Ulikowska, E. (2017). A new design of crayfish traps reduces escaping and improves opportunities for long-term catching. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 17(2).
- U.S. Fish and Wildlife Service. (2014). *Spiny-Cheek Crayfish (Orconectes limosus)*. *Ecological Risk Screening Summary* (p. 12).
- U.S. Fish and Wildlife Service. (2015). *Signal Crayfish (Pacifastacus leniusculus)* *Ecological Risk Screening Summary*.
- USDA-ARS. (1997a). *Germplasm Resources Information Network. Online Database*. Germplasm Resources Laboratory. <https://apg.pir.sa.gov.au/gringlobal/taxonomydetail.aspx?id=400927>
- USDA-ARS. (1997b). *Online Database. Beltsville, Maryland, USA: National Germplasm Resources Laboratory*. Germplasm Resources Information Network. <https://npgsweb.ars-grin.gov/gringlobal/taxon/taxonomydetail?id=316415>
- USDA-NRCS. (2008). *The Plants Database. Baton rouge, USA: National Plant Data Center*. <https://plants.sc.egov.usda.gov/core/profile?symbol=CACA>
- Van Oosterhout, E. (2009). *Cabomba control manual: Current management and control options for cabomba (Cabomba caroliniana) in Australia*. NSW Dept. of Primary Industries.
- Varray S., C., Haury, J., & Hudin, S. (2018). *Manuel de gestion des espèces exotiques envahissantes du bassin Loire-Bretagne*. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels.
- Vogt, G. (2011). Marmorcrebs: Natural crayfish clone as emerging model for various biological disciplines. *Journal of Biosciences*, 36(2), 377-382.

- Vogt, G., Dorn, N. J., Pfeiffer, M., Lukhaup, C., Williams, B. W., Schulz, R., & Schrimpf, A. (2018). *In-depth investigation of the species problem and taxonomic status of marbled crayfish, the first asexual decapod crustacean* [Preprint]. *Zoology*.
- Walter, K. (2012). An evaluation of whether artificial refuge traps or baited traps are the most effective method for trapping White-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*). *The Plymouth Student Scientist*, 5(2), 443-485.
- Washington State Noxious Weed Control Board. (2007). *Washington State noxious weed list*. Washington State noxious weed list. <https://www.nwcb.wa.gov/weeds/variable-leaf-milfoil>
- Weeders Digest. (2021). *Eco-Harvester | Aquatic Weed Harvester*. The Weeders Digest. <https://weedersdigest.com/eco-harvester-aquatic-weed-harvester/>
- Wetzel, J. E. (2002). Form Alternation of Adult Female Crayfishes of the Genus *Orconectes* (Decapoda : Cambaridae). *The American Midland Naturalist*, 147(2), 326-337.
- Wikipedia. (2011). *English : Air lift and dredges*. Own work.
https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Manga_de_succi%C3%B3n_por_venturi.jpg
- Wilson, C. E., Darbyshire, S. J., & Jones, R. (2011). The Biology of Invasive Alien Plants in Canada. 7. *Cabomba caroliniana* A. Gray. *Canadian Journal of Plant Science*.
- Wong, A. (2014). *Pacific Northwest Invasive Species Profile: 6*.
- Xu, Z., Du, H., Xu, Y., Sun, J., & Shen, J. (2006). Crayfish *Procambarus clarkii* protected against white spot syndrome virus by oral administration of viral proteins expressed in silkworms. *Aquaculture*, 253(1-4), 179-183.
- Yu, M., Ding, B., Jin, X., Zhou, H., & Ye, W. (2004). Basic characteristics of submerged plant communities invaded by *cabomba caroliniana* and its habitat in china. *Acta Phytoecological Sinica*, 28(2), 231-239.
- Zhang, X., Zhong, Y., & Chen, J. (2003). Fanwort in Eastern China : An Invasive Aquatic Plant and Potential Ecological Consequences. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32(2), 158-159.
- Zhu, F., Miao, Z., Li, Y., Du, H., & Xu, Z.-R. (2009). Oral vaccination trials with crayfish, *Procambarus clarkii* , to induce resistance to the white spot syndrome virus. *Aquaculture Research*, 40(15), 1793-1798.
- Zulandt-Scheinder, R., & Moore, P. (2000). Disturbance signals in the urine of crayfish. *Journal of Experimental Biology*, 203, 765-771.

9 Annexes

9.1 Fiches espèces

9.1.1 Ecrevisses envahissantes

Fiche 1 : *Orconectes virilis*

➤ Taxonomie

Tableau 9-1 : Taxonomie *Orconectes virilis* (Crandall & De Grave, 2017)

Domaine	Eukaryota
Règne	Animalia
Phylum	Arthropoda
Subphylum	Crustacea
Classe	Malacostraca
Sous-classe	Eumalacostraca
Ordre	Decapoda
Sous-ordre	Astacidea
Super-famille	Astacoidea
Famille	Cambaridae
Genre	<i>Orconectes</i> Cope, 1872 <i>Faxonius</i> Ortmann, 1905a
Espèce	<i>Orconectes virilis</i> (Hagen, 1870) <i>Faxonius virilis</i> (Hagen, 1870)
Nom commun français	Écrevisse à pinces bleues
Noms commun anglais	Virile crayfish Fantail crayfish Northern crayfish
Nom commun néerlandais	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft

➤ Traits morphologiques

La longueur du corps (longueur du rostre au telson) d'*O. virilis* n'excède généralement pas 10 centimètres mais dans certains cas, les individus peuvent atteindre 13 centimètres de longueur (CIEI, 2019; The Missouri Department of Conservation, 2008). La longueur maximale de la carapace (sans les pinces) peut atteindre 3 centimètres (Longshaw & Stebbing, 2016). Les femelles atteignent la maturité lorsqu'elles possèdent une carapace mesurant 1,4 centimètre (Longshaw & Stebbing, 2016).

O. virilis possède un rostre lisse à bords plus ou moins parallèles. Cette espèce est pourvue d'une carapace lisse, de couleur brun-grisâtre à brun verdâtre (The Missouri Department of Conservation, 2008; CIEI, 2019). Elle est caractérisée par la présence d'une épine proéminente sur les joues, par l'absence de crochets de part et d'autre du deuxième segment abdominal ainsi que par l'absence de bandes longitudinales ou transversales sur l'abdomen. Les lignes ou les crêtes présentes sur le dos entre la tête et la queue, ne se rejoignent pas au milieu du dos (The Missouri Department of Conservation, 2008). Chaque segment de la queue présente généralement une paire de taches foncées sur le dessus (The Missouri Department of Conservation, 2008). Cette espèce possède également des pinces larges et aplaties. Les pinces

possèdent un doigt mobile à bord droit ainsi que des tubercules jaunes proéminents généralement disposés en deux rangées le long du bord inférieur de la pince (Wong, 2014). Les pinces peuvent être de couleurs bleues ou vertes, et avoir une pointe orangée (Wong, 2014). *O. virilis* est également caractérisé par la présence d'un ergot sur l'article précédent les pinces (carpopodite) (CIEI, 2019).



Figure 9.1 : Identification de *Orconectes virilis*. Illustration de la présence de tubercules jaunes (1) sur les pinces d'*O. virilis*, d'ergot (2) sur l'article précédent les pinces (carpopodite), et des lignes de crête présentes sur le dos qui ne se rejoignent pas (3) (Casey Swecker, 2010)

O. virilis possède un dimorphisme sexuel. Les mâles sont généralement plus grands que les femelles (ISSG, 2010).

Deux types de forme (I et II) sont observés pour les femelles et les mâles *O. virilis*. La forme I désigne les individus sexuellement actifs et la forme II les individus sexuellement inactifs (Wetzel, 2002). Les femelles de forme I possèdent un abdomen plus large que les femelles de forme II. Les mâles de forme I présentent des modifications des deux premiers pléopodes pour la délivrance du sperme. Ils possèdent également des crochets ischiatiques proéminents sur les pattes 3 et 4 qui sont absents pour la forme II (Momot, 1967; Rogowski et al., 2009). *O. virilis* alterne donc entre ces deux formes au cours de l'année (Wetzel, 2002).

➤ Habitats

O. virilis est une espèce généraliste que l'on retrouve dans une grande variété d'habitats d'eau douce. Cette espèce s'établit généralement dans les masses d'eau permanentes qui sont suffisamment profondes pour ne pas geler et bien oxygénées (Rogers & Watson, 2013). L'espèce a besoin d'abris sous forme de roches, rondins ou de végétation dense pour se cacher des prédateurs en journée (Rogers & Watson, 2013). On la retrouve dans les ruisseaux, les rivières, les canaux, les étangs et les lacs. Dans certains cas, *O. virilis* peut construire des terriers sur les berges des rivières dont la profondeur peut atteindre dix mètres (Schuster & Taylor, 2010). Bien qu'il ait été démontré que ces écrevisses préfèrent les habitats rocheux aux graviers et à la boue, elles peuvent vivre dans n'importe quel substrat (Bennion & Fridell, 2008).

O. virilis peut survivre dans une plage de température de 0 à 32°C, bien que sa plage de température optimale soit comprise entre 24 et 25°C. Lorsque les températures sont inférieures à 10°C, son mouvement est stoppé. Cette espèce ne résiste pas à des conditions acides et privilégie les endroits où le pH est supérieur à 5,37 (ISSG, 2010).

➤ Régime alimentaire

O. virilis est une espèce omnivore opportuniste (Rogers & Watson, 2013). Elle se nourrit d'une grande variété de ressources alimentaires, notamment les algues, les détritiques, les plantes aquatiques, les insectes aquatiques, les escargots, les têtards, les œufs de poissons et les petits poissons (ISSG, 2010).

➤ Cycle de vie

L'espérance de vie de *O. virilis* est estimée à 3 ans, bien que certains individus puissent vivre jusqu'à l'âge de 4 ans (Momot, 1967).

Les mâles et les femelles sont très actifs dans la recherche de partenaires pendant la période de reproduction. Les mâles sont en compétition pour s'accoupler, c'est pourquoi la forme reproductrice des mâles (forme I) a des griffes plus grandes, un corps plus long, plus d'épines et un exosquelette plus résistant que la forme non reproductrice (forme II) (Rogowski et al., 2013).

O. virilis se reproduit une fois par an. L'accouplement se déroule généralement en automne et les jeunes éclosent au printemps (avril-mai) suivant (Caldwell & Bovbjerg, 1969). Les femelles stockent le sperme pendant des mois et fécondent leurs ovules au printemps. Les œufs fécondés se retrouvent ensuite attachés en dessous de l'abdomen (swimmerets) avec une substance appelée glaire (ISSG, 2010). Les femelles pondent en moyenne 150 à 200 œufs (Momot, 1967; Rogowski et al., 2013). Elles restent en général dans les lieux de refuge pour protéger les œufs (Rogowski et al., 2013).

Selon Momot (1967), les femelles de deux ans produisent la plupart des œufs d'une population (92,5%).

Après éclosion, les jeunes restent attachés à leur mère pour effectuer 3 mues avant de devenir indépendants (Wong, 2014).

➤ Répartition

O. virilis est originaire du nord des États-Unis (Montana, Nebraska, Michigan, Indiana, Oklahoma, Illinois, Wisconsin, Colorado, Kansas, Wyoming, Ohio, Kentucky, Iowa, New York) et du sud du Canada (Québec, Alberta, Saskatchewan, Ontario, Manitoba) (Ahern et al., 2008; Collas, 2017a).

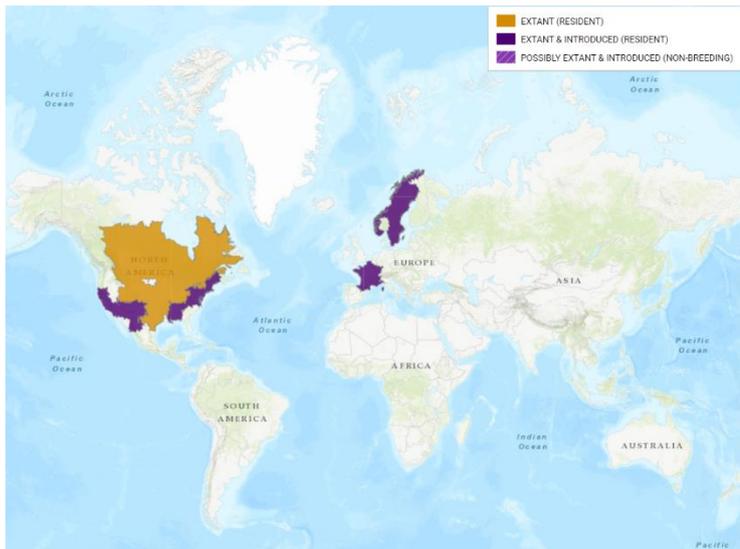


Figure 9.2 : Répartition mondiale de *Orconectes virilis* avec en orange l'aire de répartition naturelle et en mauve l'aire d'introduction (UICN 2010)

➤ Distribution en Belgique

O. virilis n'est pas établie en Belgique. Cependant, elle fait partie des espèces pouvant s'établir en Belgique. Plusieurs individus ont été signalés dans la Dyle (Adriaens et al., 2019).

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

L'établissement de population d'*O. virilis* en Europe est probablement liée à des évasions d'aquariums (Ahern et al., 2008). L'espèce a été introduite délibérément en France en 1897 et en Suède en 1960, mais les deux tentatives ont échoué. Actuellement, en Europe, *O. virilis* n'est présent qu'aux Pays-Bas et au Royaume-Uni. L'espèce a été introduite dans ces deux pays en 2004, et il est probable qu'il s'agisse d'une conséquence du commerce des animaux d'aquarium. Aux Pays-Bas, l'espèce ne s'est répandue que récemment (Ahern et al., 2008). Cette espèce pourrait également être présente dans les lots de réempoissonnement. Elle a également la faculté d'étendre sa dispersion naturelle depuis les pays voisins (CIEI, 2019).

Aux Etats-Unis et au Canada, l'extension de l'aire de répartition semble être liée à l'utilisation de l'espèce comme appât de pêche, ce qui a pour conséquence de faciliter le déplacement des écrevisses entre les bassins versants et entre les États (Ahern et al., 2008). L'espèce a été introduite pour la première fois dans le sud de l'Utah entre 1967 et 1970, par la Division des Ressources de la Faune de l'Utah (UDWR), pour lutter contre les plantes aquatiques nuisibles (Bennion & Fridell, 2008).

➤ Impacts

O. virilis est un vecteur potentiel de la peste des écrevisses (*Aphanomyces astaci*) mortelle pour les écrevisses indigènes européennes (Ahern et al., 2008; Collas, 2017a).

En cas de populations importantes, elle peut avoir un impact sur les activités de pêche en réduisant le recrutement de certaines espèces de poissons (Rogers & Watson, 2013). En effet, *O. virilis* peut avoir un impact négatif sur les populations de poissons indigènes en altérant les conditions de l'habitat, en se nourrissant des pontes et en entrant directement en compétition avec les poissons pour la nourriture (Wong, 2014).

Les activités de fouissement de l'espèce sont également connues pour perturber les réseaux d'irrigation (Rogers & Watson, 2013).

Fiche 2 : *Orconectes limosus*

➤ Taxonomie

Tableau 9-2 : Taxonomie *Orconectes limosus* (Crandall & De Grave, 2017)

Domaine	Eukaryota
Règne	Animalia
Phylum	Arthropoda
Subphylum	Crustacea
Classe	Malacostraca
Sous-classe	Eumalacostraca
Ordre	Decapoda
Sous-ordre	Astacidea
Super-famille	Astacoidea
Famille	Cambaridae
Genre	<i>Orconectes</i> Cope, 1872 <i>Faxonius</i> Ortmann, 1905a
Espèce	<i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque, 1817) <i>Faxonius limosus</i> (Rafinesque, 1817)
Nom commun français	Ecrevisse américaine
Nom commun anglais	Spiny-cheek crayfish Amerikaanse rivierkreeft

➤ Traits morphologiques

La longueur du corps (longueur du rostre au telson) d'*O. limosus* ne dépasse généralement pas 9 à 10 centimètres mais, dans certains cas, les individus peuvent atteindre 12 centimètres de longueur (Alekhnovich & Buřič, 2017). La longueur maximale de la carapace (sans les pinces) est généralement comprise entre 5 et 5,4 centimètres (Holdich, 2007). Les femelles atteignent la maturité lorsqu'elles possèdent une carapace mesurant 2 à 2,5 centimètres (Holdich, 2007).

O. limosus possède un rostre relativement long et pointu, en forme de gouttière, avec des bords lisses et parallèles qui se terminent par des épines pointues (Alekhnovich & Buřič, 2017). Cette espèce est pourvue d'une carapace généralement brun foncé à vert olive avec des bandes transversales brun-rougeâtre distinctes sur les segments de l'abdomen. Cependant, la couleur du corps est variable et dépend en partie de l'environnement dans lequel l'écrevisse vit (Alekhnovich & Buřič, 2017). La carapace est relativement lisse mais elle présente des épines proéminentes de chaque côté. La partie ventrale est quant à elle généralement jaune clair. *O. limosus* possède des pinces dont la face supérieure est recouverte de rangées de petites fosses. La couleur de la face dorsale des pinces est généralement la même que celle du corps (brun-vertâtre) et la couleur de la face ventrale des pinces est jaune clair. Les doigts des pinces sont généralement terminés par des pointes acérées de couleur orange et noire (Alekhnovich & Buřič, 2017). Cette espèce possède également un ergot sur l'article précédent les pinces (carpopodite) (CIEI, 2019).

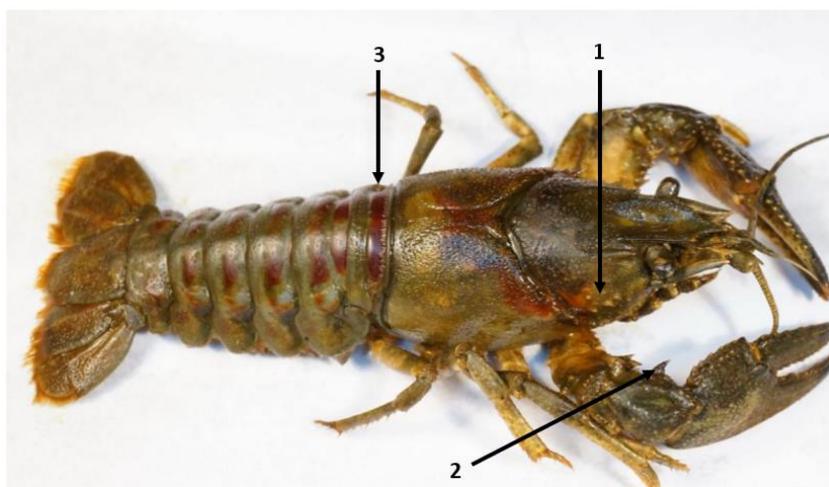


Figure 9.3 : Identification de *Orconectes limosus*. Illustration de la présence d'épines avant et après le sillon cervical (1), d'ergot (2) sur l'article précédent les pinces (carpopodite) et des tâches rougeâtres sur les segments de l'abdomen (3) (Alekhnovich & Buřič, 2017)

O. limosus possède un dimorphisme sexuel. Ce dimorphisme est tout d'abord remarquable en termes de taille. En effet, les femelles sont généralement plus grandes que les mâles (ISSG, 2010). Les femelles sont pourvues d'un réceptacle séminal (annulus ventralis) à la base des pattes postérieures de marches. Les mâles quant à eux possèdent des modifications au niveau du premier et du deuxième appendice de l'abdomen (gonopodes) pour la copulation (Alekhnovich & Buřič, 2017).

Les mâles possèdent deux types de formes (I et II) en fonction de la période de l'année. La forme I désigne les individus sexuellement actifs et la forme II les individus sexuellement inactifs. Les mâles de la forme reproductive I possèdent des gonopodes plus durs et un exosquelette plus robuste que les mâles de la forme II. Les mâles de forme II possèdent également des crochets de préhension sur l'ischion de la deuxième paire de pattes de marche. Les pinces de la forme I sont plus longues et plus larges que ceux des mâles de la forme II (Buřič et al., 2010). Les femelles, en revanche, ne présentent aucune altération morphologique pendant la phase de reproduction.

➤ Habitats

O. limosus occupe une grande variété d'habitats dont les eaux fraîches et rapides ainsi que les eaux lenthiques chaudes et profondes (Kouba et al., 2016). Les habitats principaux de cette espèce sont les lacs, les réservoirs, les rivières et les étangs. Elle occupe également des habitats secondaires tels que les canaux d'irrigation et les lagons. Cette espèce peut se développer dans des habitats tels que les substrats mous, les eaux troubles et boueuses, les canaux pollués ainsi que dans les étangs et les lacs enrichis en matières organiques (Boets et al., 2016).

O. limosus est généralement considéré comme un fouisseur tertiaire, c'est-à-dire qu'elle ne construit des terriers que pour se reproduire ou échapper à des conditions extrêmes (Holdich, 2007).

➤ Régime alimentaire

O. limosus est une espèce omnivore qui se nourrit de végétation aquatique, d'œufs de poissons et d'invertébrés (Alekhnovich & Buřič, 2017). Cette espèce est considérée comme ayant un

appétit vorace pour les plantes aquatiques, au détriment des invertébrés et des poissons juvéniles qui dépendent de ces habitats (Alekhnovich & Buřič, 2017).

➤ Cycle de vie

O. limosus possède une espérance de vie estimée de 2 à 3 ans, bien que certains individus puissent vivre jusqu'à l'âge de 4 ans (Alekhnovich & Buřič, 2017).

L'accouplement a généralement lieu au début du printemps ou à la fin de l'été. Le mâle transfère le sperme dans le réceptacle séminal de la femelle à l'aide des stylets copulateurs (Holdich, 2007). En Amérique du Nord et en Europe, la reproduction peut avoir lieu une ou deux fois par an, selon la région (Holdich, 2007). Les femelles accouplées en automne stockent le sperme jusqu'au printemps (fin avril ou mai) dans l'anneau ventral (annulus ventralis). Les œufs sont pondus lorsque la température de l'eau commence à augmenter (Holdich, 2007). Les femelles peuvent pondre entre 30 et 440 œufs mais la proportion habituelle est généralement entre 50 et 300 œufs (Alekhnovich & Buřič, 2017). Les œufs mesurent entre 1,5 et 2 millimètres et sont portés sous l'abdomen de la femelle (Alekhnovich & Buřič, 2017). Les œufs éclosent généralement après 40 à 50 jours en juin (Kozák et al., 2006). Les jeunes écrevisses restent attachées à leur mère pour effectuer 3 mues avant de devenir indépendantes (Alekhnovich & Buřič, 2017).

➤ Répartition

O. limosus est originaire du Canada (New Brunswick, Québec) et des Etats-Unis (Connecticut, Delaware, Districte de Columbie, Maine, Maryland, Massachusetts, New Hampshire, New Jersey, New York, Pennsylvanie, Rhode Island, Vermont, Virginie, Virginie de l'Ouest) (Adams et al., 2010; U.S. Fish and Wildlife Service, 2014).

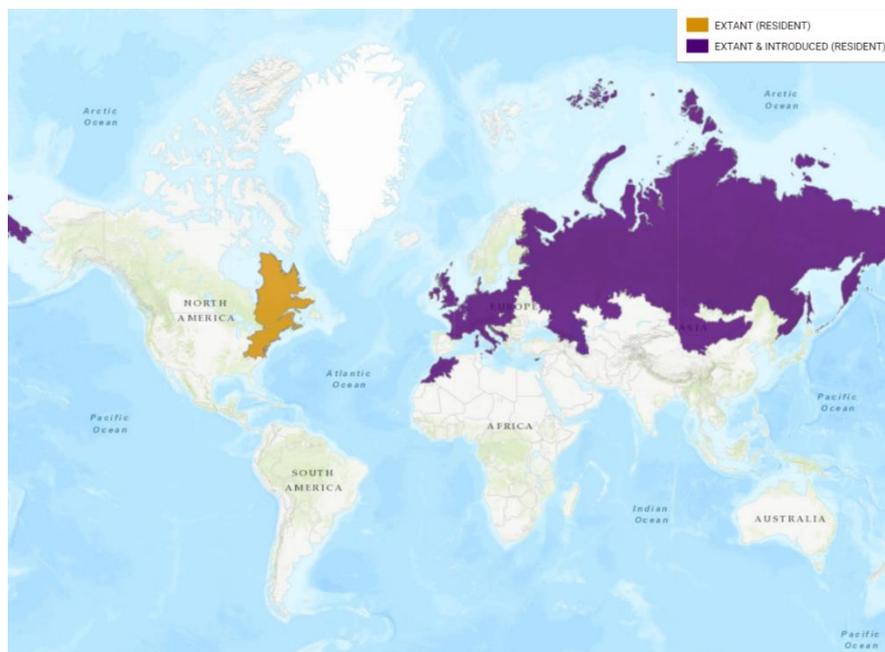


Figure 9.4 : Répartition mondiale de *Orconectes limosus* avec en orange l'aire de répartition naturelle et en mauve l'aire d'introduction (UICN, 2010)

➤ Distribution en Belgique

O. virilis est naturalisé en Belgique.

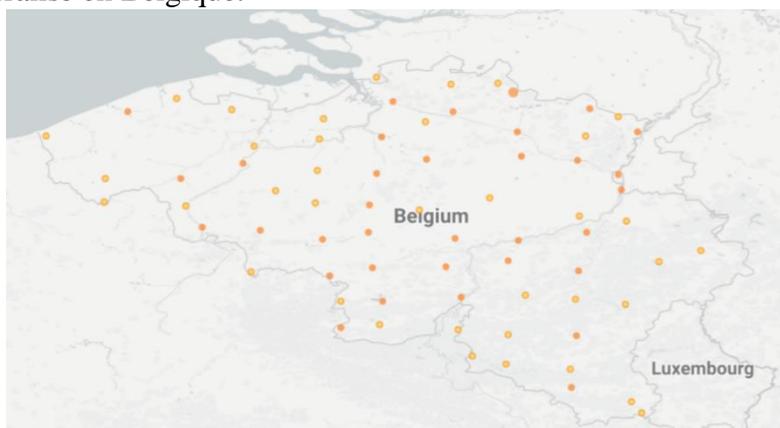


Figure 9.5 : Répartition de *Orconectes limosus* en Belgique (GBIF, 2021)

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

L'établissement des populations d'*O. limosus* en Europe est probablement lié à son usage en aquaculture, au commerce d'animaux d'aquarium et à la pêche (D. Holdich, 2007; D. M. Holdich et al., 2006). Les voies navigables interconnectées facilitent également la dispersion de cette espèce d'écrevisse (Aldridge, 2011). En effet, cette espèce possède de fortes capacités de dispersion. En Hongrie, *O. limosus* colonise le Danube avec une progression de plus de 13 kilomètres par an (Aldridge, 2011).

L'espèce a été introduite intentionnellement en Europe dans les années 1890 pour son utilisation en aquaculture (Holdich, 2007). Après son introduction en Pologne en 1890, des introductions secondaires ont eu lieu dans d'autres parties de la Pologne ainsi qu'en Allemagne (en 1895) et en France (Alekhnovich & Buřič, 2017), dans le but de compenser les pertes de l'écrevisse noble (*Astacus astacus* (L.)), importante sur le plan économique, par la peste des écrevisses (*Aphanomyces astaci*) (Holdich et al. 2006).

➤ Impacts

O. limosus est vecteur de la peste des écrevisses (*Aphanomyces astaci*), mortelle pour les écrevisses indigènes européennes (Alekhnovich & Razlutskiy, 2013).

De par son comportement de fouisseur, cette espèce peut déstabiliser les berges des rivières et affecter les infrastructures à proximité (Aldridge, 2011).

Elle peut également impacter les activités de pêche en se nourrissant d'œufs de poisson ou en entrant en compétition avec les poissons (Aldridge, 2011). Son activité de bioturbation modifie les fonds aquatiques, ce qui a pour conséquence d'affecter l'abondance et la structure de l'ensemble de la communauté benthique. De plus, la réduction du sable parmi les graviers peut altérer la survie des œufs de poissons comme les salmonidés.

Étant une espèce omnivore, elle peut diminuer la couverture de macrophytes, l'abondance et la diversité des invertébrés altérant la fonction de l'écosystème (Aldridge, 2011).

Fiche 3 : *Procambarus clarkii*

➤ Taxonomie

Tableau 9-3 : Taxonomie *Procambarus clarkii* (Crandall & De Grave, 2017)

Domaine	Eukaryota
Règne	Animalia
Phylum	Arthropoda
Subphylum	Crustacea
Classe	Malacostraca
Sous-classe	Eumalacostraca
Ordre	Decapoda
Sous-ordre	Astacidea
Super-famille	Astacoidea
Famille	Cambaridae
Genre	<i>Procambarus</i> Ortmann 1905
Espèce	<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)
Synonymes	<i>Cambarus clarkii</i> (Girard, 1852)
	<i>Cambarus clarkii</i> (Faxon 1898)
	<i>Procambarus clarkii</i> (Hobbs 1942)
Noms communs français	Ecrevisse rouge de(s) marais
	Ecrevisse de Louisiane
	Ecrevisse rouge de Louisiane
	Ecrevisse rouge d'Amérique
Noms communs anglais	Red swamp crayfish
	American, Red swamp
	Crawdaddy
	Crawfish
	Red swamp
	Louisiana crawfish
	Louisiana crayfish
Nom commun néerlandais	Rode rivierkreeft

➤ Traits morphologiques

La longueur du corps (longueur du rostre au telson) de *P.clarkii* est généralement comprise entre 10 et 12 centimètres. Dans certains cas, les individus peuvent atteindre 15 centimètres (CIEI, 2019). La longueur maximale de la carapace (sans les pinces) est généralement de 7 centimètres (Longshaw & Stebbing, 2016). Les femelles atteignent la maturité lorsqu'elles possèdent une carapace mesurant 4,5 centimètres (Longshaw & Stebbing, 2016).

Il est à noter que la taille n'est généralement pas un critère satisfaisant pour déterminer l'état de maturation ou l'âge de *P.clarkii* (Delsinne et al., 2013).

P.clarkii possède un rostre en gouttière relativement long avec des bords parallèles qui forment un triangle terminal pointu (Noël, 2017). Cette espèce possède généralement une carapace de couleur rouge foncé, orange ou brun-rougeâtre. Certains individus peuvent avoir des colorations bleues, jaunes, blanches et noires (Delsinne et al., 2013). L'intensité de la coloration dépend de l'habitat. Les individus les plus foncés se trouvent dans les eaux claires et acides tandis que les individus plus clairs se trouvent dans les eaux opaques et boueuses (Delsinne et al., 2013). La pigmentation rouge est généralement visible sur les appendices, en particulier à l'endroit où les pattes de marche rejoignent le corps. La carapace porte de nombreux tubercules qui la rend

rugueuse au touché (Noël, 2017). Les lignes ou les crêtes sur le dos entre la tête et la queue se rejoignent et se touchent au milieu du dos formant un Y (The Missouri Department of Conservation, 2008). Les pinces sont effilées et granuleuses. La face supérieure des pinces comporte de nombreux tubercules rouges vifs sur fond noir et la face inférieure des pinces est de couleur rouge vif. L'article précédant les pinces (carpodite) est pourvu d'un ou deux ergots (CIEI, 2019).



Figure 9.6 : Identification de *Procambarus clarkii*. Illustration de la présence de tubercules rouges vifs sur les pinces (1), d'ergot (2) sur l'article précédent les pinces (carpodite), de tubercules sur la carapace (3), et des lignes ou des crêtes qui se rejoignent et se touchent au milieu du dos formant un Y (4) (Casey, 2011)

P.clarkii présente des caractéristiques sexuelles secondaires distinctes une fois que l'espèce a atteint la maturité. Les mâles sont pourvus de pinces allongées et gonflées, de crochets ischiatiques distincts à la base des troisièmes et quatrièmes paires de pattes de marche qui servent à tenir les femelles pendant la copulation. Les gonopodes et la première paire d'appendices abdominaux (pléopodes) sont modifiés pour le transfert de sperme (Delsinne et al., 2013). Les femelles sont pourvues d'un réceptacle séminal situé entre les pattes de marche (Delsinne et al., 2013).

Les mâles possèdent deux types de forme (I et II) en fonction de la période de l'année. La forme I désigne les individus sexuellement actifs et la forme II les individus sexuellement inactifs. La forme I est généralement présente en automne, en hiver et au printemps et la forme II est généralement présente en été. Un mâle adulte peut donc rester sous la forme I jusqu'à neuf mois par an (Loureiro et al., 2015). Les femelles, en revanche, ne présentent aucune altération morphologique pendant la phase de reproduction et la seule caractéristique différente est une augmentation de sa réceptivité aux mâles (Loureiro et al., 2015).

➤ Habitats

P.clarkii est très polyvalent pour son écologie (EPPO, 2011a). Les individus se développent dans les eaux stagnantes et de faible courant (Branquart et al., 2016). Ils privilégient les étangs et les fossés peu profonds avec des eaux chaudes, troubles et riches en nutriments (Branquart

et al., 2016; ISSG, 2011). Cette espèce est présente dans une série de types d'habitats d'eau douce, notamment les prairies humides, les systèmes karstiques souterrains, les marais et marécages saisonniers, les lacs et cours d'eau permanents, les rizières ainsi que les canaux et réservoirs d'irrigation (Crandall, 2010a). Elle est capable de tolérer toute une série de conditions environnementales telles que de faibles niveaux d'oxygène, des températures élevées, l'eutrophisation et une salinité élevée allant jusqu'à 10 ppm (Crandall, 2010a).

P. clarkii est considéré comme une espèce « d'eau chaude » (Delsinne et al., 2013). Les températures optimales sont comprises entre 21 et 27°C. L'inhibition de la croissance se produit à des températures inférieures à 12°C (Delsinne et al., 2013).

Lorsque les conditions sont défavorables, *P. clarkii* attendra de meilleures conditions en creusant un terrier ou elle se déplacera par l'eau ou sur terre pour trouver de meilleures zones (EPPO, 2011a). Les terriers creusés par cette espèce s'étendent profondément dans les berges. Ils possèdent généralement des profondeurs de 1,5 mètre mais peuvent atteindre plus de 2 mètres dans certains cas. Il est à noter que même les juvéniles ont la faculté de creuser des terriers (EPPO, 2011a).

➤ Régime alimentaire

P. clarkii est une espèce omnivore qui possède une préférence pour les plantes aquatiques. Elle consomme des macrophytes, des invertébrés ainsi que les pontes, les larves et adultes d'amphibiens et de poissons (Loureiro et al., 2015; Noël, 2017). L'espèce est parfois cannibale (Delsinne et al., 2013).

➤ Cycle de vie

L'espérance de vie de *P. clarkii* est comprise entre 1 et 4 ans (Branquart et al., 2016).

Au moins deux générations par an sont possibles aux basses latitudes (EPPO, 2011a). En Europe du Nord et dans les zones arides, il n'y a généralement qu'une seule génération par an (EPPO, 2011a). Les femelles peuvent stocker le sperme et se reproduire à tout moment de l'année lorsque les conditions deviennent favorables (EPPO, 2011a). Le nombre d'œufs produits dépend de la taille des femelles. Une femelle de 10 centimètres peut produire jusqu'à 500 œufs tandis que les femelles plus petites peuvent en produire environ 100. Les œufs mesurent environ 0,4 millimètre (ISSG, 2011). Bien que l'accouplement aie lieu en eau libre, le terrier offre une protection lorsque les œufs et les juvéniles sont attachés à l'abdomen de la femelle. Les œufs éclosent généralement après 60 jours. Les jeunes écrevisses restent attachées à leur mère pour effectuer deux mues avant de devenir indépendantes (FAO, 2021). *P. clarkii* s'observe toute l'année mais elle est moins active et donc moins visible en hiver (Noël, 2017).

➤ Répartition

P. clarkii est originaire du Sud-Est des Etats-Unis (Texas, Floride, Tennessee, Illinois, Oklahoma) et Nord du Mexique (Nouveau Mexique) (Crandall, 2010a).

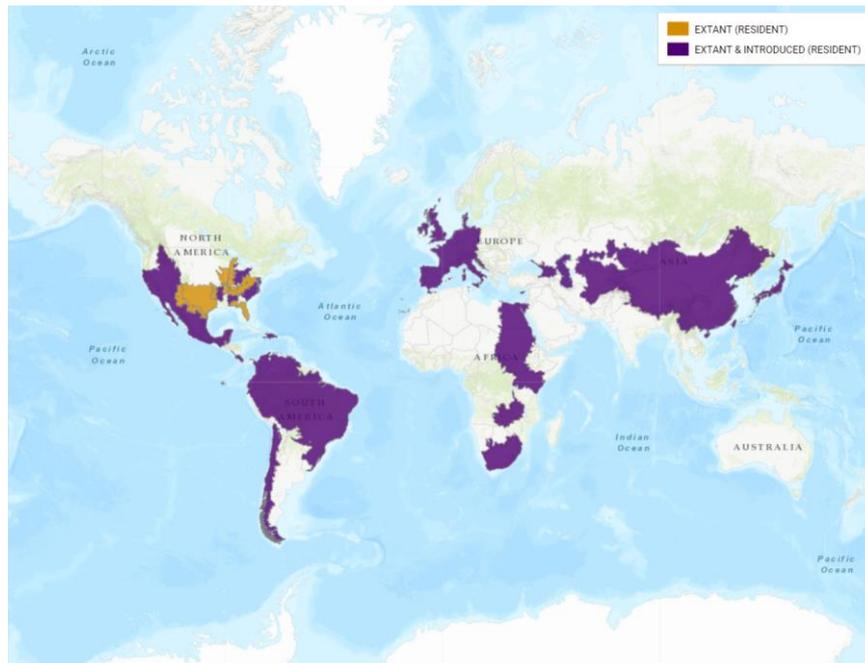


Figure 9.7 : Répartition mondiale de *Procambarus clarkii* avec en orange l'aire de répartition naturelle et en mauve l'aire d'introduction (UICN,2010)

➤ Distribution en Belgique

L'espèce est présente de manière très localisée en Wallonie (Branquart et al., 2016). Au sud du sillon Sambre et Meuse, l'espèce est présente en faible densité dans des étangs isolés. Au nord du sillon Sambre et Meuse, l'espèce est assez répandue, principalement dans les canaux (CIEI, 2019).

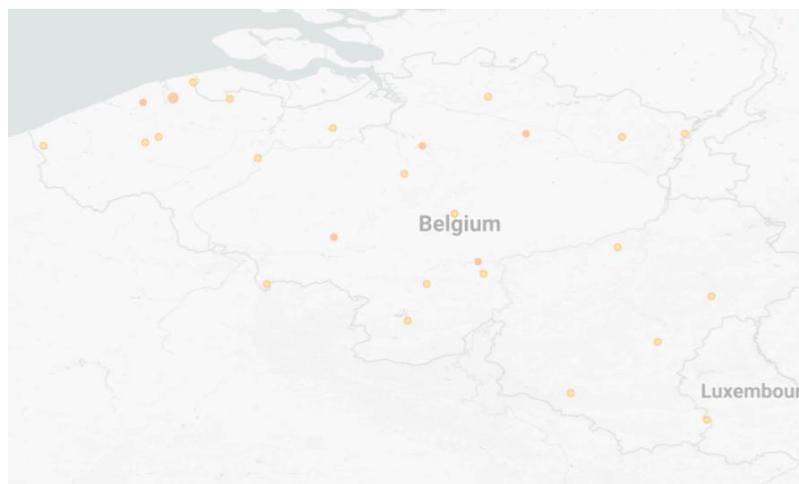


Figure 9.8 : Répartition de *Procambarus clarkii* en Belgique (GBIF,2021)

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

L'établissement des populations de *P.clarkii* en Europe est probablement lié à son usage en aquaculture et au commerce d'animaux d'aquarium (Branquart et al., 2016). Cette espèce aurait également être transportée accidentellement avec des lots de poissons. À certains endroits, l'espèce aurait été introduite pour la pêche (Branquart et al., 2016). Les voies navigables interconnectées sont connues pour faciliter la dispersion de cette espèce d'écrevisse (ISSG,

2011). Cependant, *P. clarkii* n'est pas limitée aux eaux connexes pour sa propagation. Elle est également capable de se déplacer par voie terrestre (Delsinne et al., 2013).

En Europe, l'espèce a été introduite pour la première fois dans le sud de l'Espagne en 1973 pour l'aquaculture, comme appât pour la pêche à la ligne et dans les aquariums (Boets et al., 2009). Elle a été introduite en 1976 pour la consommation humaine (Collas, 2017b).

Au Kenya, *P. clarkii* a été introduite comme agent de contrôle biologique pour la schistosomiase (*Schistosoma haematobium*). En effet, cette espèce d'écrevisse s'attaque à l'escargot qui est un vecteur intermédiaire du parasite (ISSG, 2011).

➤ Impacts

P. clarkii est vecteur de la peste des écrevisses (*Aphanomyces astaci*), mortelle pour les écrevisses indigènes européennes (Collas, 2017b). L'espèce participe également à la forte régression des populations d'écrevisses indigènes par la compétition pour la nourriture et pour les abris (Collas, 2017b; Delsinne et al., 2013).

Elle endommage les berges et a un impact de grande ampleur sur le fonctionnement des écosystèmes qu'elle colonise (Collas, 2017b). En effet, *P. clarkii* détruit la végétation aquatique, accroît la turbidité de l'eau, consomme les pontes des poissons et alevins et réduit la diversité de macro-invertébrés et macrophytes (Branquart et al., 2016; Collas, 2017b).

En cas d'introduction dans les structures d'irrigation, telles que les réservoirs ou les canaux, *P. clarkii* peut causer des pertes économiques importantes dues à la fois à son activité d'enfouissement et à son régime alimentaire qui cause des dommages aux plantes (Delsinne et al., 2013).

P. clarkii accumule les métaux lourds et les toxines qu'elle peut transférer en haut de la chaîne alimentaire et aux Hommes (ISSG, 2011). C'est également un hôte intermédiaire des trématodes du genre *Paragonimus*, qui sont des agents pathogènes potentiels pour l'Homme et pour leurs animaux de compagnie en cas de consommation d'écrevisses crues ou insuffisamment cuites (Souty-Grosset et al., 2006).

Fiche 4 : *Procambarus fallax*

➤ Taxonomie

Tableau 9-4 : Taxonomie *Procambarus fallax* (Crandall & De Grave, 2017)

Domaine	Eukaryota
Règne	Animalia
Phylum	Arthropoda
Subphylum	Crustacea
Classe	Malacostraca
Sous-classe	Eumalacostraca
Ordre	Decapoda
Sous-ordre	Astacidea
Super-famille	Astacoidea
Famille	Cambaridae
Genre	<i>Procambarus</i> Ortmann, 1905
Espèce	<i>Procambarus fallax</i> (Hagen, 1870)
Noms communs français	Ecrevisse marbrée
Noms communs anglais	Marbled crayfish
	Marmorcrebs
	Deceitful Crayfish
	Slough crayfish
Nom commun néerlandais	Mammerkreeft
	Everglades-moeraskreeft

L'espèce *Procambarus fallax* contient la sous-espèce *Procambarus fallax froma virginalis*. Cette sous-espèce figure dans la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union Européenne présente dans le Règlement européen 1143/2014.

Étant donné le manque d'informations spécifique à l'espèce *Procambarus fallax*, cette fiche concerne plus spécifiquement *Procambarus fallax froma virginalis*.

➤ Traits morphologiques

La longueur du corps (longueur du rostre au telson) de *P.fallax forma virginalis* n'excède généralement pas 10 centimètres mais dans certains cas, les individus peuvent atteindre 13 centimètres (CIEI, 2019). La longueur maximale de la carapace (sans les pinces) peut atteindre 3,8 centimètres (Longshaw & Stebbing, 2016). Les femelles atteignent la maturité lorsqu'elles possèdent une carapace mesurant 17,3 millimètres (Longshaw & Stebbing, 2016).

P.fallax forma virginalis possède un rostre aux bords modérément élevés et légèrement épaissis, s'effilant en un acumen triangulaire. Cette espèce est pourvue d'une carapace lisse sur la partie dorsale et granuleuse sur les parties latérales (Kawai et al., 2009). La carapace est généralement de couleur brun foncé à olive (Kawai et al., 2009). Toutefois, certains individus affichent une coloration différente: blanc, orange, bleu ou gris (CIEI, 2019). La face ventrale est de couleur blanc sale à beige, avec des tubercules foncés et blancs qui s'étendent jusqu'à la face ventrale médiane des pinces (Kawai et al., 2009). Les pinces sont lisses, de petites tailles et tachetées de tubercules foncés. Celles-ci sont deux fois plus courtes que la longueur de la carapace (Kawai et al., 2009). *P.fallax forma virginalis* est également caractérisé par la présence d'ergot sur l'article précédent les pinces (carpopodite) (CIEI, 2019).

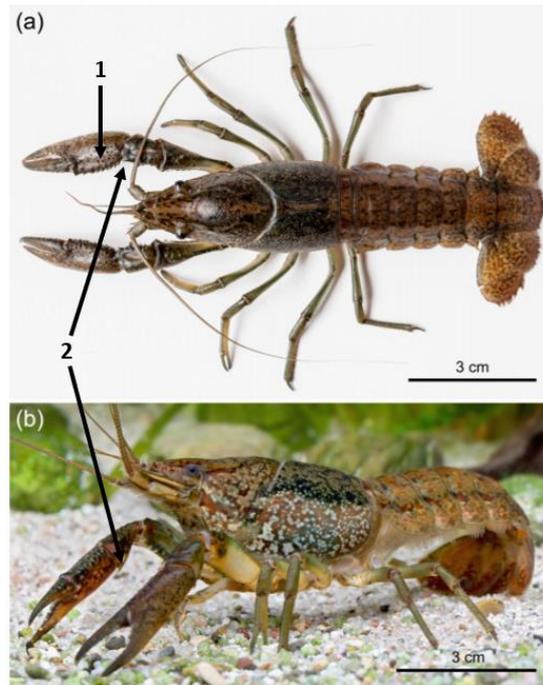


Figure 9.9 : Identification de *Procambarus fallax forma virginalis*. Illustration de la présence de tubercules foncés sur les pinces (1) et d'ergot sur l'article précédent les pinces (2). Vue dorsale (a) et vue latérale (b) de *P.fallax forma virginalis* (Vogt et al., 2018)

À l'heure actuelle, seules des femelles ont été observés dans la nature et en laboratoire (Jones et al., 2009; Seitz et al., 2005).

➤ Habitats

P.fallax forma virginalis est une espèce fouisseuse qui possède une aire de répartition très variable. Cette espèce occupe n'importe quel habitat d'eau douce à condition qu'il y ait suffisamment de végétation pour la protéger des prédateurs (Crandall, 2010b).

À Madagascar, *P.fallax forma virginalis* a été signalée dans une grande variété d'habitats comprenant des rizières, des rivières, des lacs, des marécages, des fossés de drainage et des étangs à poissons (Jones et al., 2009).

P.fallax forma virginalis est considérée comme étant une espèce d'eau chaude, le cycle de reproduction s'arrête à des températures inférieures à 10°C (Kawai et al., 2015). Les températures optimales pour la croissance de *P.fallax forma virginalis* se situent entre 20 et 25°C (Kawai et al., 2015).

➤ Régime alimentaire

P.fallax est une espèce omnivore. L'espèce se nourrit de débris, d'algues, de plantes et d'invertébrés (Kawai et al., 2009).

➤ Cycle de vie

En laboratoire, la durée de vie moyenne des adultes sont de 720 jours (environ 2 ans) bien que le record soit de 1.610 jours (environ 4 ans) (Vogt, 2011).

P.fallax forma virginalis présente la particularité de se reproduire par parthénogénèse. Elle est dotée d'une fécondité élevée, ce qui lui confère un fort potentiel envahissant (Blottiere, 2018). La fécondité se situe entre 45 et 416 œufs. Le nombre d'œufs augmente avec la taille de la mère (Seitz et al., 2005).

Les informations sur le moment de reproduction de cette espèce sont limitées. À Madagascar, des femelles ovigères ont été observées en mars, juin, juillet, septembre et décembre (Jones et al., 2009). Dans le sud-ouest de l'Allemagne, des femelles ovigères ont été trouvées de début juin à mi-octobre, à une température de l'eau comprise entre 15 et 26°C (Seitz et al., 2005).

➤ Répartition

P.fallax est originaire d'Amérique du Nord (Floride, Géorgie) (Crandall, 2010b). La sous-espèce *P.fallax forma virginalis* ne possède pas de population indigène fondatrice. Elle a été découverte dans le commerce d'animaux de compagnie et a ensuite été introduite dans les écosystèmes naturels (Faulkes, 2010).

L'espèce se répand au Japon ainsi qu'en Europe, où elle est observée en Suède, en Italie, en Allemagne, en Hongrie, en Croatie et en Ukraine (Blottiere, 2018; Then, 2020).



Figure 9.10 : Répartition mondiale de *Procambarus fallax* (GBIF,2020)

➤ Distribution en Belgique

P.fallax n'est pas établie en Belgique. Cependant, elle fait partie des espèces pouvant s'établir en Belgique. Plusieurs individus ont été signalés dans des étangs de pêche artificiels connectés dans le bassin hydrographique de la Dyle (Adriaens et al., 2019). Cette introduction est le résultat de l'immersion d'animaux en excès d'un aquarium (Adriaens et al., 2019).

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

La principale voie d'introduction de *P.fallax* est la libération délibérée de spécimens d'aquarium (Faulkes, 2010). *P.fallax forma virginalis* a été découverte dans le commerce des animaux de compagnie en Europe dans les années 1990 (Faulkes, 2010). Depuis lors, sa distribution par le biais du commerce d'animaux de compagnie s'est étendue de l'Europe vers d'autres continents, y compris l'Amérique du Nord (Faulkes, 2010). Les premiers spécimens vivant en liberté ont été capturés en Europe et à Madagascar en 2003 (Faulkes, 2010).

➤ Impacts

P.fallax est un vecteur de la peste des écrevisses (*Aphanomyces astaci*), mortelle pour les écrevisses indigènes européennes (Kawai et al., 2009). Elle menace également les écrevisses indigènes en entrant en compétition avec elles (Kawai et al., 2009).

Fiche 5 : *Pacifastacus leniusculus*

➤ Taxonomie

Tableau 9-5 : Taxonomie *Pacifastacus leniusculus* (Crandall & De Grave, 2017)

Domaine	Eukaryota
Règne	Animalia
Phylum	Arthropoda
Subphylum	Crustacea
Classe	Malacostraca
Sous-classe	Eumalacostraca
Ordre	Decapoda
Sous-ordre	Astacidea
Super-famille	Astacoidea
Famille	Astacidae
Genre	<i>Pacifastacus</i> Bott, 1950
Espèce	<i>Pacifastacus leniusculus</i> (Dana, 1852)
Noms communs français	Ecrevisse de Californie
	Ecrevisse signal
	Ecrevisse du Pacifique
Noms communs anglais	American signal crayfish
	Crawfish
	North American signal crayfish
	Signal crayfish
Nom commun néerlandais	Signal crayfish, American
	Californische rivierkreeft

➤ Traits morphologiques

Les écrevisses mâles peuvent atteindre une longueur (longueur du rostre au telson) de 16 centimètres et les femelles peuvent atteindre une taille maximale de 12 centimètres (U.S. Fish and Wildlife Service, 2015). La longueur maximale de la carapace (sans les pinces) est généralement de 7,5 centimètres (Longshaw & Stebbing, 2016). Les femelles atteignent la maturité lorsqu'elles possèdent une carapace mesurant 3 centimètres (Longshaw & Stebbing, 2016).

P. leniusculus possède un rostre à bords lisses plus ou moins parallèles se terminant par une pointe (The Missouri Department of Conservation, 2008). Cette espèce possède deux crêtes post-orbitales sur la tête. Elle est également dotée d'une carapace lisse de couleur brun-orange sur la face dorsale et gris-bleu sur la face ventrale (CIEI, 2019). Les pinces sont lisses et présentent une tache dorsale blanche (ou bleue) à la jonction du doigt mobile et du doigt fixe (Lewis, 2002). La face inférieure des pinces est de couleur rouge vif (CIEI, 2019). L'article précédant les pinces (carpopodite) est dépourvu d'ergot (CIEI, 2019).



Figure 9.11 : Identification de *Pacifastacus leniusculus*. Illustration de la présence de tache blanche sur les pinces (1) et de deux crêtes post-orbitales (2) (Wikipedia, 2011)

Les mâles *P. leniusculus* présentent la particularité d'être dépourvus de crochets sur l'ischion (troisième segment) des pattes de marche. Les femelles quant à elles sont dépourvues de l'anneau ventral (réceptacle séminal) présent chez les autres espèces d'écrevisses qui se situe entre la quatrième et la cinquième paire de pattes de marche (U.S. Fish and Wildlife Service, 2015).

➤ Habitats

P. leniusculus est retrouvée dans une grande variété d'habitats tels que les petits ruisseaux, les grandes rivières et les lacs naturels. Cette espèce est également présente dans les eaux saumâtres (Riegel, 1959). Elle privilégie toutefois les eaux fraîches, bien oxygénées avec un fond rocheux ou riche en graviers (Adams et al., 2010; Branquart et al., 2016).

➤ Régime alimentaire

P. leniusculus est une espèce omnivore. Elle consomme à la fois de végétaux et des invertébrés aquatiques (Branquart et al., 2016).

➤ Cycle de vie

L'espérance de vie de *P. leniusculus* est estimée à 20 ans (Johnsen & Taugbøl, 2010).

P. leniusculus produit une génération par an (Branquart et al., 2016). La copulation a lieu durant les mois d'automne (septembre à novembre) et les femelles portent les œufs pendant tout l'hiver (Longshaw & Stebbing, 2016). Le nombre d'œufs produits par une femelle varie entre 200 et 400 œufs (Johnsen & Taugbøl, 2010). Bien que certains individus de 6,6 centimètres de long puissent pondre plus de 500 œufs (U.S. Fish and Wildlife Service, 2015). Les femelles portent les œufs sous la queue jusqu'à l'éclosion (Johnsen & Taugbøl, 2010). Les œufs éclosent généralement entre mars et avril lorsque l'eau se réchauffe. La période d'éclosion peut cependant s'étendre jusque la fin juillet (Lewis, 2002). Après éclosion, les écrevisses miniatures restent accrochées à leur mère pendant deux mues avant de devenir indépendantes (Johnsen & Taugbøl, 2010).

➤ Répartition

P. leniusculus est originaire du nord-ouest des Etats-Unis (Idaho, Washington, Oregon) et du sud-ouest du Canada (Colombie-Britannique) (Lewis, 2002; G. A. Schuster et al., 2010).



Figure 9.12 : Répartition mondiale de *Pacifastacus leniusculus* (GBIF, 2021)

➤ **Distribution en Belgique**

P. leniusculus est largement répandue en Wallonie au sud du sillon Sambre et Meuse avec quelques populations établies au nord de celui-ci (CIEI, 2019).

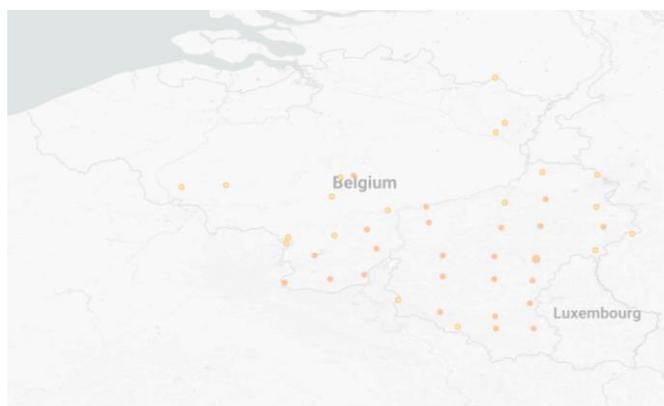


Figure 9.13 : Répartition de *Pacifastacus leniusculus* en Belgique (GBIF, 2021)

➤ **Voies d'introduction et histoire des invasions**

La plus grande partie de la propagation actuelle de l'espèce est due à des introductions illégales (Johnsen & Taugbøl, 2010). Son introduction peut également être liée à des transports accidentels avec des lots de poissons (Branquart et al., 2016). Cette espèce aurait également été introduite pour la pêche (Branquart et al., 2016).

P. leniusculus aurait été introduite dans les années 1960 en Europe pour remplacer l'espèce d'écrevisse à pattes rouges (*Astacus astacus*), décimée par la peste des écrevisses, afin de restaurer le commerce de l'écrevisse (Johnsen & Taugbøl, 2010).

➤ **Impacts**

P. leniusculus est vecteur de la peste des écrevisses (*Aphanomyces astaci*), mortelle pour les écrevisses indigènes européennes (D. M. Holdich et al., 2009).

Cette espèce creuse des terriers qui entraînent l'érosion des berges ainsi qu'une mobilisation accrue des sédiments fluviaux qui pourrait à terme contribuer à l'effondrement des berges (Harvey et al., 2011).

Elle peut avoir un impact considérable sur les populations de macro-invertébrés, poissons benthiques et les plantes aquatiques (Lewis, 2002). *P. leniusculus* est donc susceptible de provoquer des déséquilibres dans les écosystèmes aquatiques (Branquart et al., 2016).

9.1.2 Plantes aquatiques envahissantes

Fiche 1 : *Cabomba caroliniana*

➤ Taxonomie

Tableau 9-6 : Taxonomie *Cabomba caroliniana* (Tison & de Foucault, 2014)

Domaine	Eukaryota
Règne	Plantae
Phylum	Spermatophyta
Subphylum	Angiospermae
Classe	Dicotyledonae
Ordre	Nymphaeales
Famille	Cabombaceae
Genre	<i>Cabomba</i> Aubl.
Espèce	<i>Cabomba caroliniana</i> A.Gray, 1837
Synonymes	<i>Cabomba aquatica</i> DC., 1821
	<i>Cabomba australis</i> Speg., 1997
	<i>Cabomba caroliniana</i> var. <i>pulcherrima</i> R. M. Harper, 1993
	<i>Cabomba pulcherrima</i> (R. M. Harper) Fassett, 1993
Nom commun français	Cabomba de Caroline
	Cabomba verte
	Cabombe de Caroline
	Eventail de Caroline
Nom commun anglais	Carolina fanwort
	Cabomba
	Carolina water-shield
	Fanwort
	Fish grass
	Gray fanwort
	Green cabomba
	Green grass chrysanthemum
	Purple cabomba
	Washington grass
	Washington plant
Water shield grass	
Nom commun néerlandais	Cabomba
	Waaiercabomba

➤ Traits morphologiques

Cabomba caroliniana est une plante aquatique submergée qui produit occasionnellement des feuilles et des fleurs flottantes (ISSG, 2006b). La plante est enracinée mais elle peut survivre à l'état flottant pendant six à huit semaines (ISSG, 2006b).

Les feuilles immergées sont opposées et mesurent 1 à 3,5 centimètres de long et 1,5 à 5,5 centimètres de large. Elles sont divisées en fines branches, ce qui donne un aspect plumeux en éventail. Ces feuilles sécrètent un mucus gélatineux qui recouvre les parties immergées de la plante. Les pétioles peuvent mesurer jusqu'à 4 centimètres de long.

Les feuilles flottantes sont petites (0,6 à 3 centimètres de long et 0,1 à 0,4 centimètre de large), alternes et en forme de losange avec des marges dentelées ou entières à la base. Ces feuilles flottantes sont uniquement présentes sur les rameaux fleuris.

Cette espèce possède des tiges ramifiées parsemées de poils blancs ou bruns rougeâtre qui peuvent atteindre 10 mètres de long (ISSG, 2006b).

Elle possède des fleurs solitaires blanches à violacées ou jaunes de 1 à 2 centimètres de diamètre. Les fleurs ont un cœur jaune et se composent de 3 pétales, 3 sépales et 3 à 6 étamines (Schneider et al., 2003).

C.caroliniana produit des fruits de 4 à 7 millimètres qui possèdent 1 à 3 graines (Flora of North America, 1997).

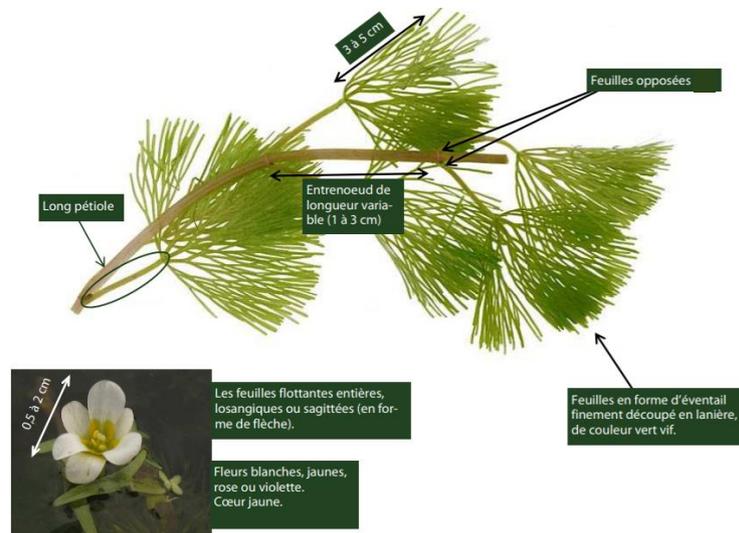


Figure 9.14 : Traits morphologiques de *Cabomba caroliniana* (SPW, 2021a)

Cette espèce peut facilement être confondue avec *Ranunculus aquatilis*, *Ceratophyllum spp*, *Myriophyllum spp* et *Megalodonta beckii*. *C. caroliniana* se différencie de ces espèces par ses feuilles pétiolées insérées de manière alterne sur la tige et ses fleurs blanches, jaunes ou violettes (Mackey, 1996).

➤ Habitats

C.caroliniana est généralement retrouvée dans des eaux de 0,4 à 1,2 mètre de profondeur et quelquefois dans des profondeurs pouvant aller jusqu'à 6 mètres (Yu et al., 2004; Schooler et al., 2006). Cette espèce s'enracine dans la boue des ruisseaux et des rivières de faible débit ainsi que dans les étangs, les boursiers, les lacs, les fossés, les réservoirs et les mares (Washington State Noxious Weed Control Board, 2007). Elle se développe préférentiellement dans les substrats mous et limoneux ainsi que dans les eaux dont le pH est compris entre 5,7 et 9,2 (ISSG, 2006b). *C.caroliniana* est une espèce est très tolérante aux conditions anaérobiques et de forte alcalinité (USDA-NRCS, 2008). Elle se développe préférentiellement dans les climats chauds et humides avec des gammes de températures comprises entre 13 et 27° C. Cette espèce possède la capacité de survivre au gel (ISSG, 2006b; Mackey, 1996). Elle n'est toutefois pas tolérante à la sécheresse (USDA-NRCS, 2008).

➤ Cycle de vie

C.caroliniana possède des fleurs bisexuées qui sont souvent autopollinisées (ISSG, 2006b). Les fleurs peuvent également être pollinisées par des petites mouches à la recherche de nectar (Schneider et al., 2003). La reproduction végétative est probablement le moyen de propagation le plus important. En dehors de son aire naturelle de répartition, *C.caroliniana* se reproduit principalement par bouturage de ses tiges ou par le développement de ses rhizomes (SPW,

2021a). La plante produit des rhizomes qui peuvent facilement se briser en fragments. Les fragments peuvent être transportés de manière active et passive vers de nouvelles zones. Un fragment peut se régénérer en une plante complète tant qu'il porte au moins une paire de feuilles (CABI, 2020).

Dans le sud-est des États-Unis, la plante fleurit du mois de mai à septembre (ISSG, 2006b). *C.caroliniana* fleurit rarement en Europe et son pouvoir de germination est mal connu (SPW, 2021a).

À la fin de la saison de croissance, les tiges sont défoliées, cassantes et dures (Mackey et al., 1996). Les fragments de tiges défoliées peuvent rester enfouis dans la boue et sous la glace pour repousser à partir d'avril (Mackey et al., 1996). En cas d'hivers doux, le dépérissement peut ne pas être observé (Mackey et al., 1996).

En conditions favorables *C.caroliniana* peut croître de 5 centimètres par jour (SPW, 2021a).

➤ Répartition

C.caroliniana est originaire des zones tempérées subtropicales du nord-est et du sud-est de l'Amérique (Zhang et al., 2003).

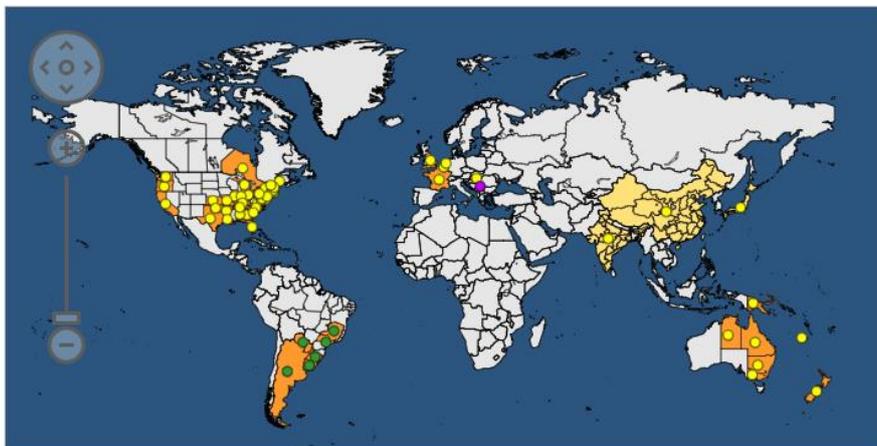


Figure 9.15 : Répartition mondiale de *Cabomba caroliniana* avec en jaune les zones de présence, en mauve les zones transitoires et en vert l'aire de répartition naturelle (EPPO, 2019)

➤ Distribution en Belgique

C.caroliniana est absente du territoire belge (SPW, 2021a). L'espèce a toutefois été observée dans un étang de Flandre mais sa population n'est pas parvenue à se maintenir (SPW, 2021a). Elle est placée sur la liste d'alerte des espèces invasives de Belgique.

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

L'introduction de cette espèce en dehors de son aire d'origine est due à son utilisation comme plante d'aquarium. Les Hommes sont les principaux vecteurs de dispersion de cette espèce par introduction intentionnelle dans les jardins aquatiques ou par élimination inappropriée de la plante (Les & Mehrhoff, 1999).

➤ **Impacts**

C.caroliniana peut entraîner une diminution de la biodiversité des plantes aquatiques indigènes (Zhang et al., 2003).

Les populations denses de *C.caroliniana* peuvent également interférer avec les activités récréatives et diminuer la valeur esthétique du plan d'eau, ce qui peut entraîner une baisse des revenus touristiques (Mackey et al., 1996).

Il a également été démontré que cette espèce a un impact négatif sur la qualité de l'eau. Le dépérissement hivernal peut entraîner une libération importante de nutriments et de manganèse. Cette libération soudaine peut impacter le cycle du manganèse ainsi que la qualité de l'eau (Mackey et al., 1996).

Fiche 2 : *Lagarosiphon major*

➤ Taxonomie

Tableau 9-7: Taxonomie *Lagarosiphon major* (Tison & de Foucault, 2014)

Domaine	Eukaryota
Règne	Plantae
Phylum	Spermatophyta
Subphylum	Angiospermae
Classe	Monocotyledonae
Ordre	Hydrocharitales
Super-famille	Anacharidoideae
Famille	Hydrocharitaceae
Genre	<i>Lagarosiphon</i> Harv.
Espèce	<i>Lagarosiphon major</i> (Ridley) Moss, 1928
Synonymes	<i>Elodea crista</i>
	<i>Lagarosiphon muscoides</i> Harvey, 1841
	<i>Lagarosiphon muscoides</i> var. <i>major</i> Ridley, 1886
Nom commun français	Elodée africaine
	Grand lagarosiphon
	Elodée à feuilles alternes
Nom commun anglais	African elodea
	African curly leaved waterweed
	African oxygen-weed
	African waterweed
	Coarse oxygen weed
	Curly water thyme
	Curly waterweed
	Fine oxygen weed
	<i>Lagarosiphon</i>
	Oxygen weed
	Oxygen-weed
	South African oxygen weed
	Submerged monocotyledon

➤ Traits morphologiques

Lagarosiphon major est une plante aquatique submergée qui peut se développer en tapis denses de 2 à 3 mètres d'épaisseur.

Cette espèce possède des feuilles vert foncé (5 à 20 millimètres de long et 2 à 3 millimètres de large) disposées alternativement en spirale autour de la tige. Les feuilles possèdent des extrémités effilées, à marges finement dentées, qui s'incurvent vers la tige (Centre for Invasive Species Solutions, 2020). Les feuilles sont très nombreuses au sommet de la tige (SPW, 2021b).

L. major possède des stolons qui lui permettent de s'ancrer dans le sol (SPW, 2021b).

Elle possède des fleurs femelles très petites avec trois pétales blancs/roses transparents qui sont attachés à une tige filiforme au-dessus de la surface de l'eau.

L. major produit des fruits de type capsule qui contiennent neuf graines (UF IFAS, 2001).



Figure 9.16 : *Lagarosiphon major* (INPN, 2021)

L.major pourrait être confondu avec d'autres espèces d'élodées exotiques tels que *Egeria densa*, *Elodea canadensis* et *Elodea nuttallii*. Ces espèces se distinguent en observant l'insertion des feuilles sur la tige ainsi que la taille et la forme des feuilles. *E.densa* possède des feuilles verticillées par 4 ou 5 (parfois 3 à 8) de formes allongées et molles (5 millimètres de large et 20 millimètres de long) (SPW, 2021b). *E. canadensis* possède des feuilles verticillées par 3 (parfois 2 à 4) de formes ovales, rigides et planes avec la pointe arrondie (1,75 à 4 millimètres de large et 5 à 17 millimètres de long) (SPW, 2021b). Les marges des feuilles sont également finement dentées. *E.nuttallii* possède des feuilles verticillées par 3 (parfois 2 à 4), allongées, souples qui sont très enroulées sur elles-mêmes et vers le bas (SPW, 2021b). Elles possèdent également un bord ondulé à marge finement denté, plié le long de la nervure principale.



Figure 9.17 : Distinction entre *Egeria densa*, *Elodea canadensis* et *Elodea nuttallii*. Feuilles de *Egeria densa* à gauche, feuilles de *Elodea canadensis* au milieu et feuilles de *Elodea nuttallii* à droite (SPW, 2021b)

➤ Habitats

L.major occupe généralement les lacs, les réservoirs et les rivières à faible courant dont le fond est limoneux ou sableux (ISSG, 2006a). Cette espèce peut se développer jusqu'à des profondeurs de 6,6 mètres (CABI, 2019e). La température optimale pour le développement de *L.major* est comprise entre 20 et 23°C avec des températures maximales d'environ 25°C. Cette espèce serait absente en dessous d'une température de 10°C (CABI, 2019e). Elle tolère les conditions alcalines (ISSG, 2006a).

➤ Cycle de vie

L. major est une plante dioïque (les organes reproducteurs mâles et femelles se trouvent sur des individus différents). Cette espèce est capable de produire deux types de fleurs, mâles et femelles. Les fleurs mâles se détachent de la plante et flottent à la surface de l'eau, tandis que les fleurs femelles restent attachées à la plante par de longues tiges filiformes. Seuls les individus femelles sont connus en dehors de son aire d'origine.

Cette espèce a la capacité de se reproduire à la fois par des moyens végétatifs et sexuels, bien que seule la reproduction végétative ait été observée en dehors de leur aire d'origine (ISSG, 2006a).

Dans l'hémisphère Nord, *L. major* entre en dormance en hiver et émerge au printemps à partir de rhizomes et de pousses. La croissance globale de *L. major* diminue lorsque la longueur du jour et l'intensité de la lumière diminuent (CABI, 2019e).

Les fleurs femelles apparaissent de l'été au début de l'automne (CABI, 2019e).

➤ Répartition

L. major est originaire de l'Afrique australe et tropicale du Sud (Zambie, Zimbabwe, Botswana, Lesotho, Afrique du Sud) (USDA-ARS, 1997b).

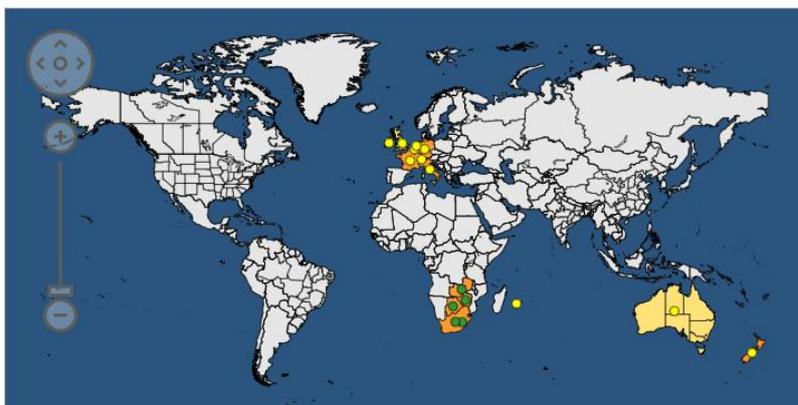


Figure 9.18 : Répartition mondiale de *Lagarosiphon major* avec en jaune les zones de présence et en vert l'aire de répartition naturelle (EPPO, 2019)

➤ Distribution en Belgique

Présence de quelques populations isolées en Belgique.



Figure 9.19 : Répartition des populations établies de *Lagarosiphon major* en Belgique (Branquart, Stiers, Triest, et al., 2013b)

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

L.major a été observé pour la première fois en Belgique en 1939 (SPW, 2021b).

L'introduction de cette espèce en dehors de son aire d'origine est due à son utilisation comme plante d'aquarium (CABI, 2019e). Les Hommes sont les principaux vecteurs de dispersion de cette espèce par introduction intentionnelle dans les jardins aquatiques ou par élimination inappropriée de la plante (Les & Mehrhoff, 1999).

➤ Impacts

L.major est responsable de nombreux impacts environnementaux et économiques. Parmi ces impacts, on peut citer le déplacement d'espèces végétales indigènes, la diminution de la qualité de l'eau, la réduction de la biodiversité, le blocage des prises d'eau hydroélectriques, l'entrave aux activités de loisirs ainsi que la diminution de la valeur esthétique.

Cette espèce peut également modifier la composition chimique des plans d'eau en créant des conditions stressantes avec des pH élevés (pH de 10) et de faible teneur en dioxyde de carbone (James et al., 1999). Ces niveaux de pH élevés empêchent les autres espèces indigènes de réaliser efficacement la photosynthèse, donnant à *L.major* un avantage concurrentiel (James et al., 1999).

Les tapis denses de *L. major* peuvent exclure les plantes indigènes par compétition pour la lumière (ISSG, 2006a). Ces tapis ont également la capacité de modifier l'hydrologie et la qualité de l'eau. Les tapis de végétation en décomposition ont également la capacité de provoquer la mort des poissons en créant de faibles niveaux d'oxygène dans l'eau (ISSG, 2006a).

Ces tapis denses peuvent entraver les activités récréatives telles que la navigation, la pêche, la natation, le ski nautique, le canoë et le kayak. Ces baisses de valeur récréatives et esthétiques peuvent impacter négativement les sources de revenus touristiques (Augustin et al., 2012; ISSG, 2005; Thum & Lennon, 2009).

Fiche 3 : *Ludwigia peploides*

➤ Taxonomie

Tableau 9-8 : Taxonomie *Ludwigia peploides* (Tison & de Foucault, 2014)

Domaine	Eukaryota
Règne	Plantae
Phylum	Spermatophyta
Subphylum	Angiospermae
Classe	Dicotyledonae
Ordre	Myrtales
Famille	Onagraceae
Genre	<i>Ludwigia</i> L.
Espèce	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth.) P.H. Raven, 1963
Synonymes	<i>Jussiaea diffusa</i> auct non Forssk
	<i>Jussiaea gomezii</i> Ram. Goyena, 1909
	<i>Jussiaea patibicensis</i> Kunth., 1823
	<i>Jussiaea peploides</i> Kunth., 1823
	<i>Jussiaea polygonoides</i> Kunth., 1823
	<i>Jussiaea repens</i> var. <i>peploides</i> (Kunth.) Griseb., 1866
	<i>Ludwigia adscendens</i> var. <i>peploides</i> (Kunth.) H. Hara, 1953
<i>Ludwigia clavellina</i> var. <i>peploides</i> (Kunth.) H. Hara	
Nom commun français	Jussie d'Orx
Nom commun anglais	Water primrose
	California water primrose
	Creeping water primrose
	Creeping water primrose
	Floating primrose
	Floating primrose willow
	Floating primrose willow
	Floating water primrose
Marsh purslane	
Nom commun néerlandais	Kleine waterteunisbloem

➤ Traits morphologiques

L. peploides est une plante amphibie qui se développe à la fois au-dessus et en dessous de la surface de l'eau. Sa taille est comprise entre 40 centimètres et 2 mètres (SPW, 2021c). Elle peut dépasser la surface de l'eau de 10 à 50 centimètres (SPW, 2021c).

Cette espèce possède des feuilles alternes polymorphes qui mesurent moins de 10 centimètres de long. Le premier type de feuille est oblongue à ronde et souvent lancéolée à la floraison. Elles mesurent entre 3 et 6 centimètres et possèdent un pétiole long (>2cm) (SPW, 2021c). Le second type de feuille est lancéolé à ovale de 3 à 6 centimètres de long. Les nervures des feuilles sont blanchâtres et bien visibles.

Elle possède des fleurs jaune vif (10 à 18 mm) avec 5 pétales qui poussent à l'aisselle des feuilles (SPW, 2021c).

Cette espèce produit des fruits qui se présentent sous la forme de capsules à cinq angles, d'environ 3 centimètres de long, qui contiennent 40 à 50 graines (CABI, 2019d).

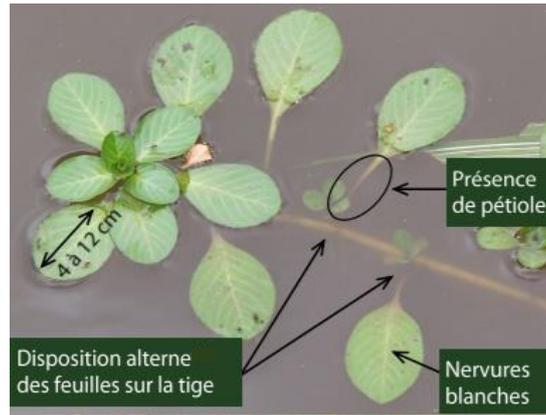


Figure 9.20 : Traits morphologiques de *L. peplodes* (SPW, 2021c)



Figure 9.21 : Feuilles des tiges florifères de *L. peplodes* (SPW, 2021c)

L. peplodes est souvent confondu avec *Ludwigia grandiflora* et *Ludwigia hexapetala*. Ces différentes espèces peuvent être distinguées par leurs fleurs. Les pétales de *L. peplodes* ne sont pas recouvrants alors que ceux de *L. grandiflora* sont recouvrants.

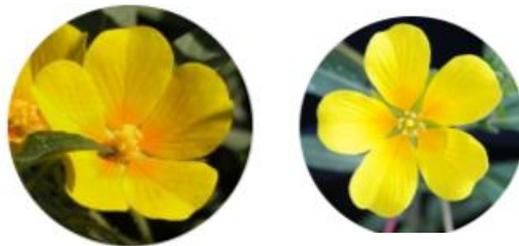


Figure 9.22 : Distinction entre *L. grandiflora* et *L. peplodes*. Fleur de *L. grandiflora* avec pétales recouvrants (à gauche) et fleur de *L. peplodes* avec pétales non recouvrants (à droite) (SPW, 2021c)

Les stipules (petites feuilles à la base d'une feuille, au niveau de son insertion sur la tige) de *L. peplodes* sont arrondies alors que celles de *L. grandiflora* sont triangulaires et sombres.



Figure 9.23 : Distinction entre *L.grandiflora* et *L.peploides*.
Stipules triangulaires et sombres de *L.grandiflora* (à gauche)
et stipules arrondies de *L.peploides* à droite (SPW, 2021c)

Les tiges de *L.peploides* poussent plus horizontalement alors que les tiges de *L.grandiflora* et *L.hexapetala* poussent verticalement. *L.grandiflora* et *L. hexapetala* possèdent des pétales et des anthères plus grandes que *L.peploides* (EPPO, 2011b). De plus, les petites feuilles à la base de la fleur (stipules) sont triangulaires à ovoïdes chez *L. peploides*, alors que celles de *L. hexapetala* sont ovales (EPPO, 2011b).

➤ Habitats

L.peploides peut se développer dans une large gamme d'habitats (Ruaux et al., 2009). Elle occupe les zones humides, les rives, les rivières à débit lent, les étangs, les rizières, les marais ainsi que d'autres environnements d'eau douce (CABI, 2019d). Elle peut se développer dans les eaux jusqu'à 3 mètres de profondeur (EPPO, 2011b).

➤ Cycle de vie

L.peploides possède un fort potentiel de reproduction. Cette espèce semble se multiplier essentiellement par bouturage. Des fragments de plantes de quelques centimètres (feuilles ou tiges) peuvent être transportés par les eaux, les animaux, ou l'Homme et se bouturer très facilement. Une étude française a toutefois pu démontrer la capacité de cette plante à produire de grandes quantités de graines (10.000 à 14.000 / m²) (Dandelot et al., 2008; Ruaux et al., 2009). Ces graines sont portées par le courant et sont capables de flotter pendant deux semaines.

En France, les feuilles apparaissent à la surface de l'eau au début du printemps. Jusqu'à 50 centimètres de tiges sont produits en juin et la floraison a lieu de juillet à octobre. Au cours du mois de novembre, les tiges aériennes ainsi que les organes persistants tombent en un tapis dense sur les sédiments (Dandelot et al., 2008).

En conditions optimales, *L.peploides* peut croître de 2 centimètres par jour (SPW, 2021c).

➤ Répartition

L.peploides est originaire d'Amérique centrale (Costa Rica, Cuba, El Salvador, République dominicaine, Guatemala, Haïti, Honduras, Jamaïque, Nicaragua, Panama, Porto Rico, Guatemala, Haïti, Honduras, Jamaïque, Nicaragua, Panama, Porto Rico, Mexique) et d'Amérique du Sud (Argentine, Bolivie, Brésil, Colombie, Equateur, Paraguay, Pérou, Uruguay, Venezuela) (USDA-ARS, 1997a).

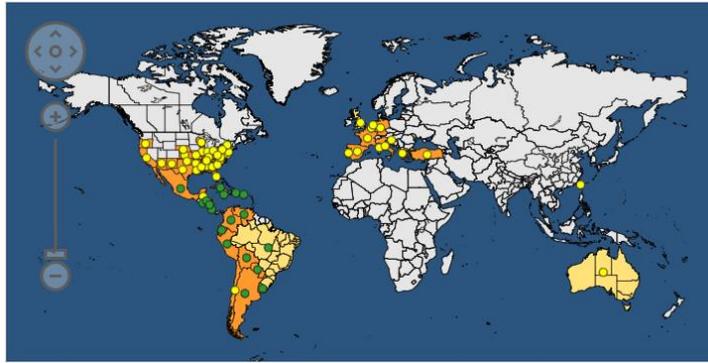


Figure 9.24 : Répartition mondiale de *Ludwigia peploides* avec en jaune les zones de présence et en vert l'aire de répartition naturelle (EPPO, 2019)

➤ Distribution en Belgique

La distribution de *L. peploides* en Belgique est limitée (Branquart et al., 2010). Elle forme des populations isolées principalement dans les provinces de Flandre Occidentale et Orientale ainsi que dans le Hainaut. En Wallonie, *L. peploides* est présente sur neuf stations regroupées dans la province du Hainaut.



Figure 9.25 : Répartition des populations établies de *Ludwigia peploides* en Belgique (Branquart, Vanderhoeven, et al., 2013)

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

L. peploides a été observée pour la première fois en Belgique en 1995 (SPW, 2021c).

Cette espèce a été vendue comme plante ornementale, ce qui explique probablement son introduction en Europe (Ruaux et al., 2009).

➤ Impacts

L. peploides est capable de former des tapis presque impénétrables. Ces tapis denses peuvent déplacer la flore indigène, interférer avec les systèmes de contrôle des inondations et de drainage et obstruer les voies d'eau (Ruaux et al., 2009). Ces tapis peuvent également impacter la navigation et les loisirs. La plante peut également provoquer une hyper-sédimentation et un envasement (Dandelot et al., 2008). Lorsqu'elle est présente en grande densité, cette espèce provoque un déclin de la biodiversité par l'ombrage, l'exclusion compétitive et l'altération chimique allopathique de l'environnement de culture (EPPO, 2011b). *L. peploides* produit des substances toxiques qui inhibent la croissance et la germination des autres espèces végétales (SPW, 2021c).

Fiche 4 : *Ludwigia grandiflora*

➤ Taxonomie

Tableau 9-9: Taxonomie *Ludwigia grandiflora* (Tison & de Foucault, 2014)

Domaine	Eukaryota
Règne	Plantae
Phylum	Spermatophyta
Subphylum	Angiospermae
Classe	Dicotyledonae
Ordre	Myrtales
Famille	<i>Onagraceae</i>
Genre	<i>Ludwigia</i> L.
Espèce	<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Greuter & Burdet, 1987
Synonymes	<i>Jussiaea grandiflora</i> Michx., non Ruiz & Pavón
	<i>Jussiaea michauxiana</i> Fern. (excl. type)
	<i>Jussiaea repens</i> var. <i>grandiflora</i> M. Micheli
	<i>Jussiaea uruguayensis</i> Camb.
	<i>Ludwigia grandiflora</i> (M. Micheli) Greuter & Burdet
	<i>Ludwigia hexapetala</i> (Hook. & Arn.) Zardini, Gu & Raven
	<i>Ludwigia uruguayensis</i> var. <i>major</i> (Hassler) Munz
Nom commun français	Jussie à grandes fleurs
	Ludwigie à grandes fleurs
Nom commun anglais	Water primrose
	Large flower primrose willow
	Large-flower primrose-willow
	Primrose willow
	Uruguay waterprimrose
	Uruguayan Hampshire-purslane
	Uruguayan primrosewillow
	Uruguayan primrose-willow
Nom commun néerlandais	Waterteunisbloem

➤ Traits morphologiques

L. grandiflora est une plante vivace émergente, aquatique qui possède deux formes de croissance. Elle se développe à la fois au-dessus et en-dessous de la surface de l'eau. Sa taille est comprise entre 30 centimètres et 3 mètres (SPW, 2021c).

Lors du premier stade de croissance, la plante produit des tiges lisses ou peu pubescentes qui poussent horizontalement sur le sol ou l'eau. Les feuilles sont lisses, alternes et munies de pétioles.

Au cours du second stade de croissance, les pousses commencent à pousser verticalement, les tiges deviennent pubescentes et peuvent atteindre 1 mètre de haut (CABI, 2019b). Les feuilles sont généralement plus allongées lors de la seconde forme de croissance. Elles sont lancéolées à pointes aigües avec une longueur comprise entre 4 et 12 centimètres et avec un pétiole court (<2 cm) (SPW, 2021c). Ces feuilles sont généralement accompagnées de l'inflorescence.

Cette espèce possède des fleurs jaunes portées sur des tiges solitaires d'environ 2,5 centimètres de long. Les fleurs sont composées de 5 sépales et 5 pétales.

Elle produit des fruits de type capsule qui sont brun clair pubescents. Ces fruits peuvent contenir entre 40 et 50 graines (CABI, 2019b).

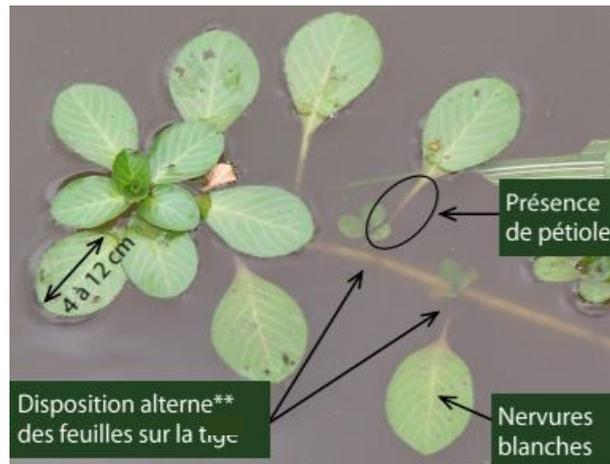


Figure 9.26 : Traits morphologiques de *L. grandiflora* (SPW, 2021c)



Figure 9.27 : Feuilles des tiges florifères de *L. grandiflora* (SPW, 2021c)

L. grandiflora est souvent confondu avec *Ludwigia peploides* et *Ludwigia hexapetala*. Ces différentes espèces peuvent être distinguées par leurs fleurs. Les pétales de *L. peploides* ne sont pas recouvrants alors que ceux de *L. grandiflora* sont recouvrants (SPW, 2021c).



Figure 9.28 : Distinction entre *L. grandiflora* et *L. peploides*. Fleur de *L. grandiflora* avec pétales recouvrants (à gauche) et fleur de *L. peploides* avec pétales non recouvrants (à droite) (SPW, 2021c)

Les stipules (petites feuilles à la base d'une feuille, au niveau de son insertion) sur la tige de *L. grandiflora* sont triangulaires et sombres alors que celles de *L. peploides* sont arrondies (SPW, 2021c).



Figure 9.29 : Distinction entre *L.grandiflora* et *L.peploides*. Stipules triangulaires et sombres de *L.grandiflora* (à gauche) et stipules arrondies de *L.peploides* à droite (SPW, 2021c)

Les tiges de *L.peploides* poussent plus horizontalement alors que les tiges de *L.grandiflora* et *L.hexapetala* poussent verticalement.

➤ Habitats

L.grandiflora occupe les zones humides d'eau douce, les rivières et les ruisseaux à faible débit, les rives des lacs, les réservoirs et les canaux peu profonds (Okada et al., 2009). Cette espèce présente un haut degré d'adaptabilité et de flexibilité dans ces exigences d'habitat (Ruaux et al., 2009). Elle pousse surtout dans les eaux bien ensoleillées riches en éléments nutritifs (SPW, 2021c).

➤ Cycle de vie

La plupart des populations de cette espèce fleurissent. La floraison a lieu de juillet à septembre. La reproduction semble cependant être de moindre importance par rapport à la reproduction végétative (SPW, 2021c). Des fragments de plante de quelques centimètres (feuilles ou tiges) peuvent être transportés par les eaux, les animaux, ou les hommes et se bouturer très facilement (SPW, 2021c).

En conditions optimales, la plante peut croître de 2 centimètres par jour (SPW, 2021c).

➤ Répartition

L.grandiflora est originaire d'Amérique du Sud (Pérou, Argentine, Chili, Costa Rica, Bolivie, Brésil (Sud), Colombie, Équateur, Guatemala, Paraguay, Uruguay) (EPPO, 2011b).

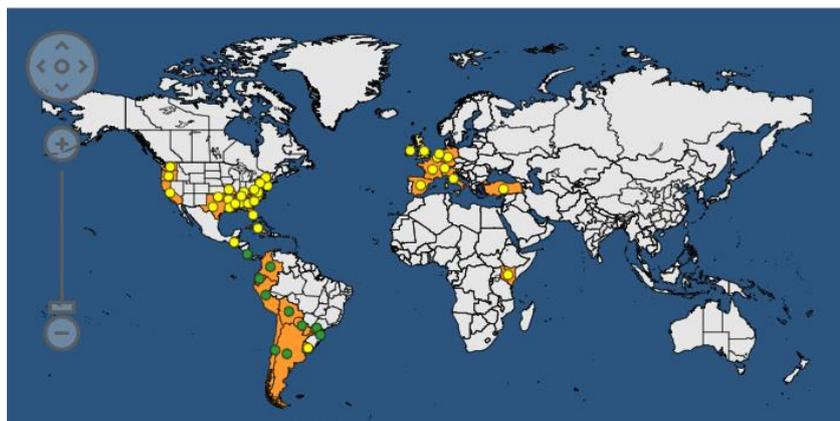


Figure 9.30 : Répartition mondiale de *Ludwigia grandiflora* avec en jaune les zones de présence et en vert l'aire de répartition naturelle (EPPO, 2019)

➤ Distribution en Belgique

L. grandiflora est largement répandue en Basse et Moyenne-Belgique (Adriaens et al., 2019).

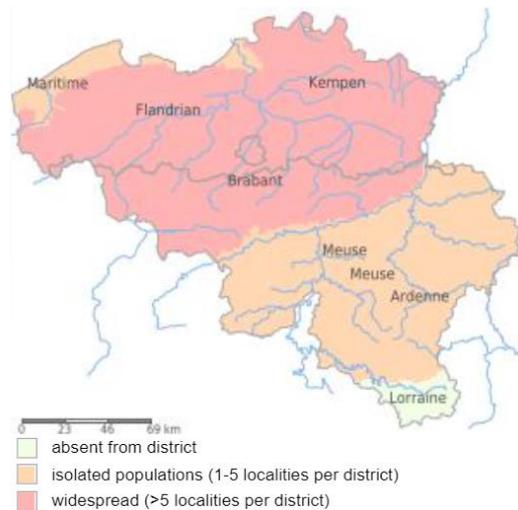


Figure 9.31 : Répartition des populations établies de *Ludwigia grandiflora* en Belgique (Branquart, Stiers, Vanderhoeven, et al., 2013)

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

La présence de *L. grandiflora* en milieu naturel a été rapportée pour la première fois à Louvain-La-Neuve en 1983 (SPW, 2021c).

L. grandiflora a été vendue comme plante ornementale, ce qui explique probablement son introduction en Europe (Ruaux et al., 2009).

➤ Impacts

L. grandiflora est capable de transformer les écosystèmes à la fois physiquement et chimiquement. Cette espèce peut déplacer la flore indigène, interférer avec les systèmes de contrôle des inondations et de drainage ainsi qu'obstruer les voies d'eau. Elle peut également entraver la navigation et les loisirs (CABI, 2019b). Elle possède également une activité allélopathique qui peut entraîner des chutes d'oxygène dissous ainsi que l'accumulation de sulfure et de phosphate dans l'eau (Okada et al., 2009). Elle est dès lors capable de provoquer une hypoxie sévère ou même une anoxie durant les mois d'été. Cette plante peut également provoquer une hyper-sédimentation et un envasement (Dandelot et al., 2008).

Fiche 5 : *Myriophyllum heterophyllum*

➤ Taxonomie

Tableau 9-10 : Taxonomie Myriophyllum heterophyllum (Tison & de Foucault, 2014)

Domaine	Eukaryota
Règne	Plantae
Phylum	Spermatophyta
Subphylum	Angiospermae
Classe	Dicotyledonae
Ordre	Haloragidales
Famille	Haloragidaceae
Genre	Myriophyllum L.
Espèce	<i>Myriophyllum heterophyllum</i> Michaux, 1803
Nom commun français	Myriophylle hétérophylle
Nom commun anglais	American water-milfoil
	Variable watermilfoil
	Variable-leaf water milfoil
	Broadleaf watermilfoil
	Broad-leaved watermilfoil
	Changeleaf parrotfeather
	Red foxtail
	Two-leaved watermilfoil
Two-leaf watermilfoil	
Nom commun néerlandais	Ongelijkbladig vederkruid

➤ Traits morphologiques

Myriophyllum heterophyllum est une plante vivace amphibie qui possède la capacité de se développer à la fois en-dessous et au-dessus de la surface de l'eau (SPW, 2021e). Cette espèce possède des tiges robustes de couleur rouge foncé à rouge brunâtre qui peuvent atteindre 3 millimètres de diamètre et 100 centimètres de longueur (ISSG, 2021). Ces tiges peuvent dépasser la surface de l'eau de 5 à 15 centimètres.

Cette espèce possède des feuilles immergées et émergées vertes verticillées de formes différentes (SPW, 2021e).

Les feuilles immergées sont plumeuses et pennées (2 à 5 centimètres de long et 2 à 4 centimètres de large) (EPPO, 2016). Chaque feuille possède entre 4 et 10 pennes.

Les feuilles émergentes peuvent prendre deux formes, soit une forme pennée disséquée lorsqu'elles poussent sur la boue humide, soit une forme de feuilles entière dentée (EPPO, 2016). Ces feuilles aériennes apparaissent en été. Leur longueur est comprise entre 0,4 et 3 centimètres (SPW, 2021e).

Cette espèce possède une inflorescence qui se présente sous forme d'épi terminal de fleurs à quatre branches. Les fleurs inférieures sont des fleurs femelles et les supérieures sont des fleurs mâles. Les fleurs femelles sont généralement de petite taille (1,5 à 3 millimètres) et de couleur rouge (EPPO, 2016).

M.heterophyllum produit des fruits qui se présentent sous la forme de quatre akènes soudés entre eux (Flora of China Editorial committee, 2012).



Figure 9.32 : Traits morphologiques de *M.heterophyllum* (SPW, 2021e)

M.heterophyllum pourrait être confondue avec *Myriophyllum brasiliensis*. *M.brasiliensis* se distingue par la présence de tiges émergées assez frêles de couleur rouge, de feuilles émergées vert franc et de petites fleurs roses (SPW, 2021d).

M.heterophyllum pourrait également être confondu avec les myriophylles indigènes *Myriophyllum verticillatum*, *Myriophyllum spicatum* et *Myriophyllum alterniflorum*. Les myriophylles exotiques se distinguent des myriophylles indigènes par la présence de tiges érigées qui sortent de l'eau. Les myriophylles indigènes ne possèdent pas de tiges érigées qui sortent de l'eau à l'exception de quelques courts épis de fleurs émergents (SPW, 2021e). L'observation des tiges et des feuilles permet également de les distinguer. *M.verticillatum* possède des tiges larges de 2 millimètres et des feuilles qui s'affaissent une fois hors de l'eau (SPW, 2021d). *M.spicatum* possède des tiges larges de 2 millimètres et des feuilles rigides qui ne s'affaissent pas une fois hors de l'eau (SPW, 2021d). *M.alterniflorum* possède des tiges larges de 1 millimètre et des feuilles à consistance flasque qui se collent les unes aux autres une fois hors de l'eau (SPW, 2021d).



Figure 9.33 : Distinction avec *M.verticillatum*, *M.spicatum* et *M.alterniflorum*. Feuilles de *M.verticillatum* à gauche, feuilles de *M.spicatum* au centre et feuilles de *M.alterniflorum* à droite (SPW, 2021e)

Les espèces *Ceratophyllum sp.* et *Hippuris vulgaris* peuvent également être confondues avec *M.heterophyllum*. Les feuilles de *Ceratophyllum sp* se terminent en « fourche » épineuse et sont verticillées par 7-9-11 (SPW, 2021d). Les feuilles de *H.vulgaris* sont entières et verticillées par 6 à 12 pour les feuilles émergées. Elles sont verticillées par 12 à 16 pour les feuilles immergées (SPW, 2021d).



Figure 9.34 : Distinction avec *Ceratophyllum sp* et *H.vulgaris*. Feuilles de *Ceratophyllum sp* à gauche et feuilles de *H.vulgaris* à droite (SPW, 2021e)

➤ Habitats

M.heterophyllum occupe principalement les lacs, les étangs, les rivières à faible courant, les canaux d'irrigation, les marécages, les fossés humides ainsi que les prés humides (Brunel et al., 2010; EPPO, 2016). Cette espèce peut également pousser sous une forme semi-terrestre lorsqu'elle échoue sur des vasières. Elle s'établit préférentiellement dans les sédiments fins (vase ou sable) ainsi que dans les milieux dont la profondeur est inférieure à 3 mètres (SPW, 2021e). Elle possède toutefois la capacité de se développer dans des eaux allant jusqu'à 9,5 mètres de profondeur (EPPO, 2016). Elle peut tolérer des températures estivales élevées ainsi que des températures hivernales froides (EPPO, 2016).

➤ Cycle de vie

M.heterophyllum est une plante hermaphrodite et occasionnellement monoïque. La reproduction de cette espèce peut se faire de manière asexuée par multiplication végétative ainsi que par reproduction sexuée avec la production de graines. La propagation végétative semble toutefois être le mode de reproduction dominant dans les populations introduites (Washington State Noxious Weed Control Board, 2007). En Europe, *M.heterophyllum* semble principalement se reproduire par bouturage de ses tiges ou par division de ses rhizomes (SPW, 2021e). La germination des graines n'a pas encore été observée en Europe (SPW, 2021e).

Les fleurs apparaissent de mai à octobre à la base des feuilles émergées (EPPO, 2016).

En conditions favorables, *M.heterophyllum* peut croître de 2,5 centimètres par jour (SPW, 2021e).

➤ Répartition

M.heterophyllum est originaire d'Amérique du Nord (Canada (Colombie-Britannique, Nouveau-Brunswick, Ontario, Québec), Mexique, États-Unis (Alabama, Arkansas, Connecticut, Delaware, Floride, Géorgie, Illinois, Indiana, Iowa, Kansas, Kentucky, Louisiane, Maine, Maryland, Michigan, Minnesota, Mississippi, Missouri, New Hampshire, New Jersey, Nouveau-Mexique, New-York, Caroline du Nord, Dakota du Nord, Ohio, Oklahoma, Pennsylvanie, Rhode Island, Caroline du Sud, Dakota du Sud, etc. Island, Caroline du Sud, Dakota du Sud, Tennessee, Texas, Virginie, Washington, Virginie occidentale, Wisconsin)).

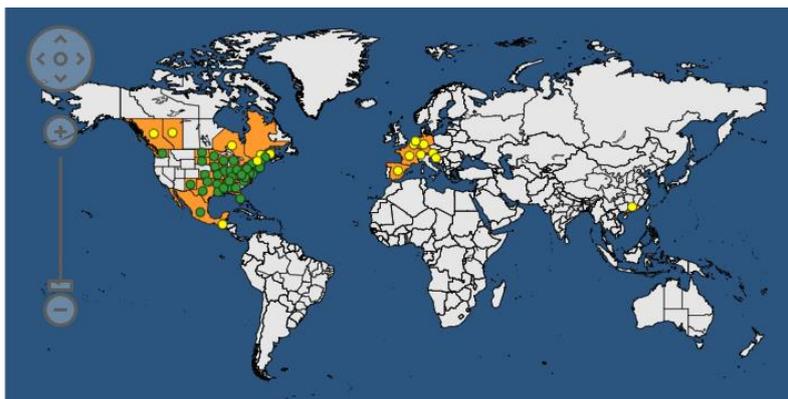


Figure 9.35 : Répartition mondiale de *Myriophyllum heterophyllum* avec en jaune les zones de présence et en vert l'aire de répartition naturelle (EPPO, 2019)

➤ Distribution en Belgique

M. heterophyllum n'a pas encore été recensé en Wallonie. Cependant, l'extension de son aire de répartition est probablement sous-estimée à l'heure actuelle en Belgique (SPW, 2021e).



Figure 9.36 : Répartition des populations établies de *Myriophyllum heterophyllum* en Belgique (Baus et al., 2013)

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

M. heterophyllum a été observée pour la première fois en Belgique dans un bras mort à Lives-sur-Meuse en 1993 (EPPO, 2016; SPW, 2021e).

M. heterophyllum a été vendue comme plante ornementale, ce qui explique probablement son introduction en Europe (Ruaux et al., 2009).

➤ Impacts

Cette espèce produit des tapis denses qui peuvent empêcher l'écoulement de l'eau et entraver la navigation, la natation et la pêche. Ces tapis denses peuvent également réduire la lumière du soleil ainsi que la disponibilité de l'oxygène pour les autres plantes. Elle est dès lors capable de supplanter les autres plantes aquatiques et elle peut avoir des effets négatifs sur les autres organismes aquatiques tels que les poissons et les invertébrés (CABI, 2019c).

À terme, *M. heterophyllum* entraîne une perte de diversité des plantes indigènes, une diminution de la valeur des propriétés, des coûts économiques élevés, une altération du traitement des sédiments et des nutriments, une perturbation de l'habitat naturel de la faune et une interférence avec les loisirs (Thum & Lennon, 2009).

Fiche 6 : *Myriophyllum aquaticum*

➤ Taxonomie

Tableau 9-11 : Taxonomie *Myriophyllum aquaticum* (Tison & de Foucault, 2014)

Domaine	Eukaryota
Règne	Plantae
Phylum	Spermatophyta
Subphylum	Angiospermae
Classe	Dicotyledonae
Ordre	Haloragidales
Famille	Haloragidaceae
Genre	<i>Myriophyllum</i> L.
Espèce	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc., 1753
Synonymes	<i>Enydria aquatica</i> Vell.
	<i>Myriophyllum brasiliense</i> Cambess.
	<i>Myriophyllum proserpinacoides</i> Gillies
Nom commun français	Millefeuille aquatique
	Myriophylle aquatique
	Myriophylle du Brésil
Nom commun anglais	Parrot's feather
	Parrot feather
	Parrot feather watermilfoil
	Parrot-feather
	Parrot's-feather
	Parrotfeather
	Water-feather
	Thread-of-life
	Brazilian watermilfoil
Nom commun néerlandais	Vederkruid, dicht
	Braziliaans vederkruid

➤ Traits morphologiques

Myriophyllum aquaticum est une plante vivace amphibie qui est capable de se développer en-dessous et au-dessus de la surface de l'eau (SPW, 2021d).

Elle possède à la fois des feuilles immergées et émergées (ISSG, 2005). Les feuilles immergées mesurent entre 1,5 et 3,5 centimètres de long et comportent 20 à 30 divisions par feuilles (ISSG, 2005). Les feuilles émergées mesurent entre 2 et 5 centimètres de long et possèdent entre 6 et 18 divisions par feuille. Elles sont plus rigides et sont d'un vert plus foncé que les feuilles immergées (ISSG, 2005).

Cette espèce possède des tiges dont la longueur est comprise entre 15 et 60 centimètres mais elles peuvent atteindre dans certains cas 3 à 4 mètres. La largeur des tiges est généralement comprise entre 4 et 5 millimètres (ISSG, 2005). Les tiges émergées peuvent se dresser jusqu'à 40 centimètres au-dessus de la surface de l'eau (ISSG, 2005).

M. aquaticum possède des fleurs unisexuées. Elles sont de couleur blanche, de très petites tailles (1 millimètre) et se situent à l'aisselle des feuilles émergées.

M. aquaticum produit des fruits qui se présentent sous la forme de quatre akènes soudés entre eux (Flora of China Editorial committee, 2012).



Figure 9.37 : Traits morphologiques de *M.aquaticum* (SPW, 2021d)

M.aquaticum pourrait être confondue avec *Myriophyllum brasiliensis*. L'espèce *M.brasiliensis* se distingue par la présence de tiges émergées assez frêles de couleur rouge, de feuilles émergées vert franc et de petites fleurs roses (SPW, 2021d).

M.aquaticum pourrait également être confondu avec les myriophylles indigènes *Myriophyllum verticillatum*, *Myriophyllum spicatum* et *Myriophyllum alterniflorum*. Les myriophylles exotiques se distinguent des myriophylles indigènes par la présence de tiges érigées qui sortent de l'eau. Les myriophylles indigènes ne possèdent pas de tiges érigées qui sortent de l'eau à l'exception de quelques courts épis de fleurs émergents (SPW, 2021e). L'observation des tiges et des feuilles permet également de les distinguer. *M.verticillatum* possède des tiges larges de 2 millimètres et des feuilles qui s'affaissent une fois hors de l'eau (SPW, 2021d). *M.spicatum* possède des tiges larges de 2 millimètres et des feuilles rigides qui ne s'affaissent pas une fois hors de l'eau (SPW, 2021d). *M.alterniflorum* possède des tiges larges de 1 millimètre et des feuilles à consistance flasque qui se collent les unes aux autres une fois hors de l'eau (SPW, 2021d).



Figure 9.38 : Distinction avec *M.verticillatum*, *M.spicatum* et *M.alterniflorum*. Feuilles de *M.verticillatum* à gauche, feuilles de *M.spicatum* au centre et feuilles de *M.alterniflorum* à droite (SPW, 2021d)

Les espèces *Ceratophyllum sp.* et *Hippuris vulgaris* peuvent également être confondues avec *M.aquaticum*. Les feuilles de *Ceratophyllum sp* se terminent en « fourche » épineuse et sont verticillées par 7-9-11 (SPW, 2021d). Les feuilles de *H.vulgaris* sont entières et verticillées par 6 à 12 pour les feuilles émergées et verticillées par 12 à 16 pour les feuilles immergées (SPW, 2021d).



Figure 9.39 : Distinction avec *Ceratophyllum sp* et *H.vulgaris*. Feuilles de *Ceratophyllum sp* à gauche et feuilles de *H.vulgaris* à droite (SPW, 2021d)

➤ Habitats

M.aquaticum occupe principalement les zones de basse altitude dans les eaux douces, peu profondes sur substrat boueux tels que dans les lacs, les étangs, les cours d'eau et les canaux (ISSG, 2005). Cette espèce apprécie également les eaux stagnantes ou à faibles débits (SPW, 2021d). Elle a également été observée à des altitudes plus élevées jusqu'à 3.250 mètres au Pérou et 1.900 mètres au Brésil. Cette espèce semble peu tolérante aux conditions hivernales froides mais elle semble toutefois capable de survivre à des gelées courtes et peu fréquentes (ISSG, 2005).

➤ Cycle de vie

M. aquaticum est une plante dioïque (les deux sexes ne sont pas présents sur la même plante). Seuls les individus femelles ont été observés en Europe.

Au printemps, les pousses apparaissent rapidement à partir des rhizomes hivernants lorsque la température de l'eau augmente. Au fur et à mesure que la saison avance, les feuilles immergées ont tendance à se dessécher. Les plantes fleurissent généralement au printemps mais certaines peuvent fleurir à l'automne. À l'automne, *M.aquaticum* meurt généralement jusqu'aux rhizomes.

En Europe, la reproduction sexuée n'a pas lieu. La plante se propage exclusivement de manière asexuée par des fragments de plantes (ISSG, 2005).

➤ Répartition

M.aquaticum est originaire d'Amérique centrale et d'Amérique du Sud (Colombie, Equateur, Pérou, Bolivie, Brésil, Chili, Argentine, Uruguay, Paraguay).

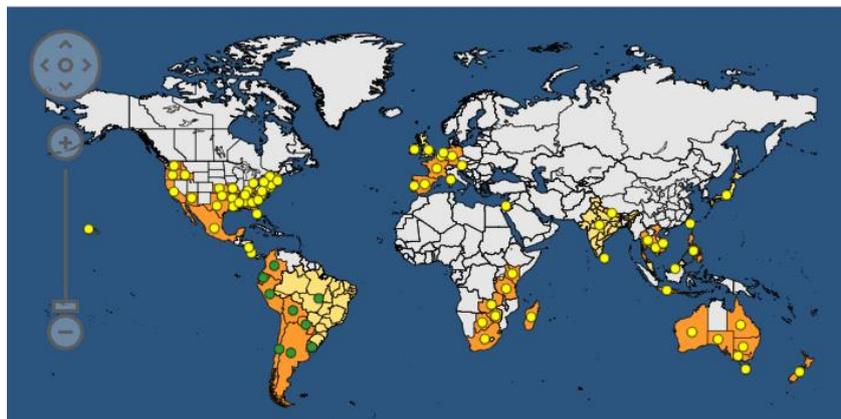


Figure 9.40 : Répartition mondiale de *Myriophyllum aquaticum* avec en jaune les zones de présence et en vert l'aire de répartition naturelle (EPPO, 2019)

➤ Distribution en Belgique

M.aquaticum est en forte expansion dans tout le pays depuis 1990. Cette espèce est essentiellement présente dans les provinces de Namur et du Brabant (SPW, 2021d).

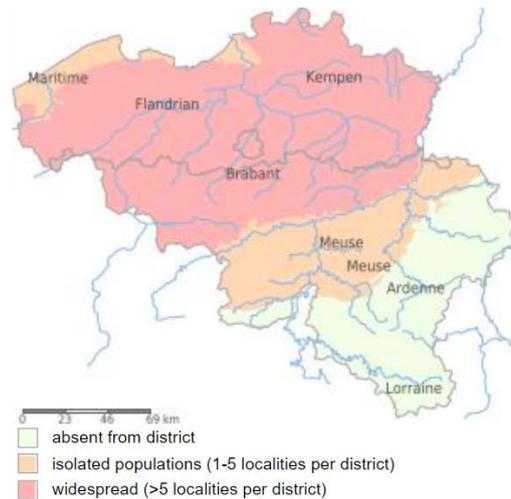


Figure 9.41 : Répartition des populations établies de *Myriophyllum aquaticum* en Belgique (Branquart, Triest, et al., 2013)

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

M.aquaticum a été découverte en Belgique dans les années 1980 (SPW, 2021d).

L'introduction de cette espèce en Europe est due à son utilisation comme plante ornementale. Cette espèce compte parmi les plantes ornementales les plus populaires pour l'aménagement de bassins et d'aquariums (SPW, 2021d).

➤ Impacts

M.aquaticum peut former des populations denses sur de grandes superficies. Ces populations peuvent entraîner une diminution locale de la biodiversité en diminuant la lumière incidente dans l'eau. Elles peuvent également entraver la navigation et les activités de pêche (ISSG, 2005).

Fiche 7 : *Elodea nuttallii*

➤ Taxonomie

Tableau 9-12 : Taxonomie *Elodea nuttallii* (Tison & de Foucault, 2014)

Domaine	Eukaryota
Règne	Plantae
Phylum	Spermatophyta
Subphylum	Angiospermae
Classe	Monocotyledonae
Ordre	Hydrocharitales
Famille	Hydrocharitaceae
Genre	<i>Elodea</i> Michx.
Espèce	<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H. St. John 1920
Synonymes	<i>Anacharis nuttallii</i> Planch., 1848
	<i>Anacharis occidentalis</i> (Pursh) Victorin
	<i>Elodea columbiana</i> H. St. John
	<i>Elodea minor</i> (Engelm. ex Caspary) Farw.
	<i>Elodea occidentalis</i> (Pursh) H. St. John
	<i>Philotria angustifolia</i> (Muhl.) Britton ex Rydb.
	<i>Philotria minor</i> (Engelm. ex Caspary) Small
	<i>Philotria nuttallii</i> (Planch.) Rydb., 1908
	<i>Philotria occidentalis</i> (Pursh) House
	<i>Udora verticillata</i> var. <i>minor</i> (L. f.) Spreng. Engelm. ex Caspary
Nom commun français	Elodée à feuilles étroites Elodée de Nuttall
Nom commun anglais	Nuttall's waterweed
	Free-flowered waterweed
	Nuttall waterweed
	Nuttall's pondweed
	Slender waterweed
	Waterweed esthwaite
	Waterweed western
	Western elodea
	Western waterweed
Esthwaite waterweed	
Nom commun néerlandais	Smalle waterpest

➤ Traits morphologiques

Elodea nuttallii est une plante vivace aquatique qui est complètement immergée (se développe en dessous de la surface de l'eau) (SPW, 2021g).

Cette espèce possède des feuilles vert pâle régulièrement réparties autour de la tige. Les feuilles médianes et supérieures sont généralement en verticille de 3, linéaires à étroitement lancéolées et souvent recourbées avec des bords repliés (tire-bouchon) (Baas & Holverda, 1996). Les feuilles sont environ 4 fois plus longues que larges (6 à 13 millimètres de long et 0,7 à 1,5 millimètres de large) (Terrin, 2011). Les feuilles inférieures sont généralement par paires, de forme ovales-lancéolées et de taille réduite.

Elle possède des tiges longues (0,2 à 1 mètre), minces, rondes en sections transversales qui sont souvent librement ramifiées (Terrin, 2011). Les tiges sont rougeâtres au niveau de l'insertion des verticilles.

E. nuttallii possède des fleurs blanches/violacées quasiment transparentes de 5 millimètres de diamètre (Terrin, 2011). Elles sont constituées de 3 pétales et 3 sépales. Les fleurs dépassent la surface de l'eau et sont portées par un pédoncule floral mince de 2 à 15 centimètres de long (Terrin, 2011).

Elle produit un fruit de type capsule qui contient entre 1 et 5 graines et qui mûrit sous l'eau (G. E. Larson, 1993).



Figure 9.42 : Traits morphologiques de *E. nuttallii* (SPW, 2021b; Terrin, 2011)

Elodea nuttallii peut être confondue avec *Elodea canadensis* et *Egeria densa*. La distinction entre les *E. nuttallii* et *E. canadensis* est possible à partir des feuilles. *E. canadensis* possède des feuilles plus petites (5 à 17 millimètres de long), ovales, rigides et planes. *E. densa* se distingue de *E. nuttallii* par la présence de 4 ou 5 verticilles.

➤ Habitats

E. nuttallii occupe une large gamme de plans d'eau. En général, elle s'établit dans les eaux calmes, les rives des lacs, les réservoirs, les étangs, le long des rivières et ruisseaux, dans les zones humides, les canaux et les fossés (CABI, 2019a). Cette espèce est généralement rencontrée dans les eaux peu profondes bien qu'elle ait déjà été recensée dans des profondeurs comprises entre 3 et 5 mètres (Simpson et al., 1990).

E. nuttallii est capable de se développer dans des eaux turbides, fortement eutrophes, ainsi que dans des eaux claires oligo-mésotrophes avec un certain degré de pollution organique (Best et al., 1996; CABI, 2019a). La croissance d'*E. nuttallii* est stimulée par la fertilisation en azote et bénéficie d'un excès d'ammoniac (Dendène et al., 1993).

➤ Cycle de vie

E. nuttallii est une espèce dioïque (les fleurs mâles et femelles se trouvent sur des individus distincts). Elle est capable de se reproduire à la fois sexuellement et asexuellement par propagation clonale végétative. La reproduction sexuée a lieu à la surface de l'eau, lorsque les fleurs femelles sont portées par de longs pédicelles et flottent à la surface de l'eau. Les fleurs mâles sont quant à elles libérées par l'abscission du pédicelle lorsqu'elles sont encore sous forme de bourgeon. Ce bourgeon contient une bulle de gaz qui lui permet de flotter à la surface de l'eau, où il s'ouvre pour libérer le pollen (Bowmer et al., 1995; Preston & Croft, 1997). À maturité, les capsules produites libèrent les graines. Les fleurs mâles sont rarement produites en dehors de l'aire d'origine. En Europe, la majorité des plantes sont des femelles, à l'exception

d'une colonie mâle connue en Allemagne (Preston & Croft, 1997). En Europe, le principal mode de reproduction est asexué par fragmentation des tiges. Les tiges de *E.nuttallii* sont très cassantes et les portions cassées peuvent produire rapidement des racines adventives.

La floraison se déroule de juin à septembre.

A la fin du mois de septembre, les racines d'ancrage meurent et forment un tapis flottant qui dérive jusqu'aux berges (Kadono, 2004). Ce tapis coule au mois de décembre, lorsque la température de l'eau descend en dessous de 10°C. *E.nuttalli* survit pendant l'hiver sous forme de tapis dense dans le fond de la masse d'eau.

➤ Répartition

E.nuttallii est originaire d'Amérique du Nord (Canada (Alberta, Colombie-Britannique, Manitoba, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Ontario, Prince Edward I., Québec) ; États-Unis (Wyoming, Wisconsin, Maryland, Maine, Kentucky, Kansas, Iowa, Indiana, Illinois, Idaho, District of Columbia, Delaware, Connecticut, Colorado, Alabama, Arkansas, Californie, Massachusetts, Michigan, Minnesota, Mississippi, Missouri, Montana, Nebraska, New Hampshire, New Jersey, Nouveau Mexique, New-York, Caroline du Nord, Dakota du Nord, Ohio, Oklahoma, Oregon, Pennsylvanie, Rhode Island, Dakota du Sud, Tennessee, Vermont, Virginie, Washington, Virginie Occidentale)) (Maiz-Tome, 2016a).

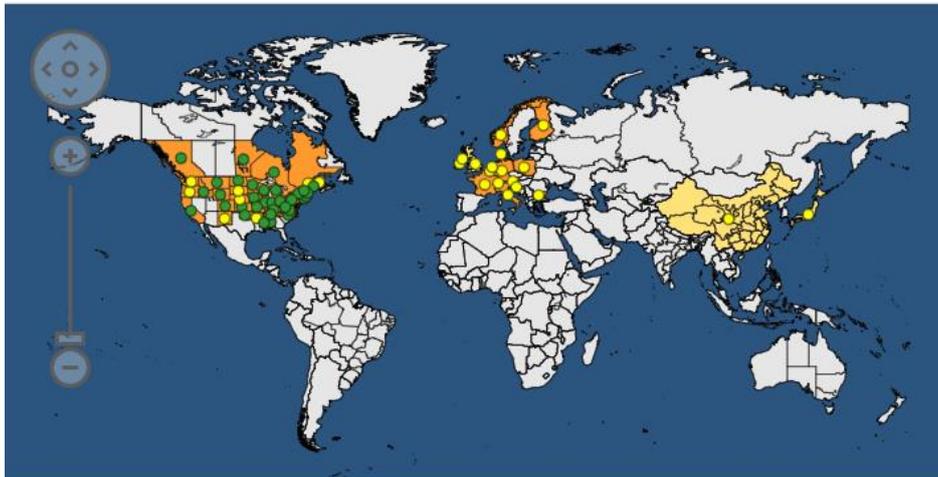


Figure 9.43 : Répartition mondiale de *Elodea nuttalli* avec en jaune les zones de présence et en vert l'aire de répartition naturelle (EPPO, 2019)

➤ Distribution en Belgique

E.nuttallii est fortement répandu dans tout le pays (Adriaens et al., 2019).

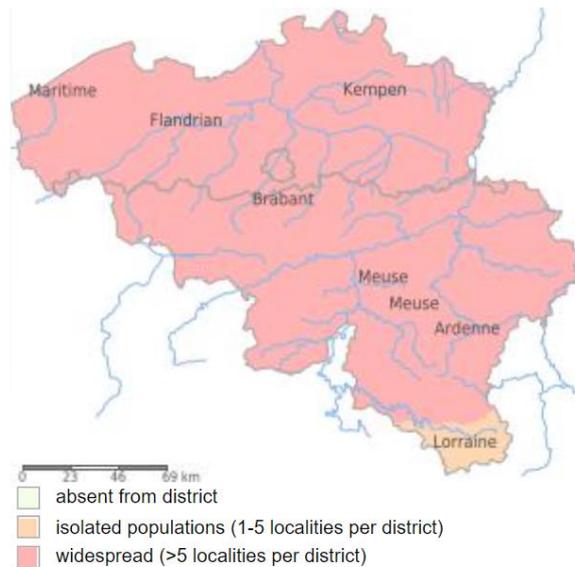


Figure 9.44 : Répartition des populations établies de *Elodea nuttallii* en Belgique (Branquart et al., 2007)

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

Cette espèce a été signalée pour la première fois en Belgique en 1939 (Simpson, 1984; Cook & Urmi-König, 1985). Elle est considérée comme implantée en Belgique depuis les années 1970 (Adriaens et al., 2019).

E.nuttallii a été vendue comme plante ornementale, ce qui explique probablement son introduction en Europe (Simpson, 1984).

➤ Impacts

Aux endroits où elle s'établit, *E.nuttallii* peut former des peuplements exceptionnellement denses, excluant les espèces indigènes par compétition (Simpson, 1984). Cette espèce peut causer des problèmes majeurs en bloquant les canalisations, les systèmes de drainage et les écluses. Les tapis denses peuvent également empêcher l'utilisation de l'eau à des fins récréatives (Larson, 1993). Ces tapis produisent également des altérations physico-chimiques du milieu aquatique en bloquant la diffusion de l'oxygène et en causant des conditions anaérobiques directement préjudiciables pour la macrofaune et la microfaune aquatique (CABI, 2019a).

La décomposition des plantes à la fin de la saison de croissance induit généralement une eutrophisation secondaire conduisant à l'accumulation de produits toxiques pour de nombreuses plantes (CABI, 2019a).

Fiche 8 : *Hydrocotyle ranunculoides*

➤ Taxonomie

Tableau 9-13 : Taxonomie *Hydrocotyle ranunculoides* (Tison & de Foucault, 2014)

Domaine	Eukaryota
Règne	Plantae
Phylum	Spermatophyta
Subphylum	Angiospermae
Classe	Dicotyledonae
Ordre	Apiales
Famille	Apiaceae
Genre	<i>Hydrocotyle</i> L.
Espèce	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.
Synonymes	<i>Hydrocotyle natans</i> Cirillo 1788
	<i>Hydrocotyle nutans</i> G. 1830
	<i>Hydrocotyle americana</i> Walt. 1788
	<i>Hydrocotyle triflora</i> Ruiz & Pav.
	<i>Hydrocotyle cymbalariaifolia</i> Mühl.
	<i>Hydrocotyle batrachioides</i> DC. 1830
	<i>Hydrocotyle adoënsis</i> Hochst. 1841
	<i>Hydrocotyle cymbalarifolia</i> Muhl. 1813
	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> f. minima Kuntze 1898
	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> var. genuina Urban 1879
	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> var. natans (Cirillo) Urban 1879
Nom commun français	<i>Hydrocotyle fausse-renoncule</i>
	<i>Hydrocotyle flottante</i>
	<i>Hydrocotyle à feuilles de renoncule</i>
Nom commun anglais	Floating pennywort
	Floating marsh-pennywort
	Greater water pennywort
	Water-pennywort
	Marsh pennywort
Nom commun néerlandais	Grote watermavel

➤ Traits morphologiques

Hydrocotyle ranunculoides est une plante vivace amphibie.

Elle possède des feuilles qui peuvent être flottantes ou érigées à plus de 40 centimètres au-dessus de la surface de l'eau. Les feuilles sont réniformes (forme de haricot), lobées et crénelées. Leur diamètre est généralement compris entre 2 et 8 centimètres mais il peut atteindre 18 centimètres en conditions optimales de croissance (SPW, 2021f). Le bord des feuilles est fendu jusqu'au pétiole central. Elles sont disposées de manière alterne au niveau des tiges par l'intermédiaire d'un long pétiole (5 à 35 centimètres) (SPW, 2021f; Terrin, 2011).

Les tiges sont rampantes, charnues et flottantes. Elles présentent des racines tous les 4 à 6 centimètres au niveau des nœuds (SPW, 2021f).

Les racines adventives poussent au niveau des nœuds et forment un chevelu dense.

Cette espèce possède des fleurs (de 2 à 3 millimètres) regroupées par ombelles (5 à 10 ombelles). Elles sont composées de 5 pétales blancs à jaunes verdâtre, 5 étamines et 2 styles. Les fleurs dépassent de la surface de l'eau.

Elle produit des fruits de 1 à 3 millimètres de long et de 2 à 3 millimètres de large, légèrement aplatis.

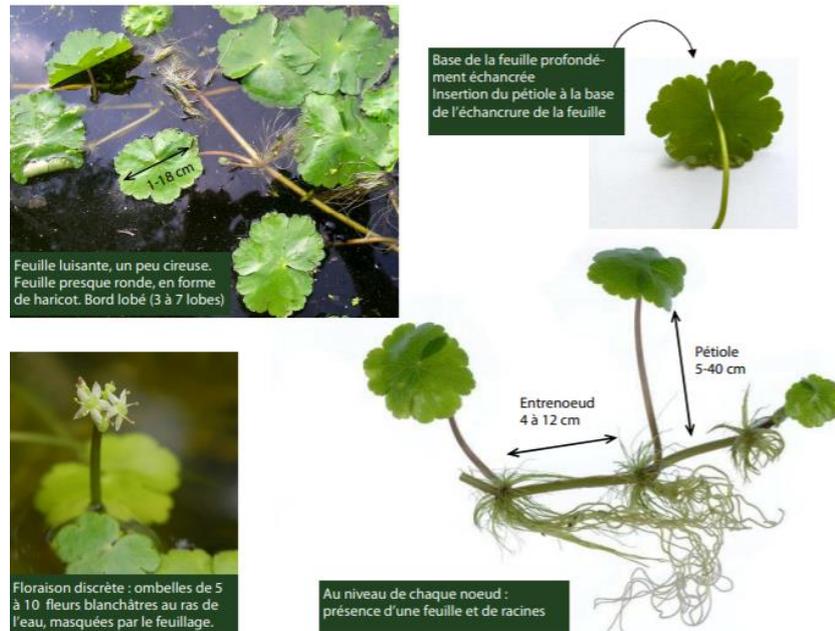


Figure 9.45 : Traits morphologiques de *H.ranunculoides* (SPW, 2021f)

H.ranunculoides peut être confondu avec les espèces de renoncules indigènes : *Hydrocotyle vulgaris*, *Ranunculus aquatilis* et *Ranunculus sceleratus*.

Les différentes espèces se distinguent par la forme des feuilles. La feuille de *H.vulgaris* est ronde et ne possède pas d'échancrure. Celle de *R. aquatilis* possède des lobes triangulaires bien découpés ainsi qu'une profonde échancrure.



Figure 9.46 : Distinction avec *H.vulgaris* et *R.aquatilis*. Feuille de *H.vulgaris* à gauche, feuille de *R.aquatilis* à droite (SPW, 2021f)

H. ranunculoides pourrait également être confondue avec deux espèces de plantes terrestres des berges qui peuvent se retrouver sous eau en cas de crue : *Ranunculus sceleratus* et *Glechoma hederacea*. Ces différentes espèces se distinguent par la forme de leurs feuilles. *R. sceleratus* possède des feuilles à lobes triangulaires bien découpés. *G.hederacea* possède quant à elle des feuilles d'aspect gaufré et duveteux. Les feuilles froissées de *G.hederacea* dégagent une odeur mentholée.



Figure 9.47 : Distinction avec *R.sceleratus* et *R.sceleratus*. Feuille de *R. sceleratus* à gauche, feuille de *G.hederacea* à droite (SPW, 2021f)

➤ Habitats

H.ranunculoides occupe les eaux douces peu profondes (<50 centimètres de profondeur) et stagnantes ou à faible courant tels que les étangs, les fossés, les canaux et les lacs (Terrin, 2011). Cette espèce est également capable de coloniser les prairies humides et les sols marécageux (SPW, 2021f). Elle préfère les milieux riches en éléments nutritifs (nitrates, phosphates) et tolère les eaux troubles (SPW, 2021f).

➤ Cycle de vie

H. ranunculoides possède la capacité de se reproduire à la fois de manière sexuée (production de graines) et asexuée (reproduction végétative par fragments de feuilles ou de tiges) (EPPO, 2006). La reproduction asexuée semble cependant être le mode de reproduction majoritaire. Des fragments de tiges d'un centimètre sont capables de donner naissance à une nouvelle plante dans un délai d'une à deux semaines (SPW, 2021f). En Europe, les graines semblent avoir un faible pouvoir de germination (SPW, 2021f).

Les parties aériennes dépérissent durant l'hiver (novembre à mars). La plante ne subsiste que sous forme de stolons enracinés dans le sol et munis de bourgeons. Ces bourgeons donneront naissance au printemps suivant à de nouvelles pousses (Terrin, 2011).

Cette espèce fleurit et produit des fruits entre le mois de juillet et le mois d'octobre (SPW, 2021f).

En conditions optimales, *H.ranunculoides* peut croître de plus de 20 centimètres par jour et multiplier sa masse par deux en l'espace de 4 à 7 jours (SPW, 2021f).

➤ Répartition

H.ranunculoides est originaire d'Argentine, de Bolivie, du Brésil, du Canada, du Chili, de Colombie, du Costa Rica, de Cuba, d'Équateur, du Guatemala, du Mexique, du Nicaragua, du Panama, du Paraguay, du Pérou, des États-Unis et de l'Uruguay (Maiz-Tome, 2016b).

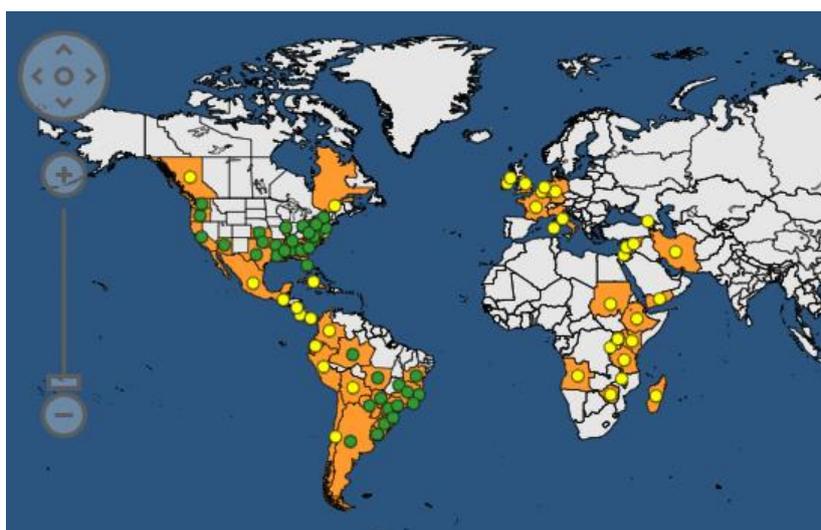


Figure 9.48 : Répartition mondiale de *Hydrocotyle ranunculoides* avec en jaune les zones de présence et en vert l'aire de répartition naturelle (EPPO, 2019)

➤ Distribution en Belgique

H.ranunculoides est surtout présente dans les provinces du Hainaut et du Brabant Wallon. L'espèce est largement répandue en Flandre.

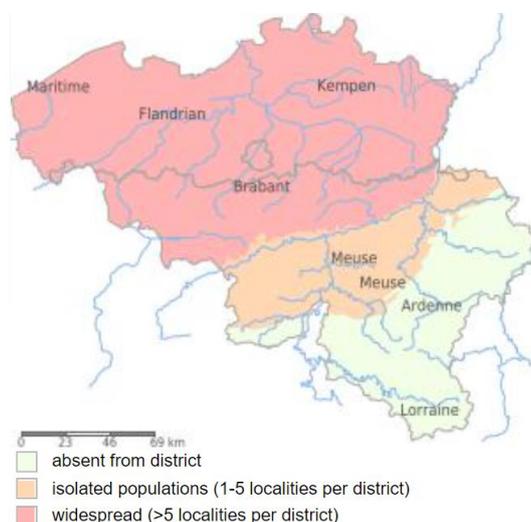


Figure 9.49 : Répartition des populations établies de *Hydrocotyle ranunculoides* en Belgique (Branquart, Stiers, Triest, et al., 2013a)

➤ Voies d'introduction et histoire des invasions

La présence de *H.ranunculoides* en milieu naturel en Belgique a été rapportée pour la première fois en 1992 dans la région de Gand (Adriaens et al., 2019).

H.ranunculoides se propage rapidement dans les pays d'Europe en raison des introductions multiples via le commerce des plantes aquatiques et la dispersion naturelle subséquente dans l'environnement (Adriaens et al., 2019; Terrin, 2011).

➤ Impacts

H.ranunculoides impacte négativement la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes et réduit la valeur récréative des milieux aquatiques (SPW, 2021f).

H.ranunculoides forme des tapis denses qui empêchent l'accès à la lumière pour les autres espèces aquatiques. Elle a donc pour conséquence d'exclure la végétation aquatique amphibie indigène (Terrin, 2011). Elle a également comme conséquence de réduire fortement l'oxygène en raison de la couverture de surface qui limite les apports provenant de l'atmosphère et de la lente dégradation des débris végétaux. L'asphyxie du milieu menace fortement la survie des poissons et des invertébrés (SPW, 2021f).

Ces tapis peuvent également bloquer les systèmes de drainage et les canaux et provoquer ainsi, localement, des inondations (Terrin, 2011).

Les populations denses de cette espèce peuvent entraver la pêche, la navigation et la natation (Terrin, 2011).

9.2 Fiches mesures de gestion

9.2.1 Ecrevisses envahissantes

9.2.1.1 Méthodes biologiques

Fiche 1 : Anguille européenne (*Anguilla anguilla*)

➤ **Principe :**

Cette méthode vise à introduire des individus d'anguilles européennes (*Anguilla anguilla*) dans un plan d'eau envahi par les écrevisses. L'introduction de poissons prédateurs tels que l'anguille permettrait de diminuer les effectifs de populations d'écrevisses, soit directement par prédation soit en contraignant leur activité trophique (comportement d'évitement). Les anguilles présentent le potentiel d'être des prédateurs efficaces car elles peuvent détecter les écrevisses par l'odeur (Blake & Hart, 1995) et la forme de leur corps leur permet de pénétrer dans les terriers des écrevisses pour les consommer (Aquiloni et al., 2010). L'anguille européenne est un bon candidat car elle est indigène, elle se nourrit de benthos et elle tolère les basses concentrations d'oxygène. Des propriétés qui correspondent au mode de vie et aux habitats des écrevisses (Aquiloni et al., 2010).

Ces poissons prédateurs auraient pour effet de réduire la croissance et le taux de maturité sexuelle des écrevisses (Blake & Hart 1995). En effet, sous la pression de prédation, les écrevisses modifient leur comportement et réduisent leur activité. Par conséquent, le temps passé dans le terrier augmente, entraînant une diminution du taux d'alimentation, ce qui pourrait entraîner une mortalité par famine (Aquiloni et al., 2010). Cela aurait également pour effet de diminuer l'impact des écrevisses sur l'écosystème (Aquiloni et al., 2010). Dans l'expérimentation de Musseau et al. (2014), les anguilles ont permis de réduire le nombre d'écrevisses de l'espèce *P.clarkii*. Un impact bénéfique a également pu être observé dans la zone d'étude avec le rétablissement de la végétation aquatique.

Il est à noter que l'anguille est une espèce classée en danger d'extinction par l'UICN et fait l'objet de mesures de protection. Son utilisation en tant qu'auxiliaire de contrôle ne peut s'envisager qu'après avoir tenu compte des enjeux de conservation qui concernent l'anguille (Basilico et al., 2013). L'introduction d'anguilles pour le contrôle des populations d'écrevisses devrait dès lors être précédée d'une série d'actions intégrées visant à restaurer des habitats adaptés à l'espèce et à réglementer sa pêche (Aquiloni et al., 2010).

Il s'avère que les anguilles pourraient être utilisées en complément des méthodes de piégeage (Adriaens et al., 2019; Aquiloni et al., 2010; Neveu, 2001).

➤ **Efficacité :**

Tableau 9-14 : Efficacité de la méthode biologique pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses

Eradication	Contrôle	Espèces	Densité
?	?	<i>Orconectes virilis</i>	
?	?	<i>Orconectes limosus</i>	
✓	✓	<i>Procambarus clarkii</i>	348 anguilles/ha (diminution)
?	?	<i>Procambarus fallax</i>	
?	?	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	

L'éradication des populations d'écrevisses envahissantes n'a pas encore pu être démontrée dans la littérature pour toutes les espèces d'écrevisses envahissantes. L'anguille n'est pas un poisson aussi vorace que d'autres poissons prédateurs et la question se pose alors du nombre d'anguilles nécessaire pour contrôler une population d'écrevisses (Poulet, 2014). Des études supplémentaires sont nécessaires pour comprendre le nombre adéquat d'anguilles à introduire pour éradiquer les populations d'écrevisses envahissantes.

➤ **Durée d'action :** /

➤ **Avantages :**

- L'anguille européenne est une espèce indigène.
- Elle attaque les écrevisses de toute taille.
- Elle attaque les écrevisses dans les terriers.

➤ **Désavantages :**

- Déclenche un stress chez les écrevisses se traduisant par une mobilité réduite et donc une baisse des captures lors de l'utilisation de pièges.
- Un taux d'empoisonnement élevé pourrait avoir des impacts sur les populations d'espèces non ciblées (Peay, 2001).

➤ **Période d'action :** /

➤ **Domaine d'application :**

Cette méthode doit être employée dans des sites fermés tels que les étangs et les lacs où il est possible d'empêcher la dispersion des anguilles vers d'autres zones (Hudina et al., 2017; Peay, 2001).

➤ **Références :**

- Adriaens, T., Branquart, E., Gosse, D., Reniers, J., & Vanderhoeven, S. (2019). Feasibility Of Eradication And Spread Limitation For Species Of Union Concern Sensu The Eu Ias Regulation (Eu 1143/2014) In Belgium Report Prepared In Support Of Implementing The Ias Regulation In Belgium.
- Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A., & Gherardi, F. (2010). Biological control of invasive populations of crayfish: The European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions*, 12(11), 3817-3824.

- Basilico, L., Damien, J.-P., Roussel, J.-M., Poulet, N., & Paillisson, J.-M. (2013). Les invasions d'écrevisses exotiques. Impacts écologiques et pistes pour la gestion (Synthèse des premières « Rencontres Nationales sur les écrevisses exotiques invasives »). ONEMA.
- Damien, J.-P., Gallicé, A., Paillisson, J.-M., Poulet, N., & Roussel, J.-M. (2014). Actes du colloque sciences et gestion, 19 et 20 juin 2013, Saint-Lyphard. 193.
- Hefti, D., & Stucki, P. (2006). Crayfish Management for Swiss Waters. Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture, 380-381, 937-950.
- Musseau, C., Boulenger, C., Alain, C., Lebel, I., Pascal, M., Boulêtreau, S., & Santoul, F. (2014). Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. *Freshwater Biology*, 60.

9.2.1.2 Méthodes physiques

Fiche 1 : Pièges appâtés

➤ Principe :

Cette méthode consiste à attirer les écrevisses au moyen d'appâts dans des pièges. Ces pièges peuvent être de différentes formes (cylindrique, rectangulaire, conique) et de différentes tailles.

Les pièges les plus fréquemment employés sont les nasses appâtées (Bennion & Fridell, 2008; Green et al., 2018; Rogowski et al., 2013; Somers & Green, 2011; Stuecheli, 1991). Les nasses sont généralement pourvues de deux ouvertures de taille variable. La taille de l'ouverture conditionne la taille des écrevisses capturées. Les pièges avec des ouvertures de grande taille (> 4 centimètres) sont généralement biaisés en faveur des écrevisses de grande taille alors que les ouvertures de petites tailles (< 4 centimètres) ont tendance à capturer de plus petits individus (Stuecheli, 1991). Selon Stancliffe-Vaughan Abigail Emma (2015), les pièges qui possèdent des ouvertures dépassant 2 centimètres de diamètre capturent moins d'individus juvéniles. Les matériaux employés sont généralement du grillage métallique ou du filet de polyéthylène. La taille des mailles employées impacte également la taille des prises. Les mailles fines permettent de retenir plus efficacement les individus de petite taille.



Figure 9.50 : Illustration d'une nasse
(Dow et al., 2020)

Il existe également d'autres types de pièges appâtés :

(a) Les pièges en pyramide

Le piège en pyramide est un piège en mailles métalliques (0,64 centimètre) avec quatre ouvertures : trois ouvertures dans les coins inférieurs et une ouverture en PVC en haut pour permettre aux poissons de s'échapper (Dow et al., 2020). Ce piège présente donc l'avantage de permettre aux espèces non ciblées de pouvoir s'échapper.



Figure 9.51 : Piège en pyramide (Dow et al., 2020)

Il est recommandé d'employer ce type de piège dans des profondeurs supérieures à 61 centimètres (Dow et al. 2020). Ils doivent être ancrés au rivage au moyen d'une corde à une branche ou une racine (Dow et al. 2020). Dans l'expérimentation de Dow et al. (2020), les pièges en pyramide permettaient des captures équitablement réparties entre les mâles et les femelles ainsi qu'entre les tailles d'individus de *Procambarus clarkii*. Les pièges avec des ouvertures de 5,1 centimètres de diamètre ont toutefois permis la capture d'un plus grand nombre d'individus dont une proportion plus importante de femelles que les pièges avec une ouverture de 10,2 centimètres de diamètre.

(b) Les pièges « Trappy » ou pièges coniques

Les pièges « Trappy » ou pièges coniques sont des pièges en polyéthylène de 50 centimètres de long et 20 centimètres de diamètre (Holdich, 2007). Ils possèdent un maillage en forme de losange avec un diamètre maximum de 3,5 centimètres. Ces pièges ont été conçus de manière à permettre aux animaux de petites tailles de s'échapper du piège afin de maintenir une pêche viable (Longshaw & Stebbing, 2016). Le piège est composé de deux entonnoirs d'entrées identiques et d'une section centrale plate qui s'enroule pour former un cylindre. Il est également constitué d'une aiguille à appâts placée au centre (Fjälling, 1991).

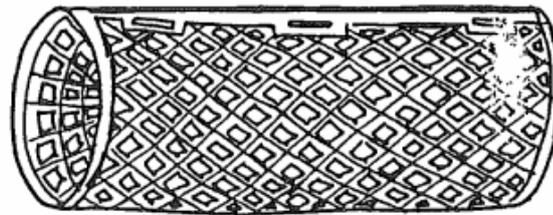


Figure 9.52 : Illustration d'un piège à écrevisses Trappy (Fjälling, 1991)

Dans l'expérimentation de Holdich (2007), ce piège était biaisé en faveur des mâles *Orconectes limosus* de grande taille.

(c) Les pièges cylindriques « EVO »

Les pièges cylindriques « EVO » sont des pièges cylindriques de 50 centimètres de long, et de 25 centimètres de diamètre. Ils sont conçus d'un fil d'acier à ressort, ce qui leur permet d'être pliés pour le transport. Le squelette en acier est recouvert d'un filet (maille de 20 millimètres). Le piège comporte deux entrées opposées en forme d'entonnoir, situées dans un plan horizontal aux deux extrémités du cylindre. Le piège comporte un crochet installé pour l'appât au centre de la structure.



Figure 9.53 : Illustration du piège à écrevisses EVO (Ulikowski et al., 2017)

Dans l'expérimentation réalisée par Ulikowski et al. (2017) sur *Orconectes limosus* et *Pacifastacus leniusculus*, ces pièges sont biaisés en faveur des mâles de grande taille. Il s'est également avéré que ce type de piège est uniquement adapté à des captures de courtes durées, généralement après une nuit car les écrevisses sont capables de s'échapper du piège (Ulikowski et al., 2017).

Des variantes de ce piège ont été testées par Paillisson et al. (2011) sur *Procambarus clarkii* (cf. tableau 9-15).

Tableau 9-15 : Variants du piège cylindrique « EVO » testés par Paillisson et al. (2011)

Dimensions et matériel	Type de capture
<ul style="list-style-type: none"> • 90 cm de long, 44 cm de large et 44 cm de haut • Maille de polyéthylène (10 mm) • Une entrée de 4 cm de diamètre 	<ul style="list-style-type: none"> • Sexe ratio équilibré avec une légère prédominance de femelles capturées • Classe de taille équilibré
<ul style="list-style-type: none"> • 55 cm de long, 17 cm de large et 17 cm de haut • Maille de polyamide (5 mm) • Une entrée de 5 cm de diamètre 	<ul style="list-style-type: none"> • Sexe ratio équilibré • Classe de taille équilibré
<ul style="list-style-type: none"> • 60 cm de long, 30 cm de large et 30 cm de haut • Maille de nylon (9 mm) • Deux entrées de 15 cm de diamètre 	<ul style="list-style-type: none"> • Sexe ratio équilibré • Classe de taille équilibré avec une légère prédominance des individus de grande taille

(d) Les pièges Vulkan

La construction est faite de fil d'acier inoxydable d'un diamètre de 4 millimètres recouvert de filets (maille de 10 millimètres). Le squelette de la structure est formé d'un anneau (80 centimètres de diamètre) et de deux arcs de tension semi-circulaires. Le piège possède une entrée circulaire constituée d'un tube en plastique de 10 centimètres de diamètre et d'une hauteur de 10 centimètres qui est positionné dans le plan vertical au sommet de la structure. L'appât est inséré directement dans l'enceinte.



Figure 9.54 : Illustration du piège à écrevisses Vulkan (Ulikowski et al., 2017)

Dans l'expérimentation réalisée par Ulikowski et al. (2017) sur *Orconectes limosus* et *Pacifastacus leniusculus*, ces pièges sont biaisés en faveur des mâles de grande taille. Il en ressort également que ce type de piège est adapté à une utilisation sur une longue période car il empêche efficacement les écrevisses capturées de s'échapper.

(e) Les pièges « LI-NI » ou pièges à mailles Promar TR-503

Les pièges « LI-NI » sont des pièges de 40 centimètres de long et 25 centimètres de diamètre. Ils sont constitués d'un cadre en acier galvanisé recouvert d'un filet bleu foncé en nylon avec une maille de 14 millimètres. Le piège est muni d'une aiguille à appât centrale (Fjälling, 1991).

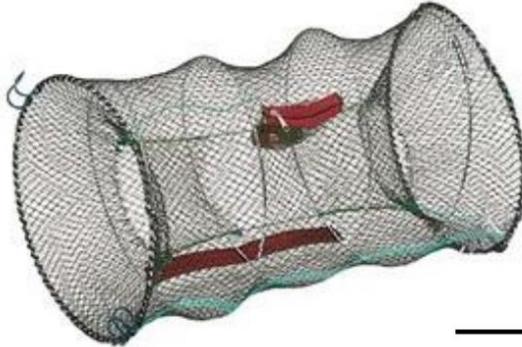


Figure 9.55 : Pièges «LI-NI » ou pièges à mailles Promar TR-503 (Stancliffe-Vaughan Abigail Emma, 2015)

Une variante de ce piège a été conçue par Dow et al. (2020). Les dimensions du piège étaient de 61 centimètres de long et 30,5 centimètres de diamètre avec deux ouvertures de 14 centimètres de diamètre. Le piégeage a été équitablement réparti parmi les individus de la population. Cependant, le risque de prises accessoires est élevé avec ce type de piège.

Il est recommandé d'employer ce piège dans des eaux avec un faible débit dont la profondeur est supérieure à 33 centimètres (Dow et al. 2020).

(f) Les pièges August (ou Finnish 'Pirat' trap)

Les pièges August sont des pièges coniques en polyéthylène de 50 centimètres de long constitués d'un maillage de 14 millimètres. Le plus grand diamètre est de 24 centimètres et le plus petit de 15 centimètres. Il se compose de deux moitiés identiques et s'ouvre sur le milieu au moyen des charnières. Un boulon de charnière est spécialement conçu pour servir d'aiguille à appât.

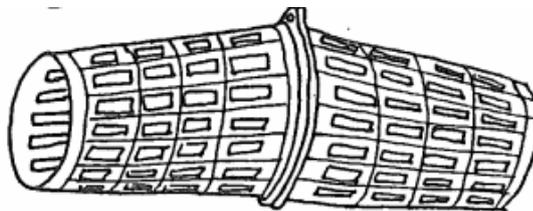


Figure 9.56 : Illustration d'un piège de type August (Fjälling, 1991)

(g) Pièges à crevettes ou 'Professional' trap

Ces pièges sont à l'origine des pièges à crevettes. Ils mesurent 55 centimètres de long et 31 centimètres de large et possèdent deux entrées. Ils sont constitués d'un cadre en fil d'acier plastifié recouvert d'un filet de polyéthylène avec une maille de 12 millimètres. Ce piège est

repliable et possède un puits à appât (sac en filet) suspendu à l'intérieur depuis le plafond (Fjälling, 1991).

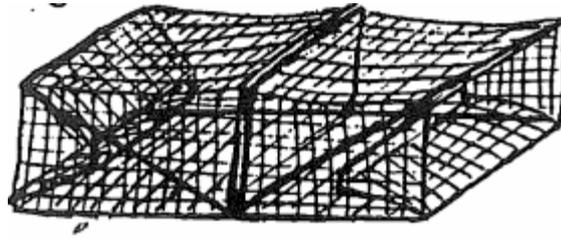


Figure 9.57 : Illustration piège à crevettes ou 'Professional trap' (Fjälling, 1991)

Une autre variante de ce piège a été testée par Shiraishi et al. (2015) sur *Procambarus clarkii* avec une longueur de 44 centimètres, une largeur de 22 centimètres, une hauteur de 22 centimètres, une maille de 1,5 millimètres et une ouverture de 6 centimètres de diamètre. Le piégeage a été équitablement réparti parmi les individus de la population. Cependant, le risque de prises accessoires est élevé avec ce type de piège.

Il est recommandé de déployer ce type de piège dans des profondeurs d'eau d'au moins 25 centimètres (Adriaens et al. 2019; Shiraishi et al. 2015).

Les appâts utilisés pour le piégeage peuvent être des morceaux de viandes, de poissons, de la nourriture sèche pour chien ou chat ainsi que des abats d'animaux. Il est préférable d'utiliser des poissons non prédateurs des écrevisses comme appâts. En effet, l'odeur des poissons prédateurs a un effet dissuasif sur les écrevisses jusqu'à un certain degré de décomposition (Johnsen & Taugbøl, 2010).

L'attractivité des pièges pourrait être augmentée avec l'emploi de polychlorure de vinyle (PVC) (Solari et al., 2018). Le polychlorure de vinyle (PVC) est capable de libérer des composés attractifs sur une durée prolongée (> 18 jours dans une eau à 23°C) (Solari et al., 2018). Le PVC est donc une alternative aux appâts traditionnellement employés car il permet de garder les pièges appâtés pendant de longues périodes contrairement aux appâts traditionnellement employés qui sont connus pour se dissoudre plus rapidement.

Plusieurs améliorations ont été proposées afin d'augmenter l'efficacité des pièges appâtés. L'augmentation de volume des pièges pourrait annuler l'effet de dissuasion que les mâles de grande taille ont sur les autres individus lorsqu'ils occupent un piège (Longshaw & Stebbing, 2016). Les jeunes individus auraient potentiellement moins de réticence à entrer dans un piège contenant déjà de gros mâles si celui-ci est volumineux car les risques d'interaction sont réduits (Poulet, 2014). Les pièges avec un grand volume interne permettraient dès lors d'avoir un meilleur rendement (capture un plus grand nombre d'écrevisse) (Fjälling, 1991). Le volume supplémentaire pourrait également améliorer la rétention car cela rendra le déplacement vers les sorties plus difficile, une fois les écrevisses entrées dans le piège (Stebbing et al., 2012).

La couleur du piège semble également avoir un impact sur l'efficacité des pièges. Les couleurs plus foncées semblent plus efficaces pour capturer les écrevisses (Dow et al., 2020). Il est

également possible d'améliorer l'efficacité des pièges vis-à-vis des jeunes stades en diminuant la taille des mailles des pièges. Cependant, cela a comme inconvénient de réduire la sélectivité des pièges et donc d'accroître les risques de capture d'espèces protégées (Poulet, 2014). La modification de l'ouverture des pièges par une ouverture en forme de fente aurait également le potentiel d'augmenter la capacité de rétention des pièges (Westman, 1991 cité par Stebbing et al., 2012).

➤ **Efficacité :**

Tableau 9-16 : Efficacité des méthodes de piégeage avec appâts pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses

Eradication	Contrôle	Espèces	Type de piège	Densité
?	✓	<i>Orconectes virilis</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nasses ▪ Pièges à crevette 	1 piège tous les 100 m de rivière 1 piège par 100 m ² dans les lacs
?	✓	<i>Orconectes limosus</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pièges « Trappy » 	
?	✓	<i>Procambarus clarkii</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nasses ▪ Pièges à crevettes ▪ Pièges coniques ▪ Pièges cylindriques ▪ Pièges cylindriques ▪ Pièges en pyramide 	7000 nasses pour 3 ha (23 nasses par 100 m ²)
?	✓	<i>Procambarus fallax</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nasses 	
?	✓	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ EVO trap ▪ Nasses 	

À notre connaissance, l'éradication des populations d'écrevisses envahissantes n'a pas encore été atteinte. Le piégeage est une méthode intéressante pour réduire la taille des populations d'écrevisses exotiques envahissantes mais ne semble pas être un moyen permettant d'aboutir à l'éradication (Stebbing et al., 2014).

Dans un objectif de gestion et d'éradication des écrevisses exotiques envahissantes, il est conseillé d'utiliser une combinaison de différents modèles de pièges avec des tailles d'ouverture différentes pour augmenter la diversité de tailles et de sexes capturés et ainsi limiter le biais lié à la grande proportion de mâles de grandes tailles capturés (Stuecheli, 1991). Selon Stebbing et al. (2014), le piégeage devrait être combiné avec d'autres méthodes pour permettre l'éradication des populations d'écrevisses exotiques envahissantes.

➤ **Durée d'action :**

Pour être efficace, cette méthode nécessite une approche sur le long terme.

Relever régulièrement les pièges permettra de limiter les risques d'évasion (Gherardi et al., 2011). Selon Ulikowski et al. (2017), vider les pièges deux ou trois fois la nuit permettrait d'augmenter le nombre total de captures.

➤ **Avantages :**

- Mise en œuvre facile.

➤ **Désavantages :**

- Méthode de contrôle chronophage.
- Méthode de contrôle exigeante en main d'œuvre.
- Implique plusieurs visites pour poser et relever les pièges.
- Risque de prises accessoires.
- Risque d'être sélectif en capturant principalement des mâles de grande taille. La capture de grands mâles ne permet pas une diminution de la taille des populations car le retrait des individus de grandes tailles a pour conséquence de réduire la pression sur les jeunes mâles, favorisant ainsi l'expansion de la population (Damien et al., 2014). Selon Peay, 2001, le biais en faveur des mâles de grandes tailles s'explique par le fait que lorsqu'un grand mâle entre en premier dans le piège il décourage les autres individus de petites tailles d'entrer.
- Ne permet pas la capture des femelles ovigères car elles sont moins actives et mobiles que les mâles (Lowery & Holdich, 1988).

➤ **Domaine d'application :**

Le recours au piégeage n'est envisageable que dans des milieux de faible superficie. L'efficacité de cette méthode sera d'autant plus importante que les populations d'écrevisses seront encore limitées (Poulet, 2014).

Tableau 9-17 : Domaine d'application des différents pièges

Pièges appâtés	Domaine d'application
Nasses	Eaux profondes et lentes
Pièges en pyramides	Profondeur > 61 cm
Pièges « Trappy » ou coniques	Non spécifié
Pièges cylindriques « EVO »	Non spécifié
Pièges Vulkan	Non spécifié
Pièges « LI-NI » ou pièges à mailles Promar TR-503	Eaux avec un faible débit et une profondeur > 33 cm
Pièges August ou Finnish 'Pirat' trap	Non spécifié
Pièges à crevettes ou 'Professional trap'	Profondeur >25 cm

➤ **Période d'action :**

Le succès des captures dépend de l'heure, de la saison et des conditions climatiques (Damien et al., 2014). Il est conseillé d'éviter les périodes hivernales lorsque les écrevisses sont moins actives (Noël, 2017). Le piégeage a généralement lieu durant les mois d'été, lorsque les écrevisses sont les plus actives et donc plus facilement capturées (Longshaw & Stebbing, 2016).

En ce qui concerne *Orconectes virilis*, il est conseillé d'intervenir en automne (septembre-octobre), pendant la saison de reproduction car les écrevisses sont plus actives durant cette période (Stuecheli, 1991).

➤ **Limiter les impacts :**

Afin de limiter les impacts du piégeage sur la faune, il est conseillé de relever régulièrement les nasses pour libérer les prises non voulues (Gherardi et al., 2011).

Il est important de désinfecter le matériel lorsque les pièges sont déplacés entre les étangs afin d'éviter de propager le champignon responsable de la peste des écrevisses (*Aphanomyces astaci*). Une alternative au désinfectant est de laisser sécher les pièges pendant 24 heures avant de les utiliser dans d'autres plans d'eau (Souty-Grosset et al., 2006).

➤ **Références :**

- Adriaens, T., Branquart, E., Gosse, D., Reniers, J., & Vanderhoeven, S. (2019). *Feasibility Of Eradication And Spread Limitation For Species Of Union Concern Sensu The Eu Ias Regulation (Eu 1143/2014) In Belgium Report Prepared In Support Of Implementing The Ias Regulation In Belgium*.
- Bennion, M. R. M., & Fridell, R. A. (2008). Assessment of Mechanical Removal Techniques to Control Virile Crayfish (*Orconectes virilis*) in the Beaver Dam Wash Near Lytle Ranch, Utah (No 08-64). State of Utah Department Of Natural Resources.
- Dow, A., Curti, J., & Fergus, C. (2020). It's a Trap ! An evaluation of different passive trap types to effectively catch and control the invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in streams of the Santa Monica Mountains. *Biological Invasions*, 11(1), 44-62.
- Green, N., Bentley, M., Stebbing, P., Andreou, D., & Britton, R. (2018). Trapping for invasive crayfish : Comparisons of efficacy and selectivity of baited traps versus novel artificial refuge traps. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 419, 15.
- Holdich, D. (2007). The spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea : Decapoda: Cambaridae], digs into the UK. *Aquatic Invasions*, 2(1), 1-16.
- Holdich, D. M., & Sibley, P. J. (Éds.). (2003). *Management and conservation of crayfish*. Environment Agency.
- Paillisson, J.-M., Soudieux, A., & Damien, J.-P. (2011). Capture efficiency and size selectivity of sampling gears targeting red-swamp crayfish in several freshwater habitats. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 401, 06.
- Rogowski, D. L., Sitko, S., & Bonar, S. A. (2013). Optimising control of invasive crayfish using life-history information. *Freshwater Biology*, 58(6), 1279-1291.
- Somers, K. M., & Green, R. H. (2011). Seasonal patterns in trap catches of the crayfish *Cambarus bartoni* and *Orconectes virilis* in six south-central Ontario lakes. *Canadian Journal of Zoology*.
- Stuecheli, K. (1991). Trapping Bias in Sampling Crayfish with Baited Funnel Traps. *North American Journal of Fisheries Management*, 11(2), 236-239.

Fiche 2 : Pièges non appâtés

➤ Principe :

Cette méthode consiste à attirer les écrevisses dans des pièges de type refuges artificiels. Ce type de piège imite les refuges naturels des écrevisses (terriers, crevasses sous les pierres). Il est constitué d'une série de tubes en PVC de différentes longueurs et de différents diamètres. Des briques trouées peuvent également être utilisées comme piège.



Figure 9.58 : Exemple de refuges artificiels en PVC (Green et al., 2018)

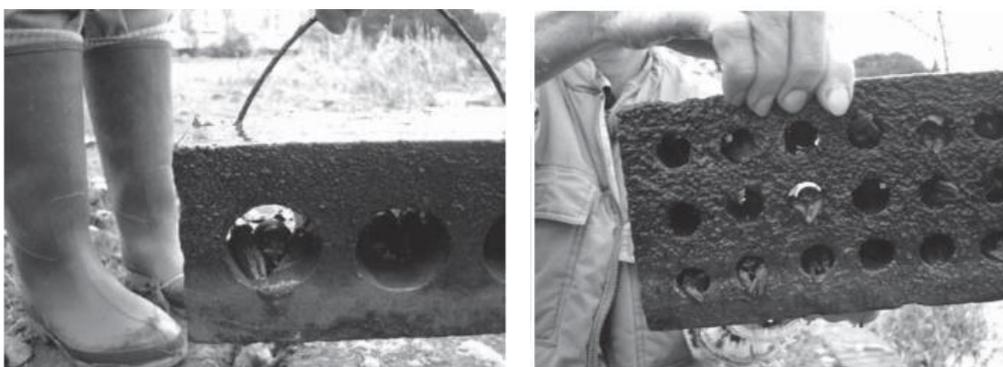


Figure 9.59 : Exemple de refuges artificiels réalisés avec des briques multi-trous (Peay, Proud, et al., 2006)

➤ Efficacité :

Tableau 9-18 : Efficacité des méthodes de piégeage sans appâts pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses

Eradiation	Contrôle	Espèces
?	?	<i>Orconectes virilis</i>
?	?	<i>Orconectes limosus</i>
?	✓	<i>Procambarus clarkii</i>
?	?	<i>Procambarus fallax</i>
?	✓	<i>Pacifastacus leniusculus</i>

À notre connaissance, l'éradication des populations d'écrevisses envahissantes n'a pas encore été atteinte.

➤ **Durée d'action :**

Cette méthode nécessite une approche sur le long terme pour être efficace.

Il est recommandé de laisser les pièges en place pendant au minimum une semaine avant de les contrôler. Selon Green et al.(2018), ce type de piège est hautement efficace après un déploiement de 24 heures dans les eaux courantes pour *Pacifastacus leniusculus*.

➤ **Avantages :**

- Permet la capture d'écrevisses mâles et femelles.
- Susceptible d'augmenter le nombre de femelles capturées ainsi que le nombre de femelles ovigères.
- Permet la capture d'écrevisses de tailles variables. Ils permettent la capture d'un éventail de classe de taille beaucoup plus large que les pièges traditionnels.
- Les pièges peuvent être laissés sur place pendant de longues périodes (pièges relevés toutes les semaines au lieu de toutes les 24 heures avec les pièges traditionnels).
- Ne nécessite pas l'utilisation d'appâts.
- Les prises accessoires ont la possibilité de s'échapper.
- Impact environnemental négligeable.
- Capture aussi bien les écrevisses juvéniles que les adultes.

➤ **Désavantages :**

- Chronophage.
- Implique plusieurs visites pour poser et relever les pièges.
- Ne retient pas les écrevisses.

➤ **Période d'action :**

Les refuges artificiels peuvent être déployés d'avril à novembre (Nicky Green Associates (NGA), 2009).

➤ **Domaine d'application :**

A l'heure actuelle, l'efficacité de cette méthode n'a été démontrée que dans les eaux courantes. Ce type de piège est encore très peu étudié dans les eaux lenticules (étangs, lacs).

Les refuges artificiels ne doivent pas être employés dans les zones à écoulement rapide ou excessivement limoneuses car les écrevisses sont moins mobiles dans de telles conditions et cela augmente le risque de perte des pièges (Nicky Green Associates (NGA), 2009). Il est recommandé de placer les pièges aussi proches que possible de l'horizontale sur le fond du lit du cours d'eau. Les pièges doivent être placés à angle droit par rapport à l'écoulement pour éviter que les écrevisses ne soient emportées ou piégées à l'intérieur des pièges sous la pression de l'eau (Nicky Green Associates (NGA), 2009). Lors de l'utilisation des pièges en eau courante, il est conseillé d'alourdir les pièges avec des pierres pour éviter qu'ils ne soient délogés par le courant. Cela permet également de les dissimuler. Le déploiement des pièges dans des eaux de moins de 50 centimètres de profondeur permet de lester plus aisément les pièges avec une pierre (Nicky Green Associates (NGA), 2009).

➤ **Limiter les impacts :**

Il est important de désinfecter le matériel lorsque les pièges sont déplacés entre les étangs afin d'éviter de propager le champignon responsable de la peste des écrevisses (*Aphanomyces astaci*). L'équipement doit être nettoyé et désinfecté à l'aide de « Virkon » ou d'un produit similaire puis être immergé dans de l'eau chaude pendant 15 minutes. Une alternative au désinfectant est de laisser sécher complètement les pièges pendant minimum 24 heures (Nicky Green Associates (NGA), 2009).

➤ **Références :**

- Dow, A., Curti, J., & Fergus, C. (2020). It's a Trap! An evaluation of different passive trap types to effectively catch and control the invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in streams of the Santa Monica Mountains. *Biological Invasions*, 11(1), 44-62.
- Green, N., Bentley, M., Stebbing, P., Andreou, D., & Britton, R. (2018). Trapping for invasive crayfish: Comparisons of efficacy and selectivity of baited traps versus novel artificial refuge traps. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 419, 15.
- Nicky Green Associates (NGA). (2009). *Guidance on the use of artificial refuge traps for the monitoring and control of freshwater crayfish*.
- O'Connor, J., Brennan, S., & Baars, J.-R. (2018). Crayfish arts: An evaluation into the efficacy of artificial refuge traps for monitoring lotic white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) (Decapoda, Astacidae) populations. *Crustaceana*, 91(3), 297-309.

Fiche 3 : Pêche électrique

➤ **Principe :**

Cette méthode consiste à appliquer des électrochocs à des sections fermées de cours d'eau ou de bassins. La pêche électrique permet de faciliter la capture des écrevisses. Après application du courant électrique, les écrevisses sont étourdies, ce qui facilite la collecte manuelle.

Cette méthode pourrait être combinée à une réduction du niveau de l'eau afin d'augmenter son efficacité ainsi que son domaine d'application (Stebbing et al., 2012).

Dans une expérimentation, Peay et al. (2015) proposent de procéder après chaque électrochoc à la mise en assec de la section du cours d'eau traité afin de faciliter la capture des écrevisses. Le débit est ensuite rétabli avant de procéder à un nouveau traitement électrique. L'opération est poursuivie jusqu'au moment où plus aucune écrevisse n'est capturée.

Afin de cibler un plus grand nombre d'écrevisses, Peay et al. (2015) suggèrent également de couvrir le lit du cours d'eau de bâches en plastiques noirs pour créer des conditions nocturnes encourageants ainsi un plus grand nombre d'écrevisses à sortir de leurs terriers pendant le traitement.

➤ **Efficacité :**

Tableau 9-19 : Efficacité de la pêche électrique pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses

Eradication	Contrôle	Espèces
×	?	<i>Orconectes virilis</i>
?	?	<i>Orconectes limosus</i>
?	?	<i>Procambarus clarkii</i>
?	?	<i>Procambarus fallax</i>
?	✓	<i>Pacifastacus leniusculus</i>

Cette méthode est encore très peu étudiée pour la gestion des écrevisses envahissantes. Selon l'étude de Rogowski et al. (2013), cette méthode s'est révélée inefficace pour collecter *Orconectes virilis* car le niveau d'eau n'a pas pu être ajusté afin de permettre l'étourdissement des écrevisses. La réponse des écrevisses a donc été de nager vers le fond pour trouver un abri. Les résultats d'autres études laissent toutefois penser que cette méthode pourrait permettre le contrôle des écrevisses (Alonso, 2000; Gale et al., 2003; Rabeni et al., 1997). Selon Peay et al. (2015), la pêche électrique est une méthode de contrôle et non une méthode d'éradication car certaines écrevisses sont capables de survivre dans les berges.

➤ **Durée d'action :**

La pêche électrique combinée au drainage doit être un traitement intensif qui se produit fréquemment sur une période de temps suffisamment longue. Stebbing et al. (2012) proposent une répétition du traitement tous les 6 mois pendant plusieurs années.

Peay et al. (2015) ont réalisé des chocs répétés de haute intensité (96kW, courant continu 1600V, 57,8A à 7Hz) à deux sections de cours d'eau. Les deux sections ont reçu 98 minutes de chocs de 2 minutes. L'une des deux sections a reçu des chocs supplémentaires de 15 minutes pour un total de 308 minutes. La mortalité des écrevisses était de 86% pour la première section et de 97% pour la deuxième section ayant subi des chocs supplémentaires.

➤ **Avantages :**

- Affecte toutes les tailles d'écrevisses. Les petits individus (<30 millimètres) semblent toutefois plus sensibles.
- Affecte tous les stades de vie (Ribbens & Graham, 2004).
- Affecte de manière équilibrée les deux types de sexe (Reeve, 2001 cité par Freeman et al., 2010a).

➤ **Désavantages :**

- Risque d'impact sur les espèces non ciblées.
- Méthode non sélective.
- Nécessite une forte intensité de travail.
- Ne permet généralement l'enlèvement que d'une partie de la population.
- Ne permet pas la capture des écrevisses qui occupent leurs terriers.
- Une formation est nécessaire avant la mise en œuvre de cette méthode (UICN, 2019).
- Présente un risque pour la santé et la sécurité des personnes appliquant la méthode ainsi que pour le public, le bétail et les animaux de compagnie.
- Méthode coûteuse.

➤ **Période d'action :**

Il est recommandé d'employer la pêche électrique à la fin de l'été, lorsque les écrevisses sont actives et le temps clémente. Il est préférable d'éviter la période hivernale lorsque les écrevisses séjournent dans leurs refuges.

L'efficacité de cette méthode peut être accrue par une utilisation de nuit, lorsque les écrevisses sont actives (Stebbing et al., 2014).

➤ **Domaine d'application :**

La pêche électrique n'est pas recommandée dans les eaux turbides et profondes car les écrevisses sont difficilement visibles (Westman et al., 1978 cité par Freeman et al., 2010a). C'est une méthode adaptée aux petites surfaces d'eau peu profondes. La présence de pierres réduit l'efficacité de la méthode car c'est un potentiel refuge pour les écrevisses (Freeman et al., 2010a). L'efficacité de cette méthode pourrait être plus importante dans les cours d'eau où il y a peu d'habitat disponible dans les berges (Peay et al., 2015).

Cette technique n'est pas recommandée à un stade précoce d'invasion (UICN, 2019).

➤ **Limiter les impacts :**

Afin de limiter le risque de dispersion des écrevisses envahissantes, la pose de barrières autour du plan d'eau peut être envisagée (voir point 4.2.1 Limiter la propagation).

Lors de l'utilisation de la méthode dans les cours d'eau, des filets peuvent être installés aux extrémités des sections traitées afin d'empêcher les écrevisses de s'échapper en aval (Freeman et al., 2010b; Peay et al., 2015).

Les effets non ciblés de la pêche électrique sur les poissons peuvent être limités en retirant les poissons avant le traitement (Freeman et al., 2010a).

➤ **Références :**

- Basilico, L., Damien, J.-P., Roussel, J.-M., Poulet, N., & Paillisson, J.-M. (2013). *Les invasions d'écrevisses exotiques. Impacts écologiques et pistes pour la gestion* (Synthèse des premières « Rencontres Nationales sur les écrevisses exotiques invasives »). ONEMA.
- Peay, S., Dunn, A. M., Kunin, W. E., Mckimm, R., & Harrod, C. (2015). A method test of the use of electric shock treatment to control invasive signal crayfish in streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25(6), 874-880. Scopus.
- Peay, S. (2013). *Developing tools for the management of freshwater crayfish* [Phd, University of Leeds].
- Freeman, M. A., Turnbull, J. F., Yeomans, W. E., & Bean, C. W. (2010). Prospects for management strategies of invasive crayfish populations with an emphasis on biological control. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(2), 211-223.
- Rogowski, D. L., Sitko, S., & Bonar, S. A. (2013). Optimising control of invasive crayfish using life-history information. *Freshwater Biology*, 58(6), 1279-1291.

Fiche 4 : Pêche au filet

➤ Principe :

Cette méthode consiste à traquer directement les écrevisses pendant la journée à l'aide de traînes à petites mailles (1 millimètre), de sennes en nylon ou de verveux. Généralement, deux personnes travaillent en amont pour renverser les rochers et perturber la végétation (Bennion & Fridell, 2008).

Le filet permet d'augmenter la probabilité de capture des écrevisses juvéniles. Cette méthode pourrait dès lors être une méthode complémentaire à l'utilisation de pièges afin de gérer les populations d'écrevisses envahissantes (Bennion & Fridell, 2008).

➤ Efficacité :

Tableau 9-20 : Efficacité de la pêche au filet pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses

Eradication	Contrôle	Espèces
?	✓	<i>Orconectes virilis</i>
?	?	<i>Orconectes limosus</i>
?	✓	<i>Procambarus clarkii</i>
?	?	<i>Procambarus fallax</i>
?	✓	<i>Pacifastacus leniusculus</i>

L'efficacité de la méthode n'a pas encore été évaluée sur le terrain pour *Orconectes limosus* et *Procambarus fallax*. Cette méthode se révèle efficace pour réduire temporairement le nombre d'écrevisses dans des zones confinées (Bennion & Fridell, 2008). Cependant, l'emploi du filet seul est peu susceptible d'aboutir à l'éradication des populations d'écrevisses exotiques envahissantes (Bennion & Fridell, 2008; Freeman et al., 2010b).

La pêche au filet a été signalée comme étant plus efficace que le piégeage pour capturer les juvéniles et les femelles ovigères (Rogers et Holdich, 1998 cité par Freeman et al., 2010a).

➤ Durée d'action :

Cette méthode nécessite une approche sur le long terme pour être efficace.

➤ Avantages :

- Capture aussi bien les écrevisses juvéniles que les adultes.
- Semble être la méthode la plus efficace pour l'élimination d'individus immatures (Bennion & Fridell, 2008).

➤ Désavantages :

- Chronophage.
- Très exigeant en main d'œuvre.
- Se promener dans un cours d'eau ou un étang endommage les plantes et les invertébrés.
- Le retournement des rochers écrase les organismes et détache les plantes enracinées.
- Risque de prises accessoires.

- Les verveux présentent un risque pour d'autres espèces telles que les campagnols aquatiques et les loutres.

➤ **Période d'action :**

Cette méthode est à éviter durant les périodes hivernales lorsque les écrevisses sont moins actives (Noël, 2017).

➤ **Domaine d'application :**

La pêche au filet est conseillée sur des petites surfaces d'eaux peu profondes (<1 mètre) qui peuvent être traversées à pied et dont l'accès est rendu aisé (élagage et enlèvement des grosses branches à proximité). Il est également recommandé d'employer la pêche au filet dans les eaux claires car l'efficacité de cette méthode est réduite dans les eaux turbides. L'emploi de filets pour contrôler les écrevisses sur de grandes étendues d'eau est considéré comme peu réaliste (Bennion & Fridell, 2008).

➤ **Limiter les impacts :**

Afin de limiter le risque de dispersion des écrevisses envahissantes, la pose de barrière autour du plan d'eau peut être envisagée (voir point 4.2.1 Limiter la propagation).

➤ **Références :**

- Bennion, M. R. M., & Fridell, R. A. (2008). Assessment of Mechanical Removal Techniques to Control Virile Crayfish (*Orconectes virilis*) in the Beaver Dam Wash Near Lytle Ranch, Utah (N° 08-64). State of Utah Department Of Natural Resources.
- Freeman, M. A., Turnbull, J. F., Yeomans, W. E., & Bean, C. W. (2010). Prospects for management strategies of invasive crayfish populations with an emphasis on biological control. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(2), 211-223.
- García-de-Lomas, J., Dana, E. D., & González, R. (2020). Traps and netting, better together than alone: An innovative approach to improve *Procambarus clarkii* management. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 421, 39.

Fiche 6 : Mise en assec

➤ Principe :

Cette méthode consiste à procéder à l'assèchement complet d'un plan d'eau afin de supprimer l'habitat favorable aux écrevisses. Le drainage permet de créer des conditions qui entraîneront la mort des écrevisses par dessiccation ou par prédation.

L'eau doit être filtrée (filtre à plancton maille de 1 millimètre) avant d'être rejetée dans les canalisations d'eau claire afin d'éviter toute dispersion de larves. Le fond de l'étang est ensuite curé et chaulé. Le chaulage du fond et des enrochements peut être effectué par projection d'une solution de chlore au moyen de pompes à haute pression. Afin de limiter la présence d'abris pour les écrevisses, les enrochements en bordure du plan d'eau peuvent être bétonnés au niveau des interstices. Cette méthode peut être accompagnée par l'enlèvement manuel ou par excavation mécanique des refuges d'écrevisses pour augmenter les chances de succès de la gestion (Peay, 2001). Cette technique peut également être complétée par des recherches actives d'écrevisses pendant les assèchements hivernaux et estivaux.

Selon Peay & Hiley (2001), le drainage et le dragage de routine des étangs et des lacs ne seraient pas suffisants pour éradiquer les populations d'écrevisses. Les écrevisses ont la capacité de survivre pendant plusieurs mois dans leurs terriers. Selon le même auteur, compléter le drainage par une excavation qui agrandit l'étang dans toutes les directions aurait de meilleures chances de réussite.

➤ Efficacité :

Tableau 9-21 : Efficacité de la mise en assec pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses

Éradication	Contrôle	Espèces
?	?	<i>Orconectes virilis</i>
?	?	<i>Orconectes limosus</i>
✓	✓	<i>Procambarus clarkii</i>
✓	✓	<i>Procambarus fallax</i>
?	✓	<i>Pacifastacus leniusculus</i>

L'efficacité de la méthode pour *Orconectes virilis* et *Orconectes limosus* n'a pas encore été démontrée. En ce qui concerne *Pacifastacus leniusculus*, seul un article fait état d'une éradication réussie (Krieg et al., 2020) contre trois articles présentant cette méthode comme inefficace pour cette espèce (Freeman et al., 2010a; Gherardi et al., 2011; D. M. Holdich & Sibley, 2003).

Le succès de cette méthode n'est pas garanti pour toutes les populations d'écrevisses. Dans certains cas, les populations peuvent se révéler résistantes à de longues périodes de sécheresse (Delsinne et al., 2013).

➤ **Durée d'action :**

La durée d'action est variable en fonction des conditions rencontrées. Girardet et al. (2012) ont éradiqué *P.clarkii* d'un étang (surface de 1.480 m² et profondeur moyenne de 60 cm) par la méthode d'assèchement en huit mois alors que pour Damien et al.(2014) trois ans de mise en assec avec traitement à la chaux ont été nécessaires pour éradiquer une population de *P.clarkii* dans deux plans d'eau (surface de 6.000 m² et 2.000 m²).

Étant donné que les écrevisses résistent à la dessiccation et au gel, il est généralement nécessaire de prolonger l'assec sur plusieurs années (Basilico et al., 2013). Selon Basilico et al. (2013), une population d'écrevisses invasives peut être considérée comme éradiquée au bout de trois années d'assèchement.

➤ **Avantages :**

- Permet de réduire l'envasement.

➤ **Désavantages :**

- Impacts secondaires sur la faune et la flore des étangs. Par exemple, dans l'expérimentation de Girardet et al. (2012), les populations d'amphibiens n'ont pas été déplacées vers un autre site pour éviter le transfert de larves d'écrevisses vers d'autres plans d'eau. Les populations d'amphibiens ont donc desséché sur place.
- Méthode coûteuse.

➤ **Période d'action :**

Cette méthode se révèle efficace lorsqu'elle est réalisée en hiver et/ ou en été, pour permettre soit l'assèchement complet, soit la congélation des sédiments.

➤ **Domaine d'application :**

Cette méthode n'est pertinente que pour des plans d'eau vidangeables tels que les étangs artificiels qui constituent des foyers d'invasion localisés (Peay, 2001). Selon Holdich & Sibley (2003), cette méthode n'est praticable que dans les cours d'eau et les étangs de faible superficie. Les étangs fermés présentent de meilleures chances de réussite pour l'éradication (Peay, 2001).

La mise en assec et le recours au chaulage ne sont pas conseillés en milieu naturel en raison des dommages collatéraux engendrés.

Le recours à cette méthode peut être acceptable lorsqu'une densité élevée d'écrevisses entraîne déjà une réduction significative des équipements de pêche à la ligne ou lorsque le propriétaire souhaite agrandir l'installation (Peay, 2013).

Cette technique n'est pas conseillée à un stade précoce d'invasion (UICN, 2019).

➤ **Limiter les impacts :**

Avant de vidanger le plan d'eau, il est préférable d'installer une barrière autour de celui-ci afin d'éviter que les écrevisses ne s'échappent (voir point 4.2.1 Limiter la propagation).

Dans le cas d'une mise en assec d'une rivière, il est conseillé d'isoler le tronçon traité au moyen de filets (mailles 2 millimètres) pour empêcher les écrevisses de s'échapper (Chadwick et al., 2021).

➤ **Références :**

- Adriaens, T., Branquart, E., Gosse, D., Reniers, J., & Vanderhoeven, S. (2019). *Feasibility Of Eradication And Spread Limitation For Species Of Union Concern Sensu The Eu Ias Regulation (Eu 1143/2014) In Belgium Report Prepared In Support Of Implementing The Ias Regulation In Belgium*.
- Basilico, L., Damien, J.-P., Roussel, J.-M., Poulet, N., & Paillisson, J.-M. (2013). *Les invasions d'écrevisses exotiques. Impacts écologiques et pistes pour la gestion* (Synthèse des premières « Rencontres Nationales sur les écrevisses exotiques invasives »). ONEMA.
- Chadwick, D. D. A., Pritchard, E. G., Bradley, P., Sayer, C. D., Chadwick, M. A., Eagle, L. J. B., & Axmacher, J. C. (2021). A novel 'triple drawdown' method highlights deficiencies in invasive alien crayfish survey and control techniques. *Journal of Applied Ecology*, 58(2), 316-326.
- Delsinne, T., Lafontaine, R.-M., Beudels-Jamar, R., & Robert, H. (2013). Risk analysis of the Louisiana Crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). - Risk analysis report of non-native organisms in Belgium from the Royal Belgian Institute of Natural Sciences for the Federal Public Service Health, Food chain safety and Environment.
- Dorn, N. J., & Volin, J. C. (2009). Resistance of crayfish (*Procambarus spp.*) populations to wetland drying depends on species and substrate. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(4), 766-777.
- Freeman, M. A., Turnbull, J. F., Yeomans, W. E., & Bean, C. W. (2010). Prospects for management strategies of invasive crayfish populations with an emphasis on biological control. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(2), 211-223. <https://doi.org/10.1002/aqc.1067>
- Girardet, M.-A., Cherix, D., Hofmann, F., & Rubin, J.-F. (2012). Eradication d'une population d'écrevisses de Louisiane, *Procambarus clarkii*, à l'étang de Vidy et situation des populations d'écrevisses à Lausanne, Suisse. 11
- Holdich, D. M., & Sibley, P. J. (Éds.). (2003). Management and conservation of crayfish. Environment Agency.
- Peay, S., & Hiley, PD. (2001). Eradication of Alien Crayfish. Phase II. Environment Agency Technical Report W1-037/ TR1. Environment Agency, Bristol.

9.2.1.3 Méthodes combinées

Fiches 1 : Combinaison des pièges appâtés, refuges artificiels et pêche électrique

➤ **Principe :**

Utilisation simultanée de nasses appâtées et de refuges artificiels (mélange de pierres et de briques) afin de gérer les populations d'écrevisses exotiques envahissantes.

Les nasses employées avaient les dimensions suivantes dans l'expérimentation de Dana et al. (2010) : 0,5 mètre de long, 0,3 mètre de diamètre et ouvertures de 0,65 mètre.

La pêche électrique est ensuite employée comme technique complémentaire au piégeage : matériel de pêche électrique 6011 GI Honda GXV50, courant de 25-50Hz et tension de 200-400 V.

➤ **Efficacité :**

Tableau 9-22 : Efficacité de la méthode combinée pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces d'écrevisses

Eradication	Contrôle	Espèces
?	?	<i>Orconectes virilis</i>
?	?	<i>Orconectes limosus</i>
?	?	<i>Procambarus clarkii</i>
?	?	<i>Procambarus fallax</i>
?	✓	<i>Pacifastacus leniusculus</i>

Les résultats obtenus par Dana et al. (2010) laissent suggérer qu'il est possible d'obtenir le contrôle d'une population de *P. leniusculus* dans les 12 premiers mois de travail en utilisant une combinaison de techniques de pêches.

➤ **Durée d'action :**

La mise en place des opérations de gestion pendant quatre ans a permis une réduction de l'effectif de la population d'écrevisses. Pour être efficace, le programme de gestion doit être envisagé sur le long terme.

Les pièges ont été vidés toutes les 24 heures. La combinaison de piégeages a été opérée pendant 4 ans et a ensuite été suivie de la pêche électrique.

➤ **Avantages :**

- Capture équitablement répartie entre les mâles et les femelles.
- Capture toutes les tailles d'individus.

➤ **Désavantages :**

- Méthode coûteuse.
- Nécessite une forte intensité de travail.
- Chronophage.
- Implique plusieurs visites pour poser et relever les pièges.

- **Période d'action :** /
- **Domaine d'application :**

Les opérations ont été menées en rivière (tronçon d'une longueur de 850 mètres avec une profondeur moyenne de 0,2 mètre et une largeur moyenne de 4 mètres).

La combinaison des pièges appâtés et des refuges artificiels a permis la capture des écrevisses dans l'ensemble des conditions rencontrées sur le terrain. Les pièges appâtés ont été installés dans les zones difficiles d'accès pour les travailleurs (profondeur >1 mètre) et les refuges artificiels ont été placés sur les berges peu profondes (<0,5 mètre) de la rivière.

- **Limiter les impacts :** Voir points relatifs à la pêche électrique, pièges appâtés et pièges non appâtés.

- **Références :**

Dana, E., López-Santiago, J., García-de-Lomas, J., García-Ocaña, D., Gámez, V., & Ortega, F. (2010). Long-term management of the invasive *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) in a small mountain stream. *Aquatic Invasions*, 5(3).

9.2.2 Plantes aquatiques envahissantes

9.2.2.1 Méthodes biologiques

Fiche 1 : Carpes herbivores (*Ctenopharyngodon idella*)

➤ **Principe :**

Cette méthode vise à introduire des individus de carpes herbivores (*Ctenopharyngodon idella*) dans une surface d'eau fermée et envahie par les plantes aquatiques. Les carpes herbivores consomment les plantes aquatiques envahissantes et permettent ainsi de les éradiquer. Leslie et al. (1987) proposent l'utilisation de 2 poissons par tonne de végétation (en poids frais).

➤ **Efficacité :**

Tableau 9-23 : Efficacité de la méthode biologique pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques

Éradication	Contrôle	Espèces	Densité
✓	✓	<i>Cabomba caroliniana</i>	17-22 poissons/ ha (éradication 100%)
?	?	<i>Elodea nuttallii</i>	
?	?	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	
✓	✓	<i>Lagarosiphon major</i>	30 poissons/ ha (éradication 100%)
?	?	<i>Ludwigia grandiflora</i>	
?	?	<i>Ludwigia peploides</i>	
×	✓	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	
×	✓	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	

Les carpes herbivores ne sont pas recommandées pour le contrôle de *Myriophyllum aquaticum* et *Myriophyllum heterophyllum* car cette espèce de poisson évite de consommer les deux espèces exotiques envahissantes en raison de leur forte teneur en tanin (Catarino et al. 1997 ; WSDE 2003 in Mabulu 2005 ; Pine et Anderson 1991). Un certain contrôle des populations de *Myriophyllum aquaticum* et *Myriophyllum heterophyllum* a toutefois pu être constaté par Hanlon et al. (2000) et Garner et al. (2013). En ce qui concerne *Elodea nuttallii*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Ludwigia grandiflora* et *Ludwigia peploides*, l'efficacité de la méthode sur le terrain n'a pas encore été évaluée.

➤ **Durée d'action :**

La durée d'action est variable selon les cas, la densité de poissons utilisée et l'espèce ciblée.

Cabomba caroliniana a complètement été maîtrisée en moins de cinq ans avec une densité de 22 poissons par hectare en Arkansas. Cette même plante aquatique a été maîtrisée en deux ans avec une densité de 17 poissons à l'hectare en Floride.

➤ **Avantages :**

- Bon marché.
- Très efficace car cette espèce peut ingérer plusieurs fois son propre poids corporel par jour dans la végétation submergée.

➤ **Désavantages :**

- Méthode non-sélective.
- Les densités élevées des carpes herbivores peuvent impacter la qualité de l'habitat pour d'autres organismes par la perte complète de la végétation, ainsi que par la modification de la composition des sédiments et de l'hydrochimie.
- Les déjections de la carpe herbivore contribuent à l'enrichissement du milieu en nutriments.
- Les carpes herbivores sont moins efficaces dans des conditions d'eau froide (<9°C).
- La carpe herbivore étant une espèce généraliste avec une forte préférence alimentaire, il y a un risque de réduire la population de plantes indigènes. Ce qui aurait pour impact d'augmenter la compétitivité des plantes invasives.
- La carpe herbivore est considérée comme une espèce invasive dans certains pays d'Europe.

➤ **Période d'action :** /

➤ **Domaine d'application :**

Technique efficace dans les milieux fermés (eaux closes) où les plantes exotiques envahissantes sont les plantes majoritairement présentes. Le succès de cette méthode est limité dans les grands lacs en raison des pertes de poissons par évvasion et par prédation.

➤ **Limiter les impacts :**

Afin d'éviter que les poissons ne s'échappent, les entrées et les sorties du plan d'eau doivent être filtrées.

L'utilisation de poissons stériles tels que les carpes triploïdes permettra de limiter le risque d'explosion de la population au sein du plan d'eau ainsi que de limiter les risques d'invasion en cas de libération accidentelle dans le milieu naturel.

Il est conseillé d'introduire des individus dont la taille est supérieure à 300 millimètres afin d'éviter que les poissons introduits ne soient la proie d'espèces piscivores.

Après l'élimination des plantes indésirables, il est conseillé de réduire les densités de carpes au minimum. L'élimination définitive des carpes après introduction est généralement presque impossible.

➤ **Références :**

- Chisholm, W. P. (2006). Review of Aquatic Weed Control Methods in New Zealand. 3.
- Codhant, H., & Dutartre, A. (1992). *Utilisation de la carpe chinoise comme moyen de contrôle biologique des macrophytes aquatiques revue bibliographique*. 1099-1107.
- Jordan, M. (2003). Grass carp : Are they a safe biological control agent for nuisance aquatic vegetation? Conservation Scientist.
- Mackey, A. P. (1996). Cabomba (*Cabomba spp.*) in Queensland. Department of Natural Resources and Mines.
- Wilson, C. E., Darbyshire, S. J., & Jones, R. (2011). The Biology of Invasive Alien Plants in Canada. 7. *Cabomba caroliniana* A. Gray. Canadian Journal of Plant Science.
- Zehnsdorf, A., Hussner, A., Eismann, F., Rönicke, H., & Melzer, A. (2015). Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. Limnologica, 51, 110-117.

9.2.2.2 Méthodes physiques

Fiche 1 : Arrachage manuel

➤ Principe :

Cette méthode vise à enlever et collecter manuellement la totalité des plantes envahissantes, y compris les racines. La récolte peut être effectuée directement sur les berges à partir d'embarcations ou par des plongeurs.

Afin de faciliter la gestion et de réduire la vigueur des plantes, un stress hydrique peut être induit par une réduction du niveau de l'eau avant la gestion.

Cette méthode nécessite généralement d'être équipé : cuissardes, matériel de plongée, sacs de plongée pour la collecte du matériel végétal, râpeaux, pelle-bêche.

➤ Efficacité :

Tableau 9-24 : Efficacité de l'arrachage manuel pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques

Eradication	Contrôle	Espèces	Effort
?	?	<i>Cabomba caroliniana</i>	
✓	✓	<i>Elodea nuttallii</i>	
✓	✓	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	
✓	✓	<i>Lagarosiphon major</i>	
?	✓	<i>Ludwigia grandiflora</i>	
✓	✓	<i>Ludwigia peploides</i>	150 heures/personnes (éradication 100%)
?	✓	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	
?	✓	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	

L'efficacité de la méthode pour *Cabomba caroliniana* n'a pas encore été démontrée dans la littérature.

L'efficacité sur le long terme de la récolte de *Ludwigia grandiflora*, *Myriophyllum aquaticum* et *Myriophyllum heterophyllum* n'a pas encore été établie.

➤ Durée d'action :

Afin d'être efficace, cette méthode ne doit pas être envisagée comme une intervention ponctuelle mais comme un entretien régulier sur plusieurs années. Une gestion entre 3 et 4 mois après le premier prélèvement est généralement nécessaire.

Pour *Hydrocotyle ranunculoides*, 4 à 6 passages mensuels compris entre juin et novembre sont conseillés.

Les sites gérés et ceux en aval doivent rester sous étroite surveillance pendant une période de 5 ans après les traitements afin de détecter toute résurgence de la mauvaise herbe.

➤ Avantages :

- Permet d'effectuer des interventions précises et sélectives.
- Présente très peu d'impacts sur l'environnement.

➤ **Désavantages :**

- Difficile et coûteux dans les zones fortement infestées.
- Pénibilité du travail (accès difficile, profondeur de vase, etc.).
- Chronophage.
- Risque de dispersion des fragments de tiges.
- Nécessite une main d'œuvre importante.
- Remise en suspension des sédiments.

➤ **Période d'action :**

Ludwigia peploides peut être géré avec au minimum deux passages par an. Un premier passage doit être réalisé lors du pic de biomasse avant la mi-juillet et un second passage doit être effectué avant la fructification, avant la fin septembre.

Pour *Hydrocotyle ranunculoides*, il est conseillé de réaliser l'arrachage manuel avant la dormance hivernale. La récolte peut débuter au début du printemps et se poursuivre pendant la période estivale. Il est préférable de ne pas attendre le mois de juillet pour intervenir car le taux de croissance sera maximal et de très grands volumes seront donc à extraire.

Pour *Myriophyllum aquaticum* et *Myriophyllum heterophyllum*, il est préférable d'agir en hiver, lorsque la plante est moins active.

Pour *Elodea nuttallii*, il est conseillé d'intervenir avant juillet.

En ce qui concerne *Ludwigia grandiflora*, il est préférable d'agir à la fin du printemps.

➤ **Domaine d'application :**

La gestion manuelle est à envisager dans les sites récemment envahis où le niveau d'abondance végétative est faible. Cette méthode est efficace dans les petites parcelles (jusqu'à environ 5 ares) ou le long de périmètres de plus grandes ampleurs préalablement traités au moyen d'autres méthodes. Cette technique est à privilégier sur les cours d'eau à forte valeur patrimoniale (espèces rares et/ou protégées) afin de maintenir ou de restaurer la diversité floristique des cours d'eau. Cette technique peut également être envisagée en finition d'un arrachage mécanique.

➤ **Limiter les impacts :**

Afin de limiter le risque de dispersion des fragments de plantes, il est recommandé de poser des barrages flottants, des grillages ou des filets à l'aval des sites où se déroulera le chantier. Les barrages devront être constitués de treillis de maillage de 1 centimètre maximum. Lors de l'utilisation de filets à mailles fines, il est conseillé de réaliser un ramassage fréquent des fragments de plantes afin d'éviter tout risque de rupture du dispositif et de contamination en aval.

Après le chantier, il est conseillé de nettoyer tous les outils et engins utilisés en évitant de disséminer les fragments de tiges.

➤ **Références :**

Adriaens, T., Branquart, E., Gosse, D., Reniers, J., & Vanderhoeven, S. (2019). Feasibility Of Eradication And Spread Limitation For Species Of Union Concern Sensu The Eu Ias

- Regulation (Eu 1143/2014) In Belgium Report prepared in support of implementing the IAS regulation in Belgium.
- Bailey, J. E., & Calhoun, A. J. K. (2008). Comparison of Three Physical Management Techniques for Controlling Variable-leaf Milfoil in Maine Lakes. *J. Aquat. Plant Manage.*, 5.
- Bailey, J. E. (2007). *Myriophyllum Heterophyllum Michx. (Haloragaceae): Control And Vegetative Reproduction In Southwestern Maine*. University of Maine Farmington.
- Caffrey, J., Millane, M., Evers, S., & Moran, H. (2011). Management Of *Lagarosiphon Major* (Ridley) Moss In Lough Corrib—A Review. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 111B(3), 205-212.
- Clayton, J. (2006). Assessment of the 2005/06 *Lagarosiphon major* control programme in Lake Wanaka. 31
- Delbart, E., & Monty, A. (2012). Plantes invasives aquatiques en Wallonie : Comment les gérer ? Cas des plantes amphibies. 28.
- Guérin, M., & Provendier, D. (2014). Gestion des plantes exotiques envahissantes.
- Hussner, A., Windhaus, M., & Starfinger, U. (2016). From weed biology to successful control : An example of successful management of *Ludwigia grandiflora* in Germany. *Weed Research*, 56(6), 434-441.
- Morrissey, E., Meade, R., Matson, R., McCarthy, E., & Kelly, F. (2020). *Lagarosiphon major* Research on Lough Corrib. Interim Report 2018-2019.
- Newman, J. R., & Duenas, M. A. (2010). Information Sheet 25 : *Elodea nuttallii*, Nuttall's pondweed. Centre for Ecology and Hydrology.
- Nino, F. D., Thiébaud, G., & Muller, S. (2005). Response of *Elodea Nuttallii* (Planch.) H. St. John to Manual Harvesting in the North-East of France. *Hydrobiologia*, 551(1), 147-157.
- Sears, A. L. W., & Meisler, J. (2006). Appendix D: Invasive *Ludwigia* Management Plan for The Laguna De Santa Rosa Sonoma County, California 2005-2010.
- Varray S., C., Haury, J., & Hudin, S. (2018). *Manuel de gestion des espèces exotiques envahissantes du bassin Loire-Bretagne*. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels.

Fiche 2 : Arrachage mécanique

➤ **Principe :**

Cette méthode vise à enlever et collecter la totalité des plantes envahissantes, y compris les racines, au moyen de godets faucardeurs et de griffes installés sur un engin terrestre (tracteur, pelle mécanique) ou flottant (bateau, ponton).

Cette méthode peut être accompagnée par un arrachage manuel en finition.

➤ **Efficacité :**

Tableau 9-25: Efficacité de l'arrachage mécanique pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques

Eradication	Contrôle	Espèces
?	?	<i>Cabomba caroliniana</i>
?	?	<i>Elodea nuttallii</i>
✓	✓	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>
✗	✓	<i>Lagarosiphon major</i>
✓	✓	<i>Ludwigia grandiflora</i>
✓	✓	<i>Ludwigia peploides</i>
?	✓	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
?	?	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>

L'efficacité de la méthode pour *Cabomba caroliniana*, *Elodea nuttallii* et *Myriophyllum heterophyllum* n'a pas encore été démontrée dans la littérature.

L'efficacité sur le long terme de la récolte de *Myriophyllum aquaticum* n'a pas encore été établie.

➤ **Durée d'action :**

Une éradication peut être obtenue après minimum deux années par répétition des interventions. Les sites gérés et ceux en aval doivent rester sous étroite surveillance pendant une période de 5 ans après les traitements afin de détecter toute résurgence de la plante aquatique.

➤ **Avantages :**

- Permet de gérer des étendues importantes.

➤ **Désavantages :**

- Risque d'engendrer des impacts importants sur le milieu.
- Méthode non-sélective.
- Remise en suspension des sédiments.
- Risque de dispersion des fragments de tiges.
- Les engins et outils utilisés ne sont pas toujours adaptés aux sites à traiter car ils ont généralement été développés au départ pour d'autres utilisations.

➤ **Période d'action :**

Ludwigia peploides peut être géré avec au minimum deux passages par an. Un premier passage doit être réalisé lors du pic de biomasse avant la mi-juillet et un second passage doit être effectué avant la fructification, avant la fin septembre.

Pour *hydrocotyle ranunculoides*, il est conseillé de réaliser l'arrachage mécanique avant la dormance hivernale. La récolte peut débuter au début du printemps et se poursuivre pendant la période estivale. Il est préférable de ne pas attendre le mois de juillet pour intervenir car le taux de croissance sera maximal et de très grands volumes seront donc à extraire.

Pour *Myriophyllum aquaticum* et *Myriophyllum heterophyllum*, il est préférable d'agir en hiver, lorsque la plante est moins active.

Pour *Elodea nuttallii*, il est conseillé d'intervenir avant juillet.

En ce qui concerne *Ludwigia grandiflora*, il est préférable d'agir à la fin du printemps.

➤ **Domaine d'application :**

La gestion mécanique est appropriée dans les grandes étendues envahies. La présence de rochers et d'autres obstacles peut cependant rendre la gestion difficile.

➤ **Limiter les impacts :**

Afin de limiter le risque de dispersion des fragments de plantes, il est recommandé de poser des barrages flottants, des grillages ou des filets à l'aval des sites où se déroulera le chantier. Les barrages devront être constitués de treillis de maillage de 1 centimètre maximum. Lors de l'utilisation de filets à mailles fines, il est conseillé de réaliser un ramassage fréquent des fragments de plantes afin d'éviter tout risque de rupture du dispositif et de contamination en aval.

Après le chantier, il est conseillé de nettoyer tous les outils et engins utilisés en évitant de disséminer les fragments de tiges.

➤ **Références :**

- Delbart, E., & Monty, A. (2012). Plantes invasives aquatiques en Wallonie : Comment les gérer ? Cas des plantes amphibies. 28.
- Dutartre, A., Chauvin, C., & Grange, J.-L. (2006). Colonisation végétale du canal de Bourgogne à Dijon : Bilan 2006, propositions de gestion (p. 87) [Report]. irstea.
- Guérin, M., & Provendier, D. (2014). *Gestion des plantes exotiques envahissantes*.
- Robert, H., Lafontaine, R.-M., Beudels-Jamar, R., & Delsinne, T. (2013). *Risk analysis of the Water Pennywort Hydrocotyle ranunculoides (L.F., 1781). - Risk analysis report of non-native organisms in Belgium from the Royal Belgian Institute of Natural Sciences for the Federal Public Service Health, Food chain safety and Environment*.
- Van Valkenburg, J. (2014). Les plantes aquatiques invasives aux Pays-Bas. *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 15(3), 28.
- Varray S., C., Haury, J., & Hudin, S. (2018). *Manuel de gestion des espèces exotiques envahissantes du bassin Loire-Bretagne*. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels.

Fiche 3 : Assèchement

➤ **Principe :**

Cette méthode consiste à retirer la totalité, de l'eau afin que les plantes indésirables se dessèchent. Le rabattement doit être complet avec un séchage ultérieur de l'hydrosol pour que l'éradication soit efficace.

➤ **Efficacité :**

Tableau 9-26 : Efficacité de la mise en assec pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques

Eradiation	Contrôle	Espèces
✗	✗	<i>Cabomba caroliniana</i>
✗	✗	<i>Elodea nuttallii</i>
?	✓	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>
✗	✓	<i>Lagarosiphon major</i>
?	?	<i>Ludwigia grandiflora</i>
?	?	<i>Ludwigia peploides</i>
?	✓	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
?	?	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>

Elodea nuttallii et *Cabomba caroliniana* présentent une tolérance élevée à la déshydratation.

L'efficacité de la méthode pour *Ludwigia grandiflora*, *Ludwigia peploides* et *Myriophyllum heterophyllum* n'a pas encore été démontrée dans la littérature.

L'efficacité sur le long terme de la mise en assec pour éradiquer *Myriophyllum aquaticum* n'a pas encore été établie.

➤ **Durée d'action :**

La durée d'action est variable selon les cas et l'espèce ciblée.

Lagarosiphon major a été maîtrisé au bout de 14 jours d'assèchement.

Une mise en assec pendant minimum 9 mois est conseillée pour *Myriophyllum aquaticum*.

➤ **Avantages :**

- N'entraîne pas de coûts importants.

➤ **Désavantages :**

- Risque de pertes économiques liées à la diminution du tourisme et des activités récréatives.
- Risque de dispersion des fragments de tiges.
- Risque d'impacter d'autres organismes.
- L'assèchement total peut être difficile à atteindre (persistance de l'humidité résiduelle).

➤ **Période d'action :**

Cette méthode se révèle efficace lorsqu'elle est réalisée en hiver et/ou en été, pour permettre soit l'assèchement complet, soit la congélation des sédiments.

➤ **Domaine d'application :**

Cette méthode n'est possible que dans les endroits où le niveau d'eau peut être contrôlé par pompage ou par écoulement (réservoirs, étangs).

➤ **Limiter les impacts :**

Afin d'éviter le risque de propagation des espèces dans des plans d'eau non infestés, il est conseillé de pomper l'eau vers la terre ferme.

➤ **Références :**

- Coffey, B. T. (1975). Submerged weed control by lake lowering. *Tropical Issues and Aquatic Weeds*.
- Delbart, E., & Monty, A. (2012). Plantes invasives aquatiques en Wallonie : Comment les gérer ? Cas des plantes amphibies. 28.
- Van Oosterhout, E., National Aquatic Weeds Management Group, New South Wales, & Department of Primary Industries. (2009). Cabomba control manual : Current management and control options for Cabomba (*Cabomba caroliniana*) in Australia. NSW Dept. of Primary Industries.
- Wilson, C. E., Darbyshire, S. J., & Jones, R. (2011). The Biology of Invasive Alien Plants in Canada. 7. *Cabomba caroliniana* A. Gray. *Canadian Journal of Plant Science*.
- Wersal, R. M. (2010). The conceptual ecology and management of parrotfeather [*Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc.] [Doctorat]. Mississippi State University.

Fiche 4 : Privation de lumière au moyen d'une couverture flottante

➤ Principe :

Cette méthode consiste à couvrir la surface d'un plan d'eau au moyen d'un géotextile afin de priver les plantes envahissantes de lumière.



Figure 9.60 : Illustration de l'application d'une couverture flottante (Van Oosterhout, 2009)

➤ Efficacité :

Tableau 9-27: Efficacité de la privation de lumière au moyen d'une couverture flottante pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques

Eradiation	Contrôle	Espèces
✓	✓	<i>Cabomba caroliniana</i>
?	?	<i>Elodea nuttallii</i>
?	?	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>
✓	✓	<i>Lagarosiphon major</i>
?	?	<i>Ludwigia grandiflora</i>
?	?	<i>Ludwigia peploides</i>
?	?	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
?	?	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>

L'efficacité de la méthode n'a pas encore été évaluée sur le terrain pour *Elodea nuttallii*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Ludwigia peploides*, *Ludwigia grandiflora*, *Myriophyllum aquaticum* et *Myriophyllum heterophyllum*.

➤ Durée d'action :

Les couvertures flottantes doivent être placées généralement durant 3 à 4 mois pour être efficaces.

Cabomba caroliniana a été éradiqué avec une privation de lumière de 120 jours, en été, à une profondeur comprise entre 2 et 3 mètres.

➤ **Avantages :**

- Installation rapide.

➤ **Désavantages :**

- Modifie l'environnement chimique et physique (réduit le niveau d'oxygène dissous, augmente le niveau de dioxyde de carbone et réduit le pH).
- Empêche la migration des amphibiens vers les habitats terrestres.
- Réduction de l'habitat des oiseaux aquatiques.
- Les couvertures flottantes doivent être contrôlées régulièrement et des réparations sont souvent nécessaires.
- Méthode coûteuse.

➤ **Période d'action :**

La pose d'un géotextile est à effectuer lorsque la végétation est effondrée ou lorsque la taille de celle-ci est réduite par une coupe réalisée au préalable.

➤ **Domaine d'application :**

Cette méthode est conseillée pour contrôler des infestations limitées (<1 hectare) dans les sites dépourvus de bateaux (Van Oosterhout, 2009).

➤ **Limiter les impacts :**

Les impacts sur la faune et la flore peuvent être atténués en recouvrant successivement des parties du plan d'eau tout en empêchant les propagules de se déplacer vers des zones dégagées.

➤ **Références :**

- Caffrey, J., Millane, M., Evers, S., & Moran, H. (2011). Management Of *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss In Lough Corrib—A Review. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 111B(3), 205-212.
- Schooler, S. (2008). Shade as a Management Tool for the Invasive Submerged Macrophyte, *Cabomba caroliniana*. *Journal of Aquatic Plant Management*, 47.
- Valkenburg, J. V. (2014). Les plantes aquatiques invasives aux Pays-Bas. *Sciences Eaux Territoires*, Numéro 15(3), 28-33.
- Van Oosterhout, E., National Aquatic Weeds Management Group, New South Wales, & Department of Primary Industries. (2009). *Cabomba control manual: Current management and control options for cabomba (Cabomba caroliniana) in Australia*. NSW Dept. of Primary Industries.

Fiche 5 : Privation de lumière au moyen d'une couverture benthique

➤ Principe :

Cette méthode consiste à couvrir le fond d'un plan d'eau avec un matériel couvrant (plastique, PVC, fibres de verre, nattes de jute) afin de bloquer la lumière et inhiber la croissance des plantes. La couverture benthique peut être fixée dans le fond du plan d'eau au moyen de roches, de sacs de sables, de blocs de béton ou d'armatures métalliques. Il est conseillé de réaliser des trous (3 à 5 centimètres) dans le matériel couvrant non tissé afin de permettre au gaz de s'échapper.

Comparé aux autres matériaux, la natte de jute présente de multiples avantages. Le matériau étant perméable, il permet aux gaz de s'échapper et empêche le développement de conditions anoxiques sous le tapis. Il permet également la libre circulation de l'eau et de certains macro-invertébrés. Le matériel étant fabriqué à partir d'une fibre naturelle et biodégradable, il n'est pas nécessaire d'engager des coûts liés à l'enlèvement de la matière de l'eau une fois qu'elle aura atteint son objectif. Ce matériau permet également une récupération rapide des communautés végétales indigènes. De plus, il peut contribuer à stabiliser les sédiments de fond, permettant ainsi aux plantes indigènes et, en particulier, aux charophytes de s'établir.



Figure 9.61 : Illustration d'une couverture benthique en natte de jute (Caffrey et al., 2010)

➤ Efficacité :

Tableau 9-28 : Efficacité de la privation de lumière au moyen d'une couverture benthique pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques

Eradication	Contrôle	Espèces
✓	✓	<i>Cabomba caroliniana</i>
?	✓	<i>Elodea nuttallii</i>
?	?	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>
✓	✓	<i>Lagarosiphon major</i>
?	?	<i>Ludwigia grandiflora</i>
✓	✓	<i>Ludwigia peploides</i>
?	?	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
✓	✓	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>

L'efficacité de la méthode n'a pas encore été évaluée sur le terrain pour *Hydrocotyle ranunculoides*, *Ludwigia grandiflora* et *Myriophyllum aquaticum*.

➤ Durée d'action :

Les couvertures benthiques doivent être placées généralement durant un ou deux mois pour être efficaces.

Lagarosiphon major a été éradiquée avec une privation de lumière de quatre mois.

Une couverture benthique comprise entre 45 et 60 jours est nécessaire pour éradiquer *Myriophyllum heterophyllum*.

➤ **Avantages :**

- Installation rapide.

➤ **Désavantages :**

- Nécessite un entretien permanent pour empêcher l'accumulation de sédiments.
- Les structures d'ancrages ainsi que les couvertures mal ancrées présentent un danger pour les nageurs et les plaisanciers.
- Risque d'impact négatif sur les populations d'invertébrés et sur les poissons.
- La nécessité de réduire la hauteur du couvert avant l'installation de la couverture limite la rentabilité de cette méthode.
- Méthode non-sélective.
- Méthode coûteuse.

➤ **Période d'action :**

La pose d'un tapis benthique est à effectuer lorsque la végétation est effondrée ou lorsque la taille de celle-ci est réduite par une coupe réalisée au préalable.

➤ **Domaine d'application :**

Cette méthode est adaptée à une utilisation sur des petites surfaces densément peuplées par l'espèce envahissante (<0,4 hectare) (Van Oosterhout, 2009). Cette méthode est généralement limitée aux eaux statiques à faible débit avec une exposition limitée au vent et aux vagues.

➤ **Références :**

- Bailey, J. E., & Calhoun, A. J. K. (2008). Comparison of Three Physical Management Techniques for Controlling Variable-leaf Milfoil in Maine Lakes. *J. Aquat. Plant Manage.*, 5.
- Bailey, J. E. (2007). *Myriophyllum Heterophyllum Michx. (Haloragaceae): Control And Vegetative Reproduction In Southwestern Maine*. University of Maine Farmington.
- Caffrey, J., Millane, M., Evers, S., & Moran, H. (2011). Management Of *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss In Lough Corrib—A Review. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 111B(3), 205-212.
- Caffrey, J., Millane, M., Evers, S. L., Moran, H., & Butler, M. (2010). A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting. *Aquatic Invasions*, 5(2), 123-129.
- Hoffmann, M., Benavent-González, A., Raeder, U., & Melzer, A. (2013). Experimental weed control of *Najas marina* ssp. *Intermedia* and *Elodea nuttallii* in lakes using biodegradable jute matting. *Journal of limnology*, 72, 485-493.
- Hussner, A., Stiers, I., Verhofstad, M. J. J. M., Bakker, E. S., Grutters, B. M. C., Haury, J., van Valkenburg, J. L. C. H., Brundu, G., Newman, J., Clayton, J. S., Anderson, L. W. J., & Hofstra, D. (2017). Management and control methods of invasive alien freshwater aquatic plants : A review. *Aquatic Botany*, 136, 112-137.

- Morrissey, E., Meade, R., Matson, R., McCarthy, E., & Kelly, F. (2020). *Lagarosiphon major* Research on Lough Corrib. Interim Report 2018-2019.
- Van Oosterhout, E., National Aquatic Weeds Management Group, New South Wales, & Department of Primary Industries. (2009). Cabomba control manual : Current management and control options for Cabomba (*Cabomba caroliniana*) in Australia. NSW Dept. of Primary Industries

Fiche 6 : Remise en suspension

➤ Principe :

Cette méthode consiste à déraciner la végétation au moyen d'un jet d'eau sous pression. Les plantes détachées sont ensuite extraites du milieu.

➤ Efficacité :

Tableau 9-29 : Efficacité de la remise en suspension pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques

Eradication	Contrôle	Espèces
✓	✓	<i>Cabomba caroliniana</i>
?	?	<i>Elodea nuttallii</i>
✓	✓	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>
?	?	<i>Lagarosiphon major</i>
?	?	<i>Ludwigia grandiflora</i>
?	?	<i>Ludwigia peploides</i>
?	?	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
✗	?	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>

L'efficacité de la méthode n'a pas encore été évaluée sur le terrain pour *Elodea nuttallii*, *Lagarosiphon major*, *Ludwigia grandiflora*, *Ludwigia peploides* et *Myriophyllum aquaticum*.

L'unique test réalisé sur *Myriophyllum heterophyllum* s'est révélé inefficace (Gross et al., 2020).

➤ Durée d'action :

La période de temps nécessaire pour un contrôle réussi dépend des conditions de l'habitat (profondeur de l'eau, type de sédiment) et de la densité de peuplement de plante invasive.

Hydrocotyle ranunculoides a été éliminée avec une application d'eau chaude (90°C) à une distance de 30 centimètres. Cette même espèce a également été éliminée avec une application d'eau froide (18°C) à une distance de 30 centimètres.

➤ Avantages :

- Permet de collecter les plantes entières, y compris le système racinaire.
- Minimise la fragmentation..

➤ Désavantages :

- Méthode non-sélective, risque d'éliminer d'autres espèces végétales non ciblées.
- Risque d'impacter la faune aquatique vivant sur des macrophytes submergés.
- Méthode coûteuse.
- Augmente la turbidité de l'eau.

➤ Période d'action :

Il est conseillé d'effectuer la récolte à la fin de l'automne afin de réduire l'impact sur les macrophytes indigènes.

➤ **Domaine d'application :**

Cette méthode peut être utilisée dans les systèmes d'eau peu profonds jusqu'à 1,5 mètre de profondeur (Bradbeer et al., 2020). Cette méthode est appliquée avec succès dans l'argile, le sable, la tourbe et les sédiments organiques mous.

➤ **Limiter les impacts :**

Afin de limiter le risque de dispersion des fragments de plantes, il est recommandé de poser des barrages flottants, des grillages ou des filets à l'aval des sites où se déroulera le chantier. Les barrages devront être constitués de treillis de maillage de 1 centimètre maximum. Lors de l'utilisation de filets à mailles fines, il est conseillé de réaliser un ramassage fréquent des fragments de plantes afin d'éviter tout risque de rupture du dispositif et de contamination en aval.

Après le chantier, il est conseillé de nettoyer tous les outils et engins utilisés en évitant de disséminer les fragments de tiges.

➤ **Références :**

- Valkenburg, J. V. (2014). Les plantes aquatiques invasives aux Pays-Bas. *Sciences Eaux Territoires*, Numéro 15(3), 28-33.
- Van Valkenburg, J. L. C. H., Lotz, L. A. P., Roijackers, R. M. M., & Newman, J. R. (2011, juillet). EUPHRESKO – DeCLAIM: A decision support system, for control of alien invasive macrophytes [Publication - Report]. Euphresco.
- Matthews, J., Beringen, R., Lamers, L. P. M., Odé, R. P., van der Velde, G., van Valkenburg, J. L. C. H., Verbrugge, L. N. H., & Leuven, R. S. E. W. (2013). Risk analysis of the non-native Fanwort (*Cabomba caroliniana*) in the Netherlands.
- Lars, A. (2015). Pest Risk Analysis for *Myriophyllum heterophyllum* (N° 15-20715; p. 32). EPPO.
- Bradbeer, S., Renals, T., Quinn, C., Warren, D., Pile, B., Hills, K., & Dunn, A. (2020). The effectiveness of hot water pressurized spray machines in field conditions to slow the spread of invasive alien species. *Management of Biological Invasions*.

Fiche 7 : Retrait de substrat

➤ Principe :

La méthode consiste à enlever les sédiments les plus organiques afin d'éliminer une partie des banques de graines et d'extraire les plantes ainsi que leur système racinaire. Cette technique peut être réalisée au moyen de godets de curage montés sur un bras de pelle mécanique. Les godets sont généralement pourvus d'une écuille ajourée afin de permettre l'échappement de l'eau. Ce travail peut être effectué en eau ou à sec.

➤ Efficacité :

Tableau 9-30 : Efficacité du retrait de substrat pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques

Eradication	Contrôle	Espèces
✗	✓	<i>Cabomba caroliniana</i>
?	?	<i>Elodea nuttallii</i>
✗	✗	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>
✗	✗	<i>Lagarosiphon major</i>
?	?	<i>Ludwigia grandiflora</i>
✓	✓	<i>Ludwigia peploides</i>
✗	✗	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
?	?	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>

Le dragage ne peut être conseillé pour des actions de contrôle ou d'éradication pour *Hydrocotyle ranunculoides*, *Lagarosiphon major* et *Myriophyllum aquaticum* car cette technique est souvent inefficace et peut même stimuler le taux de croissance des plantes exotiques envahissantes. Un sol plus minéral pourrait faciliter l'ancrage des plantes exotiques envahissantes et ainsi conduire à une croissance plus réussie.

Un dragage régulier, même s'il est pratiqué deux fois par an, ne permettra d'obtenir qu'une diminution de la biomasse de *Cabomba caroliniana*.

L'efficacité de la méthode n'a pas encore été évaluée sur le terrain pour *Elodea nuttallii*, *Ludwigia grandiflora* et *Myriophyllum heterophyllum*.

➤ Durée d'action :

La durée d'action des travaux dépasse rarement deux saisons d'été.

Cette opération n'est généralement réalisée qu'une fois. Dans le cas où les colonisations sont récurrentes, le curage peut être réalisé de manière répétée tous les 5 à 20 ans.

➤ Avantages :

- Permet une élimination complète des plantes envahissantes (racines, rhizomes, banque de graines).

➤ Désavantages :

- Impact sur la remise en suspension de sédiments et donc sur la qualité des eaux.
- Méthode coûteuse.

- Impact important sur la faune et la flore.
- Méthode non-sélective.

➤ **Période d'action :**

Il est conseillé de réaliser cette méthode en période de bascule de température, lorsque la faune mobile peut fuir (début du printemps ou fin d'automne). Il est également préférable de réaliser l'opération avant que les végétaux envahissants ne commencent à produire de grandes quantités de biomasse.

➤ **Domaine d'application :**

Méthode réservée à des infestations de grandes envergures (plusieurs milliers de mètres cube de végétaux humides) (Varray S. et al., 2018). Les sites doivent être accessibles aux engins de chantiers.

Le curage en eau est conseillé pour les milieux riches en faune mobile (poissons, amphibiens), pouvant s'échapper du site.

Le curage à sec permet d'effectuer des travaux avec un contrôle visuel.

➤ **Limiter les impacts :**

Afin de limiter le risque de dispersion des fragments de plantes, il est recommandé de poser des barrages flottants, des grillages ou des filets à l'aval des sites où se déroulera le chantier. Les barrages devront être constitués de treillis de maillage de 1 centimètre maximum. Lors de l'utilisation de filets à mailles fines, il est conseillé de réaliser un ramassage fréquent des fragments de plantes afin d'éviter tout risque de rupture du dispositif et de contamination en aval.

Après le chantier, il est conseillé de nettoyer tous les outils et engins utilisés en évitant de disséminer les fragments de tiges.

➤ **Références :**

- Dutartre, A., Chauvin, C., & Grange, J.-L. (2006). Colonisation végétale du canal de Bourgogne à Dijon : Bilan 2006, propositions de gestion (p. 87) [Report]. irstea.
- Lafontaine, R.-M., Beudels-Jamar, R. C., & Robert, H. (2013). Risk analysis of the Curly Waterweed *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss. (p. 57) [Risk analysis report of non-native organisms in Belgium from the Royal Belgian Institute of Natural Sciences for the Federal Public Service Health, Food chain safety and Environment].
- van Valkenburg, J. L. C. H., Lotz, L. A. P., Roijackers, R. M. M., & Newman, J. R. (2011, juillet). EUPHRESKO – DeCLAIM: A decision support system, for control of alien invasive macrophytes [Publication - Report]. Euphresco.
- Varray S., C., Haury, J., & Hudin, S. (2018). *Manuel de gestion des espèces exotiques envahissantes du bassin Loire-Bretagne*. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels.
- Sears, A. L. W., & Meisler, J. (2006). Appendix D: Invasive Ludwigia Management Plan for The Laguna De Santa Rosa Sonoma County, California 2005-2010.

Fiche 8 : Coupe

➤ Principe :

La coupe des plantes exotiques envahissantes peut être réalisée selon différentes méthodes : désherbeur, moissonneuse, rotovateur, coupe herbe à lame en V.

Pour être efficace, cette méthode nécessite d'éliminer un maximum de matériel végétal car les fragments qui s'échappent s'enracineront facilement, ce qui déclenchera une nouvelle infestation.

Le désherbeur est un bateau monté avec une lame de coupe en forme de faucille ou avec une lame en V. La coupe doit être accompagnée d'une récolte manuelle des végétaux coupés.



Figure 9.62 : Illustration d'un désherbeur
(Weeders Digest, 2021)



Figure 9.63 : Illustration d'un désherbeur avec une lame en V
(Photo : R. Pot)

Une moissonneuse est une barge montée avec une lame de coupe en faucille et un tapis roulant pour charger le matériel végétal coupé sur la barge. La plupart des moissonneuses sont à roues à aubes. La profondeur de coupe dépend des engins employés. Certaines moissonneuses peuvent couper jusqu'à 1,2 mètres de profondeur (Van Oosterhout, 2009) et d'autres peuvent couper jusqu'à 2,5 mètres de profondeur (Howard-Williams et al., 1996).



Figure 9.64 : Illustration d'une moissonneuse (Weeders Digest, 2021)

Le rotovateur est une machine de rotobroyage montée sur barge, qui permet de bousculer la couche supérieure des sédiments et de détruire ou de déloger les plantes et les racines. Les lames sont attachées à une longue chaîne et tiré le long du lit du lac derrière un bateau qui coupe les mauvaises herbes. Les bords extérieurs des lames sont émoussés pour que la végétation soit arrachée du substrat au lieu d'être coupée proprement. Cela entraîne un plus grand traumatisme pour la plante et déracine également une quantité considérable de matériel racinaire du substrat mou. Cette technique peut être utilisée à des profondeurs comprises entre 1,5 et 4 mètres (Chisholm, 2006). Les rochers ou autres obstacles peuvent empêcher l'utilisation efficace du rotovateur. La coupe doit être accompagnée d'une récolte manuelle des végétaux coupés.

Le coupe-herbes à lame en V est considéré comme la technique la plus efficace car il coupe la plante à sa base, et dans certains cas, déracine complètement les plantes. La coupe avec des lames en V est moins limitée par la profondeur de l'eau.



Figure 9.65 : Illustration d'un coupe-herbe à lame en V (Weeders Digest, 2021)

➤ **Efficacité :**

Tableau 9-31: Efficacité de la méthode de coupe pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques

Eradication	Contrôle	Espèces
×	✓	<i>Cabomba caroliniana</i>
×	✓	<i>Elodea nuttallii</i>
?	✓	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>
?	✓	<i>Lagarosiphon major</i>
?	✓	<i>Ludwigia grandiflora</i>
?	✓	<i>Ludwigia peploides</i>
?	✓	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
?	?	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>

L'efficacité d'une utilisation prolongée de cette méthode pour éradiquer *Hydrocotyle ranunculoides*, *Lagarosiphon*, *Ludwigia grandiflora*, *Ludwigia peploides*, *Myriophyllum aquaticum* et *Myriophyllum heterophyllum* n'a pas encore été démontrée dans la littérature.

➤ **Durée d'action :**

Les résultats sont généralement de courte durée.

Toutes les mesures de coupe de mauvaises herbes doivent être répétées plusieurs fois dans l'année pour atteindre une réduction significative de la biomasse des espèces cibles.

➤ **Avantages :**

- Permet de couvrir de vastes zones.
- Relativement peu coûteux.

➤ **Désavantages :**

- Risque d'impacts environnementaux.
- Méthode non-sélective.
- Remise en suspension de sédiments dans la colonne d'eau.
- Production de fragment végétal.
- Ne retire que les parties aériennes des plantes et laisse le système racinaire en place.
- La plupart des bateaux disponibles pour la lutte contre les plantes aquatiques utilisent des lames à mouvement alternatif qui coupent à une profondeur ne dépassant pas 1,8 mètre sous la surface de l'eau. La conséquence de cette coupe "peu profonde" est que la lumière incidente peut facilement pénétrer dans la végétation coupée et stimuler une repousse active.

➤ **Période d'action :**

Pour *Lagarosiphon major*, cette méthode doit être effectuée pendant les mois d'hiver les plus défavorables, lorsque les tiges des plantes sont dressées et flottantes.

Pour *Hydrocotyle ranunculoides*, il est conseillé de réaliser la coupe à différents moments de l'année : avant la dormance hivernale, au printemps et durant la période estivale.

➤ **Domaine d'application :**

Les différentes méthodes de coupe sont efficaces dans les milieux stagnants ou à faible courant, présentant des fonds réguliers. Ils sont adaptés à une utilisation dans des masses d'eau qui sont en grande partie libres d'obstacles.

La profondeur de coupe est limitée à 2 mètres maximum. Cependant, certains matériels de coupes aux Etats-Unis permettent de couper jusqu'à 5 mètres de profondeur (Hussner et al., 2017).

➤ **Limiter impacts :**

Afin de limiter le risque de dispersion des fragments de plantes, il est recommandé de poser des barrages flottants, des grillages ou des filets à l'aval des sites où se déroulera le chantier. Les barrages devront être constitués de treillis de maillage de 1 centimètre maximum. Lors de l'utilisation de filets à mailles fines, il est conseillé de réaliser un ramassage fréquent des

fragments de plantes afin d'éviter tout risque de rupture du dispositif et de contamination en aval.

Après le chantier, il est conseillé de nettoyer tous les outils et engins utilisés en évitant de disséminer les fragments de tiges.

➤ **Références :**

- Bailey, J. E. (2007). *Myriophyllum Heterophyllum Michx. (Haloragaceae) : Control And Vegetative Reproduction In Southwestern Maine*. University of Maine Farmington.
- Bailey, J. E., & Calhoun, A. J. K. (2008). Comparison of Three Physical Management Techniques for Controlling Variable-leaf Milfoil in Maine Lakes. *J. Aquat. Plant Manage.*, 5.
- Caffrey, J., Millane, M., Evers, S., & Moran, H. (2011). Management of *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss In Lough Corrib—A Review. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 111B(3), 205-212.
- Chisholm, W. P. (2006). Review of Aquatic Weed Control Methods in New Zealand. 3.
- Dutartre, A., Chauvin, C., & Grange, J.-L. (2006). Colonisation végétale du canal de Bourgogne à Dijon : Bilan 2006, propositions de gestion (p. 87) [Report]. irstea.
- Matthews, J., Beringen, R., Collas, F. P. L., Koopman, K., Odé, B., Pot, R., Sparrius, L., Valkenburg, J., Verbrugge, L., & Leuven, R. (2012). Knowledge document for risk analysis of the non-native Curly Waterweed (*Lagarosiphon major*) in the Netherlands.
- Morrissey, E., Meade, R., Matson, R., McCarthy, E., & Kelly, F. (2020). *Lagarosiphon major* Research on Lough Corrib. Interim Report 2018-2019.
- Wilson, C. E., Darbyshire, S. J., & Jones, R. (2011). The Biology of Invasive Alien Plants in Canada. 7. *Cabomba caroliniana* A. Gray. *Canadian Journal of Plant Science*.

Fiche 9 : Enlèvement manuel par aspiration

➤ Principe :

La méthode consiste à déraciner les plantes aquatiques à l'aide d'une pompe aspirante. Le matériel végétal est ensuite déchargé dans un récipient de collecte tandis que l'eau et les sédiments sont rejetés dans le plan d'eau.

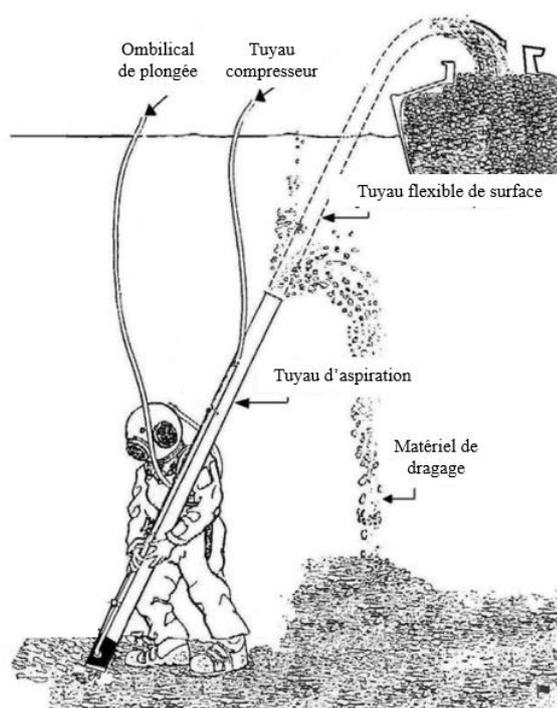


Figure 9.66 : Illustration de l'enlèvement manuel par aspiration (Wikipedia, 2011)

➤ Efficacité :

Tableau 9-32 : Efficacité de la méthode d'enlèvement manuel par aspiration pour l'éradication et le contrôle des différentes espèces de plantes aquatiques

Eradication	Contrôle	Espèces
✗	✓	<i>Cabomba caroliniana</i>
?	?	<i>Elodea nuttallii</i>
?	?	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>
?	✓	<i>Lagarosiphon major</i>
?	?	<i>Ludwigia grandiflora</i>
?	?	<i>Ludwigia peploides</i>
?	?	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
?	✓	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>

L'efficacité de la méthode n'a pas encore été évaluée sur le terrain pour *Elodea nuttallii*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Ludwigia grandiflora*, *Ludwigia peploides* et *Myriophyllum aquaticum*.

L'efficacité d'une utilisation prolongée de cette méthode pour éradiquer les espèces exotiques envahissantes n'a pas encore été démontrée dans la littérature.

➤ **Durée d'action :**

Le délai de rétablissement des plantes exotiques envahissantes est variable allant de deux mois à trois ans. Des années d'utilisation continue seraient nécessaires pour réduire de manière significative voire éradiquer les infestations.

➤ **Avantages :**

- Méthode sélective.
- Permet d'éliminer la plante en entier, y compris le système racinaire.
- Limite le risque de fragmentation et de dispersion des fragments.

➤ **Désavantages :**

- Méthode coûteuse.
- Génère une turbidité importante.
- Remise en suspension des nutriments.
- Risque de perturber les organismes indigènes.

➤ **Période d'action :** /

➤ **Domaine d'application :**

Cette méthode est adaptée aux petites parcelles isolées (<0,1 hectare) aussi bien dans les eaux peu profondes que profondes (Hussner et al., 2017). Elle est également efficace dans les zones présentant des obstacles tels que des rochers car ceux-ci peuvent être contournés. Les substrats durs ou compacts limitent l'utilisation de cette méthode. La méthode est plus efficace dans les sédiments mous et sablonneux.

➤ **Références :**

- Chisholm, W. P. (2006). Review of Aquatic Weed Control Methods in New Zealand. 3.
- Mackey, A. P. (1996). Cabomba (*Cabomba* spp.) in Queensland. Department of Natural Resources and Mines.
- Morrissey, E., Meade, R., Matson, R., McCarthy, E., & Kelly, F. (2020). *Lagarosiphon major* Research on Lough Corrib. Interim Report 2018-2019.
- Northern Territory. Department of Land Resource Management. Rangelands Division. (2015). Weed management plan for Cabomba (*Cabomba caroliniana*) March 2015 (Northern Territory Government, Palmerston).
- Tucker, C. (2017). Efficiency of Diver-Assisted Suction Harvesting (DASH) of Invasive Milfoil in New Hampshire Waterbodies [Thesis].

9.3 Coût des méthodes de gestion

9.3.1 Ecrevisses envahissantes

Méthodes	Contexte	Année	Région	Coûts (€)	Surface (m ²)	Volume (m ³)	Références
Vidange	Etang	2011	France	26.000	2.100	-	UICN, (2018)
Vidange+ Pêche au filet + Chaulage	-	2011	France	25.761,84	-	-	UICN, (2018)
Pyréthroïde synthétique	-	2010	Norvège	80.000	-	-	UICN, (2019)
Pyblast	-	2019	UK	Coût biocide: 33.100 € (50€/l) Coût total ⁵ : 80.700 €	-	-	UICN, (2019)
Pyblast	-	2012		Coût du biocide ⁶ : 25.097,78 € (58,20 €/l) Coût total :85.085,48 €	-	-	UICN, (2019)
Betamax Vet (0,02 mg l ⁻¹)	Etangs connectés	2008	Norvège	Coût du biocide: 100.798,94 €	-	3.154	Peay, (2013)
Piégeage	-	2013	UK	Coût unitaire par piège: 4,07 € Coût: 17.924,98 € km ⁻¹ an ⁻¹	-	-	Peay, (2013)

⁵ Le coût inclut le temps du personnel et la location de matériel mais ne prend pas en compte la surveillance après traitement.

⁶ Le coût prend en compte le prix du biocide, du personnel et la location de matériel (pompes).

Méthodes	Contexte	Année	Région	Coûts (€)	Surface (m ²)	Volume (m ³)	Références
Pêche + chaulage + barrières physiques	Etangs (E1 et E2)	2013	France	5.000	E1: 2.500m ² E2: 8.000m ²	-	Sarat et al., (2015)
Pêche électrique	-	2004	UK	115 – 1.020	-	-	UICN, (2019)
Désoxygénation avec du sulfite de sodium	-	2003	UK	131,65 €/ 1.000m ³	-	-	Hyatt, (2004)
Pyrèthre (0,1 mg/l)	-	2003	UK	301,04 €/ 1.000m ³	-	-	Hyatt, (2004)
Pyrèthre	Etang isolé	2013	UK	1,98 €/m ³	-	-	Peay, (2013)
Pyrèthre	Etang avec écoulement	2013	UK	81.517,58	-	-	Peay, (2013)
Pyrèthre	Petit ruisseau (0 à 20 l/s)	2014	UK	29.113,42 €/km	-	-	Peay, (2013)
Pyrèthre	Grand cours d'eau (20 à 100 l/s)	2015	UK	34.936,11 €/km	-	-	Peay, (2013)

9.3.2 Plantes aquatiques envahissantes

Méthodes	Année	Région	Coûts (€)	Références
Carpe herbivore (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	2016	USA	5 € par poisson	Cournoyer, (2016)
Carpe herbivore (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	2006	Australie	443 €/ha 15 € par poisson	Chisholm, (2006)
Barrière benthique (2 x 30 m)	2016	USA	360	Cournoyer, (2016)
Barrière benthique	2017	USA	2 à 11 €/m ²	Tucker, (2017)
Couverture benthique (3 x 12 m)	2016	USA	210	Cournoyer, (2016)
Tapis benthique	2007	USA	264 €/heure 7 €/m ²	Bailey, (2007)
Tapis benthique	2008	USA	264 €/heure	Bailey & Calhoun, (2008)
Aquathol	2016	USA	31 €/l	Cournoyer, (2016)
Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique	2016	USA	18 €/kg	Cournoyer, (2016)
Flurodine (Sonar)	2016	USA	82 €/l	Cournoyer, (2016)
Penoxsulam	2016	USA	501 €/l	Cournoyer, (2016)
Flumioxazin	2016	USA	405 €/l	Cournoyer, (2016)
Diquat	2016	USA	58 €/l	Cournoyer, (2016)
Diquat	2007	Nouvelle-Zélande	842 €/ha	Harper et al., (2007)
Diquat	1996	Nouvelle-Zélande	295 €/100ha	Clayton, (1996)
Récolte par aspiration	2006	Australie	8.863 à 11.817 €/ha	Chisholm, (2006)
Récolte par aspiration	2015	USA	137.000	Cournoyer, (2016)

Méthodes	Année	Région	Coûts (€)	Références
Moissonneuse mécanique	1994	USA	84 à 840 €/jour 67 à 235 €/ha	Gibbons et al. (1994)
Barrière flottante (Deskuzzer)	2016	USA	109	Cournoyer, (2016)
Dragage hydraulique	2016	USA	4 à 13 €/m ³	Cournoyer, (2016)
Dragage mécanique	2016	USA	7 à 25 €/m ³	Cournoyer, (2016)
Pelleteuse mécanique	2006	Australie	590 à 2.068 €/ha	Chisholm, (2006)
Coupe-herbes à lame en V	2016	USA	113	Cournoyer, (2016)
Arrachage mécanique	2009	USA	1.680 à 2.100 €/jour 100.842 €/an	Van Oosterhout, (2009)
Arrachage mécanique	1996	Australie	590 €/km	Clayton, (1996)
Arrachage mécanique	2014	France	51 à 64 €/tonne de biomasse fraîche arrachée	Guérin & Provendier, (2014)
Arrachage manuel	2015	France	1.100 à 1.300 €/tonne de biomasse fraîche arrachée	Guérin & Provendier, (2014)
Arrachage manuel	2006	Australie	4.000 à 6.000 €/ha	Chisholm, (2006)
Arrachage manuel	2007	USA	82 €/heure 15 €/m ²	Bailey, (2007)
Arrachage manuel	2008	USA	81 €/heure	Bailey & Calhoun, (2008)
Coupe mécanique	2006	Australie	1.181 à 2.363 €/ha	Chisholm, (2006)
Coupe	2007	USA	81 €/heure 19 €/m ²	Bailey, (2007)
Coupe	2008	USA	81 €/heure	Bailey & Calhoun, (2008)
Rotovateur	2006	Australie	Travail du sol peu profond: 1 ;181 €/ha Travail du sol en profondeur (5cm): 2 ;954 €/ha	Chisholm, (2006)
Remise en suspension (Hydro-Venturi)	1996	Nouvelle-Zélande	5.908 à 8.863 €/ha	Clayton, (1996)
Remise en suspension (Hydro-Venturi)	2015	Pays-Bas	1,35 à 2,05 €/m ²	Lars, (2015)

9.4 Liste des agents de contrôle biologique pour la gestion des plantes aquatiques envahissantes

Classe : I=Insectes, M= Malacostraca, G=Gastéropodes, Ma= Mammifères, N=Nématodes, A= Actinopterygii

Ordre : Co=Coléoptères, Di= Diptères, Hy= Hyménoptères, Le= Lépidoptères, Thy= Thysanoptères, Tri=Trichoptères, De= Décapodes, Ba= Basommatophora, Ce=Cetartiodactyla, Pe=Perissodactyla, Ro=Rodentia, Ap=Aphelenchida, Cy=Cypriniformes

Classe	Ordre	Espèce	C. <i>caroliniana</i>	E. <i>nuttallii</i>	H. <i>ranunculoides</i>	L. <i>major</i>	L. <i>grandiflora</i>	L. <i>peploides</i>	M. <i>aquaticum</i>	M. <i>heterophyllum</i>
I	Co	<i>Auleutes bosqi</i>					1	2		
I	Co	<i>Altica Chaetocnema</i>						1		
I	Co	<i>Altica litigata</i>						2		
I	Co	<i>Altica lythri</i> Blade						1		
I	Co	<i>Galerucella nymphaeae</i> L						1		
I	Co	<i>Galerucella aquatica</i> Foucroy						1		
I	Co	<i>Altica palustris</i> Weise						1		
I	Co	<i>Altica lythri</i> Dawn						1		
I	Co	<i>Bagous collignensis</i>						1		1
I	Co	<i>Bagous longitarsis</i> Thomson						1		1
I	Co	<i>Bagous</i> sp.				1				
I	Co	<i>Donacia cincticornis</i> Newman								1
I	Co	<i>Eubrychius velutus</i>								3
I	Co	<i>Galerucella grisescens</i>							2	
I	Co	<i>Galerucella obliterata</i> Olivier					1	1		
I	Co	<i>Hydrotimetes natans</i>	1							
I	Co	<i>Listronotus elongatus</i>			1					
I	Co	<i>Lixellus elongatus</i>			1					
I	Co	<i>Listronotus marginicollis</i>							1	
I	Co	<i>Lysathia flavipes</i>						2		
I	Co	<i>Lysathia ludoviciana</i>					1	2	2	
I	Co	<i>Lysathia</i> sp.							2	
I	Co	<i>Ochetina bruchi</i>						1		
I	Co	<i>Parapoynx allionealis</i>							1	
I	Co	<i>Perenthis vestitus</i> Dietz								1
I	Co	<i>Perigaster cretura</i>						1		
I	Co	<i>Phytobius leucogaster</i>								1

Classe	Ordre	Espèce	C. <i>caroliniana</i>	E. <i>nuttallii</i>	H. <i>ranunculoides</i>	L. <i>major</i>	L. <i>grandiflora</i>	L. <i>peploides</i>	M. <i>aquaticum</i>	M. <i>heterophyllum</i>
I	Co	<i>Tyloderma sphaerocarpace</i>						1		
I	Co	<i>Tyloderma spp.</i>						2		
I	Di	<i>Hydrellia sp. (Ephydriidae)</i>				2				
I	Di	<i>Hydrellia lagarosiphon</i>				4				
I	Di	<i>Polypedilum n. sp.</i>				1				
I	Hy	<i>Ademon lagarosiphonae sp. n.</i>				1				
I	Hy	<i>Chaenusa seminervata sp. n.</i>				1				
I	Hy	<i>Chaenusa anervata sp. n.</i>				1				
I	Hy	<i>Lagideus badoae Smith</i>						1		
I	Le	<i>Eumorpha</i>						1		
I	Le	Larves de lépidoptères (mites)			1					
I	Le	<i>Spilosoma</i>						1		
I	Th	<i>Liothrips ludwigi Zamar</i>					1			
I	Tri	<i>Mystacydes longicornis L.</i>								1
I	Tri	<i>Oecetis cinerascens Hagen</i>								1
I	Tri	<i>Triaenodes injusta Hagen</i>								1
I	Tri	<i>Triaenodes marginata Sibley</i>								1
M	De	Ecrevisses						1		
G	Ba	Escargots		1						
G	Ba	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>						1		
G	Ba	<i>Lymnaea truncatula</i>						1		
G	Ba	<i>Lymnaea peregra</i>						1		
G	Ba	<i>Physa fontinalis</i>						1		
G	Ba	<i>Gyraulus laevis</i>						1		
G	Ba	<i>Succinea putris</i>						1		
Ma	Ce	Bovins						1		
Ma	Pe	Chevaux						1		
Ma	Ro	<i>Myocastor coypus</i>			2			1		
N	Ap	<i>Aphelenchoides fragariae</i>				1				
A	Cy	<i>Ctenopharyngodon idella</i>		2				1	2	
A	Cy	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		1						

