

**LES ESPÈCES MARINES ENVAHISSANTES AUX ÎLES-DE-LA-MADELEINE :
ANALYSE DES MÉTHODES DE GESTION DU CRABE VERT ET DU TUNICIER**

Par

Stéphanie Blondin

Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de
l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env)

Dirigé par Monsieur Réjean de Ladurantaye

CENTRE UNIVERSITAIRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, 21 mai 2011

SOMMAIRE

Mots clés : espèces envahissantes, écosystème, vecteur d'introduction, méthode de contrôle, éradication, crabe vert européen, tunicier, plan d'action, intervention

Des espèces exotiques sont retrouvées sur tous les continents et les écosystèmes ne sont plus aussi diversifiés qu'ils ne l'étaient auparavant, car celles-ci se propagent à un rythme alarmant et causent des impacts négatifs à la flore et la faune indigènes. Les écosystèmes marins sont particulièrement sensibles à cette problématique grâce à l'absence de contrôle des nombreux vecteurs d'introduction. L'archipel des Îles-de-la-Madeleine, déjà envahi par le crabe vert *Carcinus maenas* et différentes espèces de tuniciers, démontre un degré de vulnérabilité face à ce phénomène en raison de son isolement et de sa faible superficie.

La lutte contre ces espèces nécessite une préparation considérable de la part des intervenants ainsi que la réalisation d'une étude pour déterminer le meilleur plan d'action. Les méthodes de gestion, soit de contrôle ou d'éradication, doivent être appropriées aux conditions de la région infestée et efficaces en vue d'obtenir des résultats satisfaisants et diminuer les risques de réintroduction.

L'objectif principal de cet essai est d'évaluer les différentes solutions proposées afin de mettre en évidence les techniques les plus adéquates. Pour ce faire, celles-ci ont été pondérées en fonction de critères d'efficacité et de risques à l'aide d'un tableau d'analyse. Toutefois, la sélection de la technique ne suffit pas. Certaines conditions d'application doivent être rencontrées dans le but d'assurer le taux d'efficacité maximale de l'intervention ou du plan d'action.

Les résultats de l'analyse ont pu démontrer que les techniques de contrôle manuel, soit le contrôle physique, sont plus appropriées à la situation des Îles compte tenu de la fragmentation des populations d'espèces invasives identifiées dans la région. Par ailleurs, afin d'atteindre les objectifs fixés par les intervenants, il est recommandé d'appliquer conjointement plusieurs méthodes et d'assurer une surveillance exhaustive au cours de l'intervention ainsi qu'un suivi à long terme suite à celle-ci.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur d'essai, Monsieur Réjean de Ladurantaye, pour sa collaboration et le temps qu'il m'a consacré tout au long de la réalisation de ce projet. Il a su me conseiller et j'ai grandement apprécié son soutien. J'aimerais remercier Madame Judith Vien pour sa disponibilité et les nombreuses questions auxquelles elle a répondu au cours de la session.

De plus, merci à mes contacts d'avoir partagé des informations très précieuses avec moi. Ces documents se sont avérés d'une importance essentielle à cet ouvrage.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 ESPÈCES, PROPAGATION ET IMPACTS	4
1.1 Situation globale	4
1.1.1 Introduction aux espèces envahissantes	4
1.1.2 Les vecteurs d'introduction	8
1.1.3 Les impacts potentiels	12
1.2 La situation des Îles-de-la-Madeleine.....	16
1.2.1 Description du crabe vert européen	17
1.2.2 Description du tunicier	20
1.2.3 Les voies d'entrées.....	25
1.2.4 Les enjeux et répercussions	26
2 CONTRÔLE ET ÉRADICATION	30
2.1 Les mécanismes de contrôle	30
2.2 La mise en œuvre du plan d'action des Îles-de-la-Madeleine.....	32
2.3 Les techniques existantes.....	36
2.3.1 La prévention.....	36
2.3.2 Les stratégies opposées	39
2.3.3 Le contrôle du crabe vert	40
2.3.4 Le contrôle du tunicier	48
3 ANALYSE DES TECHNIQUES	56
3.1 Élaboration des critères	56
3.1.1 Exemples de cas de réussite	56
3.1.2 Conditions idéales	57
3.1.3 Critères d'évaluation des méthodes.....	59
3.1.4 Méthodologie.....	60
3.2 Application des critères.....	63

3.2.1	Le crabe vert.....	63
3.2.2	Le tunicier.....	66
4	ÉLÉMENTS DE PROJECTION	70
4.1	Les changements climatiques.....	70
4.2	Le trafic maritime	72
4.3	Le tourisme.....	72
5	PISTE DE SOLUTIONS ET SUGGESTIONS	74
	CONCLUSION.....	77
	RÉFÉRENCES	79

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1 Le crabe vert européen <i>Carcinus maenas</i>	17
Figure 1.2 Identification des baies et lagunes des Îles-de-la-Madeleine.....	18
Figure 1.3 Structure des tuniciers solitaires (gauche) et coloniaux (droite).....	22
Figure 1.4 Identification des sites de détection des tuniciers.....	24
Figure 2.1 Liste des méthodes de contrôle physique, biologique et chimique	55
Tableau 3.1 Définition des critères d'évaluation	62
Tableau 3.2 Analyse et priorisation des techniques de contrôle du crabe vert	64
Tableau 3.3 Analyse et priorisation des techniques de contrôle du tunicier.....	67

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

ACIA	Agence canadienne d'inspection des aliments
ARLA	Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
CCMPA	Conseil canadien des ministres des pêches et de l'aquaculture
CEARA	Centre d'expertise pour analyser des risques aquatiques
CeMIM	Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
MDDEP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs
MPO	Ministère des Pêches et des Océans
PPEEE	Programme de partenariat sur les espèces exotiques envahissantes
PRP	Projet de recherche sur les politiques
OMI	Organisation maritime internationale
TBT	Tributylétain
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
ZIP	Zone d'intervention prioritaire (Comité ZIP)

LEXIQUE

Cambium	Tissu vasculaire végétal se trouvant dans les racines et les tiges de certains types de plantes.
Eurytherme	Se dit d'un organisme ayant la capacité de s'adapter à une grande variation de température.
Hémocoèle	Large cavité interne de certains organismes qui est remplie de sang.
Poïkilotherme	Se dit d'un organisme dont la température corporelle est variable.
Propagule	Organe de reproduction chez les végétaux.
Zoïde	Individu qui compose les organismes coloniaux.

INTRODUCTION

Il y a plusieurs centaines de millions d'années, la Terre n'était guère telle que nous la connaissons aujourd'hui; les terres entraient en collision et se fracturaient pour ainsi former les continents et les supercontinents. Ces événements de rifts continentaux justifient la présence d'espèces apparentées retrouvées dans des régions éloignées et même sur des continents différents (Tazmania Parks and Wildlife Services, 2008). À l'heure actuelle, la migration intercontinentale naturelle des espèces se voit beaucoup plus restreinte en raison des vastes distances à parcourir. Cependant, l'Humain est responsable de l'introduction intentionnelle et même accidentelle d'un grand nombre d'espèces sur des terres étrangères et doit maintenant en gérer les conséquences.

Les espèces ont été introduites notamment dans le but de diversifier et de fortifier le commerce sans que les risques associés à de telles opérations aient préalablement été examinés. Par exemple, l'archipel Haida Gwaii, situé au large de la côte de la Colombie-Britannique, fait présentement face aux impacts causés par certaines espèces telles que le raton laveur et le cerf mulot introduits pour le commerce de la fourrure et la chasse. Les espèces indigènes des îles de l'archipel sont alors exposées à la prédation et à la compétition par ces espèces (Golumbia, 1999). Cette capacité de s'établir hors de leur écosystème, d'assurer leur distribution et la dynamique de la population sont des traits associés aux espèces dites exotiques. Bien qu'elles puissent être introduites par les activités humaines, ces espèces exotiques possèdent également l'habileté de migrer hors de leur zone naturelle de distribution afin de s'implanter dans un nouveau milieu. Celles-ci deviennent problématiques lorsqu'elles deviennent envahissantes (Environnement Canada, 2008a).

Les espèces exotiques envahissantes sont considérées comme l'un des plus grands dangers pour la biodiversité par l'Union mondiale pour la nature (Environnement Canada, 2004a). Par ailleurs, la propagation de celles-ci affecte également la population humaine et leurs activités économiques et sociales. Les milieux éloignés, tels que les îles, sont fragiles et plus susceptibles aux invasions biologiques des espèces envahissantes en raison de la diversité génétique qui y est réduite (Molles, 2005). Différentes méthodes de gestion ont été élaborées dans le but de détecter, prévenir et contrôler les envahissements. Cependant, il est important d'agir rapidement, car lorsque la capacité porteuse de la population est atteinte, il devient très difficile d'agir (Ricciardi, 2009).

L'essai portera sur la problématique des espèces marines envahissantes retrouvées dans la région des Îles-de-la-Madeleine, située dans le golfe du Saint-Laurent. L'objectif principal est d'analyser les différentes techniques de gestion, soit de contrôle et d'éradication, applicables aux espèces les plus néfastes des Îles, le crabe vert européen et les tuniciers envahissants, à l'aide de critères d'évaluation qui seront élaborés. Une étude comparative de ces techniques pourra ainsi être réalisée afin de discerner les plus efficaces en fonction de ces derniers.

En plus de peindre un portrait de la situation particulière des Îles et les impacts causés par ces espèces, l'essai vise à évaluer l'importance des facteurs liés à l'expansion potentielle et l'étendue des populations de crabe et de tunicier et à analyser les impacts de ces facteurs sur la distribution future de ces espèces. Les résultats de l'analyse des méthodes et des vecteurs d'expansion des espèces seront présentés afin d'offrir des pistes de solutions potentielles pour la lutte contre les invasions biologiques.

Afin de réaliser une étude approfondie, l'essai sera fondé sur des faits et des connaissances scientifiques provenant de sources officielles et reconnues telles que les systèmes d'archivage et les maisons d'édition d'articles scientifiques ainsi que les sites des ministères et d'organismes liés à la problématique. Une revue de la documentation permettra de réaliser une description globale des espèces envahissantes, de leurs impacts et des voies d'entrée de celles-ci ainsi que d'introduire le lecteur aux enjeux qui y sont associés.

La problématique générale des espèces invasives sera décrite. Par la suite, le cas spécifique des Îles-de-la-Madeleine sera présenté à l'aide de documents officiels du Comité ZIP (Zone d'intervention prioritaire) des Îles, de publications scientifiques et de documentation partagée par les ministères et d'experts dans le domaine. Une description de chacune des deux espèces, de leurs interactions avec le milieu ainsi que les vecteurs d'introduction propres à celles-ci sera élaborée. Cette section comprendra également une présentation des conséquences qui résultent de ces invasions biologiques, au niveau environnemental, social et économique.

Subséquentement, les mécanismes de contrôle mis en place au niveau national en vue de prévenir les introductions accidentelles ainsi que les techniques de contrôle et d'éradication applicables au crabe vert européen et aux tuniciers seront recensés et décrits. Une analyse préliminaire par critères d'évaluation sera également effectuée pour

ces techniques. Ces critères seront basés sur les facteurs de réussite de contrôle et d'éradication des espèces, les éléments clés de succès de la technique spécifique, son efficacité ainsi que son applicabilité à la situation des Îles. Cette étude ne tiendra compte que de l'efficacité et des risques associés à l'application des techniques.

En outre, une analyse de plusieurs facteurs influençant l'expansion et la distribution des espèces marines envahissantes sera réalisée. Ceux-ci pourraient représenter des risques importants dans la prolifération des espèces exotiques. L'analyse permettra ainsi de tirer des grandes conclusions quant à l'importance de ces facteurs et aux implications qu'ils entraînent au niveau de la gestion des invasions biologiques.

À la lumière des résultats de ces analyses, il sera possible de proposer quelques réflexions ou considérations à prendre lors de l'élaboration d'un plan d'action contre les espèces envahissantes et de la sélection d'une méthode de contrôle ou d'éradication. Un survol des résultats obtenus et des grands thèmes traités dans cet essai sera effectué en conclusion.

1 ESPÈCES, PROPAGATION ET IMPACTS

Un grand nombre de pays font face aux invasions biologiques des espèces exotiques envahissantes. Celles-ci menacent la biodiversité des écosystèmes terrestres et aquatiques et affectent également les activités de la société (Environnement Canada, 2004a). Néanmoins, les espèces introduites ne possèdent pas toutes les qualités d'un envahisseur et plusieurs facteurs doivent être considérés lors de l'évaluation des dangers de propagation d'une espèce et des impacts qui en sont reliés. Effectivement, alors que certains facteurs facilitent leur établissement au sein de nouveaux milieux, d'autres agissent en tant qu'inhibiteur. Les écologistes ont classé les invasions en deux différentes catégories. Les invasions naturelles impliquent une migration à petite échelle et une expansion de l'aire naturelle de distribution de l'espèce. Ce phénomène écologique prend place depuis l'évolution des espèces, mais se produit à un rythme relativement lent (Ricciardi, 2009; University of California, 2009). Les invasions assistées nécessitent un déplacement artificiel de l'espèce, généralement sur une plus longue distance, par les activités humaines (Ricciardi, 2009). Le présent chapitre exposera une description générale de la problématique des espèces invasives et peindra un portrait du cas spécifique des Îles-de-la-Madeleine.

1.1 Situation globale

L'introduction ou la migration d'une nouvelle espèce ne garantit en aucun cas le potentiel envahisseur de celle-ci. Une invasion biologique ne se produit que lorsque l'espèce s'est établie avec succès au-delà de sa niche écologique (*ib.*). Les éléments qui caractérisent les espèces invasives, les différentes voies d'introduction et les impacts causés par leur prolifération seront présentés dans cette section.

1.1.1 Introduction aux espèces envahissantes

La perche du Nil est une espèce aquatique envahissante très reconnue. Au cours des années 50 et 60, des centaines d'individus ont été introduits dans le lac Victoria, situé dans la République d'Ouganda, par les colonies britanniques afin d'accroître la productivité de l'industrie de la pêche de la région. La croissance considérable de la population a entraîné des répercussions désastreuses sur la biodiversité de cet écosystème lacustre. Cette introduction a causé la perte massive de nombreuses espèces de poissons dont la perche se nourrissait incluant différentes espèces de cichlidés

(Pringle, 2005). Le kudzu, plante grimpante originaire d'Asie, a été introduit aux États-Unis il y a plus de 100 ans en tant que pâture pour le bétail, plante décorative ainsi que pour contrôler l'érosion des sols. Grâce aux conditions favorables à sa reproduction, ce végétal s'est propagé intensivement et se retrouve maintenant dans tout l'Est du pays. En plus d'étouffer les autres plantes avec lesquelles le kudzu interagit, il est à la source de la disparition de terres cultivables et leur exploitation (Environnement Canada, 2010a).

Outre la perche du Nil et cette plante vivace, de nombreux cas d'introduction d'espèces exotiques sont connus et signalés, mais ceux-ci ne représentent pas tous une invasion biologique. Par exemple, des piranhas ont été retrouvés à plusieurs reprises dans le lac Érié, cependant, les individus n'ont pas réussi à s'établir dans cet habitat étranger (Ricciardi, 2009). De plus, un grand nombre d'espèces allogènes sont retrouvées dans les pays à des fins d'agriculture et d'élevage et celles-ci apportent de nombreux avantages à la société (NISC, 2011). Conséquemment, la simple introduction d'une espèce ne mène pas inévitablement à une prolifération invasive. Selon la règle générale '*tens rule*' élaborée par Williamson et Fitter du département de biologie de l'Université de York en 1996, 10 % des espèces importées seront retrouvées dans la nature, 10 % de ces espèces introduites réussiront à s'établir dans le nouveau territoire et 10 % de celles-ci deviendront des envahisseurs (Williamson and Fitter, 1996).

Selon Williamson et Fitter, plusieurs séries d'éléments influencent les invasions biologiques soit le taux de dispersion de propagules, la capacité d'une population de survivre et de proliférer hors de sa niche écologique ainsi que les facteurs influant sur la densité locale de cette population (Williamson and Fitter, 1996). La compréhension des paramètres définissant les espèces envahissantes est cruciale à l'identification de celles-ci. Une espèce exotique invasive est une espèce non indigène introduite dans un nouveau milieu dans lequel sa prolifération ne peut être contrôlée et implique des impacts négatifs importants au niveau écologique, environnemental, économique et social. Une fois établies dans le biotope, les espèces envahissantes soumettent les autres populations animales ou végétales à de puissantes interactions de compétition, de prédation, de parasitisme et peuvent également agir en tant que vecteur d'agents pathogènes (Environnement Canada, 2004a).

Afin d'obtenir le titre d'envahisseur, une espèce doit surmonter les quatre différentes barrières au succès d'une invasion biologique. La première est une barrière géographique,

telle que la présence d'une chaîne de montagnes ou d'un océan qui rend la migration naturelle de l'espèce beaucoup plus difficile (Ricciardi, 2009). Cependant, les nombreux modes de transport disponibles de nos jours et la globalisation du commerce encouragent les introductions artificielles des espèces et augmentent ainsi le risque d'invasions.

La seconde barrière est la barrière physiologique qui se fixe entre l'individu et les conditions du nouveau milieu. Une série de paramètres spécifiques, tels que les conditions climatiques et la disponibilité des ressources, doivent être rencontrés pour assurer la survie de l'espèce. Plus la niche fondamentale d'une espèce est vaste, plus le potentiel envahisseur est élevé, car sa capacité d'adaptation la rendra plus résistante aux différentes conditions environnementales et biophysiques des habitats. Conséquemment, une espèce généraliste deviendra un meilleur envahisseur qu'une espèce spécialisée, car elle peut tolérer un éventail plus large de conditions environnementales et de ressources alimentaires (*ib.*).

La troisième barrière correspond à une contrainte démographique influençant la capacité de la population de se reproduire et de se développer. Le haut potentiel reproducteur d'une espèce invasive et une croissance rapide permet d'assurer une expansion géographique importante et de réduire les obstacles à son intégration au sein du nouveau site. La plupart des espèces introduites ne réussissent à s'intégrer en raison du nombre limité d'individus (*ib.*). Ainsi, un envahisseur doit posséder la capacité de se reproduire rapidement.

La résistance biotique représente la dernière barrière et implique une contrainte naturelle contre les invasions. Effectivement, les espèces ou organismes indigènes du milieu peuvent faire obstacle à l'intégration totale d'une nouvelle espèce en raison des interactions complexes présentes entre les différents niveaux trophiques d'un écosystème. Par exemple, l'arrivée d'une nouvelle espèce pourrait perturber les chaînes alimentaires. Une espèce exotique pourrait s'intégrer en tant que prédateur et modifier ainsi la dynamique de la biocénose ou pourrait devenir tout simplement victime de prédation ou de compétition (Ricciardi, 2009; Molles, 2005).

Les biomes terrestres et aquatiques du monde abritent une diversité écologique surprenante. Cependant, celle-ci se voit appauvrie rapidement par l'intégration constante de nouvelles espèces exotiques. Selon le groupe de travail sur les espèces aquatiques envahissantes du Conseil canadien des ministres des pêches et de l'aquaculture

(CCMPA), une quinzaine d'espèces non indigènes s'intègrent aux écosystèmes aquatiques tous les dix ans (Environnement Canada, 2004b). Cette statistique démontre la rapidité avec laquelle les écosystèmes sont perturbés par les invasions biologiques et l'importance de lutter contre ces espèces pour éviter les répercussions négatives qu'elles entraînent.

Observée pour la première fois dans les eaux côtières de la Nouvelle-Angleterre en 1994, l'algue rouge, aussi connue sous le nom *Grateloupia turuturu*, est maintenant retrouvée dans le golfe du Maine et a également envahi une région du Nord-Est de la Chine ainsi que la mer Méditerranée. Bien que cette plante représente une valeur commerciale dans certains pays, elle possède une capacité de propagation considérable. En 2006, environ 3 % de la zone intertidale de la baie de Mount Hope, Massachusetts, était recouverte d'algue rouge alors qu'elle recouvrait déjà presque 25 % de la zone en 2008. La qualité proliférante de cette espèce fait l'objet de nombreuses études et les écologistes estiment que son potentiel envahisseur et sa vaste niche fondamentale seront à la source de nombreuses autres invasions (Pang *et al*, 2006, p. 369; Gulf of Maine Council on the Marine Environment, 2010). Un autre exemple de problématique d'espèces invasives est la présence de la lamproie marine dans les Grands Lacs et dans le lac Ontario à laquelle le Canada doit faire face. Les lamproies sont des animaux aquatiques qui s'attachent à leur proie ou hôte grâce à leur disque buccal afin de se nourrir (Gallant *et al*, 2006). Un seul individu peut causer des impacts destructeurs sur les populations indigènes de poissons, car le taux de survie d'un poisson attaqué est très faible. Ces parasites aquatiques ont entraîné non seulement la chute de la population de truite, de corégone et de touladi, mais ont également causé la disparition de trois espèces endémiques aux Grands Lacs (MPO, 2010a; University of Minnesota, 2009). Le développement de mesures de contrôle efficaces est fondamental dans la lutte contre les espèces envahissantes. Cependant, l'origine des espèces et la source de leur prolifération doivent également être considérées.

Les barrières physiques ne font présentement plus obstacle à l'introduction des espèces envahissantes en raison de la mondialisation économique. Les modes d'entrée de ces espèces nuisibles se sont largement diversifiés et le contrôle des invasions devient conséquemment plus laborieux. La gestion des voies d'introduction constitue ainsi une des méthodes les plus efficaces pour confiner les écosystèmes susceptibles d'être perturbés (Environnement Canada, 2004b).

1.1.2 Les vecteurs d'introduction

La présente section décrira les principales voies d'entrée des espèces invasives et permettra de saisir les différentes façons dont les envahisseurs pénètrent et intègrent les nouveaux habitats. Ceux-ci peuvent être introduits intentionnellement, notamment pour la lutte biologique et la culture, ou accidentellement. Cependant, l'introduction délibérée d'une espèce n'implique en aucun cas que les résultats de cette action soient positifs. Effectivement, de nombreuses introductions planifiées ont entraîné de sévères conséquences telles que l'élimination de populations entières d'escargots sur quelques îles du Pacifique (GISP, 2001). En raison de la croissance du commerce international et de la fréquence des voyages, les introductions accidentelles sont toutefois prédominantes. Il est à noter que la section ne présente pas une liste exhaustive de tous les vecteurs d'introduction possibles, mais met en évidence les sources les plus importantes d'envahisseurs.

Introductions intentionnelles :

Approvisionnement

La translocation délibérée se pratique notamment dans le but d'augmenter la population d'une certaine espèce dans une région spécifique. De nombreux mammifères et oiseaux ont été introduits pour la chasse et plusieurs espèces aquatiques ont été introduites afin d'accroître la production du poisson, tel que le tilapia du Nil, ainsi que pour rehausser les activités de pêche de plaisance (GISP, 2001). Effectivement, plus de 25 % des poissons d'eau douce attrapés par les pêcheurs sportifs aux États-Unis ne sont pas indigènes (Ricciardi, 2009). Le tilapia du Nil a été intégré dans certains lacs et fleuves d'Afrique à maintes reprises pour stimuler l'industrie. Cependant, cette introduction a causé l'élimination de plusieurs espèces indigènes de cichlidés en raison de la concurrence directe qu'il crée (GISP, s.d.).

Culture

Certaines espèces sont introduites à des fins de culture agricole et forestière dans le but d'augmenter la rentabilité de l'industrie ainsi que la production. Dans le secteur forestier par exemple, les espèces d'arbres dont le cycle de croissance est rapide sont particulièrement recherchées. Toutefois, les espèces exotiques peuvent constituer un

danger à la biodiversité lorsqu'elles traversent dans les zones de conservation. Ceci est le cas de l'eucalyptus, une espèce exotique d'arbre de valeur économique très importante en Afrique du Sud, qui nuit aux sites de protection et affecte les ressources naturelles aquatiques (GISP, 2001). L'herbe *Eragrostis plana* constitue également une menace à la diversité écologique. Cette plante allélopathique inhibe la croissance des plantes indigènes via la production de composés chimiques et bien qu'elle fût cultivée autrefois en tant qu'herbe de pâturage, elle continue à envahir les terres du Brésil et nuire à l'élevage du bétail dans la région (GISP, s.d.). Par ailleurs, les activités aquacoles et maricoles se pratiquent également à l'aide d'espèces exotiques. Malgré l'usage de filets et de cages, elles réussissent parfois à se libérer, à s'infiltrer dans le nouveau milieu et à réduire les populations d'espèces apparentées (GISP, 2001).

Lutte biologique

Une des techniques efficaces employées dans la lutte contre les espèces non indigènes envahissantes est la manipulation de divers agents biologiques. Des pathogènes, des prédateurs ou des parasites sont introduits en vue de contrôler les espèces invasives nuisibles (Ricciardi, 2009). Une espèce de coléoptère, le *Galerucella californiensis*, a été épanchée au Manitoba pour réduire la densité de la population de salicaire (Lindgren, 2000). Cependant, certains agents de contrôle peuvent parfois occasionner des difficultés dans les écosystèmes dans lesquels ils ont été introduits tels que la carpe herbivore. Cette espèce de poisson, utilisée pour contrôler la prolifération de végétaux envahissants, réduit de façon considérable la végétation aquatique en général et affecte ainsi la qualité des plans d'eau (Ricciardi, 2009).

Commerce d'animaux

Les États-Unis constituent un important importateur d'espèces exotiques; entre 2000 et 2006, le pays a accueilli 1,5 milliard d'organismes provenant de plus d'une centaine de pays étrangers (Discovery News, 2009). L'implication prédominante de la Floride dans le commerce d'espèces exotiques l'oblige maintenant à faire face à une population grandissante d'iguane vert. Ces herbivores, importés d'Amérique du Sud, se sont libérés ou ont été relâchés dans la nature et constituent une réelle peste dans la région (Kern, 2004). Bien que les activités d'importation soient légales, le trafic illégal d'animaux cependant persiste et représente un impact non négligeable sur la dynamique des écosystèmes ainsi que sur la santé des populations d'espèces endémiques. En Indonésie,

l'importante demande de tortue d'eau douce est un problème actuel. Les espèces sont obtenues illégalement et la plupart de celles-ci représentent des espèces protégées. Par ailleurs, les répercussions de ces reptiles sur la flore et faune sauvage de la région sont inconnues. Les impacts de leur introduction accidentelle ou intentionnelle pourraient être considérables (Traffic, 2008).

Mise en liberté et aquariophilie

Au Canada, le rejet d'animaux de compagnie, d'organismes d'aquariums et de jardins d'eau tels que les poissons, les plantes et les amphibiens est interdit. Faute d'absence de règlement strict et de surveillance, de nombreuses espèces sont retrouvées dans les plans d'eau du pays. Bien que les espèces exotiques éprouvent de la difficulté à survivre aux conditions hivernales féroces de l'Amérique du Nord, elles réussissent parfois à se propager et représentent un risque important pour la faune et la flore indigène en raison des agents pathogènes qu'elles peuvent transmettre (Environnement Canada, 2004b; GISP, 2001).

Introductions accidentelles :

Transport maritime et eau de ballast

La croissance du transport maritime transocéanique a occasionné une augmentation de la fréquence des introductions d'espèces non indigènes envahissantes. Les navires constituent des vecteurs très efficaces grâce à l'accumulation de ces espèces dans l'eau de ballast et à l'incrustation des organismes aquatiques sur les coques. L'eau de ballast est d'ailleurs considérée comme le principal vecteur de dispersion d'espèces nuisibles, car l'eau pompée par le navire dans un port est rejetée dans un port étranger, parfois à des milliers de kilomètres du port d'origine. Un seul navire peut disperser plusieurs millions d'organismes dans les voies navigables lors de chaque trajet. Conséquemment, ce mouvement maritime permet aux espèces survivantes de coloniser de nouveaux secteurs (Environnement Canada, 2004b; GISP, 2001; Transports Canada, 2010a). Depuis l'ouverture de la voie du St-Laurent en 1959, le rejet des eaux de ballast aurait contribué à l'introduction d'au moins 70 % des espèces fauniques exotiques dans la région des Grands Lacs (Holeck *et al*, 2004).

Navigation de plaisance et pêche commerciale

Tout comme le transport maritime, la circulation d'embarcations de plaisance dans les lacs, les fleuves et les eaux côtières contribue à la dispersion d'espèces nuisibles. Celles-ci incluent notamment les bateaux à moteur, les voiliers et les yachts. Bien que les embarcations de plaisance représentent un risque plus élevé de contamination en raison du transfert plus fréquent entre les ports visités, les bateaux de pêche commerciale qui circulent dans les voies navigables locales représentent également une source de propagation. Par ailleurs, les appâts vivants utilisés par les pêcheurs sportifs peuvent être relâchés accidentellement et entraîner la prolifération de l'espèce (Darbyson *et al*, 2009; Environnement Canada, 2004; Transports Canada, 2010a).

Transport et conteneurs

Les organismes ont développé des techniques de dispersion dans le but de coloniser les habitats. Les graines de plantes, par exemple, sont facilement transportées par le vent, les cours d'eau et même à l'aide de la fourrure de certains animaux. Les espèces peuvent également être transférées d'une région à l'autre grâce aux véhicules non nettoyés. Effectivement, les machines peuvent facilement contaminer de nouvelles zones lors de leur déplacement (GISP, 2001). De plus, de nombreux envahisseurs se retrouvent transportés d'un continent à l'autre via le transport de marchandises diverses par navire, camion, train et avion. Ceci est particulièrement le cas pour les équipements de bois utilisés tels que les conteneurs, les palettes et tout autre matériau d'emballage en bois (Transports Canada, 2010a). Bon nombre de ces espèces clandestines, retrouvées dans les ports et les entrepôts, sont des insectes qui s'attaquent au bois et celles-ci représentent ainsi une menace pour les forêts. Le longicorne étoilé de Chine a été détecté aux États-Unis dans de nombreux ports et entrepôts. Cet insecte aurait été transféré par l'entremise du bois d'emballage infesté. Il s'agit d'une espèce très nuisible en Asie et qui pourrait être à la source de la destruction de forêts s'il réussissait à s'introduire au pays (GISP, 2001).

Force de la nature

Aussi surprenant que cela puisse l'être, les conditions atmosphériques font également partie de la liste des vecteurs potentiels d'introduction d'espèces exotiques. La férocité des vents lors des tempêtes peut causer la translocation d'individus d'une région à l'autre.

En 1995, les ouragans Luis et Marilyn ont contribué à la dispersion de l'iguane dans la région des Petites Antilles, située dans la mer des Caraïbes. Par ailleurs, de nombreuses espèces végétales, telles que le myriophylle aquatique dans la région du lac Norman en Caroline du Nord, sont transportées par l'écoulement des eaux d'inondations et peuvent se répandre sur plusieurs kilomètres (Ricciardi, 2009).

1.1.3 Les impacts potentiels

L'établissement des espèces envahissantes menace non seulement la faune et la flore des écosystèmes dans lesquels ils se propagent, mais affectent en plus les activités économiques et sociales de la population. Puisque les nombreux vecteurs d'introduction facilitent la dispersion des espèces, la colonisation par les espèces exotiques se produit beaucoup plus fréquemment et entraîne des conséquences plus sévères. Par exemple, la baie de San Francisco, riche en biodiversité, présente notamment une croissance exponentielle des populations exotiques avec plus de la moitié des introductions documentées depuis 145 ans étant survenues dans les dernières 35 années (Cohen and Carlton, 1998).

Les impacts environnementaux

Le *Miconia calvescens*, arbre originaire de l'Amérique du Sud et Centrale, a été importé notamment à Tahiti, à Hawaii et en Australie en tant que plante ornementale dans les jardins botaniques. Il s'est rapidement propagé dans les forêts tropicales où il appauvrit la biodiversité locale. Le miconia est retrouvé sur près de 65 % de l'île de Tahiti et a même été déclaré nuisible par l'état de Queensland en Australie où il commence à se proliférer. En plus de sa capacité à produire une large quantité de graines, cette plante possède une tolérance pour l'ombre et est caractérisée par une maturité de reproduction précoce. Le miconia possède ainsi des traits importants d'une plante envahissante. Cette espèce perturbe sévèrement les forêts tropicales en raison de la compétition directe qu'elle représente pour les espèces végétales endémiques dont elle menace la survie. Le miconia crée de larges zones ombragées grâce à ses larges feuilles que la plupart des espèces ne peuvent supporter (Queensland Government, 2008; Reichert, 2010).

Une autre espèce dont les conséquences sur l'environnement sont considérables est la racasse volante, aussi connue sous le nom de laffe volant. Ce poisson, originaire des zones tropicales et subtropicales, aurait été relâché dans l'océan Atlantique à partir

d'aquariums en Floride. Bien que la température de l'eau soit un facteur limitant de l'expansion de la niche écologique de cette espèce marine, la racasse est retrouvée dans la mer des Caraïbes ainsi que le long de la côte Est des États-Unis jusqu'au golfe du Maine. Cette espèce est nuisible, non seulement pour l'écosystème marin, mais également pour la population humaine. Outre ses épines venimeuses, la racasse volante affecte les écosystèmes de la mangrove ainsi que les récifs coralliens. Les répercussions sont particulièrement néfastes dans la région des Bahamas où les populations de racasses surpassent en nombre les populations indigènes de poissons qui sont alors assujetties à une compétition interspécifique importante pour l'accès aux ressources. De plus, cette espèce envahissante menace la santé des récifs coralliens en réduisant substantiellement les populations de poissons des récifs ainsi que les autres espèces marines qui dépendent de ces coraux (GISP, 2010; Gulf of Maine Council on the Marine Environment, 2010).

Les conséquences environnementales reliées à l'introduction des espèces envahissantes diffèrent pour chacune de ces espèces. Alors que certaines réduisent les populations endémiques par la prédation et la compétition interspécifique causant parfois l'extinction de celles-ci, des espèces modifient les interactions au sein du biome et d'autres causent la dégradation du biotope notamment l'environnement géologique et les conditions hydrologiques de l'écosystème (Gulf of Maine Council on the Marine Environment, 2010; Environnement Canada, 2008b). Par conséquent, les invasions biologiques sont considérées comme la principale cause de la perte de biodiversité et des extinctions d'espèces dans les régions du monde. En outre, la structure des réseaux trophiques peut subir de sévères modifications en raison de l'effet cascade que les invasions biologiques peuvent entraîner. Par exemple, l'introduction intentionnelle de la crevette *Mysis diluviana* dans le lac Flathead au Montana, dans le but de satisfaire le besoin en ressources du saumon rouge Kokanee, fut loin d'une réussite. Cette crevette nocturne, retrouvée au fond du lac dans la journée, est difficilement accessible au saumon. Conséquemment, une rivalité s'est établie entre ces deux espèces pour l'accès au zooplancton provoquant ainsi une chute de la population du saumon rouge. Les populations d'aigles et de grizzlis, pour lesquelles le saumon constituait une ressource importante, ont été menacées d'extinction (Ricciardi and Maclsaac, 2011).

Les invasions biologiques peuvent causer des dommages considérables, voire irréversibles, à chaque échelle des écosystèmes. Les impacts écologiques peuvent être

entraînés tant au niveau de l'individu, de la population de l'espèce en question, de la communauté, qu'au niveau de l'écosystème en général (Simard *et al*, 2005). Cependant, les effets cumulatifs et multiplicateurs sont rarement identifiés et considérés. Pour lutter contre la perte des habitats et de la biodiversité, il est important de déterminer tous les risques et dangers associés à la dispersion d'une espèce exotique afin de produire une évaluation exhaustive des répercussions sur l'environnement.

Les impacts économiques

Les impacts économiques sont souvent associés aux enjeux environnementaux en raison des méthodes de gestion et de contrôle développées et mises en place pour lutter contre les proliférations. En Afrique du Sud, par exemple, le simple contrôle mécanique de la plante *Chromolaena odorata*, ou herbe du Laos, sur une superficie de 8 000 hectares a été estimé à 180 millions \$US pour une période de 30 ans (GISP, s.d.). Certaines espèces peuvent avoir une incidence encore plus redoutable telle que le genêt à balais *Cytiscus scoparius*. Cet arbuste engendrerait des coûts importants pour l'État d'Oregon, soit d'environ 47 millions \$US par année (Radtke and Davis, 2000). Au total, les montants déversés par les États-Unis pour toutes les espèces envahissantes s'élèveraient à 120 milliards \$US par année (Pimentel *et al*, 2005). Au Canada, une estimation basée sur 16 espèces envahissantes indique que les coûts engendrés par celles-ci se situeraient entre 13,3 et 34,5 milliards \$CAN chaque année alors qu'en Europe, les invasions biologiques généreraient des dépenses annuelles de près de 12 milliards d'euros (Colautti *et al*, 2006; Institute for European Environmental Policy, 2009).

En plus d'être associées à des coûts de restauration des habitats et des équipements ainsi que des coûts de contrôle des invasions biologiques généralement élevés, les espèces envahissantes peuvent nuire gravement à certaines activités économiques (Environnement Canada, 2008b). Effectivement, les secteurs de la pêche, de l'agriculture ainsi que le secteur forestier se voient affectés de telle sorte que les industries en souffrent. Dans l'Est du Canada, les activités d'aquaculture et la collecte de mollusques sont perturbées notamment par la présence de l'algue verte *Codium fragile*. Cette espèce, originaire du Japon, occasionne des pertes importantes des ressources coquillères en raison de son excellente capacité de reproduction et d'incrustation sur les surfaces solides, aussi appelée *biofouling*. Le *Codium* peut réussir à étouffer des bancs de mollusques en s'attachant sur les coquilles calcaires des espèces, empêchant ainsi celles-

ci de s'ouvrir. De plus, il engendre une augmentation des coûts des activités de récolte et traitement de la ressource reliée au remplacement des équipements de pêche infestés par l'algue et le temps investi à l'extraction mécanique de cette algue (Townbridge, 1999; Pêches et Océans Canada, 2009a).

En outre, l'effondrement des populations de poissons dû aux invasions biologiques est relié à des pertes économiques considérables pour l'industrie de la pêche commerciale. La grande lamproie, telle que mentionnée à la Section 1.1.1, est un des envahisseurs responsables de cette problématique dans les Grands Lacs (Transports Canada, 2010b). Le secteur forestier est également très susceptible aux invasions de nombreuses espèces d'insectes telles que les larves du longicorne asiatique et du longicorne brun de l'épinette qui causent la mort des arbres qu'ils infectent en s'incrétant dans le cambium (Maclsaac *et al*, 2002). Par ailleurs, le secteur canadien de la foresterie se voit touché par l'agrile du frêne, une espèce dévastatrice de coléoptère qui cible les populations de frênes. Cette espèce pourrait détruire une ressource considérable pour le pays. Effectivement, le frêne possède une valeur économique importante et constitue une grande part de l'industrie canadienne de feuillus dont la production annuelle de produits de bois dur est d'une valeur de 1,4 milliard \$CAN (CFIA, 2003; Gazette du Canada, 2009). Les invasions biologiques représentent ainsi un véritable fléau. Elles perturbent en plus les activités agricoles en causant notamment la perte de nombreuses récoltes, la baisse de valeur des terres de parcours en raison des plantes fourragères envahissantes immangeables par les animaux domestiques, l'appauvrissement de la ressource en eau par certaines espèces végétales qui modifient les cycles hydrologiques ainsi que des coûts de gestion et d'éradication (CEC, 2003). Aux États-Unis, par exemple, ces espèces non indigènes sont responsables de la perte de récoltes d'une valeur de 13 milliards \$US chaque année (Pimentel *et al*, 2000).

Les impacts sociaux

La prolifération des espèces exotiques dégrade non seulement la biodiversité et l'économie mondiale, mais nuit également à la sécurité et à la santé de la population. Tel est le cas de la jacinthe d'eau, une plante d'eau douce originaire de l'Amérique du Sud, qui forme de colonies très denses à la surface de l'eau et fait obstacle à toute activité d'utilisation de la ressource incluant l'approvisionnement en eau. Cette plante, retrouvée notamment dans le lac Victoria en Afrique, a forcé les populations vivant à proximité du lac

de déménager, car il leur était impossible d'avoir accès à l'eau (GISP, 2001; Environnement Canada, 2008b). Par ailleurs, les envahisseurs peuvent même causer la dégradation des sols et des rives. Ceci implique des répercussions négatives pour la construction et le transport de la population. L'espèce responsable de ce risque est le crabe chinois à mitaine *Eriocheir sinensis*, retrouvé aussi bien en eau douce qu'en eau salée dans le golfe du Saint-Laurent et les Grands Lacs, où il creuse des tunnels dans les berges des cours d'eau et accroît ainsi le risque à la population. Ce crabe peut également engendrer des troubles de la santé humaine et animale, car il est porteur du ver parasitaire *Paragonimus westermani* (Transports Canada, 2010b; Pêches et Océans Canada, 2009a).

Certaines espèces dégradent la valeur esthétique de l'environnement, telles que le dendroctone du pin ponderosa retrouvé en grande quantité dans les forêts de l'Ouest canadien. Cette espèce infeste les parcs des Rocheuses alors que d'autres espèces ont une incidence considérable sur les activités récréatives, telles que la navigation de plaisance, la pêche sportive et l'écotourisme (Charles and Dukes, 2006; Parcs Canada, 2009). Effectivement, certaines espèces végétales empêchent la circulation nautique et l'usage des plans d'eau pour la baignade, car elles forment de denses accumulations. Tel est le cas du myriophylle à épi, retrouvé notamment dans les lacs du Québec (RAPPEL, 2008). Malgré la création de certains avantages au niveau de la pêche grâce à l'introduction au niveau mondial de la truite commune, de la truite arc-en-ciel et de l'achigan à grande bouche, les impacts sur l'aspect social et culturel de l'environnement sont généralement négatifs (Charles and Dukes, 2006).

1.2 La situation des Îles-de-la-Madeleine

Les Îles-de-la-Madeleine, petit archipel situé dans le golfe du Saint-Laurent, sont notablement vulnérables face au phénomène d'invasion des espèces allochtones en raison des conditions environnementales propices qui y sont retrouvées. Les étangs, les baies, les bassins, les dunes et les lagunes constituent des milieux favorables au développement des habitats, plus particulièrement des habitats aquatiques et marins. Par ailleurs, les industries de la pêche et de l'aquaculture, sur lesquelles l'économie de la région dépend, constituent un risque important d'introduction d'espèces envahissantes marines via le transfert d'espèces exotiques (Gagnon, 1998; Paille *et al*, 2006). Depuis quelques années, la région fait face à la prolifération d'espèces non indigènes causée

notamment par le transfert d'espèces pour l'aquaculture, le rejet de l'eau de ballast, les cargaisons de produits de mollusques et la navigation maritime. Les deux espèces les plus inquiétantes sont le crabe vert européen et les espèces de tuniciers envahissants (Simard *et al*, 2005). La présente section permettra de situer la problématique des invasions biologiques aux Îles, de décrire les envahisseurs principaux de la région ainsi que de présenter les risques potentiels et réels que ceux-ci engendrent.

1.2.1 Description du crabe vert européen

Le crabe vert, *Carcinus maenas*, est un crustacé originaire d'Europe et un envahisseur redoutable maintenant retrouvé dans les zones côtières de l'Amérique du Nord, de l'Amérique du Sud, de l'Afrique, de l'Asie et même de l'Australie. Surnommé la coquerelle des mers, le crabe vert est classé parmi les 100 espèces exotiques envahissantes les plus néfastes au monde par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (Klassen and Locke, 2007). Les caractères distinctifs du crabe vert sont les cinq épines triangulaires antérolatérales situées sur la carapace de part et d'autre du rostre ainsi qu'une cinquième paire de pattes quelque peu aplaties qui lui permet de nager et de se déplacer rapidement (Figure 1.1) (Therriault *et al*, 2008). Bien que ce crustacé soit pêché commercialement dans certains pays d'Europe, ceci n'est pas le cas au Canada, où il continue de proliférer dans les eaux de la Colombie-Britannique et des provinces maritimes (Pêches et Océans Canada, 2009b).



Figure 1.1 Le crabe vert européen *Carcinus maenas* (tiré de MPO, 2009b)

Observé pour la première fois en Amérique du Nord en 1817, sur la côte Est des États-Unis, le crabe vert n'a été signalé sur la côte Ouest qu'à partir de la fin des années 80.

Depuis, l'espèce s'est propagée de la Californie jusqu'à l'île de Vancouver en Colombie-Britannique où il menace d'envahir la région du Nord de la province ainsi que l'État de l'Alaska (Cohen *et al*, 1995; Gillespie *et al*, 2007). En moins de dix ans, le crabe vert se serait étendu sur une distance de plus de 750 kilomètres (Green Crab Control Committee, 2002). Sur la côte Est du continent, ce petit crustacé occupe un territoire allant de la baie du Delaware dans le New Jersey jusqu'au Maine et s'est propagé dans les eaux côtières des provinces maritimes canadiennes. Il est retrouvé notamment dans la baie de Fundy, en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, à Terre-Neuve ainsi qu'aux Îles-de-la-Madeleine depuis 2004 (Behrens Yamada, 2001; Paille *et al*, 2006). Celui-ci aurait été identifié dans la baie du Bassin, la baie du Havre-aux-Basques, le bassin aux Hûtres, la lagune du Havre-aux-Maisons, la baie d'Old Harry, la baie Clark ainsi que dans le havre du Havre-Aubert (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010). Ces secteurs sont représentés à la figure ci-dessous.

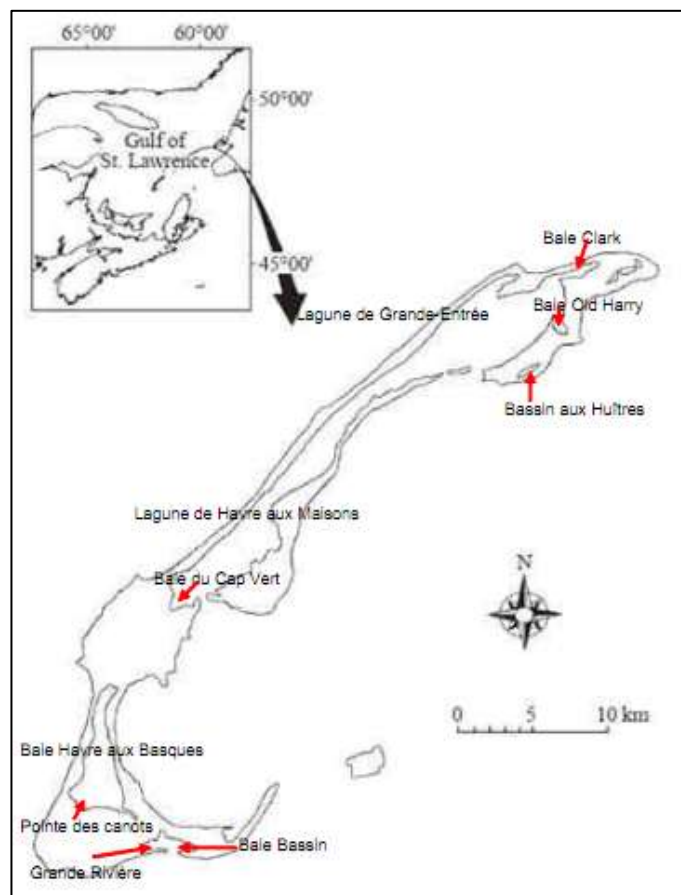


Figure 1.2 Identification des baies et lagunes des Îles-de-la-Madeleine (tiré de Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2009, p. 2)

Une série d'échantillonnage systématique a été effectuée en 2004 et en 2005 à l'aide de casiers de pêche adaptés au crabe vert afin de recueillir divers renseignements sur la population de crabe présente notamment la taille, le sexe et le nombre d'individus. Les résultats obtenus démontrent que le crabe n'est présent qu'en petit nombre et que les populations sont relativement isolées. Bien que cette espèce ne représente pas une menace imminente, le Comité ZIP des Îles et le ministère des Pêches et des Océans (MPO) recommandent de continuer le prélèvement annuel d'échantillons dans les zones propices à la prolifération du crustacé ainsi que de mettre en place des activités de sensibilisation pour la population afin de contrôler les impacts des vecteurs d'introduction de l'espèce (Paille *et al*, 2006).

Le processus de colonisation d'une espèce non indigène envahissante dépend de plusieurs facteurs intrinsèques et extrinsèques, soit les conditions environnementales et physiques du milieu ainsi que les tolérances physiologiques propres à l'espèce en question. Ces dernières incluent notamment les tolérances à la salinité, la température, la profondeur ainsi que la concentration de métaux présents dans l'eau (Klassen and Locke, 2007). La capacité du crabe vert à s'adapter à un large éventail de conditions fait de lui un excellent envahisseur. Effectivement, ce crustacé fait partie des espèces poïkilothermes et eurythermes. En plus d'avoir une température corporelle qui varie selon la température ambiante de l'environnement, le crabe est adapté à une large gamme de variations de température, soit de 0 °C à 35 °C. Cependant, il est généralement retrouvé dans les eaux dont la température varie entre 3 °C et 26 °C (Green Crab Control Committee, 2002). Malgré sa capacité d'adaptation, la température représente toutefois un facteur limitant la reproduction de cette espèce. Alors que le crabe est généralement retrouvé dans les eaux dont la température varie entre 3 °C et 26 °C, le développement larvaire nécessite des températures plus contraignantes. En Nouvelle-Écosse, par exemple, celles-ci se situeraient entre 5 °C à 18 °C (Roff *et al*, 1984).

Le *Carcinus maenas*, démontrant aussi une capacité euryhaline, est résistant aux variations de la salinité de l'eau. Les populations sont habituellement retrouvées à des concentrations variant de 10 à 33 ‰, mais elles peuvent tolérer des salinités allant de 4 à 52 ‰. Par ailleurs, il occupe différents types d'habitats tels que les fonds rocheux ou sablonneux, les baies abritées, les estuaires, les herbiers marins et même les marais salés (Green Crab Control Committee, 2002; Cohen and Carlton, 1995). Cependant, la présence de métaux lourds dans les eaux représente également un facteur limitant à la

propagation du crabe. Selon une étude effectuée par Depledge, l'exposition du crabe vert au mercure entraînerait la mort de chacun des individus exposés dans les deux jours suivants. De plus, bien que possiblement réversibles, les sels de cuivre provoqueraient des effets néfastes chez les populations de crabe (Depledge, 1984). Outre ses tolérances physiologiques, le crabe vert est un prédateur vorace dont la diète est très diversifiée. Ses proies incluent notamment certaines espèces de crustacés, de végétaux, de poissons, de gastéropodes, de jeunes homards et de mollusques bivalves (Williams *et al*, 2006; Elner, 1981). Sa consommation importante de bivalves est d'ailleurs problématique dans de nombreuses régions et provoque des conséquences importantes sur les activités aquacoles. Le crabe vert limite le renouvellement des bancs de mollusques, causant une diminution des populations et affectant ainsi la pêche, la cueillette ainsi que la culture de ces espèces. Il a été reporté lors d'une étude en 2004 que le crabe vert peut consommer jusqu'à 22 myes par jour (Floyd and Williams, 2004).

En général, le *Carcinus maenas* est une espèce destructrice. En plus de pouvoir effectuer une rotation arrière de ses carapaces pour se défendre, il peut ravager le milieu dans lequel il se trouve par ses activités de fouissage qui provoquent le déracinement de nombreuses espèces d'herbiers et de végétaux marins, dont la zostère *Zostera marina*, ainsi que l'établissement d'une algue envahissante, le *Codium fragile* (Klassen and Locke, 2007; Harris and Jones, 2005). Par ailleurs, le crabe possède la capacité de se proliférer à grande vitesse; les femelles peuvent produire jusqu'à plus de 180 000 œufs par an (MPO, 2009c).

1.2.2 Description du tunicier

Les tuniciers, aussi appelés seringues de mer, font partie du groupe des chordés primitifs. Ces animaux marins se caractérisent par leur peau épaisse, également appelée tunique, leur apparence gélatineuse ou croûteuse ainsi que leur habileté de s'ancrer à de nombreuses surfaces immergées telles que les récifs rocheux, les coques de bateaux, les cordages, plusieurs espèces d'animaux marins et le matériel et les installations de sites aquacoles. Leurs corps se remplissent continuellement d'eau qu'ils filtrent grâce à leurs siphons pour se nourrir et pour extraire les résidus. Bien qu'ils ne représentent en aucun cas un risque pour la santé humaine, la prolifération substantielle du tunicier le classe en tant qu'envahisseur marin (MPO, 2009a; MPO, 2005, MPO, 2003).

Les tuniciers sont récemment devenus nuisibles dans les eaux de plusieurs zones côtières du monde. Plus particulièrement au Canada, ils sont retrouvés sur les côtes Atlantique et Pacifique du pays, dont le secteur des Îles-de-la-Madeleine (Locke and Carman, 2009). Leur reproduction rapide, pouvant être aussi fréquente qu'une fois par jour lorsque les conditions sont satisfaisantes, leur permet d'envahir de nouveaux milieux et de perturber les espèces indigènes en leur faisant concurrence pour les ressources (State of Washington, 2007). Les tuniciers sont séparés en deux différentes catégories soit les tuniciers coloniaux ou solitaires (Figure 1.3). Les principaux tuniciers solitaires sont l'ascidie plissée *Styela clava* et l'ascidie jaune *Ciona intestinalis*. Bien que ces organismes soient solitaires, ils peuvent pousser en bouquet. Contrairement aux ascidies, les tuniciers coloniaux peuvent prendre la forme de tapis plats et minces ou de lobes épais et irréguliers formés de colonies étroitement agrégées. Ces derniers incluent notamment le botrylle étoilé *Botryllus schlosseri*, le botrylloïde violet *Botrylloides violaceus* ainsi que le didemnum *Didemnum vexillum* (MPO, 2009a; Carver *et al*, 2006a).

La tunique des tuniciers envahissants est composée de tunicine, un polysaccharide semblable à la cellulose du règne végétal. Cependant, une des principales différences entre les espèces est la structure du corps. Les tuniciers solitaires ont un corps cylindrique *et allongé*. Celui-ci est transparent et mou chez les ascidies jaunes tandis que les ascidies plissées sont fermes et bombées à la texture de cuir (*ib.*). Les tuniciers coloniaux, quant à eux, se distinguent par la matrice qu'ils forment. Celle-ci est composée de zoïdes reliés par un système vasculaire ainsi qu'un canal exhalant (Taneda and Watanabe, 1992). Par ailleurs, les tuniciers envahissants sont des hermaphrodites simultanés, ce qui implique le développement des organes femelles et mâles au même moment, bien que les individus ne s'autofécondent généralement pas.

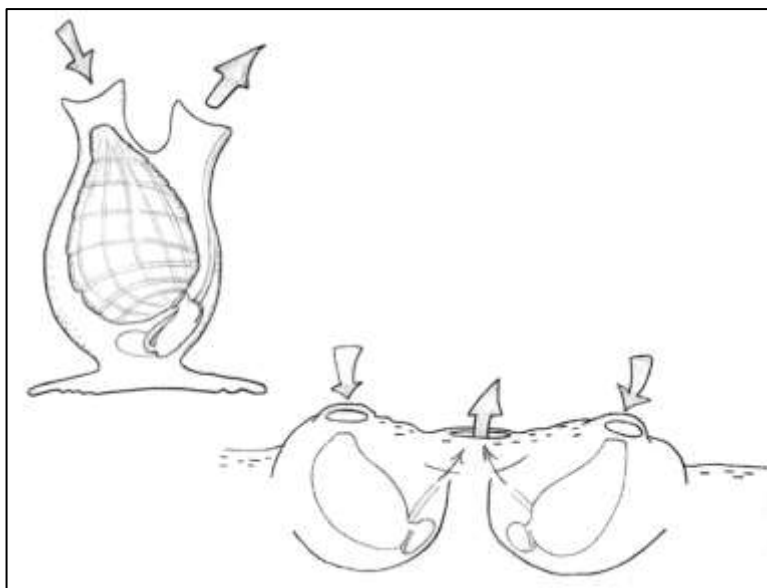


Figure 1.3 Structure des tuniciers solitaires (gauche) et coloniaux (droite) (tiré de MPO, 2010b)

Tout comme le crabe vert européen, la présence répandue des tuniciers est due à leur tolérance à un large éventail de conditions environnementales et à leur capacité d'adapter leur tactique de reproduction et de prolifération selon le milieu dans lequel ils se trouvent. Par exemple, lors de conditions rigoureuses, le botrylle étoilé peut réduire le taux de bourgeonnement des zoïdes périodiquement en attendant l'opportunité de régénérer les colonies perdues (Carver *et al*, 2006a). Les tolérances à la température de l'eau sont fortement tributaires des écotypes et des stades du cycle de vie des différentes espèces de tuniciers. Selon les résultats des études scientifiques réalisées, les tuniciers pourraient survivre à des températures se situant entre -1 et 28 °C. Cependant, il est important de noter que les résultats varient d'une étude à l'autre et qu'il semble délicat d'évaluer la zone de tolérance de ces espèces. Par exemple, les adultes des populations d'ascidies jaunes retrouvées dans la région de la mer Méditerranée meurent lorsque la température de l'eau chute en-dessous de 10 °C alors que les populations d'ascidies plissées identifiées dans les eaux côtières des Pays-Bas ont la capacité de survivre à des températures aussi basses que 2 °C (*ib.*; Carver *et al*, 2006b; Marin *et al*, 1987; Carver *et al*, 2003). Outre la température, les tuniciers envahissants sont des espèces euryhalines pouvant supporter divers niveaux de salinité variant entre 8 et 40 ‰. Toutefois, ils sont généralement retrouvés dans les milieux dont la salinité est d'environ 30 ‰. Une concentration inférieure à 18 ‰ serait nuisible au développement larvaire (Carver *et al*, 2006b; Lutzen, 1999).

Les tuniciers ont envahi une grande partie des régions côtières du monde. Ils sont retrouvés en Europe, au Japon, en Chine, en Australie ainsi que sur la côte Est et Ouest des États-Unis. Les côtes Pacifique et Atlantique du Canada sont également touchées, plus particulièrement en Nouvelle-Écosse et à l'Île-du-Prince-Édouard où différentes espèces ont été identifiées depuis plusieurs dizaines d'années (Carver *et al*, 2006a; Carver *et al*, 2006b). Ces espèces ont été signalées aux Îles-de-la-Madeleine récemment et inquiètent la population en raison des pertes économiques de l'industrie aquacole dans les provinces avoisinantes. La présence d'individus d'ascidies *Ciona intestinalis* aurait été premièrement constatée au quai de Cap-aux-Meules en 2007. Les différents milieux retrouvés aux Îles, tels que les lagunes et les bassins, représentent des zones propices à la prolifération de ces espèces. Conséquemment, l'industrie aquacole et la pêche se voient potentiellement menacées par la contamination, car les activités sont effectuées dans ces milieux (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2009). Une série d'échantillonnage et de détection via la plongée sous-marine réalisée en 2008 par le Comité ZIP des Îles a permis de détecter des tuniciers envahissants dans la marina de Havre-Aubert, le quai et le port de Cap-aux-Meules, le quai de Basse-Pointe, la lagune de Havre-aux-Maisons ainsi qu'au port de Grande-Entrée (Figure 1.4).

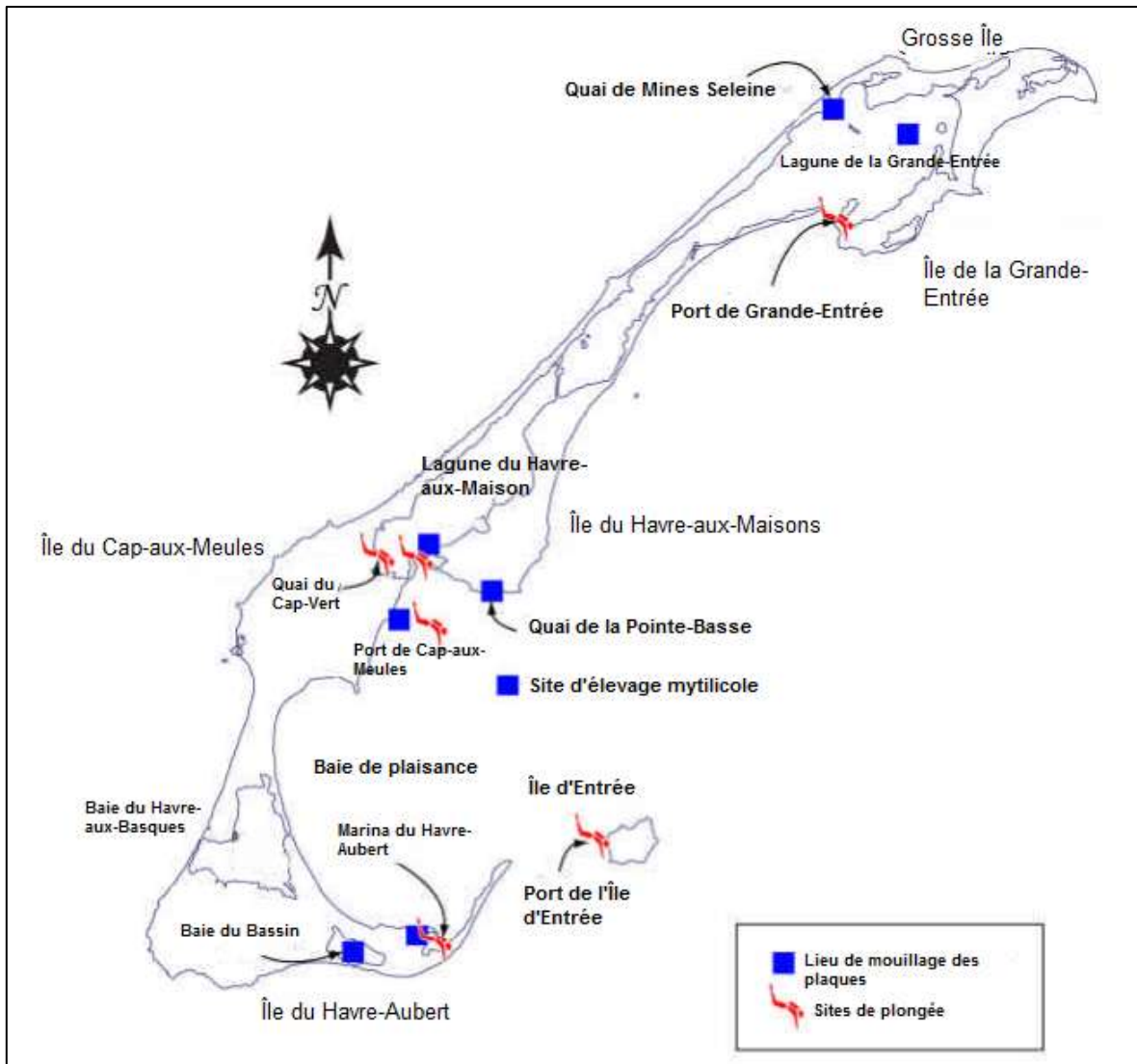


Figure 1.4 Identification des sites de détection des tuniciers (tiré de Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2009, p. 9)

Les résultats démontrent que la concentration des individus était plus importante à la fin de l'été, soit de la mi-août à la mi-octobre, alors que les colonies semblaient indiquer une régression au mois de novembre potentiellement due à la chute de la température de l'eau (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2009). Les résultats des prélèvements d'échantillons effectués au cours de l'été 2009 démontrent que la population retrouvée à la marina du Havre-Aubert a subi une importante croissance tandis que les tuniciers préalablement identifiés au quai de Pointe-Basse en 2008, malgré le faible nombre d'individus, n'ont pas été observés (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010). À l'Île-du-Prince-Édouard, les populations d'ascidies plissées et d'ascidies jaunes sont reliées à

d'importantes perturbations au niveau économique et écologique. Certains tuniciers envahissants représentent une plus grande menace selon le taux de prolifération de *biofouling*, tel est le cas de l'ascidie *Ciona intestinalis*. Le potentiel de propagation et d'incrustation biologique dépasse largement le potentiel de l'ascidie *Styela clava* dans un même milieu (Ramsay *et al*, 2009). Ainsi, la détection des espèces exotiques envahissantes est cruciale afin de pouvoir éviter la contamination des nouveaux habitats avant que les populations s'introduisent.

1.2.3 Les voies d'entrées

Les principaux vecteurs d'introduction des espèces exotiques envahissantes ont été décrits à la Section 1.1.2. Toutefois, cette sous-section présentera plus précisément les modes d'introduction propres au crabe vert européen et aux tuniciers envahissants.

Le crabe vert

Les voies par lesquelles le crabe vert se propage d'un habitat à l'autre peuvent être classées en deux différentes catégories, soit le transport maritime transocéanique et la dispersion côtière. Le transport transocéanique comprend notamment l'encrassement biologique des coques de bateaux, de navires ou les plateformes de forage exploratoire, le déplacement des infrastructures aquacoles, l'eau de ballast par laquelle les larves et les crabes juvéniles peuvent être transportés ainsi que par les nombreuses cargaisons des produits de la pêche commerciale internationale et nationale. Certains produits sont emballés et emballés dans des algues qui pourraient contenir des organismes tels que le crabe vert. Par ailleurs, cette espèce pourrait aussi avoir été introduite intentionnellement ou accidentellement à des fins de recherche ou d'enseignement (Cohen *et al*, 1995; Carlton and Cohen, 2003).

Les introductions des espèces exotiques sont très fréquemment causées par les activités humaines. Les vecteurs entraînant la dispersion côtière du *Carcinus maenas* incluent également un mode de transfert naturel des individus. Il s'agit du transport larvaire par les courants océaniques. Les courants marins ont été particulièrement importants dans la propagation du crabe vert le long de la côte Pacifique des États-Unis (Carleton and Cohen, 2003). Suite à la perturbation de la température de l'eau et des conditions atmosphériques causée par le phénomène *El Niño* de 1991, des populations de crabe vert

ont été retrouvées à plus de 120 kilomètres de la baie de San Francisco, où l'espèce a premièrement été identifiée sur la côte Ouest américaine (WDFW, s.d.).

Le traversier CTMA N.M. Madeleine qui effectue le trajet entre les Îles-de-la-Madeleine et la province de l'Île-du-Prince-Édouard constitue également un risque de transfert d'organismes, bien qu'il soit relativement faible. Cependant, les bateaux de la mine Seleine effectuent leurs activités de ballastage et de déballastage dans le Saint-Laurent et pourraient représenter une menace importante s'ils recueillent des larves d'espèces nuisibles lors du processus (Paille *et al*, 2006).

Le tunicier

Tout comme le crabe vert européen, le *biofouling* des tuniciers envahissants constitue également un vecteur d'introduction de ces espèces. L'encrassement biologique peut se faire sur la coque de navires de toutes tailles incluant les navires commerciaux et de pêche, les embarcations de plaisance et les barges de dragage (Carver *et al*, 2006b). Ils peuvent aussi être transportés par l'entremise de zostères ou de différentes espèces d'algues grâce aux courants marins ainsi que par les processus naturels de fragmentation des bourgeons des espèces coloniales et de dispersion des larves par la nage (*ib.*).

En outre, les activités de déballastage contribuent à la contamination de nouveaux milieux particulièrement lorsque le rejet de l'eau de ballast s'effectue à proximité des rives et à de faibles profondeurs (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2009). Par ailleurs, le déplacement des équipements d'aquaculture et de pêche représente deux importantes sources de propagation par les fuites des organismes d'élevage, qu'elles soient intentionnelles ou accidentelles (Carver *et al*, 2006b). Selon une étude effectuée par le MPO en 2007, les experts en espèces envahissantes estiment que les deux mécanismes d'introduction possédant le plus potentiel de propagation de tuniciers exotiques sont le *biofouling* des barges de dragage ainsi que les multiples activités de l'industrie aquacole (Therriault and Herborg, 2007).

1.2.4 Les enjeux et répercussions

La présence du crabe vert européen et des tuniciers envahissants dans les eaux des provinces maritimes ne passe point inaperçue. Ces espèces entraînent des difficultés au niveau des activités côtières et de la dynamique des écosystèmes dans lesquels ils se

retrouvent. L'importante contribution des nombreux vecteurs de dispersion amplifie effectivement cette problématique. Ainsi, la prolifération des espèces exotiques hors de leur aire naturelle de distribution s'effectue plus rapidement et à un taux beaucoup plus élevé. Ici seront présentés les impacts associés à la contamination de la côte Atlantique par ces espèces allochtones.

Le crabe vert

Le *Carcinus maenas* est nuisible à l'habitat dans lequel il a été introduit, à la communauté marine et benthique qui l'occupe et il est responsable de la diminution de nombreuses populations d'espèces indigènes. Une étude réalisée en Californie en 2001 a permis de démontrer les effets dévastateurs du crabe vert. Selon cette étude, les populations d'une espèce de bivalve et de crabe auraient été réduites de façon significative lors de la période de trois ans observée suite à son introduction (Grosholz *et al*, 2001). Plusieurs études indiquent que ce crustacé se nourrit d'une très grande variété d'organismes d'environ 104 familles et 158 différents genres (*genus*) de 19 espèces d'animaux et de plantes. Celles-ci incluent notamment plusieurs espèces de mollusques, de crustacés, d'herbiers marins, de poissons et de homards juvéniles (Cohen, 1997).

Il s'agit également d'un organisme robuste; il peut survivre à l'extérieur de l'eau pendant une période de quelques jours, facilitant ainsi les processus d'introduction de cette espèce. Bien que l'ampleur des dégâts causés par le *Carcinus maenas* n'ait pas encore été identifiée, plusieurs études attestent que cette espèce représente une nuisance notamment au niveau des fonctions de l'habitat permettant de supporter la biodiversité des espèces et des différents cycles de l'écosystème, tels que le cycle des nutriments. De plus, sa capacité de prolifération lui permet de rentrer directement en compétition avec les espèces endémiques qui se nourrissent des mêmes proies (Abt Associates Inc., 2008; Cohen *et al*, 1995). Par ailleurs, plus précisément aux Îles-de-la-Madeleine, le crabe vert pourrait avoir de sérieux impacts sur la population du crabe commun *Cancer irroratus*, présent à l'état naturel dans cette région (Miron *et al*, 2005). Cependant, il est à noter que les effets réels de la propagation du crabe vert dans les eaux côtières ne sont pas exhaustifs. Les études devront être poursuivies dans le but d'approfondir les connaissances des répercussions sur les milieux (Paille *et al*, 2006).

En outre, la prédation par le crustacé européen touche également l'industrie des mollusques bivalves et de la pêche, notamment la pêche à l'anguille sur le territoire

madelinien par exemple. Plusieurs autres régions du monde, telles que la baie Placentia dans la province de Terre-Neuve, subissent les conséquences de l'effondrement des populations de mollusques et les impacts sur la récolte commerciale liés à la prédation par le *Carcinus maenas* (MPO, 2009c). Afin d'éviter la réduction des stocks de poissons et des bancs de mollusques de valeur économique importante, les Îles devront continuer de mettre en place des activités de sensibilisation et d'effectuer l'analyse des échantillons prélevés afin de restreindre la contamination de cette espèce (Simard *et al*, 2005).

Le tunicier

Le processus nommé *biofouling*, permet aux tuniciers envahissants de se fixer et de s'incruster sur de nombreuses surfaces, qu'elles soient naturelles ou artificielles. Ils font concurrence aux espèces indigènes pour les ressources de la mer grâce à leur capacité de surcroître, d'occuper une grande partie de l'espace et d'étouffer ces espèces en les recouvrant d'une importante épaisseur d'individus ou de colonies de zoïdes. Ceci cause une diminution de la faune et de la flore existante et provoque l'appauvrissement de la biodiversité maritime (Carver *et al*, 2006a). Ils ont un impact négatif sur la croissance de plusieurs espèces d'élevage aquacole, telles que les populations de moules dont ils affectent la croissance et le rendement en chair (Ramsay, 2009). Les larves d'huîtres, ou le naissain, seraient également touchées par la prolifération des tuniciers, car leur taux de développement est inférieur à ces derniers. Cette abondante prolifération conduirait à la mortalité des larves probablement due à la diminution des ressources alimentaires plutôt qu'à l'effet de la compétition interspécifique entre les espèces (Zajac *et al*, 1989; Arakawa, 1990).

Par ailleurs, les tuniciers envahissants peuvent jouer un rôle important dans la qualité de l'eau. D'un côté, dans les milieux eutrophes où les substances nutritives sont présentes en quantité excessive, les ascidies jaunes ont la capacité d'augmenter la clarté de l'eau grâce à la filtration des particules en suspension ainsi que de réduire la probabilité d'occurrence de phénomènes hypoxiques ou anoxiques en diminuant le taux d'efflorescence phytoplanctonique (Conley *et al*, 2001). De l'autre côté, une forte croissance des populations de tuniciers peut être reliée à l'augmentation du dépôt de matières fécales. Ceci provoquerait la dégradation des organismes vivants à proximité du fond des océans (Carver *et al*, 2006b).

Outre les répercussions environnementales, les tuniciers envahissants sont également responsables de l'augmentation des coûts des activités aquacoles, la transformation des mollusques d'élevage ainsi que des activités de pêche. La masse des équipements utilisés se voit multipliée par un facteur de 30 par la prolifération des tuniciers qui s'attachent sur les cages, les filets et les cordages (Leung and Edwards, 2007). Conséquemment, ils rendent la récolte beaucoup plus ardue et ralentissent considérablement le rythme de travail. Les impacts des tuniciers aux Îles-de-Madeleine ne sont pas encore clairement identifiés. Cependant, ces organismes sont introduits à l'Île-du-Prince-Édouard et en Nouvelle-Écosse et les impacts sont ressentis par l'industrie aquacole. Ceci est alarmant pour la région des Îles car ces provinces sont avoisinantes (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2009). Le gouvernement du Canada a déjà contribué une somme importante de 490 000 \$ pour la réalisation d'une évaluation des risques de la présence de tuniciers à l'Île-du-Prince-Édouard ainsi que pour une analyse des méthodes d'éradication de ces espèces. De plus, une somme de 400 000 \$ a été investie pour l'exécution d'un troisième projet, soit la surveillance des différentes espèces de tuniciers dans la région des maritimes, incluant le Québec (MPO, 2007). Dans la région des maritimes, l'ascidie plissée *Styela clava* est considérée l'espèce la plus nuisible pour les producteurs de moules. La province du Québec, y compris la région des Îles-de-la-Madeleine, est susceptible à cette menace. Par conséquent, ces espèces doivent être rapidement identifiées lors de leur introduction afin d'éviter une explosion des populations exotiques aux Îles (Simard *et al*, 2005).

2 CONTRÔLE ET ÉRADICATION

Le présent chapitre décrira les mécanismes de contrôle développés et instaurés au Canada ainsi que dans la région des Îles-de-la-Madeleine afin de dresser un portrait de l'avancement des différentes actions de lutte contre les invasions biologiques. Les méthodes de contrôle les plus documentées des deux espèces nuisibles ciblées seront présentées et classées selon la nature de leur usage et leur fonction.

2.1 Les mécanismes de contrôle

Le Canada, signataire de la *Convention internationale pour la protection des végétaux* et de la *Convention sur la diversité biologique*, s'est préparé à intervenir face à la problématique croissante des espèces non indigènes envahissantes (Environnement Canada, 2004a). Depuis quelques années, plusieurs mesures et stratégies ont été développées et mises en place en vue de lutter contre les invasions biologiques qui menacent la biodiversité et les activités économiques du pays. En 2004, la *Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes* a été adoptée dans l'optique d'établir le contexte de la situation et un ensemble de paramètres pour gérer de façon efficace la prolifération de certaines espèces (*ib.*). Cette stratégie vise à prévenir la translocation d'espèces pouvant avoir des effets néfastes, à détecter et à identifier les espèces dès leur introduction, à améliorer les mécanismes d'intervention rapide en cas d'invasions, à protéger les écosystèmes de la perte potentielle de la diversité biologique et à établir une structure pour le contrôle des espèces présentement établies (*ib.*). Le document propose trois plans d'action élaborés en fonction des objectifs stratégiques et des stratégies de mise en œuvre qu'il présente. Il s'agit du *Plan d'action national de lutte contre les espèces aquatiques envahissantes*, du *Plan d'action national de lutte contre les végétaux exotiques et les phytoravageurs* ainsi qu'un plan d'action sur les animaux terrestres. Celui-ci inclut la *Stratégie nationale sur les maladies des espèces sauvages* et le *Plan de lutte contre les introductions intentionnelles d'animaux au Canada* (*ib.*). Ces plans d'action suggèrent des méthodes et proposent des recommandations spécifiques à la prévention, la détection et le contrôle des catégories d'espèces invasives dont ils traitent.

Afin de promouvoir la *Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes*, le *Programme de partenariat sur les espèces exotiques envahissantes* (PPEEE) a été créé en 2006. Ce programme, financé par le gouvernement, est administré par Environnement

Canada et permet aux groupes ou organismes intéressés de soumettre une proposition de projet jointe à une demande de financement (Environnement Canada, 2010b). Depuis son instauration en 2006, 143 projets ont été financés par le PPEEE dans l'ensemble du pays. Ces derniers sont d'ailleurs très variés et incluent par exemple la surveillance de la prolifération d'une certaine espèce, l'éradication d'une population invasive étrangère, la création de programmes éducatifs et de sensibilisation ainsi que la création de réseaux de détection précoce (Environnement Canada, 2010c).

Par ailleurs, le transport maritime est soumis à une réglementation spécifique à la prévention de l'introduction accidentelle des espèces allochtones dans les écosystèmes aquatiques. Toute infrastructure canadienne et toute infrastructure se retrouvant dans les voies navigables ou les eaux côtières du Canada sont assujetties à la *Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada* de Transports Canada (LMMC 2001). Cette loi assure non seulement la sécurité du transport maritime et transocéanique, mais également de l'environnement. Trois règlements importants font partie intégrante de cette loi, soit le *Règlement sur la prévention de la pollution par les navires et les produits chimiques dangereux*, le *Règlement sur l'intervention environnementale* et le *Règlement sur le contrôle et la gestion de l'eau de ballast*. Ce dernier règlement, publié en 2006, vise spécifiquement la problématique des espèces aquatiques envahissantes (Transports Canada, 2010c). Le Règlement permet de contrôler les activités de déballastage et d'ainsi prévenir l'introduction non désirée d'espèces nuisibles. Celui-ci exige notamment que le rejet soit effectué à une distance de plus de 200 milles nautiques de la côte et dans des eaux ayant une profondeur d'au moins 2 000 mètres. Des procédés de gestion de ces eaux et des méthodes de traitements sont également proposés au sein du règlement (Transports Canada, 2006). Le respect de ces dispositions peut considérablement diminuer le risque d'introduction accidentelle. Cependant, le transfert des organismes au niveau des eaux nationales doit toutefois être étudié, car il n'existe présentement aucun règlement concernant le contrôle du *biofouling* des espèces sur les coques des navires et embarcations de plaisance (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010).

Outre ces mesures, de nombreux projets et programmes ont vu le jour, tels que le *Programme de lutte contre la lamproie marine*, administré conjointement avec les États-Unis dans le but de réduire les répercussions liées à leur présence dans les Grands Lacs. Par ailleurs, le MPO collabore avec plusieurs ministères en vue d'établir le diagnostic de la

prolifération d'espèces dans différentes régions, telles que la Colombie-Britannique (MPO, 2008).

2.2 La mise en œuvre du plan d'action des Îles-de-la-Madeleine

Le crabe vert *Carcinus maenas* a été identifié aux Îles pour la première fois par un pêcheur d'anguille à l'île de Grande-Entrée. Suite à cette observation, un projet de prélèvement d'échantillons à l'aide de casiers à crabes a été élaboré et effectué au cours de la saison estivale et automnale de 2004 et de 2005. Le but était de dresser le diagnostic de l'invasion potentielle dans la région. Un rapport présentant les caractéristiques du crabe vert européen, les impacts potentiels ainsi que les résultats de l'échantillonnage a été rédigé par la Direction régionale des sciences du MPO en 2006 (Paille *et al*, 2006). Le très petit nombre de crabes verts récoltés en 2004 et l'absence de capture en 2005 n'ont pu affirmer l'invasion de cette espèce. Cependant, le MPO a recommandé la mise en place d'un programme de prélèvement annuel afin d'assurer le suivi des populations de crabe vert ainsi qu'un programme de sensibilisation de la population locale, des pêcheurs, des aquaculteurs et des touristes (*ib.*).

Les tuniciers envahissants, quant à eux, ont été identifiés dans la région des Îles-de-la-Madeleine en 2006. La détection des espèces exotiques envahissantes est primordiale dans le processus du contrôle de leur prolifération. Ainsi, un second projet d'évaluation a été mis en œuvre. Le projet de 2007, dirigé par le MPO, avait pour but de déterminer l'état d'avancement de la propagation de ces espèces nuisibles. Des échantillons d'eau, préalablement prélevés dans le cadre d'une autre étude scientifique, ont été utilisés pour effectuer le suivi des larves de tuniciers. Des plaquettes d'échantillon ont été submergées et installées dans cinq différentes zones propices à la prolifération de ces organismes. Par ailleurs, un suivi de la détection des tuniciers par plongée sous-marine a été réalisé aux mois de mai, juillet, septembre et novembre (Nadeau, 2008). Bien que les résultats de l'échantillonnage n'aient pas démontré une progression importante des tuniciers envahissants en 2006 et en 2007, les processus de détection précoce et d'évaluation seront poursuivis afin de pouvoir développer des mesures de prévention et de contrôle en cas de prolifération intensive (*ib.*).

Entre 2008 et 2010, le PPEEE a fait contribution d'un total de 73 000 \$ aux Îles-de-la-Madeleine pour la mise en œuvre en deux étapes du *Plan d'action sur les espèces*

envahissantes aquatiques dressé par le MPO. La phase 1, dont le financement était de 40 000 \$, s'est déroulée en 2008 alors que la phase 2 a été réalisée en 2009 (Environnement Canada, 2010c; Environnement Canada, 2010d). La mise en exécution de ce projet a été menée par le Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine et le Centre maricole des Îles-de-la-Madeleine (CeMIM) avec la collaboration de plusieurs autres partenaires gouvernementaux et organismes dédiés à la cause (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2009). L'objectif était d'appliquer les principes de prévention, de détection précoce et de gestion afin d'évaluer la situation des espèces marines invasives aux Îles et d'établir des techniques de gestion à mettre en place. Pour ce faire, une analyse de l'importance de différents vecteurs d'introduction et une évaluation de la progression actuelle des espèces les plus nuisibles étaient nécessaires (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2009; Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010; Paille *et al*, 2006).

Phase 1

Le volet prévention de la première phase du projet consistait de peindre un portrait de la navigation maritime, potentiel mode de transfert d'espèces exotiques, dans les différents ports et marinas des Îles. L'objectif de cette étude était d'identifier les secteurs de la navigation les plus susceptibles de provoquer l'expansion des populations nuisibles et des zones côtières les plus à risque de telles invasions. Ce besoin de caractériser le trafic maritime provient de la croissance de la navigation dans le golfe du Saint-Laurent et dans les eaux de l'archipel des Îles, soit provenant du secteur de la plaisance, de la pêche, de l'aquaculture, des activités commerciales et de la recherche (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2009). Pour ce faire, un registre de contacts de tout organisme local et régional concerné, tel que Transports Canada et les associations de pêcheurs, a été créé dans le but de dresser un bilan des activités nautiques prenant place dans chacun des ports et marinas de la région. Par la suite, une liste des infrastructures portuaires présentes aux Îles-de-la-Madeleine a été établie afin de déterminer la capacité d'accueil et le risque de contamination associé à chacun des ports. Finalement, une enquête a été menée auprès des plaisanciers au sujet de leurs déplacements quotidiens et de la fréquence de leur circulation. Quelques questions ont été ajoutées au sondage concernant les travaux d'entretien effectués sur les embarcations de plaisance pour éliminer les organismes incrustés ou attachés aux parois des équipements. Par ailleurs, la dernière section du questionnaire avait pour but d'évaluer les connaissances des plaisanciers en matière d'espèces marines envahissantes et des différents vecteurs d'introduction (*ib.*).

Le volet détection, tout comme le projet de 2007 mentionné préalablement, comprenait un suivi de la propagation des tuniciers envahissants dans l'archipel. Les plaques en PVC ont été immergées et installées à différentes périodes entre les mois de juin et d'octobre. Celles-ci ont ensuite été analysées en laboratoire (*ib.*). Plusieurs plongées ont également été effectuées en octobre et en novembre 2008 pour compléter le suivi des populations envahissantes. Selon les plaquettes de détection, la prolifération du botrylle étoilé était plus élevée dans la marina du Havre-Aubert ainsi qu'au quai de Cap-aux-Meules et de Pointe-Basse. Les plongées ont permis de détecter des colonies notamment dans la marina de Havre-Aubert, le port de Grande-Entrée, le port de Cap-aux-Meules et la lagune de Havre-aux-Maisons. Il est important de noter que les résultats obtenus par l'observation sous-marine ne correspondaient pas assidûment aux résultats des plaques de détection. Le Comité ZIP considère ainsi que les deux méthodes sont complémentaires et doivent continuer d'être utilisées conjointement afin d'obtenir les meilleurs résultats possibles (*ib.*).

Le volet gestion du projet présentait, en premier lieu, les résultats d'un échantillonnage du crabe vert européen réalisé par le MPO d'août à octobre 2008 dans sept différents sites ciblés. Les dimensions des 457 crabes capturés ont été mesurées. Contrairement aux captures effectuées antérieurement entre 2004 et 2007, le nombre d'individus récoltés en 2008 était largement plus important (*ib.*). De plus, un atelier sur les tuniciers envahissants a été organisé et s'est déroulé en décembre 2008. Celui-ci avait pour but de regrouper les connaissances de plusieurs experts sur les divers processus d'intervention existants pour les espèces de tuniciers. Des conférenciers ont été invités à partager leurs expériences et leurs savoirs lors de cet atelier afin de formuler des recommandations pour le cas spécifique de la prolifération de ces espèces aux Îles-de-la-Madeleine. Celles-ci incluaient notamment la mise en place de simulations d'interventions (*ib.*).

Phase 2

Le volet prévention de la deuxième phase de ce projet était composé de la réalisation et de la mise en place d'un registre de la navigation de plaisance dans les ports et marinas des Îles et de la création de courts messages radiophoniques à l'intention de la population locale et touristique. Le registre, distribué aux gestionnaires de quatre différentes marinas, a été développé sous forme de livret contenant des questions que les plaisanciers doivent remplir à leur départ ou à leur arrivée. Cet outil exige que les plaisanciers indiquent toute destination où leur embarcation a passé plus d'une journée complète accostée au quai du

port ou de la marina. L'application du registre permettra d'identifier les sources potentielles de la contamination biologique et la provenance des bateaux présents dans les ports ainsi que de cibler les ports les plus risqués (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010). Le premier volet comprenait également la diffusion de messages d'environ 60 secondes à la radio lors de la saison estivale de 2010 dans le but de sensibiliser la population à la problématique des invasions biologiques (*ib.*).

Le volet détection représentait un suivi des mesures de détection précoce des tuniciers envahissants préalablement mises en place. Des plaques de détection ont été immergées entre les mois de juin et octobre. La présence de ces organismes a été identifiée principalement à la marina de Havre-Aubert et au quai de Cap-aux-Meules. Cependant, contrairement aux résultats obtenus en 2008, la présence du botrylle étoilé à la marina était plus importante alors que les colonies préalablement présentes au quai de Basse-Pointe n'ont pas été observées en 2009. Les conditions environnementales variables pourraient expliquer ce phénomène. Toutefois, le comité recommande que l'immersion des lignes de plaquettes soit réalisée au cours des prochaines années (*ib.*). De plus, deux formations théoriques et pratiques ont été données aux plongeurs sous-marins en août et en octobre 2009 afin de développer leurs connaissances au niveau de l'identification des espèces marines envahissantes, les techniques de détection, les méthodes de gestion ainsi que pour présenter le trajet de plongée. Les travailleurs du milieu de la mer, tels que les travailleurs d'usines de transformation, peuvent potentiellement entrer en contact avec des organismes nuisibles. Pour cette raison, une formation de sensibilisation a été préparée pour ces travailleurs (*ib.*).

Dans le cadre du volet gestion, une recherche documentaire a été effectuée sur les vecteurs d'introduction des espèces aux Îles-de-la-Madeleine, les lois et les règlements applicables au transfert d'organismes et à la sécurité du transport maritime au niveau des salissures biologiques et des activités de ballastage et de déballastage. Les différentes méthodes de contrôle et d'éradication des espèces aquatiques envahissantes ont également été recherchées (*ib.*). Une tentative d'éradication de tuniciers envahissants avait été tentée en mars 2008 par le MPO dans la province de Terre-Neuve. Les intervenants locaux, soit les différents ministères concernés, la municipalité des Îles et le Comité ZIP, ont ainsi décidé de reproduire cette tentative en tant qu'exercice de simulation d'urgence au quai de Cap-aux-Meules (*ib.*). La méthode consistait de recouvrir la coque d'une barge infestée avec une grande toile et de la remplir par la suite d'eau douce afin

d'éliminer les espèces incrustées aux parois (*ib.*). Cette activité a permis d'accroître la sensibilisation des intervenants concernés, de tester l'efficacité d'une technique d'éradication et de développer des améliorations pour l'usage futur de cette méthode. Les résultats de l'expérience *in situ* se sont avérés positifs (*ib.*).

2.3 Les techniques existantes

Les répercussions causées par les invasions des espèces exotiques envahissantes peuvent être considérables selon l'espèce et le milieu dans lequel elle se retrouve. Conséquemment, les intervenants locaux, nationaux et même internationaux liés à la problématique des organismes nuisibles ont la responsabilité d'agir pour gérer la prolifération et réduire les impacts sur l'environnement et la société. Il existe de multiples méthodes et techniques de gestion des espèces invasives. Celles-ci sont classées dans différentes catégories, à savoir les méthodes de prévention, de contrôle et d'éradication (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010).

Les méthodes d'éradication sont mises en place pour supprimer tous les organismes reproducteurs d'une espèce dans un milieu quelconque ou de réduire les populations en deçà d'un nouveau soutenable afin qu'elles ne puissent se renouveler (*ib.*). Contrairement à celles-ci, les méthodes de contrôle ne cherchent à faire disparaître une espèce, mais cherchent à gérer continuellement le taux de reproduction ainsi que l'aire de répartition d'une espèce (Gherardi and Angiolini, s.d.). Les trois grandes classes sont le contrôle physique, chimique et biologique. Celles-ci incluent notamment l'élimination mécanique, l'installation de barrières physiques, l'usage de biocide naturel ou chimique, l'utilisation d'agents pathogènes et même de mâles stériles (*ib.*; Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010). Certaines de ces méthodes seront présentées en plus grands détails aux Sections 2.3.2 et 2.3.3. Par ailleurs, la figure récapitulative dressée à la fin du présent chapitre (Figure 2.1) permettra de visualiser plus clairement les techniques et leurs fonctions.

2.3.1 La prévention

Malgré la disponibilité des stratégies de contrôle et d'éradication applicables aux espèces aquatiques envahissantes telles que les tuniciers envahissants et le crabe vert européen, le concept de prévention représente la meilleure des méthodes existantes, car elle permet d'éviter l'établissement des espèces au sein d'un nouveau milieu et l'expansion de leur aire de distribution. Toutes régions, qu'elles soient susceptibles ou non à l'introduction

d'espèces nuisibles, devraient ainsi mettre en place divers mécanismes et mesures de prévention (Ricciardi, 2009). La détection précoce des colonies est essentielle à la prévention des invasions biologiques, car elle permet d'agir avant que la population de pestes n'atteigne sa capacité porteuse. La surveillance, la sensibilisation et l'éducation, la gestion des habitats, la quarantaine, le contrôle des vecteurs d'introduction ainsi que tout règlement et code de pratique existants ou permis nécessaire au transfert et à l'introduction des espèces, permettant de contrôler les déplacements de ces organismes au sein de la province et du pays, sont considérés comme des éléments essentiels de cette stratégie (Leung and Edwards, 2007).

La gestion des habitats consiste à rendre un milieu soit moins susceptible à une invasion, soit plus convenable au développement des prédateurs naturels d'une espèce nuisible. La polyculture, à l'opposition de la monoculture, est un exemple de gestion des habitats, car la diversité d'un système est généralement corrélée négativement avec l'établissement des envahisseurs (Gherardi and Angiolini, s.d.; Risch *et al*, 1983). La quarantaine permet de restreindre et d'empêcher le transfert des organismes en vertu de lois, de traités internationaux ou de restrictions tels que l'interdiction à toute cargaison comprenant des emballages de bois non traité provenant de Chine. Cette interdiction instaurée par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) est en vigueur depuis le 4 janvier 1999 (CSCB, 1998). La quarantaine fait partie intégrante du contrôle des vecteurs d'introduction. Lorsque les modes de transfert sont connus, il est possible d'éviter ou de réduire la probabilité qu'une espèce soit introduite accidentellement en mettant en place des mécanismes de sécurité comme les différents traitements disponibles pour les eaux de ballast, tels que la désoxygénation ou la stérilisation chimique (Ricciardi, 2009). L'inspection des cargaisons, la stérilisation des produits aquacoles et des équipements représentent également des méthodes préventives efficaces (Green Crab Control Committee, 2002).

Dans le cas du crabe vert *Carcinus maenas*, le nombre d'individus peut être estimé via la plongée sous-marine, les différentes techniques d'échantillonnage ou par l'utilisation de marqueurs. La méthode de marquage et de recapture (*mark-release-recapture* MRR) est utilisée pour évaluer la taille de la population initiale du crabe, pour suivre l'évolution de l'espèce après l'application d'une ou plusieurs techniques de contrôle et par conséquent, permet de déterminer l'efficacité desdites techniques. Celle-ci consiste à injecter une marque lisible aux rayons X ou d'un élastomère fluorescent (de Rivera *et al*, 2007; Larson

et al, s.d.). Ainsi, l'instauration d'un programme de suivi ou de surveillance, suite à une éradication ou à une réduction des populations nuisibles, est indispensable. Outre la surveillance, les activités de sensibilisation représentent une composante importante d'une stratégie de prévention et doit impliquer non seulement la population, mais les industries et organismes concernés. L'implantation et l'adoption de meilleures pratiques de pêche, d'élevage aquacole, de transport maritime et de plaisance peuvent contribuer à une diminution du risque d'invasion biologique d'une région (Green Crab Control Committee, 2002).

Le *monitoring* et le suivi des populations de tuniciers sont également recommandés. Bien que certaines techniques de surveillance aient été adaptées aux tuniciers, celles-ci contribuent au même objectif. Contrairement au crabe vert, les tuniciers restent fixés aux surfaces rocheuses ou aux infrastructures anthropiques rendant donc le prélèvement d'échantillons par capture non applicable. Toutefois, un test spécifique aux tuniciers a été développé par une chercheuse du Collège vétérinaire de l'Atlantique à Charlottetown, à l'Île-du-Prince-Édouard, et permettra de détecter l'ADN des organismes dès le stade de l'œuf dans des échantillons d'eau. Ce test permettra la détection à un stade précoce de la présence de nouveaux individus (CBC News, 2010a). Par ailleurs, afin de contrer l'effet négatif du *biofouling* des tuniciers salissants, de nombreuses coques de navires et de bateaux sont recouvertes d'une peinture antisalissure à base de tributylétain (TBT) et de composés métalliques. Cette peinture est efficace et vient remplacer des anciennes méthodes telles que l'arsenic ou les composés de mercure. Cependant, l'usage du TBT est interdit au Canada depuis 2003 en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* (LPA) en raison de sa toxicité et de ces impacts importants sur l'environnement. De plus, l'Organisation maritime internationale (OMI) a adopté la *Convention internationale sur le contrôle des systèmes antisalissures nuisibles sur les navires* en 2001 qui interdit l'usage de ce composé dans la peinture et exige depuis janvier 2008 le revêtement de cette couche toxique sur les coques afin d'éviter la lixiviation de cette substance dans l'eau (Environnement Canada, 2011). Toutefois, des alternatives sont présentement en développement.

Le *Department of Agriculture, Fisheries and Forestry* du gouvernement de l'Australie a développé un manuel de surveillance des envahisseurs. Le document décrit et présente les différentes étapes à suivre pour la conception et la mise en œuvre d'une stratégie de surveillance et de *monitoring*. Il permet d'adapter le programme de surveillance à l'espèce

nuisible ciblée, aux conditions environnementales du milieu, ainsi que les capacités d'action des organismes concernés (Australian Government Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, 2009). Ce guide est particulièrement pertinent et devrait être consulté dans le cadre de l'élaboration d'un plan d'action contre les espèces aquatiques envahissantes.

2.3.2 Les stratégies opposées

Il est important de noter que la prévention n'est pas toujours possible, car les espèces ne sont que rarement identifiées dès leur introduction et leur surveillance n'est pas exhaustive (Ricciardi, 2009). Ainsi, lorsque les espèces sont introduites dans un écosystème étranger et réussissent à s'établir, la gestion des invasions biologiques prend un changement de direction soit par le contrôle, soit par l'éradication (*ib.*). Si une méthode d'éradication est sélectionnée, elle doit être appliquée rapidement et préférablement suite à l'introduction d'une espèce, car plus celle-ci prend de l'expansion, plus l'éradication sera difficile. L'avantage d'utiliser de telles méthodes est la possibilité d'éviter les dépenses financières ainsi que de réduire le tribut sur l'environnement associé aux mesures de contrôle nécessitant d'être implantées perpétuellement (*ib.*; Gherardi and Angiolini, s.d.). Cependant, quelques complications peuvent potentiellement survenir. Une des conséquences principales de l'éradication d'une espèce est l'invasion d'une seconde espèce nuisible dont la population était préalablement contrôlée par la première espèce. Par conséquent, des notions élémentaires d'écologie sur la biodiversité, la dynamique des écosystèmes et les interactions écologiques interspécifiques et intraspécifiques doivent être maîtrisées (Zavaleta, s.d.). Les méthodes de contrôle sont généralement plus largement utilisées, car l'éradication ne s'avère fructueuse que sous certaines conditions. Effectivement, une liste de nombreux facteurs peut faire en sorte que l'espèce éradiquée se réintroduise au sein de l'écosystème. Le potentiel de rétablissement d'une espèce est donc tenu d'être réduit à un minimum et surveillé de près (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010; Ricciardi, 2009; Gherardi and Angiolini, s.d.). Par ailleurs, le processus d'éradication est plus susceptible de causer des impacts négatifs sur une ou plusieurs autres espèces non ciblées par la méthode employée. Somme toute, la sélection de la méthode de gestion devrait être réalisée en fonction des conditions environnementales, écologiques, sociales et économiques inhérentes à chacune des situations de contamination biologique (Gherardi and Angiolini, s.d.).

2.3.3 Le contrôle du crabe vert

Les stratégies de contrôle, tel que mentionné à la Section 2.3, sont divisées en plusieurs catégories. Il existe, pour la gestion des populations de crabe vert européen, des méthodes de contrôle physique, biologique et chimique. Certaines de ces méthodes font également partie du volet éradication. Celles-ci seront présentées dans la présente section et seront récapitulées à la Figure 2.1 retrouvée en fin de chapitre.

Contrôle physique

Les méthodes de nature physique incluent tout procédé manuel ou mécanique qui se traduit par l'élimination ou la réduction du nombre d'individus d'une espèce nuisible. Celles-ci exigent généralement plus de main-d'œuvre que les autres catégories et peuvent entraîner la nécessité d'être appliquées à plusieurs reprises (U.S. Fish and Wildlife Services, 2009). Les techniques applicables à l'espèce du crabe vert *Carcinus maenas* incluent la collecte, la construction de barrières physiques ainsi que l'implantation de mesures d'atténuation des impacts. Les différents types de capture du crabe vert sont nombreux et comprennent la capture manuelle, mécanique et commerciale (Klassen and Locke, 2007).

Un projet a été réalisé dans le havre de Bodega, un petit havre naturel situé au Nord de la California, entre 2006 et 2008. L'objectif était d'évaluer l'efficacité des méthodes d'élimination du crabe vert et les impacts associés à ces activités. Pour ce faire, une multitude de techniques de capture ont été utilisées, soit la capture manuelle et la capture mécanique. En deux jours, les participants avaient réussi à ramasser 476 crabes manuellement. En ce qui concerne la capture mécanique, celle-ci incluait l'utilisation de pièges à appâts (laitue de mer et poissons d'appât), de la technique de pêche à la senne, de la technique de pêche à la nasse pliante, de pièges à tuyaux et de chaluts (Larson *et al*, s.d.). Les résultats obtenus un an après le début des activités d'élimination étaient positifs. Effectivement, la population de crabe vert a été réduite à environ 85 % de sa taille initiale. Près de 9 700 crabes verts auraient été piégés sur une période de 66 jours de collecte (*Id.*, Australian Government, 2008). Par ailleurs, la diminution du nombre d'individus de *Carcinus maenas* a entraîné l'augmentation de la population de *Hemigrapsus oregonensis*, une espèce de petit crabe, grâce aux taux allégés de compétition entre ces espèces (Larson *et al*, s.d.). Un des principaux avantages d'utiliser une des techniques de piégeage est la facilité de récolter des individus de grande taille

sans provoquer de préoccupations environnementales ou sur la santé. Cependant, les projets réalisés dans les régions envahies par cette peste ne représentent pas toujours une réussite. Les populations isolées ou retrouvées dans des petites baies sont généralement plus facilement contrôlables, tel que l'exemple du projet du havre de Bodega (Australian Government, 2008). La Ville de Edgartown, Massachusetts aurait également réussi à réduire la population de *Carcinus maenas*. Environ 10 tonnes de crabes verts ont été éliminés des étangs locaux en 1995 par l'entremise de méthodes de capture ciblée (Ruiz *et al*, 1998).

Les collectes manuelle et mécanique reposent grandement sur la participation de bénévoles et exigent parfois beaucoup de temps avant de pouvoir observer des résultats. Effectivement, l'équipe de Bodega aurait passé plus de trois étés à attraper des individus de crabes, sans toutefois atteindre une éradication complète (Larson *et al*, s.d.). Cependant, une étude a été effectuée à l'Île-du-Prince-Édouard en 2002 afin d'évaluer l'efficacité d'une telle méthode de contrôle dans la région. En deux semaines, environ 15 000 crabes verts ont été attrapés à l'aide de cages à crabe ou à homard et le taux de capture était de plus de 100 crabes par piège (JCG Resource Consultants, 2002). Par ailleurs, la pêche commerciale du crabe vert pourrait contribuer à la décroissance des populations identifiées dans les régions côtières du monde (Klassen and Locke, 2007). Tel que mentionné à la Section 1.1.1, cette espèce possède une certaine valeur économique dans certains pays. Toutefois, en l'absence de marché pour les produits du crabe vert au Canada, la pêche commerciale n'apparaît pas comme une technique viable et ne sera considérée parmi les techniques analysées (Green Crab Control Committee, 2002). En général, les divers types de capture sont répandus en raison du faible coût d'opération relié à la participation de volontaires ainsi que la facilité d'application grâce au peu de recherche nécessaire à leur mise en œuvre (*ib.*).

Outre les techniques de collecte, des mesures peuvent être mises en place pour confiner les populations nuisibles ou pour empêcher leur migration vers des secteurs plus susceptibles à leur établissement. Ces mesures consistent à installer des barrières physiques, telles que des clôtures ou des filets, afin de créer des zones d'isolement et de protection. Cette méthode peut être appliquée à de nombreuses autres espèces en adaptant le type de barrière à la taille des organismes (Gherardi and Angiolini, s.d.; Klassen and Locke, 2007). Par exemple, en Australie, des clôtures spécialisées sont utilisées pour restreindre le mouvement des populations de dingo (Gherardi and Angiolini,

s.d.). Il s'agit d'une méthode de contrôle passive, ainsi, l'implantation de celle-ci ne requiert de ressources que pour son installation et ne cause aucun effet pervers à l'environnement ou à la santé de la population humaine. Cependant, les données et les informations concernant ces barrières ne sont pas assez exhaustives pour en déterminer son efficacité contre le mouvement du crabe vert. Ainsi, des essais terrain pourraient être requis afin d'en déterminer leur influence sur le confinement de cette espèce (Australian Government, 2008).

Les mesures d'atténuation des impacts causés par la présence d'une espèce nuisible font également partie du contrôle physique. Celles-ci sont développées et mises en place afin de réduire les répercussions causées par la présence de l'espèce envahissante et non dans le but de réduire le nombre d'individus ou de les éliminer. Tel que décrit à la Section 1.2.4, le crabe vert représente une menace pour les bancs de mollusques bivalves et pour l'industrie aquacole. Par conséquent, il est possible d'adapter les pratiques de pêche et d'aquaculture afin de réduire l'ampleur de cette nuisance. Ces techniques incluent notamment la culture suspendue de bivalves tels que les huîtres, l'aménagement de filets à mailles ou de cages pour recouvrir et protéger les bancs et les parcelles d'élevage de mollusques ainsi que la modification de la période d'ensemencement, la taille et la densité des parcelles d'élevage pour éviter la prédation par le crabe vert (Ruiz *et al*, 1998; Australian Government, 2008; Flimlin and Beal, 1993). En général, il s'agit de solutions d'ingénierie ou de modifications aux pratiques courantes de pêche et d'élevage et exige ainsi d'être adaptée aux conditions de chacun des différents milieux (Australian Government, 2008). Selon une étude réalisée en 2001, une transplantation retardée des semences entraînerait une réduction des pertes de la culture dues à la prédation par cette espèce (Grosholz *et al*, 2001). Par ailleurs, une autre étude a permis d'observer une réduction de la prédation du crabe vert suite au recouvrement des parcelles d'élevage par un filet ou d'une grille faite de plastique ou de métal. Par exemple, les huîtres peuvent être recouvertes d'un filet à mailles ou d'un sac protecteur afin d'éviter les effets dévastateurs de ce prédateur vorace. Ces méthodes sont employées notamment au Nouveau-Brunswick et à l'Île-du-Prince-Édouard (Flimlin and Beal, 1993; Gillis *et al*, 2000).

Contrôle biologique

Les ennemis naturels d'une espèce nuisible ciblée, les parasites ainsi que la modification de la composition génétique des populations font partie du contrôle biologique. Les

techniques de gestion de l'habitat peuvent permettre de modifier la dynamique d'un écosystème en rendant un milieu, par exemple, plus convenable à l'expansion de compétiteurs ou de prédateurs du crabe vert *Carcinus maenas*, notamment le *Callinectes sapidus* et le *Hemigrapsus sanguineus*. Le but principal lors de l'application de cette méthode est d'entraîner une réduction de la population de l'espèce nuisible ou une réduction de ses impacts grâce à une altération de leur consommation des ressources. Une étude effectuée en 2005 a évalué les conséquences de la présence du crabe bleu *Callinectes sapidus*, une espèce indigène, sur l'abondance et le taux de prolifération et de migration du crabe vert. Les aires de répartition des deux espèces se chevauchent sur la côte Atlantique de l'Amérique du Nord et les résultats obtenus démontrent que le crabe bleu représente une résistance biotique à la propagation du crabe vert envahisseur (de Rivera *et al*, 2005). Effectivement, plus les populations indigènes étaient importantes dans les baies et les estuaires, plus l'abondance et le taux de survie du *Carcinus maenas* diminuaient. Bien que le crabe bleu soit présent à des latitudes inférieures, un taux élevé de prédation par le *Callinectes sapidus* sur le crabe vert a été observé au cours de l'étude, autant en laboratoire que sur le terrain, dont le gradient augmentait particulièrement dans la partie Sud de l'aire de distribution du crabe vert (*ib.*). La distribution géographique du crabe bleu est relativement variée, des populations sont retrouvées sur la côte Est de l'Amérique du Nord et de l'Amérique du Sud, au Japon ainsi qu'au Nord de l'Europe. Toutefois, selon l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), la limite nord de l'aire de répartition de ce crabe en Amérique du Nord se situerait dans les eaux côtières de la province de la Nouvelle-Écosse. Par conséquent, l'applicabilité de l'introduction de cette espèce en vue de contrôler les populations de *Carcinus maenas* est discutable (FAO, 2011).

En outre, le crabe sanguin *Hemigrapsus sanguineus* aurait également une influence négative sur les populations de *C. maenas*. En 2008, une étude a tenté d'identifier les impacts de ce prédateur nouvellement introduit retrouvé dans plusieurs régions habitées par le crabe vert (Griffen *et al*, 2008). Les observations effectuées dans le cadre de cette analyse suggèrent une corrélation négative entre la présence du crabe sanguin et la prédation par le crabe vert sur les populations de moules reliée à un taux inférieur de croissance de ce dernier. Les résultats de l'analyse de la contenance des estomacs des crabes verts soutiennent que le *C. sanguineus* provoque un changement de son régime alimentaire. Celui-ci consomme une plus grande quantité d'algues en présence de son

compétiteur, qui représente également un prédateur pour les crabes verts de stade post-larvaire (*ib.*).

Le contrôle biologique peut aussi être appliqué pour protéger les ressources vulnérables de mollusques bivalves grâce au poisson-crapaud *Opsanus tau* (Klassen and Locke, 2007). Puisque le régime de cette espèce est composé principalement de crabes et qu'elle ne se nourrit que rarement de moules et d'huîtres, elle permet de réduire la prédation sur les mollusques d'élevage en diminuant les populations de crabe vert (Flimlin and Beal, 1993). Le poisson-crapaud a été introduit par certains aquaculteurs dans le but de prévenir le processus de *biofouling* sur les équipements ainsi que pour protéger leur culture (*ib.*). Tout comme le cas du crabe *Callinectes sapidus*, l'aire de distribution de ce poisson sur la côte Est de l'Amérique du Nord ne s'étendrait pas jusqu'aux eaux des Îles-de-la-Madeleine. Effectivement, il serait retrouvé entre les États de la Floride et du Massachusetts (*Id.*). Ainsi, le succès d'une introduction de cette espèce dans la région du golfe du Saint-Laurent nécessite la réalisation d'études plus exhaustives.

Les parasites sont des organismes ou microorganismes qui vivent à l'intérieur ou sur les organismes hôtes à partir desquels ceux-ci obtiennent les ressources nécessaires à leur survie (Molles, 2005). Ces prédateurs sont utilisés dans le cadre de la gestion des espèces envahissantes bien qu'ils représentent une technique relativement délicate en raison de leur spécificité à l'égard d'un hôte (Klassen and Locke, 2007). Les populations non indigènes de crabe vert se seraient proliférées de manière aussi considérable, car celles-ci, contrairement aux populations indigènes retrouvées en Europe, ne sont pas victime d'infection parasitaire (Torchin *et al.*, 2001; Kuris *et al.*, s.d.). Les agents pathogènes possédant la capacité de contrôler le taux de propagation du crabe vert incluent notamment deux types de parasites castrateurs, soit le *Sacculina carcini* et le *Portunium maenadis*, une espèce de plathelminthe parasitoïde et deux espèces de németertes de l'ordre *Hoplonemertea* (Kuris *et al.*, s.d.). Les effets de l'isopode *P. maenadis* et particulièrement du cirripède *S. carcini* ont fait l'objet de plusieurs recherches et d'essais expérimentaux et leur spécificité parasitaire sont toujours à l'étude. Selon les résultats d'une analyse effectuée, il existerait une corrélation négative entre une infection parasitaire et la taille des populations de crabes et des individus. Les observations suggèrent également que le castrateur *S. sacculina* provoque les effets les plus considérables au niveau de la croissance et de l'abondance du crabe vert en Europe, où le parasite infecte les populations. Celui-ci se nourrit des tissus de son hôte, réduit ou

inhibe sa capacité reproductrice, entraîne l'acquisition de caractéristiques femelles chez les mâles et conduit ultimement à la mort du parasite (*ib.*). Selon une étude réalisée en 2003 ayant pour objectif d'analyser la sécurité de son utilisation, le *S. carcini* pourrait entraîner la mort de crabes indigènes. Les chercheurs ont exposé quatre différentes espèces indigènes de crabe à ce parasite et ont observé que le cycle de vie du cirripède retrouvé dans ces organismes différait de celui retrouvé dans un individu d'une population de crabe vert. Bien que les résultats démontrent une préférence du parasite pour le crabe vert, les crabes indigènes ont tout de même été infectés. Par contre, il semblerait que celui-ci ne puisse se développer complètement et se reproduire dans ces crabes (Goddard *et al*, 2005). Le *P. maenadis* est cependant beaucoup moins étudié et est plus rarement retrouvé sur les côtes Atlantique de l'Europe, contrairement au *S. carcini*. Celui-ci infecterait davantage une espèce apparentée du crabe vert, soit le *Carcinus aestuarii*, retrouvée dans la région de la Méditerranée (Kuris *et al*, s.d.). Pour cette raison, ce parasite ne sera analysé plus en détail dans le cadre de cet essai.

Les trois autres candidats parasitaires au contrôle biologique sont le plathelminthe *Fecampia erythrocephala* et les némerthes *Carcinonemertes carcinophila* et *Carcinonemertes epialti*. Le ver plat *F. erythrocephala* est un parasitoïde et nécessite conséquemment la mort de son hôte afin de compléter son cycle de vie qu'il passe en grande partie dans l'hémocoèle de celui-ci. Il ne s'en détache que lorsqu'il a atteint sa maturité (*ib.*; Kuris and Goddard, 2002). Cet organisme n'est retrouvé que dans quelques régions d'Europe du Nord-Ouest et possède la capacité d'infecter les très jeunes individus de crabes verts particulièrement dans les habitats rocheux de la zone intertidale (Kuris *et al*, s.d.). Les némerthes, quant à eux, affectent les embryons en développement des femelles ovigères. Cependant, alors que le *C. carcinophila* infeste les populations de crabe dans l'Ouest de l'Europe, le *C. epialti* est couramment retrouvé sur la côte Pacifique des États-Unis, où il attaque le crabe *Hemigrapsus oregonensis*, son espèce hôte indigène principale (Torchin *et al*, 1996). Ces vers se déposent sur les crabes alors qu'ils ne sont que sous la forme de larves. Par la suite, lors de la période de ponte des crabes, les vers juvéniles se nourrissent des embryons. Ainsi, les répercussions de ces parasites sur les populations de crabe peuvent être considérables en cas d'infection (*ib.*). Cependant, la complexité d'utilisation de ces parasites provient de la spécificité de leur hôte et des conditions des habitats dans lesquels ils peuvent survivre. Pour ces raisons, le

C. epialti ne sera considéré dans cette étude. Plusieurs études expérimentales ont été réalisées dans le but d'approfondir les limites de ces agents de contrôle biologique.

Le biocontrôle permet d'éviter l'utilisation de produits toxiques et minimise ainsi les effets à la santé environnementale et humaine. Par contre, celui-ci est susceptible de représenter un risque spécifique à la dynamique des écosystèmes, qu'il s'agisse d'espèces de crabes, de poisson-crapaud, de parasites ou de tout autre guerrier naturel introduit. L'objectif est la réduction de l'espèce nuisible par le prédateur jusqu'à un équilibre écologique fiable et stable. Toutefois, des facteurs importants peuvent provoquer un danger pour les espèces indigènes non ciblées. Ces derniers incluent notamment la variabilité génétique du prédateur, pouvant entraîner une adaptation aux espèces natives, l'utilisation de prédateurs polyphages, pouvant se nourrir d'aliments très variés et donc plus susceptibles d'attaquer les espèces non ciblées, et la susceptibilité de ces agents biologiques de proliférer au-delà de l'aire de distribution des pestes et d'entraîner des répercussions importantes dans de nouveaux habitats (Ricciardi, 2009). Les incertitudes reposent sur une question de spécificité de l'agent à l'égard de son hôte. Des études exhaustives au niveau des interactions interspécifiques, des connaissances approfondies sur la biodiversité des zones envahies et un programme de surveillance à long terme des prédateurs naturels sont nécessaires afin d'appliquer une stratégie de contrôle biologique (*ib.*). La lutte biologique, étant beaucoup moins courante en milieu marin, fait également face à un autre obstacle ; l'absence de dispositions précises en la matière (Goddard *et al*, 2005).

De nouveaux traitements de contrôle moléculaire et de manipulation génétique sont également considérés dans le contrôle biologique du crabe vert tout en faisant objet de recherche continue. Ces techniques incluent la mise en liberté d'individus stériles, la stérilisation des individus par immunocontraception, et même l'insertion de gène induisant la mortalité de cette espèce. Ces méthodes sont encore au stade de développement et ne sont pas applicables sur le terrain présentement. Toutefois, elles représentent une option potentielle pour le futur et devraient être étudiées et testées davantage (Australian Government, 2008; Green Crab Control Committee, 2002). Pour ces raisons, ces traitements ne seront analysés dans le cadre de cet essai.

Contrôle chimique

Contrairement au contrôle physique et biologique, le contrôle chimique des espèces envahissantes implique l'emploi de substances toxiques. Ces derniers peuvent être utilisés sous la forme d'appâts empoisonnés à l'aide de carbaryl, un pesticide synthétique faisant partie de la famille des carbamates (Australian Government, 2008; Green Crab Control Committee, 2002). Ce pesticide peut également être mélangé à de la chair de poisson hachée, façonné en petites boules et placé au fond des terriers de crabe ou tout simplement appliqué par la pulvérisation aérienne dans le cas de contrôle des populations de crevette fousseuse dans l'État de Washington par exemple (Aasen, 1997; ASEAN, 1978). La principale préoccupation reliée à l'utilisation de produits chimiques est leur libération dans le milieu aquatique par les appâts pouvant causer des effets pervers aux espèces non ciblées. Bien que le carbaryl ne se bioaccumule pas et se dégrade assez rapidement dans l'environnement, il se voit tout de même associé à un risque toxicologique potentiel. En Australie, par exemple, une autorisation d'utilisation de ce produit nécessiterait la réalisation d'une campagne de sensibilisation auprès de la population locale (Australian Government, 2008). Par ailleurs, l'application de ce pesticide aurait été bannie dans quelques états américains. Au Canada, son utilisation doit respecter les exigences d'application de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada avec laquelle le MPO a signé un protocole d'entente (Santé Canada, 2009a). Ce protocole permet de faciliter les communications et l'échange d'informations et de résultats scientifiques entre les deux organismes dans l'ultime but de réduire les impacts causés par les produits antiparasitaires (Santé Canada, 2009b).

Éradication

L'éradication ne peut être fructueuse lorsqu'une espèce se prolifère et se développe rapidement. La priorité d'éradication débute ainsi dès l'établissement d'une population et lorsque cette fenêtre d'opportunité se referme, seul le contrôle devient possible (Ricciardi, 2009). Conséquemment, les populations établies doivent être identifiées et quantifiées et les méthodes de contrôle nécessitent d'être appliquées rapidement dans une zone relativement restreinte pour éviter la contamination par les régions avoisinantes (*ib.*). Le crabe vert européen est une espèce nuisible qui possède la capacité de proliférer et de se répandre sur une large distance grâce à leur tolérance à de nombreuses conditions

environnementales. Le taux de succès d'éradication serait plus élevé lorsque les méthodes sont appliquées dans les limites des aires de distribution géographique de l'espèce où les populations font face à des conditions environnementales et physiologiques plus sévères (Green Crab Control Committee, 2002). L'élimination du crabe peut être accomplie à l'aide des mêmes méthodes de contrôle décrites dans les sous-sections précédentes et implique le besoin de respecter et de tenir compte des mêmes critères et considérations que celles-ci afin d'assurer la réussite (Gherardi and Angiolini, s.d.). Ces critères seront présentés au Chapitre 3. Par ailleurs, tel que mentionné à la Section 2.3.1, l'instauration d'un programme de suivi et de *monitoring* au cours d'une opération d'éradication et suite à celle-ci est essentielle, car elle permet de déterminer le niveau de succès de l'intervention. Une espèce nuisible ne peut donc être considérée éradiquée tant que l'élimination de la population ne soit confirmée par l'entremise d'échantillonnage et de sondage et que le risque de réintroduction ne soit réduit à un minimum (Ricciardi, 2009).

2.3.4 Le contrôle du tunicier

Les stratégies de contrôle des tuniciers envahissants sont également regroupées sous les mêmes trois catégories, à savoir le contrôle physique, biologique et chimique. Ces méthodes seront présentées au sein de cette section. Compte tenu de l'existence de plusieurs espèces de tuniciers envahissants, il est important de noter que l'efficacité des techniques employées peut varier selon l'espèce traitée. La Figure 2.1, retrouvée à la fin du présent chapitre, résumera ces techniques.

Contrôle physique

Le contrôle physique des tuniciers envahissants inclut les méthodes nécessitant un travail manuel ou mécanique soit l'élimination manuelle de ces organismes salissants, le lavage à haute pression, le recouvrement et l'asphyxie, l'exposition à différents types de traitements physiques ainsi que l'adoption de différentes mesures d'atténuation des impacts. Plus précisément, l'élimination manuelle comprend la capture manuelle et le raclement des individus retrouvés notamment sur la coque des navires, les barges et les poteaux d'ancrage des quais (NIWA, 2008). Un projet a été réalisé en 2006 par l'État de Washington dans le Puget Sound en réponse à la prolifération des tuniciers, où environ 169 sondages avaient été effectués depuis 1998. L'équipe de travail a employé plusieurs méthodes de contrôle dont la capture manuelle (Anderson, s.d.). En général, l'élimination

manuelle requiert la collaboration de plongeurs dont la tâche est de retirer les individus des surfaces contaminées. Il s'agit d'une méthode largement utilisée en raison de sa simplicité d'application. Par contre, elle est plus coûteuse au niveau de la main-d'œuvre et du temps consacré à son application puisque les organismes sont arrachés un à un. L'efficacité repose sur plusieurs facteurs soit les efforts fournis par les plongeurs ainsi que l'intensité de l'infestation. De plus, ces derniers doivent également être éliminés afin de réduire le risque d'établissement par les larves. Lors de cette opération, il est possible de les stocker dans des sacs en plastique pour ainsi pouvoir les éliminer une fois de retour sur la terre ferme (Leung and Edwards, 2007).

En outre, l'État de Washington a également eu recours à l'utilisation d'appareils de lavage à haute pression pour faciliter la désincrustation et la perforation de ces organismes nuisibles des parois des navires et des boudins de moules en les arrosant avec des jets d'eau puissants. Ceci nécessite alors que les boudins soient retirés de l'eau, ce qui occasionne des coûts plus élevés que le nettoyage des embarcations infestées (Anderson, s.d.; Leung and Edwards, 2007). Un élément clé est à considérer avant l'application des jets d'eau. Il s'agit de la solidité avec laquelle les bivalves sont fixés aux cordages et les tuniciers à ces mollusques. Certains tests peuvent être effectués préalablement dans le but d'évaluer la faisabilité technique de cette méthode (Leung and Edwards, 2007). Un risque important de l'utilisation de jets d'eau est la fragmentation des populations de tuniciers et la recolonisation potentielle que celle-ci provoque. Puisque les fragments peuvent vivre jusqu'à 18 jours suite à l'opération, il est crucial d'intégrer des mécanismes de prévention en vue de réduire ce risque (Paetzold and Davidson, 2010).

Une technique développée et testée en Nouvelle-Zélande a été appliquée par le MPO dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador en 2008 puis celle-ci a également fait l'objet d'une simulation d'opération d'éradication aux Îles-de-la-Madeleine en décembre 2009. Il s'agit du recouvrement de coques ou de structures de quai à l'aide de grandes toiles de plastique dans lesquelles est pompée de l'eau fraîche afin de causer l'asphyxie des populations de tuniciers. Par la suite, ces derniers ont été retirés de la toile par l'entremise d'aspirateurs spécialisés (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010; MPO, 2008). L'État de Washington a utilisé cette méthode dans le cadre de leur projet de contrôle et d'éradication et aurait réussi à arrêter la propagation des tuniciers dans sept marinas et à éradiquer ces organismes dans quatre différents sites grâce à l'application simultanée de plusieurs méthodes (Anderson, s.d.). Le recouvrement de structures telles que les barges,

les coques de navires ou les piliers de quais est une opération qui nécessite généralement l'application simultanée d'une ou plusieurs autres méthodes de contrôle afin d'accroître l'efficacité des activités. En 2008 dans le port de Belloram, à Terre-Neuve, une équipe du MPO a réalisé le recouvrement des infrastructures tandis qu'une équipe de plongeurs effectuait la collecte manuelle des envahisseurs. Des aspirateurs puissants sont également utilisés afin de retirer les organismes asphyxiés et d'éviter qu'ils soient relâchés dans l'océan (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010).

Un autre type de contrôle physique implique l'exposition prolongée à l'air afin de dessécher et tuer les organismes incrustés sur les boudins. Tout comme la technique de lavage à pression, il est nécessaire de retirer les boudins de bivalves de l'eau, à l'aide d'une grue hydraulique par exemple, pour réaliser cette technique. Ceci engendre ainsi des coûts à ce niveau. L'efficacité de cette méthode est toutefois discutable en raison du peu d'information disponible. Ce traitement pourrait être appliqué conjointement avec le lavage à haute pression, par exemple, afin d'assurer un taux de mortalité plus élevé des tuniciers envahissants (Leung and Edwards, 2007). L'exposition à des températures extrêmes, à la vapeur d'eau, aux rayons des UV-B et aux électrochocs sont des traitements qui ont été suggérés, mais ne seront abordés dans le cadre de l'essai en raison de lacunes dans les informations et données scientifiques disponibles (*ib.*; NIWA, 2008).

Une seconde technique utilisée en Nouvelle-Zélande représente une stratégie potentielle pour le contrôle des tuniciers envahissants et se serait avérée relativement efficace dans l'élimination du *Didemnum vexillum*. Celle-ci permet de filtrer et de piéger les organismes via une pompe à vide sous-marine opérée par une équipe de plongeurs experts. Ce mode d'élimination rapide peut être utilisé aussi bien sur les fonds océaniques que sur la coque des bateaux (Leung and Edwards, 2007). Tel que mentionné précédemment, ces pompes sont également utilisées lors des opérations de recouvrement (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010). L'utilisation de l'aspirateur est relativement rapide, ce qui implique des coûts moins élevés au niveau de la période d'application de celui-ci. Toutefois, tout comme la capture manuelle, la question d'élimination des organismes représente également un obstacle. Le rejet de ces derniers dans l'océan pourrait potentiellement augmenter le risque de rétablissement de l'espèce. Par ailleurs, la pompe à vide sous-marine serait plus efficace contre le *biofouling* des tuniciers sur les coques de navires que sur les boudins de bivalves (Leung and Edwards, 2007).

Outre les méthodes de nature physique dédiées à la réduction des populations des tuniciers envahissants, de nombreuses mesures de mitigation peuvent être mises en place afin d'assurer le contrôle de la prolifération des espèces tout en tentant d'atténuer les impacts négatifs associés à leur incrustation des surfaces. Ces mesures impliquent la modification des pratiques aquacoles et le changement ou la rotation des équipements (LeBlanc *et al*, 2003; Ramsay *et al*, 2009). À l'Île-du-Prince-Édouard, par exemple, les mytiliculteurs permettent à leurs boudins de pendre plus profondément dans les eaux marines ou utilisent des boudins de plus grande taille afin qu'ils puissent toucher le fond marin pendant plusieurs semaines dans le but de réduire les salissures biologiques présentes sur les bivalves d'élevage. De plus, l'application de ces traitements entraînerait une croissance de la biomasse chez ces organismes (LeBlanc *et al*, 2003). Les autres adaptations potentielles incluent l'usage d'équipement mécanique de récolte afin d'augmenter la capacité de levage des boudins, la modification du matériel des boudins et du diamètre des fils flottants ou cordage, ainsi que le changement de locations des sites d'élevage et des conditions physiques du milieu. L'emploi de fils plus résistants pourrait diminuer le risque de rupture lors de la récolte due au surplus de poids causé par le *biofouling* des tuniciers envahissants (Leung and Edwards, 2007). Par ailleurs, à l'opposition de l'augmentation de la résistance des fils, la réduction de la taille des boudins peut également être considérée afin de faciliter le levage par les éleveurs et éviter la rupture du matériel. Bien entendu, ces modifications des procédés impliquent automatiquement des coûts, notamment au niveau de l'achat d'équipements et le besoin potentiel de main-d'œuvre supplémentaire, ainsi qu'un certain niveau d'acceptabilité de la part des intervenants visés. En ce qui concerne les conditions environnementales du milieu d'élevage, il a été observé par Clancey et Hinton en 2003 que le taux de turbulence de l'eau pourrait avoir une influence négative sur la fixation des larves de tuniciers. Ainsi, deux différentes options peuvent être adoptées, soit le transfert des boudins d'élevage dans des zones propices aux courants marins ou atmosphériques plus sévères ou la création d'écoulements turbulents dans les sites d'élevage actuels (*ib.*).

Les processus de transformation des tuniciers envahissants ramassés lors de l'élimination manuelle ont été inclus à cette catégorie. Cette méthode a été développée par Prince Edward Aqua Farms Inc. dans le but de traiter les eaux résiduaires contaminées de larves générées lors du lavage ou du raclement de ces organismes incrustateurs. Le processus comprend l'usage d'un bassin de décantation permettant aux sédiments de s'accumuler

au fond et dans lequel les organismes présents sont filtrés à l'aide d'une machine. Le déversement de ces eaux n'est réalisé qu'à la fin du traitement (CBC News, 2010b). Cette technique permet ainsi d'éliminer les organismes, de gérer les eaux résiduelles d'une manière responsable et de réduire le risque de prolifération de ces pestes. La boue générée dans le bassin est ensuite transformée en amendement de sol riche en nutriments (Prince Edward Island Farms, 2011). Cette technique permet non seulement de gérer les sous-produits de l'élevage de bivalves, mais entraîne également l'industrie aquacole vers une gestion environnementale durable. Aux Îles-de-la-Madeleine, l'identification du besoin et la création d'un tel marché seraient à évaluer de manière plus approfondie.

Contrôle biologique

Contrairement au contrôle physique, le contrôle biologique comprend les interactions entre les espèces nuisibles et leurs ennemis naturels provoquant une chute des populations ciblées. Les organismes limitant la propagation des tuniciers envahissants sont deux espèces de crabe ainsi qu'une espèce de gastropode. Afin d'assurer l'efficacité d'une méthode de contrôle biologique des tuniciers, les boudins de bivalves et les fils flottants doivent être abaissés afin de permettre aux organismes vivants sur le plancher océanique d'y accéder (Leung and Edwards, 2007). En 2006, à l'Île-du-Prince-Édouard, environ 20 tonnes de crabes de roche *Cancer irroratus* ont été introduits dans un site d'élevage aquacole en vue de réduire le nombre de tuniciers et les coûts et perte de productivité associés à leur présence (CBC News, 2006). Ces petites bêtes pourraient consommer jusqu'à un maximum de 11 ascidies jaunes *Ciona intestinalis* par jour chacune (Carver *et al*, 2003). Par contre, avant de recourir à une telle stratégie, il est nécessaire de réaliser des études écologiques exhaustives et d'évaluer les risques associés à une telle introduction. Les agents de biocontrôle représentent un danger potentiel à la dynamique de l'écosystème et doivent être surveillés et contrôlés (Ricciardi, 2009). L'efficacité de cette technique repose sur la capacité du *Cancer irroratus* d'identifier ses proies et de se nourrir. Ainsi, elle représente une meilleure option en tant que technique de contrôle secondaire ou tout simplement utilisée conjointement avec une autre méthode (Leung and Edwards, 2007).

Le second prédateur potentiel est le crabe vert européen *Carcinus maenas*, également considéré comme une des espèces nuisibles les plus importantes de la côte Atlantique du

Canada. Selon une étude effectuée en 2003, le crabe vert se nourrit d'ascidies jaunes, cependant, le taux de prédation serait inférieur à celui du crabe de roche (*ib.*). Le crabe vert européen, étant reconnu comme espèce envahissante importante dans la région des Îles-de-la-Madeleine, ne sera ainsi pas considéré lors de l'analyse des techniques. Le gastropode *Mitrella lunata* fait également partie des prédateurs naturels des tuniciers envahissants, plus précisément du *Ciona intestinalis*. Selon une étude réalisée dans le Sud de la Nouvelle-Angleterre, cette espèce se nourrirait de jeunes tuniciers et pourrait ainsi limiter l'expansion de ces organismes (Osman and Whitlatch, 1996; Leung and Edwards, 2007). Toutefois, des études supplémentaires seront nécessaires en vue d'établir la distribution et l'aire de répartition de cette espèce pour en évaluer son efficacité dans les eaux des provinces maritimes du Canada.

Contrôle chimique

De nombreuses méthodes potentielles de contrôle chimique contre la prolifération des tuniciers envahissants ont été explorées. Selon plusieurs études et observations, les techniques les plus viables incluent les traitements à l'acide acétique, à l'hydroxyde de calcium, à l'acide citrique et au chlorothalonil. Plusieurs autres traitements sont proposés dans la littérature, tels que l'eau de javel, les détergents, le formol et l'hydroxyde de sodium. Toutefois, le manque de ressources et d'informations concernant leur usage rend leur présentation impossible. Certaines autres méthodes ont été étudiées et testées par la communauté scientifique, mais ont été jugées inadéquates en fonction des critères d'efficacité et de coût préalablement établis. Ces derniers consistent de l'hypochlorite de sodium, de la solution de saumure, de l'algicide irgarol 1051 et de l'agent antisalissure Sea-Nine 211 (Leung and Edwards, 2007; Locke *et al*, 2009). De plus, tel que mentionné à la Section 2.3.1, le TBT est interdit au Canada en plus de deux types de pesticides soit le dichlofluanide et le tolylfluanide en raison de leur toxicité aiguë (Leung and Edwards, 2007). Conséquemment, ces techniques ne sont ni applicables ni efficaces et ne seront considérés dans le cadre de cet essai.

L'application d'une solution d'acide acétique à 5 % représente un des traitements les plus efficaces contre les tuniciers (Locke *et al*, 2009). En Nouvelle-Zélande, les boudins de moules et les équipements aquacoles infestés peuvent être recouverts à l'aide d'une toile ou d'un autre matériau puis traités au vinaigre par pompage ou tout simplement immergés dans la solution (Forrest *et al*, 2007). À l'Île-du-Prince-Édouard, différentes techniques de

pulvérisation ont été développées. À l'heure actuelle, ces techniques demeurent toutefois qu'une stratégie expérimentale (LeBlanc *et al*, 2007). L'effet principal de cet acide est la réduction du pH de l'environnement immédiat et implique conséquemment un danger potentiel pour la santé des organismes vivants non ciblés par le traitement lors de la lixiviation et le rejet à l'eau. Afin de réduire les impacts négatifs sur l'environnement de ces substances toxiques, un mécanisme de récupération de l'acide acétique a été incorporé au traitement pour limiter son contact avec l'eau (MPO, 2010c). Par surcroît, il existe encore des incertitudes quant à la fréquence et à durée d'exposition à la substance. Le second traitement le plus répandu est le traitement par solution saturée d'hydroxyde de calcium, ou chaux hydratée. Les sacs d'hydroxyde calcium sont ajoutés dans des longs bacs remplis d'eau puis les boudins se font glisser à travers le bac pour bien en imprégner les organismes salissants (Locke and MacNair, s.d.). Tout comme le traitement précédent, la chaux entraîne des préoccupations particulièrement au niveau environnemental bien que des observations effectuées à l'Île-du-Prince-Édouard soutiennent que l'écosystème ne semblait pas affecté par ce produit toxique (*ib.*).

Le pesticide chlorothalonil fait également partie de la stratégie de contrôle chimique. Ce produit est efficace pour éliminer les tuniciers même à de très faibles concentrations. Par conséquent, une petite dose de cette substance peut être utilisée pour produire une quantité importante de solution (Leung and Edwards, 2007). Bien que son usage soit autorisé au Canada, les concentrations de ce pesticide dans les eaux marines doivent cependant être inférieures à 36 µg/L. Cette substance est associée à quelques limitations, notamment l'absence d'informations au sujet de la durée de vie de cette substance chimique dans l'environnement ainsi que son usage légalement restreint. Effectivement, celui-ci serait non autorisé à l'Île-du-Prince-Édouard (*ib.*).

Éradication

L'élimination totale des espèces de tuniciers envahissants ne peut être accomplie que si la présence de ces organismes est identifiée rapidement. La détection précoce des espèces nuisibles permet à une région de réagir immédiatement et d'empêcher l'établissement permanent de celles-ci. Lorsque l'introduction ou la réintroduction d'une population ne peut être évitée, l'éradication devient très difficilement atteignable et laisse ainsi la place aux mesures de contrôle et de mitigation (Ricciardi, 2009). Compte tenu des pertes de productivité de l'industrie aquacole provoquées par les tuniciers envahissants et de la

menace qu'ils représentent, les avantages potentiels d'une éradication fructueuse de ces organismes seraient considérables (Edwards and Leung, 2009). Cependant, malgré les nombreux efforts fournis au niveau du contrôle des invasions biologiques, le taux de succès des stratégies d'éradication se voient réduites en raison du manque de coordination et de synchronisation entre les acteurs principaux et les parties intéressées (*ib.*).

La figure suivante résume l'ensemble des méthodes et techniques potentiellement disponibles pour chacune des espèces traitées, soit le crabe vert *Carcinus maenas* et les tuniciers envahissants. Celles-ci sont classées selon les trois différentes catégories de contrôle.

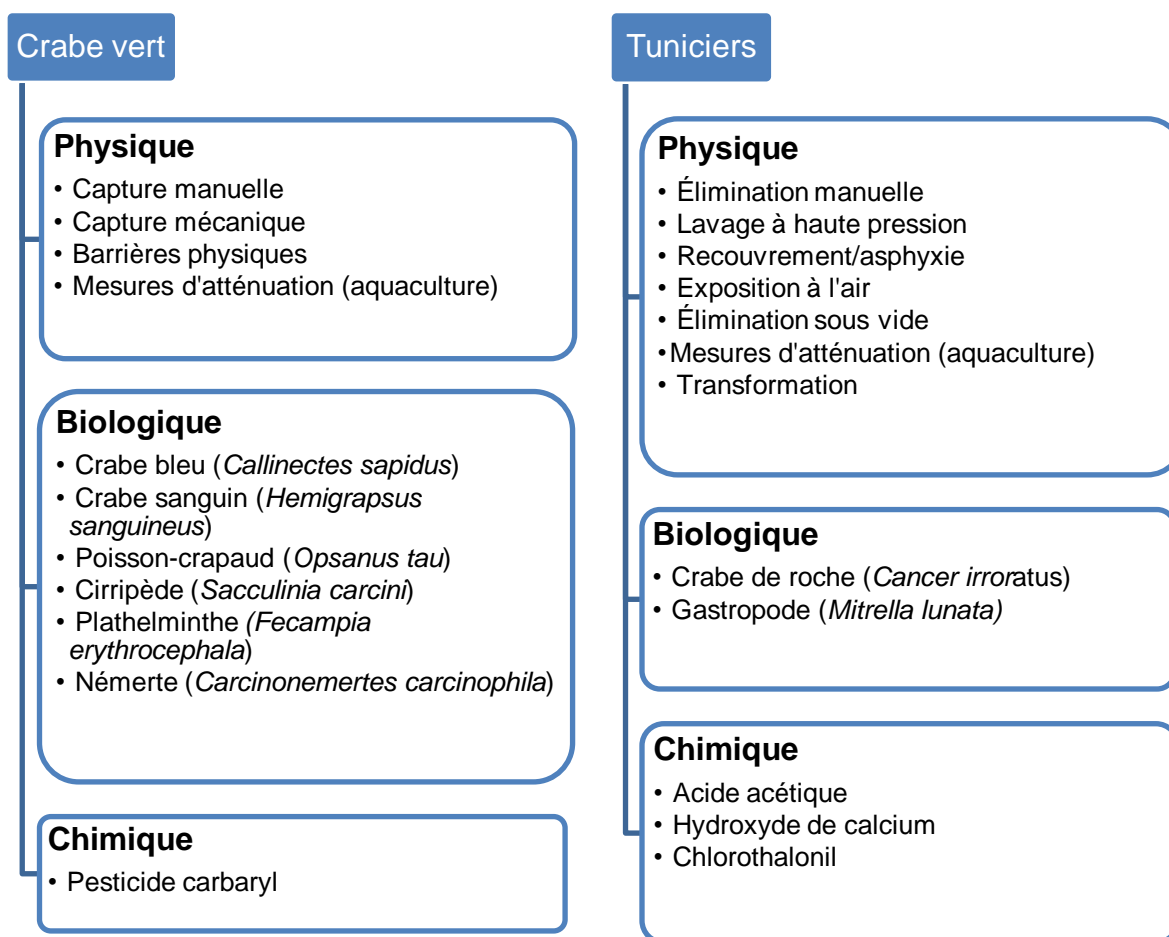


Figure 2.1 Liste des méthodes de contrôle physique, biologique et chimique

3 ANALYSE DES TECHNIQUES

Le processus d'analyse est divisé en deux parties soit la présentation des critères de pondération élaborés et l'analyse proprement dite. L'objectif de ce chapitre est de réaliser une étude comparative des techniques et d'effectuer une priorisation de celles-ci. Les résultats de cette étude seront exposés afin d'éclaircir et approfondir leur signification.

3.1 Élaboration des critères

L'implantation d'un plan ou d'un programme de contrôle des espèces nuisibles ne garantit pas son succès. Plusieurs régions ont tenté de réduire les populations de pestes ou de les éradiquer, cependant, malgré les efforts, celles-ci réussissent parfois à se réintroduire. La présente section présentera quelques cas de réussite de contrôle et d'éradication dans différentes régions du monde. Par ailleurs, elle mettra en évidence les conditions propices à l'application d'une telle stratégie de gestion ainsi que les critères d'analyse qui en sont issus.

3.1.1 Exemples de cas de réussite

La moule zébrée *Dreissena polymorpha* est une espèce très problématique retrouvée dans de nombreux pays bien que celle-ci soit originaire de l'Europe de l'Est. Au Canada, par exemple, cette espèce cause des dommages d'une valeur de plusieurs millions de dollars chaque année en raison de leur taux de prolifération élevé et leur capacité considérable d'incrustation aux surfaces naturelles et artificielles (MPO, 2011). En général, l'éradication de cette espèce est considérée comme une mission impossible. Toutefois, le Comté de Prince William dans l'État de Virginie a réussi à éliminer les populations de moules dans la carrière Millbrook. De plus, la moule à rayures noires *Mytilopsis sallei*, une espèce apparentée à la moule zébrée, a été éradiquée de trois marinas envahies dans la Ville de Darwin, situé au Nord de l'Australie (VDGIF, 2011; GISP, 2001). Pour ce faire, le *Department of game and inland fisheries* a déversé 174 000 gallons de chlorure de potassium au cours du mois de février 2006. Il est estimé que ce traitement offrira une protection à long terme d'environ 33 ans contre la réintroduction de la *Dreissena polymorpha* (VDGIF, 2011). En 1999, le *Northern Territory Government* de l'Australie a mis sur place un programme d'éradication qui s'est déroulée sur quatre semaines. Celui-ci incluait notamment un traitement chimique, le traitement de plus de 400 navires infestés et la surveillance exhaustive des zones ciblées (GISP, 2001). Ces organismes n'auraient été

défectés dans les aires traitées depuis, à l'exception des individus fixés sur la coque de quelques navires provenant de ports étrangers (*ib.*).

En 1999 sur l'île Hermite, située dans l'archipel des îles Montebello dans le Nord-Est de l'Australie, l'éradication du chat haret *Felis catus* a été réalisée sur une période de six semaines. Il serait responsable de l'extinction de nombreuses espèces de petits animaux et de vertébrés. Ainsi, l'objectif de cette opération était d'éliminer cette espèce nuisible de l'île pour ensuite y introduire ou réintroduire des espèces menacées (Algar *et al*, s.d.). Afin d'atteindre ce but, deux techniques complémentaires ont été utilisées soit le largage aérien d'appâts et la capture mécanique. Les appâts consistaient de plus de 1 000 saucisses de viande de kangourou mélangée à la toxine 1080 relâchées à l'aide d'un hélicoptère. Les survivants ont été capturés à l'aide de pièges mécaniques. Un an suite à l'éradication, le chat haret ne s'était pas réintroduit (*ib.*).

La capture manuelle s'est également avérée efficace en Californie contre le polychète sabellidae *Terebrasabella heterouncinata*, un ver qui s'incruste notamment sur plusieurs espèces de gastropodes et de mollusques marins tels que l'ormeau *Haliotis*. Grâce à de nombreux bénévoles, plus de 1,6 million de gastropodes parasités de la zone infestée de Cayucos ont été éliminés. Cette opération s'est révélée très productive, car la région était toujours libre de ce parasite deux ans plus tard (Gherardi and Angiolini, s.d.).

Outre les traitements chimiques et mécaniques, le contrôle biologique a été appliqué aux États-Unis dans le cadre de la lutte contre la cochenille australienne *Icerya purchasi*. Originnaire d'Australie, cette espèce a été introduite en Californie dans les années 1800 et a rapidement causé des impacts négatifs sur la production d'agrumes dans la région. Plusieurs prédateurs naturels de la cochenille ont été introduits dans le but de réduire les populations. Suite à l'introduction de *Rodolia cardinalis*, une espèce de coléoptère, les populations d'*Icerya purchasi* ont été éliminées. Cette technique a été utilisée avec succès dans une trentaine de pays différents où une éradication totale de l'espèce a été atteinte dans 25 de ces pays (Gherardi and Angiolini, s.d.).

3.1.2 Conditions idéales

L'élaboration et la mise en application d'un programme de contrôle ou d'éradication sont complexes et exigent une coordination et une coopération très rigoureuse entre les divers intervenants des communautés publiques, gouvernementales et privées. Parfois, en dépit

des nombreux efforts mis en œuvre pour atteindre l'objectif de l'opération, la réduction des populations nuisibles n'est tout simplement pas réalisée (Edwards and Leung, 2009; Gherardi and Angiolini, s.d.). En revanche, certaines interventions se révèlent très productives telles que les exemples de cas mentionnés à la section précédente. Afin d'effectuer une opération de manière efficace et efficiente, un nombre de conditions et d'éléments clés sont tenus d'être pris en considération. Ces derniers permettront d'optimiser l'utilisation de la méthode ou de la combinaison de méthodes employées.

Lorsque des mécanismes de prévention, de détection précoce et de surveillance sont implantés, les résultats obtenus suite à une intervention de contrôle ou d'éradication seront plus fructueux, car ils permettent à la région d'évaluer la situation, d'agir rapidement et de réduire le risque de propagation des populations. En cas contraire, une espèce envahissante peut se proliférer jusqu'à l'atteinte de sa capacité porteuse et diminuer les chances de succès des techniques utilisées. De plus, certaines méthodes seront beaucoup plus efficaces face à un petit nombre d'individus qu'une invasion complète de la zone à l'étude. Effectivement, les invasions biologiques qui se produisent dans des zones plus restreintes et éloignées s'avèrent plus facilement contrôlables en raison de leur aire de répartition plus étroite. Ainsi, il est préférable d'éradiquer dans les premiers stades de l'invasion et d'éviter toute prorogation au niveau de la mise en route du plan d'action établi (Ricciardi, 2009; Gherardi and Angiolini, s.d.).

En outre, il est recommandé de surveiller l'avancement de façon régulière en vue d'assurer l'efficacité des opérations, de faciliter l'estimation de la charge de travail restante et d'évaluer le besoin d'apporter toute modification au programme implanté (Gherardi and Angiolini, s.d.). Ceci permet, au surplus, de vérifier l'abondance et la disponibilité des ressources tout au long du processus, notamment au niveau du financement, de la main-d'œuvre et de l'engagement des parties intéressées.

Finalement, il est impératif d'assurer le succès de l'intervention et de prévenir la réintroduction et la recolonisation d'une espèce suite à son éradication. Ceci peut être accompli par le contrôle des vecteurs d'introduction par exemple ou par la réalisation d'un suivi exhaustif à long terme par surveillance et échantillonnage périodique (Ricciardi, 2009).

3.1.3 Critères d'évaluation des méthodes

La sélection de méthodes de contrôle appropriées n'est point une simple décision. Celle-ci nécessite un processus d'évaluation en vue de les analyser et de les comparer en vertu d'une liste de critères proposés. Cette étude permettra de prioriser les techniques et ainsi d'assurer qu'elles parviennent à l'objectif principal, soit d'éradiquer ou de contrôler une invasion biologique de manière optimale. Les critères de pondération pour le crabe vert européen et les espèces de tuniciers envahissants ont été élaborés suite à une revue exhaustive des résultats d'études scientifiques et des informations recueillies. Ces derniers représentent les éléments clés et les principales considérations mis en évidence dans la documentation et tiennent compte d'une multitude d'enjeux environnementaux et techniques. Une série de trois critères ont été établis et organisés en deux différentes catégories en fonction de la nature de ceux-ci. Il s'agit des critères d'efficacité et de risques. Il est important de noter que les critères ont été élaborés et définis en tenant compte de l'information et des données recueillies et disponibles au moment de la réalisation de l'étude. Cette analyse représente une première étape dans l'évaluation des techniques et devrait être utilisée en tant que point de départ au cours du processus de sélection par les intervenants.

La première catégorie regroupe plus précisément deux critères soit l'efficacité technique et le niveau de maîtrise technique. Celle-ci permettra d'évaluer la capacité de chacune des méthodes à contrôler ou à éradiquer l'espèce ciblée. L'efficacité technique implique non seulement l'assouvissement des résultats obtenus, mais également la susceptibilité de l'espèce nuisible au traitement. Effectivement, l'efficacité technique générale d'une méthode est mesurée notamment par le degré d'impact de celle-ci sur la taille et le taux de mortalité des populations. L'implantation d'un traitement qui ne veille à la diminution des risques associés aux invasions biologiques ne s'avère en aucun cas efficace. Ainsi, l'efficacité est directement reliée à la capacité de chacune des méthodes d'atteindre l'objectif fixé par les intervenants. Le deuxième critère se rapporte à l'évaluation du niveau de maîtrise technique des stratégies de contrôle proposées. Ce critère particulier implique le degré de connaissances, de vérification et de perfectionnement relié à chacune de ces méthodes. Ceci permettra de différencier les méthodes plus expérimentales, considérées maîtrisées à un niveau moins élevé ou tout simplement non maîtrisées, des méthodes pleinement développées et testées.

La deuxième catégorie inclut les impacts négatifs. Cette catégorie a été créée en raison des dangers potentiels associés à l'utilisation de certaines techniques, plus particulièrement les traitements chimiques et biologiques, au niveau environnemental et de la santé humaine. La protection de l'environnement, plus particulièrement la santé de l'écosystème et la qualité des eaux marines, est une préoccupation importante et celle-ci influence conséquemment le processus décisionnel.

3.1.4 Méthodologie

Le processus d'analyse utilisé dans le cadre de cet essai est adapté du système matriciel sous forme de tableau suggéré par le ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) dans le guide d'élaboration d'un plan directeur de l'eau (MDDEP, 2004). Cette méthode a été sélectionnée, car elle permet d'attribuer un ordre de priorité à chacune des techniques suggérées de manière simple et concise. Chacun des critères est divisé en trois sous-colonnes. La première colonne correspond au classement, soit à la valeur accordée au critère et son impact sur la résolution de la situation problématique des espèces envahissantes. L'objectif est de hiérarchiser les critères selon leur niveau d'importance. Ainsi, ces derniers recevront une cotation dont le total des valeurs sera égal à dix. Le poids du classement des critères est directement relié à son importance. Conséquemment, plus la cotation est élevée, plus le critère est indispensable à la sélection de la technique. La cotation la plus faible sera attribuée au critère dont la considération est souhaitable, sans toutefois être fondamentale, à la sélection.

La seconde colonne permet d'évaluer chacune des méthodes en fonction du critère. Cette pondération s'effectue relativement aux définitions présentées au Tableau 3.1. Si l'absence ou manque d'information affecte la cotation de la méthode, la note la plus sévère sera donc attribuée. Suite à cet exercice, le classement et la note attribués à chacune des techniques seront multipliés afin de remplir la troisième colonne. Celle-ci représente la note totale pondérée. Ces chiffres permettront d'identifier les solutions les plus applicables en fonction de chacun des trois critères.

Finalement, les notes totales pondérées des critères seront additionnées afin de déterminer le total des points qui seront ajoutés à la colonne du grand total. Les techniques évaluées seront ainsi associées à une valeur qui permettra de déterminer leur ordre de priorité. Par conséquent, la valeur la plus élevée représente la solution la plus

avantageuse en tenant compte de son efficacité technique, son niveau de maîtrise technique ainsi que les impacts négatifs potentiels qui en sont reliés.

Tableau 3.1 Définition des critères d'évaluation

Critères		Note	Description
Efficacité	Efficacité technique	1	La technique n'affecte que 10 % ou moins de la population ciblée et entraîne ainsi des résultats insatisfaisants et peu perceptibles au niveau de l'éradication ou du contrôle de la prolifération de celle-ci. Nécessite l'utilisation conjointe d'une autre méthode
		2	La technique n'apporte pas de résultats très satisfaisants et affecte moins de 50 % de la population, celle-ci devrait être utilisée conjointement avec une ou plusieurs autres méthodes et/ou répétées périodiquement jusqu'à ce l'objectif d'éradication ou de contrôle de la prolifération soit atteint
		3	La technique affecte plus de 50 % de la population ciblée et entraîne des résultats satisfaisants, toutefois, elle nécessite l'application conjointe d'une autre méthode et/ou une réapplication de celle-ci en vue d'atteindre l'objectif ciblé
		4	La technique a la capacité d'éliminer 90 % ou plus de la population d'invasifs et/ou de maintenir un contrôle assuré sur sa prolifération et les répercussions liées à sa présence
	Niveau de maîtrise	1	L'application de la technique est encore au stade expérimental et nécessite la réalisation d'études supplémentaires en laboratoires et sur le terrain pour identifier ses avantages, inconvénients et ses impacts
		2	L'application de la technique a fait l'objet d'études en laboratoire et sur le terrain, a été testée principalement par les chercheurs scientifiques, et/ou n'est pas encore appliquée par les intervenants. Les résultats démontrent un potentiel cependant, l'étendue des impacts n'est pas maîtrisée
		3	L'application de la technique a été testée de manière rigoureuse, a fait l'objet d'études scientifiques et/ou est appliquée par des intervenants, toutefois l'étendue de son champ d'applicabilité et de ses considérations ne sont pas encore nettement établis
		4	L'application de la technique est maîtrisée complètement, celle-ci a été testée de manière exhaustive et ses avantages et inconvénients sont connus et contrôlés
Risques	Impacts négatifs	1	<ul style="list-style-type: none"> • La technique cause des impacts potentiellement irréversibles au niveau de la qualité générale et la biodiversité de l'écosystème et est responsable de l'élimination des espèces natives <i>et/ou</i> • La technique peut causer des préjudices sévères ou des blessures importantes à la population humaine locale
		2	<ul style="list-style-type: none"> • La technique cause des impacts considérables et réduit la qualité générale de l'environnement et la biodiversité de l'écosystème et est responsable de dommages sérieux aux espèces natives allant jusqu'à leur élimination potentielle <i>et/ou</i> • La technique peut causer des effets désagréables à la population humaine locale sans que ceux-ci soient sérieux ou irréversibles
		3	<ul style="list-style-type: none"> • La technique cause des impacts perceptibles sur l'environnement et la biodiversité sans toutefois avoir des conséquences sur sa qualité générale, seulement quelques individus des populations natives peuvent en être affectés sans toutefois être éliminés <i>et/ou</i> • La technique peut causer des effets mineurs ou transitoires à la population humaine locale et ceux-ci sont peu perceptibles
		4	<ul style="list-style-type: none"> • La technique ne cause aucun impact mesurable sur la qualité générale et la biodiversité de l'écosystème et les espèces natives ne sont pas affectées <i>et/ou</i> • La technique ne constitue aucun danger pour la santé de la population humaine locale

3.2 Application des critères

Les trois critères étant définis, l'analyse de chacune des techniques a été effectuée et les tableaux de priorisation pour le crabe vert européen et les espèces de tuniciers envahissants ont été remplis. Ceux-ci sont présentés dans les sections suivantes et les implications que les résultats entraînent seront discutées.

3.2.1 Le crabe vert

Le Tableau 3.2 présente la pondération des différents types de techniques de contrôle du crabe vert européen, soit le contrôle physique, biologique et chimique, en fonction des trois critères établis.

Tableau 3.2 Analyse et priorisation des techniques de contrôle du crabe vert (inspiré de MDDEP, 2004)

Méthodes de contrôle du crabe vert		Critères d'évaluation									Grand total	Ordre
		Efficacité						Risques				
		Efficacité technique			Niveau de maîtrise			Impacts négatifs				
		Classement	Note	Note pondérée	Classement	Note	Note pondérée	Classement	Note	Note pondérée		
Physique	Capture manuelle	5	4	20	1	4	4	4	4	16	40	1
	Capture mécanique	5	4	20	1	4	4	4	4	16	40	1
	Barrières physiques	5	1	5	1	4	4	4	4	16	25	4
	Mesures d'atténuation	5	3	15	1	4	4	4	4	16	35	2
Biologique	Crabe bleu <i>C. Sapidus</i>	5	2	10	1	1	1	4	3	12	23	6
	Crabe sanguin <i>H. Sanguineus</i>	5	2	10	1	1	1	4	3	12	23	6
	Poisson-crapaud <i>O. tau</i>	5	2	10	1	2	2	4	3	12	24	5
	Cirripède <i>S. carcini</i>	5	2	10	1	2	2	4	1	4	16	7
	Plathelminthe <i>F. erythrocephala</i>	5	1	5	1	1	1	4	1	4	10	8
	Némerte <i>C. Carcinophila</i>	5	1	5	1	1	1	4	1	4	10	8
Chimique	Pesticide Carbaryl	5	3	15	1	3	3	4	2	8	26	3

Résultats et discussion

En tenant compte de l'efficacité technique de la méthode, de son niveau de maîtrise technique et de ses impacts négatifs potentiels sur l'environnement et la santé humaine, le contrôle physique est nettement préférable. Bien que l'application de ces techniques soit plus exigeante au niveau des contraintes de temps et nécessite plus de main-d'œuvre, elles n'entraînent aucun effet pervers et sont généralement plus maîtrisées et sécuritaires. Par conséquent, les deux types de capture et l'implantation de mesures d'atténuation représentent les méthodes les plus prioritaires afin de contrôler la prolifération du crabe. De plus, leur simplicité d'application et la nature préventive des mesures d'atténuation en font des solutions appropriées aux conditions géographiques et écologiques des Îles-de-la-Madeleine, soit une région éloignée et dont l'invasion biologique est encore relativement fragmentée. Tel que noté au chapitre précédent, il est important de considérer l'ampleur de la zone envahie avant d'implanter un programme de contrôle ou d'éradication, car l'efficacité de celles-ci peut en être affectée. Effectivement, ces techniques sont plus efficaces lorsqu'elles sont appliquées dans un secteur limité ou restreint.

L'installation de barrières physiques et l'utilisation du pesticide carbaryl sont également à considérer. Ces techniques pourraient potentiellement être appliquées conjointement aux méthodes de contrôle physique afin d'accroître l'efficacité technique globale du programme ou plan d'action et d'obtenir de meilleurs résultats. Par ailleurs, ceci permettrait d'utiliser la substance chimique sur une plus petite superficie et d'ainsi limiter ses répercussions sur la qualité de l'eau et des organismes marins indigènes. Les avantages de ces techniques sont leur rapidité d'exécution, leur simplicité et le faible besoin en main-d'œuvre pour l'application. Toutefois, les barrières physiques nécessitent d'être testées davantage avant leur application afin d'assurer leur efficacité à l'égard du crabe vert.

Le contrôle biologique, à première vue, semble un traitement efficace puisqu'il s'agit d'attaquer une espèce nuisible à l'aide d'un agent de contrôle, soit un ennemi naturel. La pondération la plus élevée de cette catégorie a été attribuée au crabe sanguin et au crabe bleu ainsi qu'au poisson-crapaud puisque celui-ci a été introduit à plusieurs reprises par des aquaculteurs. Cependant, tel que mentionné au chapitre précédent, le biocontrôle peut entraîner des complications malencontreuses particulièrement au niveau des impacts sur les populations endémiques. Conséquemment, l'utilisation d'une telle stratégie

exige premièrement la réalisation d'études exhaustives de la biodiversité et des interactions entre les espèces locales dans la zone ciblée et deuxièmement, un suivi et une surveillance à long terme du prédateur suite à sa mise en liberté. Pour ces raisons, une faible cote générale a été attribuée au contrôle biologique et plus particulièrement à l'usage d'espèces parasitaires. Malgré que ces organismes démontrent un potentiel au niveau de leur capacité d'éliminer les espèces, la spécificité à l'égard de leurs hôtes est problématique. Les risques associés à ces techniques suggèrent qu'elles ne devraient être utilisées qu'en dernier recours. Par ailleurs, celles-ci n'étant encore qu'au stade expérimental nécessitent d'autres tests et essais laboratoires.

3.2.2 Le tunicier

La pondération des techniques de contrôle des espèces de tuniciers envahissants a été réalisée au sein du Tableau 3.3 selon les deux séries de critères élaborés, soit les critères d'efficacité et de risques.

Tableau 3.3 Analyse et priorisation des techniques de contrôle du tunicier (inspiré de MDDEP, 2004)

Méthodes de contrôle du tunicier		Critères d'évaluation									Grand total	Ordre
		Efficacité						Risques				
		Efficacité technique			Niveau de maîtrise			Impacts négatifs				
		Classement	Note	Note pondérée	Classement	Note	Note pondérée	Classement	Note	Note pondérée		
Physique	Élimination manuelle	5	2	10	1	4	4	4	4	16	30	3
	Lavage à haute pression	5	3	15	1	4	4	4	4	16	35	2
	Recouvrement/asphyxie	5	4	20	1	4	4	4	4	16	40	1
	Exposition à l'air	5	1	5	1	2	2	4	4	16	23	6
	Élimination sous vide	5	3	15	1	4	4	4	4	16	35	2
	Mesures d'atténuation	5	2	10	1	3	3	4	4	16	29	4
	Transformation	5	2	10	1	3	3	4	4	16	29	4
Biologique	Crabe de roche <i>Cancer irroratus</i>	5	1	5	1	1	1	4	3	12	18	7
	Gastropode <i>Mitrella lunata</i>	5	1	5	1	1	1	4	3	12	18	7
Chimique	Acide acétique	5	4	20	1	2	2	4	2	8	30	3
	Hydroxyde de calcium	5	3	15	1	2	2	4	2	8	25	5
	Chlorothalonil	5	2	10	1	2	2	4	1	4	16	8

Résultats et discussion

Les techniques de contrôle physique contre les tuniciers envahissants sont nombreuses et représentent les meilleures options en termes d'efficacité technique, du niveau de maîtrise et de la sécurité de la méthode. Puisque celles-ci n'impliquent ni l'utilisation d'agent de contrôle biologique ou chimique, elles n'entraînent aucune répercussion sur la santé de l'écosystème, la qualité des eaux et la santé de la population humaine locale. Ainsi, la technique de recouvrement, le lavage à haute pression et l'élimination sous vide sont considérés prioritaires. Par ailleurs, leur efficacité et leur degré d'efficacité pour éliminer ces organismes aquatiques ont été testés et documentés de manière exhaustive. Toutefois, il est important d'inclure un mécanisme de gestion de l'élimination des tuniciers lors de l'application de ces techniques, car le rejet accidentel ou intentionnel de fragments ou d'individus pourrait accroître le risque de réintroduction de l'espèce.

Bon nombre des méthodes sont également considérées comme options valables pour les Îles-de-la-Madeleine. L'élimination manuelle et l'implantation de mesures d'atténuation sont relativement simples d'application et peuvent être adaptées à différents milieux et à différentes conditions. Bien que l'élimination nécessite une plus grande équipe d'intervenants pour assurer l'obtention de résultats satisfaisants et qu'il s'agisse d'un processus plus long, celle-ci pourrait être appliquée simultanément avec une ou plusieurs autres techniques puisque l'invasion aux Îles n'a pas encore atteint un stade problématique. En effet, l'efficacité maximale de la technique peut être atteinte uniquement en zone isolée et spatialement restreinte. La transformation des eaux résiduelles contaminées de larves et de fragments représente une solution intéressante. Celle-ci est actuellement appliquée avec succès à l'Île-du-Prince-Édouard. Toutefois, la création d'un marché et d'une demande d'amendement de sol aux Îles-de-la-Madeleine est nécessaire avant de mettre en œuvre une telle stratégie.

Au niveau du contrôle chimique, les traitements à l'acide acétique et à l'hydroxyde de calcium sont également à considérer en raison de leur efficacité technique. La préoccupation principale lors de l'application d'un traitement chimique est l'impact à l'écosystème. Cependant, d'après la documentation disponible et les études réalisées à ce sujet, la présence de ces deux substances dans l'environnement serait négligeable. De plus, l'incorporation d'un mécanisme de récupération peut être effectuée afin de limiter les dommages potentiels.

Tout comme le cas du crabe vert, le contrôle biologique ne représente pas l'option prioritaire en raison des incertitudes existantes et des répercussions possibles sur la dynamique du milieu marin. Cette technique pourrait potentiellement être appliquée à l'aide de barrières physiques afin de confiner l'agent biologique au sein de la zone ciblée et d'éviter leur prolifération. Toutefois, les renseignements et les données scientifiques n'étant pas abondants, l'introduction du crabe de roche ou du gastropode nécessiterait plus de tests et de mises à l'essai. Finalement, la cote la plus faible a été attribuée au chlorothalonil et au traitement d'exposition à l'air en raison des incertitudes reliées à leur application et à l'absence de documentation complète. Par ailleurs, les restrictions d'usage de chlorothalonil au niveau des concentrations maximales acceptables dans les eaux ainsi que l'interdiction de celui-ci à l'Île-du-Prince-Édouard n'en font point une solution viable pour les Îles-de-la-Madeleine.

4 ÉLÉMENTS DE PROJECTION

Ce chapitre explorera l'influence de plusieurs facteurs sur la distribution et la prolifération des espèces envahissantes. Les tendances générales au niveau des impacts des changements climatiques, du trafic maritime et du tourisme seront mises en évidence et permettront d'évaluer les risques potentiels auxquels la région des Îles-de-la-Madeleine pourrait éventuellement faire face.

4.1 Les changements climatiques

Les menaces à la biodiversité des pays du monde sont nombreuses et incluent notamment les invasions biologiques, la perte d'habitat ainsi que les changements climatiques. Effectivement, les oscillations des températures, l'augmentation du niveau d'eau et les altérations des zones climatiques entraînent des conséquences importantes sur l'environnement. Ces changements sont particulièrement problématiques lorsque ceux-ci favorisent et provoquent la propagation des espèces envahissantes et amplifient ainsi les préoccupations environnementales (Biological Diversity Advisory Committee, 2008).

Entre les années 1906 et 2005, la température moyenne au Canada aurait augmenté de 1,3 °C et selon les projections climatiques, la température moyenne mondiale augmentera de 1,8 à 4,0 °C d'ici la fin du siècle. Les conditions changent très rapidement et font ainsi obstacle aux populations terrestres et marines, car celles-ci ne peuvent s'y adapter aussi rapidement (Government of Canada, 2008). De nombreux scientifiques sont convaincus des répercussions des changements climatiques sur la situation des invasions biologiques, car les écosystèmes deviennent plus fragiles et susceptibles d'être envahis. Les perturbations des conditions physiques d'un milieu, telles que l'augmentation de la température ou les variations de la concentration en dioxyde de carbone, agissent comme facteurs de stress et peuvent faciliter l'introduction et l'établissement des espèces invasives grâce à leur capacité d'adaptation et à leur habileté de tolérer de vastes conditions géographiques, physiques et biologiques (GISP, 2010).

Les conséquences de ces phénomènes sont déjà observées dans plusieurs régions telles que la Colombie-Britannique, où les températures hivernales plus élevées ont provoqué une croissance incontrôlable des populations de dendroctone du pin ponderosa (Biological Diversity Advisory Committee, 2008; Fogarty, 2010). Par ailleurs, en Australie, plus

précisément dans l'État de la Tasmanie, l'introduction du crabe vert européen serait une conséquence d'un réchauffement des eaux côtières à la fin des années 80. L'espèce était présente dans la région de Victoria pendant de nombreuses décennies et l'aire de répartition de celle-ci n'avait jamais atteint des latitudes aussi basses auparavant (Biological Diversity Advisory Committee, 2008).

Le golfe du Saint-Laurent se voit également affecté par les changements climatiques, notamment au niveau de la température des eaux. Selon le registre des données de la Côte-Nord du Québec et de la Gaspésie, la température moyenne annuelle aurait augmenté de près de 1 °C depuis le début du siècle et pourrait augmenter de plus de 2,5 °C d'ici 2070 (Ouranos, 2008). Ce réchauffement pourrait entraîner la migration de nouvelles espèces et l'expansion de populations nuisibles dans des régions dont les conditions étaient autrefois considérées non propices à leur survie. Par ailleurs, les changements climatiques entraîneront l'augmentation de la fréquence des événements météorologiques extrêmes ainsi que de leur gravité. Les courants marins et atmosphériques, qui participent au transfert des espèces invasives, seront ainsi amplifiés et faciliteront davantage les introductions. Plusieurs études suggèrent même que les habitats marins pourraient être affectés plus rapidement par les impacts des changements climatiques que les écosystèmes terrestres en raison des impacts positifs de ceux-ci sur les espèces envahissantes marines (GISP, 2010; Sorte *et al*, 2010). Tel est le cas de la racasse volante, présenté à la Section 1.1.3, qui s'est établie avec succès dans la mer des Caraïbes suite à son relâchement, ainsi que le long de la côte Est des États-Unis grâce à une très légère augmentation de la température de l'eau (GISP, 2010).

Par conséquent, les Îles-de-la-Madeleine se verront également touchées par ces phénomènes désastreux. Selon le Projet de recherche sur les politiques (PRP) du gouvernement du Canada, il est nécessaire de tenir compte des changements climatiques lors de l'évaluation des risques et de leur gestion lorsque les espèces sont établies. Ceci permet aux régions envahies d'envisager une extension de l'aire de répartition et d'en déterminer l'ampleur ainsi que les futurs impacts associés à une telle migration (Government of Canada, 2008).

4.2 Le trafic maritime

Le transport des marchandises joue un rôle très important dans l'économie du Québec et se divise en quatre différentes classes, soit le transport maritime, aéroportuaire, ferroviaire et routier. Parmi ces derniers, le transport maritime représente un des vecteurs les plus importants d'invasions biologiques. Tel que mentionné à la Section 1.1.2, le risque d'introduction d'espèces envahissantes est grandement influencé par le rejet des eaux de ballast ainsi que la capacité de certaines espèces de se fixer à la coque des navires.

Plus de sept milliards de tonnes de marchandises ont été transportées dans les régions du monde en 2007 et selon les tendances, le commerce international est en pleine croissance (SODES, s.d.). Ainsi, la *Politique de transport maritime et fluvial* de Transports Québec a pour objectif de promouvoir et d'augmenter les activités de transport et de commerce sur le fleuve Saint-Laurent (Transports Québec, 2007). D'ailleurs, il est estimé que d'ici 2015, l'industrie maritime du Saint-Laurent connaîtra une augmentation du trafic de plus de 40 %. Afin d'améliorer la compétitivité des industries canadiennes et d'accroître la productivité, un projet d'initiative commune administré par les gouvernements du Québec, de l'Ontario et du Canada a été proposé pour développer un corridor de commerce qui permettra de relier la région des Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent aux marchés internationaux (Industrie maritime du Québec, 2006; SODES, s.d.). Par conséquent, la croissance du trafic maritime pourrait menacer davantage les écosystèmes aquatiques et accroître la probabilité d'introduction et de propagation d'espèces dans des nouveaux milieux. Puisque les Îles-de-la-Madeleine reposent grandement sur le transport maritime, soit pour le service de traversier et le transport de marchandises, car aucune route n'en permet l'accès à partir des terres, la région pourrait en être affectée.

4.3 Le tourisme

En Amérique, il est estimé que le nombre de visiteurs augmentera de 131 à 284 millions entre les années 2000 et 2020. Effectivement, d'après l'Organisation mondiale du tourisme, le tourisme devrait connaître une croissance de 4,4 % d'ici 2020 (Tourisme Québec, 2000). Ces statistiques sont particulièrement pertinentes, car le tourisme représente une des principales activités économiques des Îles-de-la-Madeleine. Par ailleurs, une allocation de plus de 2 millions \$ déversée par le gouvernement du Canada a permis de réaliser plusieurs projets de développement touristique dans la région

(Tourisme Îles-de-la-Madeleine, 2010). Ainsi, le potentiel touristique des Îles se voit en pleine expansion.

Une importante branche du secteur touristique aux Îles-de-la-Madeleine est le tourisme nautique, qui est présentement le secteur le plus compétitif en raison de la demande croissante (DBSF, 2002). Selon un sondage effectué par le Comité ZIP des Îles en 2008, la navigation de plaisance serait l'activité nautique la plus populaire et représenterait au moins 60 % de tout navire ou embarcation ayant navigué dans les eaux côtières de la région. Ces embarcations de plaisance utilisent les infrastructures portuaires offertes dans les ports et les marinas de la région et constituent également la majorité des navires étrangers accostant aux ports de l'archipel (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010).

Le nombre important de plaisanciers et les tendances globales au niveau de la demande sont directement reliés à des préoccupations environnementales, car ces activités peuvent potentiellement aggraver la problématique des espèces marines invasives. L'entretien des équipements, les protocoles de désinfection lors de présence de *biofouling* sur les coques et les infrastructures, ainsi que le niveau de connaissance sur les invasions biologiques et les précautions prises à cet égard devront être surveillés davantage (*ib.*). Par ailleurs, le programme de sensibilisation devra être adapté à l'achalandage des plaisanciers.

5 PISTE DE SOLUTIONS ET SUGGESTIONS

Les invasions biologiques sont une problématique dont les impacts affectent la biodiversité des écosystèmes ainsi que les activités des populations humaines locales. Il s'agit d'une menace dont il est préférable d'éviter et de prévenir que de gérer ultérieurement. Pour ce faire, l'implantation de mesures de prévention et de détection précoce est essentielle, car elle permet aux intervenants d'agir avant que la population de pestes n'atteigne sa capacité porteuse. Cependant, il est difficile de prévenir la translocation de toutes espèces envahissantes. Conséquemment, les méthodes de contrôle ou d'éradication mises en place doivent être appropriées et efficaces en vue d'atteindre les objectifs fixés.

La surveillance, qu'elle soit effectuée à des fins de prévention et de détection ou en tant que *monitoring* des résultats et de l'efficacité d'une technique appliquée, doit absolument être instaurée afin de garder un contrôle constant sur l'évolution des opérations. Un programme efficace de surveillance permet également d'intervenir rapidement dès qu'une espèce est détectée. Effectivement, selon de nombreuses études et de cas concrets, l'éradication totale d'une espèce n'est généralement réalisée qu'au cours des premières phases de la colonisation (GISP, 2004). Le Comité ZIP des Îles et le MPO ont déjà mis en place plusieurs activités de détection pour le tunicier, soit l'installation de plaque de capture et les suivis en plongée sous-marine, et pour le crabe vert. Outre des travaux de capture réalisés en 2008, la détection du crabe vert européen ne semble complète. Par conséquent, l'utilisation de la méthode de marquage et de recapture (*mark-release-recapture* MRR) pourrait être très bénéfique pour la région dans l'estimation de la taille des populations de crabes présentes dans les secteurs envahis (Larson *et al*, s.d.).

Outre la mise en place de mesures de prévention, la recherche et le développement des techniques devraient jouer un rôle tout aussi important dans la lutte contre les invasions biologiques. Ainsi, les ressources ne doivent être allouées exclusivement aux stratégies d'intervention, mais également aux mises à l'essai et aux évaluations des différentes techniques. Une telle opération a été effectuée dans le cadre de la deuxième phase du plan d'action des Îles-de-la-Madeleine permettant de tester l'efficacité de la méthode de recouvrement (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, 2010). Ce type d'exercice est particulièrement pertinent et devrait être effectué pour les méthodes les plus prometteuses en vue d'évaluer leur efficacité technique ainsi que leur applicabilité aux conditions particulières de l'archipel.

Afin d'accroître les connaissances en matière de contrôle et d'éradication du crabe et des tuniciers envahissants, la création d'un réseau de communication et de partage d'informations entre les différentes régions côtières du monde affectées par les mêmes espèces serait conseillée. Ceci permettrait de créer une liste plus exhaustive des techniques existantes, de mettre en commun les résultats des études et des applications pratiques, de synchroniser les plans d'action et d'intervention ainsi que d'établir une organisation mondiale face aux invasions biologiques.

L'analyse de la liste des techniques proposées pour le crabe vert et les tuniciers envahissants effectuée au Chapitre 3 représente une étude préliminaire. Celle-ci ne tient compte que de trois critères et permet d'établir un portrait des méthodes au niveau technique uniquement. Une liste plus exhaustive de critères n'a pas été élaborée dans le cadre de cette étude en raison des spécificités propres à certains critères et à certaines régions envahies qui étaient difficiles à obtenir en fonction des contraintes de temps. Toutefois, il serait fortement avantageux que les intervenants des Îles-de-la-Madeleine réalisent une étude plus approfondie en prenant en considération des éléments pouvant influencer la sélection tels que le besoin en main-d'œuvre, les coûts d'implantation et des ressources, le temps d'application et l'acceptabilité sociale. Une évaluation exhaustive des répercussions associées à la présence du crabe et des tuniciers devrait également être effectuée en vue d'estimer les conséquences et d'adapter les techniques en fonction de celles-ci. Effectivement, une des plus importantes faiblesses des interventions d'éradication et de contrôle est le manque ou l'absence de données sur les impacts des espèces invasives sur les écosystèmes (Gherardi and Angiolini, s.d.). Par ailleurs, l'élaboration d'un programme de surveillance et d'évaluation de la technique utilisée permettrait d'apporter toutes améliorations potentielles ou modifications et est ainsi recommandée (GISP, 2004).

Somme toute, lorsqu'une région détecte l'introduction d'une espèce marine non indigène dans ses eaux, les intervenants doivent prendre en compte plusieurs facteurs lors de l'élaboration de son plan d'action, soit au niveau des techniques utilisées, mais également au niveau des conditions propices à l'application de celles-ci et des éléments de projection de la propagation des nuisibles. Les trois différents types de méthodes peuvent être appliqués, cependant, il est nécessaire de tenir compte des avantages et des inconvénients qui en sont associés. Par exemple, le contrôle physique fait partie des techniques les plus sécuritaires au niveau de l'environnement et des espèces non ciblées,

cependant, un secteur largement envahi ne saurait bénéficier d'un tel traitement, car ces méthodes n'obtiennent un taux maximal d'efficacité que lorsqu'utilisées dans des zones restreintes. Le contrôle chimique, quant à lui, se doit d'être aussi spécifique que possible à l'espèce ciblée afin de limiter les impacts sur l'écosystème. Finalement, le contrôle biologique ne devrait être utilisé qu'en dernier recours compte tenu de sa nature expérimentale et risquée (Gherardi and Angiolini, s.d.; Ricciardi, 2009). Par ailleurs, la considération des facteurs pouvant influencer la prolifération et la distribution des espèces tels que les changements climatiques, le transport maritime ainsi que le tourisme nautique devrait être intégrée au plan d'action ou d'intervention, car ces éléments peuvent rendre la région des Îles plus vulnérables aux invasions. La considération des éléments de projection ne devrait se limiter à ces trois facteurs. Effectivement, les impacts d'une croissance économique ainsi que les conditions géographiques ou géologiques des Îles pourraient également influencer le taux de prolifération des espèces. De plus, ceci permettrait aux intervenants d'estimer ou de déterminer l'ampleur de la problématique et de prévoir des mesures en conséquence.

En général, la combinaison de plusieurs techniques de contrôle ou d'éradication et des mesures de surveillance est suggérée, car elle permet d'atteindre un taux d'efficacité plus élevé et diminue les risques de réintroduction de l'espèce.

CONCLUSION

Les écosystèmes du monde, terrestres et aquatiques, sont envahis par des espèces dites envahissantes ou non indigènes. Ces espèces représentent une menace, car elles ont la capacité de causer des dommages significatifs à l'environnement, à la santé publique ainsi qu'aux activités économiques grâce à leur taux de prolifération élevé et leur habileté de s'adapter à des conditions environnementales variées. L'absence de prédateurs naturels au sein des nouveaux milieux leur permet de survivre et de se propager davantage. Ces pestes peuvent s'introduire grâce à des facteurs naturels, tels que les courants marins ou atmosphériques, et à des facteurs anthropiques. Cependant, l'influence humaine est beaucoup plus importante depuis la croissance des activités économiques et des activités de transport mondial par lesquelles le milieu maritime se voit particulièrement touché. Par ailleurs, selon les projections, la problématique des espèces invasives aquatiques risque fortement de prendre de l'ampleur en raison des projections climatiques et de l'augmentation du trafic maritime, au niveau commercial et touristique.

Les Îles-de-la-Madeleine, petit archipel situé dans le golfe du Saint-Laurent, font présentement face aux invasions biologiques marines du crabe vert européen ainsi que des différentes espèces de tuniciers envahissants. Ces créatures, bien que relativement dispersées pour l'instant, ont été identifiées aux Îles depuis quelques années. Un plan d'action sur les espèces envahissantes aquatiques a été élaboré et mis en place depuis 2008 et comprend notamment des activités de prévention et de détection. Toutefois, aucun programme de contrôle et d'éradication n'a été développé.

Les techniques de contrôle et d'éradication sont nombreuses et sont classées en trois différentes catégories, soit physique, biologique et chimique. La sélection est un processus complexe, car la mise en place d'une technique applicable à la situation particulière de la région et efficace à l'égard des nuisibles est fondamentale à l'atteinte de l'objectif de l'intervention. L'exercice d'analyse effectué pour les différentes méthodes de contrôle du crabe vert et des tuniciers envahissants a permis de réaliser une évaluation en fonction de leur efficacité technique, de leur niveau de maîtrise ainsi que des impacts négatifs potentiels qui en sont associés. Les résultats de cette analyse démontrent que le contrôle physique représente une meilleure solution, qu'il s'agisse du crabe ou des tuniciers, en raison de son application respectueuse de l'environnement et de la santé publique ainsi que du degré de maîtrise plus élevé. À l'opposé, la pondération la plus

faible a été accordée au contrôle biologique en vertu des dangers que ces méthodes peuvent engendrer au niveau de l'écosystème et des espèces indigènes non ciblées par l'intervention. Le contrôle chimique, bien qu'efficace, nécessite d'être contrôlé en raison du risque potentiel de lixiviation.

L'étude menée dans le cadre de cet essai a permis de peindre un portrait de la situation des Îles-de-la-Madeleine et des espèces les plus nuisibles qui s'y trouvent, de dresser une liste de techniques et méthodes et de mettre en évidence leurs avantages et inconvénients, ainsi que de présenter les éléments clés et les conditions idéales au succès d'une intervention. En somme, il est recommandé de mettre en place des mesures de prévention et de détection précoce, d'élaborer un programme de suivi à long terme lors de l'implantation d'une méthode de contrôle ou d'éradication et d'éviter la réintroduction des espèces envahissantes.

La lutte contre le fléau des invasions biologiques est présentement en cours dans de nombreux pays. Ces espèces, accidentellement ou délibérément introduites, nécessitent d'importants efforts de collaboration et de partenariats entre les différents intervenants concernés. Le succès réside dans la compréhension des vecteurs d'introduction, des enjeux liés à l'application des méthodes de gestion des pestes ainsi que de la biodiversité et de la dynamique de l'écosystème local.

RÉFÉRENCES

- Aasen, S. (1997). *Willapa Bay's oyster industry : control of spartina and burrowing shrimp*. MES Thesis, The Evergreen State College, Olympia, WA.
- Abt Associates Inc. (2008). Ecological and economic impacts and invasions management strategies for the European green crab. National Center of Environmental Economics. U.S. Environmental Protection Agency. *In U.S. Environmental Protection Agency. Publications, Environmental economics reports, Ecological and economic impacts and invasion management strategies for the European green crab*, [En ligne]. <http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eerm.nsf/vwRepNumLookup/EE-0513?OpenDocument> (Page consultée le 10 mars 2011).
- Algar, D.A., Burbidge, A. A. and Angus, G.J. (s.d.). Cat eradication on Hermit Island, Montebello Islands, Western Australia. *Turning the tide : the eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, p. 14-18.
- Anderson, K. (s.d.). Washington State's response to invasive tunicates in Puget Sound. Puget Sound Partnership, [En ligne]. http://icaais.org/pdf/2009abstracts/Kevin_Anderson.pdf (Page consultée le 21 mars 2011).
- Arakawa, K.Y. (1990). Natural spat collecting in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, vol. 17, n° 2, p. 95-128.
- Association of Southeast Asian Nations (ASEAN) National Coordinating Agency of the Philippines (1978). Manual on pond culture of Penaeid Shrimp. *In Food and Agriculture Organization of the United Nations*, [En ligne]. <http://www.fao.org/docrep/field/003/ac006e/AC006E00.htm#TOC> (Page consultée le 14 mars 2011).
- Australian Government. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (2009). Australian marine pest monitoring manual. *In Australian Government. Marine pests, Publications*, [En ligne]. http://www.marinepests.gov.au/marine_pests/publications/monitoring/monitoring_manual (Page consultée le 23 mars 2011).
- Australian Government (2008). National control plan – European green shore crab *Carcinus maenas*. *In Australian Government. Marine Pests, Publications*, [En ligne]. http://www.marinepests.gov.au/marine_pests/publications/ncp/european-green-shore-crab (Page consultée le 13 mars 2011).
- Behrens Yamada, S. (2001). Global invader : the European green crab. Oregon Sea Grant, Oregon State University, Corvallis, Oregon, 123 p.

- Biological Diversity Advisory Committee (2008). Climate change and invasive species – A review of interactions. *In* Australian Government Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities. *Biodiversity, Publications*, [En ligne]. <http://www.environment.gov.au/biodiversity/publications/pubs/interactions-cc-invasive.pdf> (Page consultée le 14 avril 2011).
- Canadian Food Inspection Agency (CFIA) (2003). Phytosanitary requirements to prevent the introduction into and spread within Canada of the Emerald Ash Borer, *Agilus planipennis* (Fairmaire). CFIA Directive D-03-08. *In* CFIA. *Plants, Plant protection policy directives, Forestry*, [En ligne]. <http://www.inspection.gc.ca/english/plaveg/protect/dir/d-03-08e.shtml> (Page consultée le 20 mars).
- Canadian Society of Customs Brokers (CSCB) (1998). Wood packaging from China banned as of 4 Jan 1999. CSCB, 9 novembre, [En ligne]. <http://new.cscb.ca/node/923> (Page consultée le 8 mars 2011).
- Carlton, J.T. and Cohen, A.N. (2003). Episodic global dispersal in shallow water marine organisms : the case history of the European shore crabs *Carcinus maenas* and *C. aestuarii*. *Journal of Biogeography*, vol. 30, n° 12, p. 1809-1820.
- Carver, C.E., Chisholm, A. and Mallet, A.L. (2003). Strategies to mitigate the impact of *Ciona intestinalis* (L.) biofouling on shellfish production. *Journal of Shellfish Research*, vol. 22, p. 621-631.
- Carver, C.E., Mallet, A.L. and Vercaemer, B. (2006a). *Biological synopsis of the colonial tunicates, Botryllus schlosseri and Botrylloides violaceus*. Science Branch and Fisheries and Oceans Canada Bedford Institute of Oceanography. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences, n° 2747, 42 p.
- Carver, C.E., Mallet, A.L. and Vercaemer, B. (2006b). *Biological synopsis of the solitary tunicate, Ciona intestinalis*. Science Branch and Fisheries and Oceans Canada Bedford Institute of Oceanography. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences, n° 2746, 55 p.
- CBC News (2010a). Invasive tunicate targeted by new test. *In* CBC News. *Canada, PEI*, [En ligne]. <http://www.cbc.ca/news/canada/prince-edward-island/story/2010/11/09/pei-invasive-tunicate-test-584.html> (Page consultée le 22 mars 2011).
- CBC News (2010b). Tunicate solution tested as fertilizer. *In* CBC News. *Canada, PEI*, [En ligne]. <http://www.cbc.ca/news/canada/prince-edward-island/story/2010/05/26/pei-mussel-mud-fertilizer-584.html> (Page consultée le 22 mars 2011).
- CBC News (2006). Crabs may be solution for tunicate threat. *In* CBC News. *Canada, PEI*, [En ligne]. <http://www.cbc.ca/news/canada/prince-edward-island/story/2006/09/08/pe-crab-tunicate.html> (Page consultée le 22 mars 2011).
- Charles, H. and Dukes, J.S. (2006). Impact of invasive species on ecosystem services. *Ecological Studies*, vol. 193, p. 217-238.

- Cohen, A.N. and Carlton, J.T. (1998). Accelerating invasion in a highly invaded estuary. *Science*, vol. 279, p. 555-558.
- Cohen, A.N. (1997). Have claw, will travel. *Aquatic Nuisance Species Digest*, vol. 2, n° 2, p. 16-17.
- Cohen, A.N. and Carlton, J.T. (1995). *Nonindigenous aquatic species in a United States estuary : a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and Delta*. US Fish and Wildlife Service, Washington D.C. and Connecticut Sea Grant, 7 p.
- Cohen, A.N., Carlton, J.T. and Fountain, M.C. (1995). Introduction, dispersal and potential impacts of the green crab *Carcinus maenas* in San Francisco Bay, California. *Marine Biology*, vol. 122, p. 225-237.
- Colautti, R.I., Bailey, S.A., van Overdijk, C.D.A., Amundsen, K. and MacIsaac, H.J. (2006). Characterized and projected costs of nonindigenous species in Canada. *Biological Invasions*, vol. 8, p. 45-59.
- Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine (2010). *Mise en œuvre du plan d'action sur les espèces envahissantes aquatiques aux Îles-de-la-Madeleine – Phase II*. Projet de Partenariat sur les Espèces Exotiques Envahissantes (PPEEE) – Rapport Final, ID 2009 IASPP 1590, 150 p.
- Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine (2009). *Mise en œuvre du plan d'action sur les espèces envahissantes aquatiques aux Îles-de-la-Madeleine*. Projet de Partenariat sur les Espèces Exotiques Envahissantes (PPEEE) – Rapport Final, ID 2008 IASPP 1140, 124 p.
- Darbyson, E., Locke, A., Hanson, J.M. and Willison, J.H.M. (2009). Marine boating habits and the potential for spread of invasive species in the Gulf of St. Lawrence. *Aquatic Invasions*, vol. 4, n° 1, p. 87-94.
- DBSF (2002). Plan stratégique de développement et de marketing du tourisme nautique – Faits saillants et sommaire des priorités d'actions, [En ligne]. <http://www.canalsoulanges.com/109/etude.pdf> (Page consultée le 19 avril 2011).
- Depledge, M.H. (1984). Disruption of circulatory and respiratory activity on shore crab (*Carcinus maenas* (L.)) exposed to heavy metal pollution. *Comparative Biochemistry and Physiology*, vol. 78, n° 2, p. 445-459.
- de Rivera, C.E., Grosholz, E.D., Ruiz, G.M., Larson, A.A., Kordas, R.L. and Sytsma, M.D. (2007). *Green crab management : reduction of an invasive population*. Proceedings of Coastal Zone 07, Portland, Oregon, [En ligne]. http://www.csc.noaa.gov/cz/CZ07_Proceedings/PDFs/Monday_Abstracts/3426.deRivera.pdf (Page consultée le 13 mars 2011).
- de Rivera, C.E., Ruiz, G.M., Hines, A.H. and Jivoff, P. (2005). Biotic resistance to invasion : native predator limits abundance and distribution of an introduced crab. *Ecology*, vol. 86, n° 12, p. 3364-3376.

- Discovery News (2009). Pet trade introduces diseases, costs. *In* Discovery News. *Animal News*, [En ligne]. <http://news.discovery.com/animals/swine-flu-animal-trading.html> (Page consultée le 10 février 2011).
- Dray, F.A., Bennett, B.C. and Center, T.D. (2006). Invasion history of *Melaleuca quinquenervia* (Cav.) S.T. Blake in Florida. *Castanea*, vol. 71, n° 3, p. 210-225.
- Edwards, P.K. and Leung, B. (2009). Re-evaluating eradication of nuisance species : invasion of the tunicate, *Ciona intestinalis*. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, n° 6, p. 326-332.
- Elnor, R.W. (1981). Diet of green crab *Carcinus maenas* (L.) from Port Hebert, southwestern Nova Scotia. *Journal of Shellfish Research*, vol. 1, n° 1, p. 89-94.
- Environnement Canada (2011). Approche de gestion des risques proposée pour les composés organostanniques non pesticides. *In* Environnement Canada. *Approche de grp pour Organoétains*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=98F99990-1> (Page consultée le 23 mars 2011).
- Environnement Canada (2010a). Espèces exotiques envahissantes dans le monde. *In* Environnement Canada. *Biodiversité, Espèces exotiques envahissantes, Les espèces exotiques envahissantes du monde* [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/eee-ias/default.asp?lang=Fr&n=79607A14-1> (Page consultée le 9 février 2011).
- Environnement Canada (2010b). Pour en savoir plus sur le programme de partenariat sur les espèces exotiques envahissantes (PPEEE). *In* Environnement Canada. *Espèces exotiques envahissantes, Programme partenariat des espèces exotiques envahissantes*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/eee-ias/default.asp?lang=Fr&n=36CBC4E3-1> (Page consultée le 4 mars 2011).
- Environnement Canada (2010c). Projets dont le financement a été approuvé dans le cadre de l'appel de propositions 2008-2009. *In* Environnement Canada. *Programme Partenariat des Espèces Exotiques Envahissantes (PPEEE), Projets financés 2008-2009*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/eee-ias/default.asp?lang=Fr&n=B46F7A36-1> (Page consultée le 4 mars 2011).
- Environnement Canada (2010d). Projets dont le financement a été approuvé dans le cadre de l'appel de propositions 2009-2010. *In* Environnement Canada. *Programme Partenariat des Espèces Exotiques Envahissantes (PPEEE), Projets financés 2009-2010*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/eee-ias/default.asp?lang=Fr&n=6760B5B9-1> (Page consultée le 6 mars 2011).
- Environnement Canada (2008a). Qu'est-ce qu'une espèce exotique envahissante? *In* Environnement Canada. *Biodiversité, Espèces exotiques envahissantes*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/eee-ias/default.asp?lang=Fr&n=986EC44D-1> (Page consultée le 8 février 2011).

- Environnement Canada (2008b). Pourquoi les espèces exotiques envahissantes représentent-elles une source de problèmes? *In* Environnement Canada. *Biodiversité, Espèces exotiques envahissantes*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/eee-ias/default.asp?lang=Fr&n=4612AC81-1> (Page consultée le 18 février 2011).
- Environnement Canada (2004a). Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes. *In* Environnement Canada. *Biodiversité, Espèces exotiques envahissantes, Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/eee-ias/default.asp?lang=Fr&n=98DB3ACF-1> (Page consultée le 8 février 2011).
- Environnement Canada (2004b). Plan d'action de lutte contre les espèces aquatiques envahissantes, *In* Environnement Canada. *Biodiversité, Espèces exotiques envahissantes, Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/eee-ias/default.asp?lang=Fr&n=4C8E46C8-1> (Page consultée le 9 février 2011).
- Environnement Canada (2004c). Stratégie nationale sur les maladies des espèces sauvages du Canada. *In* Environnement Canada. *Publications*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=A75CF606-AF6C-4C15-8181-596A0CE473B4> (Page consultée le 4 mars 2011).
- Flimlin, G. and Beal, B.F. (1993). Major predators of cultured shellfish. Northeastern Regional Aquaculture Center, University of Massachusetts, Dartmouth. *NRAC Bulletin*, n° 180, 6 p.
- Floyd, T. And Williams, J. (2004). Impact of green crab (*Carcinus maenas* L.) predation on a population of soft-shell clams (*Mya arenaria* L.) in the southern Gulf of St. Lawrence. *Journal of Shellfish Research*, vol. 23, n° 2, p. 457-462.
- Fogarty, D. (2010). Invasive species, climate change 'deadly duo' – report. *In* Ottawa Citizen. *Technology*, [En ligne]. <http://www.ottawacitizen.com/technology/Invasive+species+climate+change+deadly+report/3711766/story.html> (Page consultée le 14 avril 2011).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2011). Species fact sheets – *Callinectes sapidus*. *In* FAO. *Fact Sheets, Aquatic species – fact sheets* [En ligne]. <http://www.fao.org/fishery/species/2632/en> (Page consultée le 1er avril 2011).
- Forrest, B.M., Hopkins, G.A., Dodgshun, T.J. and Gardner, J.P.A. (2007). Efficacy of acetic acid treatments in the management of marine biofouling. *Aquaculture*, vol. 262, p. 319-332.
- Gagnon, M. (1998). Bilan régional – Îles-de-la-Madeleine. Zone d'intervention prioritaire 21. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. *In* Plan St-Laurent. Bibliothèque, [En ligne]. http://www.planstlaurent.qc.ca/centre_ref/publications/bilans/ZIP/21_f.pdf (Page consultée le 15 mars 2011).

- Gallant, J., Harvey-Clark, C., Myers, R.A. and Stokesbury, M.J.W. (2006). Sea lamprey attached to a Greenland shark in the St-Lawrence estuary, Canada. *Northeastern Naturalist*, vol. 13, n° 1, p. 35-38.
- Gazette du Canada – Partie II (2009). Textes réglementaires 2009. DORS/2009-295 à 300 et TR/2009-112 et 113, vol. 143, n° 24, p. 2144-2213, [En ligne]. <http://canadagazette.gc.ca/rp-pr/p2/2009/2009-11-25/pdf/g2-14324.pdf> (Page consultée le 19 février 2011).
- Gherardi, F. and Angiolini, C. (s.d.). Eradication and control of invasive species. In Biodiversity Conservation and Habitat Management, UNESCO-EOLSS, [En ligne]. <http://www.eolss.net/ebooks/Sample%20Chapters/C12/E1-67-08.pdf> (Page consultée le 8 mars 2011).
- Gillespie, G.E., Phillips, A.C., Paltzat, D.L. and Therriault, T.W. (2007). *Status of the European green crab, Carcinus maenas, in British Columbia – 2006*. Canadian Technical Report on Fisheries and Aquatic Sciences, n° 2700, 39 p.
- Gillis, D.J., Macpherson, J.N. and Rattray, T.T. (2000). *The status of green crab in Prince Edward Island in 1999*. Prince Edward Island Department of Fisheries and Tourism, Technical Report, n° 225, 39 p.
- Global Invasive Species Programme (GISP) (2010). Invasive species, climate change and ecosystem-based adaptation : addressing multiple drivers of global change. In GISP. *Deadly drivers of change : invasive species and climate change coming to an ecosystem near you*, [En ligne]. http://www.gisp.org/whatsnew/docs/Climate_Change_ReportA4.pdf (Page consultée le 17 février 2011).
- Global Invasive Species Programme (GISP) (2004). Best practice for the management of introduced marine pests – A review. *Publications*, [En ligne]. <http://www.gisp.org/publications/toolkit/MarinePestsReview.pdf> (Page consultée le 22 avril 2011).
- Global Invasive Species Programme (GISP) (2001). Les espèces exotiques envahissantes : un manuel pour une meilleure prévention et de meilleures pratiques de gestion. In GISP. *Publications*, [En ligne]. <http://www.gisp.org/publications/toolkit/toolkitfr.pdf> (Page consultée le 10 février 2011).
- Global Invasive Species Programme (GISP) (s.d.). *Economic impacts of invasive alien species : a global problem with local consequences*, [En ligne]. [http://www.cabi.org/Uploads/File/CABIDotOrg/gisp%20report/gispeconomicstudies071607\(2\).pdf](http://www.cabi.org/Uploads/File/CABIDotOrg/gisp%20report/gispeconomicstudies071607(2).pdf) (Page consultée le 10 février 2011).
- Goddard, J.H.R., Torchin, M.E., Kuris, A.M. and Lafferty, K.D. (2005). Host specificity of *Sacculina carcini*, a potential biological control agent of the introduced European green crab *Carcinus maenas* in California. *Biological Invasions*, vol. 7, p. 895-912.

- Golumbia, T.E. (1999). Introduced species management Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands). Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk, Kamloops, B.C., 15-19 février, 1999, volume 1, p. 327-332. B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, B.C. and University College of the Cariboo, Kamloops, B.C., 490 p, [En ligne]. <http://www.env.gov.bc.ca/wld/documents/ce17golumbia.pdf> (Page consultée le 8 février 2011).
- Government of Canada. Policy Research Initiative (2008). Integrating climate change into invasive species risk assessment/risk management. In Government of Canada. Policy Research Initiative. *Sustainable development, Incorporating climate change and other environmental risks into management, Publications*, [En ligne]. http://www.policyresearch.gc.ca/doclib/WR_SD_InvasiveSpecies_200811_e.pdf (Page consultée le 14 avril 2011).
- Griffen, B.D., Guy, T. and Buck, J.C. (2008). Inhibition between invasives : a newly introduced predator moderates the impacts of a previously established invasive predator. *Journal of animal ecology*, vol. 77, p. 32-40.
- Green Crab Control Committee (2002). Management plan for the European green crab. Aquatic Nuisance Species (ANS) Task Force. Green Crab Control Committee, US-ANS Task Force. In ANS Task Force. *Control, Species management and control plans*, [En ligne]. <http://www.anstaskforce.gov/Species%20plans/GreenCrabManagementPlan.pdf> (Page consultée le 10 février 2011).
- Grosholz, E., Olin, P., Williams, B. and Tinsman, R. (2001). Reducing predation on manila clams by nonindigenous European green crab. *Journal of Shellfish Research*, vol. 20, n° 3, 913-919.
- Gulf of Maine Council on the Marine Environment (2010). Marine Invasive Species – State of the Gulf of Maine Report. In Gulf of Maine Council on the Environment. *State of the Gulf of Maine Report, Biodiversity*, [En ligne]. <http://www.gulfofmaine.org/state-of-the-gulf/docs/marine-invasive-species.pdf> (Page consultée le 9 février 2011).
- Harris, L.G., and Jones, A.C. (2005). Temperature, herbivory and epibiont acquisition as factors controlling the distribution and ecological role of an invasive seaweed. *Biological Invasion*, vol. 7, p. 913-924.
- Holeck, K.T., Mills, E.L., Maclsaac, H.J., Dochoda, M. R., Colautti, R.I. and Ricciardi, A. (2004). Bridging Troubled Waters: Biological Invasions, Transoceanic Shipping, and the Laurentian Great Lakes. *Bioscience*, vol. 54, n°10, p. 919-929.
- Industrie maritime du Québec (2006). Le transport maritime : source d'avenir du Québec. In Société de développement économique du Saint-Laurent, [En ligne]. <http://www.st-laurent.org/ressources/fichiers/Bulletin-JMQ2006.pdf> (Page consultée le 18 avril 2011).

- Institute for European Environmental Policy (2009). Technical support to EU strategy on invasive alien species – Assessment of the impact of IAS in Europe and the EU. In Institute for European Environmental Policy. *Topics, Biodiversity, Invasive Alien Species*, [En ligne]. <http://www.ieep.eu/topics/biodiversity/invasive-alien-species/2009/11/assessment-of-the-impacts-of-invasive-alien-species-ias-in-europe-and-the-eu> (Page consultée le 19 février 2011).
- JCG Resource Consultants (2002). *Green crab fishery resource development study for Prince Edward Island, Phase I*. JCG Resource Consultants, Charlottetown, PEI. PEI Minister of Development and Technology, 24 p.
- Kern, W.H. (2004). Dealing with iguanas in the South Florida landscape. Fact sheet ENY-714, Entomology and Nematology Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, p. 1-7, [En ligne]. <http://edis.ifas.ufl.edu/pdf/IN/IN52800.pdf> (Page consultée le 11 février 2011).
- Klassen, G. and Locke, A. (2007). A biological synopsis of the European green crab, *Carcinus maenas*. Fisheries and Oceans Canada, Gulf Fisheries Centre. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences, n° 2818, 75 p.
- Kuris, A.M. and Goddard, J.H.R. (2002). *Biological control of invasive green crabs : a new rapid and reliable safety test of a proposed control agent*. Marine Science Institute, University of California, Santa Barbara, California, 12 p.
- Kuris, A.M., Lafferty, K.D. and Torchin, M.E. (s.d.). Biological control of the European green crab, *Carcinus maenas* : natural enemy evaluation and analysis of host specificity. *Second International Symposium on Biological Control of Arthropods*, p. 102-115.
- Larson, A.A., de Rivera, C.E., Ruiz, G.M., Grosholz, E.D. and Sytsma, M.D. (s.d.). *Green crab control : a removal effort in a shallow central California estuary*, [En ligne]. [http://www.aquaticnuisance.org/wordpress/wp-content/uploads/2009/01/2008%20Green%20Crab%20Control%20%20A%20removal%20effort%20in%20a%20shallow%20central%20California%20estuary%20\(Larson\).pdf](http://www.aquaticnuisance.org/wordpress/wp-content/uploads/2009/01/2008%20Green%20Crab%20Control%20%20A%20removal%20effort%20in%20a%20shallow%20central%20California%20estuary%20(Larson).pdf) (Page consultée le 13 mars 2011).
- LeBlanc, N., Davidson, J., Tremblay, R., McNiven, N. and Landry, T. (2007). The effect of anti-fouling treatments for the clubbed tunicate on the blue mussel, *Mytilus edulis*. *Aquaculture*, vol. 264, p. 205-213.
- LeBlanc, A.R., Landry, T. and Miron, G. (2003). *Identification of fouling organisms covering mussel lines and impact of a common defouling method on the abundance of foulers in Tracadie Bay, Prince Edward Island*. Canadian Technical Report Fisheries and Aquatic Sciences 2477. Department of Fisheries and Oceans, Gulf Fisheries Centre, Oceans and Science Branch, 18 p.
- Leung, B. and Edwards, P. (2007). *Analysis of management strategies for mussel farms in PEI – Supplemental report*, Department of Biology, McGill University, Environmental Research. Department of Fisheries and Oceans, Gulf Region, Moncton, 77 p.

- Lindgren, C.J. (2000). *Performance of a biological control agent, Galerucella californiensis L. (Coleoptera: Chrysomelidae) on purple loosestrife Lythrum salicaria L. in Southern Manitoba (1993-1998)*. Proceedings of the X international symposium on biological control of weeds, Montana State University, Bozeman, Montana, p. 367-382, [En ligne].
<http://www.invasivespeciesmanitoba.com/site/uploads/pdf/perform.pdf> (Page consultée le 11 février 2011).
- Locke, A. and Carman, M. (2009). An overview of the 2nd international invasive sea squirt conference : what we learned. *Aquatic Invasions*, vol. 4, n° 1, p. 1-4.
- Locke, A., Doe, K.G., Fairchild, W.L., Jackman, P.M. and Reese, E.J. (2009). Preliminary evaluation of effects of invasive tunicate management with acetic acid and calcium hydroxide on non-target marine organisms in Prince Edward Island, Canada. *Aquatic Invasions*, vol. 4, n° 1, p. 221-236.
- Locke, A. and MacNair, N.G. (s.d). *Footprint and effect of treatment agents on non-target marine organisms associated with tunicate-infested mussel socks in PEI estuaries*. Prince Edward Island Department of Fisheries and Aquaculture, Gulf Fisheries Centre, Fisheries and Oceans Canada.
- Lutzen, J. (1999). *Styela clava* Hardman (Uchordata, Ascidiacea) a successful immigrant to North West Europe : ecology, propagation and chronology of spread. *Helgolaender Meeresuntersuchung*, vol. 52, p. 383-391.
- Maclsaac, H.J., Bandoni, S.A., Colautti, R.I., van Overdijk, C.D.A. and Amundsen, K. (2002). Economic impacts of invasive nonindigenous species in Canada : a case study approach. Office of the Auditor General of Canada, 185 p.
- Marin, M.G., Bresan, M., Beghi, L. and Brunetti, R. (1987). Thermo-haline tolerance of *Ciona intestinalis* (L. 1767) at different development stages. *Cahiers de Biologie Marine*, vol. 28, p. 45-57.
- Mazouni, N., Gaertner, J.-C. and Deslou-Paoli, J.M. (2001). Composition of fouling communities on suspended oyster cultures : an *in situ* study of their interactions with the water column. *Marine Ecology and Physiology*, vol. 214, p. 93-102.
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2004). Élaboration d'un plan directeur de l'eau : guide à l'intention des organismes de bassins versants. In MDDEP. *Eau, Bassins versants*, [En ligne].
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/plan-dir.pdf> (Page consultée le 10 avril 2011).
- Miron, G., Audet, D., Landry, T. and Moriyasu, M. (2005). Predation potential of the invasive green crab (*Carcinus maenas*) and other common predators on commercial bivalve species found on Prince Edward Island. *Journal of Shellfish Research*, vol. 24, n° 2, p. 579-586.
- Molles, M.C. (2005). Ecology concepts and applications. 3e édition, New York, McGraw-Hill, 622 p.

- Nadeau, M. (2008). Évaluation de la présence et de la progression des principales espèces de tuniciers envahissants aux Îles-de-la-Madeleine avec des efforts particuliers sur l'ascidie jaune (*Ciona intestinalis*). Cap-aux-Meules, Société de développement de l'industrie maricole inc. (SODIM), Dossier n° 710. In SODIM. *Publications et documents de référence, Autres espèces/sujets divers*, [En ligne]. http://www.sodim.org/pdf/AutresEspèces/710,160_Suivi_ascidie_IDLM.pdf (Page consultée le 22 mars 2011).
- National Institute of Water and Atmosphere Research (NIWA) (2008). Invasive sea squirt (*Styela clava*) fact sheet. In NIWA. *Aquatic biodiversity and biosecurity, Tools and resources, Marine identification guides and fact sheets*, [En ligne]. http://www.niwa.co.nz/our-science/aquatic-biodiversity-and-biosecurity/tools/sea_squirt (Page consultée le 21 mars 2011).
- North American Commission for Environmental Cooperation (CEC) (2003). Invasive species, agriculture and trade : case studies from the NAFTA Context. Center for International Environmental Law and Defenders of Wildlife. In CEC. *Environment, economy and sustainability, Environmental assessment of NAFTA, Trade and environment in North America*, [En ligne]. http://www.cec.org/Storage/49/4117_Perrault-et-al_en.pdf (Page consultée le 19 février 2011).
- Osman, R.W. and Whitlatch, R.B. (1996). Processes affecting newly-selected juveniles and the consequences of subsequent community development. *Invertebrate Reproduction and Development*, vol. 3, p. 217-225.
- Ouranos (2008). Étude de la sensibilité des côtes et de la vulnérabilité des communautés du golfe du Saint-Laurent aux impacts des changements climatiques – Synthèse des résultats. In Ouranos. *Publications, Fiches de projets*, [En ligne]. http://www.ouranos.ca/media/publication/20_Rapport_Savard_maritime_2008.pdf (Page consultée le 14 avril 2011).
- Paetzold, S.C. and Davidson, J. (2010). Viability of golden star tunicate fragments after high-pressure water treatment. *Aquaculture*, vol. 303, p. 105-107.
- Paille, N., Lambert, J., Simard, N. et Pereira, S. (2006). *Le crabe vert (Carcinus maenas) : revue de littérature et situation aux Îles-de-la-Madeleine*. Direction régionale des Sciences, Ministère des Pêches et des Océans. Rapport canadien à l'industrie sur les sciences halieutiques et aquatiques, vol. 276, 36 p.
- Pang, S.J., Xiao, T., Shan, T.F., Wang, Z.F. and Gao, S.Q. (2006). Evidences of the intertidal red alga *Grateloupia turuturu* in turning *Vibrio parahaemolyticus* into non-culturable state in the presence of light. *Aquaculture*, vol. 260, p. 369-376.
- Parcs Canada (2009). Parc National de Banff - Dendroctone du pin ponderosa. In Parcs Canada. *Parc national Banff, Merveilles naturelles et trésors culturels*, [En ligne]. <http://www.pc.gc.ca/fra/pn-np/ab/banff/natcul/natcul22.aspx> (Page consultée le 19 février 2011).

- Pêches et Océans Canada (MPO) (2011). Espèces aquatiques envahissantes. *In* Environnement Canada. *Sciences de l'environnement, Espèces aquatiques envahissantes*, [En ligne]. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/enviro/ais-eae/index-fra.htm> (Page consultée le 26 mars 2011).
- Pêches et Océans Canada (MPO) (2010a). Lutte contre la lamproie marine. *In* Pêches et Océans Canada. *Publications, Institut Bayfield – Feuilles d'information*, [En ligne]. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/regions/central/pub/bayfield/06-fra.htm> (Page consultée le 9 février 2011).
- Pêches et Océans Canada (MPO) (2010b). Les tuniciers envahissants. *In* MPO. *Région du Québec, Publications régionales, Envahisseurs aquatiques, Tuniciers envahissants*, [En ligne]. <http://www.qc.dfo-mpo.gc.ca/publications/envahissant-invasive/tuniciers-tunicate-fra.asp> (Page consultée le 4 mars 2011).
- Pêches et Océans Canada (MPO) (2010c). Amélioration de la productivité des fermes mytilicoles à l'Île-du-Prince-Édouard grâce au confinement des tuniciers nuisibles et à l'atténuation de leur impact, n° 6, mai 2010. *In* Pêches et Océans Canada. *Sciences, Programme Coopératif de Recherche et de Développement en Aquaculture (PCRDA), Fiches techniques*, [En ligne]. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/enviro/aquaculture/acrdp-pcrda/fsheet-ftechnique/pdf/06-fra.pdf> (Page consultée le 23 mars 2011).
- Pêches et Océans Canada (MPO) (2009a). Les envahisseurs aquatiques – Carnet d'identification. *In* Pêches et Océans Canada. *Espèces aquatiques, Espèces envahissantes, Carnet d'identification des espèces aquatiques envahissantes* [En ligne]. <http://www.qc.dfo-mpo.gc.ca/publications/envahissant-invasive/index-fra.asp> (Page consultée le 19 février 2011).
- Pêches et Océans Canada (MPO) (2009b). Crabe vert. *In* Pêches et Océans Canada. *Sciences, Publications du Secteur des sciences et multimédia, Le monde sous-marin*, [En ligne]. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Science/publications/uuw-msm/articles/greencrab-crabevert-fra.html> (Page consultée le 22 février 2011).
- Pêches et Océans Canada (MPO) (2009c). Le crabe vert : un envahisseur exotique. *In* Pêches et Océans Canada. *Sciences, Publications du Secteur des sciences et multimédia, Article vedette*, [En ligne]. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/Publications/article/2008/10-06-2008-fra.htm> (Page consultée le 23 février 2011).
- Pêches et Océans Canada (MPO) (2008). Le gouvernement du Canada investit dans la prévention, le contrôle et l'éradication des espèces aquatiques envahissantes. *In* Pêches et Océans Canada. *Médias, Archives, Fiches d'informations 2008*, [En ligne]. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/media/back-fiche/2008/20080409-fra.htm> (Page consultée le 4 mars 2011).
- Pêches et Océans Canada (MPO) (2007). Les gouvernements du Canada et de l'Î.-P.-É. libèrent des fonds pour lutter contre les tuniciers envahissants. *In* Pêches et Océans Canada. *Médias, Archives, Communiqué 2005*, [En ligne]. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/media/npress-communique/2005/hq-ac83-fra.htm> (Page consultée le 28 février 2011).

- Pimentel, D., Lack, L., Zuniga, R., and Morrison, D. (2000). Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. *Bioscience*, vol. 50, p. 53-65.
- Pimentel, D., Zuniga, R. and Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, vol. 52, p. 273-288.
- Prince Edward Aqua Farms Inc. (2011). Environmental sustainability. In Prince Edward Aqua Farms. *Environmental sustainability*, [En ligne].
http://www.peaqua.com/environmental_sustainability.php (Page consultée le 22 mars 2011).
- Pringle, R.M. (2005). The Nile Perch in Lake Victoria: Local Responses and Adaptations. *Africa: Journal of the International African Institute*, vol. 75, n° 4, p. 510-538.
- Queensland Government. Department of Primary Industries and Fisheries (2008). Pest plant risk assessment – *Miconia calvenscens*. In Queensland Government. *Weeds, pest animals and ants, Publications, Pest risk assessments*, [En ligne].
http://www.dpi.qld.gov.au/documents/Biosecurity_EnvironmentalPests/IPA-Miconia-Risk-Assessment.pdf (Page consultée le 16 février 2011).
- Radtke, H. and Davis, S.W. (2000). Economic analysis of containment damages, and production losses from noxious weeds in Oregon. In United States Department of Agriculture (USDA) National Invasive Species Information Center. *Economic impacts, State and local impacts*, [En ligne].
http://www.oregon.gov/ODA/PLANT/docs/pdf/weed_body_a.pdf (Page consultée le 20 février 2011).
- Ramsay, A., Davidson, J., Bourque, D. and Stryhn, H. (2009). Recruitment patterns and population development of the invasion ascidian *Ciona intestinalis* in Prince Edward Island, Canada. *Aquatic Invasions*, vol. 4, n° 1, p. 169-176.
- Reichert, E., Johnson, M.T., Chacon, E., Anderson, R.S. and Wheeler, T.A. (2010). Biology and Host Preferences of *Cryptorhynchus melastomae* (Coleoptera: Curculionidae), a Possible Biocontrol Agent for *Miconia calvenscens* (Melastomaceae) in Hawaii. *Environmental Entomology*, vol. 39, n° 6, p. 1848-1857.
- Regroupement des Associations Pour la Protection de l'Environnement des Lacs et cours d'eau de l'Estrie et du haut bassin de la Saint-François (RAPPEL) (2008). Les plantes aquatiques. In RAPPEL. *Lac*, [En ligne].
<http://www.rappel.qc.ca/lac/plantes-aquatiques.html> (Page consultée le 19 février 2011).
- Ricciardi, A. and Maclsaac, H.J. (2011). Chapter 16 - Impacts of biological invasions on freshwater ecosystems. *Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton*, 1st Edition, Blackwell Publishing Ltd, p. 211-224.
- Ricciardi, A. (2009). Ecology of species invasion. Notes de cours. *Biology 540*, janvier-avril 2009, McGill University.

- Risch, S.J., Andow, D., and Altieri, M.A. (1983). Agroecosystem diversity and pest control : Data, tentative conclusions and new research direction. *Environmental Entomology*, vol. 12, p. 625-629.
- Roff, J.C., Fanning, L.P., and Stasko, A.B. (1984). Larval crab (Decapoda : Brachyura) zoeas and megalos of the Scotian Shelf. *Canadian Technical Report on Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 1264, 22 p.
- Ruiz, G.M., Miller, A.W. and Walton, W.C. (1998). The bi-coastal invasion of North America by the European green crab : impacts and management strategies. Aquatic Nuisance Task Force, U.S.A., 35 p.
- Santé Canada. Agence de réglementation de lutte antiparasitaire (2009a). Projet de décision de réévaluation – Carbaryl. In Santé Canada. *Sécurité des produits de consommation, Pesticides et lutte antiparasitaire, Consultations, Projets de décision de réévaluation*, [En ligne]. http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/arla-pmra/H113-27-2009-14-fra.pdf (Page consultée le 2 avril 2011).
- Santé Canada (2009b). Protocole d'entente entre le ministère des Pêches et des Océans et l'Agence de Réglementation de la Lutte Antiparasitaire de Santé Canada. In Santé Canada. *Sécurité des produits de consommation, Législation et lignes directrices, Lois et règlements*, [En ligne]. <http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/legislation/acts-lois/pest/mou-dfo-mpo-entente-fra.php> (Page consultée le 2 avril 2011).
- Simard, N., McKindsey, C., Archambault, P. et Cyr, C. (2005). Découverte d'espèces marines envahissantes aux îles de la Madeleine. La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada. *Le naturaliste canadien*, vol. 129, n° 2, p. 62-64.
- Société de développement économique du Saint-Laurent (SODES) (s.d.). Le corridor de commerce Saint-Laurent-Grands Lacs. In Société de développement économique du Saint-Laurent, [En ligne]. <http://www.st-laurent.org/ressources/fichiers/CORRIDOR-COMMERCE-SLGL.pdf> (Page consultée le 18 avril 2011).
- Sorte, C.J.B., Williams, S.L. and Carlton, J.T. (2010). Marine range shifts and species introductions : comparative spread rates and community impacts. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 19, p. 303-316.
- State of Washington (2007). Washington State's response to an invasion of non-native tunicates, Report to the Legislature. Puget Sound Action Team, Office of the Governor, State of Washington. In Washington Department of Fish and Wildlife (WDFW). *About WDFW, WDFW publications, Aquatic invasive species*, [En ligne]. <http://wdfw.wa.gov/publications/pub.php?id=00807> (Page consultée le 4 mars 2011).
- Taneda, Y. and Watanabe, T. (1992). Orientation and positional arrangement of zooids in four different ascidian colonies. *Zoological Science*, vol. 9, n° 6, p. 1292.

- Tazmania Parks and Wildlife Services (2008). Continental drift. Continental Drift and Gondwana. *In Nature and Conservation. Nature and conservation, Geoheritage*, [En ligne]. <http://www.parks.tas.gov.au/index.aspx?base=2889> (Page consultée le 8 février 2011).
- Therriault, T.W., Herborg, L.M., Locke, A. and McKindsey, C.W. (2008). Risk assessment for European green crab (*Carcinus maenas*) in Canadian waters. Fisheries and Oceans Canada. Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2008/042, 44 p. [Autorisation de citation obtenue par C.W. McKindsey le 22 février 2011].
- Therriault, T.W. and Herborg, L.M. (2007). Risk Assessment for two solitary and three colonial tunicates in both Atlantic and Pacific Canadian waters. Fisheries and Oceans Canada. Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2007/063, 64 p. [Autorisation de citation obtenue par T.W. Therriault le 28 février 2011].
- Torchin, M.E., Lafferty, K.D. and Kuris, A.M. (2001). Release from parasites as natural enemies : increased performance of a globally introduced marine crab. *Biological Invasions*, vol. 3, p. 333-345.
- Torchin, M.E., Lafferty, K.D. and Kuris, A.M. (1996). Infestation of an introduced host, the European green crab, *Carcinus maenas*, by a symbiotic nemertean egg predator, *Carcinonemertes epialti*. *The Journal of Parasitology*, vol. 83, n° 3, p. 449-453.
- Tourisme Îles-de-la-Madeleine (2010). Le gouvernement du Canada a alloué une aide financière de 2 286 633 \$ aux industries de la pêche et du tourisme des Îles-de-la-Madeleine. *In Tourisme Îles-de-la-Madeleine. Actualités*, [En ligne]. <http://www.tourismeilesdelamadeleine.com/magdalen-islands/actualite-155-le-gouvernement-du-canada-a-alloue-une-aide-financiere-de-2-286-633-aux-industries-de-la-peche-et-du-tourisme-aux-iles-de-la-madeleine.cfm> (Page consultée le 19 avril 2011).
- Tourisme Québec (2000). Stratégie de marketing touristique 2000-2005 – Grandes tendances de la demande touristique. *In Tourisme Québec. Publications*, [En ligne]. http://www.tourisme.gouv.qc.ca/publications/media/document/marketing/s05_tend.pdf (Page consultée le 19 avril 2011).
- Townbridge, C.D. (1999). *An assessment of the potential spread and options for control of the introduced green macroalga Codium fragile ssp. tomentosoides on Australian shores*. Center for Research on Introduced Marine Pests and CSIRO Marine Research, 43 p.
- Traffic (2008). Illegal pet trade threatens freshwater turtles and tortoises. *In Traffic. Publications*, [En ligne]. <http://www.traffic.org/home/2008/1/8/illegal-pet-trade-threatens-freshwater-turtles-and-tortoises.html> (Page consultée le 10 février 2011).

- Transports Québec. Association Québécoise du Transport et des Routes (2007a). Le transport des marchandises : portrait, tendances et potentiel d'intermodalité. *In* Association Québécoise du Transport et des Routes. *Résumé des activités, Allocutions et conférences – 2007. Colloque du 1^{er} février 2007*, [En ligne]. http://www.aqtr.qc.ca/documents/1_fev_AllocutionConferences/1_fev_07JeanCouture.pdf (Page consultée le 18 avril 2011).
- Transports Canada (2010a). Introductions par les navires. *In* Transports Canada. *Le programme canadien d'eau de ballast*, [En ligne]. <http://www.tc.gc.ca/fra/securitemaritime/epe-environnement-ballast-introductions-2194.htm> (Page consultée le 11 février 2011).
- Transports Canada (2010b). Espèces exotiques envahissantes. *In* Transports Canada. *Le programme canadien d'eau de ballast*, [En ligne]. <http://www.tc.gc.ca/fra/securitemaritime/epe-environnement-ballast-especesexotiques-1055.htm> (Page consultée le 19 février 2011).
- Transports Canada (2010c). Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada – Protection de l'environnement. *In* Transports Canada. *Documents d'information, rapports et fiches de renseignements, Documents d'information*, [En ligne]. <http://www.tc.gc.ca/fra/medias/documents-b07-m006-1887.htm> (Page consultée le 4 mars 2011).
- Transports Canada (2006). Le gouvernement du Canada annonce une réglementation sur les eaux de ballast, n° H069, 28 juin. *In* Transports Canada. *Médias, Communiqué de presse 2006*, [En ligne]. <http://www.tc.gc.ca/fra/medias/communiques-nat-2006-06-h069f-3272.htm> (Page consultée le 4 mars 2011).
- The National Invasive Species Council (NISC) (2011). Invasive Species Definition Clarification and Guidance White Paper. *In* USDA National Invasive Species Information Center. *Animals*, [En ligne]. <http://www.invasivespeciesinfo.gov/docs/council/isacdef.pdf> (Page consultée le 9 février 2011).
- United States Department of Agriculture (USDA). Forest Service (2004). Kudzu – Weed of the Week. *In* USDA National Invasive Species Information Center. *Plants. Species profiles, Kudzu*, [En ligne]. http://na.fs.fed.us/fhp/invasive_plants/weeds/kudzu.pdf (Page consultée le 9 février 2011).
- University of California (2009). Frequently asked questions about invasive species. *In* University of California Center for Invasive Species Research. *Invasive Species FAQ's*, [En ligne]. http://civr.ucr.edu/invasive_species_faqs.html#how%20do%20invasive%20species%20establish (Page consultée le 9 février 2011).
- University of Minnesota (2009). Sea Lamprey: The Battle Continues. *In* University of Minnesota. Minnesota Sea Grant. *Aquatic Invasive Species*, [En ligne]. http://www.seagrant.umn.edu/ais/sealamprey_battle (Page consultée le 9 février 2011).

- U.S. Fish and Wildlife Services. National Wildlife Refuge System (2009). Management methods : physical methods. *In* U.S. Fish and Wildlife Services. *Management methods, Physical, Introduction*, [En ligne]. <http://www.fws.gov/invasives/staffTrainingModule/methods/physical/introduction.html> (Page consultée le 13 mars 2011).
- Virginia Department of Game and Inland Fisheries (VDGIF) (2011). Millbrook Quarry zebra mussel eradication. *In* Virginia Department of Game and Inland Fisheries. *Wildlife, Zebra mussels*, [En ligne]. <http://www.dgif.virginia.gov/zebramussels/> (Page consultée le 26 mars 2011).
- Washington Department of Fish and Wildlife (WDFW) (s.d.). *Carcinus maenas* (European Green Crab). *In* Washington Department of Fish and Wildlife. *Conservation, Aquatic invasive species, Crustaceans*, [En ligne]. http://wdfw.wa.gov/ais/species.php?Name=carcinus_maenas (Page consultée le 27 février 2011).
- Williams, P.J., Floyd, T.A. and Rossong, M.A. (2006). Agonistic interactions between invasive green crabs, *Carcinus maenas* (Linnaeus), and sub-adult American lobsters, *Homarus americanus* (Milne Edwards). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 329, n° 1, p. 66-74.
- Williamson, M. and Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, vol. 77, n° 6, p. 1661-1666.
- Zajac, R.N., Whitlatch, R.B., and Osman, R.W. (1989). Effects of inter-specific density and food supply on survivorship and growth of newly settles benthos. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 56, p. 127-132.
- Zavaleta, E.S. (s.d.). It's often better to eradicate, but can we eradicate better? *In* Veitch, C.R. and Clout, M.N., *Turning the tide : the eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, p. 393-404.