



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2022/072

Région de la capitale nationale

L'encrassement biologique des bâtiments comme vecteur de l'introduction d'espèces non indigènes au Canada

Tessa R. Brinklow, Farrah T. Chan, Mohammad Etemad, Jiban C. Deb et Sarah A. Bailey

Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
Pêches et Océans Canada
867, route Lakeshore
Burlington (Ontario) L7S 1A1

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2022

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-45943-1 N° cat. Fs70-5/2022-072F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Brinklow, T.R., Chan, F.T., Etemad, M., Deb, J.C., et Bailey, S.A. 2022. L'encrassement biologique des bâtiments comme vecteur de l'introduction d'espèces non indigènes au Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/072. iv + 53 p.

Also available in English :

Brinklow, T.R., Chan, F.T., Etemad, M., Deb, J.C., and Bailey, S.A. 2022. Vessel Biofouling as a Vector for Nonindigenous Species Introductions in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/072. iv + 49 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
OBJECTIF	3
MÉTHODES.....	3
ZONE D'ÉTUDE.....	3
SOURCES DE DONNÉES.....	4
APPROCHE DE MODÉLISATION	7
Analyse de l'historique des ports	8
ESTIMATION DE L'ARRIVÉE DES ENI	9
Abondance de l'encrassement biologique	10
Proportion d'espèces non indigènes	10
Répartitions de l'abondance des espèces	10
Probabilité de libération d'ENI.....	11
ESTIMATION DE LA SURVIE DES ENI	11
ESTIMATION DE L'ÉTABLISSEMENT DES ENI	12
PROBABILITÉ FINALE D'ÉTABLISSEMENT	13
SCÉNARIO FUTUR	14
ANALYSE DE SENSIBILITÉ.....	15
RÉSULTATS.....	16
DISCUSSION.....	17
PROBABILITÉ D'ÉTABLISSEMENT D'UNE ENI.....	17
VÉRIFICATION DU MODÈLE SUR LE TERRAIN	18
ANALYSE DE SENSIBILITÉ.....	19
LIMITES DU MODÈLE ET INCERTITUDES.....	21
ÉTABLISSEMENTS D'ENI PAR ENCRASSEMENT BIOLOGIQUE DES BÂTIMENTS DANS LES SCÉNARIOS CLIMATIQUES FUTURS	22
CONCLUSIONS.....	23
RÉFÉRENCES CITÉES	24
TABLEAUX	31
FIGURES	36
ANNEXE 1	48

RÉSUMÉ

L'encrassement biologique est l'accumulation d'organismes (tels que les algues, les moules, les pouces-pieds et autres taxons) sur les surfaces immergées. L'encrassement biologique des bâtiments est considéré comme indésirable, parce qu'il réduit l'efficacité énergétique des bâtiments en augmentant la traînée et qu'il peut transporter des organismes sur de longues distances vers des endroits situés en dehors de leur région biogéographique naturelle. Par rapport à d'autres vecteurs de transfert d'organismes aquatiques, tels que les eaux de ballast, l'encrassement biologique est relativement peu étudié, bien qu'il s'agisse d'un vecteur majeur d'introduction d'espèces non indigènes (ENI) aquatiques dans les écosystèmes côtiers du monde entier. Pour cette raison, Transports Canada a demandé un avis scientifique à Pêches et Océans Canada afin d'obtenir une évaluation nationale actualisée de la probabilité de l'introduction et de l'établissement d'ENI par le biais de l'encrassement biologique des bâtiments, afin de guider l'élaboration de politiques de gestion de l'encrassement biologique.

Un modèle mécaniste à plusieurs stades (un modèle à plusieurs étapes décrivant les parties ou les stades du processus d'invasion) a été utilisé dans le cadre de cette étude afin d'évaluer la probabilité d'introduction et d'établissement d'ENI au Canada à partir des données recueillies pendant un an sur les premières arrivées de bâtiments commerciaux battant un pavillon étranger. Les stades du modèle comprennent l'arrivée, la survie et l'établissement des ENI, cependant dans le présent document, le terme « établissement » désigne le succès cumulatif des trois stades pour aboutir à une population autonome dans les eaux canadiennes. Des évaluations distinctes ont été menées pour les surfaces principales de la coque des bâtiments et les zones de recoins combinées (telles que le caisse de prise d'eau, l'hélice et les tunnels des propulseurs, où l'encrassement biologique est susceptible d'être plus concentré). Les résultats ont été résumés pour les quatre régions côtières du Canada – Atlantique, Pacifique, Grands Lacs-fleuve Saint-Laurent et Arctique – en fonction du port de destination ou d'arrivée des bâtiments. Les paramètres du modèle étaient basés sur des données empiriques sur l'encrassement biologique des bâtiments et des données empiriques environnementales, ainsi que sur des estimations des processus biologiques en tenant en compte de leur variabilité.

Les estimations des établissements primaires moyens d'ENI par an via les coques des bâtiments variaient de moins de 1 (région de l'Arctique) à 2,2 (région du Pacifique) ENI par an. De même, le nombre moyen de sorties jusqu'à ce qu'au moins un établissement d'ENI via la coque soit réussi variait de 94 sorties (région du Pacifique) à 174 sorties (région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent). Les établissements primaires d'ENI associés aux recoins des bâtiments étaient généralement plus élevés que ceux associés à la coque, les établissements d'espèces les plus élevés par an étant de 8,4 ENI par an, avec 23 sorties jusqu'à l'établissement (région du Pacifique). Bien que ces estimations soient marquées par une certaine incertitude, les résultats indiquent une probabilité non négligeable d'établissement d'ENI par l'encrassement biologique des bâtiments dans toutes les régions du Canada. On estime que les côtes de l'Atlantique et du Pacifique accueilleront le plus grand nombre d'établissements d'ENI, en raison du nombre plus élevé d'arrivées de bâtiments dans ces régions. Les taux d'établissement des ENI via les zones principales de la coque des bâtiments étaient inférieurs à ceux des recoins, ces derniers (tous combinés) présentant une plus grande abondance d'encrassement biologique malgré une surface mouillée plus petite. L'encrassement biologique des bâtiments doit être considéré comme un vecteur dominant et actif d'introduction des ENI au Canada.

INTRODUCTION

L'introduction d'espèces non indigènes (ENI) aquatiques est considérée comme l'une des principales menaces qui pèsent sur la biodiversité mondiale et la santé des écosystèmes (Clavero *et al.* 2009; Havel *et al.* 2015). Les espèces non indigènes peuvent être des concurrents, des prédateurs ou des parasites affectant directement les espèces indigènes dans l'aire de répartition ainsi introduite, modifiant les structures des populations, des communautés et des écosystèmes; ces perturbations peuvent à leur tour entraîner la disparition ou l'extinction de certaines espèces indigènes menacées (Roberts et Hawkins 1999; Gurevitch et Padilla 2004; Pacifici *et al.* 2015). Le transport maritime international est le principal moyen utilisé pour le commerce de marchandises à l'échelle mondiale et représente la plus grande voie d'introduction des ENI marines côtières (Hewitt *et al.* 2009; Bailey *et al.* 2020a). La mondialisation et la croissance démographique ont entraîné une augmentation de la fréquence des sorties de bâtiments et de la complexité des schémas de déplacement, ce qui, combiné au changement climatique, a contribué à l'introduction et à la propagation généralisées des ENI partout dans le monde (Hopkins 2010; Chan *et al.* 2019). Les principaux mécanismes de transport des ENI dans les bâtiments ou sur ces derniers sont les suivants (Hewitt *et al.* 2009; Hopkins 2010) :

1. Eaux de ballast et sédiments;
2. Encrassement de la coque;
3. Encrassement des recoins tels que les caisses de prise d'eau, les tunnels des propulseurs, les tuyaux de prise d'eau, les caillebotis et les circuits internes de refroidissement à l'eau de mer.

Alors que le vecteur que constituent les eaux de ballast a été largement exploré et est réglementé, l'encrassement biologique est moins étudié et n'est pas réglementé (au Canada), bien qu'il contribue probablement au transport et à l'introduction de 55 à 69 % des quelque 1 780 ENI détectées dans les ports du monde entier (statistique basée sur les caractéristiques du cycle biologique des ENI aquatiques établies) (Hewitt *et al.* 2011; Bailey *et al.* 2020a).

L'encrassement biologique peut être défini comme l'accumulation de micro-organismes (tels que les champignons, les algues, les bactéries, les diatomées), de plantes et d'autres formes de vie marine (p. ex. bryozoaires, moules, pouces-pieds et polychètes) sur des substrats immergés dans l'eau de mer (Callow et Callow 2002; Yebra *et al.* 2004). Plusieurs variables environnementales (telles que la salinité, la température, la conductivité, le pH, la teneur en matières organiques, les concentrations d'oxygène dissous, les courants, la lumière, la profondeur et la distance par rapport au rivage) influencent le développement de l'encrassement biologique (Delauney *et al.* 2010). Celui-ci peut avoir des répercussions négatives importantes sur la vie aquatique et le secteur du transport maritime en raison des facteurs suivants (Yebra *et al.* 2004; Hopkins 2010) :

1. Risques de biosécurité liés aux transferts d'ENI;
2. Réduction de la vitesse du bâtiment à une puissance de moteurs donnée en raison de la diminution du rendement hydrodynamique et de la manœuvrabilité;
3. Augmentation des coûts relatifs au carburant, à l'entretien et au temps d'arrêt pour compenser l'augmentation de la traînée hydrodynamique du bâtiment.

Historiquement, l'encrassement biologique était géré au moyen de systèmes de revêtement antisalissures contenant des peintures toxiques telles que les peintures copolymères autopolissantes au tributylétain (peintures TBT autopolissantes) (Yebra *et al.* 2004). Les

réglementations internationales ont interdit le TBT dans les années 1990 en raison de ses effets néfastes sur l'environnement et la vie marine, ce qui a entraîné la mise au point de méthodes antisalissures non toxiques et écologiques (et possiblement moins efficaces) (Yebra *et al.* 2004; Finnie et Williams 2010; Legg *et al.* 2015). Toutefois, les revêtements à base de cuivre restent le principal type de système de peinture antisalissures utilisé (Scianni *et al.* 2021). Malgré l'utilisation généralisée de revêtements antisalissures, le transfert d'ENI associé à l'encrassement biologique continue de se produire pour plusieurs raisons, notamment (Ferreira *et al.* 2006; Coutts et Dodgshun 2007; Davidson *et al.* 2009; Hopkins 2010) :

1. Les revêtements antisalissures se dégradent avec le temps;
2. Les bâtiments ne font pas tous l'objet d'un entretien régulier;
3. Les revêtements antisalissures choisis ne conviennent pas pour les opérations des bâtiments;
4. L'efficacité du revêtement antisalissures est compromise pour certains bâtiments qui restent à l'arrêt pendant de longues périodes (p. ex., les plateformes pétrolières);
5. L'application de revêtements antisalissures sur les zones autres que la coque est souvent inadéquate ou inexistante;
6. Certains taxons sont capables de coloniser même des surfaces récemment revêtues de peinture antisalissures (p. ex., taxons résistants au cuivre).

L'Organisation maritime internationale (OMI) a élaboré des *Directives pour le contrôle et la gestion de l'encrassement biologique des navires en vue de réduire au minimum le transfert d'espèces aquatiques envahissantes* (Organisation maritime internationale 2011). Introduites en juillet 2011, ces directives de l'OMI recommandent plusieurs mesures pour la prévention de l'encrassement biologique, qui comprennent :

1. La mise en œuvre et le maintien par tous les bâtiments d'un plan de gestion de l'encrassement biologique et d'un registre des pratiques de gestion entreprises;
2. L'utilisation et l'entretien de revêtements antisalissures, de matériaux résistant à l'encrassement biologique pour les surfaces non revêtues et de systèmes de prévention de la croissance d'organismes marins (SPCOM) dans les recoins tels que les caisses de prise d'eau et les circuits internes de refroidissement à l'eau de mer,
3. Des inspections à flot des surfaces des bâtiments et une conception intelligente des bâtiments qui permet de réduire le nombre de recoins susceptibles de favoriser la croissance de l'encrassement biologique, ainsi que leur étendue.

Comme les directives sont de nature volontaire, leur efficacité à prévenir les introductions d'espèces n'a pas été démontrée.

Pêches et Océans Canada (MPO) a mené une série d'évaluations régionales des risques entre 2012 et 2017, qui ont permis de déterminer que l'encrassement biologique des bâtiments était un vecteur d'introduction des ENI constituant une menace pour les écosystèmes marins et d'eau douce du Canada (Bailey *et al.* 2012; Chan *et al.* 2012; Adams *et al.* 2014; Linley *et al.* 2014; Simard *et al.* 2017). En vertu de la *Loi sur les pêches*, le MPO a le mandat de protéger le poisson et son habitat, notamment par la prévention et la gestion des ENI aquatiques (c.-à-d. des espèces non indigènes au plan d'eau récepteur) et des espèces envahissantes aquatiques (c.-à-d. les espèces aquatiques non indigènes susceptibles de causer des dommages). De son côté, Transports Canada réglemente les activités de navigation en vertu de la *Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada* et est responsable de la prévention de l'introduction et de la propagation d'ENI aquatiques par les eaux de ballast et par l'encrassement biologique des

bâtiments. Au cours des 15 dernières années, Transports Canada a travaillé en collaboration avec le MPO pour élaborer des politiques et des règlements fondés sur la science afin de gérer efficacement les eaux de ballast et, plus récemment, l'encrassement biologique des bâtiments. Les recherches qui sous-tendent ces efforts sont souvent axés sur l'examen de la probabilité d'établissement d'espèces non indigènes dans le milieu récepteur. Bien que seule une partie des ENI puisse devenir envahissante, l'ampleur de l'impact peut ne pas être connue ou être difficile à prévoir dans le cas des centaines ou des milliers d'espèces qui peuvent être introduites par la navigation. Les évaluations basées sur les ENI constituent donc l'approche la plus prudente et la plus protectrice.

Transports Canada a demandé des avis scientifiques au MPO par afin d'éclairer l'élaboration de politiques de gestion de l'encrassement biologique pour les bâtiments de plus de 24 mètres de longueur, qui permettront de mieux protéger les écosystèmes marins et aquatiques canadiens contre les ENI. Plus précisément, le MPO a été invité à effectuer une évaluation nationale actualisée de la probabilité d'établissement d'espèces par encrassement biologique, en y intégrant les méthodes avancées au cours de la dernière décennie pour l'évaluation des introductions liées aux eaux de ballast. Conformément à l'approche de précaution décrite précédemment, cette évaluation examine la probabilité d'établissement primaire des ENI, le terme « établissement » étant utilisé pour décrire la transition réussie à travers les étapes d'arrivée, de survie et d'établissement d'une population autonome dans les eaux canadiennes. L'établissement secondaire des ENI (c.-à-d. leur propagation par les bâtiments se déplaçant entre les ports canadiens) n'a pas été évalué dans cette étude.

OBJECTIF

L'objectif de cette étude était de s'appuyer sur les évaluations régionales précédentes du MPO concernant les établissements d'ENI causés par l'encrassement biologique des bâtiments (Bailey *et al.* 2012; Chan *et al.* 2012; Adams *et al.* 2014; Linley *et al.* 2014; Simard *et al.* 2017), en vue de créer une évaluation nationale complète et à jour utilisant les meilleures données scientifiques disponibles. Cette étude intègre de « nouvelles » données et méthodes de modélisation, afin de fournir un aperçu des questions suivantes :

1. Quelles sont les probabilités d'arrivée, de survie et d'établissement d'espèces non indigènes par encrassement biologique des bâtiments commerciaux nationaux et internationaux dans les ports et les mouillages d'eau douce et maritimes, en tenant compte des différentes caractéristiques opérationnelles ou d'itinéraire et des facteurs supplémentaires désignés dans la documentation scientifique qui pourraient être utilisés pour prédire la probabilité d'établissement d'espèces non indigènes par encrassement biologique?
2. Quel effet les changements prévus de l'activité de navigation et de la température (comme prévu par les modèles de changement climatique) auront-ils sur la probabilité d'établissement d'espèces non indigènes par encrassement biologique dans les écosystèmes d'eau douce et marins du Canada (en particulier, dans l'Arctique et dans d'autres voies navigables où des changements plus importants sont attendus)?

MÉTHODES

ZONE D'ÉTUDE

La zone d'étude comprenait toutes les régions où la navigation commerciale internationale est active au Canada, notamment la côte du Pacifique (ports de la Colombie-Britannique), la côte de l'Atlantique (ports du Québec, à l'est de la ville de Québec [dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent], du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse, de l'Île-du-Prince-Édouard et de

l'île de Terre-Neuve), la région de l'Arctique (ports des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut, du Manitoba, du nord du Québec et du Labrador) et la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (ports d'eau douce du Québec et de l'Ontario, à l'ouest de la ville de Québec et incluant celle-ci) (tableau 1).

SOURCES DE DONNÉES

Des ensembles de données multiples ont été obtenus à partir d'une variété de sources comme intrants du modèle mécaniste à plusieurs stades. Les données en matière de transport maritime ont été obtenues auprès des centres des opérations de la sûreté maritime de Transports Canada (Est et Ouest) pour les premières arrivées au Canada de bâtiments de plus de 100 tonnes de jauge brute (autres qu'un bâtiment de remorquage), transportant plus de 12 passagers, ou d'un bâtiment de remorquage qui tire une barge à l'arrière ou à couple, ou qui la pousse vers l'avant, si la barge transporte certaines cargaisons dangereuses. Ces données comprenaient des renseignements sur chaque entrée de bâtiment dans les eaux canadiennes en 2018, ainsi que les identifiants du bâtiment et l'historique de sortie, y compris jusqu'à 10 derniers ports d'escale, et le port de destination ou d'arrivée au Canada. Les transits avec un dernier port d'escale canadien ont été supprimés, car les mouvements de bâtiments nationaux dépassaient le cadre de cette évaluation (ce qui donne 8 103 arrivées internationales au Canada en 2018). Selon un examen des données figurant dans le Système d'information sur la gestion du trafic maritime de la Garde côtière canadienne, 2018 a été l'année où le nombre le plus élevé de transits de bâtiments entrant dans les eaux canadiennes entre 2015 et 2020 a été enregistré. Comme la moyenne annuelle était de 7 956 (\pm 688), 2018 est considérée comme représentative d'une année typique de trafic maritime vers le Canada. On a toutefois constaté que le nombre de transits vers la région de l'Arctique, et les distances parcourues, ont augmenté régulièrement ces dernières années et devraient continuer à croître (Dawson *et al.* 2017; Dawson *et al.* 2018). Par conséquent, l'ensemble de données sur le transport maritime de 2018 a été ajusté afin d'inclure les données de 2019 (au lieu de celles de 2018) pour le port de Milne Inlet, afin de refléter la récente pointe d'activités au cours de la première phase de revenus de la Baffinland Iron Mine (74 arrivées internationales).

Les surfaces mouillées de la coque ont été calculées pour chaque bâtiment en fonction du type de bâtiment générique (tableau 2) et de jauge brute, en utilisant les modèles de régression de Ceballos-Osuna *et al.* (2021). Pour les bâtiments dont les données de jauge brute n'étaient pas disponibles, la surface mouillée a été attribuée en fonction d'une estimation moyenne de la surface mouillée de la flotte mondiale basée sur le type de bâtiment selon Moser *et al.* (2016). Plus précisément, cette mesure s'est avérée nécessaire pour les bâtiments classés dans la catégorie « Autres » ou « Remorqueurs/Bâtiments de ravitaillement » (tableau 2). Les surfaces mouillées correspondant aux recoins ont été calculées en fonction du type de bâtiment, sur la base d'une étude de la proportion des surfaces des recoins par rapport à la surface mouillée de la coque de la flotte mondiale (Moser *et al.* 2017). Le tableau 2 présente les catégories de bâtiments de l'ensemble de données sur le transport maritime par type de bâtiment, ainsi que leur fréquence dans chaque région. Une figure supplémentaire montrant la fréquence de chaque type de bâtiment par région est fournie à l'annexe 1 (figure A1).

Les données biologiques, y compris le pourcentage de couverture, l'abondance et la richesse en espèces de taxons d'encrassement biologique, ont été obtenues à partir de relevés en plongée sous-marine effectués par le Canadian Aquatic Invasive Species Network (CAISN) pour des bâtiments échantillonnés dans les régions de l'Atlantique ($n = 20$), du Pacifique ($n = 20$) (Sylvester *et al.* 2011) et des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent ($n = 19$) (Sylvester et Maclsaac 2010), ainsi que pour 12 autres bâtiments échantillonnés ultérieurement dans la région subarctique (Churchill, MB) (Chan *et al.* 2015). Ces données sont les meilleures

disponibles pour l'encrassement biologique sur les bâtiments entrant au Canada, et sont considérées comme représentatives des communautés d'encrassement biologique actuelles des bâtiments, car aucun changement majeur dans les itinéraires des bâtiments ou les pratiques de gestion de l'encrassement biologique n'a été signalé. En outre, les données des inspections en cale sèche pour l'encrassement à l'intérieur des caisses de prise d'eau des bâtiments ont été incluses à partir de bâtiments échantillonnés sur la côte Pacifique (n = 6) et la côte Atlantique (n = 2) (Frey *et al.* 2014). Les données biologiques ont été regroupées entre les régions (plutôt que conservées en tant qu'ensembles de données propres à chaque région) en raison de la petite taille des échantillons pour chacune des régions individuelles, bien qu'une analyse basée sur la séparation régionale ait été effectuée dans le cadre de l'analyse de sensibilité. Chaque bâtiment représentait un point de données unique dans cet ensemble de données regroupées. Lors de relevés en plongée sous-marine, les organismes salissants ont été recueillis en échantillonnant des quadrats de 20 × 20 cm sur la coque ou dans les recoins du bâtiment, et ont plus tard été identifiés et dénombrés (en mettant l'accent sur les invertébrés) s'ils étaient présumés vivants au moment de la collecte. Les estimations du pourcentage de couverture ont été faites à l'aide de transects vidéo du bâtiment. Les dénombrements individuels mis à l'échelle sur une base par mètre carré et le pourcentage de couverture de la zone du bâtiment (coque ou recoin particulier) ont été utilisés pour calculer une estimation de l'abondance des organismes par mètre carré (abondance = dénombrement de l'échantillon * % de couverture). L'utilisation du pourcentage de couverture de la surface du bâtiment tient compte du biais potentiel de l'échantillonnage fortuit des zones les plus encrassées des bâtiments, dont la couverture est naturellement inégale. Les données ont été ajustées, en suivant les méthodes utilisées par les auteurs des études en plongée sous-marine, pour exclure les espèces qui ont également été trouvées dans les échantillons d'eau de référence prélevés dans le port. On trouvera tous les détails sur les méthodes et l'analyse des études en plongée sous-marine dans Sylvester et MacIsaac (2010), Sylvester *et al.* (2011) et Chan *et al.* (2015). De la même manière, les données des caisses de prise d'eau internes ont été mises à l'échelle en utilisant le dénombrement des quadrats (10 × 10 cm) ramené à un mètre carré, et le pourcentage de couverture de la caisse de prise d'eau. Seuls les échantillons où des dénombrements ont été enregistrés ont pu être inclus dans cet ensemble de données, car de nombreuses mesures comprenaient une combinaison de présence-absence, dénombrements, biomasse et pourcentage de couverture qui n'ont pas pu être utilisés dans ce modèle. Les données internes des caisses de prise d'eau des bâtiments de la Marine ont été exclues afin d'assurer la cohérence des types de bâtiments entre les études. Les détails complets de l'échantillonnage et l'analyse de l'étude interne des caisses de prise d'eau se trouvent dans Frey *et al.* (2014). Les renseignements sur les derniers ports d'escale étaient disponibles pour les données d'échantillonnage des bâtiments, et ont été utilisés pour l'analyse de l'historique des ports (décrite plus loin).

Sur l'ensemble des bâtiments et des régions, 59 taxons distincts ont été identifiés dans les échantillons provenant de la coque, et 242 taxons distincts (ENI et n'étant pas une ENI) ont été identifiés dans les zones de recoin combinées, notamment des représentants des ordres suivants : *Anomopoda*, *Copepoda*, *Cirripedia*, *Ostracoda*, *Amphipoda*, *Acari*, *Bivalvia*, *Oligochaeta*, *Gastropoda*, *Polychaeta*, *Hydrozoa*, *Tardigrada*, *Trichoptera*, *Tanaidacea*, *Appendicularia*, *Decapoda*, *Isopoda*, *Nematoda*, *Chironomidae* et *Echinodermata*. Les listes taxonomiques détaillées se trouvent dans les études originales (voir Sylvester et MacIsaac 2010 [Annexes S1 et S2]; Sylvester *et al.* 2011 [Annexes S1 et S2]; Frey *et al.* 2014 [Annexe 2]; Chan *et al.* 2015 [tableaux A1 et A2]). Ces taxons ont été identifiés au niveau de l'espèce lorsque cela était possible, mais ils ont souvent été classés plus largement comme des taxons distincts sans cette identification. Les données relatives aux espèces et aux taxons distincts d'ordre supérieur ont été utilisées pour créer des répartitions d'abondance des espèces,

l'identification des espèces n'étant pas importante pour cette analyse. Les taxons ont également été classés comme étant une ENI ou non dans les études originales selon le statut de leur population dans les régions particulières où l'échantillonnage a eu lieu (Sylvester et MacIsaac 2010; Sylvester *et al.* 2011; Frey *et al.* 2014; Chan *et al.* 2015). Si certains spécimens n'ont pas pu être identifiés au niveau de l'espèce, mais que le taxon a été répertorié par les auteurs originaux comme un « taxon non établi », il a été considéré comme une ENI. De plus, tout taxon échantillonné dans les Grands Lacs et dont on a noté qu'il provenait d'un habitat marin a été classé comme ENI. Toutes les données relatives aux ENI ont été incluses dans cette analyse, quel que soit l'état de la population au Canada (populations déjà établies ou non). Toutes les autres catégories d'état de population (p. ex. « cryptogénique », « inconnu » ou « indigène »/« autochtone ») ont été considérées comme n'étant pas une ENI. Sur la base de ces classifications, les proportions d'ENI ont été calculées pour chaque bâtiment (coque et recoins), et pour chaque caisse de prise d'eau dans l'ensemble de données sur les caisses de prise d'eau. Les proportions ont été basées sur l'abondance relative totale de chaque espèce ou taxon distinct pour chaque partie échantillonnée du bâtiment. L'abondance relative de chaque taxon distinct qui a été identifié comme ENI sur chaque bâtiment a été utilisée pour créer les répartitions d'abondance des espèces dans le modèle. Au total (tous bâtiments et toutes régions confondus), 37 taxons non indigènes distincts ont été identifiés dans la zone de la coque, et 179 taxons non indigènes distincts ont été identifiés dans les zones de recoin combinées. Cette liste est probablement non exhaustive en raison des difficultés liées à l'échantillonnage et à l'identification des taxons d'encrassement biologique microscopiques ou non invertébrés.

Tous les bâtiments qui ont été échantillonnés pour obtenir des données biologiques au moyen de relevés en plongée sous-marine disposaient d'un certain type de système antisalissures (p. ex., des revêtements de peinture de différents composés, ou une protection cathodique active). Les études originales ont permis de recueillir des renseignements, notamment le type particulier de système antisalissure et le temps écoulé depuis la dernière mise en cale sèche et l'application du revêtement, lequel variait de 1 à 57 mois (Sylvester et MacIsaac 2010; Sylvester *et al.* 2011; Chan *et al.* 2015). Dans ces études, l'effet de systèmes antisalissures sur les taux d'encrassement a été examiné, mais a donné des résultats variables. Dans les Grands Lacs, on a constaté que l'âge du système antisalissures n'était pas lié à l'encrassement de la coque des bâtiments (Sylvester et MacIsaac 2010). Sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique, on a constaté que l'encrassement de la coque des bâtiments augmentait en fonction du temps écoulé depuis l'application de la peinture antisalissures (Sylvester *et al.* 2011). Dans l'étude sur l'Arctique, l'âge du revêtement antisalissures était lié à la couche de salissures de l'ensemble du bâtiment, mais pas à des recoins précis ni à l'abondance totale (Chan *et al.* 2015). En outre, dans une synthèse des données sur l'encrassement biologique dans l'Arctique, il a été déterminé que l'âge du revêtement antisalissures était lié au pourcentage de couverture et à l'abondance des invertébrés salissants sur les bâtiments, tandis que le nombre de régions biogéographiques différentes et la durée du séjour étaient associés à la richesse des espèces (Chan *et al.* 2022). Les informations sur le type et l'âge d'un système antisalissures en particulier n'étaient pas disponibles pour l'ensemble de données sur les caisses de prise d'eau (Frey *et al.* 2014). De plus, l'information sur les systèmes antisalissures n'était pas disponible dans l'ensemble de données sur le transport maritime acquis auprès de Transports Canada (l'année complète des arrivées de bâtiments). Par conséquent, les effets des systèmes antisalissures installés sur les bâtiments n'ont pas pu être pris en compte dans cette étude.

D'autres sources potentielles de données biologiques ont été examinées, comme celles provenant des relevés sous-marins des bâtiments de la Marine canadienne (A. Valenta, ministère de la Défense nationale [MDN], comm. pers.) et des études d'encrassement des plaques collectrices du CAISN (Gartner *et al.* 2016). Les données relatives aux bâtiments de la

Marine n'ont pas été incluses en raison des différences de méthodologie pour le dénombrement des salissures totales (échantillonnage uniquement des zones les plus encrassées sans estimation du pourcentage de couverture). Les données des plaques collectrices n'ont pas été utilisées en raison de la très faible abondance des ENI et de la diversité limitée des espèces dans l'ensemble.

Les données environnementales des ports (c.-à-d. la salinité annuelle, la température moyenne pendant le mois le plus chaud, la température moyenne pendant le mois le plus froid et la température moyenne annuelle) ont été obtenues à partir de Keller *et al.* (2011) et du World Ocean Atlas 2013 Vol. 2 (Locarnini *et al.* 2013, Zweng *et al.* 2013; données sur le niveau de la surface de la mer à une résolution d'un degré, de 2005 à 2012) avec des corrections des salinités pour les ports d'eau douce où des erreurs ont été décelées (Bailey *et al.* 2020b; Drake *et al.* 2020). Les valeurs minimales, maximales et moyennes futures ou prévues de la température et de la salinité de surface (2050, RCP 8.5) ont été obtenues à partir des couches matricielles marines de Bio-ORACLE (Tyberghein *et al.* 2012; Assis *et al.* 2018). L'outil « extraire des valeurs multiples vers des points (Spatial Analyst) » a été utilisé dans ArcMap 10.8.1 pour extraire les valeurs des cellules de données environnementales pour les emplacements précisés des ports inclus dans l'ensemble de données sur le transport maritime.

APPROCHE DE MODÉLISATION

L'approche de modélisation de cette évaluation s'est appuyée sur les modèles mécanistes à plusieurs stades existants et évalués par les pairs utilisés dans Drake *et al.* (2020), Bradie *et al.* (2020) et le MPO (2020) pour les évaluations des introductions d'ENI par les eaux de ballast. Ce modèle à plusieurs stades a estimé l'établissement des ENI par encrassement biologique en se basant sur trois composants :

1. La probabilité d'arrivée (abondance d'encrassement biologique et proportion d'ENI);
2. La probabilité de survie basée sur la similarité environnementale (température) entre le port de destination ou d'arrivée au Canada et les deux derniers ports d'escale de chaque bâtiment;
3. La probabilité d'établissement basée sur une équation théorique d'établissement (Leung *et al.* 2004) avec un ajustement basé sur la correspondance de salinité entre le port de destination ou d'arrivée canadien et les deux derniers ports d'escale de chaque bâtiment (figure 1).

Bien que les étapes de survie et d'établissement soient interdépendantes, la température et la salinité influençant à la fois la survie initiale après la libération depuis le bâtiment et l'établissement de la population à plus long terme, elles ont été implémentées dans le modèle comme des étapes distinctes. Cette approche a été étudiée dans Bradie *et al.* (2020) où l'utilisation de la salinité dans les composants de survie et d'établissement du modèle a été comparée, avec des résultats comparables. La coque et les recoins (toutes les zones de recoin combinées) ont été modélisés séparément, afin de permettre une compréhension approfondie des paramètres d'arrivée et d'établissement des ENI par l'encrassement biologique associé à ces parties des bâtiments (qui sont susceptibles d'être gérées de différentes façons). Le tableau A1 (annexe 1) présente les valeurs de chacun des paramètres utilisés dans le modèle. En plus du modèle principal, l'importance relative des ports d'escale antérieurs par rapport à la présence d'encrassement biologique ENI a été examinée, afin de documenter l'étape de survie du modèle.

Analyse de l'historique des ports

Contrairement aux eaux de ballast, où chaque réservoir est généralement rempli à un seul endroit connu, l'historique des escales doit être pris en compte pour prédire la survie et l'établissement des bioinvasions, car l'encrassement biologique s'accumule sur une plus longue période et peut intégrer des espèces provenant de plusieurs régions géographiques. La sélection des caractéristiques, une technique d'apprentissage automatique, a été utilisée pour évaluer le gain d'informations obtenu en incluant plusieurs ports d'escale dans l'analyse. Les données de relevé biologique du CAISN, y compris la liste correspondante par bâtiment des dix derniers ports d'escale avant l'arrivée au lieu d'échantillonnage canadien, ont été utilisées pour l'analyse de sélection des caractéristiques. L'influence des ports d'escale antérieurs a été examinée sur la variable cible (présence d'ENI), en partant du principe que les ports qui apportent le plus grand gain d'information pour déterminer la présence ou l'absence d'ENI au moment de l'arrivée dans les eaux canadiennes apporteront également le plus grand gain d'information pour prédire la survie.

La première étape de l'analyse de sélection des caractéristiques consistait à extraire ou à générer des caractéristiques pertinentes à partir de l'ensemble de données. Une approche de combinaison historique linéaire a été utilisée, qui a généré des caractéristiques basées sur la distance environnementale entre chaque port d'escale et le port d'escale précédent, en succession, sur les dix derniers ports d'escale. La distance environnementale a été calculée comme la distance euclidienne entre quatre variables environnementales (salinité annuelle, température moyenne pendant le mois le plus chaud, température moyenne pendant le mois le plus froid et température moyenne annuelle) pour chaque ensemble de paires de ports, selon Bradie et Bailey (2021) et implémentée en langage Python selon Etemad *et al.* (2021).

Dans un deuxième temps, les données biologiques du CAISN (abondance des ENI dans l'encrassement biologique des bâtiments) ont été classées en deux groupes (présence/absence). Cela a permis de mettre au point un classifieur utilisant les 10 caractéristiques extraites (distances environnementales calculées sur les dix derniers ports d'escale) de la première étape et les étiquettes de la deuxième étape. Les données ont été divisées en ensembles d'apprentissage (70 %) et de test (30 %) pour entraîner et affiner le classifieur. Ensuite, un modèle de forêt aléatoire a été conçu comme méthode de sélection des caractéristiques, à l'aide de la bibliothèque Python Scikit-learn (Pedregosa *et al.* 2011), afin de déterminer l'importance de chaque caractéristique dans la construction du meilleur classifieur de configuration.

L'application de la forêt aléatoire comme méthode de sélection des caractéristiques est possible de deux manières :

1. L'importance de la caractéristique basée sur l'impureté (approche par défaut dans Scikit-learn), ou
2. L'importance par permutation (Breiman 2001).

La première méthode présente certaines faiblesses dans la fourniture de l'importance correcte dans les cas de cardinalité élevée des caractéristiques ou avec des variables numériques dans les caractéristiques. Dans la présente étude, une méthode d'importance par permutation a été appliquée pour surmonter ces limites et fournir des résultats d'importance plus précis. Afin d'entraîner une forêt aléatoire avec la plus grande précision possible, le modèle doit être réglé sur ses propres paramètres. Comme l'ensemble de données biologiques utilisé ici est petit ($n = 67$ bâtiments avec des données d'abondance de la coque uniquement), on ne s'attend pas à une grande précision pour ce modèle. Cependant, ce dernier a été configuré de manière à ce que la forêt aléatoire obtienne la plus grande précision possible grâce au réglage. Dans cette

expérience, le nombre minimum d'échantillons requis pour se situer à un nœud terminal a été fixé à cinq, où la moyenne la plus élevée pour la précision de notre classifieur peut être atteinte.

Les résultats fournis dans la figure 2 montrent que les deux derniers ports d'escale les plus récents sont les caractéristiques les plus importantes extraites des données empiriques en relation avec la présence d'ENI à l'arrivée. La tendance de la moyenne mobile de l'importance de la caractéristique montre que celle-ci diminue lorsque des ports d'escale plus anciens sont pris en compte (figure 2); cependant, certains ports d'escale passés peuvent avoir une certaine importance. L'une des explications du schéma multimodal de l'importance des ports d'escale plus anciens est que certains bâtiments peuvent effectuer des visites répétées du même ensemble de ports d'escale dans des boucles ou des circuits.

Pour examiner cette hypothèse, les dix derniers ports d'escale visités par les bâtiments de l'échantillon ont été reportés sur une carte. Comme les données environnementales (température, salinité) sont disponibles à une résolution d'un degré, les ports plus proches de 0,5 degré ont été regroupés pour l'analyse. Ensuite, la séquence de chaque bâtiment dans l'ensemble de données a été générée en attribuant un numéro à chaque grappe, et les séquences de grappes ont été traitées pour déterminer les cycles avec le port d'échantillonnage et les deux ports d'escale les plus récents. Sur les 67 échantillons totaux, deux présentaient un historique de sortie incomplet, les ports visités étant inconnus au-delà de leurs 4^e et 7^e derniers ports d'escale, respectivement. Afin de traiter ces deux échantillons, les emplacements inconnus ont été remplacés par le dernier port d'escale connu (c.-à-d. que l'emplacement du 4^e dernier port d'escale a été répété pour les 5^e jusqu'au 10^e dernier port d'escale, et le 7^e dernier port d'escale a été appliqué pour les 8^e jusqu'au 10^e dernier port d'escale, respectivement). Après nettoyage des données, on a déterminé que 20 des 67 bâtiments échantillonnés présentaient au moins une visite répétée au port d'échantillonnage (29,85 %), 27 présentaient au moins une visite répétée au port d'échantillonnage ou au dernier port d'escale (40,29 %), et 31 présentaient au moins une visite répétée au port d'escale d'échantillonnage, au dernier ou à l'avant-dernier port d'escale (46,26 %), ce qui appuie la sélection des deux derniers ports d'escale comme étant les caractéristiques les plus importantes pour prédire la présence (et la survie) des ENI à l'arrivée dans un port canadien. Un diagramme à cordes a été utilisé pour représenter ces interrelations entre les dix derniers ports d'escale de tous les bâtiments échantillonnés, avec des arcs (segments de la circonférence du cercle) représentant les différents ports d'escale et des cordes (reliant deux arcs ensemble) représentant chaque sortie de bâtiment entre une paire de ports (Bostock *et al.* 2011) (figure 3A). En retirant les déplacements entre des ports d'escale adjacents de la matrice des sorties, l'occurrence des visites répétées de bâtiments dans des ports individuels est amplifiée (figure 3B).

ESTIMATION DE L'ARRIVÉE DES ENI

Trois étapes principales ont été réalisées pour construire les distributions de probabilité associées à l'encrassement biologique des bâtiments arrivant au Canada, à partir des données empiriques disponibles. Ces distributions décrivent : l'abondance totale de toutes les espèces, la proportion d'espèces étant des ENI, et les répartitions d'abondance des espèces pour les ENI (Drake *et al.* 2014; Drake *et al.* 2020). Une quatrième étape a permis d'effectuer des choix aléatoires à partir de chacune des distributions des trois premières étapes afin de créer des estimations propres au bâtiment et d'appliquer une probabilité de libération des organismes à partir du bâtiment (décrite plus en détail plus loin) dans l'environnement du port de destination (tous les organismes salissants n'étant pas forcément libérés pendant le séjour du bâtiment). Il est important de noter que ces étapes ont été éclairées par les données biologiques recueillies auprès des bâtiments à leur arrivée au Canada, de sorte que tout processus influençant les biosalissures (fixation, décrochage et survie des organismes) pendant ou avant le transit du

bâtiment est déjà saisi dans les données empiriques. Ainsi, les étapes de ce modèle ne tiennent compte que des processus qui se produisent après l'arrivée du bâtiment au port de destination au Canada.

Abondance de l'encrassement biologique

La première étape de l'arrivée consistait à construire des distributions de probabilité décrivant l'abondance totale de tous les organismes salissants présumés vivants lors de la collecte (qu'ils soient des ENI ou non) associés à chaque arrivée de bâtiment (pour la coque et les zones de recoin combinées). En utilisant les données regroupées du CAISN et celles des caisses de prise d'eau sur l'abondance des biosalissures par bâtiment, des distributions de densité de probabilité ont été générées respectivement pour la coque et les zones de recoin combinées à l'aide d'une distribution binomiale négative ajustée aux données (figure 4). La statistique du critère d'information d'Akaike (AIC) a montré que la variation entre les échantillons de bâtiments était mieux décrite par la distribution statistique binomiale négative. Ceci est cohérent avec les distributions binomiales négatives utilisées pour décrire les abondances d'organismes dans les échantillons des eaux de ballast (Casas-Monroy *et al.* 2014; Drake *et al.* 2020). Ces distributions ont utilisé les données empiriques disponibles pour décrire plus généralement le schéma d'encrassement biologique pour la population plus large des bâtiments.

Proportion d'espèces non indigènes

La deuxième étape de l'arrivée consistait à estimer la proportion des biosalissures totales qui sont des ENI. Cette étape a été guidée par les données de salissure de la coque et des zones de recoin combinées (Sylvester *et Maclsaac* 2010; Sylvester *et al.* 2011; Chan *et al.* 2015), ainsi que par les données de caisse de prise d'eau incluses pour l'évaluation du recoin (Frey *et al.* 2014). La proportion d'ENI a été calculée pour chaque bâtiment, et des répartitions bêta (avec une plage de 0 à 1) ont été ajustées à ces proportions pour la coque et les zones de recoin combinées (figure 5). Ces répartitions bêta ont été utilisées pour décrire le schéma général de la proportion d'ENI salissantes par rapport à l'abondance totale d'organismes sur les bâtiments dans toutes les régions.

Répartitions de l'abondance des espèces

Dans la troisième étape de l'arrivée, les répartitions de l'abondance des espèces basées sur les ENI identifiées dans les données d'abondance de l'encrassement ont été utilisées pour estimer comment l'abondance totale des individus non indigènes était répartie entre les différentes ENI (décrit dans Drake *et al.* 2014). En utilisant uniquement les données du CAISN (Sylvester *et Maclsaac* 2010; Sylvester *et al.* 2011; Chan *et al.* 2015), les abondances relatives des ENI individuelles (ou des taxons distincts de niveau supérieur) ont été utilisées pour créer une répartition de l'abondance des espèces pour chaque bâtiment. Ceci a été fait séparément pour la coque et les zones de recoin combinées. Pour la zone de la coque, un total de 24 répartitions d'abondance d'espèces représentant 37 taxons distincts a été créé, et pour les zones de recoin, un total de 58 répartitions d'abondance d'espèces représentant 179 taxons distincts a été créé. Pour chaque arrivée de bâtiment au Canada, une répartition de l'abondance des espèces a été choisie au hasard, ce qui a permis de déterminer le nombre d'ENI attendu à l'arrivée, ainsi que leurs abondances relatives. Ceci a été fait pour les analyses de la coque et des zones de recoin combinées. Les identités des espèces individuelles n'ont pas été maintenues tout au long du reste de l'analyse (c.-à-d. qu'une même espèce pourrait s'établir plusieurs fois via différentes arrivées de bâtiments).

Pour calculer la quantité totale de biosalissures arrivant, pour chaque sortie de bâtiment dans l'ensemble de données de navigation, une valeur d'abondance d'encrassement biologique a été

choisie au hasard dans la distribution de probabilité de l'abondance totale. Une valeur a ensuite été extraite de la distribution pour la proportion d'individus non indigènes par rapport au total des individus salissants. En multipliant ces deux valeurs (nombre d'individus salissants × proportion d'individus non indigènes), on obtient le nombre total d'individus non indigènes salissants par bâtiment. Une répartition aléatoire de l'abondance des espèces a été retenue pour déterminer l'assemblage (nombre d'ENI et dénombrement des individus associés) pour chaque arrivée de bâtiment au Canada.

Probabilité de libération d'ENI

Enfin, une estimation générique de la probabilité de libération (0,5) a été appliquée, après une étude antérieure de Drake *et al.* (2017) modélisant la libération d'organismes associés à l'encrassement biologique sur les bateaux de plaisance. Une distribution binomiale a été générée avec une valeur moyenne de 0,5 afin que la probabilité de libération puisse varier en fonction de chaque arrivée de bâtiment. Un choix aléatoire de cette distribution a été effectué et appliqué à la répartition de l'abondance des espèces associées à l'entrée du bâtiment, de sorte qu'une proportion d'individus de chaque espèce présente dans l'assemblage a été sélectionnée pour être libérée dans l'environnement portuaire.

La probabilité de libération peut être influencée par la durée du séjour d'un bâtiment, des temps de séjour plus longs dans les ports pouvant entraîner une plus grande chance de libération des organismes dans un nouvel environnement (Minchin et Gollasch 2003; Ruiz *et al.* 2022).

Cependant, les valeurs réelles de cette relation sont inconnues et la durée du séjour n'était pas disponible pour de nombreux bâtiments dans l'ensemble de données sur les arrivées.

L'influence de la probabilité de libération a été explorée dans l'analyse de sensibilité du modèle en utilisant des estimations plus élevées (0,75) et plus faibles (0,25) pour la probabilité de libération.

ESTIMATION DE LA SURVIE DES ENI

Après l'estimation de l'arrivée, la probabilité de survie des individus libérés dans le port de destination a été estimée sur la base de la similarité environnementale entre les ports de prédiction ou précédents et les ports de destination. Suivant l'approche du modèle le plus récent sur les eaux de ballast (MPO 2020; Bradie *et al.* 2020), trois variables de température (minimum, maximum et moyenne) ont été utilisées pour évaluer la similarité environnementale à l'étape de survie dans le modèle. Les températures minimales et maximales sont des variables importantes qui limitent la survie des espèces dans un nouvel environnement. La température moyenne a également été incluse, Bradie *et al.* (2015) ayant démontré que la distance euclidienne calculée à partir des températures moyenne et minimale était souvent la mesure de distance la plus performante. La salinité a été prise en compte à l'étape de l'établissement pour s'assurer que la disparité de salinité entre les ports de prédiction ou précédents et les ports de destination, basée sur un seul paramètre, n'avait pas d'effet négatif lorsqu'il y avait une correspondance étroite entre les trois variables de température (d'après Bradie *et al.* 2020).

Sur la base des résultats de l'analyse de sélection des caractéristiques (décrite précédemment), les deux derniers ports d'escale ont été utilisés pour estimer la survie des ENI libérées dans le modèle d'encrassement biologique à plusieurs stades. Il convient de noter que le choix d'utiliser les deux derniers ports d'escale ne signifie pas que tous les organismes salissants sur les bâtiments entrants proviennent des deux derniers ports, mais que ces ports sont les meilleurs de prédiction de la survie du complément existant de biosalissures à l'arrivée au Canada. Les assemblages de biosalissures pourraient provenir de n'importe quel port d'escale depuis la dernière mise en cale sèche ou le dernier nettoyage dans l'eau, les bâtiments ayant visité un

plus grand nombre de régions biogéographiques présentant une diversité d'espèces plus importante (Chan *et al.* 2022).

Une distribution binomiale a été utilisée pour choisir entre les deux derniers ports d'escale, de sorte que l'estimation de la survie de chaque ENI libérée pour chaque bâtiment avait une probabilité de 50 % d'être prédite par le dernier ou l'avant-dernier port d'escale. Cette méthode a permis une variation des estimations de survie, la survie des communautés d'organismes salissants de certains bâtiments étant mieux prédite par le dernier port d'escale que par l'avant-dernier, et vice-versa. La probabilité de survie des ENI libérées a ensuite été calculée en fonction de la distance environnementale dans les trois variables de température entre le port d'arrivée et le port de prédiction (soit le dernier ou l'avant-dernier port d'escale). La relation entre la distance environnementale et la probabilité de survie des organismes pour les organismes aquatiques a été établie par Bradie *et al.* (2020), à l'aide d'un modèle linéaire généralisé binomial (figure 6). Il en résulte une relation où la probabilité de survie est élevée lorsque les températures portuaires sont semblables, et où elle est faible lorsque les températures portuaires diffèrent fortement. Un choix aléatoire, basé sur la probabilité de survie, a ensuite été effectué pour chaque espèce dans l'assemblage du bâtiment afin de déterminer si les n individus de chaque ENI libérée ont survécu dans le port de destination.

ESTIMATION DE L'ÉTABLISSEMENT DES ENI

La probabilité que les ENI qui ont été libérées et qui ont survécu dans l'environnement de destination établissent ensuite une population viable a été estimée sur la base de l'équation suivante de Leung *et al.* (2004) :

$$P_e = 1 - e^{-\alpha N^c}$$

Ici, P_e représente la probabilité d'établissement; alpha (α) est la probabilité qu'un seul individu établisse une population, N représente la taille de la population initiale des ENI qui sont libérées et survivent dans l'environnement de destination (déterminé par les étapes précédentes du modèle), et c décrit l'existence d'un effet Allee¹ (si $c > 1$). Cette équation relie la probabilité d'établissement à la densité de population ou à la pression de propagule des individus. La limite supérieure des valeurs alpha utilisées dans ce modèle est basée sur des essais en mésocosme avec du zooplancton parthénogénétique dans les Grands Lacs, dont la limite supérieure de P_e a été estimée en fonction de la densité de population, l'unité utilisée pour la taille initiale N de la population étant le nombre d'individus par m³ (Bailey *et al.* 2009). Toutefois, dans cette étude, l'unité de mesure de la taille initiale de la population correspondait à l'abondance totale (nombre total d'individus par bâtiment). Comme aucune unité n'était associée à l'équation originale élaborée par Leung *et al.* (2004), il n'est pas clair si l'une de ces métriques doit être privilégiée. Il est important de considérer cette incohérence comme une incertitude dans cette étude; elle est examinée ultérieurement dans l'analyse de sensibilité.

Conformément à Drake *et al.* (2020) et Bradie *et al.* (2013), il a été supposé qu'aucun effet Allee n'était présent ($c = 1$), ce qui permet à l'établissement de se produire lorsque les tailles initiales de la population sont petites. Les valeurs alpha pour chaque espèce ont été estimées en utilisant une distribution bêta. Les valeurs alpha réelles ne sont pas connues et seront propres à chaque espèce (Wonham *et al.* 2013). En l'absence d'informations sur les valeurs alpha

¹ Un effet Allee est défini comme une association positive entre la valeur adaptative individuelle (et donc la croissance de la population) et la taille ou la densité de la population, la probabilité d'établissement des populations de petite taille ou de faible densité soumises à l'effet Allee étant plus faible (Drake et Kramer 2011).

propres aux espèces salissantes, les paramètres utilisés par Drake *et al.* (2020) pour les espèces des eaux de ballast ont également été utilisés pour cette étude (distribution bêta avec paramètres $\alpha = 0,005$, $\beta = 5$), car ils ont été conçus pour décrire un large éventail d'espèces aquatiques dans diverses conditions, la limite supérieure étant délimitée par les données empiriques relatives aux espèces parthénogénétiques (Bailey *et al.* 2009).

Pour chaque arrivée de bâtiment, une valeur alpha a été choisie au hasard dans la distribution alpha pour chaque espèce ayant été libérée et ayant survécu. Les valeurs alpha ont ensuite été ajustées en fonction de la correspondance de la salinité environnementale entre le port de prédiction et le port de destination. Les chances d'établissement ont ainsi été limitées si les salinités étaient fortement déséquilibrées, car les possibilités d'établissement sont réduites lorsqu'une espèce est introduite dans un nouvel environnement avec un faible potentiel de survie (Bradie *et al.* 2020). Les environnements portuaires ont été catégorisés comme étant soit marins (salinité > 18,1 g/kg), soit saumâtres (salinité entre 5,1 et 18,0 g/kg), soit d'eau douce (salinité < 5,0 g/kg) selon une échelle à trois paliers (Por 1972; Bald *et al.* 2005) en utilisant les données de salinité annuelle moyenne (Bailey *et al.* 2020b). Conformément à Bradie *et al.* (2020), les valeurs alpha étaient divisées par deux lorsque la différence de salinité du couple destination-prédiction correspondait à marine-saumâtre ou saumâtre-eau douce, ou vice-versa (différence de salinité d'un palier). Les valeurs alpha ont été divisées par 10 si la différence de salinité du couple destination-prédiction correspondait à marine-eau douce ou vice-versa (différence de salinité à deux paliers). Les valeurs alpha sont restées inchangées pour les couples de ports de même catégorie de salinité (tableau 3). De plus, tous les ports de destination situés en eau douce (c.-à-d. tous les ports de la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent) ont été assignés à la catégorie de différence de salinité marine-eau douce, puisque tout transit vers ces ports en provenance de l'extérieur du Canada nécessitait de passer par des environnements marins. Ainsi, toutes les valeurs alpha pour ces ports ont été divisées par 10, car une salinité élevée pendant le transit est susceptible d'avoir un impact sur les probabilités d'arrivée, de survie et d'établissement de la plupart des organismes d'eau douce.

En utilisant les valeurs alpha et l'équation décrite ci-dessus, les probabilités estimées d'établissement ont été calculées pour chaque espèce associée à chaque arrivée de bâtiment, comme prédit par le dernier et l'avant-dernier port d'escale. Ces valeurs ont ensuite été combinées pour obtenir des probabilités d'établissement pour l'assemblage complet associé à chaque bâtiment. Ensuite, en comparant les probabilités d'établissement à une répartition uniforme, un choix a été effectué pour chaque espèce afin de déterminer si elle s'établit (1) ou disparaît (0) dans le port de destination en fonction des probabilités d'établissement calculées. Le résultat final est de savoir si une ENI donnée sur un bâtiment donné entrant au Canada établit ou non une population dans le port de destination.

PROBABILITÉ FINALE D'ÉTABLISSEMENT

La probabilité finale d'établissement a été calculée en suivant les étapes susmentionnées, pour n entrées de bâtiments dans chaque région (Atlantique, Pacifique, Grands Lacs-Fleuve Saint-Laurent et Arctique; tableau 1) par an. Ce processus a été répété 1 000 fois pour obtenir une variation des distributions de rééchantillonnage et de la répartition aléatoire. Les paramètres d'intérêt ont été calculés séparément pour la coque et les zones de recoin combinées, afin de permettre des comparaisons de la probabilité relative d'établissement associée aux différentes surfaces sous-marines de bâtiments.

Les valeurs ont été obtenues en nombre d'établissements d'ENI uniques par an (EsPA). Les valeurs moyennes des établissements d'ENI par an dans toutes les régions ont également été examinées par type de bâtiment. Enfin, les estimations ont également été résumées en tant que

nombre moyen de sorties jusqu'à ce qu'au moins un établissement unique d'ENI se produise (calculé comme le nombre annuel de sorties ÷ établissements uniques d'espèces). Il convient de noter que le nombre de sorties jusqu'à l'établissement est calculé comme une estimation du nombre moyen de sorties où un établissement est prédit dans le temps; si le nombre annuel de sorties est inférieur à cette valeur, cela ne signifie pas qu'il n'y a pas de risque d'établissement d'ENI.

Pour le reste de ce document, les établissements d'espèces rapportés par an font référence aux établissements uniques d'ENI par région et par partie de bâtiment (coque ou zones de recoin combinées), reconnaissant qu'une seule espèce pourrait s'établir plusieurs fois, associée à différentes arrivées de bâtiments et dans plusieurs endroits. Lors de l'examen des établissements d'espèces associés aux deux derniers ports d'escale différents, les espèces étaient uniques par port, mais peuvent être récurrentes entre les différents ports. Lors de l'examen des établissements d'espèces associés à différents types de bâtiments, le nombre total d'établissements d'espèces, plutôt que les espèces uniques, a été utilisé pour tenir compte de toutes les sorties de chaque type de bâtiment dans la région. Le paramètre des espèces uniques a été calculé par région et par partie de bâtiment (soit la coque ou les recoins), où les multiples de la même espèce ne seront pas comptés dans la même région ou partie de bâtiment, mais plutôt dans les différentes régions. Par conséquent, si le modèle prévoit qu'une espèce s'établira une fois, mais qu'il prévoit ensuite que la même espèce s'établira à nouveau lors d'un autre événement (dans la même région et la même partie de bâtiment), un seul établissement d'ENI sera enregistré. Des intervalles de confiance à 95 % selon la méthode bootstrap ont été calculés pour chaque paramètre, en échantillonnant les résultats complets et en les répétant 5 000 fois.

SCÉNARIO FUTUR

Pour examiner comment la probabilité d'établissement d'ENI par encrassement biologique au Canada pourrait changer à l'avenir, une réexécution du modèle était planifiée avec des changements prévus dans l'activité de navigation et les conditions environnementales (telles que prédites par les modèles de changement climatique) comme données d'entrée, en conservant toutes les étapes du modèle telles que décrites dans les méthodes mentionnées précédemment. Des données sur les activités de transport maritime projetées ont été obtenues pour l'Arctique canadien (p. ex., les prévisions 2015-2050 disponibles auprès d'Environnement et Changement climatique Canada, l'Outil d'affichage d'inventaire des émissions marines), bien que celles-ci se limitent au nombre de transits et à la durée de la sortie sans aucune évaluation des changements potentiels dans la géographie des liaisons portuaires (c.-à-d. en cas de modification de l'identité ou de la fréquence des différents ports de prédiction et de destination). Les projections des activités de transport maritime futures n'étaient pas disponibles ou n'ont pas pu être obtenues pour les autres régions canadiennes pendant la durée de cette analyse. On a donc cherché à savoir s'il était possible de modéliser un scénario futur pour la seule région de l'Arctique, en extrapolant les liaisons portuaires actuelles aux niveaux d'activité maritime attendus.

Les valeurs variables de la température environnementale future (utilisée dans le composant de probabilité de survie) et de la salinité (utilisée dans le composant de probabilité d'établissement) ont été extraites des couches marines de Bio-ORACLE (Tyberghein *et al.* 2012; Assis *et al.* 2018) pour l'année 2050 (RCP8.5). Cependant, les variables climatiques projetées n'étaient pas disponibles pour tous les ports arctiques et leurs deux derniers ports d'escale reliés, ce qui entraîne des lacunes dans les données pour 66 % des transits de l'Arctique (actuels). Ces données manquantes peuvent être le résultat de plusieurs facteurs tels que la non-concordance

entre les emplacements des ports et les couches de climat marin (c.-à-d. que les ports se trouvent dans les Grands Lacs ou à l'intérieur des terres sur les principaux fleuves).

En raison de l'incertitude des futurs schémas géographiques de navigation et des lacunes dans les données environnementales projetées, l'analyse des scénarios futurs n'a pas été réalisée comme prévu. En revanche, deux scénarios supplémentaires ont été établis en utilisant la même méthodologie que le modèle de scénario « actuel », en examinant plus particulièrement les impacts de l'augmentation des transits de bâtiments dans la région de l'Arctique en utilisant uniquement les données de coque. Le nombre de transits vers Milne Inlet a été augmenté comme prévu dans le cadre de la phase 2 de l'expansion de la Baffinland Iron Mine (176 arrivées internationales, au lieu de 74) et des transits supplémentaires vers Churchill ont été ajoutés pour refléter sa période de pointe d'exploitation entre 2008 et 2020 (à 22 arrivées internationales en 2010, selon les données obtenues du Système canadien d'information de gestion des eaux de ballast; Etemad *et al.* 2021). Bien que le port de Churchill ait fermé en 2016, il devrait reprendre ses activités en 2023. Ces ajouts ont donné lieu à un scénario futur de 221 arrivées annuelles de bâtiments dans l'Arctique (soit une augmentation de 124 arrivées par rapport au scénario actuel). Un deuxième scénario comprenait une augmentation de la surface mouillée globale des bâtiments pour les arrivées dans l'Arctique correspondant à une proposition d'augmenter à la fois la taille et la fréquence des bâtiments pour soutenir des taux plus élevés de production de minerai dans l'Arctique (Baffinland Iron Mines Corporation 2020). Les données n'étant pas disponibles pour projeter précisément cette augmentation, 10 arrivées de bâtiments dans Milne Inlet ont été sélectionnées au hasard pour porter la jauge brute à 100 000 afin de calculer les surfaces mouillées associées, dans l'attente que des bâtiments Capesize soient éventuellement ajoutés à la flotte. Dans l'ensemble de données original, la flotte est principalement composée de bâtiments Panamax, les plus grands ayant une valeur de jauge brute allant jusqu'à 44 218. Comme il n'y avait pas suffisamment d'informations pour déterminer le nombre de bâtiments Capesize auquel il faut s'attendre, l'effet de l'augmentation de la surface mouillée a été examiné dans le cadre d'un scénario réaliste basé sur la flotte actuelle de bâtiments. Ce scénario a également comporté une hausse du trafic maritime comme décrit précédemment. Les établissements finaux d'espèces en espèces uniques par an ont été calculés de la même manière que les exécutions de modèle *a priori*, et les valeurs ont été comparées entre les deux scénarios futurs et les établissements d'espèces de base originaux pour la région de l'Arctique. De plus, une brève revue de la documentation a été effectuée pour dresser l'état actuel des connaissances en ce qui concerne les répartitions éventuelles des ENI dans les eaux canadiennes.

ANALYSE DE SENSIBILITÉ

Des analyses de sensibilité ont été effectuées pour étudier la façon dont les résultats du modèle ont changé lorsque différentes variables ont été augmentées, diminuées ou modifiées d'une autre façon afin d'évaluer la sensibilité du modèle à l'un des paramètres sélectionnés (c.-à-d. pour déterminer si certaines variables ont un effet plus important sur les résultats du modèle). Ces modifications de paramètres ont également été utilisées pour explorer les incertitudes de certaines parties du modèle, comme la combinaison des données biologiques entre les régions ou l'utilisation de l'abondance totale pour estimer P_e . Les paramètres modifiés dans l'analyse de sensibilité étaient les suivants : le nombre d'entrées de bâtiments au Canada (+/- 25 %), la ventilation des données biologiques par région (pour les répartitions de l'abondance de l'encrassement et de la proportion d'ENI), l'abondance de l'encrassement (+/- 25 %), la proportion d'ENI par rapport au total des organismes salissants (+/- 25 %), le facteur de probabilité de libération (fixé à 0,25 ou 0,75), la distance environnementale entre les ports (+/- 25 %), la valeur d'établissement alpha (fixée à 0,005 pour toutes les espèces), la modification du facteur de salinité par rapport à alpha (augmentation de la division à /20 et /100, ou

diminution de la division à /1 et /2), et la modification des unités de N dans l'équation P_e pour refléter la densité de population (individus/m²) au lieu de l'abondance totale. Chaque paramètre a été modifié individuellement afin d'examiner la réponse du modèle (le nombre d'établissements d'espèces uniques par an [EsPA]) à ce paramètre en comparaison avec les résultats originaux, et non sur une base d'interaction. La variation en pourcentage a été calculée sur la base du paramètre final d'espèces par an du modèle pour chaque variation de paramètre de l'analyse de sensibilité par rapport au modèle de base original. Il est à noter que ces analyses de sensibilité n'ont été effectuées que sur les estimations de l'encrassement de la coque principale, étant donné que le même modèle a été utilisé pour les analyses de la coque et des recoins et que des différences ne sont pas attendues.

RÉSULTATS

À l'étape de l'arrivée (avant la libération dans le port de destination), les recoins des bâtiments avaient tendance à transporter un plus grand nombre d'ENI individuelles par rapport à la zone de la coque principale, à l'exception de la région de l'Arctique (figure 7). Le nombre estimé d'ENI individuelles arrivant en association avec les coques de bâtiments et les zones de recoin combinées était le plus élevé dans la région du Pacifique (moyenne de 948 978 861 individus sur les coques de bâtiments/an et de 1 329 916 371 individus dans les recoins/an) et le plus faible dans la région de l'Arctique (moyenne de 22 358 217 individus sur les coques de bâtiments/an et de 21 890 065 individus dans les recoins/an). Après avoir pris en compte la probabilité de libération et de survie au port de destination, le nombre estimé d'ENI individuelles a diminué de 78 à 88 % dans toutes les régions et sur les deux surfaces sous-marines (diminution la plus importante dans la région de l'Arctique; figure 7).

En considérant la probabilité d'établissement, les régions de l'Atlantique et du Pacifique présentaient les estimations les plus élevées pour le nombre moyen d'établissements d'ENI par an (EsPA), avec un EsPA de 2,136 (Atlantique) et 2,231 (Pacifique) associé à la coque des bâtiments, et un EsPA de 7,622 (Atlantique) et 8,391 (Pacifique) associé aux zones de recoin combinées des bâtiments (figure 8). Le nombre estimé d'établissements d'ENI moyens pour la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent est de 1,544 EsPA (par coque de bâtiment) et de 4,664 EsPA (zones de recoin combinées). La région de l'Arctique présentait les estimations les plus basses pour le nombre moyen d'établissements d'ENI, avec un EsPA de 0,588 associé à la coque des bâtiments et de 1,741 associé aux zones de recoin combinées.

Dans toutes les régions, les établissements d'ENI associés à l'encrassement biologique des zones de recoin combinées sont beaucoup plus importants que ceux provenant de la coque principale, avec une différence en pourcentage allant d'environ 99 à 116 %, la plus grande différence ayant été observée dans la région du Pacifique. Le nombre d'établissements d'ENI a suivi une tendance semblable à celle du nombre d'entrées de bâtiments dans chaque région, avec le plus grand nombre de bâtiments à destination des ports des régions de l'Atlantique et du Pacifique, et le plus petit nombre de bâtiments entrant par la région de l'Arctique (tableau 1).

Des différences importantes ont été observées dans le nombre d'établissements d'ENI par an par type de bâtiment (figure 9). Les taux les plus élevés d'établissements d'ENI étaient associés aux recoins des bâtiments porte-conteneurs (à 36,8 EsPA). Les recoins des vraquiers, des bâtiments à passagers et des bâtiments pétroliers ont ensuite enregistré le plus grand nombre d'établissements d'ENI par décennie, avec des valeurs d'EsPA supérieures à 14. Les principaux types de bâtiments pour les établissements d'ENI au Canada présentaient également le plus grand nombre d'entrées au Canada par année, et les plus grandes surfaces mouillées.

Des tendances régionales comparables ont été observées concernant le nombre estimé de sorties nécessaires pour qu'au moins un établissement d'ENI se produise. Le nombre le plus faible de sorties a été estimé pour les régions du Pacifique (94 sorties via la coque des bâtiments, 23 sorties via les zones de recoin combinées) et de l'Atlantique (101 sorties via la coque des bâtiments, et 26 sorties via les recoins) (figure 10). La région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent a enregistré le plus grand nombre de sorties jusqu'à l'établissement d'au moins une ENI – avec 174 sorties (coque) et 49 sorties (recoins), tandis que la région de l'Arctique a enregistré 134 sorties (coque) et 35 sorties (recoins) jusqu'à l'établissement d'au moins une ENI.

L'examen des modèles d'établissement prédits par les deux derniers ports d'escale a révélé peu de différences dans le nombre estimé d'établissements d'ENI par an et par région (figure 11). La plupart des régions affichaient des valeurs moyennes d'EsPA semblables prédites par chaque dernier port d'escale, bien que la région de l'Arctique semblait avoir un plus grand nombre d'établissements d'EsPA d'ENI prédits par l'avant-dernier port d'escale (POC2; coque : 0,51; recoins : 1,49) par rapport au dernier port d'escale plus récent (POC1; coque : 0,11; recoins : 0,48).

En ce qui concerne les scénarios futurs pour l'Arctique, le nombre estimé d'établissements d'ENI par an sur les coques des bâtiments a augmenté d'environ 50 % pour les deux scénarios (augmentation du trafic et augmentation du trafic avec hausse de jauge brute) (figure 12). Ces deux scénarios futurs présentaient des valeurs comparables pour les établissements d'ENI moyens par an, avec une valeur EsPA de 0,895 dans le cas du scénario d'une augmentation des sorties, et de 0,891 dans le cas d'une augmentation des sorties avec une hausse de jauge brute.

DISCUSSION

PROBABILITÉ D'ÉTABLISSEMENT D'UNE ENI

L'ampleur de l'établissement des ENI par l'encrassement biologique des bâtiments au Canada est relativement inconnue, bien que les bâtiments commerciaux aient déjà été identifiés comme un vecteur d'introduction des ENI potentiellement nuisibles dans les écosystèmes marins canadiens (Adams *et al.* 2014; Linley *et al.* 2014) et que des recherches aient été menées sur l'introduction et la propagation des ENI par l'encrassement biologique des bateaux de plaisance (p. ex., Clarke Murray *et al.* 2011; Simard *et al.* 2017). Dans la présente étude, la première estimation quantitative de la portée du vecteur d'encrassement biologique pour l'établissement des ENI par les bâtiments commerciaux dans les quatre régions côtières du Canada est évaluée.

L'établissement d'ENI par l'encrassement biologique des bâtiments était systématiquement le plus élevé dans les ports de l'Atlantique et du Pacifique, chacun comptant environ deux EsPA uniques établis par le biais de la coque principale des bâtiments et huit EsPA uniques établis par le biais des zones de recoin combinées dans chacune des régions. Notez que les espèces transportées en lien avec les coques de bâtiments et les recoins peuvent se chevaucher, de sorte que ces estimations ne s'excluent pas mutuellement. Les taux plus élevés d'établissement d'ENI pour ces deux régions sont probablement dus au plus grand nombre d'arrivées de bâtiments par rapport aux deux autres régions. Les différences entre les zones de coque et de recoin sont sans doute dues à la haute concentration d'organismes, et à la forte probabilité d'ENI, dans les recoins. Bien que les surfaces mouillées des coques soient beaucoup plus grandes que pour les recoins, l'abondance des organismes dans ces zones peut être élevée, comme le reflète la répartition de l'abondance (figure 4). Les recoins sont plus vulnérables à

l'encrassement biologique que les coques principales en raison de leurs types de surface complexes (qui offrent une protection contre les turbulences et les vitesses de l'eau plus élevées en marche) et de l'efficacité réduite (ou de la capacité à appliquer) des peintures antisalissures (Coutts et Taylor 2004; Davidson *et al.* 2009; Moser *et al.* 2017). Ceci est un aspect manifestement important pour l'estimation finale des établissements d'ENI dans une région, les zones de recoin combinées présentant environ trois à quatre fois plus d'établissements d'ENI que la région de la coque. Une accumulation plus importante d'organismes dans les zones de recoin a également été observée dans d'autres études (p. ex., Davidson *et al.* 2009).

Les résultats de cette étude montrent que la probabilité d'établissement n'est pas entièrement déterminée par un trafic maritime plus important, car il existe des différences dans les estimations par sortie, résultant des différentes abondances d'ENI et de l'influence de la correspondance environnementale entre les deux derniers ports d'escale et le port de destination. Le nombre moins élevé de sorties jusqu'aux établissements d'ENI par les zones de recoin souligne qu'il s'agit de régions à risque beaucoup plus élevé sur le bâtiment par rapport à la coque principale. Il est à noter que le nombre de sorties jusqu'à l'établissement d'ENI ne représente pas un nombre minimum requis de sorties jusqu'à ce qu'une ENI puisse s'établir dans une région, mais plutôt une mesure de la fréquence à laquelle on peut s'attendre à ce qu'une ENI s'établisse au cours d'une période d'un an (c.-à-d. que si une région compte moins de sorties que le nombre de sorties jusqu'à l'établissement d'ENI, le risque d'établissement d'ENI demeure).

Divers autres facteurs peuvent influencer le risque d'établissement d'ENI par encrassement biologique sur les bâtiments entrant au Canada. L'âge de la peinture antisalissure sur un bâtiment peut avoir un impact sur l'ampleur de l'encrassement biologique (Sylvester *et al.* 2011), élément qui n'a pas pu être évalué dans la présente étude en raison des données limitées, bien qu'il faille noter que l'échantillonnage biologique qui a servi de base à ce modèle a été effectué sur des bâtiments dotés de divers systèmes antisalissures d'âges différents. La durée du séjour d'un bâtiment dans des ports d'escale précédents peut également influencer la quantité d'organismes d'encrassement biologique accumulés, car un temps plus long dans un port favorise l'absorption d'individus (Davidson *et al.* 2009; Chan *et al.* 2022). D'autres facteurs ont été recensés comme ayant une influence sur la diversité et l'abondance de l'encrassement biologique : le temps écoulé depuis la dernière cale sèche (Davidson *et al.* 2009), les facteurs environnementaux entraînant une reproduction synchronisée des organismes (Minchin et Gollasch 2003), la vitesse de navigation du bâtiment (Coutts *et al.* 2010) et l'emplacement des ports visités précédemment (Sylvester *et al.* 2011; Chan *et al.* 2022).

VÉRIFICATION DU MODÈLE SUR LE TERRAIN

On ne dispose d'aucune donnée sur le taux de découverte d'ENI dans les eaux canadiennes par encrassement biologique, ce qui ne permet pas d'étalonner ce modèle. Bien qu'il soit souhaitable de vérifier sur le terrain tout modèle, cette tâche est difficile lorsqu'il s'agit de modéliser les établissements d'ENI en raison du manque de données relatives aux invasions ratées et des nombreuses incertitudes entourant les données sur la découverte des espèces observées (c.-à-d. effort de recherche incohérent, biais de détection, etc.) Par conséquent, cette étude s'est appuyée sur une approche mécaniste pour estimer la probabilité d'établissement des ENI en fonction de processus bien connus (étapes de l'introduction biologique) au moyen d'un modèle à plusieurs étapes semblables aux travaux antérieurs évaluant l'introduction et l'établissement des ENI au Canada par l'intermédiaire des eaux de ballast des bâtiments (Drake *et al.* 2020; Bradie *et al.* 2020).

Bien qu'il soit inapproprié de comparer les résultats du modèle d'encrassement biologique avec ceux des modèles des eaux de ballast antérieurs en raison des différences d'unités de mesure pour les tailles initiales des populations d'ENI (densité par rapport à l'abondance totale), il est important de noter que le modèle des eaux de ballast fondateur a été étalonné à l'aide de données de découverte d'espèces liées aux citernes de ballast dans les Grands Lacs (Drake *et al.* 2020). Les principales étapes de l'arrivée, de la survie et de l'établissement des organismes dans ce modèle d'encrassement biologique ont suivi la méthode étalonnée antérieure, avec l'ajout d'un facteur de probabilité de libération, pour tenir compte de la libération partielle des organismes dans le port de destination, et l'inclusion de ports d'escale précédents pour prédire la survie et l'établissement des ENI par encrassement biologique.

Il est surprenant que l'estimation du nombre d'établissements d'ENI par encrassement biologique dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent soit environ la moitié de celle des côtes du Pacifique et de l'Atlantique, puisque ce phénomène était auparavant considéré comme présentant un risque moindre pour cette zone d'eau douce (Sylvester et MacIsaac 2010). Bien que ce modèle comprenne un ajustement visant à réduire l'établissement des organismes arrivant dans la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, d'autres travaux visant à l'affiner pour mieux refléter les probabilités de survie et d'établissement des espèces d'encrassement biologique (principalement marines) dans les ports destinataires d'eau douce sont justifiés. Une surveillance ciblée de l'encrassement biologique sur les bâtiments et des ENI dans les zones portuaires serait bénéfique pour l'étalonnage de ces modèles dans le futur (p. ex., Ojaveer *et al.* 2014).

ANALYSE DE SENSIBILITÉ

Des analyses de sensibilité ont été menées sur les paramètres du modèle, notamment le nombre de sorties par an, l'abondance des organismes salissants et la proportion qui sont des ENI, la probabilité de libération, la distance environnementale et les valeurs alpha de l'établissement. Le changement dans la sortie du modèle (établissements d'espèces uniques par an) pendant l'analyse de sensibilité était relativement faible dans la plupart des cas (variation de moins de 10 %); cependant, des changements plus importants dans la région de l'Arctique et dans des paramètres tels que les valeurs alpha modifiées et les unités de population ont été observés (tableau 4). Cette analyse de sensibilité révèle que de nombreux paramètres ont à eux seuls un effet relativement faible sur les résultats du modèle, mais que quelques-uns d'entre eux peuvent constituer des facteurs plus importants dans le modèle. La variation dans les résultats lorsque les valeurs alpha ont été fixées à 0,005 pour toutes les espèces était disproportionnée (c.-à-d., 2 000 % de variation dans l'estimation pour environ 90 % dans alpha). Ce résultat n'est pas surprenant puisque la valeur de 0,005 se situe à l'extrémité de la distribution alpha et qu'en fixant alpha à un niveau aussi élevé pour toutes les espèces, on s'attend à ce que la probabilité d'établissement augmente considérablement, indépendamment de toute disparité de salinité. Il s'agit d'un scénario irréaliste; en effet, de nombreux invertébrés salissants ne sont pas des espèces parthénogénétiques, et on sait que le succès de l'établissement est affecté par le décalage de la salinité (c.-à-d. Ricciardi et MacIsaac, 2000; Paiva *et al.* 2018), bien que l'ampleur de ce phénomène soit souvent inconnue.

La modification de l'ajustement du facteur de salinité à alpha a entraîné un changement assez important des résultats pour la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent par rapport aux autres régions canadiennes (variations > 18 % contre < 3 %). Ceci est logique puisque tous les ports de la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent sont situés en eau douce, et seront donc fortement influencés par l'ajustement du facteur de salinité. Des recherches supplémentaires pour paramétrer alpha et le facteur d'ajustement de la salinité sont

recommandées afin d'affiner la sortie de ce modèle pour qu'il reflète les taux de survie des taxons salissants dans les eaux douces.

Un autre facteur important dans le modèle est le choix de l'unité pour la population des ENI utilisée dans l'équation de probabilité d'établissement (P_e). Dans le modèle principal, l'abondance totale (individus par zone totale du bâtiment) a été utilisée, ce qui a été noté comme étant différent des unités utilisées pour élaborer les limites supérieures du modèle dans Bailey *et al.* (2009), où la densité de population (individus par m³) a été utilisée. Le passage de l'abondance d'une échelle à la dimension du bâtiment à une échelle par mètre carré a eu des effets importants sur la sortie du modèle, et toutes les régions ont connu des diminutions de 72 à 93 % des établissements d'espèces par an. Le choix de l'unité est quelque peu philosophique, l'abondance totale reflétant le risque que toutes les propagules d'encrassement biologique libérées par un bâtiment constituent un inoculum unique, tandis que la mesure de la densité de la population représente davantage des parcelles individuelles d'encrassement biologique avec des taux indépendants de réussite d'établissement. Comme l'unité utilisée a une grande influence sur les sorties du modèle, elle doit être soigneusement prise en compte dans les analyses futures.

La séparation des régions dans la construction des distributions décrivant l'abondance et la proportion d'ENI sur les bâtiments a également été explorée au moyen de l'analyse de sensibilité. Les distributions utilisées dans cette partie de l'analyse sont présentées dans les figures A2 et A3 (annexe 1). Des distributions supplémentaires des recoins sont également disponibles à des fins de comparaison dans les figures A4 et A5 (annexe 1), mais n'ont pas été utilisées dans les analyses. En raison de la petite taille des échantillons de bâtiments utilisés pour construire ces distributions, on ignore si les différences de formes (en particulier pour A2 avec des augmentations dans les extrémités droites pour les régions du Pacifique et des GLSLR) sont dues à des différences régionales réelles ou à un artefact résultant de la petite taille des échantillons. Comme prévu, on a observé des changements importants dans certaines régions, la région de l'Atlantique ayant connu un déclin de 0,523 EsPA (-24,5 %) et la région de l'Arctique une augmentation de 0,153 EsPA (+26,0 %). Les régions du Pacifique et celle des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent ont également connu des baisses moins marquées. Cela souligne qu'il existe probablement des différences régionales dans l'abondance des espèces et la proportion d'ENI associées aux bâtiments arrivant dans chaque région, qui disparaissent lorsque les données régionales sont combinées. Toutefois, en raison de la petite taille des échantillons pour chacune des régions, il est difficile de déterminer l'ampleur des différences dans les abondances et la proportion d'ENI par région. Un échantillonnage biologique supplémentaire est recommandé afin d'accroître les connaissances sur les différences régionales.

La région de l'Arctique a également connu des variations de rendement plus prononcées que les autres régions lorsque l'on modifie le nombre de sorties par an, l'abondance de l'encrassement et le facteur de probabilité de libération. Cela peut être dû au nombre limité de sorties de bâtiments dans la région de l'Arctique dans l'ensemble de données de navigation, ce qui la rend plus sensible au processus de répartition aléatoire dans le modèle. Il est cependant réaliste de penser que la probabilité d'établissement des ENI augmentera considérablement dans le futur si le trafic maritime ou l'abondance des organismes salissants connaissent une forte hausse, ce qui montre que cette région est peut-être plus vulnérable aux petits changements qui influencent le risque d'invasion par encrassement biologique que d'autres régions.

Les changements dans l'analyse de sensibilité peuvent également être utilisés pour comprendre comment la sortie du modèle pourrait changer en raison de la variabilité des données sous-jacentes et des processus de population. Par exemple, la probabilité de survie

sera très variable d'un taxon salissant à l'autre, certains étant mieux à même de survivre pendant les traversées et après avoir été libérées dans de nouveaux ports de destination. Par exemple, certains bivalves peuvent fermer hermétiquement leur coquille pour survivre à une exposition de courte durée à des conditions de salinité difficiles, ce qui peut accroître leurs chances d'établissement, notamment à des températures plus basses (Riley *et al.* 2022). Ce phénomène propre à chaque espèce est difficile à saisir dans un modèle axé sur les voies d'accès, mais son effet pourrait être analogue à celui d'une variation de la relation entre la distance environnementale et la survie (figure 6), où la diminution de 25 % des distances environnementales entre les ports entraîne une survie plus élevée. Dans l'analyse de sensibilité, ce changement a entraîné une augmentation de 2,39 à 7,31 % des établissements d'espèces par an. De même, la probabilité de libération a été ajustée à 0,25 et 0,75, ce qui peut représenter des durées de séjour plus courtes et plus longues, respectivement. Ces valeurs ajustées ont montré des hausses allant jusqu'à 1,61 % (probabilité de libération fixée à 0,75) et des baisses allant jusqu'à -22,28 % (probabilité de libération fixée à 0,25) dans l'établissement d'ENI, ce qui peut être révélateur de l'influence qu'exerce la durée du séjour sur le risque d'encrassement biologique.

LIMITES DU MODÈLE ET INCERTITUDES

Bien que les résultats de ce modèle donnent un aperçu de la probabilité d'établissement d'ENI par encrassement biologique dans les ports canadiens, ils doivent être considérés davantage comme des relations relatives que comme des estimations numériques précises. D'autres affinements (surtout en ce qui concerne les taux de libération des espèces et le potentiel d'établissement) sont nécessaires au fur et à mesure que d'autres données seront disponibles pour saisir de façon plus réaliste les probabilités de survie et d'établissement des ENI salissants libérés dans la région d'eau douce des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. Inversement, cette étude n'a retenu les données de navigation que pour les premières arrivées des bâtiments au Canada, de sorte qu'elle sous-estimera les établissements de l'ENI par les bâtiments faisant plusieurs escales par sortie. En outre, aucune analyse des établissements secondaires (c.-à-d. la propagation) des ENI dans les écosystèmes canadiens par les bâtiments exploités au Canada n'a été effectuée. Les établissements secondaires par les déplacements des bateaux de plaisance en territoire canadien et les eaux de ballast sont connus pour propager rapidement les ENI établies dans les écosystèmes canadiens, entravant les efforts de gestion et amplifiant les coûts économiques et écologiques (p. ex., Simkanin *et al.* 2009 ; Drake, 2017). Des recherches antérieures ont indiqué que les bâtiments côtiers effectuent plus de 1 000 sorties par an à l'intérieur du pays, sur la côte atlantique (Adams *et al.* 2014), tandis que le trafic maritime dans la région de l'Arctique augmente rapidement (Dawson *et al.* 2018). La propagation secondaire des ENI au Canada par encrassement biologique demeure une question centrale pour la recherche et la gestion futures.

Ce modèle d'encrassement biologique a utilisé les meilleures données biologiques et de navigation disponibles, mais la taille des échantillons était limitée (données d'encrassement biologique de 78 bâtiments et caisses de prise d'eau dans les quatre régions, et une année de données de navigation). En raison de la faible taille de l'échantillon, il a été nécessaire de combiner les données biologiques de toutes les régions pour créer une répartition unique de l'abondance de l'encrassement biologique, limitant ainsi l'examen des différences dans l'établissement des ENI dues aux différences régionales en raison de schémas distincts dans l'historique des bâtiments (p. ex., la durée des sorties et les biorégions reliées; Chan *et al.* 2014). De plus, les identifications par espèce étaient limitées dans les données biologiques pour toutes les régions, à l'exception de l'Arctique, ce qui a réduit encore plus la taille de l'échantillon pour créer la répartition de la proportion d'organismes faisant partie des ENI. Les estimations régionales des établissements d'ENI peuvent être affinées par la collecte de

données supplémentaires sur l'encrassement biologique pour la coque principale et les recoins. De plus, les données biologiques utilisées ont été recueillies il y a plus de 10 ans et un nouvel échantillonnage pourrait être justifié pour évaluer l'influence de tout changement récent dans les pratiques de gestion de l'encrassement biologique.

Des incertitudes subsistent autour de divers paramètres et hypothèses du modèle. Le facteur de probabilité de libération a été fixé à $p = 0,5$ (en moyenne) selon l'étude de Drake *et al.* (2017) modélisant la libération d'organismes issus de l'encrassement biologique sur les bateaux de plaisance, bien qu'il n'existe pas de données permettant de documenter la probabilité de libération de l'encrassement biologique et les facteurs qui influencent les taux de libération. De plus, dans l'étape de survie, la température constituait le seul facteur utilisé pour calculer la distance environnementale et donc pour évaluer la survie des organismes dans le port de destination. La salinité a été intégrée dans la partie de l'analyse consacrée à l'établissement, en utilisant une correspondance catégorique de salinité qui a ensuite été exploitée pour diminuer les valeurs alpha pour l'établissement de la population. D'autres facteurs tels que le type de substrat sont probablement importants pour la survie et l'établissement de certaines ENI, mais les « bonnes » conditions seront propres à chaque espèce, variables dans le temps, et la possibilité de les inclure dans un modèle dépendra des données disponibles. De même, les valeurs alpha pour la probabilité d'établissement sont propres à chaque espèce et largement inconnues.

Enfin, la présente analyse a pris en compte les deux derniers ports d'escale dans l'évaluation de la survie, en raison de leur importance relativement plus grande pour prédire la présence ou l'absence d'encrassement biologique par ENI par rapport aux ports d'escale précédents. La période écoulée depuis la dernière cale sèche peut être un indicateur de l'étendue et de la diversité de l'encrassement biologique (Frey *et al.* 2014), la combinaison des ports et des itinéraires empruntés par les bâtiments influençant l'assemblage de l'encrassement biologique. L'intégration de modèles d'ordre supérieur du trafic maritime peut améliorer la précision de la prévision des établissements d'ENI (Saebi *et al.* 2020).

ÉTABLISSEMENTS D'ENI PAR ENCRASSEMENT BIOLOGIQUE DES BÂTIMENTS DANS LES SCÉNARIOS CLIMATIQUES FUTURS

L'étendue de la glace marine d'été dans l'Arctique canadien a diminué au cours des cinq dernières décennies (de 5 à 20 % par décennie, selon l'endroit), ce qui favorise l'augmentation du trafic maritime dans la région (Tivy *et al.* 2011; Dawson *et al.* 2018). Cette évolution est liée au climat, et devrait permettre d'accroître la navigabilité dans l'Arctique par la route maritime du Nord et la route transpolaire et le passage du Nord-Ouest (Stephenson *et al.* 2011). Par exemple, les résultats de la modélisation prévoient une probabilité de navigation de 100 % le long des routes commerciales du passage du Nord-Ouest et du pont de l'Arctique pendant une certaine partie de l'année, au-delà d'un réchauffement climatique de 2 °C, ce qui place l'Arctique canadien comme une région clé pour la future navigation transarctique (Mudryk *et al.* 2021). En fait, plusieurs études ont signalé la probabilité d'un Arctique exempt de glace marine pendant les mois d'été selon différents scénarios climatiques (Screen et Williamson 2017; Jahn 2018; Sigmond *et al.* 2018), avec des répercussions importantes sur l'introduction et l'établissement des ENI dans le complexe de la baie d'Hudson et d'autres régions de l'Arctique canadien (Goldsmid *et al.* 2021).

Il est important de comprendre les modifications observées et prévues des indices de changement climatique pour connaître la nature et l'étendue des impacts probables sur les écosystèmes marins et d'eau douce au Canada (Steiner *et al.* 2015; Beaugrand *et al.* 2019; Arrigo *et al.* 2020). La plupart des prévisions concernant les futurs établissements d'ENI par le transport maritime ont été réalisées pour les régions de l'Arctique, où l'on s'attend à ce que les

changements climatiques accroissent le volume des activités de transport maritime et influencent la survie et l'établissement de nouvelles espèces (p. ex., Miller et Ruiz 2014; Ware *et al.* 2014; Chan *et al.* 2019). On a prédit que l'aptitude des habitats dans l'Arctique canadien augmentera pour au moins certaines ENI selon les scénarios climatiques futurs (Goldsmith *et al.* 2018; Goldsmith *et al.* 2019; Goldsmith *et al.* 2020). Par exemple, Goldsmith *et al.* (2020) ont modélisé la répartition spatiale de 23 espèces « à haut risque » à l'échelle mondiale de l'Arctique entier, révélant que tous les taxons étudiés gagneront un habitat propice dans les conditions futures à l'échelle panarctique, tandis que la perte d'habitat ou l'absence de changement était prévue aux extrémités tempérées ou méridionales des répartitions pour certaines de ces mêmes espèces.

Lyons *et al.* (2020) ont utilisé plus de 12 ans de données d'occurrence et ont modélisé la répartition des invertébrés marins et des algues déjà établis dans le nord-ouest de l'Atlantique et le nord-est du Pacifique. Ils ont constaté que les points névralgiques actuels des espèces aquatiques envahissantes devraient s'étendre à la fois dans l'Atlantique et dans le Pacifique, et que de nouveaux points névralgiques sont susceptibles d'apparaître dans le Pacifique. Des évaluations supplémentaires des répartitions prédites des espèces pour les taxons d'encrassement biologique à l'échelle pancanadienne peuvent fournir des informations utiles sur l'aptitude des habitats dans le cadre de scénarios climatiques futurs et pourraient être adaptées pour orienter la gestion des écosystèmes et la planification de la conservation des écosystèmes d'eau douce et marins au Canada.

Cette analyse comprenait des scénarios théoriques pour refléter l'augmentation et les changements prévus dans les transits maritimes vers l'Arctique (Dawson *et al.* 2017; Dawson *et al.* 2018). Ces scénarios peuvent être utilisés pour examiner la future vulnérabilité de l'Arctique aux changements des schémas de navigation, du point de vue de l'augmentation du nombre d'établissements d'ENI par an. Dans les deux scénarios, une augmentation de plus de 50 % a été observée avec des augmentations relativement faibles des arrivées de bâtiments aux ports de Churchill et de Milne Inlet. L'augmentation de jauge brute (et donc de la surface mouillée du bâtiment) ne semble pas avoir eu une forte influence sur les résultats puisque la valeur des établissements d'ENI était semblable au scénario qui ne comprenait qu'une augmentation des sorties. Cependant, comme les informations sont limitées pour la projection de la proportion des bâtiments dont la taille augmente, il pourrait être utile d'explorer ce facteur plus en détail.

CONCLUSIONS

L'objectif principal de ce processus d'avis scientifique était de s'appuyer sur les évaluations régionales précédentes du MPO concernant les établissements d'ENI aquatiques par l'encrassement biologique des bâtiments afin de créer une évaluation nationale à jour intégrant de « nouvelles » données et méthodes de modélisation. Un modèle mécaniste à plusieurs stades a été élaboré pour évaluer le risque d'encrassement biologique associé aux bâtiments entrant au Canada dans les régions de l'Atlantique, du Pacifique, de l'Arctique et des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent sur une période d'un an. Les données canadiennes disponibles sur l'encrassement biologique et les estimations mondiales des surfaces mouillées sous-marines par type de bâtiment ont été utilisées pour élaborer des estimations du nombre d'ENI arrivant sur les coques et dans les zones de recoin des bâtiments. Des paramètres supplémentaires, tels que la probabilité de rejet, de survie et d'établissement dans le port de destination (prédite par la similitude environnementale sur le plan de la température et de la salinité avec les deux derniers ports d'escale) ont été incorporés au modèle suivant les stades connus du processus d'invasion biologique.

Les résultats de cette analyse montrent que l'encrassement biologique est un vecteur dominant pour l'établissement des ENI dans les régions côtières canadiennes par le biais du transport

maritime. On estime qu'un nombre relativement important d'ENI par an s'établit (arrive, survit et s'établit) dans toutes les régions du Canada. Les recoins sont identifiés comme présentant un risque plus élevé pour l'établissement des ENI par rapport à la coque principale des bâtiments, probablement en raison d'une plus grande abondance d'organismes salissants dans ces zones. Le nombre d'établissements d'ENI varie selon les régions, celui-ci étant le plus élevé sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique où le trafic maritime est plus important. La région de l'Arctique présentait des taux d'établissement d'ENI relativement plus faibles; cependant, cette région peut être plus vulnérable aux changements dans les facteurs qui influencent l'établissement d'ENI par encrassement biologique, tels que l'augmentation du trafic maritime, l'abondance de l'encrassement ou la durée du séjour des bâtiments, et elle est sujette à des taux d'établissement plus élevés avec le changement climatique. Un échantillonnage biologique supplémentaire de l'encrassement biologique sur les bâtiments (voyages internationaux et nationaux) et des taux d'établissement d'ENI salissantes dans les zones portuaires canadiennes favoriserait un meilleur étalonnage et un affinement de ces modèles à plusieurs stades, et aiderait à élucider les différences régionales en matière de risque d'encrassement biologique.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Adams, J.K., Ellis, S.M., Chan, F.T., Bronnenhuber, J.E., Simard, N., McKenzie, C.H., Martin, J.L., and Bailey, S.A. 2014. [Relative risk assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Atlantic region of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Secr. Res. Doc. 2012/116. v + 403 p.
- Arrigo, K.R., van Dijken, G.L., Cameron, M.A., van der Grient, J., Wedding, L.M., Hazen, L., Leape, J., Leonard, G., Merkl, A., Micheli, F., Mills, M.M., Monismith, S., Ouellette, N.T., Zivian, A., Levi, M., and Bailey, R.M. 2020. Synergistic interactions among growing stressors increase risk to an Arctic ecosystem. *Nat. Commun.* 11(1): 1–8. Springer US. doi:10.1038/s41467-020-19899-z
- Assis, J., Tyberghein, L., Bosch, S., Verbruggen, H., Serrão, E.A., and De Clerck, O. 2018. Bio-ORACLE v2.0: Extending marine data layers for bioclimatic modelling. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 27: 277–284. doi:10.1111/geb.12693
- Baffinland Iron Mines Corporation. 2020. Phase 2 Proposal Updated Information Package.NIRB File 08MN053, submitted January 7, 2020.
- Bailey, S.A., Vélez-Espino, L.A., Johannsson, O.E., Koops, M.A., Wiley, C.J. 2009. Estimating establishment probabilities of Cladocera introduced at low density: an evaluation of the proposed ballast water discharge standards. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66: 261–276. doi:10.1139/F08-200
- Bailey, S.A., Chan, F., Ellis, S.M., Bronnenhuber, J.E., Bradie, J.N., and Simard, N. 2012. [Risk Assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Great Lakes and freshwater St. Lawrence River](#). DFO Can. Sci. Advis. Secr. Res. Doc. 2011/104. vi + 224 p.
- Bailey, S.A., Brown, L., Campbell, M.L., Canning-Clode, J., Carlton, J.T., Castro, N., Chainho, P., Chan, F.T., Creed, J.C., Curd, A., Darling, J., Fofonoff, P., Galil, B.S., Hewitt, C.L., Inglis, G.J., Keith, I., Mandrak, N.E., Marchini, A., McKenzie, C.H., Occhipinti-Ambrogi, A., Ojaveer, H., Pires-Teixeira, L., Robinson-Smythe, T., Ruiz, G.M., Seaward, K., Schwindt, E., Son, M., Therriault, T.W., and Zhan, A. 2020a. Trends in the detection of aquatic non-indigenous species across global marine, estuarine and freshwater ecosystems: A 50-year perspective. *Diversity Distrib.* 26:1780–1797. doi:10.1111/ddi.13167

-
- Bailey, S.A., Bradie, J.B., Ogilvie, D., and Mudroch, P. 2020b. Global port environmental data used for environmental distance calculations. Dryad, Dataset. doi:10.5061/dryad.69p8cz906
- Bald, J., Borja, A., Muxika, I., Franco, J., and Valencia, V. 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Mar. Pollut. Bull.* 50: 1508-1522. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.06.019
- Beaugrand, G., Conversi, A., Atkinson, A., Cloern, J., Chiba, S., Fonda-Umani, S., Kirby, R.R., Greene, C.H., Goberville, E., Otto, S.A., Reid, P.C., Stemann, L., and Edwards, M. 2019. Prediction of unprecedented biological shifts in the global ocean. *Nat. Clim. Chang.* 9(3): 237–243. Springer US. doi:10.1038/s41558-019-0420-1
- Bostock, M., Ogievetsky, V., Heer, J. 2011. D³ Data-Driven Documents. *IEEE Trans. Vis. Comput. Graph.* 17(12): 2301–2309. doi: 10.1109/TVCG.2011.185
- Bradie, J.N., and Bailey, S.A. 2021. A decision support tool to prioritize ballast water compliance monitoring by ranking risk of non-indigenous species establishment. *J. Appl. Ecol.* 58: 587-595. doi:10.1111/1365-2664.13822
- Bradie, J., Chivers, C., and Leung, B. 2013. Importing risk: Quantifying the propagule pressure-establishment relationship at the pathway level. *Diversity Distrib.* 19(8): 1020–1030. doi:10.1111/ddi.12081
- Bradie, J., Pietrobon, A., Leung, B. 2015. Beyond species-specific assessments: an analysis and validation of environmental distance metrics for non-indigenous species risk assessment. *Biol. Invasions* 17: 3455–3465. doi:10.1007/s10530-015-0970-9
- Bradie, J.N., Drake, D.A.R., Ogilvie, D., Casas-Monroy, O., and Bailey, S.A. 2020. Ballast Water Exchange Plus Treatment Lowers Species Invasion Rate in Freshwater Ecosystems. *Environ. Sci. Technol.* 55:82–89. doi:10.1021/acs.est.0c05238
- Breiman, L. 2001. Random Forests. *Mach. Learn.* 45: 5–32. doi:10.1023/A:1010933404324
- Callow, M.E., and Callow, J.A. 2002. Marine biofouling: A sticky problem. *Biologist* 49(1): 10–14.
- Casas-Monroy, O., Linley, R.D., Adams, J.K., Chan, F.T., Drake, D.A.R., and Bailey, S.A. 2014. [National risk assessment for introduction of aquatic nonindigenous species to Canada by ballast water](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/128. vi + 73 p.
- Ceballos-Osuna, L., Scianni, C., Falkner, M., Nedelcheva, R., and Miller, W. 2021. Proxy-based model to assess the relative contribution of ballast water and biofouling's potential propagule pressure and prioritize vessel inspections. *PLoS One* 16(7): e0247538. doi:10.1371/journal.pone.0247538
- Chan, F.T., Bronnenhuber, J.E., Bradie, J.N., Howland, K., Simard, N. and Bailey, S.A. 2012. [Risk assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Canadian Arctic](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/105. vi + 93 p.
- Chan, F.T., Bradie, J., Briski, E., Bailey, S.A., Simard, N., and MacIsaac, H.J. 2014. Assessing introduction risk using species' rank-abundance distributions. *Proc. R. Soc. B* 282: 20141517. doi:10.1098/rspb.2014.1517
- Chan, F.T., MacIsaac, H.J., and Bailey, S.A. 2015. Relative importance of vessel hull fouling and ballast water as transport vectors of nonindigenous species to the Canadian Arctic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72: 1230–1242. doi:10.1139/cjfas-2014-0473

-
- Chan, F.T., Stanislawczyk, K., Sneekes, A.C., Dvoretzky, A., Gollasch, S., Minchin, D., David, M., Jelmert, A., Albrechtsen, J., and Bailey, S.A. 2019. Climate change opens new frontiers for marine species in the Arctic: Current trends and future invasion risks. *Glob. Chang. Biol.* 25(1): 25–38. doi:10.1111/gcb.14469
- Chan, F.T., Ogilvie, D., Sylvester, F., and Bailey, S.A. 2022. Ship Biofouling as a Vector for Non-indigenous Aquatic Species to Canadian Arctic Coastal Ecosystems: A Survey and Modeling-Based Assessment. *Front. Mar. Sci.* 24. doi:10.3389/fmars.2022.808055
- Clarke Murray, C., Pakhomov, E.A. and Therriault, T.W. 2011. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Divers. Distrib.* 17: 1161–1172. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00798.x
- Clavero, M., Brotons, L., Pons, P., and Sol, D. 2009. Prominent role of invasive species in avian biodiversity loss. *Biol. Conserv.* 142(10): 2043–2049. doi:10.1016/j.biocon.2009.03.034
- Coutts, A.D.M., and Taylor, M.D. 2004. A preliminary investigation of biosecurity risks associated with biofouling on merchant vessels in New Zealand. *N. Z. K. Mar. Freshwater Res.* 38: 215–229. doi:10.1080/00288330.2004.9517232
- Coutts, A.D.M., and Dodgshun, T.J. 2007. The nature and extent of organisms in vessel sea-chests: A protected mechanism for marine bioinvasions. *Mar. Pollut. Bull.* 54(7): 875–886. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.03.011
- Coutts, A.D.M., Piola, R.F., Hewitt, C.L., Connell, S.D., and Gardner, J.P. 2010. Effect of vessel voyage speed on survival of biofouling organisms: implications for translocation of nonindigenous marine species. *Biofouling* 26:1–13. doi:10.1080/08927010903174599
- Davidson, I.C., Brown, C.W., Sytsma, M.D., and Ruiz, G.M. 2009. The role of containerhips as transfer mechanisms of marine biofouling species. *Biofouling* 25(7): 645–655. doi:10.1080/08927010903046268
- Dawson, J., Copland, L., Johnston, M. E., Pizzolato, L., Howell, S. E., Pelot, R., Etienne, L., Matthews, L., and Parsons, J. 2017. [Climate Change Adaptation Strategies and Policy Options for Arctic Shipping](#). A report prepared for Transport Canada.
- Dawson, J., Pizzolato, L., Howell, S.E.L., Copland, L., and Johnston, M.E. 2018. Temporal and Spatial Patterns of Ship Traffic in the Canadian Arctic from 1990 to 2015. *Arctic* 71(1) 15–26. doi:10.14430/arctic4698
- Delauney, L., Compare, C., and Lehaitre, M. 2010. Biofouling protection for marine environmental sensors. *Ocean Sci.* 6(2): 503–511. doi:10.5194/os-6-503-2010
- Drake, J.M., and Kramer, A.M. 2011. Allee Effects. *Nature Education Knowledge* 3(10):2
- Drake, D.A.R., Chan, F.T., Briski, E., Bailey, S.A., and MacIsaac, H.J. 2014. Assemblage structure: An overlooked component of human-mediated species movements among freshwater ecosystems. *J. Limnol.* 73(s1): 108–115. doi:10.4081/jlimnol.2014.802
- Drake, D.A.R., Bailey, S.A., and Mandrak, N.E. 2017. [Ecological Risk Assessment of Recreational Boating as a Pathway for the Secondary Spread of Aquatic Invasive Species in the Great Lakes Basin](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/030. v + 85 p.
- Drake, D.A.R., Bradie, J.N., Ogilvie, D., Casas-Monroy, O., et Bailey, S.A. 2020. [Efficacité de l'échange d'eau de ballast plus traitement comme mécanisme pour réduire l'introduction et l'établissement d'espèces aquatiques envahissantes dans les ports canadiens](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/003. viii + 65 p.
-

-
- Etemad, M., Soares, A., Mudroch, P., Bailey, S.A., and Matawin, S. 2022. Developing an advanced information system to support ballast water management. *Manag. Biol. Invasions*. 13: 68-80. doi:10.3391/mbi.2022.13.1.04
- Ferreira, C.E.L., Gonçalves, J.E. a, and Coutinho, R. 2006. Ship Hulls and Oil Platforms as Potential Vectors to Marine Species Introduction. *J. Coast. Res. SI* 39: 1340–1345.
- Finnie, A.A., and Williams, D.N. 2010. Paint and Coatings Technology for the Control of Marine Fouling. In *Biofouling*. Edited by Durr, S., Thomason, J.C. Wiley-Blackwell, Chichester. pp. 185–206. doi:10.1002/9781444315462.ch13
- Frey, M.A., Simard, N., Robichaud, D.D. Martin, J.L, and Therriault, T.W. 2014. Fouling around: vessel sea-chests as a vector for the introduction and spread of aquatic invasive species. *Manag. Biol. Invasions* 5(1): 21-30. doi:10.3391/mbi.2014.5.1.02
- Gartner, H.N., Murray, C.C., Frey, M.A., Nelson, J.C., Larson, K.J., Ruiz, G.M., and Therriault, T.W. 2016. Non-indigenous invertebrate species in the marine fouling communities of British Columbia, Canada. *BioInvasions Rec.* 5(4). doi:10.3391/bir.2016.5.4.03
- Goldsmid, J., Archambault, P., Chust, G., Villarino, E., Liu, G., Lukovich, J. V., Barber, D.G., and Howland, K.L. 2018. Projecting present and future habitat suitability of ship-mediated aquatic invasive species in the Canadian Arctic. *Biol. Invasions* 20(2): 501–517. doi:10.1007/s10530-017-1553-7
- Goldsmid, J., McKindsey, C., Archambault, P., and Howland, K.L. 2019. Ecological risk assessment of predicted marine invasions in the Canadian Arctic. *PLoS One* 14(2): e0211815. doi:10.1371/journal.pone.0211815
- Goldsmid, J., McKindsey, C.W., Schlegel, R.W., Stewart, D.B., Archambault, P., and Howland, K.L. 2020. What and where? Predicting invasion hotspots in the Arctic marine realm. *Glob. Chang. Biol.* 26(9): 4752–4771. doi:10.1111/gcb.15159
- Goldsmid, J., McKindsey, C.W., Stewart, D.B., and Howland, K.L. 2021. Screening for High-Risk Marine Invaders in the Hudson Bay Region, Canadian Arctic. *Front. Ecol. Evol.* 9(February): 1–16. doi:10.3389/fevo.2021.627497
- Gurevitch, J., and Padilla, D.K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecol. Evol.* 19(9): 470–474. doi:10.1016/j.tree.2004.07.005
- Havel, J.E., Kovalenko, K.E., Thomaz, S.M., Amalfitano, S., and Kats, L.B. 2015. Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia* 750(1): 147–170. doi:10.1007/s10750-014-2166-0
- Hewitt, C.L., Gollasch, S., and Minchin, D. 2009. The Vessel as a Vector – Biofouling, Ballast Water and Sediments. In *Biological Invasions in Marine Ecosystems. Ecological Studies (Analysis and Synthesis) vol 204*. Edited by Rilov, G., Crooks, J.A. Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 117–131. doi:10.1007/978-3-540-79236-9_6
- Hewitt, C., Campbell, M., Coutts, A., Dahlstrom, A., Shields, D., and Velentine, J. 2011. [Species Biofouling Risk Assessment](#). Report produced for the Australian Department of Agriculture, Fisheries and Forestry Canberra.
- Hopkins, G.A. 2010. Assessment and Management of Risks from Biofouling. PhD Thesis, Victoria University of Wellington, Wellington, New Zealand. 175 p.
- International Maritime Organization. 2011. [Guidelines for the control and management of ships' biofouling to minimize the transfer of invasive aquatic species](#). pp. 1–25.
- Jahn, A. 2018. Reduced probability of ice-free summers for 1.5 °C compared to 2 °C warming.
-

-
- Nat. Clim. Chang. 8(5): 409–413. Springer US. doi:10.1038/s41558-018-0127-8
- Keller, R.P., Drake, J.M., Drew, M.B., and Lodge, D.M. 2011. Linking environmental conditions and ship movements to estimate invasive species transport across the global shipping network. *Diversity Distrib.* 17: 93–102. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00696.x
- Legg, M., Yücel, M.K., Garcia De Carellan, I., Kappatos, V., Selcuk, C., and Gan, T.H. 2015. Acoustic methods for biofouling control: A review. *Ocean Eng.* 103: 237–247. doi:10.1016/j.oceaneng.2015.04.070
- Leung, B., Drake, J.M., and Lodge, D.M. 2004. Predicting invasions: Propagule pressure and the gravity of allee effects. *Ecology* 85: 1651–1660. doi:10.1890/02-0571
- Linley, R.D., Doolittle, A.G., Chan, F.T., O'Neill, J., Sutherland, T., and Bailey, S.A. 2014. [Relative risk assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Pacific Region of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Secr. Res. Doc. 2013/043. v + 208 p. (Erratum: September 2015). doi:10.13140/2.1.2193.3126
- Locarnini, R.A., Mishonov, A.V., Antonov, J.I., Boyer, T.P., Garcia, H.E., Baranova, O.K., Zweng, M.M., Paver, C.R., Reagan, J.R., Johnson, D.R., Hamilton, M., and Seidov, D. 2013. World Ocean Atlas 2013, Volume 1: Temperature. In *World Ocean Atlas 2013*. Edited by S. Levitus and A. Mishonov. NOAA Atlas NESDIS 73. 40 p. doi:10.7289/V55X26VD
- Lyons, D.A., Lowen, J. Ben, Therriault, T.W., Brickman, D., Guo, L., Moore, A.M., Peña, M.A., Wang, Z., and DiBacco, C. 2020. Identifying marine invasion hotspots using stacked species distribution models. *Biol. Invasions* 22(11): 3403–3423. doi:10.1007/s10530-020-02332-3
- Miller, A.W., and Ruiz, G.M. 2014. Arctic shipping and marine invaders. *Nature Climate Change* 4: 413–416. doi:10.1038/nclimate2244
- Minchin, D., and Gollasch, S. 2003. Fouling and Ships' Hulls: how Changing Circumstances and Spawning Events may Result in the Spread of Exotic Species. *Biofouling* 19(S1): 111–122. doi:10.1080/0892701021000057891
- Moser, C.S., Wier, T.P., Grant, J.F., First, M.R., Tamburri, M.N., Ruiz, G.M., Miller, A.W., and Drake, L.A. 2016. Quantifying the total wetted surface area of the world fleet: a first step in determining the potential extent of ships' biofouling. *Biol. Invasions* 18: 265–277. doi:10.1007/s10530-015-1007-z
- Moser, C.S., Wier, T.P., First, M.R., Grant, J.F., Riley, S.C., Robbins-Wamsley, S.H., Tamburri, M.N., Ruiz, G.M., Miller, A.W., and Drake, L.A. 2017. Quantifying the extent of niche areas in the global fleet of commercial ships: the potential for “super-hot spots” of biofouling. *Biol. Invasions*. 19: 1745–1759. doi:10.1007/s10530-017-1386-4
- MPO. 2020. [Analyses supplémentaires des scénarios de gestion des eaux de ballast pour réduire l'établissement d'espèces aquatiques nuisibles au Canada et dans les Grands Lacs](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/053.
- Mudryk, L.R., Dawson, J., Howell, S.E.L., Derksen, C., Zagon, T.A., and Brady, M. 2021. Impact of 1, 2 and 4 °C of global warming on ship navigation in the Canadian Arctic. *Nat. Clim. Chang.* 11(8): 673–679. Springer US. doi:10.1038/s41558-021-01087-6
- Ojaveer, H., Galil, B.S., Minchin, D., Olenin, S., Amorim, A., Canning-Clode, J., Chainho, P., Copp, G.H., Gollasch, S., Jelmert, A., Lehtiniemi, M., McKenzie, C., Mikuš, J., Miossec, L., Occhipinti-Ambrogi, A., Pećarević, M., Pederson, J., Quilez-Badia, G., Wijsman, J.W.M., Zenetos, A. 2014. Ten recommendations for advancing the assessment and management of non-indigenous species in marine ecosystems. *Mar. Policy* 44: 160–165. doi:10.1016/j.marpol.2013.08.019
-

-
- Pacifici, M., Foden, W.B., Visconti, P., Watson, J.E.M., Butchart, S.H.M., Kovacs, K.M., Scheffers, B.R., Hole, D.G., Martin, T.G., Akçakaya, H.R., Corlett, R.T., Huntley, B., Bickford, D., Carr, J.A., Hoffmann, A.A., Midgley, G.F., Pearce-Kelly, P., Pearson, R.G., Williams, S.E., Willis, S.G., Young, B., and Rondinini, C. 2015. Assessing species vulnerability to climate change. *Nat. Clim. Chang.* 5(3): 215–225. doi:10.1038/nclimate2448
- Paiva, F., Barco, A., Chen, Y., Mirzajani, A., Chan, Lauringson, V., Baltazar-Soares, M., Zhan, A., Bailey, S., Javidpour, J., and Briski, E. 2018. Is salinity an obstacle for biological invasions? *Global Change Biology* 24:2708-2720. doi:10.1111/gcb.14049
- Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., Blondel, M., Prettenhofer, P., Weiss, R., Dubourg, V., Vanderplas, J., Passos, A., Cournapeau, D., Brucher, M., Perrot, M., and Duchesnay, E. 2011. Scikit-learn: Machine Learning in Python. *J. Mach. Learn. Res.* 12: 2825–2830. doi:10.5555/1953048.2078195
- Por, F.D. 1972. Hydrobiological notes on the high-salinity waters of the Sinai Peninsula. *Mar. Biol.* 14:111-119. doi:10.1007/BF00373210
- Ricciardi, A., and MacIsaac, H.J. 2000. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *Trends Ecol. Evol.* 15: 62-65. doi:10.1016/s0169-5347(99)01745-0
- Riley, C., Drolet, D., Goldsmit, J., Hill, J.M., Howland, K.L., Lavoie, M.F., McKenzie, C.H., Simard, N., McKindsey, C.W. 2022. Experimental Analysis of Survival and Recovery of Ship Fouling Mussels During Transit Between Marine and Freshwaters. *Front. Mar. Sci.* 8:808007. doi:10.3389/fmars.2021.808007
- Roberts, C.M., and Hawkins, J.P. 1999. Extinction risk in the sea. *Trends Ecol. Evol.* 14(6): 241–246. doi:10.1016/S0169-5347(98)01584-5.
- Ruiz, G.M., Galil, B.S., Davidson, I.C., Donelan, S.C., Miller, A.W., Minton, M.S., Muirhead, J.R., Ojaveer, H., Tamburri, M.N., and Carlton, J.T. 2022. Global Marine Biosecurity and Ship Lay-Ups: Intensifying Effects of Trade Disruptions. *Biol. Inv.* 24: 3441-3446. doi:10.1007/s10530-022-02870-y
- Saebi, M., Xu, J., Grey, E.K., Lodge, D.M., Corbett, J.J., and Chawla, N. 2020. Higher-order patterns of aquatic species spread through the global shipping network. *PLoS ONE* 15(7): e0220353. doi:10.1371/journal.pone.0220353
- Scianni, C., Lubarsky, K., Ceballos-Osuna, L., and Bates, T. 2021. Yes, we CANZ: initial compliance and lessons learned from regulating vessel biofouling management in California and New Zealand. *Manag. Biol. Inv.* 12(3): 727–746. doi:10.3391/mbi.2021.12.3.14
- Screen, J.A., and Williamson, D. 2017. Ice-free Arctic at 1.5 °C? *Nat. Clim. Chang.* 7(4): 230–231. Nature Publishing Group. doi:10.1038/nclimate3248
- Sigmond, M., Fyfe, J.C., and Swart, N.C. 2018. Ice-free Arctic projections under the Paris Agreement. *Nat. Clim. Chang.* 8(5): 404–408. Springer US. doi:10.1038/s41558-018-0124-y
- Simard, N., Pelletier-Rousseau, M., Clarke Murray, C., McKindsey, C.W., Therriault, T.W., Lacoursière-Roussel, A., Bernier, R., Sephton, D., Drolet, D., Locke, A., Martin, J.L., Drake D.A.R., and McKenzie, C.H. 2017. [National Risk Assessment of Recreational Boating as a Vector for Marine Non-indigenous Species](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/006. vi + 95 p.
-

-
- Simkanin, C., Davidson, I., Falkner, M., Sytsma, M., and Ruiz, G. 2009. Intra-coastal ballast water flux and the potential for secondary spread of non-native species on the US West Coast. *Mar. Pollut. Bull.* 58: 366-374. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.10.013
- Steiner, N., Azetsu-Scott, K., Hamilton, J., Hedges, K., Hu, X., Janjua, M.Y., Lavoie, D., Loder, J., Melling, H., Merzouk, A., Perrie, W., Peterson, I., Scarratt, M., Sou, T., and Tallmann, R. 2015. Observed trends and climate projections affecting marine ecosystems in the Canadian Arctic. *Environ. Rev.* 23(2): 191–239. doi:10.1139/er-2014-0066
- Stephenson, S.R., Smith, L.C., and Agnew, J.A. 2011. Divergent long-term trajectories of human access to the Arctic. *Nat. Clim. Chang.* 1: 156–160. Nature Publishing Group. doi:10.1038/nclimate1130
- Sylvester, F., and MacIsaac, H.J. 2010. Is vessel hull fouling an invasion threat to the Great Lakes? *Divers. Distrib.* 16(1): 132–143. doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00622.x
- Sylvester, F., Kalaci, O., Leung, B., Lacoursière-Roussel, A., Murray, C.C., Choi, F.M., Bravo, M.A., Therriault, T.W., and MacIsaac, H.J. 2011. Hull fouling as an invasion vector: can simple models explain a complex problem? *J. Appl. Ecol.* 48: 415–423. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.01957.x
- Tivy, A., Howell, S.E.L., Alt, B., McCourt, S., Chagnon, R., Crocker, G., Carrieres, T., and Yackel, J.J. 2011. Trends and variability in summer sea ice cover in the Canadian Arctic based on the Canadian Ice Service Digital Archive, 1960-2008 and 1968-2008. *J. Geophys. Res. Ocean.* 116(3). doi:10.1029/2009JC005855
- Tyberghein, L., Verbruggen, H., Pauly, K., Troupin, C., Mineur, F., and De Clerck, O. 2012. Bio-ORACLE: a global environmental dataset for marine species distribution modelling. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21(2): 272–281. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00656.x
- Ware, C., Berge, J., Sundet, J.H., Kirkpatrick, J.B., Coutts, A.D.M., Jelmert, A., Olsen, S.M., Floerl, O., Wisz, M.S., and Alsos, I.G. 2014. Climate change, non-indigenous species and shipping: Assessing the risk of species introduction to a high-Arctic archipelago. *Divers. Distrib.* 20(1): 10–19. doi:10.1111/ddi.12117
- Wonham, M.J., Byers, J.E., Grosholz, E.D., and Leung, B. 2013. Modeling the relationship between propagule pressure and invasion risk to inform policy and management. *Ecol. Appl.* 23(7):1691–1706. doi:10.1890/12-1985.1
- Yebra, D.M., Kiil, S., and Dam-Johansen, K. 2004. Antifouling technology - Past, present and future steps towards efficient and environmentally friendly antifouling coatings. *Prog. Org. Coatings* 50(2): 75–104. doi:10.1016/j.porgcoat.2003.06.001.APPENDIX (OR APPENDICES)
- Zweng, M.M, Reagan, J.R., Antonov, J.I., Locarnini, R.A., Mishonov, A.V., Boyer, T.P., Garcia, H.E., Baranova, O.K., Johnson, D.R., Seidov, D., and Biddle, M.M. 2013. *World Ocean Atlas 2013, Volume 2: Salinity*. Edited by S. Levitus and A. Mishonov. NOAA Atlas NESDIS 74: 39 p. doi:10.7289/V5251G4D

TABLEAUX

Tableau 1. Nombre annuel d'entrées dans les eaux canadiennes par des bâtiments battant pavillon étranger, par région (avec les provinces associées pour chaque région), et nombre de ports de destination dans chaque région, dans l'ensemble de données sur le transport maritime utilisé pour cette évaluation. Les données ont été obtenues des Centres des opérations de la sûreté maritime (Est et Ouest) de Transports Canada pour 2018 (les transits vers Milne Inlet dans la région arctique de 2019 ayant été substitués à ceux de 2018).

Région	Provinces	Nombre d'entrées	Nombre de ports
Pacifique	C.-B.	3 447	24
Atlantique	Î.-P.-É., N.-B., T.-N.-L.** , N.-É., QC*	3 138	54
Grands Lacs-Fleuve Saint-Laurent	ONT., QC*	1 421	22
Arctique	MB, T.-N.-L.** , T.-N.-O., NU, QC*	97	10

*La région de la côte atlantique comprend les ports situés à l'est de la ville de Québec, tandis que la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent comprend les ports situés à l'ouest de la ville de Québec et incluant celle-ci. Les ports du nord du Québec sont inclus dans la région de l'Arctique.

**L'île de Terre-Neuve est incluse dans la région de la côte atlantique, tandis que le Labrador (partie continentale) est inclus dans la région arctique.

Tableau 2. Types de bâtiments et surfaces mouillées sous-marines selon Moser et al. (2016) et types de bâtiments associés et fréquences par région (PC = Pacifique, AC = Atlantique, GL = Grands Lacs-Fleuve Saint-Laurent, AR = Arctique) dans l'ensemble de données sur le transport maritime utilisé pour cette évaluation.

Type de bâtiment général (Moser et al. 2016)	Type de bâtiment particulier (Données d'expédition canadiennes)	Fréquence			
		PC	AC	GL	AR
Vraquiers	Vraquier, bâtiment vraquier-pétrolier, transporteur de ciment, minéralier, transporteur de copeaux	1 444	726	454	80
Bâtiments porte-conteneurs	Bâtiments porte-conteneurs, cargos porte-conteneurs/chargement de transroulage, bâtiments à passagers/chargement de transroulage (véhicules), transporteurs de véhicules	1 039	1 092	376	0
Méthaniers/transporteurs de gaz	Transporteurs de GNL	1	11	0	0
Bâtiments pétroliers	Bâtiment asphaltier, bâtiment - citerne pour produits chimiques, transporteur de pétrole brut, pétrolier navette, bâtiment - citerne	266	753	423	2
Autre	Baliseur, câblé, bâtiment de soutien des opérations de plongée, brise-glace, bâtiment avitailleur, ravitailleur de plateforme de forage, bâtiment de relevé, voilier-école, drague aspiratrice en marche	9	28	4	3
Marchandises diverses	Bâtiment de marchandises générales, transporteur de charges lourdes, bâtiment de marchandises à écoutille ouverte, bâtiment réfrigéré, transporteur de marchandises sèches, bâtiment à roulage	188	352	154	3
Bâtiments à passagers	Bâtiment à passagers, bâtiment de croisière, yacht	461	175	4	8
Remorqueurs/bâtiments de ravitaillement	Remorqueur de manutention d'ancres, remorqueur articulé pousseur, remorqueur-ravitailleur	39	1	6	1

Type de bâtiment général (Moser <i>et al.</i> 2016)	Type de bâtiment particulier (Données d'expédition canadiennes)	Fréquence			
		PC	AC	GL	AR
	de plateforme de forage, remorqueur				

Tableau 3. Matrice présentant les ajustements du facteur de salinité aux valeurs alpha en fonction de la correspondance de salinité entre le dernier port d'escale (dernier ou avant-dernier) et le port de destination. Les catégories de salinité pour chaque port sont les suivantes : marine (salinité >18,1 g/kg), saumâtre (salinité 5,1-18,0 g/kg) ou eau douce (salinité <5,1 g/kg), où les valeurs alpha sont divisées en fonction de l'ampleur de la différence.

		Dernier port d'escale (dernier ou avant-dernier)		
		Eau de mer	Eau saumâtre	Eau douce
Port de destination	Eau de mer	α	$\alpha/2$	$\alpha/10$
	Eau saumâtre	$\alpha/2$	α	$\alpha/2$
	Eau douce	$\alpha/10$	$\alpha/2$	α

Tableau 4. Résultats de l'analyse de vulnérabilité, en % de changement chez les espèces par an par rapport à la valeur de base, pour les paramètres du modèle : nombre de sorties par an, séparation des régions, abondance d'encrassement initial, proportion d'ENI, probabilité de libération, distance environnementale entre les ports, valeurs alpha pour toutes les espèces, modification du facteur de salinité, en utilisant la densité pour l'équation d'établissement. Les valeurs situées directement sous l'en-tête de chaque paramètre indiquent la modification appliquée : augmentation/diminution de 25 % ou fixation à certaines valeurs (répartitions distinctes de l'abondance et de la proportion d'ENI par région, probabilité de libération fixée à 0,75 et 0,25, valeurs alpha pour toutes les espèces fixées à 0,005, ajustement du facteur de salinité majoré par un multiple de 10, ou réduit à aucune division pour une différence moyenne et réduit de moitié pour une différence importante, établissement de la probabilité en utilisant la densité des organismes plutôt que l'abondance).

Région	Espèces de base par année	Sorties par année		Régions distinctes	Abondance de l'encrassement		Proportion d'ENI		Probabilité de libération		Distance environnementale		Valeurs alpha	Facteur de salinité		Densité
		+25 %	-25 %		-	+25 %	-25 %	+25 %	-25 %	=0,75	=0,25	+25 %		-25 %	=0,005	
Atlantique	2,136	+5,38 %	-3,23 %	-24,49 %	+7,72 %	-5,20 %	+2,20 %	-2,15 %	+0,37 %	-8,71 %	-1,92 %	+2,39 %	+1 632,02 %	-2,11 %	+2,11 %	-72,57 %
Pacifique	2,231	+4,57 %	-3,50 %	-5,38 %	+7,08 %	-5,29 %	+2,24 %	-2,06 %	+1,61 %	-7,17 %	-2,33 %	+3,36 %	+1 558,45 %	-0,54 %	+1,12 %	-72,88 %
Grands Lacs-Fleuve Saint-Laurent	1,544	+5,31 %	-9,00 %	-12,63 %	+9,26 %	-7,84 %	+2,07 %	-4,08 %	+1,41 %	-10,30 %	-7,38 %	+6,22 %	+2 187,76 %	-27,14 %	+18,26 %	-88,92 %
Arctique	0,588	+13,10 %	-27,04 %	+26,02 %	+4,59 %	-16,84 %	+1,70 %	-3,57 %	-8,16 %	-22,28 %	-3,57 %	+7,31 %	+2 111,73 %	-2,04 %	+2,21 %	-90,82 %

FIGURES

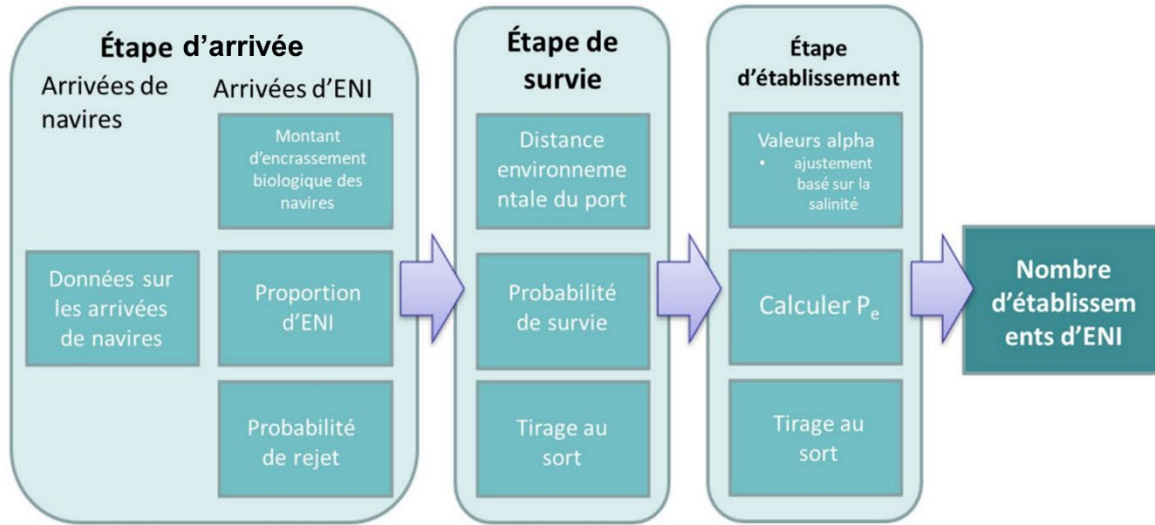


Figure 1. Diagramme décrivant les principales étapes du modèle dans les stades d'arrivée, de survie et d'établissement (grandes bulles), chacune avec des étapes particulières (petits carrés) pour obtenir le nombre final d'établissements d'espèces non indigènes (ENI).

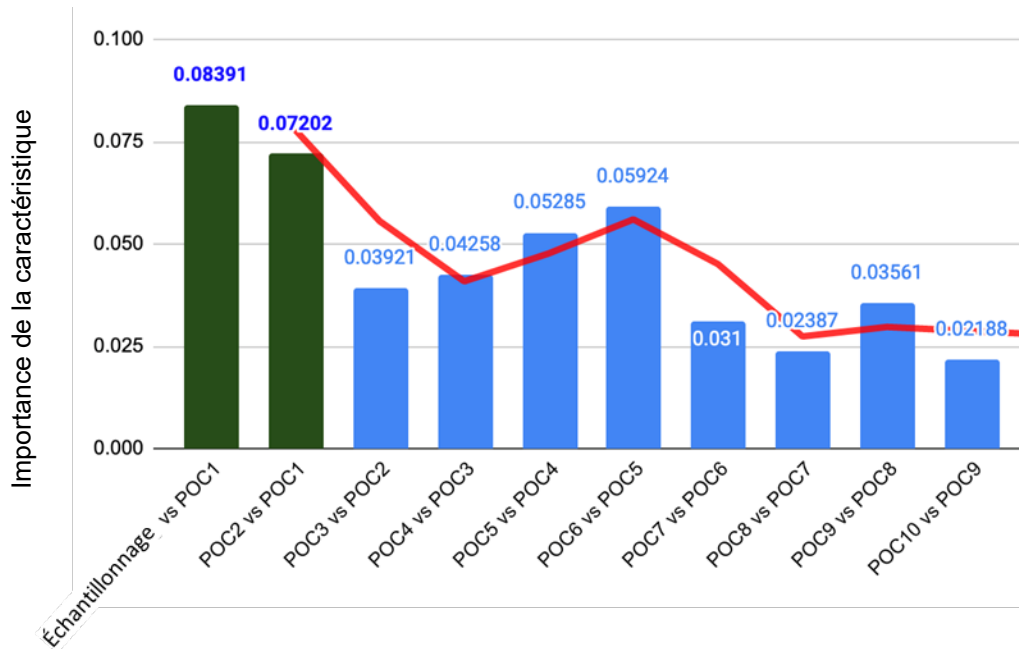
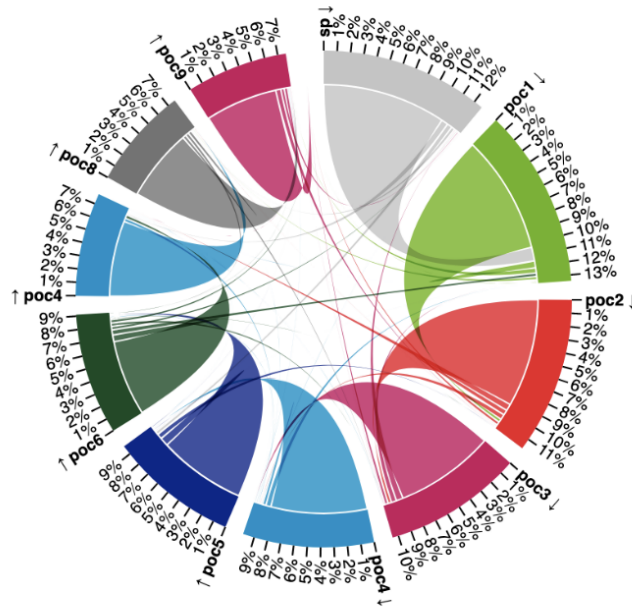


Figure 2. Résultats de l'analyse de l'historique des ports analysant l'importance de chacun des 10 derniers ports d'escale pour prédire la présence d'ENI à l'arrivée au port canadien d'échantillonnage/de destination. Chaque barre représente l'importance relative de chaque paire de ports, tandis que la ligne représente la tendance de la moyenne mobile sur toutes les paires de ports.

A.



B.

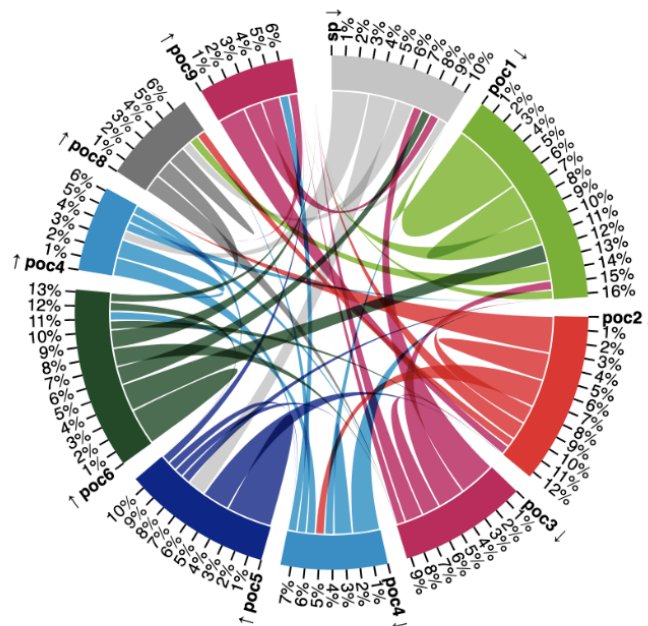


Figure 3. A) Diagramme à cordes représentant les trajets entre le port d'échantillonnage (SP) et les ports d'escale (POC) précédents, dans l'ordre du plus récent (poc1) au 10^e précédent POC. B) Diagramme à cordes agrandi montrant les séjours répétés à différents POC en supprimant les connexions adjacentes.

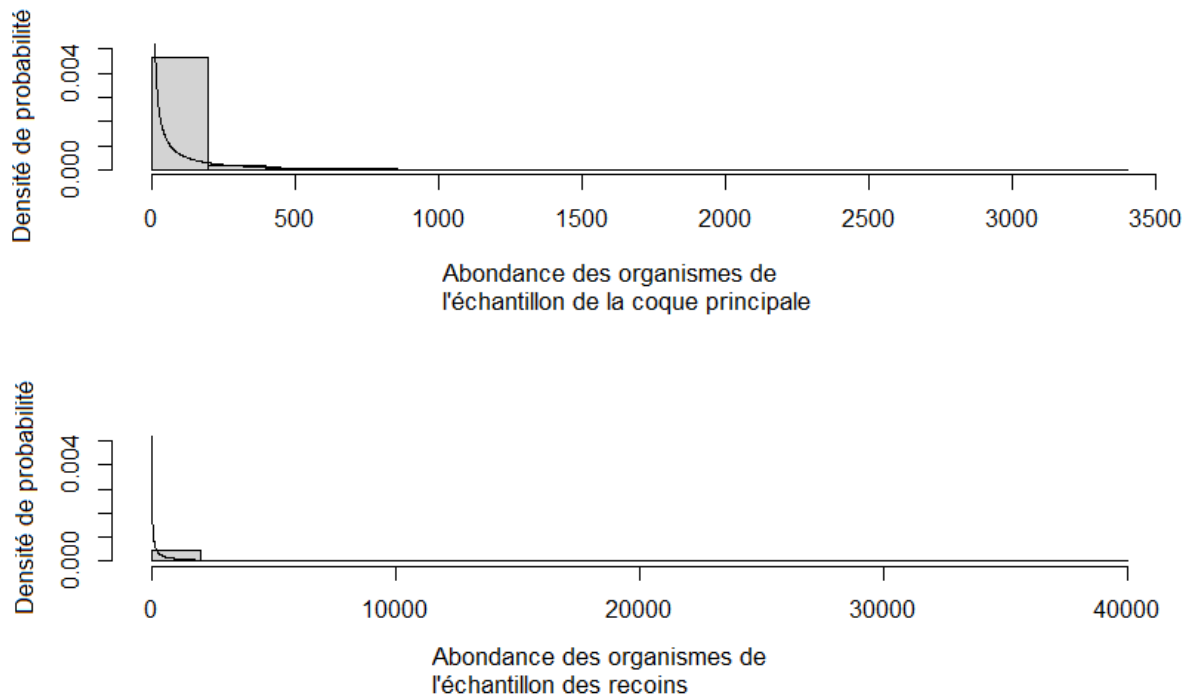


Figure 4. Distributions de probabilités décrivant l'abondance des organismes salissants sur les bâtiments individuels sur la base des données d'encrassement biologique (combinées dans toutes les régions). La distribution supérieure représente l'abondance des organismes salissants sur la zone principale de la coque, tandis que la distribution inférieure décrit l'abondance des organismes salissants dans les zones de recoin combinées. La ligne noire représente la fonction de probabilité.

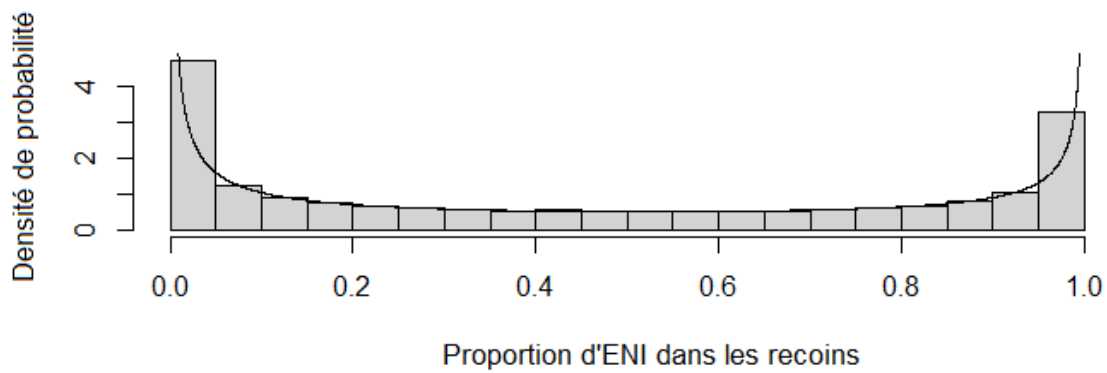
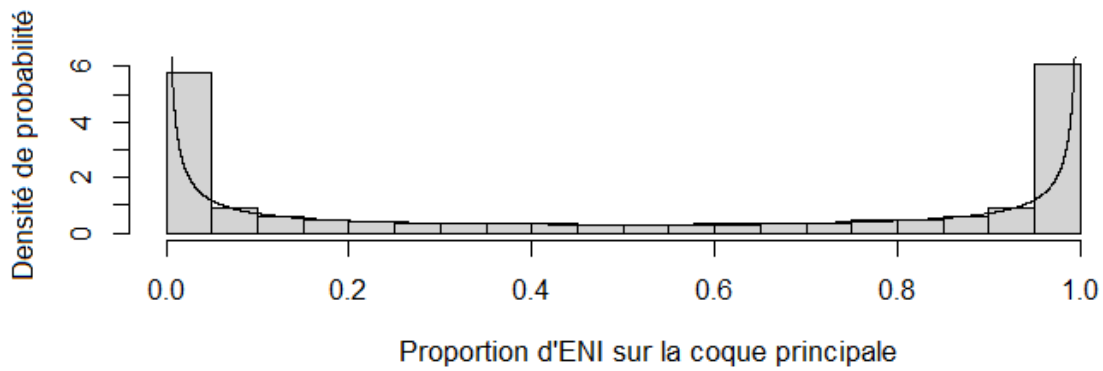


Figure 5. Distributions de probabilités décrivant la proportion d'individus non indigènes sur la base des données d'engrassement biologique (combinées dans toutes les régions), pour la zone principale de la coque (distribution supérieure) et les zones de recoin combinées (distribution inférieure, incluant les données de caisse de prise d'eau) des bâtiments. La ligne noire représente la fonction de probabilité.

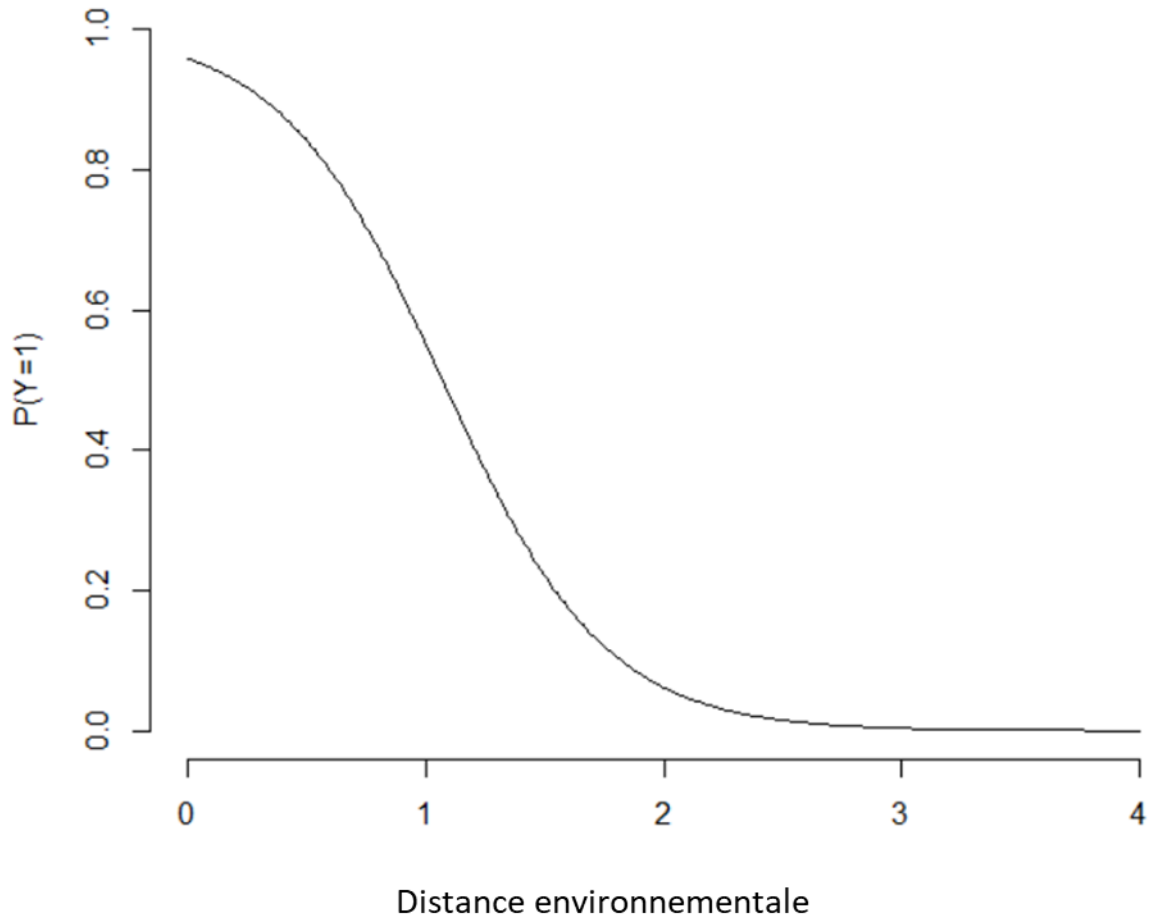
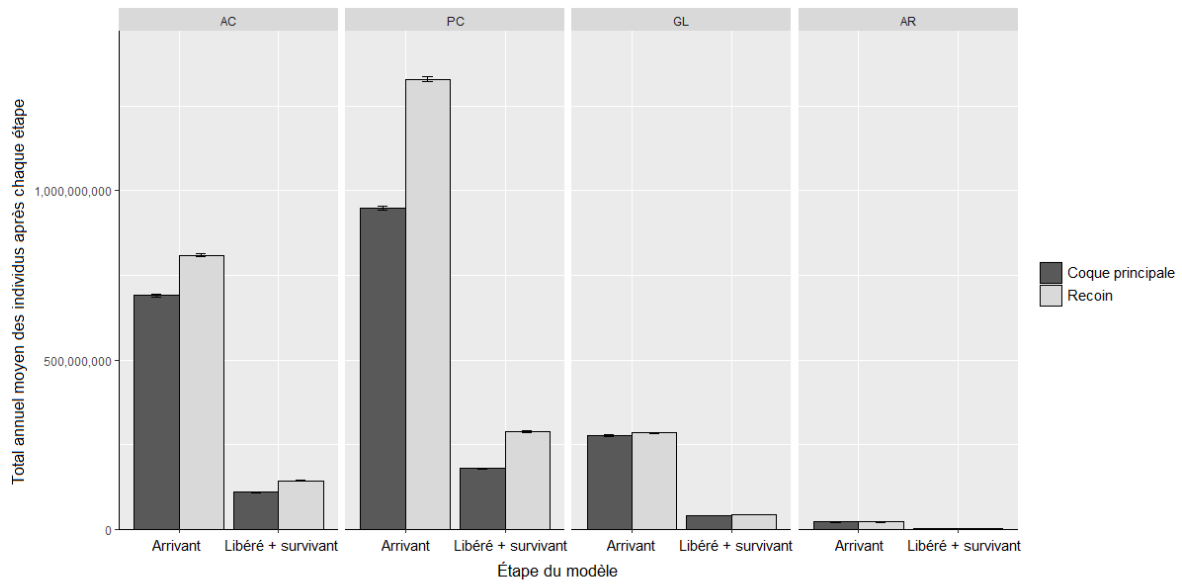


Figure 6. Courbe de survie reliant la distance environnementale (distance euclidienne de la température moyenne pendant le mois le plus chaud, de la température moyenne pendant le mois le plus froid et de la température moyenne annuelle) à la probabilité de survie basée sur les données de présence-présence par rapport aux données de présence-référence pour 603 organismes aquatiques obtenus à partir du Global Invasive Species Information Network. Un modèle linéaire généralisé binomial a été ajusté aux données pour produire la courbe. Adapté de Bradie et al. (2020).

A.



B.

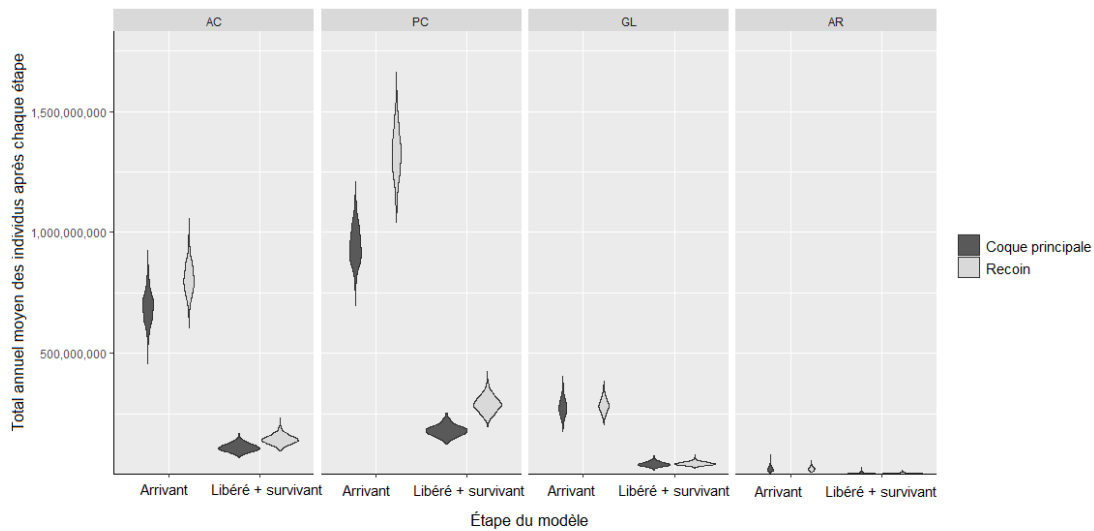
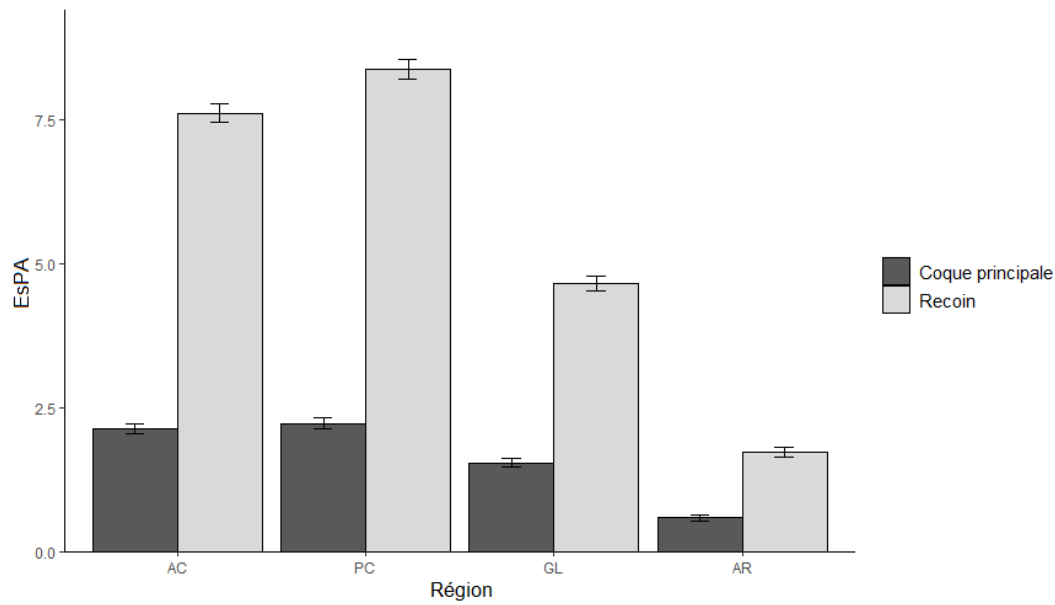


Figure 7. A) Nombre total annuel moyen d'ENI individuelles arrivant sur les bâtiments (barres de gauche de chaque tableau) et nombre total annuel moyen d'ENI individuelles qui sont libérées et survivent dans le port de destination (barres de droite de chaque tableau), par région (AC = Atlantique, PC = Pacifique, GL = Grands Lacs-Fleuve Saint-Laurent, AR = Arctique), associés à la coque principale (barres foncées) et aux zones de recoin combinées (barres pâles). Le total annuel moyen est la valeur moyenne de la somme des ENI individuelles par an sur toutes les itérations du modèle. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 % sur la moyenne selon la méthode « bootstrap » pour 1 000 simulations. B) Graphiques en violon affichant les mêmes résultats que ceux décrits précédemment, mais représentant la totalité de la dispersion des résultats sur toutes les exécutions du modèle (densité de probabilité des données).

A.



B.

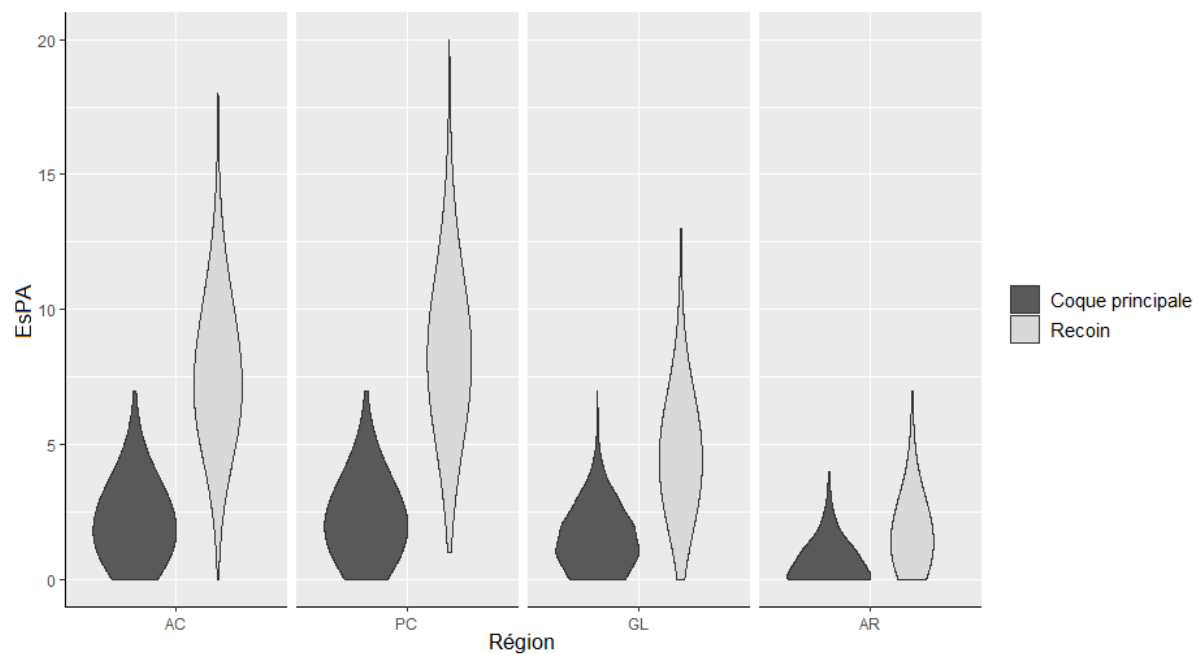


Figure 8. A) Nombre moyen d'établissements uniques d'ENI par an (EsPA) pour chaque région (AC = Atlantique, PC = Pacifique, GL = Grands Lacs-Fleuve Saint-Laurent, AR = Arctique) pour la zone principale de la coque (barres foncées) et les zones de recoin combinées (barres pâles). Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 % sur la moyenne selon la méthode « bootstrap » pour 1 000 simulations. B) Graphiques en violon affichant les mêmes résultats que ceux décrits précédemment, mais représentant la totalité de la dispersion des résultats sur toutes les exécutions du modèle (densité de probabilité des données). Un ajustement a été effectué pour lisser les tracés en raison des valeurs distinctes pour les établissements des espèces.

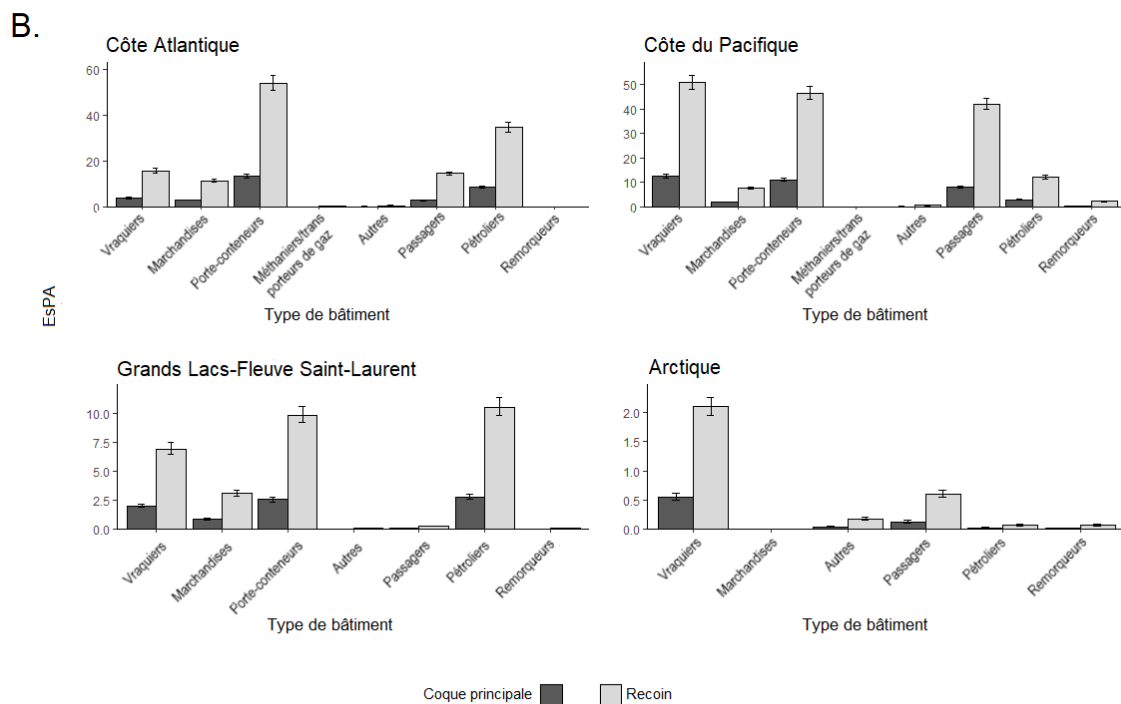
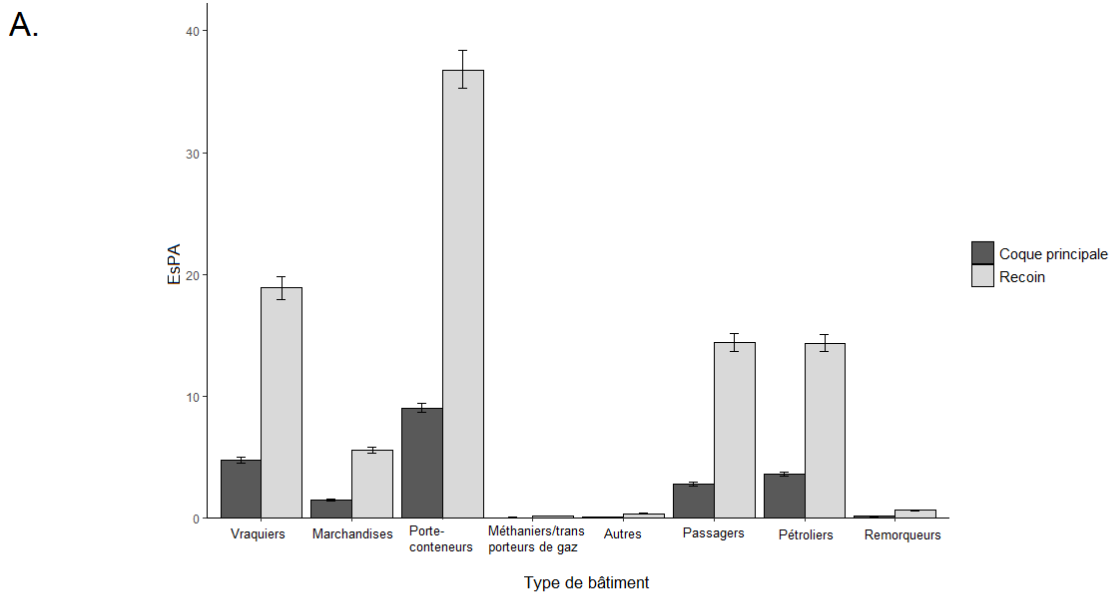


Figure 9. A) Nombre moyen d'établissements d'ENI par an (EsPA) attribués à chaque type de bâtiment dans toutes les régions, pour la zone principale de la coque (barres foncées) et les zones de recoin combinées (barres pâles). Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 % sur la moyenne selon la méthode « bootstrap » pour 1 000 simulations. Il est à noter que les espèces ne sont pas nécessairement uniques pour chaque type de bâtiment et que les bâtiments porte-conteneurs n'étaient pas présents dans la région de l'Arctique, tout comme les méthaniers/transporteurs de gaz. L n'étaient pas présents dans les régions de l'Arctique ou des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. B) Nombre moyen d'établissements d'ENI par an (EsPA) attribués à chaque type de bâtiment séparé par région. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 % sur la moyenne selon la méthode « bootstrap » pour 1 000 simulations.

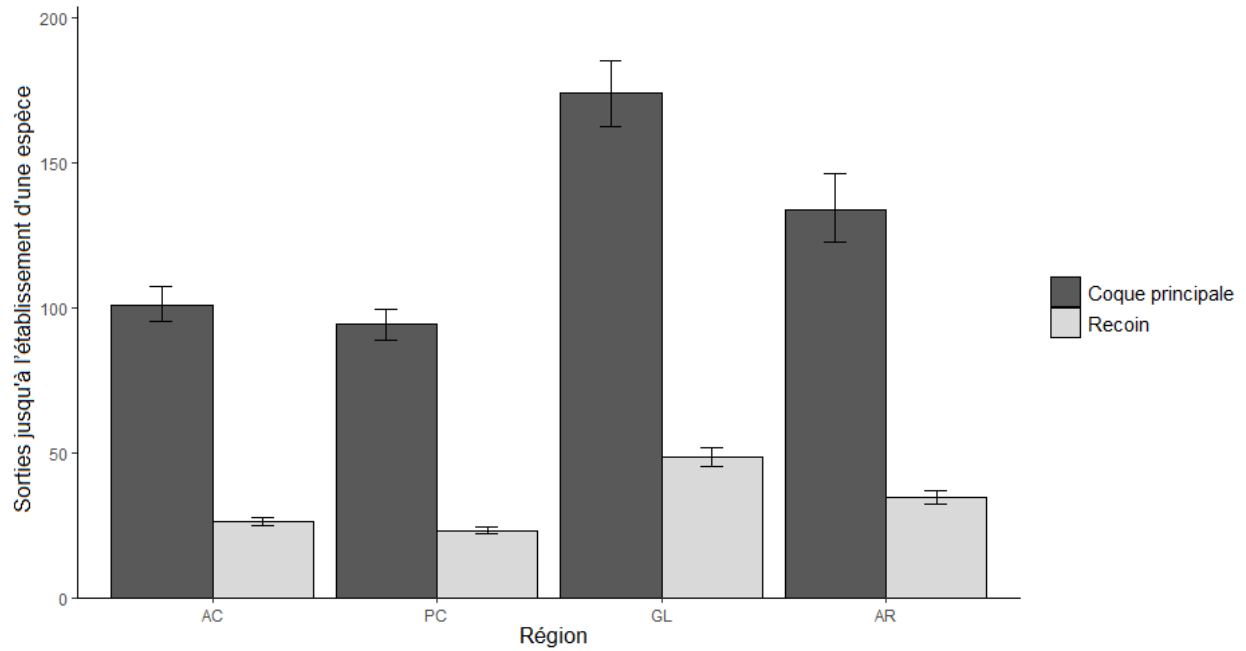


Figure 10. Nombre moyen de sorties jusqu'à l'établissement d'au moins une ENI pour chaque région (AC = Atlantique, PC = Pacifique, GL = Grands Lacs-Fleuve Saint-Laurent, AR = Arctique) pour la zone principale de la coque (barres foncées) et les zones de recoin combinées (barres pâles). Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 % sur la moyenne selon la méthode « bootstrap » pour 1 000 simulations.

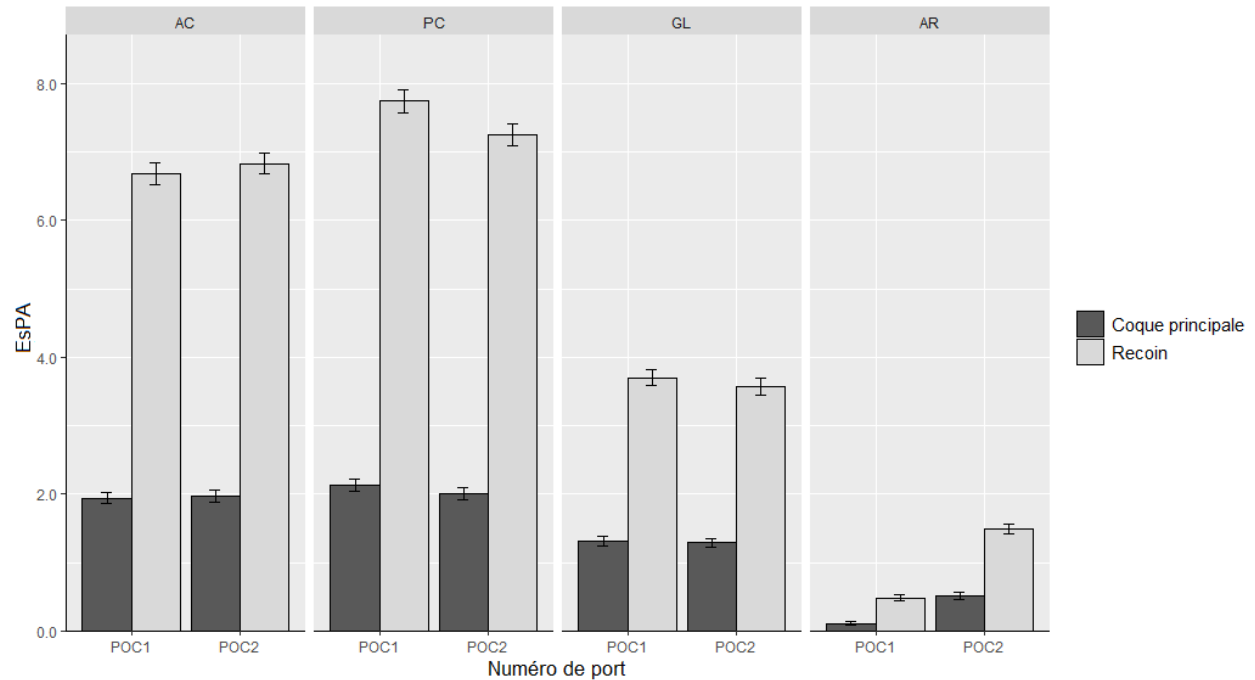


Figure 11. Nombre moyen d'établissements d'ENI par an (EsPA) tel que prédit d'après le dernier port d'escale (POC1) et l'avant-dernier port d'escale (POC2) les plus récents sur des échelles combinées à travers les régions. La zone principale de la coque (barres foncées) et les zones de recoin combinées (barres pâles) sont représentées. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 % sur la moyenne selon la méthode « bootstrap » pour 1 000 simulations.

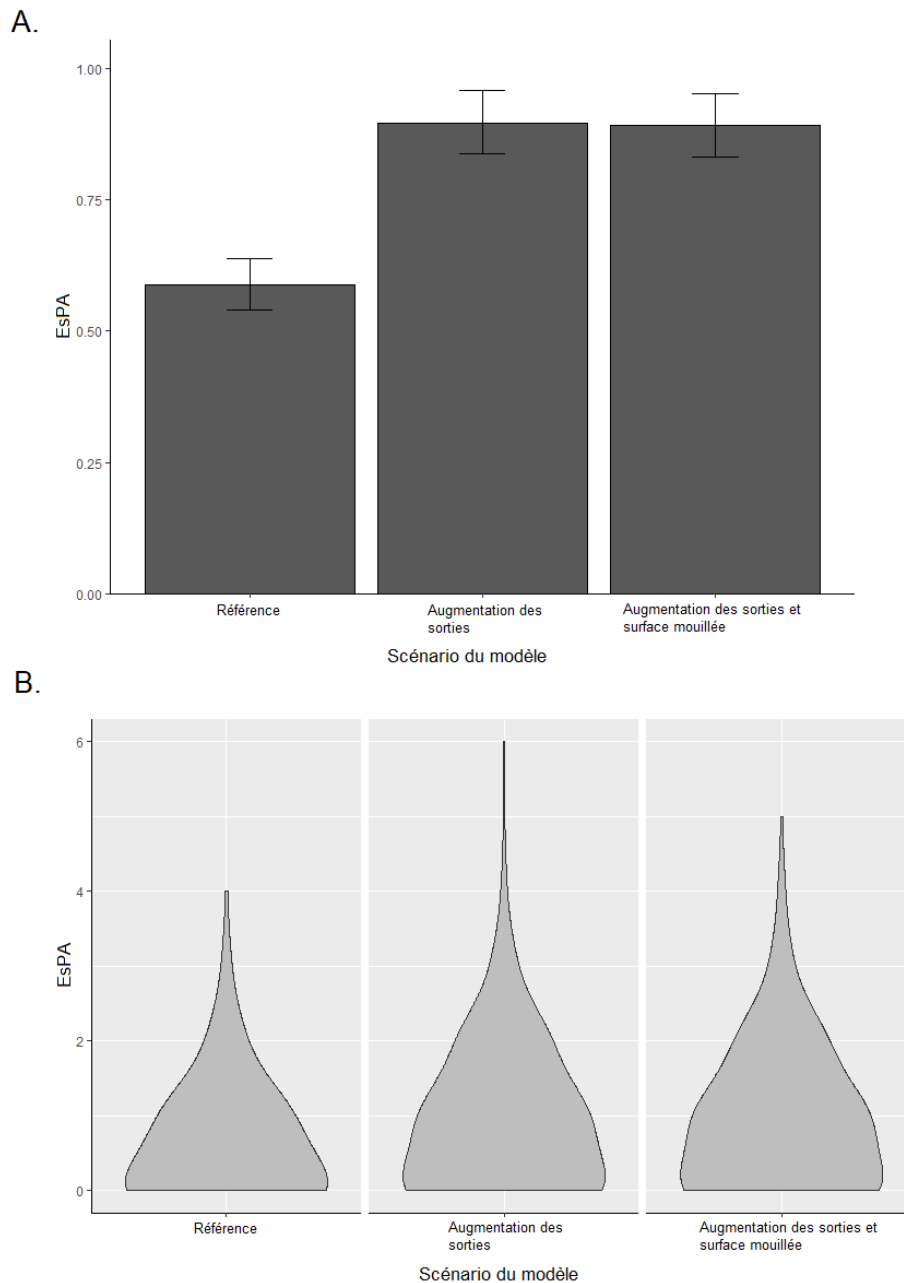


Figure 12. A) Nombre moyen d'établissements d'ENI uniques par an (EsPA) selon les scénarios futurs dans la région de l'Arctique pour la zone principale de la coque seulement. Le scénario « de référence » représente le scénario actuel sans aucun changement, l'« augmentation des sorties » présente une hausse de 124 bâtiments (pour un total de 221) arrivant dans la région de l'Arctique, et l'« augmentation des sorties avec superficie propice pondérée » présente une hausse de 124 bâtiments ainsi que 10 bâtiments sélectionnés au hasard avec une augmentation de la surface mouillée (jauge brute fixée à 100 000). Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 % sur la moyenne selon la méthode « bootstrap » pour 1 000 simulations. B) Graphiques en violon affichant les mêmes résultats que ceux décrits précédemment, mais représentant la totalité de la dispersion des résultats sur toutes les exécutions du modèle (densité de probabilité des données). Un ajustement a été effectué pour lisser les tracés en raison des valeurs distinctes pour les établissements des espèces.

ANNEXE 1

Tableau A1. Paramètres du modèle qui ont été utilisés pour quantifier le nombre estimé d'ENI s'établissant au Canada par encrassement biologique selon la région.

Paramètre		Région			
		Pacifique	Atlantique	Grands Lacs-Fleuve Saint-Laurent	Arctique
Nombre d'arrivées (2018)		3 447	3 138	1 421	97
Abondance d'organismes échantillonnés	<i>taille</i>	Coque : 0,0861 Recoins : 0,1483			
	μ	Coque : 43,2985 Recoins : 618,6712			
Proportion d'ENI	α	Coque : 0,1972 Recoins : 0,3296			
	β	Coque : 0,1899 Recoins : 0,3938			
Probabilité de libération (binomial)	<i>taille</i>	100			
	<i>prob.</i>	0,5			
Courbe de probabilité de survie (logistique)	<i>Point d'intersection</i>	3,132			
	<i>Pente</i>	-2,913			
Probabilité d'établissement d'une seule propagule (le paramètre alpha dans Leung <i>et al.</i> 2004, modélisé comme une distribution bêta)	α	0,005			
	β	5			
Effet Allee	<i>c</i>	1			

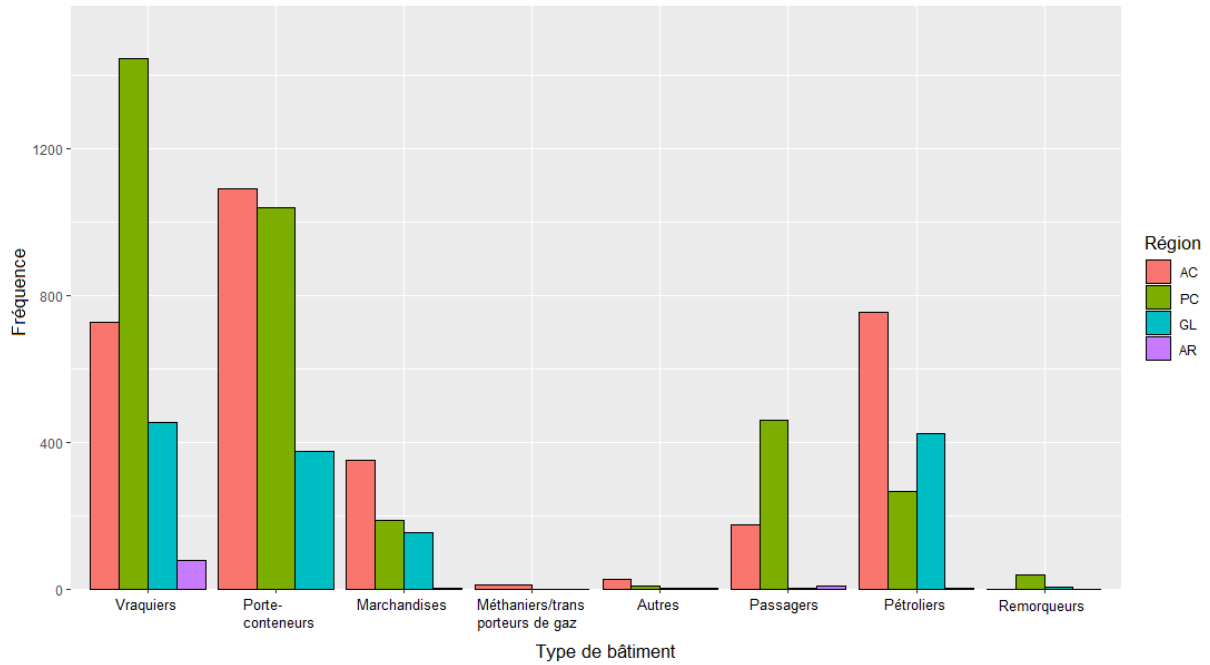


Figure A1. Fréquence des types de bâtiments dans chaque catégorie (axe des x) selon la région (couleurs; AC = Atlantique, PC = Pacifique, GL = Grands Lacs-Fleuve Saint-Laurent, AR = Arctique).

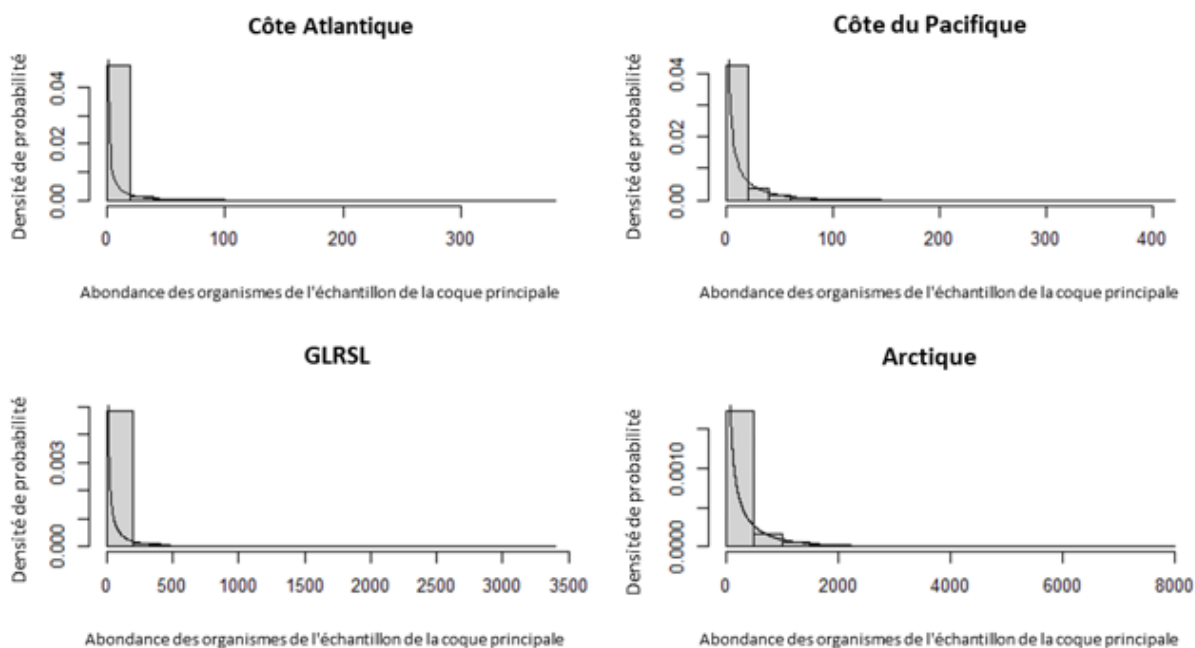


Figure A2. Distributions de probabilités décrivant l'abondance des organismes salissants sur les coques des bâtiments pour chaque région. Ces distributions ont été utilisées dans l'analyse de vulnérabilité, mais combinées pour l'analyse principale. Il est à noter que ces distributions montrent les abondances pour la coque uniquement sans les recoins, car ce sont les seules qui ont été incluses dans l'analyse de vulnérabilité. Les lignes noires pour chaque distribution décrivent les fonctions de probabilité. Il convient de noter les différences d'échelle pour chaque tableau afin de visualiser le modèle dans chaque région.

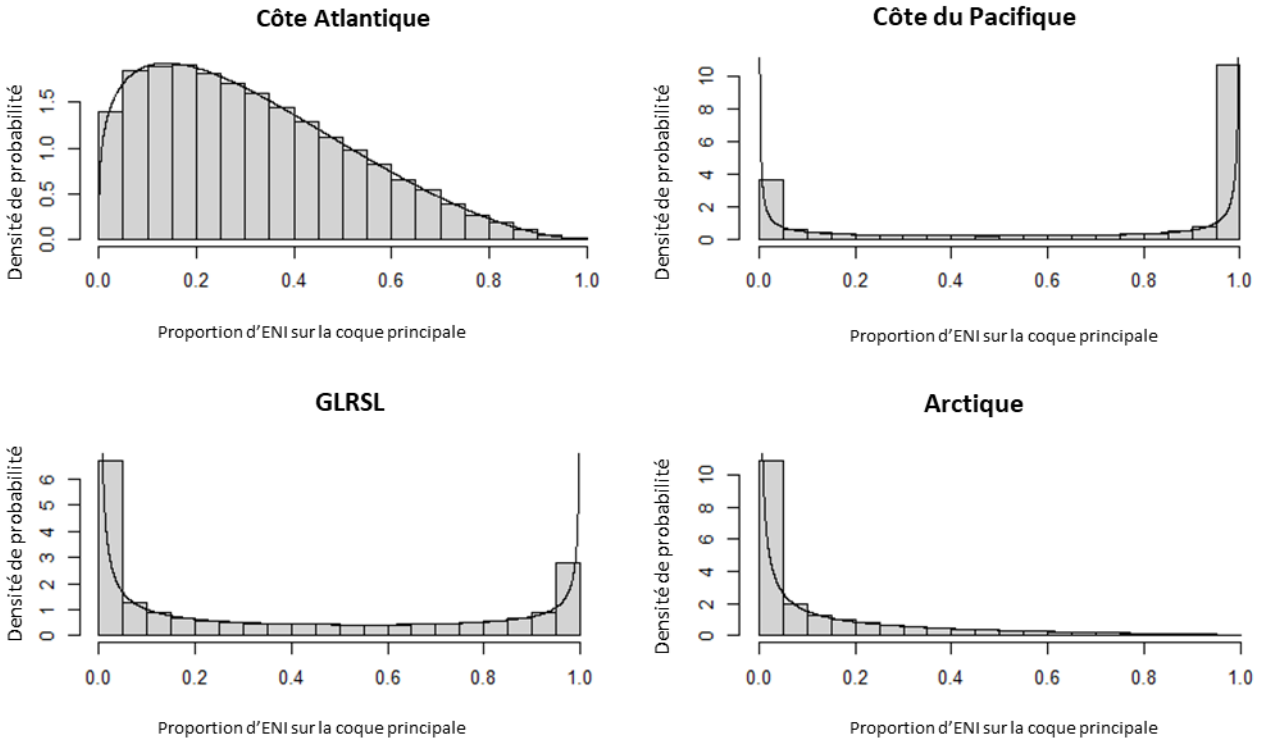


Figure A3. Distributions de probabilités décrivant la proportion d'individus non indigènes à partir des données d'échantillon de chaque région, pour la coque principale uniquement. Ces distributions ont été utilisées dans l'analyse de vulnérabilité où les régions étaient séparées, mais combinées dans l'analyse principale. Les lignes noires indiquent les fonctions de probabilité. Il convient de noter les différences d'échelle pour chaque tableau afin de visualiser la tendance dans chaque région.

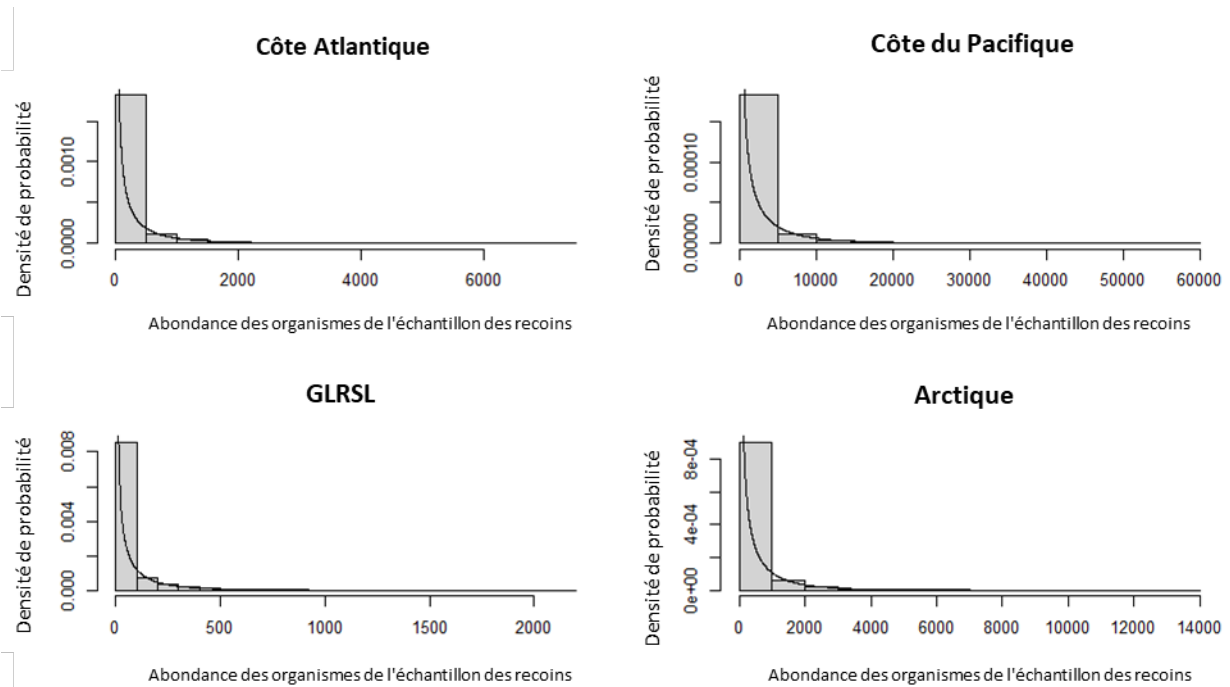


Figure A4. Distributions de probabilités décrivant l'abondance des organismes salissants dans les zones de recoin des bâtiments pour chaque région. Il convient de noter que ces distributions montrent les abondances des zones de recoin uniquement, lesquelles n'ont pas été incluses dans l'analyse de vulnérabilité, et que ces distributions ont été combinées dans l'analyse principale. Les lignes noires pour chaque distribution décrivent les fonctions de probabilité. Il convient de noter les différences d'échelle pour chaque tableau afin de visualiser la tendance dans chaque région.

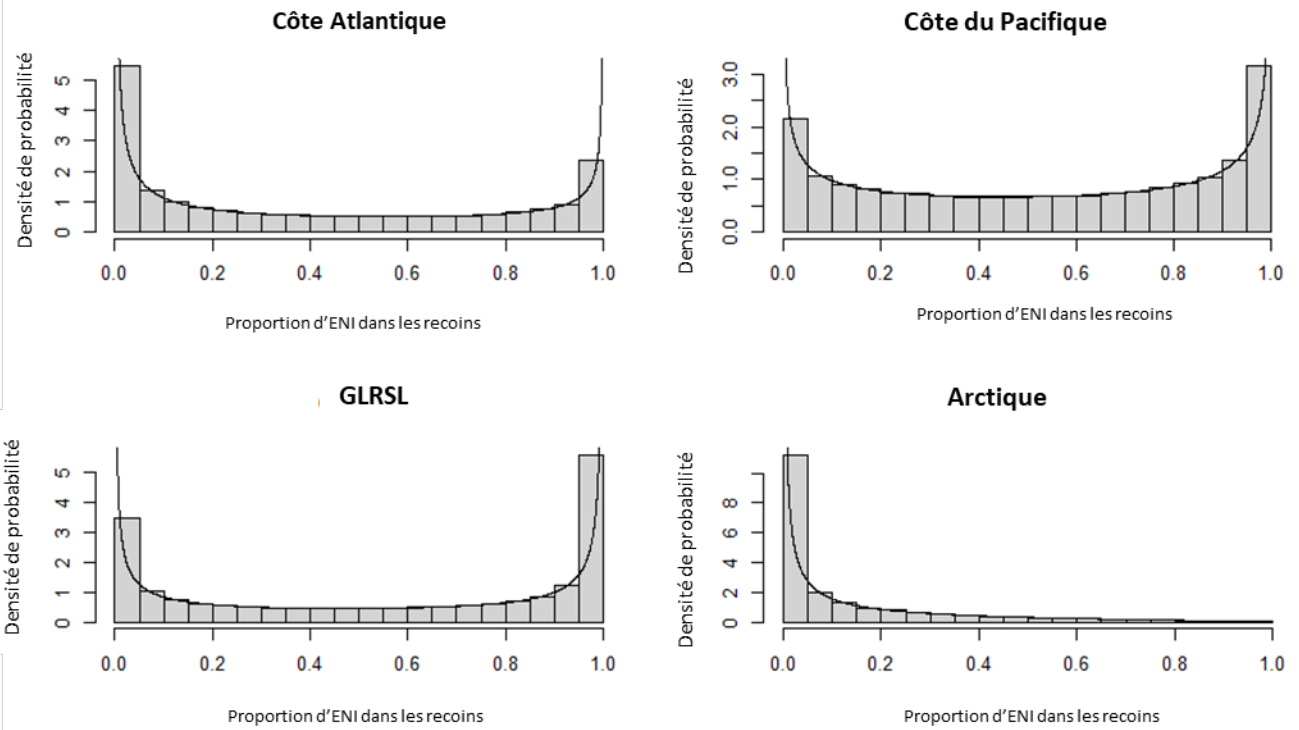


Figure A5. Distributions de probabilités décrivant la proportion d'individus non indigènes à partir des données d'échantillon de chaque région, pour les recoins uniquement. Il convient de noter que ces distributions montrent les abondances des recoins uniquement, lesquelles n'ont pas été incluses dans l'analyse de vulnérabilité, et que ces distributions ont été combinées dans l'analyse principale. Les lignes noires indiquent les fonctions de probabilité. Il convient de noter les différences d'échelle pour chaque tableau afin de visualiser la tendance dans chaque région.