

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



Avec le soutien de :

**AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ**

ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT

Ouvrage publié par le Comité français de l'Union internationale pour la conservation de la nature, avec le soutien de l'Agence française pour la biodiversité

Rédaction et coordination : Emmanuelle Sarat (Comité français de l'UICN), Nicolas Poulet (Agence française pour la biodiversité), Yohann Soubeyran (Comité français de l'UICN) et Alain Dutartre (expert indépendant).

Comité de relecture : Loïc Anras (Forum des Marais atlantiques), Patrick Barrière (Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Calédonie), Julien Chalifour (Réserve naturelle nationale de Saint-Martin), Marc Collas (Agence française pour la biodiversité), Jean-Patrice Damien (Parc naturel régional de Brière), Didier Delage (Office international de l'eau), Christine Fort (Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Calédonie), Julien Gauthey (Agence française pour la biodiversité), David Happe (DREAL Auvergne-Rhône-Alpes), Florian Kirchner (Comité français de l'UICN), Pierrick Le Bards (Direction départementale des territoires et de la mer de Loire-Atlantique), Marc Lebouvier (Université de Rennes), Jean-François Maillard (Office national de la chasse et de la faune sauvage), Florence Ménez (École des hautes études en sciences sociales), Jean-Yves Meyer (Délégation à la Recherche de la Polynésie française), Serge Muller (Muséum national d'Histoire naturelle), Christophe Pineau (Cerema Ouest), Jean-Philippe Reygrobellet (Syndicat d'aménagement et la gestion équilibrée des Gardons), Matthieu Trouvé (Conservatoire d'espaces naturels Centre-Val de Loire), Frédérique Viard (CNRS, Station biologique de Roscoff).

Citation : UICN France (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. France. 84 pages.

Illustrations de couverture : Patrick Barrière (Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Calédonie), Marc Collas (Agence française pour la biodiversité), Jean-Philippe Reygrobellet (Smage des Gardons), Jean-Philippe Maréchal (NBE).

ISBN : 978-2-918105-68-8

Dépôt légal : Mars 2018

Création et conception : Caroline Rampon - caroline.rampon@laptitefabrikdecom.fr - www.laptitefabrikdecom.fr

Impression : Pure Impression - www.pure-impression.fr - Imprimé sur du papier issu de forêts gérées durablement.



Contributions et remerciements

Membres du groupe de travail national « Invasions biologiques en milieux aquatiques », Laurent Beaulaton (Agence française pour la biodiversité), Mireille Boyer (Concept.Cours.d'EAU. SCOP), Pierre Boyer (Agence française pour la biodiversité), Etienne Branquart (Service Public de Wallonie, Belgique), Marie Fourdrigniez (BioConsulting), Gérald Guédon (Polleniz-Fredon Pays-de-la-Loire), Patrick Lapoirie (Agence française pour la biodiversité), Damien Padiolleau (Polleniz-Fredon Pays-de-la-Loire), Marc Pondaven (Polleniz-Fredon Pays-de-la-Loire), Claire Rameaux (Département de la Savoie), Jean-Claude Raymond (Agence française pour la biodiversité).

Participants à l'enquête internationale réalisée par l'Office international de l'eau

Etienne Branquart (Service public de Wallonie, Belgique), Paula Chainho (Université de Lisbonne, Portugal), Paul Clark (Natural History Museum, London, Royaume-Uni), Anxo Conde (Instituto Nacional de Pesca, Université de Vigo, Espagne), Lennart Edsman (Swedish University of Agricultural Sciences, Suède), Roberto Giangreco (Ministère de l'environnement, Italie), Jason Goldberg (U.S. Fish and Wildlife Service Branch of Aquatic Invasive Species, États-Unis), Stephan Gollash (Gollash Consulting, Allemagne), Andréas Hussner (Institute of Botany, Allemagne), Bram Koese (Naturalis Biodiversity Center, Pays-Bas), Toril Loennechen-Moen (Norwegian Biodiversity Information Centre, Norvège), Isabel Lorenzo (Ministère de l'environnement, Espagne), Alberto Maceda-Veiga (Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) - Estación Biológica de Doñana, Espagne), Niall Moore (GB Non-native Species Secretariat, Royaume-Uni), Thomas Murray (Virginia Institute of Marine Science, États-Unis), Josh Newhard (Maryland Fishery Resource Office, États-Unis), Stephanie Peay (School of Biology, Faculty of Biological Sciences, University of Leeds, Royaume-Uni), Luke Poirier (University of Prince Edward Island, Canada), Helen Roy (Biological Record Center, Royaume-Uni), Sophie Saint-Hilaire (Université de l'île du Prince Edward, Canada), Roar Sandodden (Norwegian Veterinary Institute, Norvège), Richard Shaw (CABI, Royaume-Uni), Paul Stebbings (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Royaume-Uni), Jan Sundet (Institute of Marine research, Norvège), François Tron (Conservation International, Nouvelle-Calédonie), Sonia Vanderhoeven (Plateforme belge de la biodiversité, Belgique), Johan Van Walkenburg (National Reference Centre, National Plant Protection Organization, Pays-Bas), Montserra Vila (Université de Séville, Espagne), Bruce Vogt (National Marine Fisheries Service, États-Unis), Arne Witt (CABI, Afrique du Sud).

■ SOMMAIRE

Introduction	4
Objectifs et portée de l'étude	8
Les différentes catégories de valorisation socio-économique d'EEE	11
<hr/>	
Exploitation commerciale	12
L'exploitation commerciale directe	12
L'exploitation secondaire des produits de la régulation des EEE	12
Mesures incitatives	14
Incitations de prélèvement par le droit	14
Primes au piégeage et à la chasse	14
Incitations à la consommation d'EEE	16
Intérêts et risques de la valorisation socio-économique des EEE	19
<hr/>	
Intérêts	20
Intérêts économiques, sociaux et territoriaux	20
Intérêts écologiques	22
Risques	29
Risques écologiques	29
Risques économiques et sociaux	40
Risques sanitaires	45
Quelle contribution concrète à la maîtrise des invasions biologiques ?	49
<hr/>	
Analyse d'un panorama de cas d'études	50
Cas d'études recensés	50
Experts et personnes ressources	52
Analyse des cas d'études recensés	53
Bilan de l'analyse du panorama international	60
Points de vigilance et proposition d'un cadre de réflexion	63
<hr/>	
Annexes	74
Panorama de cas d'études à l'international : méthodologie appliquée	74
Bibliographie	75
Principaux sigles et acronymes	82
Définitions	82

■ INTRODUCTION

Des invasions biologiques aux conséquences multiples

Les espèces exotiques envahissantes (EEE dans la suite de l'ouvrage) constituent l'une des principales pressions sur la biodiversité à l'échelle mondiale, au même titre que la destruction des habitats naturels, la surexploitation des ressources, les pollutions ou le changement climatique.

Les espèces introduites, lorsqu'elles se révèlent envahissantes, provoquent des impacts multiples, directs ou indirects, affectant les espèces indigènes, les habitats naturels et les services rendus par les écosystèmes, mais également les activités économiques et la santé humaine.

Partout dans le monde, à des échelles géographiques et des intensités très variables, les EEE provoquent des altérations du fonctionnement des écosystèmes et causent la régression d'espèces indigènes. Selon les dernières estimations de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN, elles constituent une menace pour près d'un tiers des espèces terrestres menacées de disparition et sont impliquées dans la moitié des extinctions connues (UICN France, 2015).

Sur le plan économique, les conséquences négatives des invasions biologiques peuvent être très importantes (Ket-

ESPÈCE EXOTIQUE ENVAHISSANTE (OU ESPÈCE INVASIVE)

Espèce introduite par l'homme en dehors de son aire de répartition naturelle, volontairement ou accidentellement, dont l'implantation et la propagation menacent les écosystèmes, avec des conséquences écologiques, économiques ou sanitaires négatives.

tunen *et al.*, 2009). Les impacts qui génèrent des coûts économiques pour divers acteurs ou la société d'une manière générale sont multiples : dépréciation des rendements agricoles, coûts sanitaires, coûts de régulation des invasions de ces espèces sur le terrain, coûts de restauration des milieux naturels envahis et, de manière plus difficilement quantifiable, les impacts sur les services rendus par les écosystèmes.

Sur le plan sanitaire, de nombreuses espèces introduites constituent de plus une menace pour la faune et la flore ou pour la santé humaine. Elles peuvent être allergènes, pathogènes ou toxiques, ou encore constituer des réservoirs ou des vecteurs de micro-organismes et virus pathogènes.

■ DES POLITIQUES EUROPÉENNES ET NATIONALES ÉMERGENTES



Figure 1. Stratégie nationale relative aux espèces exotiques envahissantes.

Du fait de l'importance du sujet, la Convention sur la Diversité Biologique l'a inscrit parmi ses grands thèmes sectoriels de travail dès 1992 et il fait l'objet d'un objectif spécifique du plan stratégique 2011-2020 approuvé par la Convention, que les États signataires, dont la France, se sont engagés à atteindre d'ici 2020. À l'échelle de l'Union européenne, la gestion des EEE est désormais inscrite comme un objectif fort puisqu'un règlement relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des EEE est mis en application depuis le premier janvier 2015.

En France, la stratégie nationale relative aux EEE a été publiée en 2017 (Muller (coord.), 2017) (Figure 1). Organisée en cinq axes thématiques et douze objectifs, la stratégie identifie 37 actions concernant la prévention, l'établissement d'un système national de surveillance, la maîtrise des espèces déjà établies, la restauration écologique, la réglementation, le développement des

connaissances, la formation et la sensibilisation de toutes les parties prenantes. Ce nouveau cadre doit permettre à la France d'assurer la mise en œuvre de la réglementation européenne sur cette problématique et de répondre à ses engagements internationaux, notamment à l'objectif 9 d'Aichi adopté dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique. Cet objectif précise les engagements concernant les EEE : « *D'ici à 2020, les EEE et les voies d'introduction sont identifiées et classées en ordre de priorité, les espèces prioritaires sont contrôlées ou éradiquées et des mesures sont en place pour gérer les voies de pé-*

nétration, afin d'empêcher l'introduction et l'établissement de ces espèces » (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2010).

À l'échelle des territoires, aussi bien en métropole qu'en outre-mer, des stratégies ont été établies depuis plusieurs années pour répondre à des enjeux et à des besoins locaux en matière d'organisation, de coordination, de définitions d'actions prioritaires. Elles ont été permises par les travaux de nombreux comités territoriaux réunissant associations, gestionnaires d'espaces, chercheurs, établissements publics, services de l'État et des collectivités (IUCN France, 2015).

■ DES DIFFICULTÉS DE GESTION

Les EEE représentent des sources importantes de difficultés pour les acteurs des territoires qui y sont confrontés. Depuis quelques années néanmoins, l'amélioration des connaissances scientifiques a contribué à mieux comprendre les causes de ces invasions, à mieux évaluer leurs impacts et à définir les moyens d'y remédier. Toutefois, les difficultés de gestion restent multiples.

Un rythme d'introduction croissant et difficile à enrayer dans un contexte de mondialisation

En Europe, on recense plus de 12 000 espèces introduites volontairement ou non par l'homme (DAISIE, 2009). Parmi ces espèces, environ 1 500 sont actuellement considérées comme envahissantes.

Le rythme d'introduction de nouvelles espèces est croissant et cela pour tous les groupes biologiques. À l'échelle mondiale, une étude récente a montré que le taux d'introduction des espèces a fortement augmenté au cours des deux siècles derniers (Seebens *et al.*, 2016) et qu'il est largement attribué à l'accélération des échanges commerciaux et du transport des biens et des personnes au XX^e siècle. Pour la plupart des groupes taxonomiques, l'évolution du nombre d'espèces exotiques ne montre aucun signe de saturation et même une augmentation pour certains.

Ces résultats soulignent que les rares dispositifs mis en œuvre jusqu'à présent pour minimiser les risques d'introduction n'ont pas été suffisamment efficaces face à la mondialisation croissante des échanges et l'accélération des transports de biens et de personnes. Des efforts importants sont néanmoins entrepris à l'échelle mondiale, pour mieux contrôler les vecteurs d'introduction. Ainsi, en

Europe, où l'aquaculture a été responsable de nombreuses introductions d'EEE de façon délibérée ou accidentelle, dès 2007, un règlement européen (n° 708/2007 du Conseil du 11 juin 2007) relatif à l'utilisation en aquaculture des espèces exotiques et des espèces localement absentes est mis en place. À plus grande échelle, la Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires (Convention BWM) édictée en 2004 est entrée en vigueur seulement en septembre 2017. Cette convention vise à contrôler le transfert d'espèces potentiellement envahissantes et établir des règles mondiales de biosécurité, les eaux de ballast constituant un vecteur très important d'espèces marines à l'échelle planétaire (10 000 espèces concernées selon Bax *et al.*, 2003).

À l'échelle européenne, l'étude d'impact du Règlement européen n°1143/201 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des EEE préoccupantes pour l'Union européenne estimait à huit le nombre annuel moyen de nouvelles introductions d'EEE sur le territoire européen depuis 1700 (Commission européenne, 2013). Elle estimait également qu'en quatre ans le règlement pourrait permettre de diviser ce nombre par deux, réduisant corrélativement les dépenses dans ce domaine (coûts des dommages causés et coûts d'intervention).

Au niveau national, pour la métropole, le constat est similaire. Un nouvel indicateur développé pour l'Observatoire national de la biodiversité à partir d'une sélection de 84 EEE révèle que durant les 40 dernières années, chaque département a vu s'installer en moyenne cinq nouvelles EEE par décennie (Touroult *et al.*, 2016).

Une gestion régulière complexe à mettre en œuvre

L'éradication d'une espèce, c'est-à-dire une intervention permettant de la faire totalement (et définitivement) disparaître d'une aire géographique donnée, n'est envisageable que dans le premier stade de colonisation (phase d'émergence et phase précoce d'invasion), lorsque la population introduite est encore très localisée et les effectifs faibles (Figure 2).



Figure 2. Différents stades de l'invasion et objectifs de gestion à mettre en œuvre. Adapté de Branquart, 2010.

Pour les espèces largement répandues, seules des interventions régulières (Figure 3) et les méthodes de lutte biologique peuvent dans certaines situations permettre de les maintenir à un niveau où les nuisances et les dommages qu'elles causent restent limités vis-à-vis des fonctionnalités écologiques et des usages des milieux. Ces interventions devraient, dans l'idéal, concerner tous les sites colonisés, être adaptées à l'ampleur des colonisations



Figure 3. Opération d'arrachage manuel de Myriophylle du Brésil (*Myriophyllum aquaticum*) en Normandie. © Conservatoire d'espaces naturels de Normandie.

constatées et s'appliquer de manière permanente pour maintenir constante la maîtrise de la situation.

La mise en œuvre concrète des interventions d'éradication ou de régulation se heurte cependant à de nombreux obstacles. Les possibilités techniques d'intervention et leurs modalités concrètes de mise en œuvre doivent être systématiquement adaptées aux caractéristiques du site ou du territoire, et aux besoins et souhaits particuliers éventuels du gestionnaire. En effet, si les connaissances relatives à la biologie et l'écologie des espèces et aux possibilités techniques d'intervention sont maintenant plus largement disponibles avec la multiplication des travaux et une meilleure diffusion des informations les concernant, ces éléments de contexte restent encore souvent insuffisamment précisés. Les négliger peut entraîner des aléas ou des échecs plus ou moins importants des interventions. Afin d'éviter une application sans discernement d'une « recette technique » utilisée avec succès par un autre gestionnaire dans un tout autre contexte, une démarche continue de réflexion et d'analyse permet de réduire les risques de mise en œuvre de solutions inadaptées au site considéré (Sarat *et al.*, 2015a).

Des dépenses publiques importantes

Les dépenses associées à cette régulation constante des EEE sont importantes et sont en accroissement permanent. Les travaux de Kettunen *et al.* (2009) avaient comptabilisé un montant global de 12,5 milliards d'euros par an à l'échelle européenne, dont 9,6 milliards d'euros au titre des dommages économiques occasionnés par ces espèces et 2,8 milliards d'euros au titre des mesures de régulation. Ces chiffres correspondaient aux seuls coûts documentés. Selon les auteurs, sur la base de certaines extrapolations, le coût probable pourrait dépasser 20 milliards d'euros (soit un facteur de 1,6 entre le montant calculé et l'estimation le complétant).

En France, une étude réalisée en 2014 par le Commissariat général au développement durable (Wittmann & Flores-Ferrer, 2015) a synthétisé des données sur les coûts des EEE, rassemblées après une enquête lancée à l'échelle de la métropole et de l'outre-mer. Un coût annuel moyen, intégrant les dommages occasionnés et les dépenses de régulation, a été estimé à 38 millions d'euros sur la période 2009 – 2013. Cette étude comportait également un avertissement sur la non-exhaustivité des données recueillies et la sous-évaluation des coûts qui pouvait en résulter. Le tableau 1 illustre ces coûts de régulation avec des exemples d'EEE aquatiques et terrestres en France.

ESPÈCES	SITE	PÉRIODE	NATURE DES OPÉRATIONS	Coût sur la période (€)
Égérie dense (<i>Egeria densa</i>)	Canal de Marans-La Rochelle (Charente-Maritime)	2012	Moisson de l'Égérie dense sur 13 km de cours d'eau	32 000
Renouée du Japon (<i>Reynoutria japonica</i>)	Confluence Luye Durance (Hautes-Alpes et Alpes-Maritimes)	2015	Concassage bâchage de la Renouée du Japon sur 4 000 m ²	114 000
Bambou commun (<i>Bambusa vulgaris</i>)	Parc national de la Guadeloupe	2015	Gestion du Bambou le long d'une route sur 15 km par coupe et bâchage	53 000
Écrevisse du Pacifique (<i>Pacifastacus leniusculus</i>)	Département des Vosges	2011	Vidange, travaux d'effacement et élimination de l'Écrevisse du Pacifique sur un étang de 2 100 m ²	26 000
Grenouille taureau (<i>Lithobates catesbeianus</i>)	Sologne (Loir-et-Cher)	2009 - 2012	Programme d'éradication de la Grenouille taureau : veille, destructions de pontes, barrières de piégeage, pêche et mise en assec, tirs nocturnes	342 645
Trachémyde à tempes rouges (<i>Trachemys scripta elegans</i>)	Embouchure de la Rizzanese (Corse)	2009 - 2011	Piégeage de la Tortue de Floride en Corse à l'embouchure du Rizzanese	79 500
Canne de Provence (<i>Arundo donax</i>)	Confluence Thongue et Lène (Hérault)	2015	Expérimentation de concassage-bâchage sur deux parcelles (500 m ² et 250 m ²)	31 200
Baccharis à feuilles d'arroche (<i>Baccharis halimifolia</i>)	Marais de Grande Brière Mottière (Loire-Atlantique)	2011 - 2016	Arrachage manuel et coupe des arbustes sur 7 000 ha	27 000

Tableau 1. Exemples de coûts de gestion d'EEE recensés en France, collectés dans le cadre du recueil d'expériences de gestion réalisé par le groupe de travail national « Invasions biologiques en milieux aquatiques », Agence française pour la biodiversité et UICN France.

Couplées aux difficultés techniques rencontrées sur le terrain et à des résultats d'intervention parfois jugés peu satisfaisants, ces dépenses importantes peuvent ainsi être des sources de découragement pour les gestionnaires d'espaces naturels et de désengagement financier de la part de l'État, des collectivités et d'autres acteurs qui supportent ces coûts.

Un intérêt commercial ...

En parallèle, certaines EEE peuvent parfois être envisagées comme une ressource commercialement exploitable, par exemple par l'intermédiaire de la pêche et la commercialisation (Poisson-lion, écrevisses américaines, Crépide, etc.), la valorisation de plantes exotiques envahissantes par la vannerie (Jacinthe d'eau, etc.), la production de bois (Acacia, Goyavier-fraise, Robinier faux-acacia, etc.), l'extraction de composés potentiellement intéressants pour l'industrie pharmaceutique (resvératrol contenu dans les rhizomes de renouées asiatiques), etc.

La possibilité de valoriser les EEE est par ailleurs évoquée dans l'article 19 du Règlement européen n°1143/201 : « *L'utilisation commerciale d'espèces exotiques envahissantes déjà implantées peut être temporairement autorisée dans le cadre des mesures de gestion visant à leur éradication, au contrôle de leur population ou à leur confi-*

nement, pour autant que cela soit strictement justifié et que tous les contrôles appropriés soient mis en place pour éviter toute poursuite de leur propagation » (Parlement européen & Conseil de l'Europe, 2014). En France métropolitaine, étudier les possibilités d'exploitation économique de certaines EEE largement répandues (Silure glane et Écrevisse de Louisiane par exemple) et assouplir la réglementation en vigueur pour faciliter leur commercialisation font par exemple partie des recommandations visant à « *favoriser la rentabilité économique de la pêche professionnelle en eau douce dans le respect des milieux* » récemment livrées par le Conseil général de l'environnement et du développement durable (Boisseaux, 2015).

... mais non sans risques pour les milieux naturels

Cependant, au-delà de l'intérêt économique potentiel et des objectifs de régulation affichés, de tels projets ne sont pas sans risques pour les milieux naturels et posent de nombreuses questions sur les incidences possibles de cette démarche de valorisation. Parmi ces questions figurent l'accroissement des risques de dispersion (intentionnelle ou non) de l'espèce exploitée ou encore le maintien volontaire des populations de l'EEE considérée dans les sites colonisés lorsqu'elle devient un enjeu commercial.

■ OBJECTIFS ET PORTÉE DE L'ÉTUDE

Pour éclairer la prise de décision, il est donc nécessaire de disposer d'informations suffisamment étayées sur la pertinence et l'efficacité de la valorisation des EEE en tant que possibilité de régulation. Il convient également de définir les modalités pratiques de cette valorisation permettant d'éliminer les risques de dispersion volontaire ou accidentelle de ces espèces et d'obtenir des gains écologiques quantifiables réels.

Dans cette perspective, le groupe de travail national « Invasions biologiques en milieux aquatiques » (GT IBMA), coordonné par le Comité français de l'UICN et l'Agence française pour la biodiversité (voir encadré), a souhaité conduire une étude pour **identifier les enjeux et les risques de la valorisation socio-économique des EEE établies dans les milieux naturels comme possibilité de régulation de ces espèces.**

Ce travail s'appuie sur de nombreux exemples et cas d'études, portant principalement sur des EEE des milieux aquatiques en France métropolitaine, en Europe et dans

d'autres pays industrialisés, ainsi que sur des espèces des milieux terrestres et des collectivités françaises d'outre-mer. Il ne concerne pas les EEE animales détenues en captivité et pouvant faire l'objet d'une exploitation commerciale (par exemple, les élevages de visons d'Amérique et les nouveaux animaux de compagnie), ni les espèces introduites volontairement à des fins de culture ou d'aquaculture. Il ne concerne pas non plus directement la valorisation agronomique des déchets de plantes exotiques envahissantes générés par les interventions de régulation.

Le présent ouvrage vise à répondre notamment aux questions suivantes :

- Existe-t-il en France, en Europe et dans d'autres pays des exemples documentés de valorisation socio-économique d'EEE (échecs et réussites) ?
- Quelles sont les retombées positives, les conséquences négatives et les risques liés à la valorisation socio-économique des EEE pour les milieux naturels et pour les porteurs de projets ?

GROUPE DE TRAVAIL NATIONAL « INVASIONS BIOLOGIQUES EN MILIEUX AQUATIQUES »

Créé en 2009 et coordonné conjointement par le Comité français de l'UICN et l'Agence française pour la biodiversité, le GT IBMA vise à apporter un appui à tous les acteurs concernés par la thématique des espèces exotiques envahissantes. Interface de communication et de discussion sur la gestion des EEE, ce groupe rassemble actuellement une soixantaine de représentants des différentes parties prenantes : gestionnaires d'espaces naturels, chercheurs, associations, établissements publics, services de l'État et des collectivités, etc.



Le GT IBMA synthétise et rend accessibles les connaissances acquises sur les modes de gestion des EEE :

- développement d'outils opérationnels pour améliorer la connaissance et la gestion des EEE (recueil d'expériences de gestion, guides de bonnes pratiques, etc.),
- identification d'enjeux scientifiques et propositions de programmes de recherche appliqués,
- appui au développement de stratégies et des politiques publiques,
- échange d'informations, relais et mise en relation d'acteurs,
- contribution à la mise en œuvre d'opérations de régulation de certaines espèces.

L'ensemble des outils produits par le GT IBMA ainsi que différentes ressources sont accessibles sur le site internet dédié : www.gt-ibma.eu.

- La valorisation socio-économique de certaines EEE peut-elle contribuer à la maîtrise de ces espèces dans les milieux naturels ?
- Quels sont les enjeux et points de vigilance à identifier pour s'assurer de l'innocuité environnementale de ces projets et obtenir des retombées écologiques réelles ?

Il s'adresse à toute structure amenée à émettre un avis sur des projets de valorisation socio-économique d'EEE, et notamment aux services de l'État (par exemple, les DREAL et les DDT) et des collectivités locales, en métropole comme en outre-mer.



Les membres du GT IBMA sur le terrain. © A. Dutartre



Jussie à petites fleurs. © E. Mazaubert



Les différentes catégories de valorisation socio-économique d'EEE

Exploitation commerciale	12
Mesures incitatives	14

Depuis quelques années, des initiatives privées ou publiques, proposant de prélever des EEE dans le milieu naturel pour en tirer des bénéfices (consommation directe ou commercialisation) sont de plus en plus nombreuses et reçoivent une attention croissante de la part des institutions et des citoyens (Franke, 2007 ; Rosenthal, 2011 in Nuñez *et al.*, 2012 ; Matsumoto, 2013 in Pasko & Goldberg, 2013).

Ces initiatives de valorisation socio-économique visent à favoriser l'utilisation des EEE à diverses fins, y compris pour l'alimentation, l'extraction de matière première, ou encore les biocarburants (Invasive species advisory committee, 2014).

L'analyse de la littérature disponible sur le sujet et le panorama international de cas d'études réalisés ici ont permis d'identifier deux grandes catégories de valorisation socio-économique d'EEE :

1 • Exploitation commerciale d'EEE

Cette valorisation se traduit par la mise en œuvre de mesures commerciales, avec création d'un marché, où des

acteurs, généralement privés, s'approprient une ressource, la transforment et la commercialisent. Dans ce cas, il y a génération de bénéfices financiers et la création d'une relation producteurs/consommateurs. Ces initiatives sont regroupées dans la catégorie « **exploitation commerciale d'EEE** » dans la suite de l'ouvrage.

2 • Mesures incitatives

La valorisation peut également se présenter sous la forme de « mesures incitatives », où les pouvoirs publics encouragent la pratique d'activités comme la chasse, la pêche ou la cueillette. Les pouvoirs publics peuvent rémunérer ou défrayer le piégeage d'une espèce, sans que cette rémunération ne dépende d'un prix de marché. Dans ce cas, la rémunération (ou « prime ») est fixée par les autorités en négociation avec les acteurs qui vont en bénéficier. La relation créée est une relation pouvoirs publics/chasseurs-cueilleurs-piégeurs, et il n'y a pas de génération de revenus pour les acteurs qui en bénéficient. Ces initiatives sont regroupées dans la catégorie « **mesures incitatives** » dans la suite de l'ouvrage.

■ EXPLOITATION COMMERCIALE

L'exploitation commerciale directe

L'exploitation commerciale des EEE correspond à l'ensemble des actions mises en place, en général par des organisations privées, pour rendre commercialisables les **EEE présentes dans le milieu naturel** (Pasko & Goldberg, 2013). Ces actions sont mises en œuvre lorsqu'un marché a été identifié pour l'espèce et qu'elle peut être proposée à la vente (Pasko & Goldberg, 2013). L'objectif principal est d'utiliser cette ressource pour en tirer profit.

Ces projets d'exploitation commerciale sont parfois présentés avec deux objectifs complémentaires : 1) utiliser la ressource pour en tirer des bénéfices économiques et 2) participer à la régulation des EEE présentes dans le milieu naturel, pour diminuer leurs impacts négatifs sur la biodiversité, l'économie ou la santé.

L'exploitation secondaire des produits de la régulation des EEE

La valorisation organique (ou agronomique) des déchets issus d'interventions de gestion d'EEE ne rentre pas tout à fait dans la catégorie de l'exploitation commerciale des

EEE. Elle ne consiste pas au prélèvement direct dans le milieu naturel d'espèces exotiques pour en tirer des bénéfices économiques, mais concerne bien les déchets qui résultent d'interventions de régulation, interventions dont les objectifs concernent très généralement la préservation de la biodiversité, de la fonctionnalité des écosystèmes et de leurs usages. Il s'agit d'abord de se débarrasser des déchets issus de ces interventions, en éliminant tout risque pour l'environnement qu'auraient pu engendrer des dépôts non gérés de tels déchets en sites naturels (Figure 4 a et b). La valorisation agronomique ultérieure de ces déchets est un objectif secondaire apparu avec l'évolution du statut réglementaire des déchets de plantes exotiques envahissantes. Le passage d'une logique de déchet à une logique de produit rentre cependant dans une démarche de valorisation commerciale « indirecte » d'une EEE qu'il convient de prendre en considération (voir encadré).

LA VALORISATION ORGANIQUE DES DÉCHETS VERTS ISSUS D'INTERVENTIONS DE RÉGULATION D'EEE (d'après Sarat *et al.*, 2015a)

Une des contraintes rencontrées par les gestionnaires est le devenir des déchets produits par les interventions de régulation d'EEE : que faire des plantes extraites des sites quelquefois en très grandes quantités ? Pour la Flore, le devenir des matières organiques, qui doit faire partie de la filière de gestion à mettre en place, a longtemps été résolu sans réflexion d'ensemble dans la plupart des cas, par le dépôt dans des sites de décharge proches ou par de l'enfouissement sur place. L'accroissement des quantités de plantes extraites et l'évolution de la réglementation en matière de gestion des déchets verts ont cependant fait apparaître le besoin d'une réflexion globale sur ce sujet et d'une évolution des pratiques (Dutartre & Fare, 2002).

Les premières réflexions ont porté sur l'intérêt d'une valorisation sylvicole ou agricole des déchets de plantes exotiques envahissantes : épandage, compostage, etc. Comme premier objectif, il s'agissait de se débarrasser des déchets des interventions, l'objectif de valorisation restant de fait secondaire mais facilitant la démarche par son aspect positif. L'évolution de la réglementation sur les déchets organiques a incité les gestionnaires à se pencher sur ce deuxième objectif. En effet, selon les définitions fournies dans les textes législatifs, les plantes exotiques envahissantes, une fois retirées du milieu naturel, longtemps considérées comme des déchets ultimes, constituent un déchet vert qu'il convient de valoriser de manière à limiter les émissions de gaz à effet de serre et à favoriser le retour au sol de ces matières organiques (circulaire du 18/11/2011).

Les principales voies de valorisation envisageables sont le compostage et la méthanisation produisant compost et biogaz. Soumis à des normes, le compost est librement commercialisé en tant que fertilisant et le biogaz obtenu par méthanisation est revendu pour servir à la génération d'électricité. La valorisation thermique consiste à utiliser la chaleur dégagée par la combustion des déchets de plantes exotiques envahissantes pour alimenter des réseaux de chaleur ou pour la production d'électricité et est en cours d'essai sur la jussie (Cerema ouest *et al.*, 2018). Dans tous ces cas de figure, la logique de déchet devient alors une logique de produit : en complément du traitement destiné à faire disparaître un déchet, cette filière de gestion développe un bien marchand.

Ceci peut se révéler délicat. Tout d'abord, la valorisation agronomique et thermique exige une certaine qualité des produits pouvant influencer le lieu et la technique de régulation : par exemple, la présence de sédiments ou de terres mélangés aux plantes traitées mécaniquement peut être un motif de refus de traitement ou engendrer des coûts supplémentaires, qui seront facturés aux gestionnaires. Ensuite, les plantes exotiques envahissantes issues d'opérations de régulation constituent un gisement saisonnier, peu volumétrique par rapport à d'autres sources de biomasse, et non pérenne. Les centres de traitement ne peuvent donc pas compter de manière régulière sur ce gisement. Pour ceux dont la logique de produit prend le pas sur la logique de déchet, prendre le risque de réduire les performances de leur installation avec des plantes exotiques envahissantes n'est pas du tout envisageable, à moins de s'assurer d'un apport suffisant et régulier en matière première.

Pour la faune, les projets de valorisation agronomique sont plus rares mais le cas de la Crépide dans les baies de Saint-Brieuc et de Cancale peut être cité. Une valorisation sous forme d'amendements calcaires issus du traitement des coquilles a fait l'objet d'une mise en œuvre opérationnelle de 2002 à 2006 (voir encadré page 41).

Cette valorisation, qui aboutit à la production de produits commercialisables issus d'EEE, et qui induit un besoin de pérenniser les apports EEE, peut ainsi présenter des risques similaires à ceux de l'exploitation commerciale des EEE. D'autres inquiétudes, portant notamment sur l'insuffisance ou l'absence de précautions mises en œuvre par les centres de traitement méconnaissant les risques de dispersion des plantes exotiques envahissantes, sont régulièrement exprimées par les gestionnaires et les collectivités.



Figure 4. Exemple de déchets issus d'interventions de régulation de plantes exotiques envahissantes dans les cours d'eau. A) Egérie dense extraite de la rivière Loiret destinée à être envoyée en centre de compostage © Carine Biot et B) Jussies arrachées dans le marais poitevin, et utilisées pour des essais d'épandage sur terrains agricoles. © Alain Dutartre

MESURES INCITATIVES

Incitations de prélèvement par le droit

Ces mesures visent principalement les activités de loisir comme la chasse, la pêche, le piégeage ou la cueillette. Elles n'ont pas d'objectif commercial et encouragent le prélèvement des EEE dans le milieu naturel.

En France, ces incitations peuvent prendre la forme de textes réglementaires du Code de l'environnement. Par exemple, le prélèvement de certaines EEE animales est prévu dans les dispositifs du droit de la chasse et de la pêche (titres II et III du Code de l'environnement). Les arrêtés d'application de ces textes visent à assurer le contrôle de ces espèces en autorisant la pratique d'une lutte renforcée, parfois sans limitation de prélèvement, avec notamment des périodes de prélèvements par le tir ou par le piégeage plus étalées que celle de l'ouverture et de la fermeture générale de la chasse en France métropolitaine, mais aussi, pour certaines d'entre elles, des simplifications des démarches administratives.

En France métropolitaine, ces dispositions réglementaires sont portées dans l'arrêté du 2 septembre 2016 relatif au contrôle par la chasse des populations de certaines espèces non indigènes que sont le **Ragondin** (*Myocastor coypus*), le **Rat musqué** (*Ondatra zibethicus*), le **Chien viverrin** (*Nyctereutes procyonides*), le **Vison d'Amérique** (*Neovison vison*), le **Raton laveur** (*Procyon lotor*) et la **Bernache du Canada** (*Branta canadensis*). Par exemple, le prélèvement du Ragondin et du Rat musqué est autorisé

par piégeage et par tir toute l'année sans autorisation de piégeage (arrêté du 29 janvier 2007 modifié) mais avec détention d'un permis de chasser validé pour le tir. Ces dispositions réglementaires peuvent être animées par chaque fédération départementale des chasseurs au travers de son schéma de gestion cynégétique établi pour une période de six années renouvelables.

Primes au piégeage et à la chasse

Classiquement utilisée pour la régulation des populations de rongeurs aquatiques en France métropolitaine et communément appelée « prime à la capture », cette mesure incitative consiste à verser des défraiements pour couvrir partiellement les frais engagés par les piégeurs bénévoles, dans le cadre de la mission attribuée par la loi à une association sous statut loi 1901. Il ne s'agit ni d'une rémunération, ni d'un commerce.

En sus d'être classés comme espèces chassables et nuisibles par le Code de l'environnement, le **Ragondin** et le **Rat musqué** sont inscrits dans le Code rural et de la pêche maritime, au titre de la protection des végétaux, sur la liste des espèces nuisibles aux végétaux et sont soumis à des mesures de lutte obligatoire (Figure 5). Les fédérations régionales ou départementales de défense contre les organismes nuisibles (Fredon et FDGDON) sont des organismes reconnus à vocation sanitaire et ont pour rôle la surveillance, la prévention et la gestion des dangers sanitaires vis-à-vis des végétaux. Dans ce cadre, et par l'arrêté mi-

nistériel du 6 avril 2007 relatif au contrôle des populations de Ragondin et de Rat musqué, les Fredon-FDGDON et leurs groupements communaux sont chargés de la surveillance et de la lutte collective contre le Ragondin et le Rat musqué. Selon les situations départementales et/ou régionales, les fédérations peuvent s'appuyer sur d'autres structures pour les aider dans la coordination et la mise en œuvre des luttes collectives, comme les associations départementales de piégeurs agréés ou des agences rattachées aux conseils départementaux.



Figure 5. Le Ragondin fait l'objet d'une lutte obligatoire au titre de la protection des végétaux. Des primes à la capture sont versées aux piégeurs par certaines collectivités. © Sylvain Richier, ONCFS.

Les Fredon-FDGDON assurent l'encadrement administratif, juridique et technique des piégeurs salariés ou bénévoles, ainsi que l'animation générale des réseaux locaux. Des arrêtés préfectoraux et communaux encadrent règlementairement la lutte collective. Dans le cadre d'opérations de luttes collectives organisées par les groupements de défense contre les organismes nuisibles et leurs fédérations, conformément aux articles L. 251-1 à L. 252 du Code rural et de la pêche maritime, les personnes qui capturent les ragondins et les rats musqués au moyen de pièges-cages ne sont pas soumises à certaines dispositions du Code de l'environnement, en particulier l'agrément piégeage (arrêté du 29 janvier 2007 fixant les dispositions relatives au piégeage des animaux classés nuisibles en application de l'article L. 427-8 du code de l'environnement). De même, l'arrêté municipal de lutte collective obligatoire dispense de la délégation du droit de destruction par le propriétaire au piégeur.

1 • 1 franc Pacifique = 0,01 euros au 1^{er} janvier 2018.

En revanche, les piégeurs réalisant des opérations individuelles de capture et de destruction des animaux doivent être agréés par le Préfet et disposer du droit de destruction par délégation du propriétaire.

Les collectivités territoriales (départements, communes, communautés de communes, syndicats de bassins versants, etc.) sont les principaux organismes finançant la lutte collective. Des primes à la capture peuvent être proposées, en concertation avec ces organismes financeurs, pour indemniser les piégeurs bénévoles, au nombre de spécimens piégés. Pour le Ragondin et le Rat musqué, les primes s'élèvent entre un et trois euros par spécimen, en fonction des départements et des communes concernés (FDGDON de la Manche, 2014 ; FDGDON de l'Orne, 2015 ; Blottière & Egal, 2017 ; Guédon, 2017). Les extrémités des queues de ragondins et de rats musqués piégés doivent être conservées et présentées lors des journées de collecte, assurées par les FDGDON, les fédérations départementales des chasseurs ou associations départementales de piégeurs. Les bilans annuels des captures sont disponibles dans la plupart des départements.

En Nouvelle-Calédonie, des primes sont versées par l'APICAN (Agence pour la prévention et l'indemnisation des calamités agricoles et naturelles) pour inciter à la chasse (et au piégeage) du **Cerf rusa** (*Rusa timorensis rusa*) (Figure 6a) et du **Cochon féral** (*Sus scrofa*) (Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Calédonie, 2016). Une prime à la capture de cerf de 1 500 F CFP – franc Pacifique¹ (12,5 €) en 2009 à 5 000 F (42 €) depuis 2014) a été versée auprès de 23 propriétaires et sur près de 27 000 cerfs mis par la suite en élevage, avant abattage.



Figure 6a. Cerf rusa. © Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Calédonie.

Une prime à la mâchoire inférieure de cerf chassé a par ailleurs été initiée en 2008 (2012 pour les cochons féraux) sous la coordination du Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Calédonie, afin de sensibiliser les chasseurs, les inciter au prélèvement des femelles reproductrices et d'estimer notamment la distribution des prélèvements, la structure d'âge et la condition physique des populations. La prime proposée est d'autant plus élevée que le nombre de prélèvements est important : au départ de 1 000 F pour tous les cerfs, les primes 2017 se déclinent en fonction du nombre de mâchoires déposées dans l'année : 1 000 F (8,4 €) jusqu'à 25 mâchoires, 3 000 F (25 €) de 26 à 100 mâchoires, 4 000 F (33 €) de 101 à 200 mâchoires et 5 000 F (42 €) pour plus de 200 mâchoires (Figure 6b). Pour la période 2008-2015, des primes correspondant à 154 000 mâchoires de cerfs (12 500 de cochons sur 2012-2015) ont été versées à plus de 2 000 chasseurs justifiant notamment d'un permis de chasser (ou attestation d'arme) et d'un droit de chasser. Si ces chiffres sont importants, les actions se limitent majoritairement aux zones de plaine facilement accessibles (hors zones prioritaires de forêts humides particulièrement difficiles d'accès en latitude) et dépendent, sur propriété privée, de la volonté de régulation des propriétaires.

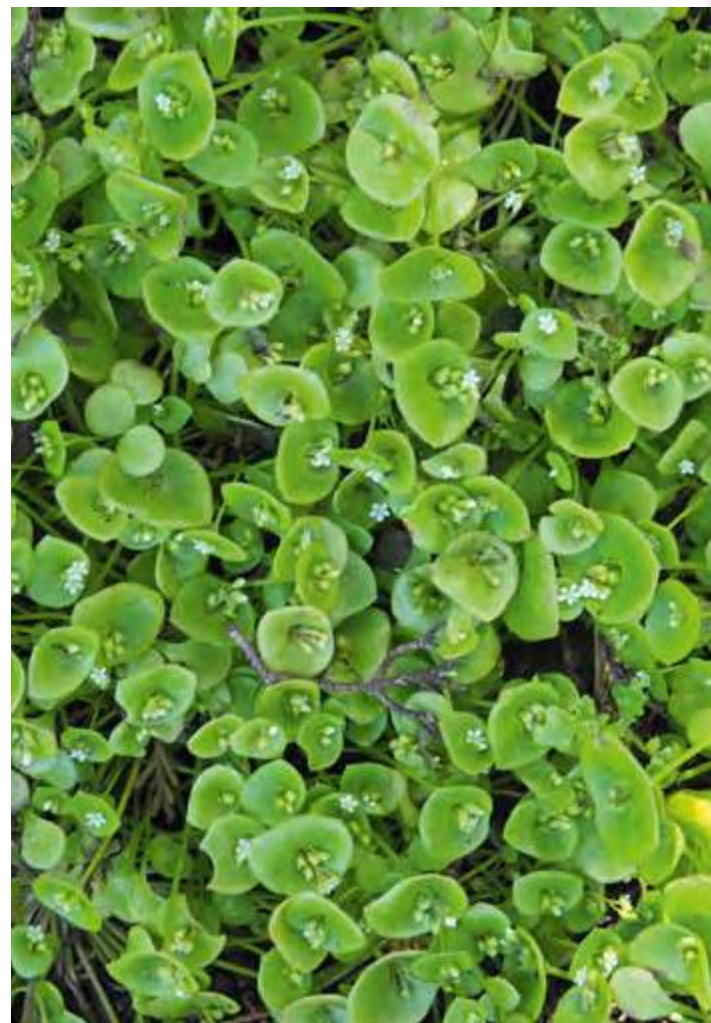


Figure 6b. Affiche d'information relative aux opérations « mâchoires » de Cochon féral et de Cerf Rusa en Nouvelle-Calédonie. © Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Calédonie.

Les mesures d'incitation au prélèvement par le droit ou offrant des primes à la capture doivent, en plus d'être encadrées réglementairement, être accompagnées de mesures de mobilisation pour être efficaces. L'animation des réseaux locaux est nécessaire, pour maintenir les motivations, recruter de nouveaux chasseurs et piégeurs, renforcer les liens entre structures opérant sur le terrain (fédérations de défense contre les organismes nuisibles, fédérations de chasseurs, associations de chasseurs ou de piégeurs) et collecter les données permettant d'établir des bilans annuels.

Incitations à la consommation d'EEE

Des campagnes d'incitation à la consommation d'EEE (et donc aux prélèvements d'EEE dans le milieu naturel) ont été récemment développées dans divers pays. Elles peuvent être initiées par des pouvoirs publics, des universitaires, des acteurs privés, ou des citoyens (voir encadré). Sans objectif commercial affiché à leur origine, certaines de ces initiatives ont néanmoins contribué au renforcement ou à l'émergence de filières et de marchés économiques d'exploitation d'EEE (voir encadré ci-contre).



Claytonia perfoliata, originaire de l'ouest de l'Amérique du Nord et naturalisée dans certains sous-bois de Bretagne, peut être consommée en salade. © G. Grisard

SAUVONS LA PLANÈTE, MANGEONS LES EEE PETITE HISTOIRE DE L'ÉRADICATION PAR LA MASTICATION !

Consommer les EEE présentes dans les milieux naturels n'est pas une idée nouvelle. La consommation humaine de certaines espèces végétales exotiques envahissantes (par exemple de *Claytonia perfoliata*, une espèce de pourpier, ou de la liane Kudzu (*Pueraria montana*)), a été encouragée dès la fin du XX^e siècle, pour leurs valeurs nutritionnelles élevées, leur disponibilité et leur biomasse importante (Rapoport *et al.*, 1995). Des ouvrages culinaires proposant des recettes à base d'espèces exotiques ont également été publiés à cette même période (Baldwin, 1999 ; Reed, 2002). Ces initiatives n'étaient cependant pas spécifiquement présentées comme des moyens de réguler les populations d'EEE pour faire diminuer leurs impacts sur la biodiversité, les milieux naturels, l'économie ou la santé.



De telles initiatives ont connu une nouvelle phase de développement plus récente. Des livres de recettes (Figure 7), des sites internet, tels que « Invasivore.org », « eattheninvaders.org » ou encore des campagnes d'incitation à la consommation d'EEE portées par des institutions se sont multipliées à la fin des années 2000. Le très récent article de Snyder (2017) fait un point très complet sur le sujet.

En faisant appel au « sens commun », l'argument employé dans ces initiatives est apparemment simple : si les hommes ont été capables de pousser des espèces à l'extinction en les chassant, pourquoi ne pas employer notre insatiable appétit pour lutter contre certaines EEE ? Cette proposition, évoquée pour la première fois par Joe Roman, de l'Université du Vermont, dans une publication de 2004 (*Eat the invaders*, Roman, 2004), a progressivement suscité l'attention de différents groupes d'acteurs intéressés par l'éthique culinaire, comme le « locavorisme »². Snyder (2017) signale que les évolutions dans ce domaine ont débouché sur l'apparition d'un « invasivorisme » (*“But as interest in food ethics, locavorism and foraging grew, the elegant logic of “invasivorism” hit a cultural sweet spot”*). A partir de 2005, des grands chefs ont ainsi proposé des menus à base d'espèces exotiques, et en 2010 l'administration nationale de l'Océan et l'atmosphère des États-Unis (NOAA) lançait sa première campagne d'incitation à la consommation, intitulée « Mangeons le Poisson-Lion » dans les Caraïbes (Snyder, 2017). L'Institut d'écologie appliquée de l'Université de l'Oregon organise tous les ans un programme de cuisine des espèces invasives (*“Annual invasive species cook-off”*, alias *“Eradication by mastication”*, <https://appliedeco.org/>). D'autres démarches impliquant des acteurs économiques et commerciaux, comme certaines enseignes de la grande distribution (par exemple, *“Whole foods”* aux États-Unis), se sont développées et ont proposé des EEE dans leurs rayons de vente. De même, l'État de l'Illinois a vendu et exporté plus de 22 000 tonnes de carpes asiatiques en Chine, rapportant 20 millions de dollars en 2010 (Snyder, 2017).

On peut ainsi considérer que ces initiatives, sans objectifs économiques affichés, ont joué un rôle non négligeable dans l'émergence de filières économiques d'exploitation d'EEE, sans ignorer pour autant les risques inhérents à ces démarches. Les partisans de l'« invasivorisme » admettent qu'il n'existe pas à l'heure actuelle d'études scientifiques démontrant l'efficacité de la consommation humaine contre les EEE, et qu'« *il existe beaucoup de petites expériences, mais pas de données à grande échelle* » (Barnes, in Snyder, 2017).

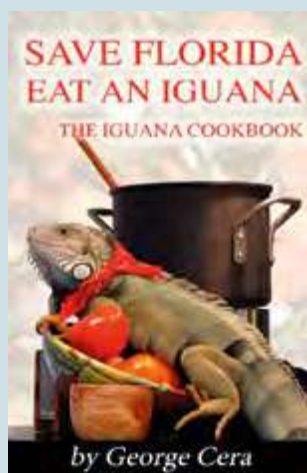
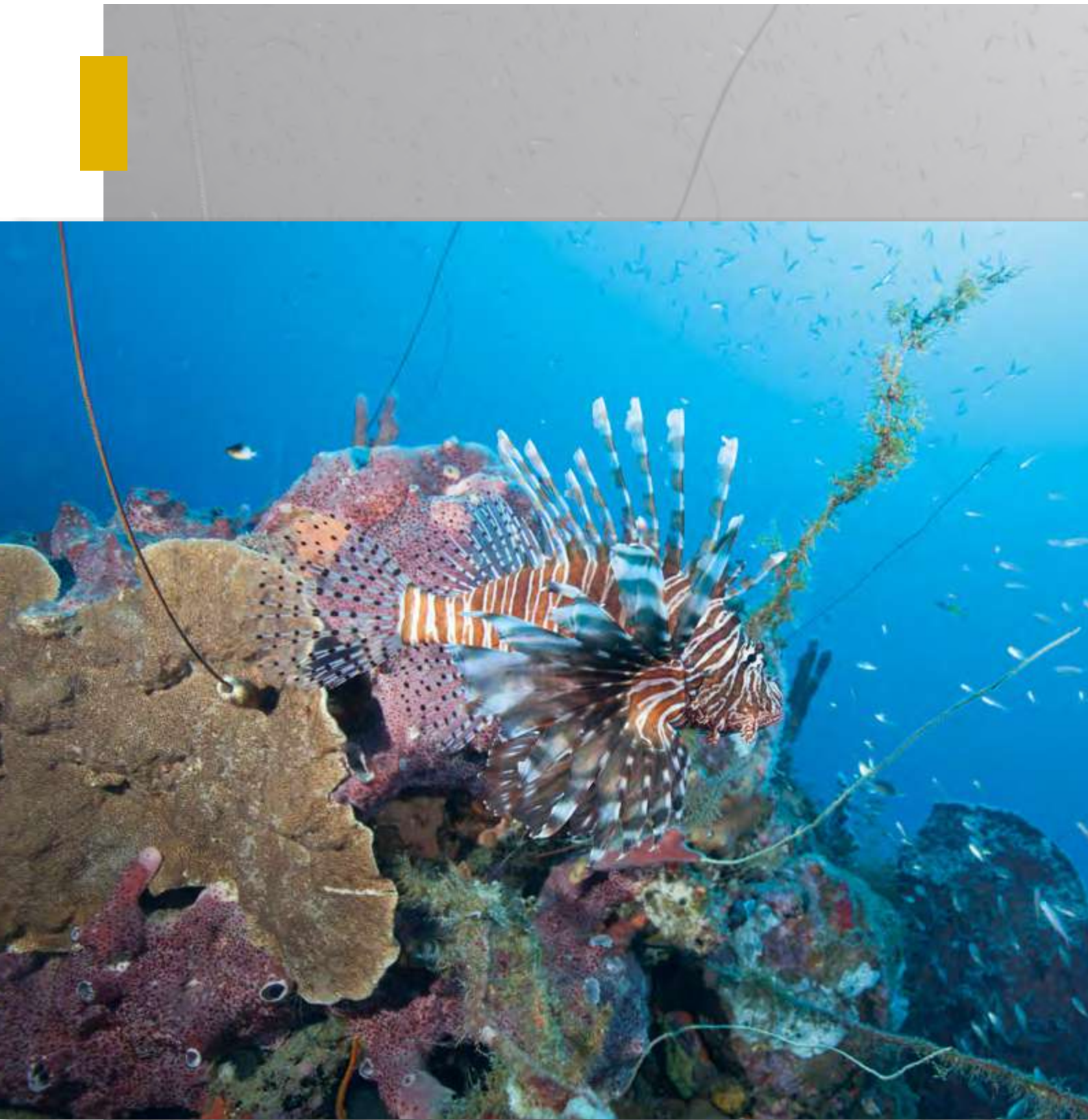


Figure 7. Livre de recettes de cuisine de l'Iguane commun (*Iguana iguana*), EEE en Floride ainsi que dans les Antilles françaises.

2 • Le locavorisme ou mouvement locavore est un mouvement prônant la consommation de nourriture produite dans un rayon allant de 100 à 250 kilomètres maximum autour de son domicile (<https://fr.wikipedia.org/wiki/Locavorisme>).



Poisson-lion. © Jean-Philippe Maréchal (NBE)



Intérêts et risques de la valorisation socio-économique des EEE

Intérêts	20
Risques	29

■ INTÉRÊTS

Intérêts économiques, sociaux et territoriaux

Les potentielles retombées positives, économiques, sociales et territoriales, sont les principaux arguments mis en avant par les porteurs de projets de valorisation socio-économique d'EEE. Pour les projets d'exploitation commerciale (avec production marchande), les principaux intérêts attendus sont la génération de revenus et des conséquences positives pour les territoires, en termes de valeur ajoutée (production brute) et d'emplois. Les mesures incitatives au prélèvement restent préférentiellement présentées comme des outils de sensibilisation des citoyens à la problématique des EEE.

Compensation de pertes de revenus

À l'origine des projets d'exploitation commerciale, il existe souvent une volonté de compenser des pertes de revenus survenues dans différents secteurs économiques. Ces pertes sont le plus souvent liées à une combinaison de facteurs économiques et environnementaux défavorables. Parmi les facteurs environnementaux, l'introduction d'une EEE est régulièrement citée.

Par exemple, le **Crabe chinois** (*Eriocheir sinensis*) (Figure 8), importé d'Asie par les eaux de ballast des navires, consomme les œufs d'espèces de poissons à forte valeur commerciale en Allemagne, impactant 60 pêcheurs pro-



Figure 8. Le Crabe chinois fait l'objet d'une exploitation commerciale en Allemagne et aux Pays-Bas. © Peter van der Sluijs

fessionnels sur l'Elbe et la Havel et représentant une perte estimée à 8,4 millions d'euros sur la période 1994-2004 (soit 14 000 euros par pêcheur et par an). En parallèle, il existe une forte demande de consommation humaine de Crabe chinois émanant de la communauté chinoise, l'exportation de Taïwan et de Chine n'étant plus possible (individus contaminés par diverses pollutions et surcoût). Le produit de la vente des crabes à destination des marchés asiatiques dans cette même période a été estimé entre 3 et 4,5 millions d'euros, permettant ainsi de compenser une importante partie de la perte de revenus (Gollasch & Nehring, 2006).

Le **Crabe royal du Kamtchatka** (*Paralithodes camtschaticus*) a été introduit de façon délibérée dans la mer de Barents dans les années 1960 par les autorités russes, pour permettre aux communautés défavorisées de l'extrême orient du pays d'exploiter une nouvelle ressource. L'espèce est arrivée dans les eaux norvégiennes dès la fin des années 1970, mais ce n'est qu'au début des années 1990 qu'elle attire l'attention, du fait de l'extension de sa répartition et de l'augmentation de sa densité qui a posé des problèmes pour la pêche commerciale, l'espèce se retrouvant dans les filets maillants et les palangres³ utilisés pour la pêche de la morue et du haddock. Le crabe représentant également une valeur commerciale importante (jusqu'à 270 euros par kilogramme au détail), la Commission norvégo-russe des pêches a autorisé une pêche commerciale à partir de 1993. En 2015, près de 500 navires de pêche en activité étaient recensés en Norvège, rapportant plus de 14 millions d'euros et une valeur à l'exportation de 36 millions d'euros, compensant largement la perte de revenus justifiant au départ cette exploitation (Sundet & Hoel, 2016).

C'est également le cas de la filière spécialisée dans la pêche des écrevisses qui s'est développée dans toute l'Europe. Les écrevisses indigènes sont prélevées et consommées en Europe depuis l'Antiquité mais l'apparition de la peste des écrevisses en Italie en 1860 a définitivement modifié le contexte astacicole européen. Cette maladie, causée par un champignon (*Aphanomyces astaci*), va provoquer des mortalités massives d'écrevisses à travers tout le continent européen. Pour pallier à la disparition massive des écrevisses indigènes, un pisciculteur allemand va

3 • Une palangre comprend une ligne principale sur laquelle sont attachés de place en place des bas de ligne ou avançons garnis d'hameçons appâtés. Cet engin de pêche peut être assimilé à une succession de lignes disposées à intervalles réguliers.

introduire en 1890 l'**Écrevisse américaine** (*Orconectes limosus*). Cette espèce sera ensuite introduite en France en 1910 dans le Cher. Elle sera suivie de plusieurs autres introductions au cours du XX^e siècle pour remplacer les populations d'écrevisses indigènes disparues. La Suède lance un programme d'implantation de l'**Écrevisse du Pacifique** (*Pacifastacus leniusculus*), qui sera déversée dans 260 lacs et cours d'eau du pays entre 1960 et 1982 (Fjälling & Fürst, 1984). C'est le point de départ d'introductions dans de nombreux pays européens.

Introduite en Espagne dans les années 1970, l'**Écrevisse de Louisiane** (*Procambarus clarkii*) va rapidement faire l'objet d'une exploitation commerciale et d'exportations (Gaudé, 2012) (Figure 9). Le succès de l'implantation de l'espèce et son exploitation commerciale va permettre à l'Espagne de résoudre le déficit commercial provoqué par l'effondrement des populations de l'écrevisse indigène, l'Écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*). En effet, l'expansion rapide de l'espèce et l'explosion de ses populations ont permis, dès 1981, de retrouver un équilibre commercial (Gaudé, 2012).



Figure 9. Écrevisses de Louisiane commercialisées par une grande enseigne française de produits surgelés, pêchées en eau douce en Espagne (Estrémaque, Andalousie). © Droits réservés

En France, les projets d'exploitation économique de l'**Écrevisse de Louisiane** mettent également en avant cet argument. Selon le Comité national de la pêche professionnelle en eau douce, la création d'une ressource complémentaire pour les pêcheurs professionnels viserait à pallier leur difficultés consécutives à « la dégradation de l'accès aux ressources » et constituerait une alternative aux espèces réglementées (Stolzenberg, 2016). C'est en particulier le cas pour l'Anguille d'Europe (*Anguilla anguilla*), dont les

populations européennes sont en danger critique d'extinction (IUCN France *et al.*, 2010 ; Jacoby & Gollock, 2014) et qui bénéficie d'un plan de gestion pour reconstituer les populations européennes, comportant des mesures visant à réduire fortement l'effort de pêche : une interdiction quasi-totale de la pêche des anguilles argentées (adultes retournant vers la mer) par les pêcheurs professionnels, une régulation des effectifs de pêcheurs professionnels ainsi qu'une réduction de la saison de pêche (Onema, 2010).

Génération de revenus et dynamisation de bassins d'emplois

Les activités d'exploitation commerciale des EEE peuvent être ainsi génératrices d'emplois sur les territoires où elles sont mises en œuvre, pour la récolte, la transformation, la commercialisation des produits et des sous-produits.

Ainsi, dans les années 2000, l'Andalousie comptait huit entreprises d'exploitation d'**Écrevisse de Louisiane**, employant 700 salariés, générant plus de 13 millions de revenus pour l'économie locale par an (Gaudé, 2012). Vingt-sept ans après son introduction dans le sud de l'Espagne, plus de 40 000 tonnes d'écrevisses ont été commercialisées depuis, générant 250 millions d'euros de bénéfices (Gaudé, 2012).

En Éthiopie, deux coopératives ont exploité *Prosopis juliflora* (Mimosacée envahissante) sur 396 hectares, permettant de produire ainsi 188 246 sacs de charbon, rapportant 133 000 dollars et 233 509 jours de travail aux paysans (Figure 10). Les 396 hectares de terre ont ainsi pu être libérés et ont permis la production avec un bon rendement de sésame, plantes fourragères, légumes, pour la production domestique et la vente (Admasu, 2008 in Borokini & Babalola, 2012).



Figure 10. Exploitation commerciale du *Prosopis* dans la région de Karur, Inde. Dans les collectivités françaises d'outre-mer, le *Prosopis* est exotique envahissant à l'île de La Réunion (Soubeyran, 2008). © P. Jeganathan

Au Brésil, le programme de gestion intégrée des coraux *Tubastraea coccinea* et *Tubastrea tagusensis*, (*Sun Coral project*) (Figure 11) qui inclue un volet sur la commercialisation des coraux par les communautés locales dans la baie de Rio de Janeiro a permis d'améliorer les revenus pour 86 % des familles impliquées dans la collecte et la vente de ces espèces (Creed *et al.*, 2017).



Figure 11. *Tubastraea coccinea* est une espèce corallienne originaire de la région Indo-Pacifique, aujourd'hui largement répandue dans le reste du monde. L'espèce domine les habitats récifaux dans la baie de Rio de Janeiro au Brésil. Elle fait l'objet d'une exploitation commerciale dans le cadre du programme de gestion intégrée *Sun Coral Project*. © Maraguary

Dans l'étude menée sur les conséquences économiques des EEE en Europe, les auteurs (Kettunen *et al.*, 2009) soulignent la disponibilité très limitée des informations sur les bénéfices monétaires des EEE. Parmi les exemples cités figurent le **Crabe royal du Kamtchatka** en Norvège (voir page 20) ainsi que l'exploitation de la **Palourde japonaise** (*Ruditapes philippinarum*), qui a rapporté 178 millions d'euros en Italie du Nord en 2005, faisant de cette espèce marine l'espèce avec la valeur économique la plus élevée dans le pays.

Les mesures incitatives à la capture ou la consommation d'EEE peuvent constituer un complément alimentaire en protéines pour les populations locales. Elles peuvent représenter un bénéfice économique non-négligeable dans certains pays ou collectivités françaises d'outre-mer.

Intérêts écologiques

Outre les intérêts économiques, sociaux et territoriaux évoqués ci-dessus, les projets de valorisation socio-économique peuvent également présenter des intérêts écologiques, souvent proposés comme deuxième argument de la démarche gagnante-gagnante par les porteurs de projet. Il faut cependant noter que ces intérêts n'ont pour la plupart jamais été évalués et restent à démontrer.

Intérêts directs pour les écosystèmes et la biodiversité

Réduction des impacts sur le milieu naturel

Des études en Nouvelle-Zélande ont montré que certains projets de valorisation commerciale ont effectivement obtenu des bénéfices écologiques. Une évaluation a été menée pour trois campagnes de chasse commerciale de mammifères introduits : le **Cerf élaphe** (*Cervus elaphus*), le **Tahr de l'Himalaya** (*Hemitragus jemlahicus*) (vente de la viande) et le **Phalanger-renard** (*Thrichosorus vulpecula*) (vente de la fourrure) (Parkes *et al.*, 1996). La valorisation commerciale du Cerf élaphe a eu des effets notables sur la protection des milieux prairiaux du Fiordland (*Alpine grasslands of northern Fiordland*, Sud-ouest de l'île du Sud de la Nouvelle-Zélande), en diminuant la pression d'herbivorie et en favorisant la restauration naturelle du milieu (Rose & Platt, 1987).

Les résultats sont cependant plus mitigés dans les milieux forestiers, où toutes les espèces végétales ont retrouvé une abondance satisfaisante à l'exception des espèces les plus vulnérables (Rose & Platt, 1987) (Figure 12).



Figure 12. Sur l'îlot Leprédour en Nouvelle-Calédonie, les cerfs et les lapins introduits sont à l'origine de la disparition du couvert végétal et d'une forte érosion des sols. © Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Calédonie

Concernant les populations de **Cerf élaphe**, l'objectif de restauration des forêts à leur état initial de structure et de composition (avant invasion) n'a pas été atteint, les écosystèmes ayant subi des perturbations trop importantes pour que la diminution de la densité de cerf ne suffise à elle seule pour parvenir à une restauration complète des forêts (Coomes *et al.*, 2003, in Barrière & Colyn, 2008). De plus, l'effort de prélèvement étant dépendant des cours du marché international de la viande, il peut subir de fortes fluctuations dans le temps et, comme cela a été le cas en Nouvelle-Zélande, permettre le renforcement des populations de cerfs lorsque les actions de chasse, et notamment celles nécessitant l'utilisation d'hélicoptères, ne sont plus rentables (Figure 13).



Figure 13. La chasse commerciale du Cerf élaphe en Nouvelle-Zélande a déployé des moyens importants pour obtenir des résultats, comme l'utilisation d'hélicoptères pour accéder aux individus dans les zones les plus reculées. © Université d'Otago

Des résultats positifs sur les milieux alpins ont également été démontrés pour la valorisation commerciale du **Tahr de l'Himalaya**, après une diminution de 90 % de la population. Les actions menées dans le cadre de la valorisation commerciale du **Phalanger-renard** n'ont pas permis d'obtenir des bénéfices écologiques, ayant été menées à de trop petites échelles, pendant des périodes trop courtes, avec une pression de chasse insuffisante (Parkes *et al.*, 1996).

Concernant les primes à la capture, des intérêts écologiques ont été démontrés aux États-Unis, en Louisiane dans le cadre du *Coastwide Nutria Control Program*, programme de régulation du **Ragondin** mis en place depuis 2002. Au début du projet, la prime à la queue était fixée à 4 dollars et, à partir de 2006, la prime a été réévaluée à 5 dollars pour inciter à l'augmentation des prélèvements.

Durant la période 2002-2012, 318 000 ragondins ont été capturés annuellement et la superficie de terres agricoles endommagées par l'espèce est passée de 323 km² à 24 km² (Coastwide Nutria Control Program, 2016).

Les mesures incitatives par le droit, autorisant des prélèvements de grande envergure, ont également été efficaces dans l'État du Maryland. Dans cet État, la prolifération des ragondins, introduits en 1943, en l'absence de prédateurs, a entraîné d'importants dégâts dans les marais littoraux (disparition de la végétation, glissements de terrain et érosion par l'action des marées sur les zones fragilisées). En 2002, dans le cadre d'une étude de faisabilité d'éradication de l'espèce, il a été estimé que la dégradation des zones humides par le Ragondin occasionnait une perte annuelle de revenus de 4 millions de dollars, accompagnée d'estimations dépassant 30 millions de dollars par an à l'horizon 2050 (Delage, 2017). La population relativement réduite en 2002 (100 000 individus) a permis de proposer des objectifs d'éradication. Pilotée par le Département des ressources naturelles du Maryland et le Service de la pêche et de la faune sauvage, la première phase de ce projet a consisté à autoriser largement le prélèvement, impliquant le grand public, les propriétaires, et autorisant un large panel de techniques de destruction (pièges, armes à feu, chiens, etc.), sans allouer de prime à la capture (interdit dans l'État du Maryland) (Delage, 2017). Lorsque la population de Ragondin a été réduite, les actions ont été entièrement réalisées par des agents des services publics et ont porté sur la détection des animaux, devenus plus rares et donc plus difficilement détectables. Les résultats positifs de cette première phase ont permis en 2003 de renforcer les moyens par la signature du « *Nutria Eradication and Control Act* » qui autorisait des dépenses de 4 millions de dollars par an pendant 5 ans pour éradiquer l'espèce des baies de Chesapeake et de Delaware. En 2016, sur 80 000 ha, la densité de ragondins a été pratiquement réduite à 0 et 125 000 ha de zones humides sont en voie de restauration naturelle (US Fish and wildlife service, 2016) (Figure 14).

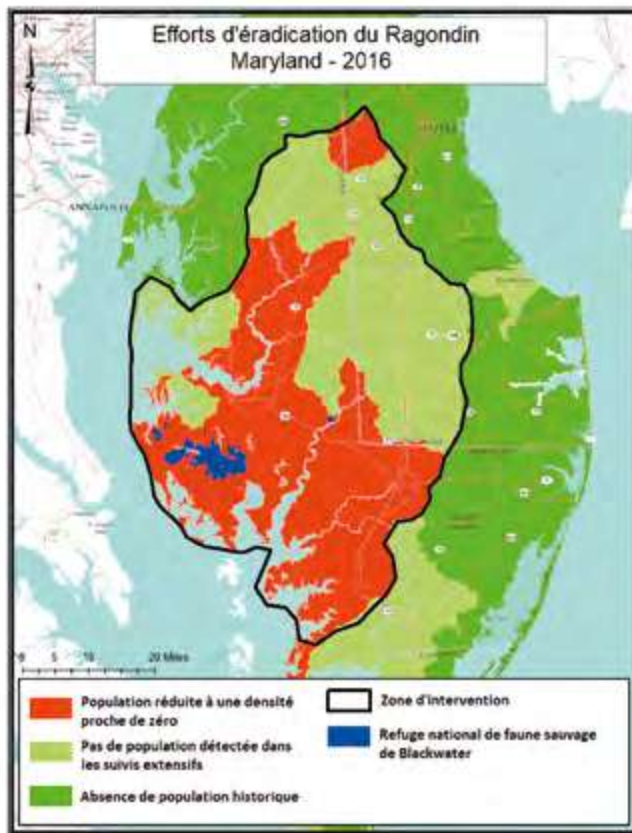


Figure 14. Cartographie de l'effort d'éradication du Ragondin dans le Maryland. Source : US Fish and wildlife service, 2016.

Détournement des pressions anthropiques sur certaines espèces indigènes

Un bénéfice écologique potentiel est cité dans le cas de la valorisation commerciale de *Prosopis juliflora* en Afrique de l'Est et au Yémen. Le Yémen doit faire face à une diminution importante de ses ressources en bois, en lien avec une pression très importante sur les espèces natives d'Acacia pour la production de bois de chauffe et de charbon. La valorisation commerciale du Prosopis permettrait ainsi de diminuer la pression humaine exercée sur les espèces indigènes et de contenir, au moins localement, sa dispersion (Geesing *et al.*, 2004). En revanche, ces pratiques induisent des risques de densification des peuplements de Prosopis qui ne sont pas

sans risque pour la dispersion de l'espèce et qui impactent la biodiversité localement.

Le même argument est utilisé pour la valorisation commerciale du *Typha* (*Typha australis*) au Sénégal. Selon Hellsten *et al.*, 1999, l'exploitation commerciale du Typha présent dans le milieu naturel produit 65 000 tonnes de charbon par an, permettant de répondre à 15 % de la demande à l'échelle nationale. Dans ce même contexte, Caro *et al.* (2011) ont estimé que la production de 42 000 tonnes de charbon de Typha permettrait ainsi de « sauver » trois millions d'arbres. En Mauritanie, un projet similaire⁴ explique qu'offrir une alternative au charbon de bois permettrait de lutter contre l'exploitation illégale des forêts et d'atténuer les émissions de gaz à effet de serre, « une tonne de charbon de Typha permettant ainsi d'économiser 7 tonnes de CO₂ par rapport à du charbon de bois ». L'efficacité écologique de ces mesures n'a cependant pas fait l'objet d'évaluation.

La valorisation agronomique de la *Crépidule* (*Crepidula fornicata*) dans les baies de Saint-Brieuc et de Cancale a également été présentée par un collectif de défense local comme une alternative à l'exploitation par extraction des sables coquilliers en baie de Lannion pour produire des amendements calcaires (Collectif « Le peuple des dunes en Trégor », 2013). Le Conseil d'État a cependant rejeté ce recours, justifiant qu'il « n'avait pas été démontré qu'il existait une alternative crédible à l'utilisation de ces sables » (Valo, 2016).

Intérêts indirects pour les écosystèmes et la biodiversité

Sensibilisation à la problématique des EEE

Les programmes comportant des incitations au prélèvement sont souvent accompagnés de campagnes de communication et de sensibilisation sur les problèmes associés aux EEE (Figure 15). Pour espérer obtenir des résultats, les porteurs de ces projets doivent sensibiliser et mobiliser le grand public, qui doit se sentir investi et concerné. Ces démarches sont proches de celles mises en œuvre dans les opérations de régulation faisant appel à des interventions de bénévoles ou à la participation du grand public dans les programmes de sciences participatives⁵ (Nuñez *et al.*, 2012).

4 • « En Mauritanie, une plante nuisible devient source d'énergie : La valorisation en charbon du Typha, une plante invasive extrêmement nuisible pour les habitants, réduit la déforestation, les émissions de CO₂ et crée de l'emploi » - Titre d'un article paru dans Le Monde, le 09/09/2015 : http://www.lemonde.fr/planete/article/2015/09/09/en-mauritanie-une-plante-nuisible-devient-source-d-energie_4750054_3244.html#42yd7LFqrqtaM5r.99

5 • Programmes de collecte d'information impliquant une participation du public dans le cadre d'une démarche scientifique (d'après la définition du collectif français des sciences participatives, 2012).

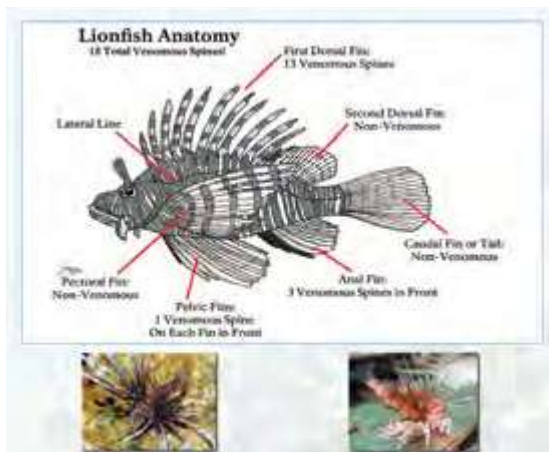


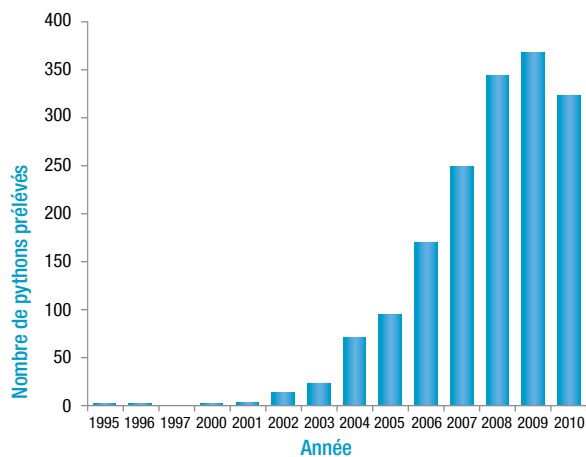
Figure 15. Exemple de document pédagogique réalisé sur le Poisson-lion, à destination des enfants, dans le cadre du programme national « Junior Ranger », aux États-Unis. © US National Park Services

Ces campagnes de sensibilisation, pour atteindre leurs objectifs, doivent être coordonnées et animées par des relais locaux, définir des objectifs pédagogiques complémentaires à ceux de la seule régulation des EEE, proposer des perspectives d'évolution et faire des retours réguliers vers les contributeurs pour qu'ils se sentent toujours concernés (Gourmand, 2015, in Sarat *et al.*, 2015a). Elles peuvent être le moyen de toucher des catégories de public qui ne sont pas habituellement sollicitées sur les questions environnementales et peuvent ainsi constituer un aspect positif de ces démarches (Nuñez *et al.*, 2012). Leur efficacité reste cependant à évaluer et ces incitations peuvent avoir des résultats inattendus (voir encadré).

« IL FAUT LE VOIR POUR Y CROIRE » : CROYANCES POPULAIRES SUR LE PYTHON BIRMAN EN FLORIDE ET IMPLICATIONS POUR LA PARTICIPATION DU PUBLIC AUX OPÉRATIONS DE RÉGULATION D'EEE

En Floride, le « *Python Challenge* » est un événement organisé sur plusieurs jours visant à encourager les chasseurs à prélever des pythons birmans (*Python molorus*), tout en les sensibilisant à la problématique des EEE (Figure 16). En 2016, 1 000 chasseurs ont participé à la compétition pendant un mois et 106 pythons ont été capturés (<http://pythonchallenge.org/>), mais les impacts de ces actions sur la dynamique des populations de python restent à démontrer (South Florida Water Management District, 2017). Des enquêtes ont été menées par une équipe de chercheurs auprès des participants ($n = 660$) ainsi que des non-participants ($n = 77$) pour évaluer si cet événement avait atteint son objectif principal de sensibilisation aux impacts écologiques des pythons birmans dans le sud de la Floride (Harvey *et al.*, 2015). La majorité des répondants a déclaré être « hautement préoccupée » par le sujet. Ce niveau de préoccupation a été influencé positivement par des motivations environnementales, l'observation de pythons dans le milieu naturel, un âge plus avancé et l'appartenance au sexe féminin. En revanche, il a été influencé négativement par la fréquence de participation à la compétition : les personnes régulièrement confrontées à l'espèce dans le cadre des compétitions seraient ainsi moins préoccupées par les impacts écologiques de l'espèce. Les auteurs concluent que l'efficacité des programmes d'incitation aux prélèvements pour réguler les populations de pythons reste à évaluer et conseillent d'être vigilant lors de l'élaboration des parties de programme impliquant la participation des citoyens.

Nombre de pythons prélevés dans le parc national des Everglades, période 1995 - 2010



Michael E. Dorcas *et al.* PNAS 2012 ; 109:2418-2422

Figure 16. Le Python birman a été relâché intentionnellement par des éleveurs dans le parc national des Everglades en Floride dans les années 1980. © Pratik Jain. Depuis son introduction, le nombre de prélèvements dans le milieu naturel n'a cessé d'augmenter et l'espèce est responsable du déclin des populations de mammifères indigènes (Dorcas *et al.*, 2012).

Les projets d'exploitation commerciale d'EEE présentes dans le milieu naturel sont en revanche très rarement accompagnés de campagnes de sensibilisation sur la problématique des EEE, la raison principale étant qu'ils ne nécessitent pas l'implication directe des citoyens pour fonctionner, mais plutôt la présence concomitante d'un marché et d'une demande. En Espagne, Gutierrez-Yurrita *et al.*, 1999, indiquaient que le degré de sensibilisation des pêcheurs professionnels de l'Écrevisse de Louisiane à cette problématique était très faible. Dans cette étude, 80 % des pêcheurs interrogés considéraient que le braconnage d'écrevisses n'avait pas d'impact négatif, et que leur activité était bénéfique puisqu'elle constituait un moyen de limiter le développement de l'espèce. 69 % d'entre eux estimaient également que les engins de pêche qu'ils utilisaient n'avaient pas d'impact sur les autres espèces (oiseaux).

D'autres programmes plus récents incluant un volet sur l'exploitation commerciale d'EEE, comme le *Sun Coral project* au Brésil et le programme FORIS (*Removing barriers to invasive species management in production and protection forest in Southeast Asia*) en Asie du Sud-Est ont intégré dans leurs objectifs des actions de formation et

sensibilisation sur les invasions biologiques et leurs impacts sur l'environnement. Au Brésil, 10 ans après le lancement du programme *Sun Coral*, 93 % des collecteurs de corail estimaient se sentir davantage concernés par la question environnementale et mieux connaître les invasions biologiques et leurs impacts négatifs. Le programme a également encouragé l'organisation et l'implication des dirigeants locaux dans la protection des milieux marins (Creed *et al.*, 2007).

Détection des EEE

D'après Nuñez *et al.*, 2012, les programmes d'incitation au prélèvement d'EEE (et particulièrement ceux incitant à la consommation d'EEE) peuvent, lorsqu'ils mettent en place des campagnes de communication, participer à l'amélioration de la détection des EEE. Ces efforts de communication (plaquettes, journées de sensibilisation, sites internet) facilitent l'identification des espèces et des organismes impliqués dans leur gestion (par exemple, le site internet « eattheinvaders » aux États-Unis, Figure 18). Cette capacité d'identifier des EEE permet une pression d'observation accrue améliorant des détections plus précoces, la mise en place de cartographies plus fines ainsi qu'une meilleure évaluation des dynamiques temporelles des EEE.



Figure 17. Exemple d'outils de communication et de sensibilisation mis en place par l'Observatoire des milieux marins martiniquais, dans le cadre du programme de lutte contre le Poisson-lion. © OMMM / DEAL



Figure 18. Exemple de fiche descriptive des espèces proposées par les programmes d'incitation à la consommation d'EEE et accessibles sur internet. Les espèces sont décrites, des informations sont fournies sur leur écologie, leur répartition, leur historique d'introduction et leurs impacts. La fiche est bien entendu accompagnée d'une recette de cuisine. © eattheinvaders.org

De telles actions sont par exemple menées en Martinique par l'Observatoire du milieu marin martiniquais, dans le cadre des campagnes d'incitation au prélèvement du **Poisson-lion** (*Pterois volitans*) (Figure 17). Des kits de signalisation sont distribués dans les clubs et magasin de plongée, ainsi que des kits de marquage et de capture dans le cadre du suivi des déplacements de l'espèce. Des vidéos, dépliants et posters ainsi qu'une carte dynamique mise à jour de manière régulière sont mises à disposition du public, afin de représenter sur le territoire de la Martinique les signalements et les captures de Poisson-lion sur le site internet dédié (www.poissonlion-antillesfrancaises.com).

L'exploitation économique des EEE est rarement accompagnée d'actions de sensibilisation des citoyens. Elle contribue ainsi moins à la détection précoce et à la réaction rapide.

Acquisition de connaissances sur les EEE

Lorsqu'ils sont accompagnés d'études scientifiques, les programmes de valorisation socio-économique d'EEE peuvent contribuer à l'amélioration des connaissances sur ces espèces. Ces connaissances peuvent concerner leur historique d'introduction, leur répartition dans l'aire d'introduction, la dynamique de leurs populations, des informations sur l'efficacité des techniques de prélèvement testées, etc.

Par exemple, l'étude de faisabilité pour l'exploitation commerciale du **Crabe chinois** dans la rivière Tamise, commandée par le DEFRA (Département de l'environnement, de l'alimentation et des affaires rurales du Royaume-Uni) et réalisée par une équipe de chercheurs du Muséum d'Histoire naturelle de Londres, a permis de dresser un bilan sur la répartition de l'espèce dans la rivière et de collecter des données sur la reproduction, la dynamique et la structure de ses populations (Figure 19). Ce travail a également permis de centraliser des données sur les captures mensuelles de l'espèce et de tester différents protocoles de capture (Clark *et al.*, 2008). Des analyses écotoxicologiques sur le Crabe chinois ont complété cette étude de faisabilité, la consommation de l'espèce devant obligatoirement s'accompagner de précautions sanitaires.



Figure 19. Exemple de données collectées sur la structure des populations de Crabe chinois dans le cadre de l'étude de faisabilité de sa consommation réalisée par Clark *et al.*, 2008.

Des études scientifiques très complètes ont été menées sur les carpes asiatiques introduites dans les bassins versants du Mississippi et de l'Illinois (la **Carpe à grosse tête** *Hypophthalmichthys nobilis* et la **Carpe argentée** *Hypophthalmichthys molitrix*). Menées par des chercheurs, des institutions publiques et en impliquant des acteurs des filières professionnelles, elles visaient à déterminer quelles mesures pouvaient être engagées par le gouvernement des États-Unis et l'industrie de la pêche pour réduire le risque de la dispersion des carpes asiatiques vers le lac Michigan et le lac Érié (Garvey *et al.*, 2012). Elles ont permis de fournir de nombreuses données sur la biologie et l'écologie de ces espèces. Les mouvements des populations de carpes asiatiques ont été quantifiés par télémétrie et ont permis de déterminer les facteurs influant la remontée des espèces vers l'amont et le taux de renouvellement des populations en provenance de l'aval. La densité et la biomasse des populations de poissons (indigènes et exotiques) ont été estimées par méthode hydroacoustique. La mortalité et les capacités reproductrices des carpes asiatiques ont été déterminées afin d'évaluer la résilience de leurs populations face aux mesures de prélèvement qui devaient être mises en place. Des données sur le long terme ont été analysées pour déterminer les impacts des carpes sur les poissons indigènes et pour évaluer le risque que représenterait leur arrivée dans les grands lacs. Enfin, dans un contexte de commercialisation de l'espèce, des analyses nutritionnelles et écotoxicologiques ont été réalisées.

Le programme de gestion intégrée des coraux du genre *Tubastraea* (*Sun Coral project*), porté par l'Université de Rio de Janeiro et l'Institut brésilien sur la biodiversité, comprenait, en plus des objectifs de régulation des populations, d'exploitation commerciale par les communautés locales et de sensibilisation aux invasions biologiques, des objectifs d'acquisition de connaissances sur la biologie et l'écologie des espèces. L'évaluation réalisée 10 ans après sa mise en œuvre a montré que le projet avait fortement contribué à l'amélioration des connaissances scientifiques et avait produit plus de 70 % des études sur l'espèce au Brésil (Creed *et al.*, 2017, Figure 20).

L'accompagnement par l'Ifremer d'un projet d'exploitation de la **Crépidule** dans deux baies des côtes normandes et bretonnes a également permis de mieux comprendre la dynamique de colonisation et de dispersion de cette EEE, et par ailleurs de proposer des cibles d'exploitation (Blanchard & Hamon, 2006) (voir encadré page 42).

Malgré des efforts, les projets d'exploitation commerciale sont encore trop rarement accompagnés d'études scientifiques permettant d'acquérir des connaissances sur les EEE, tout particulièrement lorsqu'ils sont portés par des acteurs de la filière économique sans associer chercheurs et institutionnels.

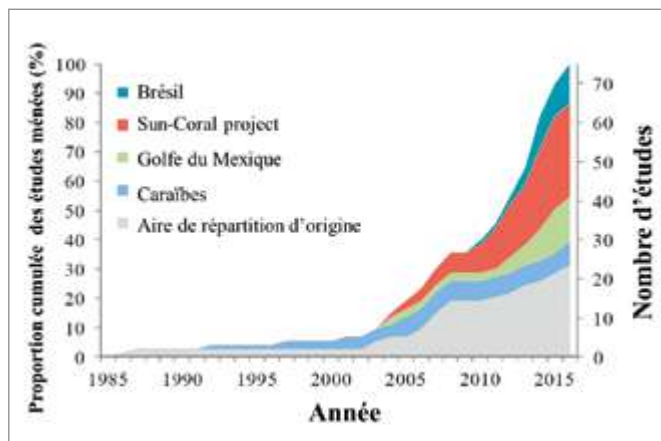


Figure 20. Nombre d'études et leur proportion cumulée menées dans le cadre du programme *Sun Coral project* et menées dans d'autres cadres, par région. D'après Creed *et al.*, 2017.

Récapitulatif des cas d'études recensés en France et à l'étranger

Type d'intérêt	Mesures incitatives	Exploitation commerciale
INTÉRÊTS ÉCONOMIQUES, SOCIAUX ET TERRITORIAUX		
Compensation de pertes de revenus	Compensation partielle dans certains pays du Sud et dans certaines collectivités d'outre-mer	OUI
Création d'emplois et de revenus, dynamisation de l'économie locale	Indirectement – création d'emplois pour la coordination et l'animation des programmes	OUI
INTÉRÊTS ÉCOLOGIQUES		
Réduction des impacts sur le milieu naturel	Dans certains cas À démontrer pour d'autres	Dans de rares cas À démontrer pour d'autres
Détournement des pressions anthropiques sur certaines espèces indigènes	Possible - À démontrer	Possible - À démontrer
Sensibilisation à la problématique des EEE et détection des EEE	Oui	Dans certains cas, lorsqu'accompagnée d'actions de formation
Acquisition de connaissances sur la biologie et l'écologie de l'espèce	Dans certains cas, si accompagnées d'études scientifiques	Dans certains cas, si accompagnée d'études scientifiques

■ RISQUES

Si certains programmes de valorisation socio-économique ont démontré leur succès sur le plan économique et écologique, une part importante d'entre eux se sont soldés par des échecs et peuvent avoir pour conséquence une perte de temps et de ressources (Nuñez *et al.*, 2012). S'ils sont mis en œuvre sans précautions et sans prendre en compte d'importantes considérations écologiques, économiques, sociales et sanitaires, ils peuvent s'avérer contre-productifs et présenter de nombreux risques.

Risques écologiques

Déterminer si la valorisation socio-économique constitue un moyen approprié pour maîtriser l'EEE sur un territoire défini nécessite de comprendre la dynamique de ses po-

pulations et de disposer de connaissances suffisantes sur sa biologie et son écologie (Pasko & Goldberg, 2014). Celles-ci comprennent la structure des populations, les taux de survie et de reproduction, le sex-ratio, les taux de croissance et différents processus densité-dépendants (composition et taille de la population, biomasse, taux de fécondité et de reproduction, compétition intra-spécifique, etc.) et leurs fluctuations temporelles. Par ailleurs, les EEE participent à un réseau d'interactions avec les espèces présentes localement (qu'elles soient indigènes ou introduites). Comprendre ces interactions (ex. compétition, prédation) est également un préalable pour mener une valorisation socio-économique efficace et sans risque pour l'écosystème. D'une manière plus globale, ces connaissances sont nécessaires pour assurer la réussite de tout programme de gestion des EEE.

Surcompensation écologique et effets écosystémiques

Lorsque la dynamique des populations et les processus densité-dépendants ne sont pas pris en compte préalablement aux projets, le prélèvement d'individus sans stratégie définie de gestion et de planification peut avoir des conséquences inattendues.

Les prélèvements dans le milieu réalisés dans le cadre des projets de valorisation socio-économique (mesures incitatives et exploitation commerciale confondues) ciblent prioritairement les spécimens ayant un intérêt pour l'utilisation humaine directe : par exemple, les plus grosses **carpes asiatiques** (pour la quantité de chair et le prestige pour la pêche sportive) (Figure 21), les **crabes verts** (*Carcinus maenas*) en période de mue (qui se consomment lorsque leur carapace est molle) ou encore les **crabes chinois** matures sexuellement (pour pouvoir consommer leurs gonades). Ces prélèvements ne vont donc concerner que des classes d'âge et des stades de reproduction spécifiques, et seront effectués uniquement sur des périodes définies dans l'année, ce qui va à l'encontre des objectifs de régulation de l'espèce.



Figure 21. Les plus gros individus de carpe asiatique (ici, Carpe argentée au Portugal) sont prisés par les pêcheurs, pour leur chair et les trophées. © Magiccity

Pour les plantes, les prélèvements peuvent se concentrer uniquement sur les parties qui seront utilisées : les feuilles (par exemple pour le **Kudzu**, *Pueraria lobata* (Figure 22) ou l'**Alliaire**, *Allaria petiolata*) ou les fruits (cosses de **Prosopis juliflora**, baies de l'**Oléastre à ombelles**, *Eleagnus umbellata*). En l'absence de directive de récolte de l'intégralité de la plante, des prélèvements « partiels » laissant sur place les parties jugées sans intérêt pourront permettre à la plante de survivre, de se reproduire, voire de se disperser (en fonction de l'espèce : graines, rhizomes, etc.). Les risques de ces prélèvements partiels peuvent de plus être très variables car ils sont effectués sur des périodes précises de l'année (débourrement, floraison, fructification).



Figure 22. Les jeunes feuilles de Kudzu sont consommées en salade ou cuisinées comme légume. © Doctoroftcm

Ces prélèvements constituent donc une pression irrégulière qui peut ne pas avoir d'effet réducteur sur les populations, voire même, au contraire, favoriser leur dynamique.

Les études scientifiques sur la valorisation commerciale des **carpes asiatiques** dans le Nord des États-Unis ont par exemple montré que les efforts de prélèvement concentrés uniquement sur les poissons de grande taille ne parviendraient pas à faire diminuer les populations, et que toutes les classes d'âge devaient être prélevées pour y parvenir (Garvey *et al.*, 2012). Ces résultats ont été confirmés par les travaux de Tsehaye *et al.* (2013), qui ont estimé que, pour être efficace, plus de 70 % de la population doit

être prélevée annuellement, que les prélèvements doivent concerner toutes les classes de populations et être plus intensifs pour la **Carpe argentée**, espèce présentant un taux de reproduction et des populations plus importantes que la **Carpe à grosse tête**. Selon ces chercheurs, atteindre ces objectifs de prélèvement par l'exploitation commerciale impliquerait qu'une filière et un marché pour les poissons de petite taille puissent être développés (engrais organique, alimentation et huile de poisson).

Des taux de prélèvements trop importants et concentrés sur une seule classe de la population peuvent également favoriser la survie des autres classes (Zipkin *et al.*, 2009), avec comme conséquence une augmentation du nombre global d'individus de la population. Ce phénomène densité-dépendant, appelé surcompensation biologique, a été observé chez les plantes (Buckley *et al.*, 2001 ; Pardini *et al.*, 2009), les insectes (Moe *et al.*, 2002 ; Nicholson, 1957), les mammifères (Faithfull & Frankston, 2005) et les poissons (Zipkin *et al.*, 2008). Dans tous ces cas étudiés, une augmentation de la mortalité dans la population ciblée a provoqué une augmentation du nombre global d'individus, la réduction du nombre d'individus matures étant compensée par des taux de survie et de reproduction plus élevés des jeunes individus, directement liés à une meilleure disponibilité des ressources.

Par exemple, des prélèvements intensifs menés sur une population « fermée » de **Black-bass à petite bouche** (*Micropterus dolomieu*) dans un lac nord-américain (Little Moose Lake) pendant sept ans ont conduit à une augmentation de l'abondance de l'espèce, principalement en raison de l'augmentation du nombre de juvéniles (Zipkin *et al.*, 2008). Les mesures incitatives de prélèvement du **Renard roux** (*Vulpes vulpes*) menées en Australie en 2002-2003 (prime à la capture), pour faire diminuer de 20 % les populations, ont également abouti à des résultats contreproductifs. La réduction du nombre d'individus a induit une augmentation de la disponibilité des ressources pour les individus restants, améliorant les capacités de reproduction (nombre plus important de jeunes par portée et meilleur taux de survie), engendrant ainsi une augmentation des populations (Faithfull & Frankston, 2005). En Guadeloupe, Martinique et îles du Nord de la Caraïbe, il a été constaté que les prélèvements de gros individus de **Poisson-lion** ou d'**Iguane vert** (*Iguana iguana*) ont abouti à un déséquilibre de la hiérarchie reproductive et territoriale dans certains sites, ayant pour conséquence de meilleures capacités de reproduction pour ces espèces (Chalifour, comm. pers., 2017).

Chez les plantes, des études menées sur l'**Alliaire officielle** (*Alliaria petiolata*) (Figure 23), plante exotique enva-

hissante qui colonise les sous-bois et les plaines alluviales en Amérique du Nord, ont montré que les opérations de régulation ciblant de façon trop importante les plantes au stade « rosette » (individus de la première année) pouvaient avoir des effets contreproductifs et causer une augmentation locale de la densité de l'espèce (Pardini *et al.*, 2009). Par ailleurs, alors que les plantes « matures » sont ciblées pour en consommer les feuilles, les incitations au prélèvement ne prennent pas en compte ces considérations écologiques et il n'est nulle part conseillé d'arracher la plante dans son intégralité (Pesaturo, 2014).



Figure 23. *Alliaria petiolata* dans un sous-bois de la région de Toronto, Canada. © Invasive weed of the Day - <https://raymorepark.wordpress.com/2013/05/07/invasive-weed-of-the-day-garlic-mustard/>

L'utilisation de **Prosopis juliflora** pour la production de charbon représente également des risques de densification des peuplements (Witt, comm. pers., in Delage, 2017). Lorsque le *Prosopis* est coupé, le nombre de rejets de souche est important, offrant alors de nouveaux rejets à la coupe, qui rejettent eux-mêmes par la suite, etc. Ces pratiques induisent ainsi une densification végétale importante des parcelles, qui produisent à terme moins de biomasse, deviennent plus difficilement accessibles au bétail et à l'homme et finissent par ne plus être exploitées. Ces parcelles produisent des graines quelques années après et redeviennent une source de dispersion de l'espèce. La production de charbon ne permet de contrôler le *Prosopis* que si les souches sont traitées après la coupe par une application d'herbicides ou si le système racinaire est entièrement arraché. De plus, la création de parcelles monospécifiques denses ne permet pas à la végétation indigène de s'implanter, diminuant localement la diversité spécifique.

À l'île de La Réunion, Minatchy *et al.* (2017) ont montré que les rejets de souche du **Goyavier-fraise** (*Psidium cattleianum*) étaient plus importants dans la forêt tropicale humide de montagne trois ans après l'exploitation commerciale de l'espèce.

L'algue **Undaria pinnatifida**, originaire d'Asie et introduite notamment en Europe, Australie et Nouvelle-Zélande, est une algue à forte valeur ajoutée car utilisée pour l'alimentation humaine (commercialisée sous le nom de Wakame). Postérieurement à son introduction en Europe, elle a été mise en culture le long des côtes bretonnes (France) et de Galice (Espagne) dès la fin des années 1980-1990. Plus récemment, en 2010, sa culture a été autorisée dans certaines régions de Nouvelle-Zélande. Dans ce pays, sa récolte est autorisée sur les substrats artificiels (marinas, fermes de culture) et lorsque l'espèce est échouée sur le littoral, dans des zones considérées comme « non sensibles » à la récolte. En revanche, sa récolte n'est pas autorisée en milieu naturel, sauf si elle est accompagnée de programmes dédiés (Ministry of Agriculture and Forestry, Biosecurity New Zealand, 2010). Ces restrictions ont pour but d'éviter des risques de destruction ou d'impact sur les algues locales et éviter la prolifération accrue du Wakame (Epstein & Smale, 2017). Les connaissances acquises sur cette espèce, notamment lors de tentatives d'éradication de cette algue dans une réserve en Tasmanie au début des années 2000, avaient en effet montré qu'il était très difficile de l'éradiquer (notamment du fait de la présence d'un stade de résistance microscopique, *i.e.* les gamétophytes) et que les perturbations liées à des prélèvements pour la récolte commerciale pourraient même conduire (en fonction des saisons, des individus récoltés, du niveau de perturbation etc.) à accélérer sa dynamique de colonisation (Hewitt *et al.*, 2005).

La surcompensation biologique peut ainsi réduire la capacité des programmes de valorisation socio-économique à réguler sur le long terme les populations d'EEE (Pasko & Goldberg, 2013 ; Nuñez *et al.*, 2012).

Un autre type de risque est celui conduisant à des perturbations nouvelles de l'écosystème du fait de l'exploitation d'une EEE. À l'île de La Réunion, les perturbations causées par les interventions de coupe commerciale du **Goyavier-fraise** ont facilité l'implantation de trois nouvelles EEE héliophiles (*Lonicera japonica*, *Strobilanthes hamiltonianus* et *Persicaria chinensis*) (Minatchy *et al.*, 2017). Ce risque a été également envisagé dans le cadre des projets d'exploitation par prélèvements de la **Crépidule** (voir page 42), à partir d'une étude empirique et de modèles réalisés en rade de Brest. Cette large baie, caractérisée par de très importants apports en nitrate, du fait des activités

anthropiques et agricoles voisines, présente la particularité de montrer des signes d'eutrophisation limitée. Cette observation a été mise en relation avec la présence en très forte abondance de la Crépidule, qui joue un rôle dans le maintien du ratio silicate-nitrate dissous. Quand ce ratio décroît, des modifications majeures des écosystèmes sont observées, et notamment le remplacement des diatomées (algues à enveloppe siliceuses) par des micro-algues non-siliceuses telles que des dinoflagellés toxiques. La Crépidule pourrait avoir un effet de « protection » contre les processus d'eutrophisation. Des prélèvements trop importants de l'espèce dans le milieu pourraient en déséquilibrant ce fonctionnement défavoriser les populations de diatomées au profit du développement de blooms de certaines micro-algues toxiques (Laruelle *et al.*, 2005).

Introductions volontaires et involontaires dans le milieu naturel

Si la régulation d'une EEE évolue vers son utilisation comme une ressource économique, cette évolution peut avoir pour conséquence de favoriser la dispersion de cette espèce dans des zones où elle n'est pas encore installée. En effet, les personnes vivant dans des zones où l'espèce n'est pas actuellement présente peuvent l'y introduire pour disposer d'une ressource facilement accessible, ou tenter d'y développer une entreprise à but lucratif.

Les introductions volontaires peuvent être à l'origine de l'augmentation rapide (au-delà des capacités naturelles de dispersion) de la répartition spatiale d'une espèce initialement introduite accidentellement. L'algue marine **Undaria pinnatifida** a été introduite accidentellement en 1971 dans l'étang de Thau (Méditerranée). Les perspectives de sa valorisation commerciale en tant qu'algue alimentaire ont conduit à son introduction volontaire en Bretagne pour y être cultivée au début des années 1980. Malgré des études de risques préalables, l'algue s'est rapidement échappée des fermes où elle était cultivée puis a colonisé de très nombreux substrats artificiels (ports de plaisance) ainsi que des habitats en milieu naturel le long des côtes bretonnes (Floc'h *et al.*, 2006 ; Epstein & Smale, 2017).

Il est déjà bien connu que l'utilisation commerciale des écrevisses exotiques a accéléré de façon très importante la dispersion de ces espèces et le nombre d'introductions dans les cours d'eau européens. Par exemple, dans la péninsule ibérique, les bénéfices économiques attendus de la commercialisation de l'**Écrevisse de Louisiane** ont rapidement motivé les riziculteurs à l'introduire dans d'autres régions, comme dans les rizières de Valence en 1978 et du Delta de l'Ebre en 1979 (Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1999).

Ces introductions ne se sont pas limitées aux milieux continentaux, et l'espèce a également été introduite dans les systèmes insulaires, aux Açores (1993), aux Baléares (1993) et dans les Canaries (1997) (Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1999). Ces introductions, couplées aux capacités de dispersion importantes de l'espèce, ont permis son installation dans toute la péninsule ibérique à la fin des années 1990 (Figure 24). Toutefois, si l'Espagne apparaît comme une source commerciale importante d'écrevisses de Louisiane, il est certain que le commerce de spécimens vivants en provenance de l'Asie, des États-Unis et du Kenya est responsable de la grande majorité des introductions en Grande-Bretagne, France, Allemagne et Suisse (Henttonen & Huner, 1999).



Figure 24. Dispersion de l'Écrevisse de Louisiane en Espagne et au Portugal. D'après Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1999.

Des introductions illégales d'écrevisses exotiques envahissantes sont rapportées dans de nombreux pays et ont été parfois documentées. En Suède, pour palier la perte économique liée au déclin des populations d'Écrevisse à pieds rouges (*Astacus astacus*), le gouvernement suédois a entrepris une introduction à grande échelle de l'**Écrevisse du Pacifique** à partir de 1967. Bohman et ses collègues (2011) se sont intéressés aux liens entre le développement considéré comme exponentiel de l'Écrevisse du Pacifique et ses introductions illégales en Suède. Ces résultats suggèrent que l'expansion de l'Écrevisse du Pacifique est probablement due aux introductions illégales, aggravant ainsi les menaces sur l'Écrevisse à pieds rouges. Toujours en Suède, dans la région du Lac Värmland, 94 introductions illégales d'Écrevisse du Pacifique ont été recensées sur la période 2000-2006 (Figure 25). À l'échelle du pays, 117 introductions illégales ont été répertoriées durant la période 2007-2009, et dans de nombreux cas, dans des milieux aquatiques où étaient mis en œuvre des

programmes de préservation de l'Écrevisse à pieds rouges (Edsman, 2015).

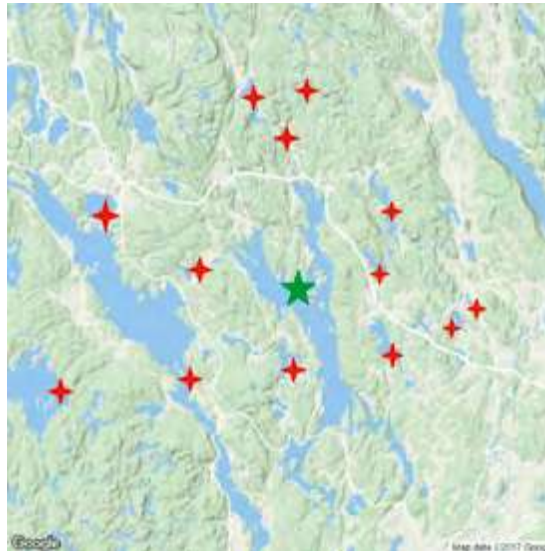


Figure 25. Cartographie des introductions illégales d'Écrevisse du Pacifique en Suède, dans la région du Lac VärmeIn. L'étoile verte indique la première zone d'introduction pour l'exploitation commerciale de l'espèce, en 1994 ; les zones rouges les introductions illégales dans le milieu naturel recensées en 2004. D'après Edsman, 2015. © Google maps 2017

L'empoisonnement illégal constitue un problème international et est à l'origine de nombreuses introductions d'EEE dans le milieu naturel, pouvant résulter en d'importants impacts sur les espèces indigènes et les milieux (Moyle & Light, 1996 ; Johnson *et al.*, 2009). Les données disponibles aux États-Unis permettent ainsi d'attribuer à ces pratiques un rôle facilitateur pour la dispersion de nombreuses espèces, comme le **Black-bass à petite bouche** ou le **Crapet de roche** (*Ambloplites rupestris*) (Jackson, 2002). Au Montana, le Service de la pêche, de la faune sauvage et des parcs a ainsi recensé plus de 500 introductions illégales de 49 espèces de poissons dans 300 masses d'eau sur la période 1997-2007 (Dickson, 2014). Selon Rahel *et al.*, 2004, 50 % des introductions illégales sont réalisées par les citoyens, la motivation principale de ces actes étant la pêche sportive. Pour la plupart des espèces de poissons, les introductions initiales ont été réalisées légalement par des autorités gouvernementales. Cependant, une fois que l'espèce est présente dans le milieu naturel, les transferts illégaux réalisés par les usagers et la colonisation des masses d'eau, assistée ou non par une intervention humaine, représentent les voies d'introductions les plus importantes (Rahel *et al.*, 2004).

L'INTRODUCTION ILLÉGALE DE POISSONS ET D'ÉCREVISSES EN FRANCE : UNE NOTION APPARUE TARDIVEMENT DANS LA RÉGLEMENTATION FRANÇAISE

En France, les essais d'introduction d'espèces exotiques ont été largement encouragés au 19^{ème} siècle par la Société nationale d'acclimatation. La mise au point de la reproduction artificielle de la truite en 1843 est à l'origine de nombreuses tentatives ultérieures d'introduction de nouvelles espèces de poissons pour l'aquaculture et la pêche de loisir. Selon Keith & Allardi (1997), sur les 26 espèces de poissons introduites aux 19^{ème} et 20^{ème} siècle en France, seules deux l'ont été pour l'aquaculture (*Acipenser baeri* et *Oncorhynchus kisutch*), contre dix pour la pêche de loisir, cinq pour la lutte biologique, le reste étant constitué d'introductions accidentelles ou en tant que curiosité scientifique. Pour les écrevisses, les introductions de *Pacifastacus leniusculus* réalisés en Suède dans les années 1960 ont enthousiasmé l'Europe entière et les essais d'introduction se sont multipliés : « *C'est à la suite du premier congrès international d'astacologie tenu en Autriche en 1972 et sur la foi des essais pratiqués en Suède depuis 1960 que les mérites de P. leniusculus sont apparus aux astacologues français participants à cette réunion* » (Arrignon *et al.*, 1998) (Figure 26). Dès lors, et hors de tout contexte réglementaire, l'introduction en France de cette espèce a été facile et importante : « *Entre 1973 et 1977, 18 000 juvéniles ont été employés à des tentatives d'acclimatation de P. leniusculus en Haute-Savoie, dans l'Ain et dans l'Yonne. Une partie des juvéniles a transité par les installations de l'INRA au bord du Lac Léman ou a été mise en expérience à l'INRA et ce sont les sujets échappés des bassins qui ont constitué le point de départ de la population actuelle du lac* » (Arrignon *et al.*, 1998).

En effet, la notion d'introduction n'est apparue que très récemment dans la réglementation française. La réglementation avant 1984 interdisait l'introduction des poissons et des crustacés « particulièrement nuisibles » (article R432-5), parmi lesquels figuraient le Poisson-chat (*Ameiurus melas*), le Crabe chinois et la Perche soleil (*Lepomis gibbosus*). Par la suite, la loi Pêche de 1984, via l'arrêté du 17 décembre 1985 et le décret du 8 novembre 1985, a introduit les notions respectives d'espèces « représentées » et « susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques » et a fixé les listes qui n'ont pas évolué aujourd'hui. À noter que parmi les espèces « représentées » figurent des espèces exotiques (p. ex. le Sandre *Sander lucioperca*, le Black-bass à grande bouche *Micropterus salmoides*, etc.) dont l'introduction, au même titre que les autres espèces listées ne fait l'objet d'aucune demande autorisation (pourvu que les individus proviennent de piscicultures agréées). Concernant les écrevisses, le texte prévoit qu'à l'exception des trois espèces indigènes et d'*Astacus leptodactylus*, toutes les autres espèces soient interdites d'introduction. À cette époque, l'article L432-11 indiquait que le transport à l'état vivant de ces espèces était interdit sans autorisation. Avec la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006, cette interdiction a été supprimée, le législateur considérant qu'elle empêchait le commerce de ces espèces, commerce considéré comme une solution de régulation. Cependant, le transport de certaines espèces est demeuré soumis à autorisation dans le cadre de la protection des espèces indigènes ; c'est notamment le cas de l'arrêté du 21 juillet 1983 protégeant les écrevisses indigènes et qui soumet à autorisation la commercialisation et le transport de l'Écrevisse de Louisiane (Sarat *et al.*, 2015a).

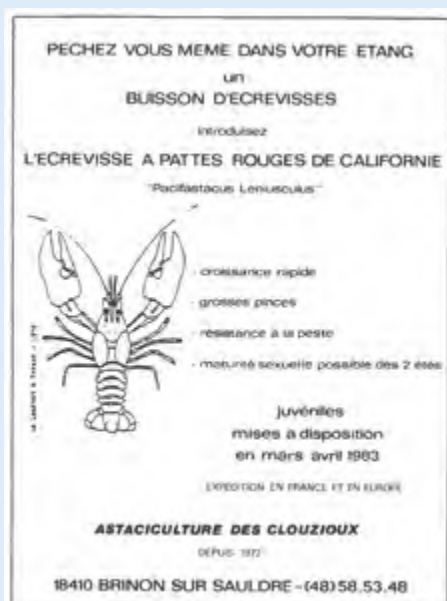


Figure 26. Affiche publicitaire de 1983 promouvant l'introduction de l'Écrevisse du Pacifique (*Pacifastacus leniusculus*).

De fait, la plupart des introductions d'écrevisses et de poissons exotiques qui ont eu lieu avant 1984 ne peuvent pas être considérées comme illégales. Si l'on se base d'un point de vue réglementaire, on peut néanmoins lister quelques espèces de poissons qui ont été introduites, volontairement ou non, de façon illégale dans les eaux libres depuis 1985, date de parution de l'arrêté listant les espèces représentées dans les cours d'eau français. Par exemple, l'Épirine lippue (*Pachychilon pictum*) a été déversée accidentellement lors de repeuplements en goujons provenant de Grèce, Macédoine ou ex-Yougoslavie (Keith *et al.*, 2011; Pascal *et al.*, 2006). D'autres espèces ont été introduites avant 1985 mais ont été dispersées ensuite : c'est par exemple le cas de l'Aspe (*Aspius aspius*), signalée dans le Rhin depuis 1976 et dont la première capture date de 1988 en Alsace (Pascal *et al.*, 2006 ; Keith *et al.*, 2011). L'origine de son introduction reste à déterminer : par la voie de canaux ou suite à des introductions par l'homme (Pascal *et al.*, 2006 ; Keith *et al.*, 2011). À partir du Rhin, l'espèce a remonté la Meuse et la Moselle mais a été propagée clandestinement en divers points de France et a envahi la Loire basse et moyenne depuis le début

des années 2010 (Keith *et al.*, 2011 ; Poulet, comm. pers., 2017). Le Pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*), dont la première observation en France date du début des années 1980 dans la Sarthe, aurait été introduit à la fin des années 1970 très probablement en tant que passager clandestin parmi des espèces destinées à l'aquaculture (Allardi & Chancerel, 1988). La Carpe amour (*Ctenopharyngodon idella*), dont l'absence de reproduction est notée en France (Télétschea & Le Doré, 2011), est commercialisée pour sa grande capacité de consommation des plantes aquatiques. Bien que son introduction ne soit limitée qu'à certains types de plan d'eau et soumise à autorisation (arrêté du 20/03/13), on la retrouve dans de très nombreux sites, y compris en cours d'eau. Enfin, d'autres espèces sont utilisées dans les étangs dédiés à la pêche de loisir en toute illégalité, comme certains esturgeons (*Acipenser transmontanus*, *Acipenser gueldenstaedii*, etc.) ou le Bar rayé (*Morone saxatilis*) (Poulet, comm. pers., 2017).

D'une manière générale, l'utilisation d'une espèce augmente les risques qu'elle soit transportée et dispersée par l'homme. Cette dispersion peut prendre d'importantes proportions. Ainsi, par exemple, la collecte et la commercialisation des cosses de *Prosopis juliflora* au Kenya induisent un risque de dispersion de l'espèce dans les pays voisins (Delage, 2017).

Transmission de pathogènes

Il existe également un risque important de dispersion d'un pays à l'autre de pathogènes véhiculés par les EEE exploitées (Witt, comm. pers. in Delage, 2017). Ce phénomène a été démontré lors des introductions d'écrevisses dans les cours d'eau européens, notamment en Espagne et en Suède. En Espagne, l'introduction de l'**Écrevisse du Pacifique** dans le milieu naturel n'a pas fait l'objet d'études d'impacts préalables et le risque de dispersion de la peste des écrevisses (Aphanomycose) n'a pas été pris en compte, négligeant les recommandations de la Convention de Berne, de la Directive habitats faune flore, de l'EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission), de l'UICN et de l'Association internationale d'astacologie (Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1999). Réalisées sans précautions sanitaires, les introductions sont à l'origine de la dispersion de la maladie dans une partie importante du pays, entraînant des mortalités élevées d'Écrevisse à pattes blanches (Figure 27).



Figure 27. Évolution de la répartition d'*Aphanomyces astaci* dans la péninsule ibérique. L'étoile verte indique la première zone où le pathogène a été détecté. La légende indique les années où ont été recensées les plus fortes mortalités d'*Austropotamobius pallipes* directement causées par *Aphanomyces astaci*. D'après Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1999.

En Suède, les introductions illégales d'**Écrevisse du Pacifique** sont également à l'origine du développement de la peste des écrevisses dans le pays, malgré les précautions sanitaires mises en œuvre pour vérifier si les écrevisses importées d'Amérique étaient porteuses ou non de la peste (Edsman, 2015) (Figure 28).

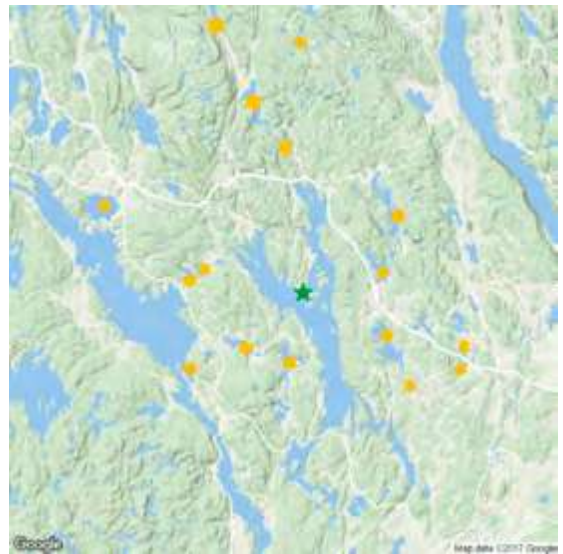


Figure 28. Cartographie des populations d'écrevisses touchées par la peste des écrevisses en Suède dans la région du Lac Värmland. L'étoile verte indique la première zone d'introduction pour l'exploitation commerciale de l'Écrevisse du Pacifique, en 1994 ; les points jaunes représentent les sites contaminés par la peste des écrevisses en 2004. D'après Edsman, 2015. © Google maps 2017

Maintien et dispersion des populations exploitées pour assurer la pérennité de la ressource

Lorsqu'une EEE se transforme en une ressource économique, il devient complexe de conserver des objectifs de réduction des effectifs et qui plus est, d'éradication (Nuñez *et al.*, 2012). La dépendance économique pouvant résulter de la valorisation d'une EEE va encourager le maintien de l'espèce dans les milieux, voire sa culture ou son élevage (voir encadré). On parle ainsi d'effets pervers.

Les mesures d'incitation au prélèvement offrant des primes à la capture doivent nécessairement être encadrées par la réglementation pour éviter de développer un caractère d'aubaine (dispersion des espèces et renforcement des populations).

L'EFFET COBRA : QUAND LES CONSÉQUENCES INATTENDUES D'UNE PRIME À LA CAPTURE DONNENT NAISSANCE À UNE THÉORIE ÉCONOMIQUE ET POLITIQUE

La campagne de dératisation de la ville d'Hanoï, mise en place en 1902 par l'administration coloniale française, est une illustration pittoresque de ce phénomène (Vann, 2003). Des primes à la queue de rat avaient été proposées par les autorités pour réduire les risques sanitaires liés aux pullulations de rats de cette époque (dont la peste). Un centime était versé pour chaque queue de rat rapportée (il avait été décidé que rapporter l'animal entier demandait trop de travail pour éliminer les cadavres aux agents en charge de la collecte et de la distribution des primes). Dès le lancement de l'opération, les citoyens ramenaient des milliers de queues de rat. Alors que l'administration se félicitait du succès de ces mesures incitatives au prélèvement, certains agents l'ont alertée sur le signalement de plus en plus fréquent de rats sans queue dans la ville. Les autorités se sont ainsi aperçues que les rats n'étaient plus tués pour pouvoir continuer à se reproduire, et que des élevages de rat s'étaient développés dans la banlieue d'Hanoï. La découverte de cette tricherie organisée a poussé les autorités coloniales à stopper immédiatement le système de prime à la queue.

Une réaction sociale identique a été observée en Inde à la même époque, pour des primes à la capture de Cobra offertes aux habitants de Delhi par le gouvernement britannique. Plutôt que de les chasser, les citoyens ont rapidement mis en place des élevages, réalisant que la prime offerte était largement supérieure aux coûts d'élevage. Dès que le gouvernement s'est rendu compte de la supercherie, le programme a été arrêté. Les éleveurs ont alors relâché dans l'environnement les cobras, désormais sans aucune valeur pécuniaire. Cet épisode de l'histoire a donné son nom à « l'effet cobra », une théorie⁶ présentée par Horst Siebert, économiste allemand, employée en économie et en politique, qui caractérise toute solution à un problème qui n'a pour effet que d'aggraver la situation, alors que l'intention de départ était bonne.

En Espagne, des propositions ont été faites par l'Institut national de la pêche pour arriver à « *réconcilier l'exploitation économique de l'Écrevisse de Louisiane et les enjeux environnementaux* » (Conde & Domínguez, 2015). Il a ainsi été proposé d'élever des individus mâles d'**Écrevisse de Louisiane** dans des établissements autorisés, dans les aires géographiques où l'espèce est déjà implantée, et de les commercialiser vivants. Selon les porteurs du projet, l'élevage de l'Écrevisse de Louisiane dans des établissements contrôlés permettrait de réduire le risque d'invasion biologique (production mono-sexuée) et de faire diminuer l'exploitation illégale de l'espèce car il permettrait d'éta-

blir des bases légales plus claires pour commercialiser cette ressource. L'élevage mono-sexué de l'Écrevisse de Louisiane n'est pourtant pas sans risques et les auteurs rappellent que pour éviter toute nouvelle introduction dans le milieu naturel, les élevages doivent être équipés de systèmes anti-évasion. Ils doivent être surveillés et contrôlés par les autorités, et des sanctions lourdes doivent être appliquées en cas d'infraction pour dissuader la dispersion de l'espèce dans le milieu naturel et son exploitation illégale. Ce projet semble complexe à mettre en œuvre, notamment au niveau de la surveillance et du contrôle des installations (Delage, 2017).

6 • https://en.wikipedia.org/wiki/Cobra_effect

En Norvège, les autorités gouvernementales ont mis en place un système de régulation du **Crabe royal du Kamtchatka**. Cette gestion se base sur une délimitation géographique de deux zones de pêche (Figure 29) : une zone de pêche « libre », sans quota, dont les objectifs sont de maintenir une pression de pêche forte pour limiter l'expansion des populations, et une zone de pêche soumise à quota pour permettre une utilisation durable de la ressource, et qui vise ainsi à mettre en place une filière commerciale permettant de compenser la perte de revenus de la pêche traditionnelle consécutive à l'introduction de l'espèce dans la mer de Barents (voir page 20) (Sundet & Hoel, 2016). Les premières évaluations ont montré certaines limites de cette régulation différenciée, comme la densité importante de crabes qui subsiste dans la zone de pêche « durable » et qui renforce les populations de zones adjacentes, ou l'afflux en provenance des populations présentes en Russie, qui ne dispose plus d'aucune stratégie de régulation de l'espèce sur son territoire depuis 2007 (Sundet & Hoel, 2016). Les suivis des populations mis en place n'ont pas mis en évidence une augmentation de l'abondance du crabe dans la zone concernée par ces mesures de régulation mais l'espèce a continué sa dispersion vers le nord (Sundet & Hoel, 2016).

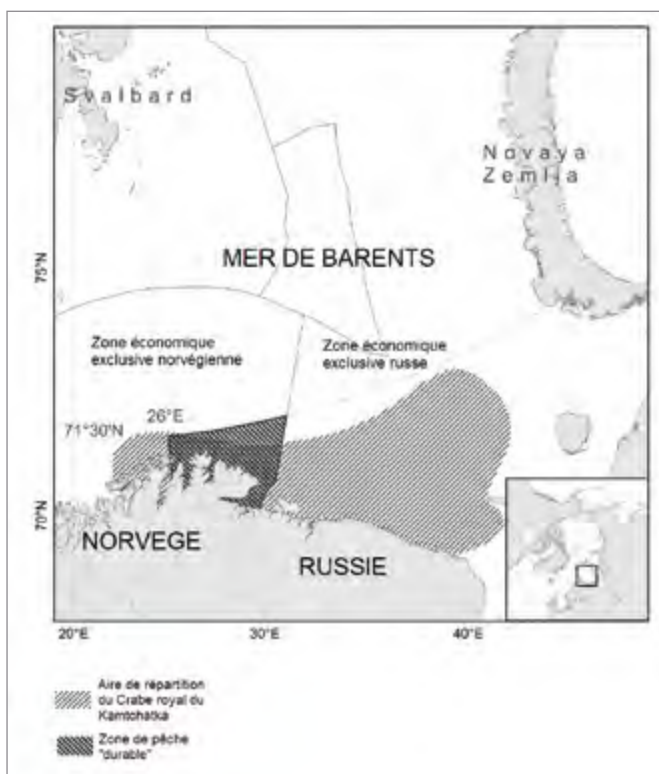


Figure 29. Cartographie de la zone de pêche « durable » mise en place dans le cadre de la gestion duel du Crabe du Kamtchatka en Norvège (d'après Sundet & Hoel, 2016).

Tenant de développer une filière d'exploitation commerciale tout en tentant de limiter l'expansion en dehors des zones de forte abondance de l'espèce, ce projet propose une stratégie intéressante mais qui n'a pas atteint les objectifs écologiques initialement fixés (limiter l'expansion des populations).

L'**Écrevisse du Pacifique** a été déversée dans le Lac Léman en 1976, à Thonon-les-Bains, suite à des essais d'élevage entrepris par la station d'hydrobiologie appliquée de l'INRA (Dubois *et al.*, 2006). Aujourd'hui, l'espèce est considérée comme « envahissante » dans le lac Léman (Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, 2004), mais sa présence a rapidement été perçue comme une ressource économique et l'autorisation de l'exploiter a été délivrée aux pêcheurs professionnels. Pour les pêcheurs professionnels des lacs alpins, l'Écrevisse du Pacifique représente en moyenne aujourd'hui 3 % de leur chiffre d'affaires (FranceAgriMer, 2018 ; Direction générale de l'environnement du canton de Vaud, 2017), ce qui ne peut être considéré que comme un complément potentiellement intéressant. Cependant, cette ressource s'avère assez fluctuante (Figure 30) et aujourd'hui les captures sont globalement à la baisse ce qui entraîne une contribution au chiffre d'affaires plus marginale (FranceAgriMer, 2018). L'espèce reste cependant bien présente dans le lac.

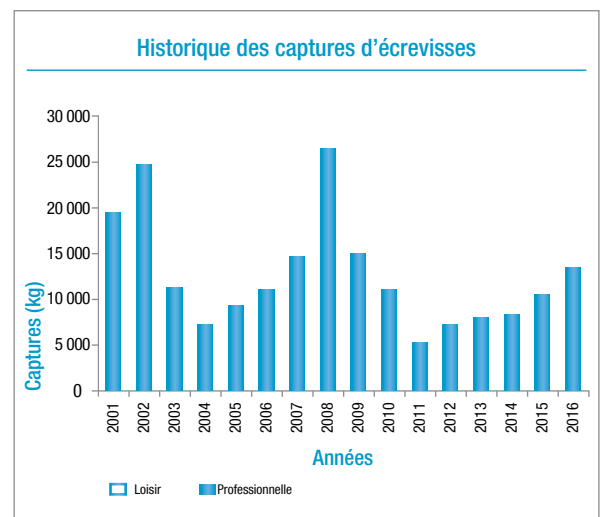


Figure 30. Historique des captures d'Écrevisse du Pacifique sur le Lac Léman, sur la période 2001-2016 (d'après la Direction générale de l'environnement du canton de Vaud, 2017).

En France, l'Écrevisse du Pacifique possède le statut « d'espèce susceptible de provoquer des déséquilibres biologiques » selon les dispositions du Code de l'Environnement. Les conditions d'exercice de la pêche sont fixées dans le cadre d'un accord franco-suisse (Décret n° 2002-405 du 20 mars 2002 relatif à la pêche dans le lac Léman). Le transport à l'état vivant est interdit, sauf pour les pêcheurs professionnels et sous certaines conditions fixées par un arrêté préfectoral. Ces écrevisses, qui présentent un risque réel pour l'environnement et plus particulièrement pour les dernières populations d'écrevisses indigènes, sont expédiées vivantes dans toute la France sous la dénomination « écrevisses du Léman » et ont été retrouvées toujours vivantes sur des étals de grande surface dans les Vosges. Dans ce même secteur, une population d'Écrevisse du Pacifique a été ensuite identifiée dans le milieu naturel, suggérant que les clients qui achètent dans ces établissements des individus vivants peuvent être tentés de les introduire dans les milieux aquatiques pour assurer leur reproduction (Collas *et al.*, 2005). Les services départementaux de l'Agence française pour la biodiversité (ex-Onema) ont également mentionné des transferts depuis le Léman et des introductions en milieu naturel (Collas *et al.*, 2007). Elles sont par exemple documentées dans le Doubs, le Jura, les Vosges, avec la mise en évidence de transfert directs du Léman vers des plans d'eau privés (Collas, com. pers.). L'exploitation commerciale de l'Écrevisse du Pacifique dans le lac Léman est ainsi à l'origine d'une importante dispersion de l'espèce dans toute la France et particulièrement dans le Nord-Est (Collas *et al.*, 2005), malgré les interdictions de vente et de commercialisation de cette espèce inscrite dans le Règlement européen n°1143/201.

Impacts sur les espèces non-ciblées

La régulation des EEE par le biais de leur valorisation socio-économique peut également avoir des conséquences sur les espèces indigènes. Les populations d'espèces non-ciblées peuvent être impactées directement par les actions de prélèvement (piégées dans les engins de capture) ou indirectement (dérangement causé par une présence humaine plus importante). Ces impacts sont d'autant plus importants lorsque les actions de prélèvement sont menées par des personnes peu informées ou n'ayant pas bénéficié de formation sur le sujet.

Au Royaume-Uni, l'étude de faisabilité de l'exploitation commerciale du **Crabe chinois** (*Eriocheir sinensis*) a mis en avant des risques de capture accidentelle d'anguilles dans les filets verveux (Clark *et al.*, 2008). Durant la période d'expérimentation des filets, 2 013 poissons ont été

capturés, dont 1 397 anguilles, représentant près de 70 % des captures accidentelles. La mise en place d'une exploitation commerciale du Crabe chinois sur la Tamise aurait donc des impacts importants sur la population d'anguilles. Des préconisations ont été formulées : utilisation de filets à maille de 40 mm pour permettre aux anguilles de s'échapper, développement de pièges à phéromones et octroi du droit de pêche uniquement aux pêcheurs licenciés pour pouvoir exercer des contrôles et suivre l'impact de ces pratiques sur les populations d'anguilles. Le projet n'a finalement pas été retenu par les autorités du Royaume-Uni (le GB Non native species secretariat) en raison de ces impacts sur les anguilles (Clark, com. pers., in Delage, 2017).

En France, des captures accidentelles d'Anguille ont également été notées lors des expérimentations menées sur l'exploitation commerciale de l'**Écrevisse de Louisiane** sur le Lac de Grand-Lieu (Loire-Atlantique). Pour être efficaces en matière de régulation des populations d'écrevisses de Louisiane, ces actions de pêche devaient être réalisées durant toute l'année, y compris lors des périodes de fermeture de la pêche à l'Anguille : l'utilisation du filet verveux classique pour capturer ces écrevisses devenait ainsi contraire à la réglementation. Du matériel de pêche adapté a dû être développé, favorisant l'échappement des anguilles (Belhamiti *et al.*, 2015). Des captures accidentelles de Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) en Camargue, dans les marais du Vigueirat, ont également été observées (Lambret, 2010). Les filets verveux utilisés pour la pêche commerciale des écrevisses ont alors été aménagés pour réduire le diamètre d'entrée du dispositif (Lambret, 2010) (Figure 31). La vigilance sur l'utilisation des filets verveux reste cependant nécessaire car en fonction de la tension du filet, le vide de maille et donc la sélectivité sont modifiés (Beaulaton, comm.pers., 2017). Cela a également pour conséquence d'imposer des plans de contrôle plus denses qui mobilisent une part non négligeable des agents en charge de la police de l'environnement.

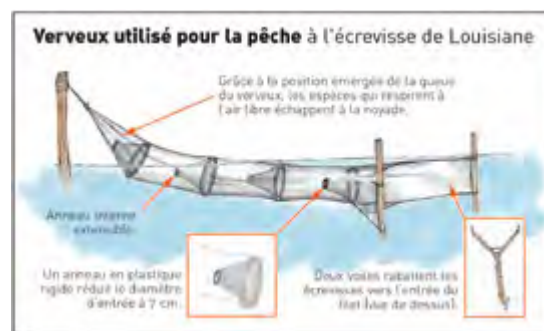


Figure 31. Verveux modifié pour l'Écrevisse de Louisiane utilisé dans le Marais du Vigueirat. D'après Lambret, 2010.

Des captures accidentelles de Loutre d'Europe dans des filets verveux utilisés pour la pêche de loisir de diverses espèces, dont les écrevisses, ont également été recensées en Irlande (Poole *et al.*, 2007), sans toutefois démontrer d'impact significatif sur la population. Ces risques de dommages collatéraux sont à prendre en compte dans le développement des activités de pêche commerciale d'EEE, impliquant une utilisation des engins plus intensive que celle mise en œuvre dans le cadre d'activités de loisir (pêche toute l'année, densité de pièges dans le milieu plus importante).

Lorsqu'elles emploient des méthodes non sélectives, les incitations au piégeage faites notamment dans le cadre de la lutte obligatoire contre le **Ragondin** et le **Rat musqué**, peuvent, en l'absence de techniques, formations ou consignes particulières, porter atteinte aux espèces indigènes. En France, les cages pièges sont le type de piège le plus utilisé, sélectif et non légal, ce qui permet de limiter l'impact sur les espèces indigènes non visées comme le Castor, la Loutre, le Vison et le Putois d'Europe, etc. Les pièges doivent être relevés quotidiennement par les piégeurs. Le piège en X (ou conibear), utilisé également pour la destruction des rongeurs exotiques envahissants, est interdit d'utilisation dans les secteurs où la présence de Castor, de Loutre ou de Vison d'Europe est connue.

Risques économiques et sociaux

Création d'une dépendance économique (création d'un marché)

La valorisation économique d'une EEE apparaît a priori antinomique avec les principes de la régulation de ces espèces, qui visent à limiter de manière permanente leur développement, afin que les impacts qu'elles causent soient non significatifs. Pour concilier ces deux objectifs, il faut donc considérer les EEE comme une ressource non renouvelable, ce qui va à l'encontre de la logique économique de retour sur investissement, de développement et de croissance (Delage, 2017).

Les objectifs commerciaux sont souvent très éloignés des réalités écologiques. C'est le cas notamment lorsqu'il s'agit de créer un marché local *ex nihilo*. Commercialiser, faire accepter la consommation ou l'utilisation d'une EEE par une population non familiarisée avec cette espèce peut être long et difficile. Ce fut le cas du **Crabe chinois** aux Pays-Bas et en Allemagne, et du **Crabe vert** au Canada.

Ainsi, le délai nécessaire pour créer un marché dynamique et rentable économiquement, est différent de celle de la propagation des EEE : lenteur de mise en place d'une filière d'un côté (par exemple, en Virginie : le marché du **Poisson-chat bleu** (*Ictalurus furcatus*) est en croissance 20 ans après le début de sa commercialisation), expansion rapide des populations d'EEE de l'autre, même si ce délai peut être réduit dans les projets favorisant les circuits courts et la vente directe du producteur au consommateur.

En l'absence d'un marché local, des entrepreneurs peuvent décider d'exporter les EEE qu'ils tentent de valoriser vers les pays ou les zones géographiques qui en sont traditionnellement consommateurs. Mais des investissements plus ou moins importants deviennent alors nécessaires pour alimenter ces marchés lointains : préparation du produit (congélation, déshydratation, etc.), emballage, stockage, expédition, contrôles sanitaires, etc. Ces procédés industriels nécessitent des investissements financiers complémentaires et donc une filière pérenne pour en assurer sa rentabilité. On aboutit donc à la nécessité d'un maintien de l'abondance des EEE permettant une exploitation durable, ce qui va à l'encontre des impératifs écologiques de la régulation de ces espèces. De plus, les coûts et les efforts relatifs pour capturer une EEE augmentent corrélativement à la diminution de la population. Il faudrait donc anticiper ces effets et prévoir une baisse de revenus dans l'activité, tout en développant des stratégies de sortie pour éviter toute dépendance à la ressource EEE.

LA CRÉPIDULE, UNE ILLUSTRATION DU RISQUE DE PASSAGE D'UN PROJET DE RÉGULATION D'UNE EEE À UN PROJET D'EXPLOITATION DURABLE

En France, la Crépidule (*Crepidula fornicata*), mollusque d'origine américaine, fait l'objet de plusieurs projets d'exploitation commerciale depuis 1998. L'espèce, introduite de façon répétée depuis la fin du 19^{ème} siècle en Europe, est devenue depuis les années 1970 une EEE dans plusieurs grandes baies françaises à vocation ostréicole ou de pêche conchylicole de Bretagne et Normandie. Cette espèce entre en compétition pour l'espace et probablement la nourriture avec des espèces d'intérêt commercial (en particulier la coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc et en rade de Brest, l'huître à Cancale et Marennes-Oléron). Elle génère aussi des nuisances pour les activités de pêche aux engins traînants.

Le premier projet de valorisation économique (lancé en 2001 par l'Association pour la récolte et la valorisation de la Crépidule en Bretagne Nord) avait pour objectif de faire diminuer sensiblement les populations de Crépidule dans les baies de Saint-Brieuc et du Mont Saint-Michel, pour permettre aux fonds marins de retrouver leur disponibilité pour le recrutement de coquillages d'intérêt commercial. À forte densité, la Crépidule empêche le recrutement des juvéniles de coquille Saint-Jacques. Le prélèvement de la Crépidule pourrait donc permettre, même sans sa valorisation, un gain sur les pêcheries de la coquille Saint-Jacques (Frésard & Ropars-Collet, 2014). Or, la coquille de la Crépidule composée de carbonate de calcium a des propriétés qui lui permet d'être valorisée sous la forme d'amendement calcaire classiquement utilisé en agriculture. Le projet a fait l'objet d'un suivi par l'Ifremer pendant trois ans (2002-2005) pour évaluer l'impact de cette activité sur l'environnement marin (Blanchard & Hamon, 2006). Les résultats ont montré que la vitesse de recolonisation de la Crépidule restait très élevée, en dépit des actions de collecte. L'éradication n'était pas envisageable. Par ailleurs, les modalités d'exploitation ne permettaient pas de restaurer des fonds propices à l'installation de la coquille Saint-Jacques dans les zones présentant de fortes densités de crépidules dans certains secteurs. L'Ifremer concluait sur l'importance de prioriser la récolte dans les zones nouvellement colonisées par des prélèvements réguliers (Blanchard & Hamon, 2006). Faute de moyens financiers, l'exploitation a été arrêtée en 2015.

Plusieurs projets ont par ailleurs tenté de développer des filières d'alimentation humaine à partir de Crépidule. Parmi eux, un premier projet, porté par la ville de Cancale en 1996, a été abandonné suite à des difficultés techniques pour extraire la chair du coquillage. Depuis 2008, le projet OptiCrep, lancé par Brixeta et Atlantic Limpet Development permet d'exploiter annuellement plus de 1 000 tonnes de l'espèce. Dénommées « Berlingots de mer » et qualifiées de « Nouveau trésor de la baie de Cancale », ces crépidules sont valorisées sur le marché sous la forme de produits décortiqués et surgelés, vendus aux alentours de 2 500 euros la tonne. La coquille est également valorisée comme prévu initialement pour des amendements calcaires. Dans ce dernier projet, ne figure aucun objectif de régulation des populations de crépidules. Au contraire, c'est un objectif d'exploitation durable de la ressource qui est mise en avant par les porteurs de ce projet : « *Dans cette zone, la ressource est abondante, mais nous ne récoltons que les 10 % d'augmentation annuelle du stock. Cette mesure de gestion nous permet d'être respectueux de la ressource. Pour son faible impact sur l'environnement et son caractère vertueux, la pêche est plébiscitée par le programme Mister Goodfish visant à promouvoir une pêche responsable.* » (Atlantic Limpet Development, 2017).

Intégration des EEE dans la culture locale

La valorisation socio-économique des EEE peut conduire à leur intégration dans la culture locale. Cette intégration peut avoir pour conséquences de minimiser la problématique des EEE, et de créer des oppositions sociales à certaines interventions de régulation (Nuñez *et al.*, 2012).

Pour certaines des espèces exploitées commercialement pour la consommation, plusieurs études ont montré qu'il existe dans les sociétés humaines une prudence à rejeter les aliments d'origine nouvelle. Pour l'outrepasser, les représentants des filières agroalimentaires emploient diverses techniques, comme une exposition régulière des consommateurs au nouvel aliment (publicités, promotions, etc.), vantant les mérites et les propriétés bénéfiques du produit, etc. Pour qu'un programme de régulation reposant sur la consommation d'une EEE fonctionne, il faudrait donc intégrer ce produit dans les préférences et habitudes alimentaires du public visé, ce qui peut amener à une intégration progressive de cette EEE dans la culture locale et aboutir à des effets contre-productifs. En métropole, des exemples existent : le **Ragondin** surnommé « Lièvre des marais » dans le marais poitevin pour faciliter la vente du pâté, la **Crépidule** renommée « Berlingot de mer » (Figure 32), et en outre-mer, le **Faux-poivrier** (*Schinus terebinthifolius*) appelé « Baie rose » et fêté en Nouvelle-Calédonie (Figure 33 a et b), tout comme le **Cerf rusa**, qui a même figuré sur le billet de 1 000 francs pacifique de 1969 à 2014 (Figure 34). À l'île de La Réunion, les fruits du **Goyavier-fraise** (*Psidium cattleianum*), petit arbre pouvant former des fourrés monospécifiques denses excluant les espèces indigènes, ont une place importante dans la tradition réunionnaise : ils sont consommés et au centre d'une fête annuelle. L'**Écrevisse du Pacifique** a également été appelée « Écrevisse à pattes rouges de Californie » (Figure 26) pour créer une confusion avec l'Écrevisse à pattes rouges dans l'esprit des consommateurs, qui ne font pas la différence entre les écrevisses indigènes et exotiques, et faisant ainsi apparaître le terme même d'« écrevisses » comme patrimonial.

De tels exemples ne sont pas restreints à la France : par exemple, la **Palourde japonaise** est devenue « Palourde authentique » pour désigner l'espèce sur la lagune de Venise et justifier sa pêche régulière⁷.



Figure 32. La Crépidule est exploitée dans la Baie de Saint-Brieuc et du Mont Saint-Michel. Elle a été renommée « Berlingot de mer » pour améliorer son intégration dans les habitudes alimentaires des consommateurs. © P. Morris



Figure 33 a et b. Le Faux-poivrier, dont les « baies roses » sont valorisées et fêtées en Nouvelle-Calédonie. © Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Calédonie

7 • Une thèse en ethnologie réalisée par Florence Ménez en 2015, intitulée « La parabole de la palourde : ontogénèse d'un attachement inter-spécifique dans la lagune de Venise. Ethnographie de son récit biographique » traite spécifiquement du phénomène d'intégration sociale de la palourde philippine dans la lagune de Venise. Ce travail questionne notamment les catégories qui ont permis la transformation de la palourde sauvage et étrangère « palourde à la dioxine » en palourde domestique « indigène » et en « palourde d'État » (Ménez, 2015).



Figure 34. Billet de 1 000 CFP en vigueur jusqu'en 2014, sur lequel figure le Cerf rusa. © www.cgb.fr

Un moyen d'éviter l'intégration culturelle d'une EEE serait peut-être de rappeler constamment aux consommateurs que l'objectif est bien de réguler les populations de l'EEE pour limiter ses impacts négatifs sur l'environnement, l'économie et la santé.

La promotion de l'utilisation d'EEE et leur intégration dans la culture locale peut également avoir des répercussions négatives sur les espèces indigènes. Le **Cerf élaphe** a été introduit en Argentine et au Chili pour la chasse il y a une centaine d'années. Il y provoque des impacts négatifs importants mais représente aussi une ressource économique pour le tourisme et la chasse sportive. Pour préserver ces bénéfices économiques, les gouvernements de ces pays ont mis en place des quotas de prélèvement qui veillent à ne pas impacter la taille et la densité des populations. En Patagonie, un certain nombre d'agriculteurs chassent même ou empoisonnent le Guanaco (*Lama guanicoe*), espèce indigène, pour qu'elle ne rentre pas en compétition avec le **Cerf élaphe** (Lambertucci & Speziale, 2011). En Nouvelle-Calédonie, le **Cerf rusa**, introduit en 1870 constitue à la fois une espèce à fortes valeurs sociales, nourricières, économiques et culturelles, et une EEE parmi les sept prioritaires de ce territoire.

L'intégration culturelle d'une EEE qui peut résulter de sa valorisation présente des risques d'opposition aux programmes de gestion qui sont mis en place. Par exemple, au Kenya, un programme de lutte biologique contre le **Prosopis** a dû être abandonné par les autorités car plusieurs entreprises, mais aussi des organisations non-gouvernementales avaient convaincu l'opinion publique que le Prosopis, « or vert » de l'Afrique, pouvait contribuer de façon significative à l'économie locale (Witt 2013). À l'île de La Réunion, des débats perdurent à propos du **Goyavier-fraise** (surnommé « l'or rouge ») (Figure 35) entre gestionnaires des milieux naturels, producteurs et consommateurs de ses fruits (Piccin & Danflous, 2013).



Figure 35. Les fruits du Goyavier-fraise sont très appréciés par la population locale à La Réunion et sont vendus en barquettes sur le bord des routes. © J.-Y. Meyer

Exploitation illégale d'une EEE devenue ressource économique

L'exploitation illégale des EEE qui peut résulter de projets de valorisation socio-économique est un risque qu'il convient de ne pas négliger. Cette exploitation illégale est fréquemment observée pour les invertébrés, comme l'Écrevisse de Louisiane ou encore la Palourde japonaise.

Dans la péninsule ibérique, le statut réglementaire très hétérogène de l'**Écrevisse de Louisiane** rend complexe le contexte socio-économique la concernant. En Espagne, sa pêche et son commerce sont autorisés par l'administration centrale, mais les gouvernements régionaux tolèrent seulement une pêche domestique (usage récréatif), sauf dans les régions du Sud où il s'agit d'une activité industrielle. Au Portugal, l'exploitation commerciale (et notamment le transport d'individus vivants) est interdite. Les premiers cas d'exploitation illégale d'Écrevisse de Louisiane au Portugal sont rapportés dans les années 1990 (Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1999). Ils font suite à un important épisode de sécheresse dans la région espagnole de Guadalquivir, qui a très fortement impacté la production d'Écrevisse de Louisiane et qui a poussé les pêcheurs au braconnage de

l'espèce au Portugal. Les animaux capturés vivants étaient ramenés en Espagne, où ils étaient transformés et vendus (Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1999).

Des difficultés similaires sont observées au Royaume-Uni, où l'exploitation commerciale de l'**Écrevisse du Pacifique** est autorisée en Angleterre mais interdite en Écosse et au Pays de Galles. Concernant les incitations au prélèvement (primes à la capture), du piégeage illégal est rapporté en Angleterre, utilisant sans autorisation des pièges non homologués (Peay, comm. pers., 2016).

Dans la lagune de Venise, la pollution des zones industrielles adjacentes a entraîné la fermeture de la pêche aux **palourdes** (japonaise et indigène) à la fin des années 1990 (Ménez, 2015). La forte demande des consommateurs et les facilités d'enrichissement ont eu pour conséquence le développement d'une filière d'exploitation illégale de palourde, avec l'émergence de coopératives informelles de pêcheurs dont l'équipage était appelé la « Ciuma »⁸. Selon Ménez, 2015, « *La lagune était ainsi devenue de nuit un "Far west sans foi ni loi". Les coins de récolte les plus prolifiques se situaient près de la zone industrielle et près des ponts routiers et ferroviaires [...]. La récolte durait environ 1 h 30. Les sorties se faisaient 3 ou 4 fois par semaine* ». De plus, la technique de pêche employée (« le manège ») était interdite, car elle provoquait des dommages environnementaux considérables, en remuant les fonds lagunaires et mettant les sédiments en suspension. L'estimation de la perte des sédiments sur la Lagune de Venise était d'un million de m³ par an (Osservatorio naturalistico, 2006, in Ménez, 2015).

En France, la **Palourde japonaise** présente dans le Golfe du Morbihan est commercialisée. Cette activité a constitué le plus gros chiffre d'affaires des activités de pêche dans le secteur, estimé à plus de 4 millions d'euros en 2001 (Peronnet *et al.*, 2001, in Lesueur, 2002). Le braconnage fréquent sur le gisement de Sarzeau est le fait de pêcheurs sans licence mais aussi de pêcheurs licenciés. Les premiers rentrent en concurrence directe avec les pêcheurs professionnels, en pêchant sur les zones de pêche réservée et en revendant leurs produits. Les seconds sont accusés de ne pas respecter la réglementation (taille des coquillages, zones de pêche, matériel utilisé). Cette pêche illégale, opérée de nuit, est difficile à évaluer et à contrôler (Lesueur, 2002).

Au Portugal, la **Palourde japonaise** est actuellement exploitée dans l'estuaire du Tage. Suite à une forte réduction des populations de la Palourde européenne, *Ruditapes decussatus*, les prélèvements de cette espèce ont été interdits, mais l'exploitation toujours autorisée de la Palourde japonaise permet l'exploitation illégale de la palourde indigène. En effet, les autorités rencontrent des difficultés pour faire appliquer les interdictions : n'étant pas formées à leur reconnaissance morphologique, elles ne savent pas toujours distinguer les deux espèces de palourdes retrouvées dans le commerce (Figure 36) (P. Chaino, comm. pers., in Delage, 2017). Une difficulté supplémentaire qui pourrait même empêcher toute application de la réglementation provient du fait qu'elles s'hybrident, et présentent des caractéristiques morphologiques intermédiaires (Hurtado *et al.*, 2011).



Figure 36. Différences morphologiques entre la Palourde européenne et la Palourde japonaise. Source : WORMS – World register of Marine Species © Natural History Museum Rotterdam

Privatisation des profits et socialisation des coûts

Une autre conséquence de la valorisation économique des EEE est la « privatisation des profits et la socialisation des coûts » (*Privatizing profit and socializing costs*). Dans la plupart des projets mis en œuvre, les entreprises privées vont en effet tirer des bénéfices de la valorisation d'une EEE, alors que cette même espèce va continuer d'engendrer des coûts liés à ses multiples impacts et à sa régulation, qui seront pris en charge par les pouvoirs publics, et donc les contribuables et les populations locales.

8 • Terme italien issu du dialecte génois, désignant l'ensemble de l'équipage des rameurs esclaves ou volontaires, et par extension utilisé aujourd'hui de manière péjorative pour qualifier les gens de mauvaise vie, bruyants et démonstratifs. Définition d'après Ménez, 2015.

Ce phénomène a été dénoncé en Afrique, autour de la valorisation économique des arbres exotiques. Par exemple, Witt (2013) note que les bénéficiaires principaux de la production de charbon à base de **Prosopis** sont des investisseurs étrangers, alors que les communautés locales, directement impactées par l'invasion du *Prosopis*, n'en tirent que très peu de bénéfices.

La dépendance économique qui résulte de l'exploitation commerciale d'une EEE rend difficile, voire quelquefois impossible, la mise en œuvre d'une stratégie de gestion efficace. Le **Mimosa argenté** ou Acacia noir (*Acacia mearnsii*) a été introduit en Afrique du Sud au 19^{ème} siècle avec un objectif d'exploitation commerciale (Figure 37). L'espèce s'est révélée être très envahissante, présentant des impacts négatifs sur la biodiversité, les réserves en eau et la stabilité des écosystèmes ripariens, engendrant des coûts pour la société, tout en conservant des intérêts économiques pour l'industrie forestière. Une étude (Witt *et al.*, 2001) a permis de faire une analyse coût-bénéfice sur cette espèce à l'échelle de l'Afrique du Sud. Elle a démontré que les coûts de la régulation d'*Acacia mearnsii* seraient très difficilement compensés par les bénéfices tirés de son exploitation, et indiquait qu'il était urgent de mettre en lien les coûts de cette régulation, exclusivement payés par les contribuables, et les bénéfices de l'exploitation d'*Acacia mearnsii*, revenant à des entreprises privées. Les auteurs de cette étude suggéraient que ces entreprises puissent participer de façon significative au financement des mesures de régulation, mais également au développement de programmes de recherche (par exemple, sur la lutte biologique). En 2013, les coûts de la régulation indispensable du Mimosa argenté restaient toujours assumés seulement par les contribuables (Witt, 2013).



Figure 37. Le Mimosa argenté est exploité commercialement en Afrique du Sud. © F. et K. Starr

D'autres coûts supportés par les pouvoirs publics sont à prévoir concernant la viabilité économique de l'exploitation commerciale. Ils peuvent consister en des aides publiques à la création d'entreprise, mais également prendre la forme de soutien financier pour maintenir la viabilité du projet lorsque la ressource exploitée deviendra moins disponible dans le milieu naturel, ou pour mettre en place une stratégie de « sortie » pour palier à la diminution de rentabilité qui devrait intervenir. Enfin, en cas de cessation totale ou partielle d'activité, ces coûts peuvent également intégrer le versement de prestations sociales auprès des anciens salariés (allocations chômage, aides pour le retour à l'emploi, etc.).

Définir clairement les responsabilités des porteurs de projets de valorisation économique est indispensable et doit intervenir en préalable de leur mise en œuvre. Ceci est d'autant plus valable dans le cas de projets soutenus par des fonds publics.

Risques sanitaires

Contamination des produits destinés à la consommation humaine

Dans le cas des projets de valorisation socio-économique ayant pour objectif la consommation humaine d'EEE, il est indispensable de réaliser des mesures écotoxicologiques pour vérifier l'absence de risques sanitaires. Ces questions se posent notamment pour la commercialisation des invertébrés et de certains poissons.

Par exemple, en Allemagne, les études écotoxicologiques menées préalablement à des projets d'exploitation commerciale du **Crabe chinois** dans l'Elbe et la Havel ont identifié des contaminations dépassant les normes pour l'HCB, l'HCH, le DDT et le Methoxychloride en 1995 et 1998 (Delage, 2017). L'espèce est actuellement commercialisée et des tentatives d'exportation ont eu lieu vers Taïwan et la Chine où, à cause de la pollution, le crabe est devenu rare, donc cher. Mais les autorités sanitaires chinoises exigent une traçabilité claire pour éviter les fraudes (commercialisation de crabes contaminés). Des tentatives d'exportation d'individus vivants ont également été refusées par les autorités chinoises, qui imposent des mesures de quarantaine. La contamination en métaux lourds a aussi été la raison de l'abandon du projet de commercialisation de la **Lamproie marine** (*Petromyzon marinus*) dans les grands lacs américains, dont la concentration en mercure s'est avérée dépasser de quatre fois la norme autorisée dans l'Union européenne (1,3 ppm contre 0,3 ppm pour les standards de l'UE (Gunderson, 1998)).

Ces préoccupations sanitaires ont également été soulevées au Royaume-Uni. Sur l'estuaire de la Tamise, les analyses menées dans le cadre de l'étude de faisabilité de l'exploitation du **Crabe chinois** ont montré que les spécimens présentaient des taux élevés de dioxines et de PCB. Bien que la consommation de crabe soit limitée à 3 ou 4 mois chaque année (période où les individus sont matures sexuellement), l'étude a toutefois estimé que l'absorption de ces polluants ne dépasserait pas la dose quotidienne tolérable admise, tout en mettant en garde la consommation par les enfants et les femmes enceintes (Delage, 2017). Cette espèce peut aussi véhiculer une parasitose due à la « douve orientale du poumon » (ver plat *Paragonimus westermani*). Les analyses ont montré que les crabes de l'estuaire de la Tamise n'étaient pas contaminés par *P. westermani*. En revanche, le Crabe chinois peut être porteur de la bactérie *Vibrio parahaemolyticus*, responsable de sévères gastroentérites. Cette bactérie peut se trouver à de fortes concentrations durant les mois d'été, et en quantité moindre durant les mois d'automne, période de consommation du crabe. En conséquence, la consommation de crabe cru ou peu cuit peut présenter un risque sanitaire important.

Le **Poisson-chat bleu** dans la baie de Chesapeake (États-Unis) est exploité commercialement par des pêcheurs professionnels depuis plus de 20 ans. Situé en bout de chaîne alimentaire, ce poisson-chat concentre les polluants, notamment les PCB. Seuls les jeunes sujets, moins contaminés, sont recherchés pour un usage alimentaire. En effet, seuls les poissons de moins de 81 cm de longueur sont autorisés à la vente, ce qui ne permet pas d'agir sur l'ensemble des stades biologiques de la population et d'obtenir des résultats sur la dynamique des populations, tout en réduisant l'efficacité d'une pêche à vocation commerciale (Delage, 2017).

En Nouvelle-Calédonie, un projet d'exploitation commerciale s'intéresse à l'**Achatine** (*Achatina fulica*) pour la consommation humaine et l'alimentation animale locale. Cet escargot géant originaire de l'est de l'Afrique a été introduit dans cette collectivité du Pacifique en 1972 (Gargominy *et al.*, 1996). L'espèce est un hôte intermédiaire d'*Angiostrongylus cantonensis*, responsable de la méningite à éosinophile et il existe un risque de contamination pour l'homme si l'espèce est consommée crue ou insuffisamment cuite. Entre 3 et 10 cas par an sont recensés en Nouvelle-Calédonie, mais les risques pour les jeunes enfants ne sont pas négligeables (Barrière, comm. pers., 2017).

En France métropolitaine, des éléments quantitatifs sur le potentiel de bioaccumulation des **écrevisses exotiques** (*Orconectes limosus*, *Pacifastacus leniusculus* et *Procambarus clarkii*) ont été apportés par une étude à l'échelle du bassin de la Loire (Lemarchand *et al.*, 2013, in Basilico *et al.*, 2013). Les auteurs ont recherché, dans les tissus de près de 500 écrevisses, une cinquantaine de composés dont les principaux pesticides présents dans le fleuve, 16 congénères de PCBs et des métaux lourds (plomb, mercure, cadmium, cuivre, arsenic) (Figure 38). Les résultats ont mis en évidence une contamination systématique des écrevisses par les pesticides (DDE, DDT et lindane essentiellement, à des niveaux relativement faibles), les PCB (autour de 9 mg/kg pour les trois espèces), et surtout les métaux lourds, en particulier cuivre, cadmium et mercure. Pour une substance donnée, les concentrations moyennes observées chez les écrevisses montrent peu de variations d'une espèce à l'autre, ou d'un site à l'autre : ces résultats sont les indicateurs d'une contamination globale, de type « bruit de fond ». En revanche la variabilité est importante d'un individu à l'autre, suggérant une capacité d'élimination des polluants par les mues.

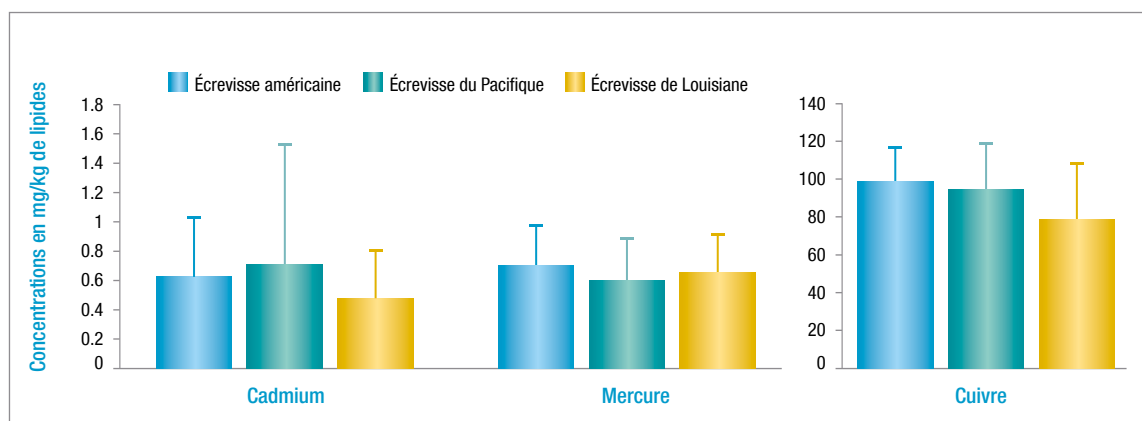


Figure 38. Concentrations moyennes en métaux lourds dans les écrevisses exotiques envahissantes du bassin de la Loire (mg/kg de lipides). D'après Lemarchand *et al.*, 2013, in Basilico *et al.*, 2013.

Chez le **Poisson-lion**, qui fait l'objet de campagnes d'incitation au prélèvement et à la consommation dans les Caraïbes, il existe des risques liés à la ciguatoxine présente dans sa chair. La ciguatera est une intoxication alimentaire causée par des microalgues benthiques des récifs coralliens, appartenant au genre *Gambrdiscus*. Cette espèce produit de la ciguatoxine, qui est consommée par les poissons herbivores et qui s'accumule dans les organismes et dont la concentration augmente par bioaccumulation (Robertson *et al.*, 2013). Le Poisson-lion, prédateur au sommet de la chaîne trophique, est donc susceptible d'accumuler de la ciguatoxine dans ses chairs. Le risque ciguatérique dans les Antilles françaises a fait l'objet d'une première analyse qui a conclu à un risque pour la santé à Saint-Barthélemy et à

la nécessité d'analyses complémentaires pour Saint-Martin (Soliño *et al.*, 2015). L'espèce n'est pas commercialisable à Saint-Barthélemy et Saint-Martin (Observatoire du milieu marin de Martinique, 2017).

Accidents liés aux pratiques de capture

Les mesures d'incitation au prélèvement peuvent représenter des risques pour les personnes piégeant, chassant ou collectant les EEE. Les épines du **Poisson-lion** contiennent du venin et des accidents sont recensés lors de la pêche et lors de la manipulation de l'animal (même mort). Bien que non mortel, ce venin nécessite tout de même une prise en charge médicale (Diaz, 2015).

Récapitulatif des cas d'études recensés en France et à l'étranger

Type de risque	Mesures incitatives	Mesures commerciales
RISQUES ÉCOLOGIQUES AVEC CONSÉQUENCES SUR LES ESPÈCES ET LES MILIEUX		
Surcompensation écologique	OUI	OUI
Introductions volontaires et involontaires dans le milieu naturel	OUI	OUI
Maintien et dispersion des populations exploitées pour assurer la pérennité de la ressource	OUI, dans certains cas de primes à la capture	OUI
Impacts sur les espèces non-ciblées	OUI	OUI
Transmission de pathogènes	Non rapporté	OUI
RISQUES ÉCONOMIQUES ET SOCIAUX		
Création d'une dépendance économique (création d'un marché)	Possible, si les primes offertes constituent une part importante du revenu des bénéficiaires	OUI
Contribution à l'intégration des EEE dans la culture locale	OUI	OUI
Exploitation illégale de l'EEE devenue ressource économique	NON	OUI
Privatisation des profits et socialisation des coûts	NON	OUI
RISQUES SUR LA SANTÉ HUMAINE		
Contamination des produits destinés à la consommation humaine	OUI	OUI
Accidents liés aux pratiques de capture	Dans de rares cas	NON



Mimosa argenté. © G. Grisard



Quelle contribution concrète à la maîtrise des invasions biologiques ?

Analyse d'un panorama de cas d'études	50
Bilan de l'analyse du panorama international	60

ANALYSE D'UN PANORAMA DE CAS D'ÉTUDES

Cas d'études recensés

Une recherche bibliographique et une enquête à l'échelle internationale ont permis de collecter des informations sur 39 projets de valorisation socio-économique répartis dans 19 pays, portant sur 30 EEE (Figure 39 et Tableau 2).

Ce nombre n'est pas représentatif de la totalité des projets existants. Ceci est directement lié au périmètre de la recherche d'information, qui visait dans un premier temps les espèces présentes dans les milieux aquatiques en France,

en Europe et dans d'autres pays industrialisés, puis s'est élargi à quelques espèces terrestres et à des cas issus des collectivités françaises d'outre-mer pour compléter l'analyse à plus large échelle. Enfin, seuls les projets mettant suffisamment d'éléments à disposition pour permettre leur analyse ont été examinés. La méthodologie employée pour réaliser ce panorama de cas d'études est présentée en annexe de ce document.



Figure 39. Répartition géographique des projets de valorisation recensés dans cet ouvrage.

Tableau 2. Liste des projets de valorisation socio-économique recensés.

- 1 Exploitation commerciale de l'Écrevisse de Louisiane en Andalousie | *Espagne*
- 2 Exploitation commerciale de l'Écrevisse de Louisiane (Feasible Exploitation of the Red Swamp Crayfish *Procambarus Clarkii* in Introduced Regions) | *Espagne et Portugal*
- 3 Exploitation commerciale de l'Écrevisse de Louisiane (Projet de mise en œuvre d'actions pour la connaissance, le contrôle et la valorisation commerciale de l'Écrevisse de Louisiane par des pêcheurs professionnels (Conapped)) | *France*
- 4 Exploitation commerciale de l'Écrevisse du Pacifique en Écosse | *Royaume-Uni*

- 5 Exploitation commerciale de l'Écrevisse du Pacifique sur le Lac Tahoe, en Californie et Nevada | *États-Unis*
- 6 Exploitation commerciale du Crabe chinois sur les rivières Elbe et Havel | *Allemagne*
- 7 Exploitation commerciale du Crabe chinois | *Pays-Bas*
- 8 Exploitation commerciale du Crabe chinois sur la rivière Tamise | *Royaume-Uni*
- 9 Exploitation commerciale du Crabe vert sur l'île du Prince Edouard | *Canada*
- 10 Exploitation commerciale du Crabe royal du Kamtchatka (Norwegian management of an introduced species : the Artic red crab fishery) | *Norvège*
- 11 Exploitation commerciale de la Crépide dans la baie de Cancale (OptiCrep ALD / Brixeta) | *France*
- 12 Programme d'incitation au prélèvement du Ragondin en Louisiane (Coastwide Nutria Control Program) | *États-Unis*
- 13 Programme d'incitation au prélèvement du Ragondin au Maryland (Chesapeake Bay Nutria Eradication Project) | *États-Unis*
- 14 Programme d'incitation au prélèvement du Python birman en Floride (Python challenge) | *États-Unis*
- 15 Exploitation commerciale des carpes asiatiques dans le lac supérieur (Lake Superior Aquatic Invasive Species Complete Prevention Plan) | *États-Unis*
- 16 Exploitation commerciale du Poisson-chat bleu en Virginie (National control and management plan for the Northern Snakehead) | *États-Unis*
- 17 Exploitation commerciale du Poisson à tête de serpent au Maryland (National control and management plan for the Northern Snakehead) | *États-Unis*
- 18 Incitation au prélèvement du Poisson-Lion | *États-Unis et Caraïbes*
- 19 Exploitation commerciale de la Lamproie marine dans les grands lacs nord-américains | *États-Unis*
- 20 Exploitation commerciale du Faux-indigo | *Hongrie et Roumanie*
- 21 Exploitation commerciale du Prosopis | *Éthiopie*
- 22 Exploitation commerciale de la Jacinthe d'eau (Green keeper Africa) | *Bénin et Niger*
- 23 Exploitation commerciale de la Jacinthe d'eau (TEMA) | *Mexique*
- 24 Exploitation commerciale de la Jacinthe d'eau (MitiMeth) | *Niger*
- 25 Exploitation commerciale du Typha pour la production de charbon | *Sénégal*
- 26 Exploitation commerciale de la Palourde japonaise dans la lagune de Venise | *Italie*
- 27 Exploitation commerciale de la Palourde japonaise dans le Golfe du Morbihan | *France*
- 28 Exploitation commerciale de la Palourde japonaise | *Portugal*
- 29 Exploitation commerciale de l'Écrevisse du Pacifique en Angleterre | *Royaume-Uni*
- 30 Exploitation commerciale du Cerf élaphe, du Tahr de l'Himalaya et du Phalanger-renard | *Nouvelle-Zélande*
- 31 Exploitation commerciale du Mimosa argenté | *Afrique du Sud*
- 32 Exploitation commerciale du Prosopis | *Kenya*
- 33 Exploitation commerciale du Prosopis | *Yémen*
- 34 Exploitation commerciale d'*Acacia nicotila* et de *Mimosa pigra* (programme FORIS – Removing barriers to invasive species management in production and protection forest in Southeast Asia) | *Cambodge, Indonésie, Philippines et Vietnam*
- 35 Exploitation commerciale de l'Achatine dans les collectivités du Pacifique | *Pays de la communauté du Pacifique (dont Nouvelle-Calédonie et Polynésie française)*
- 36 Exploitation commerciale du Typha pour la production de charbon | *Mauritanie*
- 37 Primes à la chasse et au piégeage pour le Cerf rusa et le Cochon féral | *France (Nouvelle-Calédonie)*
- 38 Exploitation commerciale des coraux *Tubastrea coccinea* et *Tubastrea tagusensis* dans le cadre du programme de gestion intégrée Sun-Coral project | *Brésil*
- 39 Mise en place d'une filière bois pour l'exploitation commerciale du Goyavier-fraise (*Psidium cattleianum*) à l'île de La Réunion | *France (La Réunion)*

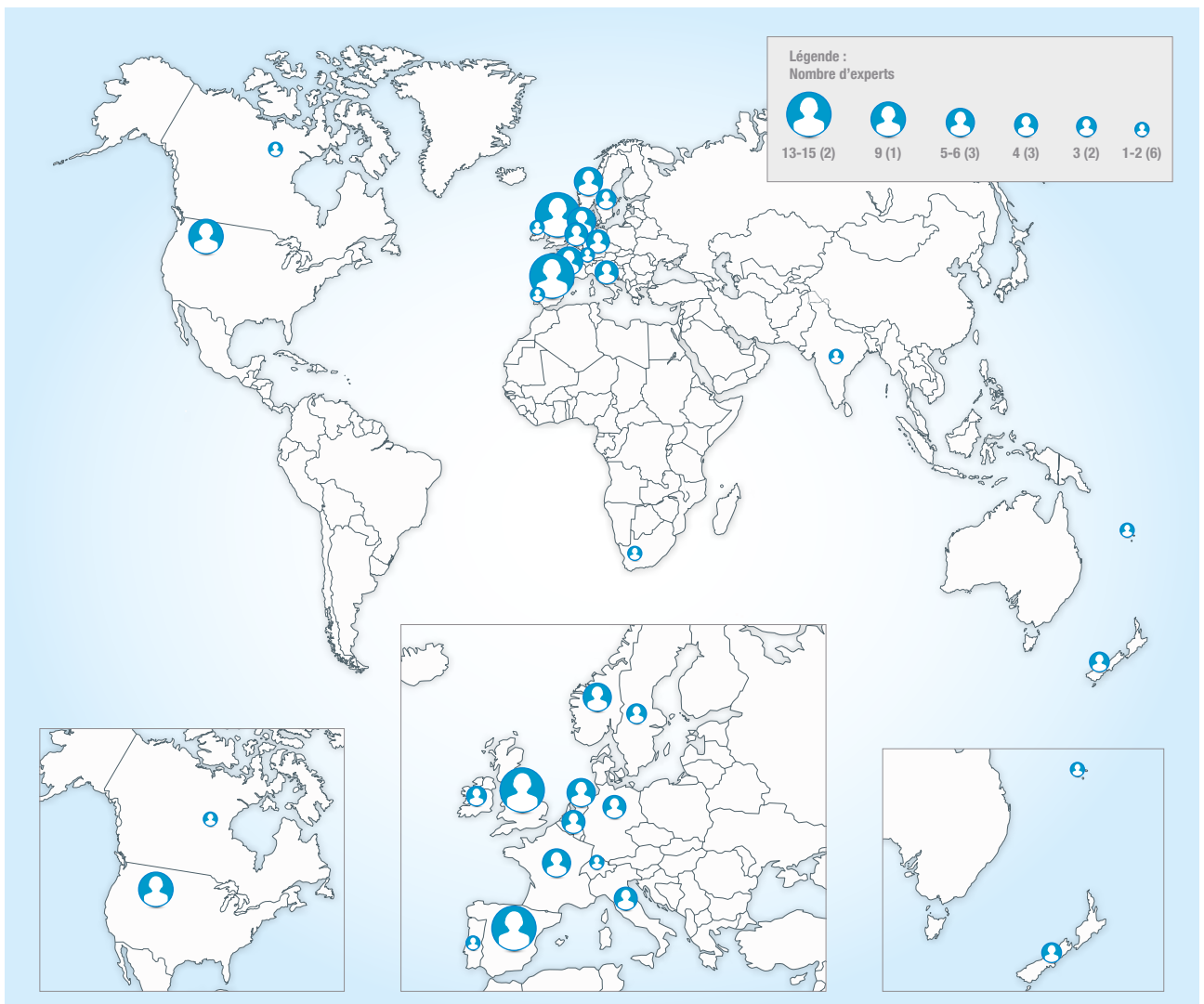
Experts et personnes ressources

84 experts de 18 pays ont été contactés et 47 réponses ont été obtenues (soit un taux de réponse de 56 %) (Tableau 3 et Figure 40).

Tableau 3. Pays et nombre d'experts contactés (d'après Delage, 2017).

Pays Nombre de personnes contactées			
Afrique du Sud 1	Espagne 13	Norvège 5	Suède 3
Allemagne 4	France 6	Nouvelle-Zélande 3	Suisse 2
Belgique 4	Inde 1	Nouvelle-Calédonie 2	Royaume-Uni 15
Canada 2	Irlande 2	Pays-Bas 6	International 1
États-Unis 9	Italie 4	Portugal 1	
TOTAL 84			

Figure 40. Répartition géographique des personnes ressources contactées dans le cadre de l'étude à l'échelle internationale (d'après Delage, 2017).



Analyse des cas d'études recensés

Espèces concernées

Les projets de valorisation socio-économique recensés (incitations au prélèvement et exploitation commerciale confondues) concernent majoritairement des espèces de faune (27 cas sur les 39 recensées, soit 70 % des projets), et tout particulièrement les invertébrés (17 cas sur 39, soit 44 % des projets) (Figure 41).

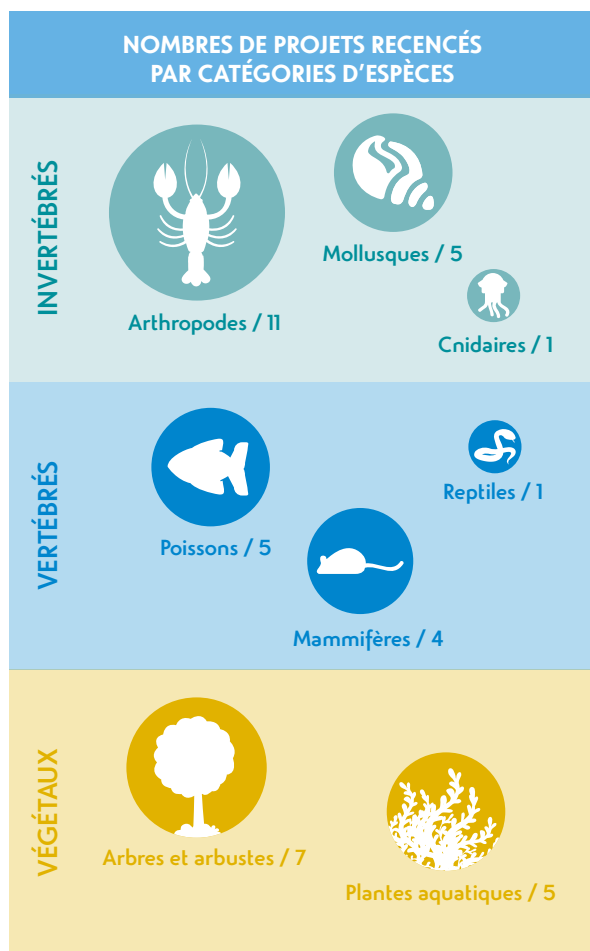


Figure 41. Nombre et catégorie d'espèces concernées par un projet de valorisation socio-économique.

Il apparaît que les projets concernant la faune exotique envahissante sont largement plus développés dans l'hémisphère nord, tandis que les projets de valorisation de plantes exotiques envahissantes sont plus localisés dans les pays du Sud, notamment en Afrique. Les cas d'exploitations commerciales concernant la flore affichent une répartition plutôt équilibrée entre arbres et arbustes et plantes aquatiques.

Statut des projets

La grande majorité des projets recensés concerne des programmes encore en cours (69 %) (Figure 42). La plupart ont débuté dans les années 2000, les projets les plus anciens datant toutefois des années 1970-1980 (commercialisation des écrevisses américaines en Europe, chasse commerciale des mammifères introduits en Nouvelle-Zélande).

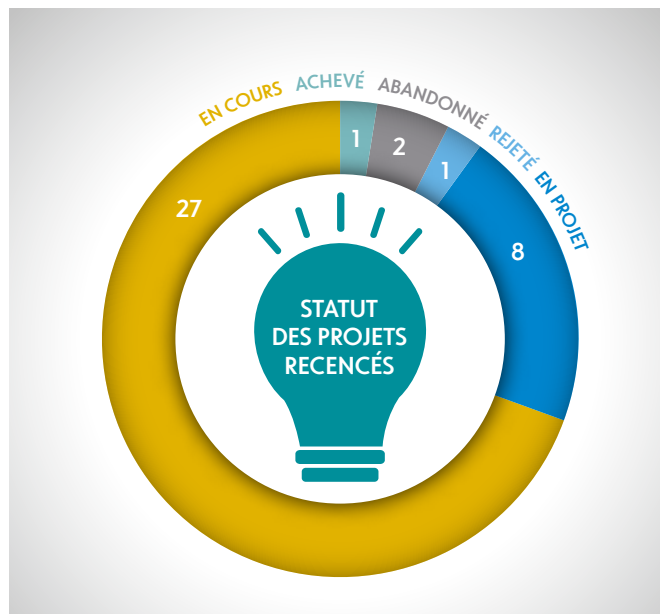


Figure 42. Statut des projets recensés.

Un seul programme a été achevé et a fait l'objet d'une évaluation, celui concernant le **Ragondin** en Louisiane (*Coastwide Nutria Control Program*). Suite aux résultats positifs du programme d'incitation au prélèvement originellement prévu sur la période 2002-2007, ce programme est depuis évalué et reconduit annuellement (Normand, 2016) (Figure 43).

Les raisons d'abandon des projets sont très généralement techniques et économiques. Par exemple, la tentative de commercialisation de la **Lamproie marine** des grands lacs nord-américains n'a pas abouti à cause d'une qualité gustative médiocre des produits exportés (période de stockage du produit surgelé nécessaire pour exporter l'espèce jusqu'en Espagne trop longue et altérant le goût), de difficultés techniques pour développer la commercialisation de l'espèce conditionnée dans des boîtes de conserve et enfin de risques sanitaires (taux de mercure trouvés dans les lamproies des grands lacs trop élevés pour répondre aux normes de l'Union européenne (Gunderson, 1998)). En Nouvelle-Zélande, la chasse commerciale héliportée du **Cerf élaphe** est abandonnée lorsque le coût d'abattage et

de transport devient trop important au regard du prix de vente de la viande, l'activité ayant en plus des difficultés à concurrencer la viande de cerf issue d'élevage (Parkes *et al.*, 1996). L'exploitation commerciale du **Phalanger-renard**, n'a pas donné de résultats significatifs sur la diminution de la densité de l'espèce et a été rapidement considérée comme non viable. Ces abandons peuvent également être causés par des pressions sociales. En Nouvelle-Zélande, la chasse commerciale du **Tahr de l'Himalaya**, mise en place en 1971, a été arrêtée et interdite entre 1983 et 1994 à cause de pressions exercées par des chasseurs locaux (Parkes *et al.*, 1996).

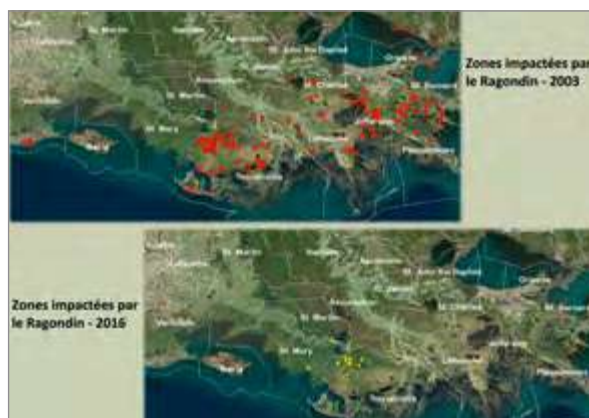


Figure 43. Exemple de résultats du programme de gestion du Ragondin en Louisiane : cartographie des sites où des dommages étaient recensés au début du programme (2003) et en 2016. D'après Normand, 2016.

Principales motivations

Sur les 39 projets de valorisation socio-économique recensés dans cet ouvrage, cinq consistent en des mesures incitatives sans objectif commercial et 34 ont des objectifs commerciaux affichés. Parmi ces 34 projets, 33 ont l'ambition de développer des filières économiques. Un seul projet, celui sur les coraux **Tubastrea** au Brésil, affiche un objectif prioritaire de régulation de l'espèce avec la génération de revenus supplémentaires pour les communautés locales.

Les motivations ayant déclenché les actions de valorisation des EEE peuvent être regroupées en différentes catégories (Delage, 2017). Elles sont parfois combinées pour majorer l'intérêt de la valorisation.

Les cinq projets d'incitation au prélèvement recensés affichent des objectifs de protection de la biodiversité, dont la limitation des impacts d'une EEE sur les espèces indigènes et la restauration des milieux naturels, permettant également le retour d'activités locales rémunératrices (pêche, chasse, promenade, etc.).

Concernant les 34 projets d'exploitation commerciale, on note en premier lieu une volonté de compenser une perte de revenu, parfois directement liée à l'arrivée d'EEE dans le milieu concurrençant des espèces indigènes à forte valeur ajoutée. Souvent combinée avec la motivation précédente, la création d'une activité génératrice d'emplois grâce aux différentes étapes du processus de valorisation (récolte, transformation, commercialisation des sous-produits, etc.) est souvent mise en avant.

La protection sanitaire est invoquée dans le cas de l'exploitation commerciale du **Typha** et de la **Jacinthe d'Eau** (*Eichhornia crassipes*) en Afrique, deux plantes dont la prolifération peut bloquer les voies d'eau, induisant des stagnations facilitant la prolifération de moustiques et le développement du risque de malaria.

D'une manière générale, les actions de valorisation ne semblent pas suffisamment intégrées à des stratégies globales de gestion des EEE. Seuls les projets d'incitation au prélèvement affichent uniquement des objectifs écologiques. Pour les projets d'exploitation commerciale, des retombées écologiques positives sont régulièrement citées comme attendues dans les objectifs mais restent peu évaluées. Sur les 34 projets d'exploitation commerciale recensés, un peu plus de la moitié (20 projets) affichent explicitement un double objectif « économique et écologique » (Figure 44). Les autres projets présentent l'EEE principalement comme une nuisance économique (impact sur d'autres espèces à valeur commerciale) ou sanitaire (stagnation des milieux aquatiques) et n'associent pas d'objectifs écologiques aux objectifs économiques annoncés.



Figure 44. Nature des objectifs des projets de valorisation socio-économique.

Évaluation et suivi scientifique des projets

Les projets d'exploitation commerciale présentant ce double objectif « économique et écologique » restent encore insuffisamment encadrés scientifiquement. Seuls trois projets recensés sont accompagnés d'études sur la dynamique des populations d'EEE cibles, pourtant indispensables pour assurer l'efficacité des mesures de prélèvement et éviter tout effet contreproductif (surcompensation écologique par exemple).

Le suivi des actions réalisées est plus régulièrement assuré. Sur 17 cas d'études, 13 disposent de suivi des prélèvements (plus ou moins rigoureux). Les suivis de l'impact écologique du projet restent encore trop rares, et seulement quatre projets d'exploitation commerciale appliquent des protocoles pour évaluer cette efficacité écologique (États-Unis, Nouvelle-Zélande, Brésil et Asie du Sud-Est). Le développement d'indicateurs et de méthodes de suivi est néanmoins prévu dans certains cas, encore à l'état de projets, tout comme des méthodes permettant de cibler tous les stades de développement et les zones d'intervention prioritaires (par exemple, pour l'Écrevisse de Louisiane en France).

Le suivi de la pêche des **carpes asiatiques** dans les grands lacs nord-américains fait figure d'exemple en proposant un suivi scientifique complet (Garvey *et al.*, 2012) :

- étude de la répartition par taille de la population de carpes et mesure de leur longueur moyenne ;
- mesure des indices d'abondance (CPUE) ;
- suivi de l'efficacité de la pêche par baguage des individus ;
- suivi de leur migration par transmetteurs acoustiques ;
- élaboration d'une stratégie de pêche pour déterminer la taille et la biomasse de carpes qu'il serait nécessaire de prélever afin de stopper la croissance de leur population.

C'est également le cas du programme de régulation des populations de coraux ***Tubastraea coccinea*** et ***Tubastrea tagusensis***, (*Sun Coral project*) qui inclut un volet sur la commercialisation des coraux par les communautés locales dans la baie de Rio de Janeiro. Ce programme a fait l'objet d'une évaluation complète après 10 ans de mise en œuvre (Creed *et al.*, 2017). Un suivi de la répartition des populations des coraux a été réalisé et un protocole a été développé pour quantifier les changements de densité des coraux ciblés et les modifications de la communauté benthique, ainsi qu'un suivi complet des actions de prélèvement réalisées.

À l'île de La Réunion, l'exploitation commerciale du **Goyavier-fraise** a fait l'objet d'une évaluation écologique menée par Minatchy *et al.* (2017). Après trois ans de mise en œuvre, des relevés floristiques ont été effectués sur des parcelles exploitées en forêt tropicale humide de montagne et sur des parcelles témoins. Des indices d'abondance-dominance ont été calculés ainsi que des degrés d'envahissement par le Goyavier.

Pour les projets d'exploitation commerciale, les études de marché sont en revanche plus largement disponibles (27 cas sur 34), tout comme celles visant à développer des processus de transformation (18 cas sur 34) ou encore celles sur les valeurs nutritives des espèces et leur contamination chimique (5 cas sur 34).

Les programmes d'incitation au prélèvement disposent généralement de données annuelles sur les captures, le nombre d'autorisations délivrées, mais plus rarement d'informations sur l'efficacité des prélèvements. Un exemple très complet est celui du programme d'éradication du **Ragondin** en Louisiane, dans le cadre duquel des bilans annuels des captures par type de milieu, méthode et par canton ont été établis pendant toute la durée du programme (2002-2012). En parallèle, des suivis des dommages ont été réalisés pour évaluer l'efficacité du programme (Hogue & Mouton 2012) (Figure 45).

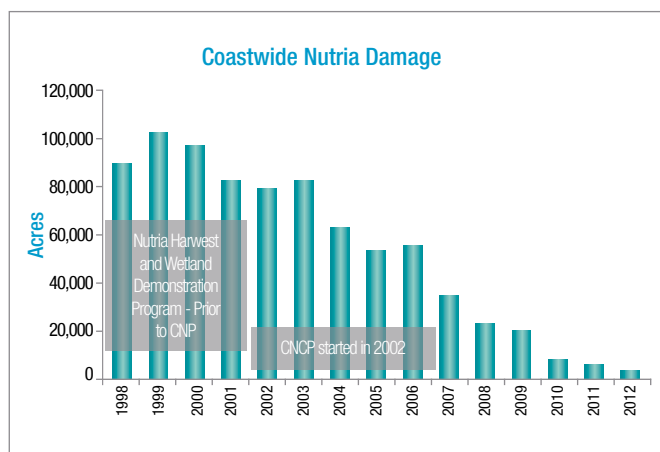


Figure 45. Suivi des dommages pour évaluer l'efficacité du programme d'éradication du Ragondin en Louisiane. D'après Hogue et Mouton, 2012.

Intégration dans une stratégie globale de gestion

D'une manière générale, les programmes d'exploitation économique restent encore rarement intégrés à des stratégies globales de gestion des EEE. Des efforts sont cependant réalisés, comme par exemple l'exploitation commerciale du **Poisson tête de serpent** (*Channa argus*) au Maryland, intégrée dans un plan de gestion national (*National control and management plan for members of the Snakehead family*, 2014) ou encore le programme de gestion des **carpes asiatiques** dans le lac Supérieur aux États-Unis, partie d'un programme plus large portant sur l'ensemble des invasions biologiques de ce grand plan d'eau (*Lake Superior Aquatic Invasive Species Complete Prevention Plan*).

Le *Sun Coral project* est également intégré dans une stratégie globale de gestion. Il comporte en effet plusieurs objectifs, dont la préservation et la restauration des milieux marins colonisés, la génération de revenus complémentaires pour les communautés locales, l'acquisition de connaissances sur la biologie et l'écologie des espèces, le développement de nouvelles méthodes de régulation, la sensibilisation et l'éducation à l'environnement et la contribution à la réglementation et à la mise en place d'une politique de prévention et de gestion des invasions de ces coraux (Creed *et al.*, 2017) (Figure 46 a et b).

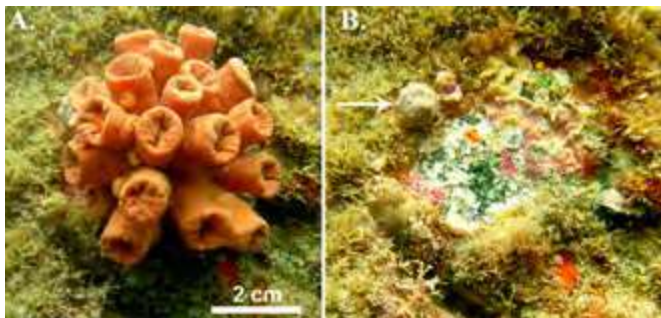


Figure 46 a et b. Un protocole de prélèvement manuel a été mis en place dans le cadre du *Sun Coral project*. Les collecteurs sont formés à la technique pour limiter les impacts des prélèvements sur d'autres espèces (par exemple, le gastéropode indiqué par une flèche sur la Figure 46b).

En Asie du Sud-Est, le programme FORIS (*Removing barriers to invasive species management in production and protection forest in Southeast Asia*) est implanté dans quatre pays (Cambodge, Indonésie, Philippines et Vietnam). L'exploitation commerciale des **mimosas exotiques** est intégrée dans une stratégie de gestion globale, qui intègre plusieurs objectifs, dont la mise en place de poli-

tiques nationales sur les EEE, la coopération interrégionale, la régulation des EEE en milieux forestiers, la communication, le suivi et l'évaluation des impacts des EEE.

Collaborations et types de partenariats

Sur les 39 projets de valorisation socio-économique recensés (incitation au prélèvement et exploitation commerciale confondues), 26 sont portés soit par une institution publique, une organisation non-gouvernementale ou un organisme de recherche, 12 par des entreprises privées (Figure 47). Un projet africain est porté par une coopérative de femmes. Les projets d'incitation au prélèvement sont exclusivement portés par des institutions publiques, et si l'on considère uniquement les projets d'exploitation commerciale, leurs principaux porteurs sont les entreprises privées, secondairement des institutions publiques et des ONG.



Figure 47. Principales catégories des porteurs de projets.

Des collaborations sont assez fréquentes et rapportées dans 28 cas sur 39. Celles entre institutions publiques et organismes de recherche sont les plus courantes (14 cas), suivies de collaborations entre États, institutions publiques et entreprises privées (quatre cas), ou entreprises privées et organismes de recherche (trois cas). Les ONG sont davantage impliquées dans le développement de projets de valorisation économique dans les pays du Sud, en lien avec des populations locales (production de biomasse et artisanat) (cinq cas en Afrique, un cas au Brésil, un cas en

Europe, un cas au Canada). Quatre projets impliquent plus de cinq catégories de partenaires (Institutions publiques, professionnels, organismes de recherche, ONG et collectivités locales). Des groupes de travail rassemblant ces différents acteurs sont également cités dans certains projets (Poisson-Chat en Virginie, Ragondin dans le Maryland, coraux du genre *Tubastraea* au Brésil).

Encadrement réglementaire

Les informations sur l'encadrement réglementaire des projets de valorisation socio-économique sont souvent difficilement accessibles. Force est de constater que, dans différents pays, certaines des EEE visées par les projets de valorisation ne font pas l'objet d'une réglementation très cohérente concernant leur utilisation et les usages. Par exemple au Canada, le **Crabe vert**, pourtant considéré dans ce pays comme une EEE, n'est pas interdit d'importation ni de transport, de possession et de remise à l'eau mais est simplement assujéti à des mesures de contrôle (Règlement DORS 2015-21). Le **Crabe chinois** au Royaume-Uni n'est pas non plus interdit d'importation. En France, la **Crépidule** et la **Palourde** japonaise n'ont pas de statut et ne sont soumises à aucune réglementation.

D'autres espèces sont plus strictement réglementées. Aux États-Unis, les **carpes asiatiques** sont par exemple interdites d'importation, de transport et d'introduction dans l'environnement (*Asian Carp Prevention and Control Act*). Le **Poisson à tête de serpent** est classé nuisible dans le Maryland, le Delaware, la Virginie, et Washington DC en vertu de la loi fédérale Lacey, qui interdit sans autorisation l'importation, l'exportation et le commerce entre les États (Figure 48).



Figure 48. Le Poisson à tête de serpent est classé nuisible dans certains états des États-Unis. © Brian Gratwicke

Pour la faune, la plupart des actions de prélèvement dans le milieu naturel nécessite des autorisations délivrées par les autorités (autorisations de capture, homologation de pièges, permis de pêche et de chasse, etc.). C'est le cas, par exemple, des carpes asiatiques dans les grands lacs américains, du **Poisson-chat bleu** en Floride, de l'**Écrevisse de Louisiane** en France et en Espagne. Dans d'autres pays, le prélèvement et la commercialisation des espèces sont autorisés, mais leur introduction dans le milieu naturel est interdite. C'est le cas pour les **écrevisses du Pacifique et de Louisiane** aux Pays-Bas (Koesse, comm.pers., in Delage, 2017).

Ces réglementations ne sont pas toujours homogènes au sein du même État. Le Royaume-Uni en est une bonne illustration : la pêche commerciale, la détention et le transport vivant de l'**Écrevisse du Pacifique** sont autorisés en Angleterre mais pas en Écosse ni au Pays de Galles. Ces réglementations ne sont pas toujours cohérentes entre pays limitrophes : au Portugal, l'exploitation commerciale (et notamment le transport d'individus vivants) de l'**Écrevisse de Louisiane** est strictement interdite, alors qu'elle est autorisée par l'administration centrale en Espagne et autorisée très ponctuellement en France. Ces hétérogénéités réglementaires conduisent parfois à des exploitations et introductions illégales de l'espèce.

Dans les pays membres de l'Union européenne, ces disparités réglementaires devraient être réduites avec l'application du Règlement européen n°1143/201 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des EEE préoccupantes pour l'Union européenne. Toutes les espèces inscrites sur la liste des espèces préoccupantes pour l'Union européenne (Règlement d'exécution (UE) 2017/1263) sont interdites de mise sur le marché, en plus des interdictions d'introduction dans le milieu naturel, de transport, de détention, d'élevage et de culture. Tout projet d'exploitation commerciale d'une EEE inscrite sur cette liste doit donc faire l'objet d'autorisations délivrées par la Commission (article 9 du Règlement européen n°1143/201).

Les réglementations encadrant certaines activités (pêche, chasse, etc.) ne sont parfois pas adaptées aux mesures de valorisation socio-économiques mises en place. C'est le cas du **Poisson-lion** dont la pêche au harpon est autorisée et encouragée dans certains pays des Caraïbes, mais seulement en apnée, alors que l'espèce est difficile à débusquer et nécessiterait une pêche en scaphandre autonome (Figure 49). Ce cadre réglementaire nuit ainsi au bon rendement de capture de l'espèce. Des difficultés d'identification des services de l'État compétents pour délivrer des autorisations d'exploitation commerciale sont également

rapportées pour le cas du *Sun Coral project* au Brésil. Les services du ministère de l'environnement et ceux du ministère de la pêche et de l'aquaculture se sont ainsi renvoyés mutuellement la responsabilité de la délivrance des permis d'exploitation et des autorisations de commercialisation, entraînant des discontinuités les actions de prélèvement, impactant les revenus des communautés locales et portant atteinte aux objectifs de régulation fixés (Creed *et al.*, 2017).



Figure 49. Capture de Poisson-lion à Saint-Martin. © RNN Saint-Martin

Sensibilisation, communication et formation

Sur les 39 projets recensés, seuls 12 indiquent réaliser des actions de sensibilisation auprès du grand public, des usagers ou des professionnels, soit 30 %. L'information n'est pas facile à obtenir, hormis pour les projets d'incitation au prélèvement, qui incluent tous un volet « sensibilisation ». Des campagnes de sensibilisation auprès des pêcheurs professionnels et du grand public ont été réalisées dans le cadre de l'exploitation commerciale du **Poisson-chat bleu** en Virginie, et un volet communication est proposé dans le plan de gestion du **Poisson tête de serpent** au Maryland. Concernant la flore, un volet communication et sensibilisation est intégré aux programmes d'exploitation des **mimosas exotiques** en Asie du Sud-Est (Programme FORIS).

Certains programmes organisent des sessions de formation et de sensibilisation. De telles actions sont indiquées dans le programme d'exploitation du **Typha** au Sénégal et en Mauritanie. Des formations permettant d'obtenir une certification sont également citées, comme le programme

de gestion des **carpes asiatiques** dans les grands lacs américains. La formation, à destination des pêcheurs professionnels, propose des techniques de manipulation sans danger des carpes asiatiques, la connaissance des modalités administratives (licence) et des techniques pour faire fonctionner en toute sécurité une flotte de pêche commerciale, comment collecter les données de la pêche et les transmettre à d'autres groupes d'intervenants.

Le *Sun Coral Project* au Brésil définit clairement des objectifs de sensibilisation aux invasions biologiques et enjeux environnementaux. Sur la période 2006-2016, 289 actions de sensibilisation ont été réalisées (interventions auprès de scolaires, formation d'agents de l'environnement, vidéos, posters, dépliants, stands lors de manifestations, visites guidées, ateliers de travail, etc.), touchant plus de 143 000 personnes (Creed *et al.*, 2017).

Dans le cadre du programme FORIS, des sessions de formations à destination d'étudiants ont été organisées au Cambodge (Figure 50), avec pour objectif principal la sensibilisation à la problématique des invasions biologiques, et la formation aux techniques de régulation de **Mimosa pigra**. 389 étudiants ont bénéficié de cette formation en 2016 (FORIS, 2016). Des actions de formation des pêcheurs sont mentionnées dans le projet d'exploitation commerciale de l'**Écrevisse de Louisiane** en France (Stolzenberg, 2016).



Figure 50. Exemple de formations dispensées dans le cadre du programme FORIS. © FORIS

Risques exprimés par les experts interrogés

Les experts interrogés dans le cadre du travail préliminaire réalisé par l'OIEau expriment de nombreuses inquiétudes vis-à-vis de pratiques de valorisation économique d'EEE. Quelques-unes sont présentées ci-contre.



Arne Witt, CABI, coordinateur des programmes sur les espèces exotiques envahissantes en Afrique et en Asie

« Favoriser l'utilisation des espèces exotiques engendre une « incitation perverse » : on vend une espèce exotique envahissante comme quelque chose de précieux et d'utile. L'exploitation commerciale peut faire partie intégrante d'une stratégie de gestion, mais n'aura pas d'impact si mis en place indépendamment, car elle n'a pas pour objectif d'épuiser la ressource. »



Stephanie Peay, School of Biology, Faculty of Biological Sciences, Université de Leeds, Royaume-Uni

« L'exploitation de l'Écrevisse du Pacifique est considérée comme l'une des incitations à de nouvelles introductions illégales. Des études ont montré de la surcompensation biologique suite à l'épuisement des stocks par piégeage, ainsi que des preuves d'afflux de l'espèce en provenance des zones adjacentes. »



Sonia Vanderhoeven,
Plateforme belge de la biodiversité

« Le risque est grand de glisser vers la création de besoins au-delà de ce que la gestion pourrait fournir. »



Richard Shaw,
CABI

« Notre expérience montre que l'exploitation commerciale des EEE peut être contre-productive si elle n'est pas très soigneusement gérée. »



François Tron,
Conservation International

« Exploiter commercialement une espèce exotique envahissante est susceptible :

- d'accroître l'intérêt à disposer de populations d'EEE denses et largement réparties, induisant plus d'impacts,
- d'augmenter l'opposition publique et industrielle au contrôle des EEE à faibles niveaux d'abondance et d'impacts,
- d'alimenter les conflits sociaux pour accéder à la ressource,
- de dérouter des financements publics environnementaux vers des projets à vocation économique dont la performance environnementale n'est pas toujours évaluée. »



Lennard Edsman,
Swedish University of Agricultural Sciences, Suède

« Les scientifiques en Suède ne préconisent pas du tout la commercialisation en tant qu'option de gestion des écrevisses exotiques. Ils sont contre. La réalité a prouvé qu'elle a favorisé la propagation et aggravé les effets négatifs, plutôt que de contrôler la propagation et de diminuer les impacts. »



Bram Koese,
Naturalis, Pays-Bas

« Aux Pays-Bas, la pêche commerciale existe pour les écrevisses exotiques (*Procambarus clarkii* et *Procambarus acutus*) et le Crabe chinois (*Eriocheir sinensis*). Je ne pense pas que les bénéfices écologiques constituent l'objectif principal de ces pêches, bien que certains pêcheurs le vendent de cette manière. »

■ BILAN DE L'ANALYSE DU PANORAMA INTERNATIONAL

Malgré le nombre relativement important de cas de valorisation socio-économique d'EEE recensés dans le cadre de ce travail, leur succès en matière de régulation de ces espèces reste à démontrer. Il n'existe en effet que très peu de données chiffrées pour étayer d'éventuels succès de réduction des populations d'EEE. Ce constat fait écho à celui déjà établi par Pasko et Goldberg en 2014. Peu de méthodes d'évaluation scientifique sont proposées et mises en place, et rares sont les projets accompagnés de recommandations ou de mises en garde envers certaines conséquences négatives. En parallèle, nombreux sont les experts à signaler des risques et des difficultés de mise en œuvre et de contrôle.

Malgré les connaissances déjà disponibles sur les risques associés à ces pratiques et le nombre très faible d'expériences concluantes, trop peu des projets actuels prennent en compte les différentes recommandations qui peuvent être formulées et trop rares sont ceux qui intègrent une stratégie globale de gestion des EEE (Tableau 4).

Des points positifs sont cependant à souligner, notamment la part importante de projets reposant sur des collaborations multi-partenariales, impliquant les services de l'État, les acteurs économiques et les instituts de recherche ou

encore les actions de sensibilisation sur la thématique des EEE qui émergent dans les plus récents projets.

Les projets consistant en des mesures incitatives doivent être différenciés de ceux portant uniquement sur une exploitation commerciale. En effet, pour les premiers, les principaux porteurs de projet sont des institutions publiques, en partenariat avec des organismes de recherche, des associations d'usagers et des collectivités. Ces projets sont intégrés dans des stratégies globales de gestion, affichent des objectifs de nature exclusivement écologique, sont tous accompagnés d'action de sensibilisation et font l'objet d'un suivi des actions, même si certaines données mériteraient d'être plus régulièrement collectées. Si dans la majorité des cas, leur intérêt écologique reste malgré tout à démontrer, les risques environnementaux sont moins élevés que ceux des projets d'exploitation commerciale.

L'implication des services de l'État et des chercheurs dans le cadrage et la définition des objectifs des initiatives projetées semble ainsi jouer un rôle primordial pour s'assurer de la meilleure réduction possible des impacts environnementaux des projets de valorisation socio-économique, mesures incitatives et exploitation commerciale confondues.



Tableau 4. Récapitulatif de quelques informations issues de l'analyse des cas d'études ayant servi pour dresser ce bilan.



La Jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) et la Laitue d'eau (*Pistia stratiotes*) sont deux espèces de plantes aquatiques flottantes dont l'esthétique très appréciée a été la principale cause de dissémination planétaire. Elles sont envahissantes dans la plupart des collectivités françaises d'outre-mer (ici, colonisation observée sur la commune de Saint-Gilles les Bains, île de La Réunion. © G. Peltre).



Actuellement en métropole, les deux espèces sont observées de manière épisodique dans certains milieux naturels mais résistent très rarement aux conditions climatiques hivernales. La prudence devrait conduire à une surveillance particulière de ces espèces et à des interventions organisées sur les éventuelles colonisations qui pourraient se produire durant l'été (ici, Jacinthe d'eau observée en 1998 sur un petit plan d'eau peu profond du golf de Seignosse (Landes) © A. Dutarte, et colonisation du contre-canal du Rhône par la Laitue d'eau en 2016 (Gard) © J.-P. Reygrobellet, Smage des Gardons).



Régulation de la jussie dans le parc naturel régional de Brière. © L. Béliet



Points de vigilance et proposition d'un cadre de réflexion

Les impacts constatés et les besoins de régulation des EEE représentent des sources importantes de difficultés pour les acteurs des territoires qui y sont confrontés. Si depuis quelques années, l'amélioration des connaissances scientifiques a contribué à mieux comprendre les causes de ces invasions, à mieux évaluer leurs impacts et à définir les moyens d'y remédier, les difficultés de régulation restent multiples, à la fois écologiques, économiques et politiques.

Les EEE largement répandues et abondantes localement constituent une biomasse renouvelable disponible en grande quantité. De fait, elles sont parfois envisagées comme une ressource nouvelle à exploiter, potentiellement sources de profit. Des projets d'exploitation économique d'EEE sont ainsi souvent présentés comme une solution « gagnante-gagnante » présentant à la fois des intérêts écologiques et économiques. Les nombreux exemples développés dans cette étude montrent que si des intérêts économiques sont parfois potentiellement avérés, les intérêts écologiques ne sont presque jamais évalués et les données quantifiées sur les rares succès restent très limitées. En revanche, de nombreux effets négatifs non désirés vont à l'encontre des objectifs de régulation des espèces ciblées, et plus largement de ceux des stratégies territoriales de gestion des EEE.

Ces effets négatifs comprennent :

- une augmentation des risques de dispersion et d'introduction involontaires (échappement lors du transport) ou volontaires (afin d'augmenter l'abondance de l'EEE dans le milieu naturel, voire en développer l'élevage ou la culture) ;
- des impacts sur les espèces non-ciblées et la transmission de pathogènes ;
- le maintien des populations d'EEE afin d'augmenter la rentabilité et de pérenniser la ressource ;
- la confusion entre valeur commerciale et valeur patrimoniale allant à l'encontre des objectifs de régulation des populations d'EEE (confusion donnant une image faussement favorable à ces espèces au grand public) et la création de conflits d'intérêts ;
- la privatisation des profits et la socialisation des coûts que la régulation de ces espèces continuera d'engendrer ;
- la création d'une dépendance économique.

Ainsi, le présent recensement de cas d'études montre que l'exploitation économique des EEE ne constitue pas une solution miracle aux difficultés de régulation des invasions biologiques. Pour minimiser les risques d'échec, l'exploitation économique des EEE doit s'intégrer dans une stratégie globale de gestion, laquelle doit s'appuyer sur des objectifs écologiques clairs et inclure nécessairement des actions de prévention des introductions dans le milieu naturel, de surveillance du territoire, d'acquisition des connaissances et de mobilisation de l'ensemble des acteurs concernés.



Les renouées asiatiques présentent des intérêts pour la valorisation agricole (compostage et méthanisation) et l'industrie pharmaceutique (extraction de resvératrol). © J.-P. Reygrobellet, Smage des Gardons.

Malgré les importants risques soulevés, des propositions de projets d'exploitation économique de certaines EEE émergent en France comme dans de nombreux autres pays et sont présentés comme des opportunités locales pour certaines catégories socio-professionnelles en difficulté économique. Dans les années à venir, il faut s'attendre à ce que le nombre de tels projets augmente et que ceux-ci concernent de plus en plus d'EEE, pour la plupart non réglementées. Il faut prévoir que certains d'entre eux présenteront très probablement des insuffisances de construction, voire des risques environnementaux ou des atteintes à la biodiversité non prévues.

À ce jour, des documents préalables (évaluation environnementale adaptée aux risques identifiés de dispersion dans les milieux naturels) sont exigés par le Règlement européen n°1143/2014⁹ pour mettre en œuvre des projets d'exploitation commerciale d'EEE. Mais cette réglementation environnementale très récente apparaît encore très largement méconnue et rarement prise en compte par les porteurs de projet, non appliquée et non contrôlée par les autorités publiques. De plus, elle ne s'applique qu'à un nombre très faible d'espèces (49 espèces inscrites sur la liste européenne en 2017).

Ainsi, les conséquences éventuelles sur l'environnement de telles exploitations ne sont pas identifiées et aucun éclairage n'est a priori disponible pour les décideurs et acteurs des territoires. C'est pourquoi un cadre de réflexion semble nécessaire pour **identifier de manière pertinente les enjeux et les risques des projets d'exploitation commerciale d'EEE**, avant leur mise en œuvre, afin de s'assurer de leur innocuité pour l'environnement.

Le cadre de réflexion et d'analyse préalable proposé ici vise à fournir un appui technique à toute structure qui serait amenée à donner un avis sur ce type de projet. Il ne doit pas être utilisé comme une grille rigide, mais propose de guider les réflexions concernant les enjeux de ces projets, en identifiant des points de vigilance permettant de s'assurer de l'absence de risques significatifs pour l'environnement et d'inciter à une évaluation rigoureuse de leur efficacité écologique.

Ce cadre de réflexion se présente sous la forme d'une liste de questionnements et de points de vigilance associés concernant :

- les connaissances relatives à l'espèce ciblée par le projet ;
- la définition des objectifs du projet et son intégration dans une stratégie globale de gestion des EEE ;
- l'identification, l'anticipation des risques et l'évaluation écologique du projet ;
- l'implication multi-acteurs et le choix des partenaires.

L'identification des points de vigilance obtenue en suivant ce catalogue de questions devrait permettre à l'examineur de faire émerger un avis circonstancié et argumenté. L'avis émis pourra être assorti de demandes complémentaires de précisions sur l'architecture générale, les objectifs, l'argumentaire développé et/ou les modalités concrètes d'actions du projet pour conforter une première évaluation.

Dans la configuration actuelle des questionnements ci-après, **aucune méthode de quantification simple de la qualité du projet s'appuyant directement sur les points de vigilance identifiés n'est proposée**. En effet, la diversité potentielle extrêmement élevée de projets dans ce domaine, ajoutée à la diversité des situations concrètes pouvant faire l'objet de tels projets d'exploitation commerciale, rend difficile voire risquée une proposition de quantification qui resterait nécessairement simplificatrice. Il devrait incomber à l'examineur lui-même de hiérarchiser les différents critères listés selon les connaissances dont il dispose sur la configuration du territoire, la situation créée par l'EEE concernée et les enjeux de son exploitation commerciale dans le cadre du projet.

9 • Article 9.4.f.g.h du Règlement (UE) n° 1143/2014 du 22 octobre 2014 ; article R. 411-40 §II / 6° du Code de l'environnement résultant du décret n°2017-595 du 21 avril 2017.

QUESTIONNEMENTS ET POINTS DE VIGILANCE

1 CONNAISSANCES RELATIVES À L'ESPÈCE CIBLÉE PAR LE PROJET

L'espèce est-elle exotique et envahissante ?

- Si l'espèce est déjà considérée comme exotique envahissante sur le territoire du projet, elle fait bien partie du processus d'analyse proposé. Si l'espèce n'est pas exotique, le projet doit être examiné dans un autre cadre.
- Si l'espèce n'est pas considérée comme exotique envahissante sur le territoire du projet mais qu'elle l'est sur un territoire limitrophe ou connecté (par exemple, sur un bassin versant voisin, dans un pays frontalier, voire dans une région biogéographique proche), elle est susceptible de le devenir sur le territoire cible. Dans ce cas, la stratégie de gestion la plus adaptée sur ce territoire consiste à analyser le risque, à intervenir précocement pour limiter l'expansion de l'espèce voire l'éradiquer.

Quelle est la répartition et l'abondance de l'espèce à l'échelle du territoire du projet ?

- La connaissance de l'aire de répartition de l'espèce visée sur le territoire concernant le projet constitue une base indispensable pour évaluer la pertinence du projet et pour son évaluation postérieure. La précision des informations fournies dans le projet sur cette répartition par rapport à l'ensemble des données disponibles pourra constituer un élément favorable de l'analyse. Si l'espèce est largement répandue ou localisée, en densité importante et facile à piéger ou collecter, l'exploitation économique peut constituer une méthode de régulation à examiner.
- En revanche, si l'espèce est largement répandue mais en faible densité, l'exploitation commerciale sera complexe à mettre en place et à rentabiliser. Si elle est présente de façon sporadique et en faible densité, l'exploitation commerciale, qui nécessite de collecter un nombre important d'individus pour obtenir des bénéfices financiers et une certaine rentabilité, n'atteindra pas ses objectifs et ne constituera pas une solution de régulation efficace. Dans ce cas, il est nécessaire de s'interroger sur la pertinence d'une exploitation économique.

L'espèce est-elle facilement identifiable ?

- Si l'espèce est difficile à identifier par les opérateurs de terrain (nécessitant par exemple des avis d'experts ou des analyses génétiques), il existe un risque important de confusion avec des espèces indigènes dont les populations pourraient être mises en danger par les actions d'exploitation économique.
- Si l'espèce est facilement reconnaissable, ne peut pas être confondue avec une espèce indigène, ces risques de confusion sont moindres et les contrôles de l'exploitation plus aisés.
- L'identification de l'espèce par les agents en charge de la police de l'environnement est indispensable pour toutes les actions de contrôle qui pourront être entreprises, sur le site d'exploitation, lors du transport, mais également sur les sites de vente (grandes surfaces, etc.). Si l'identification de l'espèce est complexe ou que les agents responsables des contrôles ne sont pas formés sur ce point, ou qu'il existe des possibilités de confusion avec une espèce indigène, les risques de non-respect des conditions de traçabilité et de détention confinée ainsi que d'exploitation illégale sont élevés (exploitation d'une espèce indigène par exemple). Dans ces cas, il peut être demandé à l'exploitant de se doter de clefs d'identification certifiées à présenter lors des contrôles, permettant aux agents de vérifier la conformité des lots.

L'espèce est-elle présente dans des sites difficiles d'accès ou sur des propriétés privées ?

- Si tel est le cas, le projet d'exploitation se heurtera à des difficultés d'accès à la ressource et/ou pourra provoquer un dérangement ou des impacts sur des espaces préservés. L'exploitation ne se fera que dans des zones accessibles pour la récolte et pour le transport du matériel collecté, ce qui ne permettra pas d'atteindre l'objectif annoncé de diminution des populations sur l'ensemble de l'aire de répartition. Dans le cas contraire, l'accessibilité sera un facteur positif pour la faisabilité de l'exploitation.
- Si l'espèce est présente sur le domaine privé, les autorisations d'exploitation risquent de ne pas être accordées et les prélèvements ne pourront pas être réalisés sur l'ensemble du territoire ciblé. L'inclusion dans le projet de modalités précises d'obtention de ces autorisations en domaine privé pourrait être considérée comme un critère favorable du projet. En leur absence, cette situation ne permettra pas d'atteindre les objectifs de diminution des populations et pourra engendrer des phénomènes de recolonisation à partir des zones non exploitées.

Quelles sont les capacités de dispersion de l'espèce ?

- La connaissance des capacités de dispersion de l'espèce est primordiale pour identifier le risque secondaire de dispersion que peuvent représenter les projets d'exploitation commerciale d'EEE. Si l'espèce dispose de fortes capacités de dispersion (directement corrélées à son mode et à ses capacités de reproduction), ce risque sera d'autant plus élevé et les mesures pour atténuer cette dispersion d'autant plus difficiles à mettre en œuvre. Ce risque est encore accru lorsque l'espèce cible est présente dans des biotopes présentant de nombreuses connections écologiques (par exemple, zones de couverture végétale permanente, zones humides, cours d'eau, etc.).
- Si les risques de dispersion sont élevés, il convient que chaque étape de l'exploitation (capture, transport, transformation, stockage, acheminement vers un point de vente, entrepôt et transport vers le lieu d'utilisation finale) n'augmente pas le risque de dispersion et que des mesures de confinement soient adaptées et mises en œuvre à chaque étape.

La dynamique des populations ciblées par le projet a-t-elle fait l'objet d'études préalables ?

- Connaître la dynamique des populations (fécondité, âge de la maturité sexuelle, taux de mortalité, stratégie démographique, etc.) de l'espèce est indispensable pour définir une stratégie de prélèvement permettant d'atteindre les objectifs écologiques fixés. Une pression de prélèvement insuffisante exercée sur une fraction des populations (par exemple, sur les plus gros individus ou sur un seul stade de reproduction) ou de l'individu (partie de plante) peut n'avoir aucun effet sur la dynamique de la population voire la stimuler (phénomène de surcompensation écologique). Les opérations d'exploitation commerciale peuvent ainsi être contreproductives ou ne pas avoir d'effet sur les populations de l'EEE cible.

L'EEE cible est-elle porteuse de parasites et/ou de pathogènes ?

- Si l'espèce peut véhiculer des parasites et/ou des pathogènes, son exploitation peut augmenter la dispersion de ceux-ci et impacter négativement les écosystèmes. Des mesures prophylactiques, en cas de risque avéré, doivent être prises dans l'ensemble de la chaîne de valorisation et au cours des différentes étapes de l'exploitation. En leur absence, l'exploitation augmentera très probablement la prévalence des parasites ou pathogènes.
- Une analyse des risques sanitaires de l'espèce cible est un prérequis avant toute exploitation commerciale.

QUESTIONNEMENTS ET POINTS DE VIGILANCE

2 OBJECTIFS DU PROJET ET INTÉGRATION DANS UNE STRATÉGIE GLOBALE DE GESTION

Le projet repose-t-il sur une étude de marché ?

- Une étude de marché identifie la rentabilité et la viabilité du projet et les facteurs qui pourront l'influencer. Dans le cas des projets d'exploitation commerciale des EEE, cette étude doit également fournir des éléments argumentés sur le modèle économique retenu (produits, méthodes de transformation, type de circuit de distribution, etc.) qui permettra de minimiser les risques écologiques du projet. En l'absence d'étude, l'action mise en œuvre ne garantit aucune viabilité économique du projet, ce qui risque d'empêcher l'atteinte des objectifs écologiques du projet, et de ne pas réguler l'espèce, voire de favoriser sa dispersion.

Une stratégie de « sortie » est-elle proposée dans le projet ?

- L'objectif principal devant rester la réduction des populations de l'EEE ciblée par le projet, celui-ci doit identifier et anticiper les conséquences de la diminution de l'EEE cible dans le milieu. Le terme de l'exploitation doit être anticipé et une stratégie de sortie est nécessaire pour remédier à la diminution de la rentabilité du projet qui interviendra obligatoirement lorsque les objectifs écologiques seront atteints. L'identification d'autres activités rémunératrices à développer pour remédier à la diminution de la ressource ciblée doit être réalisée avant toute mise en œuvre des projets. En leur absence, les risques de dépendance économique, de maintien des populations de l'EEE cible ou de leur dispersion sont très élevés. Les éléments constituant cette stratégie de « sortie » peuvent être à exiger auprès des porteurs de projet.

Les coûts de la mise en œuvre du projet sont-ils évalués ?

- Il est nécessaire de comparer les coûts et les bénéfices du projet d'exploitation commerciale à ceux des méthodes classiques de régulation. L'inclusion dans le projet d'une analyse coûts-bénéfices, qui consiste à évaluer l'écart entre le coût du projet et les bénéfices qu'il est susceptible de générer, peut être un élément très utile d'évaluation générale, éventuellement à exiger auprès des porteurs de projet. Si une analyse coûts-bénéfices est disponible, elle devra intégrer les gains et les pertes pour les milieux naturels, qui sont rarement pris en compte dans l'évaluation des biens et services marchands et plus difficiles à estimer. La réalisation correcte de cette analyse implique d'avoir identifié préalablement les risques environnementaux, sanitaires, économiques et sociaux du projet.
- Si les coûts du projet sont supérieurs à ceux des méthodes de régulation classiques, et/ou si l'analyse coûts-bénéfices est négative, il convient de s'interroger sur la pertinence d'une exploitation commerciale.

Les objectifs du projet sont-ils clairement exposés ?

- Il est primordial que les objectifs écologiques du projet (diminution des populations de l'EEE cible, amélioration de la diversité biologique du milieu par exemple) apparaissent comme prioritaires, réalistes et sincères.
- Si les objectifs du projet d'exploitation commerciale sont concentrés sur les intérêts économiques qu'ils peuvent générer, ou si des objectifs écologiques sont mentionnés mais n'apparaissent pas suffisamment précisés et étayés, ils n'auront pas ou très peu d'intérêt environnemental et ne constitueront pas une méthode de régulation des populations de l'EEE ciblée.

Le projet de valorisation économique est-il intégré dans une stratégie de gestion globale ?

- Une stratégie globale de gestion est nécessaire pour atteindre les objectifs de diminution des populations de l'EEE ciblée. Un projet d'exploitation commerciale ne peut pas être suffisant en lui-même pour atteindre ces objectifs. Intégrer le projet dans une stratégie plus vaste, élaborée en collaboration avec différents partenaires et comprenant des actions de prévention, de surveillance, de régulation et de sensibilisation, est nécessaire pour améliorer l'efficacité écologique et diminuer les risques sur l'environnement de l'exploitation commerciale.
- En l'absence d'une réelle stratégie globale de gestion, le projet s'inscrit uniquement dans un objectif individuel et opportuniste d'exploitation économique.

Le projet propose-t-il des actions de sensibilisation et de formation ?

- La formation du personnel et la sensibilisation à la problématique des EEE sont des moyens importants pour prévenir les risques des invasions biologiques : introductions et dispersions volontaires ou involontaires, transmission de pathogènes, etc. Pour le personnel opérant, elles permettent de mettre en œuvre des mesures spécifiques de biosécurité lors des opérations (décontamination et nettoyage du matériel, confinement des spécimens, identification des lots, etc.) et de diminuer les risques associés. En leur absence, les risques éventuels sur l'environnement seront plus élevés.

Le projet est-il accompagné d'une charte des bonnes conduites ?

- Une charte des bonnes conduites, établie avec l'ensemble des parties prenantes (entreprise privée, services de l'État, gestionnaires d'espaces naturels, collectivités, etc.), formalise des règles à respecter pour s'assurer d'un déroulement correct des opérations et de la bonne atteinte des objectifs écologiques du projet tout en réduisant les risques. Elle engage les porteurs de projet ainsi que les autres acteurs de la filière commerciale (transporteurs, transformateurs, vendeurs, etc.) et son respect peut conditionner les autorisations d'exploitation.

QUESTIONNEMENTS ET POINTS DE VIGILANCE

3 IDENTIFICATION, ANTICIPATION DES RISQUES ET ÉVALUATION ÉCOLOGIQUE DU PROJET

Les conséquences négatives potentielles du projet sont-elles identifiées et des moyens sont-ils proposés pour les anticiper ?

- Les conséquences négatives écologiques, économiques et sanitaires du projet d'exploitation commerciale doivent être clairement identifiées. Cette identification doit porter sur les impacts potentiels et avérés, temporaires ou permanents, sur la globalité du projet (sur tous les volets, tous les secteurs géographiques, du prélèvement dans le milieu naturel à la vente en passant par le transport et la transformation) et doit faire partie des éléments présentés avant le lancement du projet.
- Des moyens doivent être proposés pour anticiper et minimiser les risques identifiés afin de s'assurer de l'innocuité environnementale du projet et de retombées écologiques positives. Si des conséquences négatives écologiques déjà connues ne sont pas signalées, ou ne sont pas suffisamment précisées, et qu'aucun moyen n'est proposé pour les anticiper, la sincérité des objectifs environnementaux du projet est à remettre en cause et les risques écologiques sont d'autant plus élevés.

Existe-t-il des risques de dispersion de l'EEE dans des zones en dehors du projet ?

- S'il est connu que l'espèce peut être volontairement dispersée par l'homme (pêche, chasse, etc.), les risques de dispersion sont déjà importants et le seront d'autant plus si l'espèce représente une valeur marchande. De plus, si l'espèce est transportée vivante vers un site de transformation ou commercialisée vivante, ou que sa remise à l'eau est autorisée, les risques de dispersion ou d'introduction volontaires et involontaires sont élevés. Pour les végétaux il convient tout particulièrement d'être vigilant à la dispersion de propagules (graines ou fragments de végétaux pouvant se développer).
- Ce risque écologique est d'autant plus important que des zones adjacentes au projet ne sont pas encore colonisées par l'espèce. Il le sera encore plus si ces zones abritent des espèces indigènes menacées.
- Ces risques de dispersion sont à prendre en compte pour les pathogènes et les parasites dont l'EEE cible pourrait être porteuse.

Les lieux de prélèvement de l'espèce cible sont-ils identifiés précisément dans le projet ?

- La définition des sites de prélèvement, incluant une liste des parcelles (références cadastrales) avec une localisation géographique précise est indispensable pour délimiter le territoire concerné par le projet et évaluer l'efficacité des actions menées.
- L'inscription de ces références cadastrales dans un acte réglementaire (arrêté préfectoral par exemple) permet de contrôler que les actions sont bien menées sur les sites désignés et inclus sur le territoire du projet, de vérifier qu'il n'existe pas d'exploitation illégale et que l'ensemble des sites fait bien l'objet de prélèvements, conformément au plan de prélèvement fixé dans le projet.
- Afin d'éliminer tout risque de dispersion de l'espèce, l'aire de réalisation de l'exploitation commerciale devrait être limitée à l'aire de répartition de l'espèce.

Le mode d'exploitation remet-il en question l'état de conservation des espèces indigènes et/ou des milieux naturels ?

- Il convient de s'assurer du moindre impact environnemental des opérations. Ainsi des campagnes de piégeage intense, par la présence humaine sur le terrain ou les déplacements de véhicules pourraient engendrer un dérangement de la faune (en période de reproduction, de nidification, de repos, etc.), modifier le milieu (tassement des sols, augmentation de la turbidité des milieux aquatiques, etc.), et impacter négativement les populations d'espèces indigènes présentes.
- Pour les actions de piégeage, de capture ou tout autre mode de collecte, si les engins utilisés ne sont pas sélectifs (induisant un risque de capture d'espèces non ciblées et parfois menacées), le projet risque d'avoir des impacts négatifs sur la biodiversité. Si des techniques alternatives sont proposées pour limiter ce risque, elles ne pourront être acceptées que si elles ont fait l'objet d'une évaluation scientifique démontrant une réduction significative de ces impacts. Cette évaluation doit être impartiale. Les protocoles, travaux, analyses et conclusions doivent être validés, ou au moins appréciés, par un comité d'experts indépendants.
- Dans tous les cas, il convient de s'assurer que les engins et les périodes de pêche soient conformes à la réglementation.

Le projet propose-t-il des mesures de confinement, de prévention de la dispersion et de traçabilité des populations de l'EEE cible ?

- Ces mesures sont nécessaires pour prévenir les risques de dispersion des populations inhérents aux projets d'exploitation économique d'EEE. Leur absence peut conduire à un manque d'anticipation et à une augmentation accrue de ces risques, entraînant un échec dans l'atteinte des objectifs écologiques du projet. Des mesures rigoureuses, mises en place sur le terrain mais également sur les sites de transformation, de stockage et lors du transport, sont à appliquer dès le démarrage de l'exploitation. Leur présentation dans le projet pourra conditionner l'obtention de l'autorisation d'exploitation.
- Si l'espèce est transportée vivante, et que les sites de stockage, de transformation ou de conditionnement sont éloignés du site de prélèvement, les risques de dispersion et d'introduction volontaires et involontaires seront d'autant plus élevés. Il est souhaitable que l'ensemble de ces sites soit identifié dans des actes réglementaires (arrêtés préfectoraux) avant toute commercialisation et/ou transport.
- En l'absence de normes précisées dans le projet pour s'assurer des conditions de confinement de l'espèce dans les sites de conditionnement, de transformation et de stockage, il existe un risque de dispersion non négligeable et les actions de contrôle seront plus difficiles à mettre en œuvre.
- Les mesures d'identification et/ou de traçabilité des individus ou des lots permettent d'exercer des contrôles efficaces de l'exploitation commerciale. Ces normes peuvent être précisées dans des actes réglementaires (coordonnées de l'exploitant, itinéraire emprunté, numéro de lot, date et lieu de prélèvement, quantité, nombre d'emballages, etc.).

QUESTIONNEMENTS ET POINTS DE VIGILANCE

Des dispositifs de désinfection et de nettoyage du matériel pour éviter la dispersion de l'espèce et de maladies sont-ils prévus dans le cadre du projet ?

- Exiger la mise en application de protocoles de désinfection du matériel permet de diminuer le risque de dispersion involontaire de l'espèce, d'autres organismes ainsi que de pathogènes. Si aucun protocole de désinfection ou de nettoyage n'est proposé, ce risque est mal identifié par les porteurs du projet et des impacts négatifs et irréversibles sur l'environnement peuvent se produire.

Les prélèvements exercés sur l'espèce cible dans le cadre du projet concernent-ils l'ensemble de la population (ensemble des individus) ?

- Des études sur le type et le taux de prélèvement à mettre en œuvre pour faire diminuer la population de l'EEE cible sont nécessaires pour définir une stratégie de prélèvement qui permette d'atteindre les objectifs de régulation des populations concernées fixés dans le projet. Si les prélèvements se concentrent sur une seule classe d'âge ou de taille d'individus, sur un seul sexe ou sur un stade spécifique de développement ou de reproduction, il existe un risque d'inefficacité des actions de prélèvement, voire de surcompensation écologique.
- Ce risque de surcompensation écologique est d'autant plus élevé qu'il a été démontré par des études antérieures sur l'espèce cible ou des espèces taxonomiquement proches.
- Pour la flore, si les prélèvements ne concernent pas la totalité de l'organisme, les populations pourront se reconstituer à partir de propagules abandonnées sur le terrain et les objectifs de régulation des populations risquent de ne pas être atteints.
- L'existence d'une stratégie de prélèvement clairement définie doit conditionner la délivrance des autorisations d'exploitation.

Les conséquences écologiques potentielles font-elles l'objet d'une évaluation scientifique durant le programme ?

- L'évaluation scientifique et la diffusion régulière de données au cours de l'action (bilan des prélèvements, suivi de la répartition de l'espèce ciblée, évolution de la dynamique d'espèces non cibles et notamment de celles impactées par l'EEE, etc.) permettent de s'assurer du bon avancement du projet vers l'atteinte des objectifs écologiques et conditionnent le renouvellement de l'autorisation d'exploitation.
- Cette évaluation scientifique doit reposer sur des méthodes de suivi et des protocoles rigoureux. Leur établissement et leur mise en œuvre par des structures compétentes et indépendantes du porteur de projet permettent de s'assurer de leur fiabilité.
- Si les conséquences écologiques ne sont pas identifiées et qu'aucune évaluation n'est proposée, il est impossible de vérifier l'atteinte des objectifs écologiques (ni l'absence d'impacts négatifs) et le projet ne présente alors qu'un intérêt économique (à condition que celui-ci soit correctement démontré).

4 IMPLICATION MULTI-ACTEURS ET PARTENAIRES

Le projet implique-t-il plusieurs partenaires ?

- L'implication de l'ensemble des parties prenantes de la gestion des EEE dans le projet, dont les services de l'État, des établissements publics, des gestionnaires d'espaces naturels, des chercheurs, des collectivités, etc., permet d'exercer une vigilance sur les intérêts, les risques et l'atteinte des objectifs écologiques du projet d'exploitation économique. Si le projet n'est porté que par un seul acteur ou par des partenaires poursuivant uniquement des objectifs économiques, les objectifs écologiques risquent de ne pas être prioritaires ni même réellement pris en compte.

Le projet associe-t-il des établissements de recherche scientifique pouvant apporter leurs compétences en biologie et en écologie ou dans des disciplines faisant appel aux approches socio-économiques ?

- Les partenaires scientifiques (chercheurs universitaires par exemple), associés en toute indépendance au projet peuvent utilement contribuer à :
 - réaliser les études préalables au projet sur la biologie et la dynamique des populations de l'espèce ciblée ;
 - définir des protocoles de prélèvement et de suivi qui permettront d'évaluer correctement l'efficacité écologique du projet ;
 - évaluer les effets positifs et négatifs de l'exploitation commerciale sur des cortèges d'espèces non ciblées ;
 - participer aux évaluations socio-économiques du projet.
- L'absence de partenaires scientifiques dans le projet aura pour conséquence d'augmenter le risque de mauvaise définition des objectifs écologiques, de stratégie de prélèvement inadaptée et d'évaluation écologique insuffisante ou absente.

Les services de l'État ont-ils été contactés et sont-ils sollicités ?

- La sollicitation des services de l'État compétents en termes de biodiversité et de réglementation (DDT, AFB, ONCFS, etc.) est indispensable pour la réalisation de tels projets. Ils permettent notamment de vérifier que le projet s'insère bien dans un cadre réglementaire et qu'il n'est pas en contradiction avec les politiques environnementales et les stratégies territoriales, nationales et internationales.

■ ANNEXES

Panorama de cas d'études à l'international : méthodologie appliquée

Pour évaluer les intérêts et les risques de la valorisation socio-économique des EEE comme possibilité de régulation de ces espèces, un travail préliminaire visant à dresser un panorama de cas d'études documentés a été produit et a servi pour illustrer les propos contenus dans ce rapport. Sa réalisation a été confiée à l'Office international de l'eau, dans le cadre d'une convention de partenariat avec l'Agence française pour la biodiversité.

Il s'est agi d'identifier, en France, en Europe et dans d'autres pays industrialisés, des exemples de valorisation socio-économique d'EEE, prioritairement aquatiques. Des exemples d'espèces terrestres et des cas issus de pays émergents ont aussi été recherchés pour compléter l'analyse, à plus large échelle, de cette démarche. Des exemples de mesures incitatives sans objectif commercial (incitations au prélèvement et primes à la capture) ont également été explorés, pour pouvoir disposer d'éléments comparatifs entre ces deux types de valorisation socio-économique d'EEE.

L'objectif de cette première étape a été d'identifier pour chaque cas d'étude :

- le contexte du projet,
- les retombées positives,
- les conséquences négatives,
- les risques liés à la valorisation socio-économique des EEE aquatiques, à la fois pour les milieux naturels et pour les porteurs de projets.

Une recherche bibliographique et une enquête auprès de personnes ressources et d'experts européens et plus largement à l'international, ont permis de collecter ces informations. Ces interlocuteurs avaient été identifiés préalablement par le GT IBMA et certains avaient déjà été contactés en 2014 et 2015 dans le cadre de la réalisation de l'étude « Les stratégies de pays européens vis-à-vis des EEE en milieux aquatiques »¹⁰, réalisée par l'OIEau, en collaboration avec GT IBMA et l'Agence française pour

la biodiversité. D'autres interlocuteurs ont été identifiés et contactés au fur et à mesure de l'exploitation des informations récoltées : auteurs de publications, experts cités dans la littérature, etc.

Les interlocuteurs ont été contactés par courrier électronique. Le contexte et les objectifs de l'étude leur ont été présentés, et des questions leur ont été posées sur l'existence de projets de valorisation socio-économique d'EEE dans leur pays, leurs résultats sur la régulation des populations d'EEE, les modalités de contrôle des pratiques mises en place, l'implication d'organismes de recherche ou des services de l'État ainsi que le suivi de l'évaluation des impacts positifs et négatifs sur les écosystèmes.

Les informations collectées ont été restituées sous la forme de « fiches projets » décrivant chaque cas d'étude avec les éléments disponibles sur :

- l'EEE concernée,
- le territoire concerné,
- les nuisances causées par l'espèce,
- la nature, les objectifs et la place de la valorisation socio-économique dans la régulation des populations de l'EEE (activité principale ou complémentaire),
- le contexte du projet de valorisation socio-économique,
- le ou les porteurs de projet,
- le cadrage (réglementaire ou pas),
- les retombées positives et négatives du projet, d'un point de vue économique, social et écologique.

Ces éléments ont été rassemblés dans la mesure du possible, tous n'étant pas disponibles pour chaque cas d'étude.

La recherche bibliographique et l'enquête menée a permis de recenser 25 projets de valorisation socio-économique répartis dans 18 pays, portant sur 18 EEE. À partir des informations disponibles, 20 fiches « projet » ont pu être rédigées.

Une dizaine d'autres projets de valorisation sont cités dans cette publication et sont venus compléter le panorama de cas d'étude recensés par l'OIEau. Au total, 39 cas d'étude illustrent la présente publication.

10 • Delage, D., Katell, P. & Blanchard, Q. (2015). Les stratégies de pays européens vis-à-vis des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques. Volume 1 : Synthèse documentaire - 2015. Office international de l'eau. 76 pp.

■ BIBLIOGRAPHIE

- Admasu, D. (2008). Invasive plants and food security: the case of *Prosopis juliflora* in the Afar region of Ethiopia. En ligne sur : http://cmsdata.iucn.org/downloads/invasive_plants_and_food_security____final.pdf
- Allardi J., & Chancerel F. (1988). Note ichtyologique sur la présence en France de *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 308 : 35-37. <https://www.kmae-journal.org/articles/kmae/pdf/1988/01/kmae198830804.pdf>
- Arrignon, J., Laurent, P.J., Vey, A. (1998). *Pacifastacus leniusculus*, miracle ou fléau ? *L'astaciculteur de France*, n°55, juin 1998 : 6-12
- Atlantic Limpet Development (2017). Le Berlingot de mer ou crépidule. Consulté le 4 juillet 2017. <http://www.lacrepidule.com/>
- Baldwin, J., (1999). Kudzu cuisine: festive recipes to delight the adventurous and intrigue the skeptical, Suntop. Suntop, USA.
- Barrière, P., & Colyn, M. (2008). Quatrième mission d'expertise « Cerf rusa », novembre-décembre 2007, Nouvelle-Calédonie et Nouvelle-Zélande. Organisation et mise en place d'un schéma de gestion concertée des populations de Cerf rusa sur un massif provincial test. Étude de mise à disposition de la FFCNC d'un domaine provincial, avant projet de création d'un « Centre de régulation des gros gibiers ». Direction du développement rural, service des études et du développement local, département des études. 136 pp.
- 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 », 19 et 20 juin 2013. *Les rencontres de l'Onema*. 41 pp. <http://www.onema.fr/sites/default/files/brochure-ecrevisses.pdf>
- Bax, N., Williamson, A., Aguero, M., Gonzalez, E., & Geeves, W. (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy*, 27(4) : 313-323. [https://doi.org/10.1016/S0308-597X\(03\)00041-1](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(03)00041-1)
- Belhamiti, N., Gillier, J.-M., Le Floc'h, E., Porcher, N., & Mace, D. (2015). *Procambarus clarkii* sur le lac de Grand-Lieu : étude de sa population, efficacité et sélectivité de pêche, valorisation. AADPPMFEDLA, SNPN. 150 pp.
- Blanchard, M., Hamon D. (2006). Bilan du suivi de l'exploitation industrielle de la crépidule en Bretagne Nord (baies de Saint-Brieuc et du Mont Saint-Michel) 2002-2005. Rapport de fin de contrat AREVAL / Ifremer. 49 pp. <http://archimer.ifremer.fr/doc/2006/rapport-6301.pdf>
- Blottière, D., & Egal, F. (2017). Gestion du Raton laveur par l'association départementale des piégeurs agréés de la Gironde. Retour d'expérience de gestion rédigé dans le cadre des travaux du groupe de travail national Invasions biologiques en milieux aquatiques, Agence française pour la biodiversité et UICN France. 4 pp. http://www.gt-ibma.eu/wp-content/uploads/2017/11/rex1_ratons_laveur.pdf
- Bohman, P., Degerman, E., Edsman, L., & Sers, B. (2011). Exponential increase of signal crayfish in running waters in Sweden – due to illegal introductions? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (401) : 23. <https://doi.org/10.1051/kmae/2011040>
- Boisseaux, T. (2015). Propositions pour une politique de maintien et de développement de la pêche professionnelle en eau douce (No. 010030–02). Service de l'économie, de l'évaluation et de l'Intégration du développement durable, Commissariat général au développement durable, Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. 41 pp. <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/var/storage/rapports-publics/164000120.pdf>
- Borokini, T. I., & Babalola, F. D. (2012). Management of invasive plant species in Nigeria through economic exploitation: lessons from other countries. *Management of Biological Invasions*, 3(1) : 45–55.
- Branquart, E. (2010). Les espèces invasives: un nouvel enjeu pour la gestion de l'environnement dans les communes. Plateforme belge de la biodiversité, Site internet de l'Union des villes de Wallonie, http://www.uvcw.be/articles/33,108,227,227,3291.htm#_ftn3.
- Buckley, Y. M., Hinz, H. L., Matthies, D., & Rees, M. (2001). Interactions between density-dependent processes, population dynamics and control of an invasive plant species, *Tripleurospermum perforatum* (scentless chamomile). *Ecology Letters*, 4(6) : 551–558. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00264.x>
- Carlton, J. T., & Geller, J. B. (1993). Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* (New York, N.Y.), 261(5117) : 78–82. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17750551>

Caro, R., de Frutos, H., Kitwana, A., & Shen, A. (2011). Typha charcoal in Senegal: changing a national threat into durable wealth. Massachusetts Institute of Technology, *Technical Report*, (15.915) : 31.

Cerema Ouest, EDF, Carene et Conseil départemental 44 (2018). Étude exploratoire des conditions de mise en place d'une filière de valorisation des biomasses issues des chantiers d'arrachage de plantes invasives dans la Centrale EDF de Cordemais. In prep.

Collas, M., Millard, R., Fromaget, V., Lafon, S. (2005). Enquête sur le transport et la commercialisation des «écrevisses du Léman». Conseil supérieur de la pêche, Délégation régionale Champagne-Ardenne, Lorraine, Alsace. Brigade départementale des Vosges. 26 pp.

Collas, M., Julien, C., Monnier, D. (2007). La situation des écrevisses en France. Résultats des enquêtes nationales réalisées entre 1977 et 2006 par le Conseil supérieur de la pêche. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 386 : 01-38. <https://www.kmae-journal.org/articles/kmae/pdf/2007/03/kmae200738601.pdf>

Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (2004). La lettre du Léman 28, juin 2004. 6 pp. http://www.cipel.org/wp-content/uploads/2012/06/2004_28_fr.pdf

Coastwide Nutria Control Program (2016). Coastwide Nutria Control Program - Nutria.com. Consulté le 27 juin 2017. <http://www.nutria.com/site10.php>

Conde, A., & Domínguez, J. (2015). A Proposal for the feasible exploitation of the Red Swamp Crayfish *Procambarus Clarkii* in introduced regions. *Conservation Letters*, 8(6) : 440–448. <https://doi.org/10.1111/conl.12164>

Commission européenne (2013). Commission staff working document impact assessment accompanying the document Proposal for a Council and European Parliament Regulation on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52013SC0323&from=it>

Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Calédonie (2016). Opération mâchoires de cerfs et de cochons en 2016 - Brèves. Consulté le 27 juillet 2017. <http://www.cen.nc/breves/-/blogs/operation-machaires-de-cerfs-et-de-cochons-en-2016>

Collectif Le peuple des dunes en Trégor (2013). Lettre à la Présidente de la Commission des pétitions, Parlement européen. 7 pp. http://peupledesdunesentregor.com/IMG/pdf/04_2013_Mme_Mazzoni_Erminia_2_-2.pdf

Clark, P., Campbell, P., Smith, B., Rainbow, P., Pearce, D., & Miguez, R. (2008). *The commercial exploitation of Thames mitten crab: a feasibility study. Pilot project on the feasibility of commercially exploiting Thames Chinese mitten crabs* (Rapport pour le Department for Environment, Food and Rural Affairs No. DEFRA reference FGE). Londres, National History Museum. 274 pp. https://www.academia.edu/25793606/THE_COMMERCIAL_EXPLOITATION_OF_THAMES_MITTEN_CRABS_A_FEASIBILITY_STUDY_Pilot_Project_on_the_feasibility_of_commercially_exploiting_Thames_Chinese_mitten_crabs

Creed, J. C., Junqueira, A. D. O. R., Fleury, B. G., Mantelatto, M. C., & Oigman-Pszczol, S. S. (2017). The Sun-Coral Project: the first social-environmental initiative to manage the biological invasion of *Tubastraea* spp. in Brazil. *Management of biological invasions* 8(2) : 181-195. http://www.reabic.net/journals/mbi/2017/2/MBI_2017_Creed_etal.pdf

DAISIE (2009). Species accounts of 100 of the most invasive alien species in Europe. In *Handbook of Alien Species in Europe* (Vol. 3, pp. 269–374). Dordrecht: Springer Netherlands. https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-1-4020-8280-1_13

Delage, D. (2017). Valorisation socio-économique des espèces exotiques envahissantes comme outil de gestion - panorama d'expériences menées dans le monde. Office international de l'eau. 140 pp.

Diaz, J. H. (2015). Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) pose public health threats. *The Journal of the Louisiana State Medical Society: Official Organ of the Louisiana State Medical Society*, 167(4) : 166–171.

Dickson, T. (2014). Problems by the bucketful. Consulté le 27 juillet 2017. <http://fwp.mt.gov/mtoutdoors/HTML/articles/2014/IllegalIntroductions.htm#.WVJw0-lpzIU>

Direction générale de l'environnement du canton de Vaud (2017). Statistiques de pêche. Evolution de la pêche dans le lac Léman. État au 12/10/2017. 12 pp. https://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/themes/environnement/faune_nature/fichiers_pdf/peche/Leman_analyse_lac_C_P_T_O_B_20171012.pdf

Dorcas, M. E., Willson, J. D., Reed, R. N., Snow, R. W., Rochford, M. R., Miller, M. A., ... Hart, K. M. (2012). Severe mammal declines coincide with proliferation of invasive Burmese pythons in Everglades National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(7) : 24182422. <http://www.pnas.org/content/109/7/2418>

- Dubois, J.-P., Gillet, C., Michoud, M. (2006). Extension d'une espèce envahissante : suivi de la population d'écrevisse signal (*Pacifastacus leniusculus* Dana) au Léman à l'ouest de Thonon - les Bains, entre 2001 et 2005 - Impact de la pêche. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 382 : 45-56. <http://prodinra.inra.fr/record/17432>
- Dutartre, A., & Fare, A. (2002). Guide de gestion des proliférations de plantes aquatiques. Rapport Cemagref / Agence de l'eau Adour-Garonne, 121 pp.
- Edsman, L. (2015). Advice on commercial fishery of Signal crayfish in Scotland for the Scottish parliament. Uppsala, Sweden: Swedish University of Agricultural Sciences Faculty of Forestry Dept. of Wildlife, Fish, and Environmental Studies. 7 pp.
- Epstein, G., & Smale, D.A. (2017). *Undaria pinnatifida*: A case study to highlight challenges in marine invasion ecology and management. *Ecology and Evolution* 7: 8624-8642. <https://doi.org/10.1002/ece3.3430>.
- Faithfull, I., & Frankston, D. (2005). Why the fox bounty did not work. *Under Control*, 30 : 12–13.
- FDGDON de la Manche (2014). Programme départemental de lutte collective contre les rongeurs aquatiques (*ragondins* et *rats musqués*). FDGDON 50. 16 pp. <http://www.fdgdon50.com/medias/files/plaquette-rongeurs-aquatiques-a4-2014-02-15-1.pdf>
- FDGDON de l'Orne (2015). Primes à la capture. Consulté le 27 juin 2017. <http://www.fdgdon61.fr/nos-actions/primes-a-la-capture/>
- Fjälling, A., & Fürst, M. (1985). The introduction of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* into Swedish waters: 1969–1984. *Information from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm*, 8 : 1-29.
- Floc'h, J.Y., Pajot, R., & Mouret, V. (1996). *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) 12 years after its introduction into the Atlantic ocean. *Hydrobiologia* 326/327 : 217-222.
- FORIS (2016). FORIS : Removing barriers to invasive species management in production and protection forest in Southeast Asia. Newsletter. Novembre 2015 - Juin 2016, Issue 5. 4 pp. <https://www.cabi.org/Uploads/projectsdb/documents/33069/Newsletter%205.pdf>
- FranceAgriMer & AND Int. (2018). Étude sur la valorisation économique des espèces invasives d'eau douce en France. Présentation réalisée lors du Comité de pilotage final, 16 janvier 2018, 44 pp.
- Franke, J. (2007). The invasive species cookbook: conservation through gastronomy. Bradford Street Press.
- Frésard, M., & Ropars-Collet, C. (2014). Sustainable harvest of a native species and control of an invasive species: A bioeconomic model of a commercial fishery invaded by a space competitor. *Ecological Economics*, 106 : 1-11. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.06.020>
- Gargominy, O., Bouchet, P., Pascal, M., Jaffre, T., & Tourneur, J. C. (1996). Conséquences des introductions d'espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. *Rev. Eco. (Terre Vie)*, vol. 51 : 375-402.
- García-Berthou, E., Alcaraz, C., Pou-Rovira, Q., Zamora, L., Coenders, G., Feo, C. (2005). Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62 : 453–463. <https://doi.org/10.1139/f05-017>
- Garvey, J. E., Sass, G. G., Trushenski, J., Glover, D., Charlebois, P. M., Levensgood, J., ... others. (2012). Fishing down the Bighead and Silver carps: reducing the risk of invasion to the Great Lakes. Illinois Department of Natural Resources, Carbondale. 10 pp.
- Gaudé, A. (2012). Economic fishery from *Procambarus* introductions into Spain. *World Aquaculture*, 51–54.
- Geesing, D., Al-Khawlani, M., Abba, M. L., & others. (2004). Management of introduced *Prosopis* species: can economic exploitation control an invasive species. *Unasylva*, 217(55) : 36–44.
- Gollasch, S., & Nehring, S. (2006). National checklist for aquatic alien species in Germany. *Aquatic Invasions*, 1(4) : 245–269.
- Gollasch, S. (2011). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Eriocheir sinensis*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. www.nobanis.org
- Gourmand A. (2015). In Guillet F., Raymond R. et Renault O. Biodiversité et société en Seine-et-Marne. Conseil général de Seine-et-Marne. Edition Librairie des Musées, Deauville. 344 pp.
- Guédon G. (2017). Le Ragondin : stratégie de lutte et bonnes pratiques. 10^{ème} rencontre entre acteurs de la rivière, 23 octobre 2017. Polleniz, 31 pp. <http://www.semois-chiers.be/wp-content/uploads/2017/10/Ragondin-Gerald-GUEDON.pdf>

- Gunderson, J. (1998). Marketing Lamprey in Europe: a good news/bad news story. Consulté le 3 juillet 2017, http://www.seagrant.umn.edu/newsletter/1998/09/marketing_lamprey_in_europe_a_good_newsbad_news_story.html
- Gutiérrez-Yurrita, P. J., Martínez, J. M., Ilhéu, M., Bravo-Utrera, M. A., Bernardo, J. M., & Montes, C. (1999). The status of crayfish populations in Spain and Portugal. *Crustacean Issues*, 11 : 161–192.
- Harvey, R.G., L. Perez, & Mazzotti, F.J. (2015). Not seeing is not believing: Volunteer beliefs about Burmese pythons in Florida and implications for public participation in invasive species removal. *Journal of Environmental Planning and Management* 59(5): 789-807. <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09640568.2015.1040489>
- Hellsten, S., Dieme, C., Mbengue, M., Janauer, G. A., Hollander, N. den, & Pieterse, A. H. (1999). Typha control efficiency of a weed-cutting boat in the Lac de Guiers in Senegal: a preliminary study on mowing speed and re-growth capacity. In J. Caffrey, P. R. F. Barrett, M. T. Ferreira, I. S. Moreira, K. J. Murphy, & P. M. Wade (Eds.), *Biology, Ecology and Management of Aquatic Plants* (pp. 249–255). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-0922-4_35
- Henttonen, P., & Huner, J. V. (1999). The introduction of alien species of crayfish in Europe: A historical introduction. *Crustacean Issues*, 11 : 13–22.
- Hewitt, C.L., Campbell, M.L., McEnulty, F., Moore, K.M., Murfet, N.B., Robertson, B., & Schaffelke, B. (2005). Efficacy of physical removal of a marine pest: the introduced kelp *Undaria pinnatifida* in a Tasmanian Marine Reserve. *Biological Invasions* 7: 251–263. <https://eprints.utas.edu.au/9018/>
- Hogue, J., & Mouton, E. (2012). *Coastwide nutria control program 2011-2012*. Louisiana departement of wildlife and fisheries. 54 pp.
- Hurtado, N.S., Pérez-García, C., Morán, P., Pasantes, J.J. (2011). Genetic and cytological evidence of hybridization between native *Ruditapes decussatus* and introduced *Ruditapes philippinarum* (Mollusca, Bivalvia, Veneridae) in NW Spain. *Aquaculture*, Vol. 311 (1-4), p. 123-128
- Invasive species advisory committee (2014). Harvest incentives: a tool for managing aquatic invasive species (p. 5). Washington, DC: U.S. Department of the interior. https://www.doi.gov/sites/doi.gov/files/migrated/invasivespecies/isac/upload/ISAC_HarvestIncentives_WhitePaper_FINAL.pdf
- Jacoby, D., & Gollock, M. (2014). *Anguilla anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T60344A45833138. Consulté le 19 January 2018.
- Jackson D.A. (2002). Ecological effects of *Micropterus* introductions: the dark side of Black bass. In Phillip, D.P. & Ridgway, M.S. (2002). Black Bass: Ecology, conservation and management. *American Fisheries Society Symposium* 31 : 221-231. <http://stoppinginvasives.org/dotAsset/3141f57b-d6e0-4e19-8185-2dd2a17f73d5.pdf>
- Jeschke, J.M., Strayer, D.L. (2005). Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102 : 7198–7202. doi:10.1073/pnas.0501271102
- Johnson, B., Arlinghaus, R., Martinez, P. (2009). Are we doing all we can to stem the tide of illegal fish stocking? *Fisheries*, 34(8) : 389-394
- Keith, P., & Allardi, J. (1997). Bilan des introductions des poissons d'eau douce en France. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (344–345) : 181–191. <https://doi.org/10.1051/kmae:1997021>
- Keith, P., Persat, H., Feunteun, E., & Allardi, J. (2011). Les poissons d'eau douce de France. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris ; Biotope, Mèze, 552 pp. (Inventaires & biodiversité ; 1).
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., ten Brink, P., & Shine, C. (2009). Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). *Institute for European Environmental Policy (IEEP)*, 44 pp + annexes.
- Lambertucci, S. A., & Speziale, K. L. (2011). Protecting invaders for profit. *Science* (New York, N.Y.), 332(6025) : 35. <https://doi.org/10.1126/science.332.6025.35-a>
- Lambret, P. (2010). Capturer l'écrevisse de Louisiane : des améliorations techniques. *Espaces Naturels*, (29) : 41. <http://www.espaces-naturels.info/capturer-ecrevisse-louisiane-ameliorations-techniques>

- Laruelle, G.G., Regnier, P., Ragueneau, O., Kempa, M., Moriceau, B., Ni Longphuir, S., Leynaert, A., Thouzeau, G., & Chauvaud, L. (2009). Benthic–pelagic coupling and the seasonal silica cycle in the Bay of Brest (France): new insights from a coupled physical–biological model. *Mar Ecol-Prog Ser* 385: 15–32. <http://www.int-res.com/abstracts/meps/v385/p15-32/>
- Lesueur, M. (2002). Contribution à l'évaluation des interactions entre usages halieutiques : le cas du gisement classé de Sarzeau (Golfe du Morbihan). Rapport de fin d'études pour l'obtention du diplôme d'agronomie approfondie, spécialisation halieutique. Rennes, Ecole nationale supérieure agronomique de Rennes, Ifremer, Brest. 59 pp.
- Ministry of Agriculture and Forestry, Biosecurity New Zealand (2010). The commercial use of *Undaria pinnatifida* - an exotic Asian seaweed. MAF Biosecurity New Zealand information paper n°2010/02. <https://www.mpi.govt.nz/dmsdocument/19889-undaria-harvesting-policy-2010>
- Matsumoto, N. (2013). Have you ever tried to eat a feral pig? *The Atlantic*. Consulté le 11 juillet 2017, <https://www.theatlantic.com/national/archive/2013/07/have-you-ever-tried-to-eat-a-feral-pig/277666/>
- Ménez, F. (2015). *La parabole de la palourde : ontogénèse d'un attachement inter-spécifique dans la lagune de Venise : ethnographie de son récit biographique*. Thèse de doctorat en anthropologie sociale et ethnologie. École des Hautes études en sciences sociales, Université de Ca' Foscari, Paris. 500 pp. <http://www.theses.fr/2015EHES0665>
- Minatchy, J., Thomas, H., Baret, S. (2017). Liens entre la mise en place d'une filière d'utilisation d'une plante exotique envahissante et la conservation des milieux naturels : cas du goyavier *Psidium cattleianum* Afzel. ex Sabine à La Réunion (Myrtales : Myrtaceae). *Cahiers scientifiques de l'océan Indien occidental*, 8 : 29–40. <http://www.cahiers-wio.org/ojs/index.php/Cahiers-scientifiques-WIO/article/download/59/60>
- Moe, S. J., Stenseth, N. C., & Smith, R. H. (2002). Density-dependent compensation in blowfly populations give indirectly positive effects of a toxicant. *Ecology*, 83(6) : 1597–1603. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[1597:DDCIBP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1597:DDCIBP]2.0.CO;2)
- Moyle, P. B., & Light, T. (1996). Biological invasions of fresh water: Empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78(1) : 149–161. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)00024-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)00024-9)
- Muller, S. (coord.) (2017). Stratégie nationale relative aux espèces exotiques envahissantes. Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer, en charge des relations internationales sur le climat, Direction générale de l'aménagement, du logement et de la nature. 44 pp. http://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/17039_Strategie-nationale-especes-exotiques-invahissantes.pdf
- Nicholson, A. J. (1957). The self-adjustment of populations to change. Cold Spring Harbor Symposia on *Quantitative Biology*, 22 : 153–173. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.017>
- Normand, C. (2016). Louisiana Coastwide Nutria Control Program. Louisiana department of wildlife and fisheries. 31 pp. https://www.aswm.org/pdf_lib/louisiana_coastwide_nutria_control_program_normand_121516.pdf
- Núñez, M. A., Kuebbing, S., Dimarco, R. D., & Simberloff, D. (2012). Invasive Species: to eat or not to eat, that is the question. *Conservation Letters*, 5(5) : 334–341. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00250.x>
- Observatoire du milieu marin martiniquais (2017). Stratégie régionale de lutte contre l'invasion du Poisson-lion aux Antilles françaises. OMMM / DEAL Martinique. <https://www.poissonlion-antillesfrançaises.com/>
- Onema (2010). Le plan français de gestion de l'anguille, une réponse au règlement européen. Des mesures pour reconstituer la population d'anguilles européennes. 4 pp. <http://www.onema.fr/sites/default/files/plan-francais-anguille-version-courte.pdf>
- Pardini, E. A., Drake, J. M., Chase, J. M., & Knight, T. M. (2009). Complex population dynamics and control of the invasive biennial *Alliaria petiolata* (garlic mustard). *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 19(2) : 387–397.
- Parkes, J. P., Nugent, G., & Warburton, B. (1996). Commercial exploitation as a pest control tool for introduced mammals in New Zealand. *Wildlife Biology*, 2(3) : 171–177. https://www.researchgate.net/profile/John_Parkes2/publication/230800007_Commercial_exploitation_as_a_pest_control_tool_for_introduced_mammals_in_New_Zealand/links/57dc4b5308ae5292a379b190/Commercial-exploitation-as-a-pest-control-tool-for-introduced-mammals-in-New-Zealand.pdf

Parlement européen & Conseil de l'Europe (2014). Règlement (UE) n° 1143/2014 du Parlement européen et du Conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:JOL_2014_317_R_0003&from=FR

Pascal, M., Lorvelec, O., & Vigne, J.-D. (2006). *Invasions biologiques et extinctions: 11000 ans d'histoire des vertébrés en France*. Quae éditions. 350 pp.

Pasko, S., & Goldberg, J. (2013). Review of harvest incentives to control invasive species. *Management of Biological Invasions*, 5(3) : 263–277.

Pesaturo, J. (2014). Foraging Garlic Mustard, an edible invasive plant. Consulté le 27 juin 2017. <http://ouroneacrefarm.com/foraging-garlic-mustard/>

Poole, W., Rogan, G., & Mullen, A. (2007). *Investigation into the impact of fyke nets on otter populations in Ireland* (Irish Wildlife Manuals No. 27). Dublin, Ireland: National Parks and Wildlife Service, Department of Environment, Heritage and Local Government. 48 pp. <https://www.npws.ie/sites/default/files/publications/pdf/IWM27.pdf>

Piccin, L., & Danflous, J.-P. (2013). Le Goyavier-fraise à l'île de La Réunion : entre patrimoine culturel et patrimoine naturel ? *Food geography* (2) : 42-53. <http://www.food-geography.com/402/>

South Florida Water Management (2017). Python Elimination Program. Consulté le 19 décembre 2017. <https://www.sfwmd.gov/our-work/python-program>

Rahel, F. J. (2004). Unauthorized fish introductions: fisheries management of the people, for the people, or by the people? In *American Fisheries Society Symposium* (44) : 431–443. <http://www.uwyo.edu/frahel/pdfs/rahel-2004-1.pdf>

Rapoport, E.H., Raffaele, E., Ghermandi, L., Margutti, L. (1995). Edible weeds: a scarcely used resource. *Bulletin of the Ecological Society of America* (76) : 163–166.

Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* (6) : 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>

Reed, K.D. (2002). Culinary kudzu: recollections and recipes from growing up southern. Pecan street press, USA.

Robertson, A., Garcia, A. C., Quintana, H. A. F., Smith, T. B., Castillo, B. F., & Il, K. Reale-Munroe, JA Gulli, DA Olsen, JI Hooe-Rollman, ELE Jester, BJ Klimek, & Plakas, S.M. (2013). Invasive lionfish (*Pterois volitans*): a potential human health threat for ciguatera fish poisoning in tropical waters. *Marine Drugs*, 12(1) : 88-97.

Roman, J. (2004). Eat the Invaders! Green Gourmet. National Audubon Society 7. 6 pp. https://www.academia.edu/28129322/Eat_the_Invaders_

Rose, A. B., & Platt, K. H. (1987). Recovery of northern Fiordland alpine grasslands after reduction in the deer population. *New Zealand Journal of Ecology*, (10) : 23–33.

Rosenthal, E. (2011). Can't eliminate an invasive species? Try eating it. The New York Times. Consulté le 21 juin 2017. <https://www.nytimes.com/2011/07/10/science/earth/10fish.html>

Sarat, E., Mazaubert, E., Dutartre, A., Poulet, N., et Soubeyran, Y. (2015a). Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques. Connaissances pratiques et expériences de gestion. Volume 1 - connaissances pratiques. Onema. Collection Comprendre pour agir. 252 pp. <http://www.gt-ibma.eu/wp-content/uploads/2015/06/EEE-Vol1-complet.pdf>

Sarat, E., Mazaubert, E., Dutartre, A., Poulet, N., et Soubeyran, Y. (2015b). Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques. Connaissances pratiques et expériences de gestion. Volume 2 - Expériences de gestion. Onema. Collection Comprendre pour agir. 240 pp. <http://www.gt-ibma.eu/wp-content/uploads/2012/05/EEE-Vol2en-FR-complet18sept2016.pdf>

Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (2010). Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2010 et les objectifs d'Aichi. CDB-PNUE, 4 pp. <https://www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-FR.pdf>

Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., ... Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8 : 14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>

Snyder, M. (2017). Can we really eat invasive species into submission? *Scientific American*. Consulté le 19 mai 2017. <https://www.scientificamerican.com/article/can-we-really-eat-invasive-species-into-submission/>

- Soliño, L., Widgy, S., Pautonnier, A., Turquet, J., Loeffler, C. R., Flores Quintana, H. A., & Diogène, J. (2015). Prevalence of ciguatoxins in lionfish (*Pterois* spp.) from Guadeloupe, Saint Martin, and Saint Barthélemy Islands (Caribbean). *Toxicon: Official Journal of the International Society on Toxinology*, (102) : 62–68. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2015.05.015>
- Soubeyran, Y. (2008). Espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer. État des lieux et recommandations. Collection Planète nature. Comité français de l'UICN, Paris, France, 202 pp.
- Stolzenberg, N. (2016). Projet de mise en oeuvre d'action pour la connaissance, le contrôle et la valorisation commerciale de l'écrevisse de Louisiane par des pêcheurs professionnels. CONAPPED. 22 pp. http://www.gt-ibma.eu/wp-content/uploads/2016/06/presentation_STOLZENBERG_13GTIBMA_18mai2016.pdf
- Sundet, J. H., & Hoel, A. H. (2016). The Norwegian management of an introduced species: the Arctic red king crab fishery. *Marine Policy*, (72) : 278-284. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308597X16302330>
- Teletchea, F., & Le Doré, Y. (2011). Étude sur l'élevage des carpes dites chinoises en France et évaluation de leur possible reproduction naturelle dans les cours d'eau français. Université de Nancy. 92 pp.
- Touroult, J., Witté, I. et Thévenot, J. (2016). Construction d'un indicateur d'évolution de la distribution des espèces exotiques envahissantes en France métropolitaine. MNHN, rapport SPN 2016-90, Paris, 10 pp. http://spn.mnhn.fr/spn_rapports/archivage_rapports/2016/SPN%202016%20-%2090%20-%20Rapport_Indicateur_EEE_ONB.pdf
- Tsehaye, I., Catalano, M., Sass, G., Glover, D., & Roth, B. (2013). Prospects for Fishery-Induced Collapse of Invasive Asian Carp in the Illinois River. *Fisheries*, 38(10) : 445–454. <https://doi.org/10.1080/03632415.2013.836501>
- UICN France, MNHN, SFI & Onema (2010). La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Poissons d'eau douce de France métropolitaine. Paris, France. 12 pp. http://uicn.fr/wp-content/uploads/2009/12/Liste_rouge_France_Poissons_d_eau_douce_de_metropole.pdf
- UICN France (2015). Synthèse des assises nationales « Espèces exotiques envahissantes : vers un renforcement des stratégies d'action » - Orléans, 23, 24 et 25 septembre 2014. Paris, France. 77 pp. http://uicn.fr/wp-content/uploads/2015/11/Synthese_assises_nationales_EEE_2014.pdf
- US Fish and wildlife service (2016). Chesapeake Bay Field Office | Northeast Region, U.S. Fish and Wildlife Service. Consulté le 27 juin 2017. <https://www.fws.gov/chesapeakeenutriaproject/>
- Valo, M. (2016). Le Conseil d'État ne s'oppose pas à l'extraction de sable dans la baie de Lannion. Le Monde, 5 décembre 2016. http://mobile.lemonde.fr/planete/article/2016/12/05/le-conseil-d-etat-ne-s-oppose-pas-a-l-extraction-de-sable-dans-la-baie-de-lannion_5043741_3244.html?xtref=https://www.google.fr/
- Vann, M.G., (2003). Of rats, rice, and race: the great Hanoi rat massacre, an episode in French colonial history. *French Colonial History* (4) : 191–203.
- Williamson, M.-H., Fitter, A. 1996. The character of the successful invaders. *Biological Conservation*, 78 : 163-170.
- Wit, M. P. de, Crookes, D. J., & Wilgen, B. W. van. (2001). Conflicts of interest in environmental management: estimating the costs and benefits of a tree invasion. *Biological Invasions*, 3(2) : 167–178. <https://doi.org/10.1023/A:1014563702261>
- Witt, A. (2013). Use them and lose. Consulté le 4 juillet 2017. <https://cabiinvasives.wordpress.com/2013/07/17/use-them-and-lose/>
- Wittmann, A.-L., & Flores-Ferrer, A. (2015). Analyse économique des espèces exotiques envahissantes en France (Étude et documents N° 130). Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, Commissariat général au développement durable, Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. 132 pp.
- Zipkin, E. F., Kraft, C. E., Cooch, E. G., & Sullivan, P. J. (2009). When can efforts to control nuisance and invasive species backfire? *Ecological Applications*, 19(6) : 1585–1595. <https://doi.org/10.1890/08-1467.1>
- Zipkin, E. F., Sullivan, P. J., Cooch, E. G., Kraft, C. E., Shuter, B.J., & Weidel, B.C. (2008). Overcompensatory response of a smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) population to harvest: release from competition? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(10) : 2279–2292.

■ PRINCIPAUX SIGLES ET ACRONYMES

AFB : Agence française pour la biodiversité

APICAN : Agence pour la prévention et l'indemnisation des calamités agricoles et naturelles (Nouvelle-Calédonie)

CABI : Centre for Agriculture and Biosciences International

CEN : Conservatoire d'espaces naturels

CONAPPED : Comité national de la pêche professionnelle en eau douce

CNRS : Centre national de la recherche scientifique

DAISIE : Delivering Alien Invasive Species In Europe

DDE : Dichlorodiphényldichloroéthylène

DDT : Dichlorodiphényltrichloroéthane

DDT : Direction départementale des territoires

DEFRA : Department for Environment, Food & Rural Affairs (Royaume-Uni)

DREAL : Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement

EEE : Espèce exotique envahissante

EIFAC : European Inland Fisheries Advisory Commission

FDGDON : Fédération départementale de défense contre les organismes nuisibles

FREDON : Fédération régionale de défense contre les organismes nuisibles

FORIS : Removing barriers to invasive species management in production and protection forest in Southeast Asia

GT IBMA : Groupe de travail national « Invasions biologiques en milieux aquatiques »

HCB : Hexachlorobenzène

HCH : Gamma-hexachlorocyclohexane

Ifremer : Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

NOAA : National Oceanic and Atmospheric Administration (États-Unis)

OIEau : Office international de l'eau

ONCFS : Office national de la chasse et de la faune sauvage

Onema : Office national de l'eau et des milieux aquatiques

ONG : Organisation non gouvernementale

PCB : Polychlorobiphényles

RNN : Réserve naturelle nationale

UE : Union européenne

UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

■ DÉFINITIONS

Confinement : toute action visant à créer des barrières permettant de réduire au minimum le risque qu'une population d'une espèce exotique envahissante se disperse et se propage au-delà de l'aire d'invasion.

Espèce exotique envahissante : espèce exotique dont l'introduction ou la propagation s'est révélée constituer une menace pour la biodiversité et les services systémiques associés ou avoir des effets néfastes sur la biodiversité et lesdits services.

Espèce indigène (d'un territoire) : espèce présente naturellement à l'intérieur d'un territoire.

Introduction : déplacement par l'homme d'une espèce à l'intérieur de son aire de répartition naturelle, par le transport de n'importe quelle partie pouvant survivre puis se reproduire par la suite (gamètes, graines, spores, œufs ou autres propagules). Ce déplacement peut intervenir à l'intérieur d'un pays ou entre pays. Une « introduction in-

tentionnelle » est une introduction voulue et réalisée dans un but particulier (agriculture, sylviculture, élevage, restauration écologique, lutte biologique, chasse, pêche, loisirs, etc.). Une « introduction involontaire » est une introduction intervenant par accident du fait des activités humaines (via le fret maritime ou aérien, les eaux de ballast des navires, etc.).

Les espèces exotiques envahissantes sont reconnues comme l'une des principales causes de l'érosion de la biodiversité mondiale. Par leurs multiples impacts, elles menacent les espèces indigènes, les habitats naturels et les services rendus par les écosystèmes, mais également les activités économiques et la santé humaine.

Ces espèces représentent des sources importantes de difficultés pour les acteurs des territoires qui y sont confrontés : rythme d'introduction croissant, régulation constante et complexe à mettre en œuvre, dépenses publiques associées importantes. En parallèle, lorsqu'elles sont établies en milieux naturels, ces espèces peuvent parfois être envisagées comme des ressources commercialement exploitables : pêche, production de bois, extraction de composés pour l'industrie pharmaceutique, etc.

Cette démarche de valorisation socio-économique n'est pas sans risques pour les milieux naturels et soulève de nombreuses interrogations sur ses incidences possibles. Parmi ces questions figurent l'accroissement des risques de dispersion des espèces valorisées ou encore le maintien volontaire des populations de ces espèces dans les sites colonisés lorsqu'elles deviennent un enjeu commercial.

Conduite dans le cadre du groupe de travail national « Invasions biologiques en milieux aquatiques » (GT IBMA), coordonné par le Comité français de l'UICN et l'Agence française pour la biodiversité, cette étude illustrée de nombreux exemples fait le point sur les enjeux et les risques de la valorisation socio-économique des espèces exotiques envahissantes établies dans les milieux naturels. Des points de vigilance et un cadre de réflexion sont proposés afin d'accompagner toute structure qui serait amenée à émettre un avis sur de tels projets, notamment les services de l'État et des collectivités locales.

Avec le soutien de :



www.uicn.fr



www.gt-ibma.eu

**AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ**

ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT

www.afbiodiversite.fr