



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

Contexte

La *Convention internationale de 2014 pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires* (la Convention) de l'Organisation maritime internationale (OMI) établit une réglementation mondiale visant les eaux de ballast et les sédiments afin que les navires atténuent les risques de propagation d'organismes aquatiques nuisibles et d'agents pathogènes dans les eaux de ballast et les sédiments (IMO 2004). La Convention est entrée en vigueur en septembre 2017, et les parties à la Convention sont, à leur tour, appelées à assurer la mise en œuvre de cette réglementation visant les eaux de ballast dans les eaux relevant de leur compétence. Ces efforts comprennent la mise en place d'une norme de qualité des eaux de ballast (la règle D-2 de la Convention), qui fixe les limites de la concentration d'organismes viables présents dans les eaux de ballast rejetées. La plupart des navires respecteront ainsi la norme D-2, qui exige l'utilisation d'un système approuvé de traitement de l'eau de ballast (ci-après, le « traitement ») ayant recours à des technologies de traitement des eaux usées par filtration (p. ex., filtres à disque ou à tamis) et par désinfection (p. ex., rayonnement ultraviolet, chloration) (Mouawad Consulting 2013). La norme D-2 remplacera la méthode de gestion actuellement très répandue qui consiste à effectuer un renouvellement des eaux de ballast (conformément à la règle D-1; ci-après un « échange »), c'est-à-dire le processus qui consiste à rejeter l'eau de la citerne de ballast en mer afin de la remplacer par de l'eau océanique dans le but de réduire l'abondance d'organismes côtiers ou d'eau douce à haut risque d'invasion. Les parties à la Convention conservent également le droit d'imposer des exigences plus strictes en matière d'eau de ballast que celles exigées par la Convention (article 2.3; IMO 2004). En 2010, le Canada a suggéré que le fait de combiner l'échange des eaux de ballast à un traitement pourrait offrir une meilleure protection contre l'établissement d'espèces nuisibles que le simple recours au traitement, du moins pour les ports d'eau douce (IMO 2010).

La Convention s'applique au transport maritime international (transocéanique ou régional), ainsi qu'aux navires canadiens qui posent un risque pour l'environnement, la santé humaine, les biens et les ressources. Des études indiquent que les eaux de ballast des navires dans les Grands Lacs introduisent également des espèces non indigènes (Briski *et al.* 2012; Adebayo *et al.* 2014; Cangelosi *et al.* 2018). Dans les Grands Lacs, on a aussi observé que les eaux de ballast avaient transporté au moins 7 espèces non indigènes et 21 espèces indigènes à l'extérieur de leur aire de répartition historique, d'un port à l'autre de la région (Briski *et al.* 2012; Cangelosi *et al.* 2018). En outre, les navires des Grands Lacs transportent habituellement dans leurs eaux de ballast un plus grand nombre d'organismes que les navires équivalents transocéaniques, les organismes étant plus susceptibles de survivre à des voyages plus courts (Rup *et al.* 2010; Briski *et al.* 2012; Adebayo *et al.* 2014). Des données empiriques indiquent que les laquiers, qui transportent généralement au moins 68 millions de tonnes d'eau de ballast chaque année et comptent pour 95 % de l'eau de ballast déplacée dans la région des Grands

Lacs (Rup *et al.* 2010), contribuent de façon importante à la dispersion des espèces non indigènes dans la région.

Le Canada, qui est partie à la Convention, procède actuellement à une mise à jour de sa réglementation visant la gestion des eaux de ballast afin : (i) de s'acquitter de ses obligations internationales; et (ii) de réduire au minimum le risque d'introduction et de propagation d'organismes aquatiques nuisibles et d'agents pathogènes par le biais des eaux de ballast. Le projet de règlement de Transports Canada exigerait que les navires en provenance des eaux internationales à destination des ports d'eau douce du Canada utilisent la méthode de l'échange plus traitement pour assurer la gestion de leurs eaux de ballast (à l'exception des déplacements de navires américains dans les Grands Lacs), au moins jusqu'au 8 septembre 2024 (Gazette du Canada 2019). Les navires à destination de tout autre port canadien seraient tenus de se conformer à la norme D-2, y compris les navires et les laquiers se déplaçant dans les eaux intérieures. Ce projet de règlement est susceptible d'être modifié au terme du processus d'élaboration de la réglementation fédérale canadienne – toute modification des détails, touchant par exemple les échéanciers et l'applicabilité, pouvant avoir une incidence sur l'efficacité prévue du règlement.

La présente étude fait suite à une étude antérieure (Drake *et al.* 2020) ayant recouru à un modèle en plusieurs étapes pour estimer le taux d'établissement d'espèces non indigènes et nocives au Canada sous divers scénarios de gestion des eaux de ballast, dans le but de déterminer l'efficacité de l'échange plus traitement par rapport à l'échange ou au traitement seulement. S'appuyant sur ce modèle de Drake *et al.* (2020), la présente étude avait pour objet d'estimer le taux d'établissement des espèces selon certains scénarios additionnels de gestion des eaux de ballast, afin de répondre aux questions scientifiques ci-dessous, donnant suite à une demande d'avis scientifique officielle de Transports Canada :

1. Comparativement à la seule utilisation de l'échange ou du traitement, dans quelle mesure le fait d'exiger que les navires à destination des ports d'eau douce canadiens effectuent un échange plus traitement réduirait-il le risque d'établissement d'espèces non indigènes ou nocives au Canada?
2. Par rapport au scénario susmentionné, quelle serait l'ampleur de la réduction prévue du taux d'établissement de ces espèces à l'échelle du Canada si l'échange plus traitement était uniquement exigé pour les navires se déplaçant seulement dans les Grands Lacs, ou se déplaçant entre les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent (GLFSL; voir le Tableau 1 pour obtenir plus de détails)?
3. Dans quelle mesure l'utilisation de systèmes de traitement pour les déplacements à l'intérieur des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (GLFSL) réduirait-elle le risque de propagation d'espèces non indigènes parmi les ports canadiens ou dans l'ensemble de la région des GLFSL, et quelle serait l'incidence prévue de l'utilisation de systèmes de traitement, en fonction de divers facteurs, sur le risque d'établissement de ces espèces?
4. Quelle serait l'ampleur prévue de la réduction du risque d'établissement d'espèces non indigènes si l'on devait exiger le recours aux systèmes de traitement des eaux de ballast pour les déplacements dans l'ensemble des eaux intérieures du Canada?

Puisque les navires des Grands Lacs effectuant des déplacements binationaux entre le Canada et les États-Unis n'effectuent pas, eux non plus, l'échange de leurs eaux de ballast, ils sont considérés comme faisant partie du trafic maritime intérieur aux fins de la présente demande d'avis scientifique.

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences du 10 et 11 août 2020 : Analyses supplémentaires de l'efficacité de l'échange et du traitement de l'eau de ballast comme mécanisme visant à réduire l'introduction et l'établissement d'espèces aquatiques envahissantes dans les ports canadiens.

Analyse et réponse

Résumé du modèle

Le modèle utilisé par Drake *et al.* (2020) pour estimer les taux d'établissement de zooplancton non indigène et de phytoplancton nuisible attribués aux rejets d'eaux de ballast comprend trois composantes principales :

1. Estimer la répartition spatiale de l'activité de navigation ainsi que le nombre d'espèces libérées ainsi que leur concentration relative pour chaque déplacement de navire;
2. Calculer la probabilité de survie de ces espèces en fonction de l'adéquation environnementale entre le lieu de la source de ballast et les ports de destination;
3. Estimer l'établissement des espèces en fonction de leur taille de population initiale et de la probabilité d'établissement par individu.

Veillez vous reporter à Drake *et al.* (2020) pour consulter une description complète du modèle et des données d'entrée; les méthodes décrites ci-après se concentrant davantage sur les changements apportés au modèle précédent.

Dans Drake *et al.* (2020), la distance environnementale – qui contribue à déterminer les probabilités de survie des espèces entre l'environnement de la source de ballast et celui de la destination – a été calculée à partir de trois variables de température (températures minimales, moyennes et maximales) et une variable de salinité, conformément à Bradie *et al.* (2015). Ces quatre variables ont été traitées de façon égale, car le modèle de distance environnementale a principalement été élaboré en fonction des milieux marins, compte tenu de la non-disponibilité de données de base à grande échelle pour les milieux d'eau douce.

Afin de mieux harmoniser notre traitement de la variable de salinité avec son influence biologique prévue, nous avons modifié le modèle afin de pouvoir calculer la distance environnementale en utilisant seulement les trois variables de température (Figure A1). Ce modèle modifié a ensuite réintégré la salinité en ajustant les probabilités d'établissement par individu de l'espèce (α) en fonction de l'adéquation entre la salinité de la source de ballast et celle du port destinataire – les valeurs de la variable α n'ont pas été modifiées lorsque les ports d'origine et de destination avaient le même type de salinité (p. ex., eau marine-eau marine), ont été réduites de moitié lorsque ces ports avaient des types de salinité adjacents (p. ex., eau marine-eau saumâtre; eau douce-eau saumâtre; ou vice versa) et divisées par 10 lorsque l'adéquation de salinité était la plus faible (p. ex. eau douce-eau marine, ou vice versa). Les trois catégories de salinité ont été définies comme étant l'eau douce ($\leq 5,0$ ‰), l'eau saumâtre (5,1–18,0 ‰) et l'eau marine ($\geq 18,1$ ‰), comme dans Drake *et al.* (2020). Puisque la variation réelle des valeurs α d'une espèce qui est attribuable à l'adéquation de la salinité est inconnue, les ajustements de α ont été choisis selon la logique voulant que plus l'inadéquation entre la salinité de la source et de la destination est importante, plus la probabilité d'établissement est réduite (Kinne 1971; Santagata *et al.* 2008; Ellis et Macisaac 2009; Bradie *et al.* 2015). Cette modification combine les étapes de survie et d'établissement du modèle actuel, compte tenu du

fait que l'incidence de la température et de la salinité n'a pas été quantifiée pour chaque étape individuelle.

Le modèle actuel comprenait également des modifications visant à tenir compte des changements d'efficacité selon la méthode d'échange des eaux de ballast utilisées, l'efficacité moyenne de l'échange étant fixée à 97,9 % pour le remplissage à vide, et à 70,1 % pour les procédures d'échange par flux continu (Ruiz et Smith 2005). Bien que l'efficacité de l'échange pour purger les organismes puisse varier selon la conception de la citerne, le débit d'eau et la densité des eaux de mélange (Ruiz et Smith 2005), ces facteurs dépassaient la portée de la présente étude. Dès lors, l'échange n'avait pas pour résultat de changer l'abondance totale d'organismes dans une citerne de ballast, mais la méthode d'échange dictait le pourcentage de la communauté d'organismes d'une citerne de ballast du port d'origine remplacée par une communauté de haute mer, et la fraction de la communauté d'origine restante. La fréquence d'utilisation de chaque méthode d'échange dans chaque région canadienne a été estimée à partir des données empiriques figurant dans les Formulaires de déclaration d'eau de ballast du Canada soumis à Transports Canada entre août 2018 et juillet 2019. Les évaluations de l'adéquation des températures et de la salinité se sont fondées sur les emplacements des ports d'origine et de destination afin de calculer la proportion résiduelle de la communauté d'organismes de l'eau de ballast, ainsi que sur les emplacements de l'échange en haute mer et des ports de destination pour la communauté d'organismes de haute mer.

Afin d'obtenir un effet modélisé plus réaliste du traitement, le modèle actuel évalue la réussite ou l'échec d'un traitement en utilisant les densités des organismes échantillonnés (c.-à-d. la concentration totale des organismes) se fondant sur les données provenant d'études sur le terrain menées en 2017–2018, où 32 échantillons d'eau de ballast traitée avaient été prélevés de navires internationaux à leur arrivée dans les ports canadiens du Pacifique, de l'Atlantique ou des GLFSL (Bailey *et al.* données inédites). Dans le cas des traitements efficaces, les densités de zooplancton ont été tirées d'une distribution des petites probabilités (loi de Poisson) selon une moyenne de 1,58 organisme de zooplancton par m³, et les densités de phytoplancton ont été tirées d'une distribution Gamma tronquée selon une moyenne de 1,36 cellule de phytoplancton par ml. Dans le cas des traitements inefficaces, les abondances de zooplancton ont été tirées d'une distribution log-normale selon une moyenne de 1 155 individus par m³. Les distributions des probabilités après-traitement se sont avérées les distributions les plus adéquates en utilisant le maximum de vraisemblance. Seules les densités après-traitement inférieures aux densités avant-traitement pouvaient être sélectionnées lors d'un voyage, étant donné que des distributions de probabilité où une densité avant-traitement est inférieure à la densité après-traitement risquent de donner lieu à un appariement illogique des abondances. Les distributions de l'abondance des organismes après le traitement n'étaient pas propres à une région donnée (c.-à-d. qu'une seule distribution a été utilisée pour toutes les régions canadiennes), en raison des données limitées sur les échantillons d'eau de ballast traitée à ce jour.

Les échecs de traitements du phytoplancton n'ont pas été observés lors des études sur le terrain de 2017–2018. Comme l'échantillon de l'étude sur le terrain était relativement petit, il est prématuré de supposer que toutes les eaux de ballast traitées répondront à la norme D-2 pour le phytoplancton. Par conséquent, les traitements inefficaces du phytoplancton ont été simulés en obtenant l'abondance d'organismes post-traitement à partir d'une distribution axée sur un changement d'échelle de la distribution du zooplancton après l'échec du traitement (une distribution log-normale selon une moyenne de 1 155 cellules par ml).

Dans Drake *et al.* (2020), la densité statistique de la population des organismes dans une citerne d'eau de ballast a été estimée à partir de la densité de l'organisme échantillonné, sachant que la concentration des organismes dans une citerne peut s'avérer légèrement supérieure ou inférieure à celle de l'échantillon (de plus amples détails sont fournis dans la section « Estimation de l'arrivée des espèces » de Drake *et al.* 2020). Toutefois, la présente étude n'a pas calculé la densité statistique de la population dans le cas des densités d'organismes de l'échantillon après-traitement, s'appuyant sur la prémisse que la densité de l'échantillon après le traitement équivalait à celle d'une citerne d'eau de ballast bien mélangée. Il devrait n'en résulter qu'un effet minime sur le résultat du modèle, car la densité de population est tirée d'une distribution normale, et chaque simulation englobait un grand nombre de déplacements de navires.

La présente étude a aussi utilisé une nouvelle mesure du risque, soit le nombre prévu d'établissements par année (EPA), afin de tenir compte à la fois des introductions primaires et secondaires d'espèces dans les ports canadiens. Cette mesure a recensé tous les événements d'établissement de toutes les espèces confondues, en tenant toutefois compte du fait qu'une même espèce ne peut pas s'établir plus d'une fois dans un même port au cours d'une année donnée. La présente étude a aussi calculé la mesure utilisée par Drake *et al.* (2020) relative au nombre d'espèces uniques par année (EsPA) à des fins de comparaison (Figure A2). La mesure EPA doit être prise en compte en conjonction avec la mesure EsPA, puisque le nombre d'établissements par année compile à la fois l'établissement : i) des différentes espèces dans un même port; et ii) d'une seule espèce dans les différents ports. De plus, comme il est difficile de vérifier sur le terrain les estimations du nombre d'EPA au moyen de données empiriques, l'interprétation des résultats devrait davantage être axée sur les données sur la direction et l'ampleur du changement entre les scénarios de gestion que sur les valeurs numériques (de plus amples détails sont fournis dans la section « Calibrage du modèle et normalisation des résultats » de Drake *et al.* 2020).

Analyse de sensibilité

La présente étude a répété l'analyse de sensibilité de Drake *et al.* (2020) afin d'examiner la façon dont les taux d'établissement peuvent changer en raison d'écart dans les paramètres d'entrée. Pour effectuer cette analyse de sensibilité, une augmentation/diminution de 25 % a été appliquée au volume du trafic maritime, à la densité moyenne de plancton (μ) et aux organismes nuisibles ou non indigènes (β). Le jumelage des ports d'origine et de destination de chaque voie de navigation a été randomisé, alors que la probabilité d'établissement par individu (α) et l'effet Allee (c) dans l'équation de l'établissement ont respectivement été fixés à 0,005 et 2.

Modélisation des scénarios d'échange plus traitement

La première partie de la présente étude a consisté à comparer l'efficacité de l'échange plus traitement en tenant compte des différentes applications géographiques possibles (Tableau 1). L'efficacité estimée de ces différentes permutations a été comparée, pour chacun des ports, aux scénarios de base prévoyant seulement l'échange des eaux de ballast, et seulement le traitement. La présente étude s'appuie sur les mêmes données biologiques et de transport maritime que Drake *et al.* (2020), ce qui comprend les déplacements de navires internationaux à destination des ports canadiens du Pacifique, de l'Atlantique, des Grands Lacs et du fleuve du Saint-Laurent (GLFSL) et de l'Arctique à partir de ports étrangers (à l'exclusion des voyages entre les ports des Grands Lacs des États-Unis et du Canada), et les déplacements nationaux

vers des ports de l'Arctique à partir de ports d'origine canadienne des GLFSL ou de l'Atlantique (de plus amples détails sont fournis dans les sections « Zone d'étude » et « Sources de données de navigation et biologiques » de l'étude de Drake *et al.* 2020). Seule la voie de navigation intérieure de l'Arctique a été incluse, car les navires canadiens à destination des ports de l'Arctique peuvent effectuer un échange de leurs eaux de ballast, ce qui ne peut pas être fait par les navires des Grands Lacs ou les déplacements dans les eaux intérieures entre les autres régions du Canada. Les ports canadiens utilisés dans cette étude sont énumérés à l'annexe 2 de Drake *et al.* (2020); les données sur la salinité des eaux portuaires ont été mises à jour pour le port de Little Narrows (N.-É.), qui est passé d'une eau douce (2,63 ‰) à une eau saumâtre (10,28 ‰) selon de nouvelles données (Manning *et al.* 2019). L'efficacité de chaque scénario de gestion a été mesurée en fonction du taux d'établissement prévu à l'échelle du Canada pour le zooplancton non indigène ou le phytoplancton nuisible.

Tableau 1. Scénarios d'échange plus traitement examinés dans le cadre de la présente étude. Tous les types d'habitats portuaires (eau douce, saumâtre et marine) ont été pris en compte.

Scénarios d'échange plus traitement	Description
Tous les ports – échange	Échange d'eau de ballast pour tous les ports du Canada.
Tous les ports – traitement	Traitement de l'eau de ballast pour tous les ports du Canada.
Grands Lacs – échange plus traitement; autres ports – traitement	Échange plus traitement uniquement dans les Grands Lacs, c'est-à-dire les ports en amont des écluses de Saint-Lambert, excluant Montréal (Québec). Seulement le traitement dans tous les autres ports du Canada.
GLFSL – échange plus traitement; autres ports – traitement	Échange plus traitement uniquement dans le réseau des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (GLFSL). Seulement le traitement dans tous les autres ports du Canada.
Ports d'eau douce – échange plus traitement; autres ports – traitement	Échange plus traitement pour tous les ports d'eau douce du Canada, y compris : Kitimat (C.-B.), Stewart (C.-B.), les ports du fleuve Fraser, les ports de la rivière Saguenay et les ports des GLFSL (TC, 2019). Seulement le traitement dans tous les autres ports du Canada.

Résultats des scénarios d'échange plus traitement

Le traitement utilisé seul faisait diminuer le taux annuel estimé d'établissement de zooplancton non indigène, qui est passé de 12,87 établissements par année (lorsque seul l'échange était utilisé) à 2,63 établissements par année lorsque le traitement était efficace pour la moitié des déplacements (Figure 1). À l'intérieur des Grands Lacs seulement, l'échange plus traitement produisait une réduction semblable des établissements de zooplancton (passant à 2,59 EPA); ces résultats s'expliquant probablement par le très faible pourcentage des déplacements (1 %) à destination des ports des Grands Lacs (Tableau A1). En étendant l'utilisation de l'échange plus traitement aux ports d'eau douce du fleuve Saint-Laurent et à tous les ports d'eau douce du Canada, les établissements de zooplancton par année diminuaient, atteignant respectivement 2,24 EPA et 2,21 EPA. L'utilisation du traitement seul réduisait de façon marquée les établissements de phytoplancton nuisible comparativement au seul échange des eaux de ballast, même avec une efficacité de traitement de 50 % (5,78 EPA comparativement à 19,88 EPA; Figure 1), alors que le fait de combiner l'échange au traitement n'avait qu'un effet

limité par rapport au traitement utilisé seul pour l'ensemble des scénarios d'échange plus traitement (entre 5,64 EPA à 5,77 EPA).

Lorsque le traitement est modélisé comme étant efficace à 100 %, le traitement utilisé seul réduisait de façon marquée les établissements estimés de zooplancton (0,08 EPA) et de phytoplancton (0,25 EPA), réduisant les EPA de > 99 % par rapport à l'échange seulement (Figure 1). Il y avait donc peu d'avantages supplémentaires à utiliser l'échange combiné au traitement pour réduire le nombre d'établissements de zooplancton non indigène, particulièrement pour le scénario des Grands Lacs (EPA de 0,08). La réduction des établissements par année la plus marquée résultait de l'application de l'échange plus traitement aux ports des GLFSL ou à tous les ports d'eau douce (EPA de 0,05). Pour le phytoplancton, l'échange plus traitement produisait des taux d'établissement identiques dans les Grands Lacs, dans les GLFSL ou dans tous les ports d'eau douce (soit 0,24 EPA), et ces taux étaient presque identiques au taux d'établissement découlant du traitement utilisé seul (d'une efficacité de 100 %).

Les valeurs de la variation en pourcentage pour les scénarios d'échange plus traitement – mises en relation avec les valeurs de référence de l'échange seulement – sont présentées au Tableau A1. Il est important de tenir compte de l'échelle spatiale des scénarios dans l'interprétation des taux d'établissement estimés et des valeurs de la variation en pourcentage. La principale valeur d'intérêt est ici le taux d'établissement à l'échelle du Canada, mais il est possible que l'effet de l'échange plus traitement dans les ports d'eau douce ait pu être « estompé » par l'inclusion de ports de destination d'eau saumâtre ou marine où uniquement le traitement est utilisé. Bien que l'utilisation de l'échange plus traitement pour les déplacements en provenance de ports d'eau douce puissent avoir un effet minime sur le taux national d'établissement, les effets devraient être plus importants au niveau régional ou au niveau du port (MPO 2019a) – les résultats nationaux de la présente étude n'ont pas préséance sur les résultats régionaux du MPO (2019a).

Par exemple, si l'on considère uniquement les établissements à l'intérieur de la région des GLFSL, la méthode d'échange plus traitement (d'une efficacité de 50 %) a donné lieu une réduction du nombre d'espèces par année du zooplancton non indigène 12 % supérieure au traitement utilisé seul, comparativement au seul échange des eaux de ballast (MPO 2019a). Cependant, la valeur nationale déclarée du nombre d'espèces uniques par année (EsPA) a révélé une différence de 3 % dans les établissements de zooplancton entre l'échange plus traitement dans les GLFSL (tous les autres ports utilisant le traitement seulement) et le traitement utilisé seul dans tous les ports (Tableau A1).

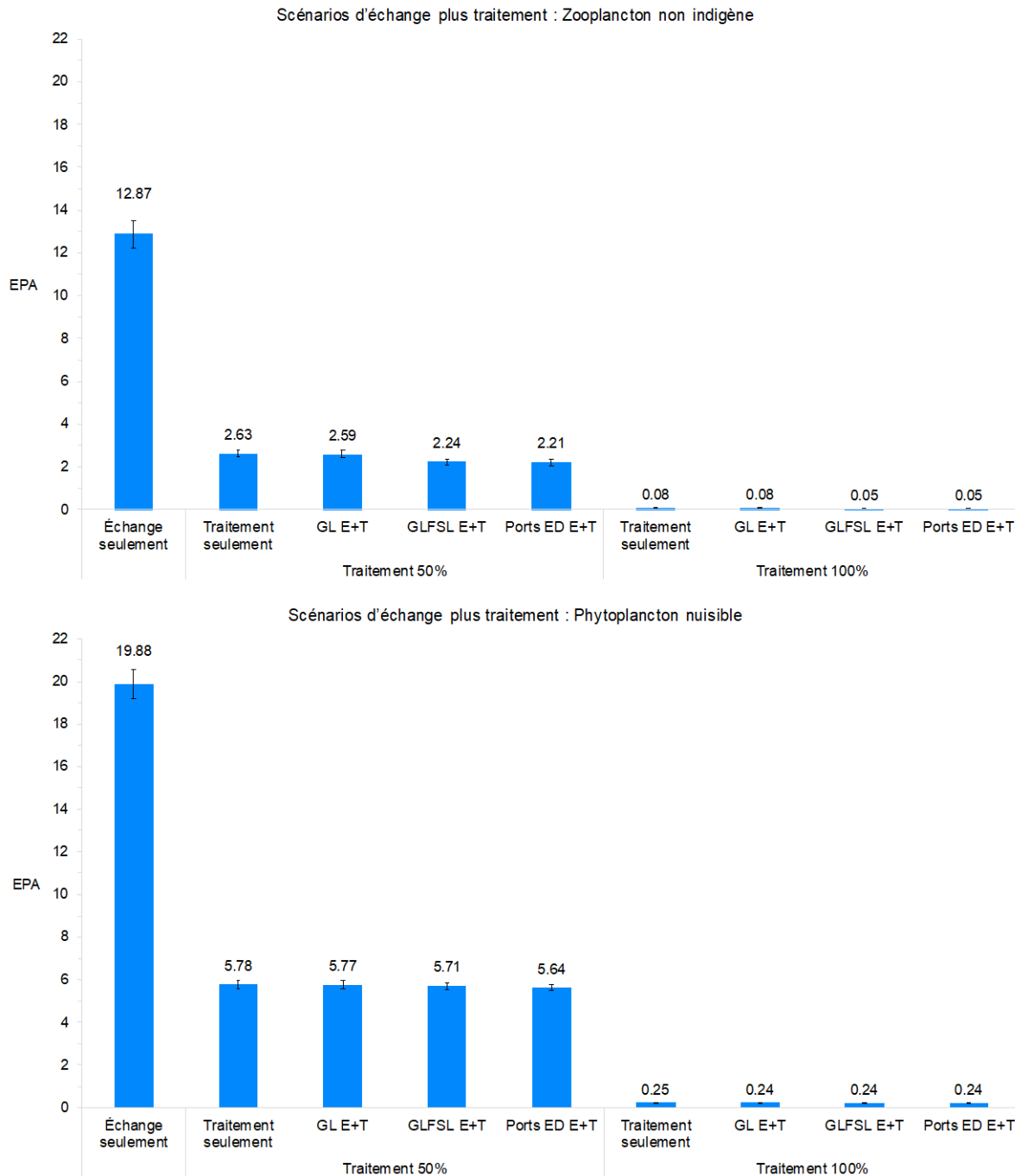


Figure 1. Nombre estimé d'établissements par année (EPA) de zooplancton non indigène et de phytoplancton nuisible à l'échelle du Canada selon les scénarios d'échange plus traitement. Les scénarios d'échange plus traitement dans les ports des Grands Lacs, des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent et de tous les ports d'eau douce sont respectivement désignés par les acronymes GL, GLFSL et ED (E+T). Pour le traitement, soit i) la moitié des événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (50 %), soit ii) tous les événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (100 %). Là où la méthode de gestion des eaux de ballast des navires n'était pas précisée, on a supposé qu'il s'agissait du traitement seulement. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % selon la méthode « bootstrap » de la moyenne des EPA pour 1 000 itérations.

Modélisation des scénarios de transport maritime intérieur (y compris les navires des Grands Lacs)

Dans la deuxième partie de la présente étude, nous avons examiné divers scénarios de traitement des eaux de ballast pour les navires du transport maritime intérieur du Canada, en nous concentrant sur différents regroupements et profils de déplacements des navires canadiens et des laquiers américains dans i) les eaux canadiennes des GLFSL (Tableau 2), ii) l'ensemble de la région des GLFSL (Tableau 3), et iii) les eaux canadiennes des GLFSL, de l'Atlantique et de l'Arctique (Tableau 4). Les navires des Grands Lacs ont été inclus dans ces scénarios intérieurs en raison de leurs profils de déplacement limités et de leur incapacité à renouveler leurs eaux de ballast. Les eaux canadiennes du Pacifique n'ont pas été incluses en raison de l'absence de données sur les rejets d'eau de ballast des déplacements intérieurs dans cette région. L'utilisation du traitement a été appliquée soit à 30 % ou à 100 % de la flotte canadienne, conformément à la demande de Transports Canada.

Les modèles de voies de navigation intérieure ont utilisé les données sur le zooplancton tirées de relevés biologiques des eaux de ballast de navires effectuant des voyages intérieurs dans les régions du Canada atlantique et des GLFSL (Briski *et al.* 2012; DiBacco *et al.* 2012; Adebayo *et al.* 2014). L'efficacité estimée de chaque scénario a été mesurée en fonction du taux d'établissement annuel prévu de zooplancton non indigène. Pour la composante du modèle relative à l'arrivée des espèces (voir les détails dans « Estimation de l'arrivée des espèces » dans Drake *et al.* 2020), des distributions de probabilités ont été créées pour caractériser (i) la densité totale du zooplancton dans les échantillons des citernes de ballast (Figure A3) et (ii) la proportion d'organismes de zooplancton non indigène par rapport à la population totale transportée lors des déplacements (Figure A4). Puisque les données sur le zooplancton n'étaient pas disponibles pour la région de l'Arctique, on a supposé que la concentration et la composition du zooplancton lors des voyages en provenance des ports d'origine de l'Arctique étaient équivalentes à celles du Canada atlantique. La présente étude a tenu compte de l'ensemble des espèces non indigènes de zooplancton identifiées dans les échantillons empiriques d'eau de ballast, quelle que soit leur répartition actuelle dans les régions d'intérêt.

Les données de navigation sont tirées de Drake *et al.* (2020) et de Casas-Monroy *et al.* (2014), et les scénarios de navigation dans les eaux intérieures comprenaient à la fois des déplacements régionaux intérieurs et extérieurs de navire transportant des eaux de ballast. Il est question de déplacements intérieurs lorsque les ports d'origine et de destination se situent dans la même région géographique (p. ex., des GLFSL aux GLFSL), et de déplacements extérieurs lorsque les ports d'origine et de destination se situent dans des régions géographiques différentes (p. ex., de l'Arctique aux GLFSL). Puisque la voie de navigation intérieure de l'Arctique a été modélisée au moyen des données sur le transport maritime de 2006 et de 2015, les récentes hausses du trafic maritime dans l'Arctique découlant du développement accru des ressources dans cette région n'ont pas été prises en compte dans la présente étude.

Tableau 2. Scénarios de transport maritime intérieur concernant les rejets d'eau de ballast dans les ports canadiens des GLFSL. Les scénarios sont classés par ordre d'application croissante du traitement (chaque scénario conservant les méthodes de traitement des scénarios précédents).

Scénarios de transport maritime intérieur	Navires canadiens	Laquiers américains	Navires étrangers
Aucune gestion	Aucune gestion	Aucune gestion	Tous les navires – traitement
30 % des déplacements de navires canadiens – traitement	30 % des déplacements – traitement	Aucune gestion	Tous les navires – traitement
Tous les navires canadiens – traitement	Tous les navires – traitement	Aucune gestion	Tous les navires – traitement
Laquiers américains à destination du Canada – traitement	Tous les navires – traitement	Laquiers américains effectuant à destination des ports canadiens des GLFSL – traitement	Tous les navires – traitement

Tableau 3. Scénarios de transport maritime intérieur concernant les rejets d'eau de ballast dans les ports canadiens et américains des GLFSL. Les scénarios sont classés par ordre d'application croissante du traitement (chaque scénario conservant les méthodes de traitement des scénarios précédents).

Scénarios de transport maritime intérieur	Navires canadiens	Laquiers américains	Navires étrangers
Aucune gestion	Aucune gestion	Aucune gestion	Tous les navires – traitement
30 % des déplacements de navires canadiens – traitement	30 % des déplacements – traitement	Aucune gestion	Tous les navires – traitement
Tous les navires canadiens – traitement	Tous les navires – traitement	Aucune gestion	Tous les navires – traitement
Laquiers américains à destination du Canada – traitement	Tous les navires – traitement	Laquiers américains à destination des ports canadiens des GLFSL – traitement	Tous les navires – traitement
Laquiers américains en provenance du Canada – traitement	Tous les navires – traitement	Laquiers américains en provenance des ports canadiens des GLFSL – traitement	Tous les navires – traitement
Laquiers américains visitant le Canada au moins une fois par année – traitement pour tous les déplacements	Tous les navires – traitement	Laquiers américains visitant le Canada au moins une fois par année – traitement pour tous les déplacements	Tous les navires – traitement
Tous les navires – traitement	Tous les navires – traitement	Tous les navires – traitement	Tous les navires – traitement

Tableau 4. Scénarios de transport maritime intérieur concernant les rejets d'eau de ballast dans les ports canadiens des GLFSL, de l'Atlantique et de l'Arctique. Les scénarios sont classés par ordre d'application croissante du traitement (chaque scénario conservant les méthodes de traitement des scénarios précédents). La présente étude inclut tous les types d'eau portuaire (douce, saumâtre et marine) des régions d'intérêt, et les laquiers américains voyageaient seulement à destination des ports des Grands Lacs.

Scénarios de transport maritime intérieur	Navires canadiens	Laquiers américains	Navires étrangers
Aucune gestion	Aucune gestion	Aucune gestion	Tous les navires – traitement
30 % des déplacements de laquiers canadiens – traitement	30 % des déplacements de laquiers – traitement	Aucune gestion	Tous les navires – traitement
30 % des déplacements de navires canadiens – traitement	30 % des déplacements – traitement	Aucune gestion	Tous les navires – traitement
Tous les navires canadiens – traitement	Tous les navires – traitement	Aucune gestion	Tous les navires – traitement
Laquiers américains à destination du Canada – traitement	Tous les navires – traitement	Laquiers américains à destination des ports canadiens des GLFSL – traitement	Tous les navires – traitement

Résultats des scénarios de transport maritime intérieur

Ces résultats présentent seulement les valeurs des établissements par année (EPA), qui décrivent le mieux l'étendue du déplacement des espèces non indigènes attribuable au transport maritime intérieur. Les valeurs de la variation en pourcentage (mises en relation avec les valeurs de référence où il n'y a « aucune gestion » – sont présentées dans les Tableaux A2 à A4.

Ports canadiens des GLFSL

Le scénario où les déplacements intérieurs de navires n'appliquaient aucune gestion des eaux de ballast produisait un taux d'établissement de référence du zooplancton non indigène de 47,63 EPA dans les ports canadiens des GLFSL (Figure 2).

Le traitement des eaux de ballast d'un plus grand nombre de déplacements a donné lieu à une réduction progressive du nombre d'établissements dans les ports canadiens des GLFSL. Même lorsque le traitement était efficace à 50 %, les établissements par année de zooplancton non indigène étaient réduits de 23 % (soit 36,45 EPA) lorsque 30 % des déplacements de navires canadiens dans les eaux intérieures utilisaient le traitement (Figure 2 et Tableau A2). Une baisse relativement importante des établissements (78 %) se produisait lorsque tous les navires canadiens traitaient leur eau de ballast (10,44 EPA), tandis que l'ajout des laquiers américains traitant les rejets d'eau de ballast au Canada entraînait, même avec un taux d'efficacité du traitement de 50 %, une réduction de 82 % des établissements (chutant à 8,46 EPA).

Ces tendances se sont reflétées, avec des taux d'établissement plus faibles lorsque le traitement était efficace à 100 % : l'application du traitement à 30 % des déplacements de navires canadiens dans les ports canadiens des GLFSL produisait un taux d'établissement de

zooplancton non indigène de 33,45 EPA (une réduction de 30 %), de 2,71 EPA (une diminution de 94 %) lorsque tous les navires canadiens appliquaient le traitement, et de 0,35 EPA (une réduction de 99 %) lorsque le traitement visait tous les navires canadiens et les laquiers américains rejetant des eaux de ballast au Canada (Figure 2 et Tableau A2).

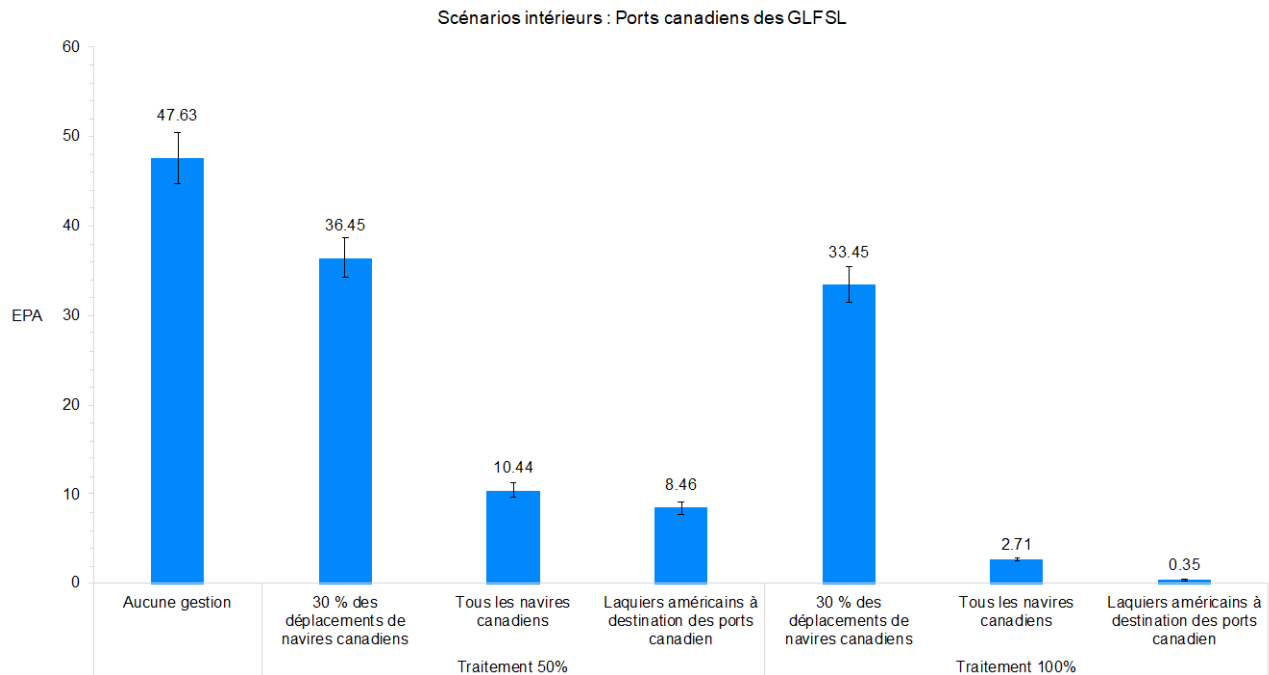


Figure 2. Nombre estimé d'établissements par année (EPA) de zooplancton non indigène dans les ports canadiens (CAN) des GLFSL attribuables au rejet des eaux de ballast dans les eaux intérieures. Les scénarios sont classés par ordre d'application croissante du traitement, chaque scénario conservant les méthodes de traitement des scénarios précédents. Les navires internationaux traitaient leur eau de ballast de chaque déplacement, et l'étude a supposé, là où rien ne précisait si les navires canadiens et les laquiers américains avaient utilisé le traitement, que ces derniers n'effectuaient aucune gestion de leurs eaux de ballast. Pour le traitement, soit i) la moitié des événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (50 %), soit ii) tous les événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (100 %). Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % selon la méthode « bootstrap » de la moyenne des EPA pour 1 000 itérations.

Ports canadiens et américains des GLFSL

Lorsque les déplacements intérieurs dans l'ensemble de la région des GLFSL (ports du Canada et des États-Unis) n'appliquent aucune gestion des eaux de ballast, on obtient une valeur de référence de 152,00 EPA d'espèces non indigènes de zooplancton (Figure 3).

L'application du traitement (efficacité de 50 %) pour 30 % des déplacements de navires canadiens réduisait le taux d'établissement estimé à 135,14 EPA, soit une diminution de 11 % (Figure 3 et Tableau A3). De même, le traitement (efficacité de 50 %) appliqué à tous les déplacements de navires canadiens permettait de réduire les établissements par année à 95,74 EPA, soit une diminution de 37 %. En ajoutant le traitement d'une efficacité de 50 % aux laquiers américains ayant visité le Canada au moins une fois dans l'année, on obtenait une diminution de 71 % des établissements (44,26 EPA), tandis que le traitement des eaux de ballast de la totalité des déplacements intérieurs entraînait une réduction de 83 % (25,30 EPA).

Si toutes les applications du traitement sont efficaces à 100 % conformément à la norme D-2, le nombre d'établissements diminue encore davantage, affichant des tendances similaires d'un scénario à l'autre. Le traitement appliqué à 30 % des déplacements de navires canadiens réduisait les établissements par année de 14 % (131,05 EPA), le traitement visant tous les déplacements de la flotte canadienne entraînait une réduction de 44 % (84,53 EPA), ainsi que de 85 % (23,50 EPA) lors que le traitement visait les navires canadiens et les laquiers américains ayant visité le Canada au moins une fois dans l'année, et de 99 % (1,00 EPA) lorsque le traitement était utilisé pour la totalité des navires (Figure 3 et Tableau A3).

Dans la région des GLFSL, l'application du traitement aux déplacements des laquiers américains du Canada vers les É.-U. entraînait une réduction progressive des établissements par année de zooplancton non indigène de 3 % selon une efficacité de traitement de 50 %, et de 4 % selon une efficacité de traitement de 100 % (Tableau A3). Le modèle utilisé ne permet pas d'estimer le taux de propagation attribuable au retour des espèces au Canada après leur implantation dans les ports des États-Unis, quel que soit le vecteur (voir l'examen dans MPO, 2019b).

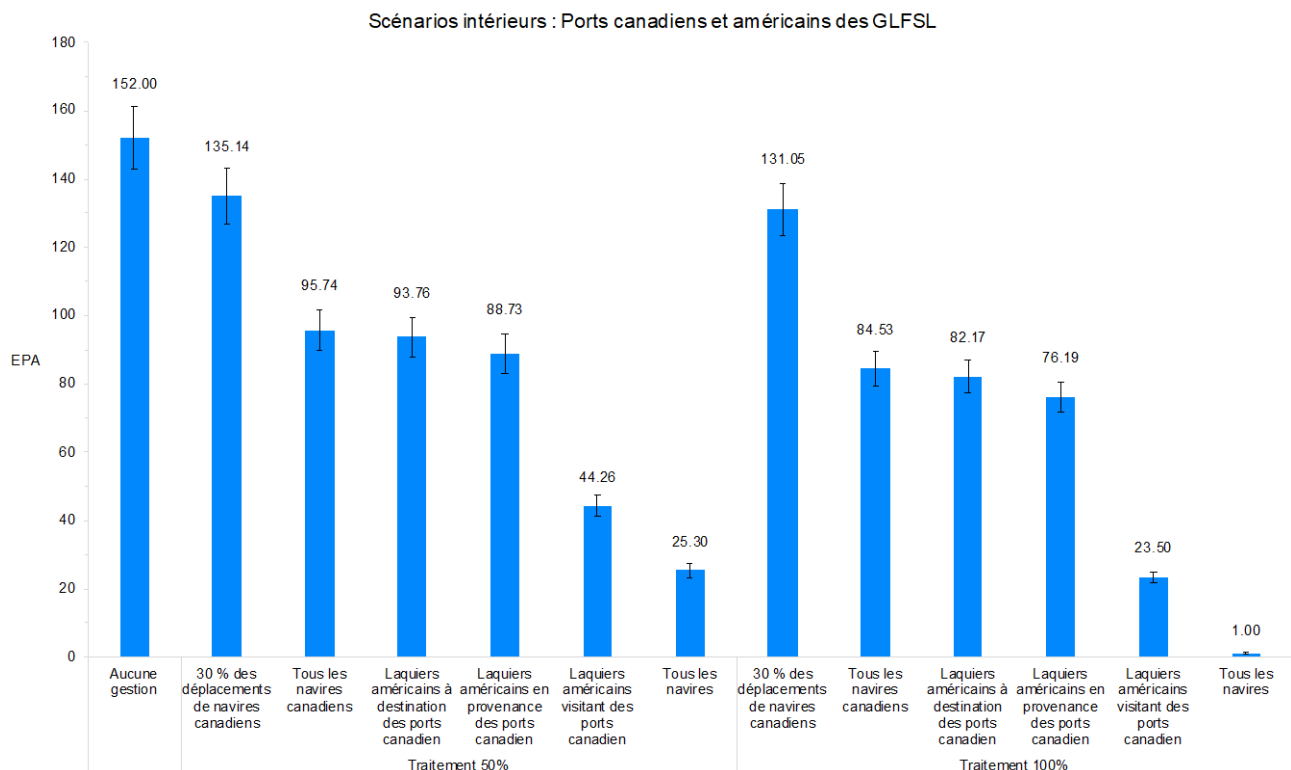


Figure 3. Nombre estimé d'établissements par année (EPA) de zooplancton non indigène dans les ports canadiens (CAN) et américains des GLFSL attribuables au rejet des eaux de ballast dans les eaux intérieures. Les scénarios sont classés par ordre d'application croissante du traitement, chaque scénario conservant les méthodes de traitement des scénarios précédents. Les navires internationaux traitaient leur eau de ballast lors de chaque déplacement, et l'étude a supposé, là où rien ne précisait si les navires canadiens et les laquiers américains avaient utilisé le traitement, que ces derniers n'effectuaient aucune gestion de leurs eaux de ballast. Pour le traitement, soit i) la moitié des événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (50 %), soit ii) tous les événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (100 %). Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % selon la méthode « bootstrap » de la moyenne des EPA pour 1 000 itérations.

Ports canadiens des GLFSL, de l'Atlantique et de l'Arctique

Le scénario où les déplacements intérieurs de navires n'appliquaient aucune gestion des eaux de ballast produisait un taux d'établissement de référence du zooplancton non indigène de 52,94 EPA à l'échelle des ports canadiens des GLFSL, de l'Atlantique et de l'Arctique (Figure 4).

L'application du traitement à 50 % d'efficacité pour 30 % des déplacements de navires canadiens réduisait les établissements de zooplancton non indigène de 40,22 EPA, soit une diminution de 24 % (Figure 4 et Tableau A4). L'application du traitement à 50 % d'efficacité pour l'ensemble des déplacements de navires canadiens réduisait les établissements de zooplancton non indigène de 79 % (11,00 EPA), tandis que le traitement des eaux de ballast de la totalité des déplacements intérieurs du Canada entraînait une réduction de 83 % des établissements par année (9,02 EPA).

Les taux d'établissement étaient plus faibles lorsque les applications du traitement étaient efficaces à 100 % : appliqué à 30 % des déplacements de navires canadiens, le traitement réduisait les établissements de zooplancton non indigène de 30 % (36,83 EPA), le traitement visant tous les déplacements de navires canadiens entraînait une réduction de 95 % (2,72 EPA), et le traitement visant la flotte canadienne et les laquiers américains entraînait une réduction de 99 % (0,36 EPA); (Figure 4 et Tableau A4). L'application du traitement à 30 % des déplacements de navires canadiens ou à 30 % des laquiers canadiens seulement produisait une réduction similaire des établissements de zooplancton non indigène.

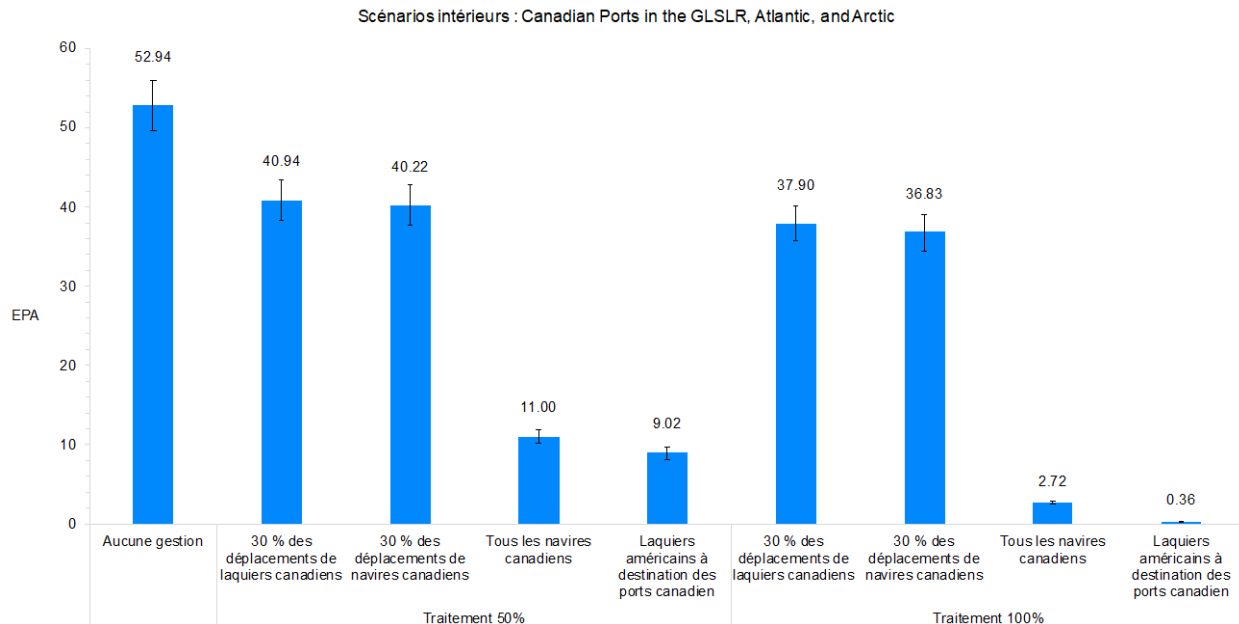


Figure 4. Nombre estimé d'établissements par année (EPA) de zooplancton non indigène dans les ports canadiens (CAN) des GLFSL, de l'Atlantique et de l'Arctique attribuables au rejet des eaux de ballast dans les eaux intérieures. Les scénarios sont classés par ordre d'application croissante du traitement, chaque scénario conservant les méthodes de traitement des scénarios précédents. Les navires internationaux traitaient leur eau de ballast lors de chaque déplacement, et l'étude a supposé, là où rien ne précisait si les navires canadiens et les laquiers américains avaient utilisé le traitement, que ces derniers n'effectuaient aucune gestion de leurs eaux de ballast. Pour le traitement, soit i) la moitié des événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (50 %), soit ii) tous les événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (100 %). Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % selon la méthode « bootstrap » de la moyenne des EPA pour 1 000 itérations.

Sensibilité du modèle

L'analyse de sensibilité a été effectuée pour les mêmes scénarios de gestion que Drake *et al.* (2020), la mesure EsPA (nombre d'espèces uniques par année) étant utilisée à des fins de comparaison (les détails de ces scénarios sont fournis dans le Tableau 3 de Drake *et al.* 2020). On s'attend à ce que l'analyse de sensibilité montre le même effet général sur le calcul de la mesure EPA, sachant que les différences relatives d'un scénario à l'autre étaient relativement semblables entre les mesures EPA et EsPA (Tableau A1).

En général, les résultats de l'analyse de sensibilité de la présente étude se sont avérés semblables à ceux de Drake *et al.* (2020), démontrant que les changements apportés au modèle aux fins de la présente évaluation n'en ont pas altéré la robustesse. Cette analyse de sensibilité a révélé que, pour la plupart des paramètres du modèle, une variation de 25 % de la valeur des intrants engendrait un écart de < 10 %, ce qui indique globalement un faible effet sur les résultats du modèle (Tableau A5). Dans certains cas, une variation en pourcentage plus importante a été observée lorsque les valeurs du nombre d'espèces par année (EsPA) étaient plus faibles, où même de petites différences peuvent équivaloir à de grandes valeurs de variation en pourcentage. D'importantes variations en pourcentage de la mesure EsPA ont aussi été observées lorsque la probabilité d'établissement par individu (α) était fixée à 0,005 (toutes les espèces étant parthénogénétiques), bien qu'il ne soit sans doute pas réaliste de supposer que toutes les espèces puissent se reproduire par clonage. De plus, la valeur de la

mesure EsPA augmentait en moyenne de 62 % lorsque l'on faisait passer la variable c de 1 (aucun effet Allee) à 2. Dans tous les cas, le rendement relatif des méthodes de gestion demeurait inchangé.

Sources d'incertitude

Alors que la section « Sources d'incertitude » de Drake *et al.* (2020) fournit une description complète des incertitudes du modèle, ce qui suit traitera uniquement des incertitudes liées aux changements apportés au modèle.

Les valeurs de la probabilité d'établissement des espèces par individu (α) ont été ajustées en fonction de l'adéquation de la salinité entre les écosystèmes de la source et de la destination des eaux de ballast; toutefois, l'ajustement approprié de la variable α découlant de la salinité environnementale est inconnu, ce qui contribue à l'incertitude quant à l'efficacité relative de l'échange des eaux de ballast.

La présente étude comprenait une mesure de l'efficacité de l'échange pour purger les organismes des citernes d'eau de ballast, mais elle a aussi conservé l'hypothèse de Drake *et al.* (2020) selon laquelle l'échange ne modifie pas l'abondance des organismes présents. La présente étude n'a pas modélisé le changement de l'abondance des organismes après l'échange des eaux de ballast, en raison d'incohérences concernant l'occurrence et la direction d'un tel changement, et d'une variabilité élevée d'un événement d'échange à l'autre (Ruiz et Smith, 2005; pour obtenir plus de détails, voir la section « Modélisation des scénarios de gestion » dans Drake *et al.* 2020). Par conséquent, on a supposé que tous les organismes résiduels avaient survécu dans les citernes de ballast après un échange, même pour les déplacements de navires où la communauté résiduelle provenait d'un habitat d'eau douce. Il est entendu que la survie des organismes résiduels dans les citernes de ballast a probablement été surestimée lors de certains voyages, sachant que la plupart des organismes résiduels d'eau douce (et certains organismes d'eau saumâtre) auraient une probabilité de survie plus faible dans les citernes à la suite d'un échange en haute mer.

Des incertitudes concernent l'inclusion des densités d'échantillon empiriques après le traitement dans les simulations du traitement de l'eau de ballast. Premièrement, la simulation des densités de phytoplancton après-traitement à la suite d'un traitement inefficace a été fondée sur des dénombrements empiriques du zooplancton, car aucun traitement inefficace n'a été observé lors des études sur le terrain. Or, les concentrations de zooplancton et de phytoplancton sont différentes à l'intérieur d'une citerne de ballast, et le traitement peut avoir des effets différents sur ces deux groupes taxonomiques. Par conséquent, le taux d'établissement du phytoplancton nuisible prévu dans les scénarios où le traitement a échoué se doit d'être interprété avec une prudence accrue. Les résultats relatifs au phytoplancton en cas de traitement inefficace pourraient devoir être réévalués dans le cadre de futures études sur le terrain selon une distribution considérablement différente de celle utilisée dans la présente étude.

Deuxièmement, les données sur la densité des organismes des échantillons avant et après le traitement proviennent d'études menées au cours de différentes périodes, et les données sur la densité après-traitement ne se rattachaient à aucune région précise en raison du nombre limité d'échantillons d'eau de ballast traitée disponibles. Bien que cet écart entre la densité des organismes avant et après le traitement ne soit pas idéal, le problème qui en résulte serait atténué par de grandes tailles d'échantillons. Ainsi, des données supplémentaires sur la densité après le traitement (et des données propres aux voies de navigation) pourraient améliorer les estimations des établissements lorsque le traitement des eaux de ballast est utilisé.

Le modèle utilisé n'a pas tenu compte de la composition des espèces à l'échelle du port de destination, les espèces étant plutôt rattachées aux déplacements de navires (de plus amples détails sont fournis à la section « Estimation de l'arrivée des espèces » de Drake *et al.* 2020). Par conséquent, les taux d'établissement générés par le modèle sont susceptibles de compter des événements d'établissement d'espèces déjà présentes dans un port donné; le chevauchement des espèces entre les déplacements de navires et les ports de destination sera vraisemblablement plus élevé dans les voies de navigation intérieures, sachant que ces déplacements à l'intérieur du Canada et des Grands Lacs transportent un bassin d'espèces plus limité que les navires internationaux. Ce possible chevauchement se doit d'être pris en compte pour mieux comprendre l'effet des établissements modélisés.

Enfin, il est possible que l'on sous-estime la présence d'espèces rares dans les échantillons d'eau de ballast, compte tenu des limites des techniques de la microscopie pour identifier les espèces. Cette incertitude s'appliquerait également aux travaux de Drake *et al.* (2020).

Conclusions

1) Comparativement à la seule utilisation de l'échange ou du traitement, dans quelle mesure le fait d'exiger que les navires à destination des ports d'eau douce canadiens effectuent un échange plus traitement réduirait-il le risque d'établissement d'espèces non indigènes ou nocives au Canada?

Selon le modèle, l'exigence pour les navires à destination des ports d'eau douce du Canada d'appliquer l'échange plus traitement réduisait les établissements par année (EPA) de zooplancton non indigène de 10,66 EPA par rapport à l'échange seulement, et de 0,42 EPA par rapport au traitement seulement lorsque ce dernier est efficace à 50 %. Lorsque le traitement est efficace à 100 %, l'application de l'échange plus traitement aux navires à destination des ports d'eau douce du Canada entraînait une diminution de 0,03 EPA du zooplancton non indigène par rapport au traitement seulement.

L'exigence pour les navires à destination des ports d'eau douce du Canada d'appliquer l'échange plus traitement réduisait les établissements par année (EPA) de phytoplancton nuisible de 14,24 EPA par rapport à l'échange seulement, et de 0,14 EPA par rapport au traitement seulement lorsque ce dernier est efficace à 50 %). Lorsque tous les navires se conforment à la norme D-2 (efficacité de 100 %), on ne s'attend pas à ce que l'application de l'échange plus traitement aux navires à destination des ports d'eau douce du Canada offre une plus grande réduction du risque par rapport au traitement utilisé seul.

La déclaration du taux d'établissement sous forme de valeur nationale avait pour conséquence d'« estomper » l'effet de l'échange plus traitement dans les ports d'eau douce, en raison de l'inclusion des ports d'eau marine et d'eau saumâtre utilisant uniquement le traitement. L'échange plus traitement affichait un effet plus important dans les ports d'eau douce lorsque les établissements étaient déclarés à l'échelle régionale. Par exemple, dans la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent seulement, l'échange plus traitement réduisait de 12 % le taux d'invasion du zooplancton non indigène par rapport au traitement seulement lorsque le traitement était efficace à 50 % (MPO, 2019a). Les résultats nationaux de la présente étude n'ont pas préséance sur les résultats du modèle régional du MPO (2019a).

2) Par rapport au scénario susmentionné, quelle serait l'ampleur de la réduction prévue du taux d'établissement de ces espèces à l'échelle du Canada si

l'échange plus traitement était uniquement exigé aux navires à destination des Grands Lacs seulement, ou des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (GLFSL)?

Par rapport au scénario ci-dessus englobant les navires à destination de tous les ports d'eau douce du Canada, le fait d'exiger l'application de l'échange plus traitement uniquement pour les ports des régions des Grands Lacs ou des GLFSL augmentait respectivement les établissements par année (EPA) du zooplancton non indigène de 0,38 ETA et de 0,03 ETA lorsque le traitement était efficace à 50 %. Lorsque le traitement était efficace à 100 %, le fait d'exiger l'échange plus traitement uniquement pour les ports des Grands Lacs faisait augmenter le taux d'établissement du zooplancton non indigène de 0,03 EPA, et n'entraînait aucun changement pour le scénario des GLFSL.

Dans le cas du phytoplancton nuisible, le fait d'exiger l'échange plus traitement uniquement dans les régions des Grands Lacs ou des GLFSL faisait respectivement augmenter le taux d'établissement de 0,13 EPA et de 0,07 EPA lorsque le traitement était efficace à 50 %. Aucun avantage supplémentaire de réduction des établissements de phytoplancton nuisible ne découlait d'une efficacité à 100 % du traitement lorsque l'échange plus traitement était exigé pour les ensembles de ports de ces régions.

3) Dans quelle mesure l'utilisation de systèmes de traitement pour les déplacements à l'intérieur des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (GLFSL) réduirait-elle le risque de propagation d'espèces non indigènes parmi les ports canadiens ou dans l'ensemble de la région des GLFSL, et quelle serait l'incidence prévue de l'utilisation de systèmes de traitement, en fonction de divers facteurs, sur le risque d'établissement de ces espèces?

Dans les ports canadiens des GLFSL, l'utilisation du traitement (efficacité de 50 %) pour 30 % des déplacements de navires canadiens réduisait de 23 % les établissements par année (EPA) de zooplancton non indigène, tandis que le traitement des eaux de ballast de tous les navires canadiens réduisait les EPA de 78 %, et le traitement de la totalité des rejets d'eau de ballast produisait la plus forte réduction, réduisant les EPA de 82 %.

Dans l'ensemble de la région des GLFSL (ports du Canada et des É.-U.), l'application du traitement à l'ensemble de la flotte canadienne et aux laquiers américains à destination ou en provenance du Canada entraînait une réduction des établissements par année de zooplancton non indigène de 42 % selon une efficacité de traitement de 50 %, et de 50 % selon une efficacité de traitement de 100 %. Le traitement de l'ensemble des eaux de ballast rejetées par les navires canadiens et les laquiers américains réduisait les EPA de zooplancton non indigène de 83 % selon une efficacité de traitement 50 %, et de 99 % selon une efficacité de traitement de 100 %.

4) Quelle serait l'ampleur prévue de la réduction du risque d'établissement d'espèces non indigènes si l'on devait exiger le recours aux systèmes de traitement des eaux de ballast pour les déplacements dans l'ensemble des eaux intérieures du Canada?

Pour l'ensemble des ports canadiens des GLFSL, de l'Atlantique et de l'Arctique, l'application du traitement (selon une efficacité 50 %) à 30 % des déplacements de laquiers canadiens produisait une réduction de 23 % des établissements par année (EPA) de zooplancton non indigène, et un traitement de 30 % de tous les déplacements de navires canadiens réduisait les

EPA de 24 %. Le traitement (efficace à 50 %) visant l'ensemble de la flotte canadienne produisait une réduction de 79 % des EPA de zooplancton non indigène, alors que le traitement de l'ensemble des navires canadiens et des laquiers américains entraînait une réduction de 83 % des EPA.

Lorsque tous les événements de traitement sont conformes à la norme D-2 (100 % efficace), l'application du traitement à 30 % des déplacements de laquiers canadiens réduisait de 28 % les ETA de zooplancton non indigène, et réduisait les ETA de 30 % lorsque le traitement était appliqué à 30 % des déplacements des navires canadiens, de 95 % lorsqu'il était appliqué à l'ensemble des déplacements de navires canadiens, et de 99 % lorsqu'il était appliqué à l'ensemble des déplacements dans les eaux intérieures.

Collaborateurs

- Andrew Drake, MPO Science, Région de l'Ontario et des Prairies
- Dawson Ogilvie, MPO Science, Région de l'Ontario et des Prairies
- Farrah Chan, MPO Science, Région de l'Ontario et des Prairies
- Johanna Bradie, MPO Science, Région de l'Ontario et des Prairies
- Kim Howland, MPO Science, Région de l'Ontario et des Prairies
- Sarah Bailey, MPO Science, Région de l'Ontario et des Prairies
- Marten Koops, MPO Science, Région de l'Ontario et des Prairies
- Chris McKindsey, MPO Science, Région du Québec
- Thomas Therriault, MPO Science, Région du Pacifique
- Guglielmo Tita, MPO Science, Région de la capitale nationale
- Ben Hayes, Transports Canada, Politiques maritimes
- Brian Leung, Université McGill
- Colin Henein, Transports Canada, Politiques maritimes
- Hugh MacIsaac, University of Windsor

Approuvé par

Doug Geiling, Région de l'Ontario et des Prairies, Gestionnaire de division intérimaire

Gavin Christie, Région de l'Ontario et des Prairies, Directeur régional intérimaire, Secteur des sciences

(le 5 novembre 2020)

Sources de renseignements

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences du 10 et 11 août 2020 : Analyses supplémentaires de l'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.

- Adebayo, A. A., Zhan, A., Bailey, S. A., and Maclsaac, H. J. 2014. Domestic ships as a potential pathway of nonindigenous species from the Saint Lawrence River to the Great Lakes. *Biol. Invasions* 16(4): 793–801.
- Bradie, J., Pietrobon, A., and Leung, B. 2015. Beyond species-specific assessments: an analysis and validation of environmental distance metrics for non-indigenous species risk assessment. *Biol. Invasions* 17(12): 3455–3465.
- Briski, E., Wiley, C. J., and Bailey, S. A. 2012. Role of domestic shipping in the introduction or secondary spread of nonindigenous species: Biological invasions within the Laurentian Great Lakes. *J. Appl. Ecol.* 49(5): 1124–1130.
- Gazette du Canada. 2019. [Règlement sur l'eau de ballast. Partie 1, volume 153, numéro 23.](#) (accédé le 22 mai 2020).
- Cangelosi, A., Anders, O., Balcer, M., Beesley, K., Fanberg, L., Gebhard, S., Gruwell, M., Knight, I., Mays, N., Murphy, M., Polkinghorne, C., Prihoda, K., Reavie, E., Regan, D., Ruzycki, E., Saillard, H., Schaefer, H., Schwerdt, T., TenEyck, M., Tudor, K., Venditto, T. 2018. Great waters research collaborative: Great Lakes ship ballast monitoring project technical report. Lake Superior Research Institute, University of Wisconsin-Superior, Superior, WI. 88 p.
- 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.
- DiBacco, C., Humphrey, D. B., Nasmith, L. E., and Levings, C. D. 2012. Ballast water transport of non-indigenous zooplankton to Canadian ports. *ICES J. Mar. Sci.* 69: 483–491.
- 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.
- Ellis, S., and Macisaac, H.J. 2009. Salinity tolerance of Great Lakes invaders. *Freshw. Biol.* 54: 77–89.
- IMO (International Maritime Organization). 2004. International convention for the control and management of ships' ballast water and sediments, 2004. International Conference on Ballast Water Management for Ships, BWM/CONF/36, London, UK. 36 p.
- IMO (International Maritime Organization). 2010. Development of guidelines and other documents for uniform implementation of the 2004 BWM convention. Proposal to utilize ballast water exchange in combination with a ballast water management system to achieve an enhanced level of protection. Submitted by Canada. Sub-committee on bulk liquids and gases, 15th session, BLG 15/5/7.
- Kinne, O. 1971. *Marine ecology: A comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters*, Volume 1, Part 2. John Wiley and Sons Inc, London, UK. 396 p.
- Manning, C. C., Stanley, R. H. R., Nicholson, D. P., Loose, B., Lovely, A., Schlosser, P., and Hatcher, B. G. 2019. Changes in gross oxygen production, net oxygen production, and air-water gas exchange during seasonal ice melt in Whycocomagh Bay, a Canadian estuary in the Bras d'Or Lake system. *Biogeosciences* 16(17): 3351–3376.

- Mouawad Consulting, 2013. Assessment of ballast water treatment processes and availability with respect to the Great Lakes and St. Lawrence Seaway System. *In* Transactions on ballast water treatment systems for the Great Lakes-St. Lawrence Seaway System. Report No. 2013-2-1-2, Revision No. 5, submitted to Transport Canada, Ottawa, ON. pp 21–86.
- MPO. 2019a. [Avis scientifique sur l'efficacité de l'échange et du traitement de l'eau de ballast comme mécanisme visant à réduire l'introduction et l'établissement d'espèces aquatiques envahissantes dans les ports canadiens](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/003.
- MPO. 2019b. [Risques de propagation d'espèces aquatiques envahissantes au Canada résultant du déplacement des eaux de ballast non gérées du Canada vers les États-Unis dans la région des grands lacs](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/030.
- Ruiz, G. M., and Smith, G. 2005. Biological study of container ships arriving to the Port of Oakland. Part B — ballast water exchange efficacy: Results of tests on eight container ships. A pilot study. Smithsonian Environmental Research Center, Edgewater, Maryland.
- Rup, M. P., Bailey, S. A., Wiley, C. J., Minton, M. S., Miller, A. W., Ruiz, G. M., and MacIsaac, H. J. 2010. Domestic ballast operations on the Great Lakes: Potential importance of Lakers as a vector for introduction and spread of nonindigenous species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67(2): 256 – 268.
- Santagata, S., Gasiūnaite, Z., Verling, E., Cordell, J., Eason, K., Cohen, J., Bacela, K., Quilez-Badia, G., Johengen, T.H., Reid, D.F., and Ruiz, G. 2008. Effect of osmotic shock as a management strategy to reduce transfers of non-indigenous species among low-salinity ports by ships. *Aquatic Invasions* 3(1): 61 – 76.
- TC (Transports Canada). 2019. [Guide du règlement sur l'eau de ballast du Canada - TP 13617F](#). (accédé le 30 septembre 2020).

Annexe 1. Tableaux supplémentaires

Tableau A1. Variation en pourcentage des estimations du nombre d'établissements par année (EPA) et d'espèces par année (EsPA) à l'échelle du Canada pour les scénarios d'échange plus traitement par rapport à l'échange seulement. Les scénarios d'échange plus traitement dans les ports des Grands Lacs, des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent et de tous les ports d'eau douce sont respectivement désignés par les acronymes GL, GLFSL et ED (E+T). Pour le traitement, soit i) la moitié des événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (50 %), soit ii) tous les événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (100 %). Là où la méthode de gestion des eaux de ballast des navires n'était pas précisée, on a supposé qu'il s'agissait du traitement seulement.

Scénario de gestion	Zooplancton non indigène				Phytoplancton nuisible				Pourcentage des déplacements utilisant E+T
	Traitement 50 %		Traitement 100 %		Traitement 50 %		Traitement 100 %		
	EPA	EsPA	EPA	EsPA	EPA	EsPA	EPA	EsPA	
Traitement seulement	-78 %	-59 %	-99 %	-97 %	-72 %	-41 %	-99 %	-93 %	0 %
GL E+T	-78 %	-59 %	-99 %	-97 %	-72 %	-41 %	-99 %	-93 %	1 %
GLFSL E+T	-82 %	-62 %	-100 %	-98 %	-72 %	-41 %	-99 %	-93 %	10 %
Ports ED E+T	-82 %	-62 %	-100 %	-98 %	-73 %	-42 %	-99 %	-93 %	16 %

Tableau A2. Variation en pourcentage du nombre estimé d'établissements par année (EPA) de zooplancton non indigène dans les ports canadiens (CAN) des GLFSL par rapport à une absence de gestion pour les navires des eaux intérieures. Les scénarios sont classés par ordre d'application croissante du traitement, chaque scénario conservant les méthodes de traitement des scénarios précédents. Les navires internationaux traitaient leur eau de ballast lors de chaque déplacement, et l'étude a supposé, là où rien ne précisait si les navires canadiens et les laquiers américains avaient utilisé le traitement, que ces derniers n'effectuaient aucune gestion de leurs eaux de ballast. Pour le traitement, soit i) la moitié des événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (50 %), soit ii) tous les événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (100 %).

Scénario de gestion	Zooplancton non indigène		Pourcentage de déplacements utilisant le traitement (excluant les navires internationaux)
	Traitement 50 %	Traitement 100 %	
30 % des déplacements de navires CAN	-23 %	-30 %	29 %
Tous les navires CAN	-78 %	-94 %	95 %
Laquiers des É.-U. vers CAN	-82 %	-99 %	100 %

Tableau A3. Variation en pourcentage du nombre estimé d'établissements par année (EPA) de zooplancton non indigène dans les ports canadiens (CAN) et américains des GLFSL par rapport à une absence de gestion pour les navires des eaux intérieures. Les scénarios sont classés par ordre d'application croissante du traitement, chaque scénario conservant les méthodes de traitement des scénarios précédents. Les navires internationaux traitaient leur eau de ballast lors de chaque déplacement, et l'étude a supposé, là où rien ne précisait si les navires canadiens et les laquiers américains avaient utilisé le traitement, que ces derniers n'effectuaient aucune gestion de leurs eaux de ballast. Pour le traitement, soit i) la moitié des événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (50 %), soit ii) tous les événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (100 %).

Scénario de gestion	Zooplancton non indigène		Pourcentage de déplacements utilisant le traitement (excluant les navires internationaux)
	Traitement 50 %	Traitement 100 %	
30 % des déplacements de navires CAN	-11 %	-14 %	9 %
Tous les navires CAN	-37 %	-44 %	30 %
Laquiers des É.-U. vers CAN	-38 %	-46 %	31 %
Laquiers des É.-U. partant du CAN	-42 %	-50 %	35 %
Laquiers des É.-U. visitant le CAN	-71 %	-85 %	70 %
Tous les navires	-83 %	-99 %	100 %

Tableau A4. Variation en pourcentage du nombre estimé d'établissements par année (EPA) de zooplancton non indigène dans les ports canadiens (CAN) des GLFSL, de l'Atlantique et de l'Arctique par rapport à une absence de gestion pour les navires des eaux intérieures. Les scénarios sont classés par ordre d'application croissante du traitement, chaque scénario conservant les méthodes de traitement des scénarios précédents. Les navires internationaux traitaient leur eau de ballast lors de chaque déplacement, et l'étude a supposé, là où rien ne précisait si les navires canadiens et les laquiers américains avaient utilisé le traitement, que ces derniers n'effectuaient aucune gestion de leurs eaux de ballast. Pour le traitement, soit i) la moitié des événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (50 %), soit ii) tous les événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (100 %).

Scénario de gestion	Zooplancton non indigène		Pourcentage de déplacements utilisant le traitement (excluant les navires internationaux)
	Traitement 50 %	Traitement 100 %	
30 % des déplacements de laquiers CAN	-23 %	-28 %	18 %
30 % des déplacements de navires CAN	-24 %	-30 %	29 %
Tous les navires CAN	-79 %	-95 %	97 %
Laquiers des É.-U. vers le CAN	-83 %	-99 %	100 %

Tableau A5. Sensibilité du modèle aux changements des paramètres d'entrée. La variable réponse représente le nombre estimé d'espèces par année à l'échelle du Canada, et les valeurs de la variation en pourcentage sont comparées à la valeur nulle. Les méthodes de gestion des eaux de ballast évaluées sont les suivantes : aucune gestion (AG), échange (E), traitement (T) et échange plus traitement (E+T). Pour le traitement, soit i) la moitié des événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (T 50 %), soit ii) tous les événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (T 100 %).

Scénario de gestion	Nul	Paires de ports randomisées	Fréquence des déplacements		Densité moyenne de plancton μ		Moyenne non indigène ou nuisible β		$\alpha = 0,005$ Toutes les espèces	Effet Allee $c = 2$	
			+25 %	-25 %	+25 %	-25 %	+25 %	-25 %			
Zooplancton non indigène											
-	AG	1,849	1,861	2,004	1,763	2,125	1,729	2,025	1,76 2	54,626	3,976
		-	1 %	8 %	-5 %	15 %	-6 %	10 %	-5 %	2 854 %	115 %
	E	1,872	1,888	1,992	1,741	2,130	1,722	2,023	1,70	54,323	3,917
		-	1 %	6 %	-7 %	14 %	-8 %	8 %	-9 %	2 802 %	109 %
T 50 %	T	0,796	0,814	0,886	0,733	0,862	0,783	0,866	0,73 9	22,293	1,778
		-	2 %	11 %	-8 %	8 %	-2 %	9 %	-7 %	2 701 %	123 %
	E+T	0,746	0,772	0,810	0,705	0,822	0,792	0,827	0,68 2	20,827	1,686
		-	3 %	9 %	-5 %	10 %	6 %	11 %	-9 %	2 692 %	126 %
T 100 %	T	0,060	0,061	0,073	0,060	0,072	0,069	0,081	0,04 6	0,481	0,049
		-	2 %	22 %	0 %	20 %	15 %	35 %	-	702 %	-18 %
	E+T	0,052	0,055	0,060	0,055	0,057	0,073	0,071	0,03 1	0,354	0,025
		-	6 %	15 %	6 %	10 %	40 %	37 %	40 %	581 %	-52 %
Phytoplancton nuisible											
-	AG	1,450	1,393	1,558	1,356	1,492	1,320	1,589	1,39 8	41,657	3,001
		-	-4 %	7 %	-6 %	3 %	-9 %	10 %	-4 %	2 773 %	107 %
	E	1,488	1,387	1,548	1,361	1,517	1,329	1,618	1,44 3	41,635	2,942
		-	-7 %	4 %	-9 %	2 %	-11 %	9 %	-3 %	2 698 %	98 %
T 50 %	T	0,851	0,820	0,932	0,782	0,858	0,819	0,985	0,81 6	27,139	1,845
		-	-4 %	10 %	-8 %	1 %	-4 %	16 %	-4 %	3 089 %	117 %
	E+T	0,852	0,835	0,927	0,805	0,868	0,831	0,995	0,81 6	27,181	1,809
		-	-2 %	9 %	-6 %	2 %	-2 %	17 %	-4 %	3 090 %	112 %
T 100 %	T	0,141	0,109	0,138	0,110	0,113	0,132	0,172	0,10 0	1,116	0,095
		-	-23 %	-2 %	-22 %	-20 %	-6 %	22 %	-	691 %	-33 %
	E+T	0,151	0,118	0,152	0,107	0,117	0,146	0,177	0,11 9	1,125	0,104
		-	-22 %	1 %	-29 %	-23 %	-3 %	17 %	21 %	645 %	-31 %

Annexe 2. Figures supplémentaires

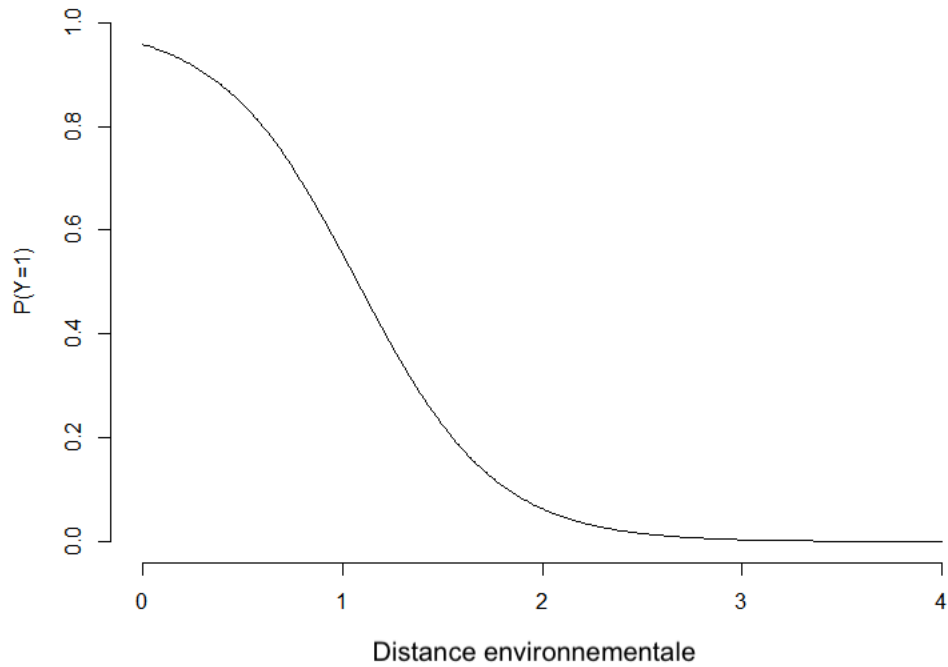


Figure A1. Courbe de distance environnementale $Pr(Y = 1)$ représente la probabilité de survie et d'établissement de l'espèce dans le port de destination, compte tenu de l'adéquation des températures entre les écosystèmes de la source et de la destination de l'eau de ballast.

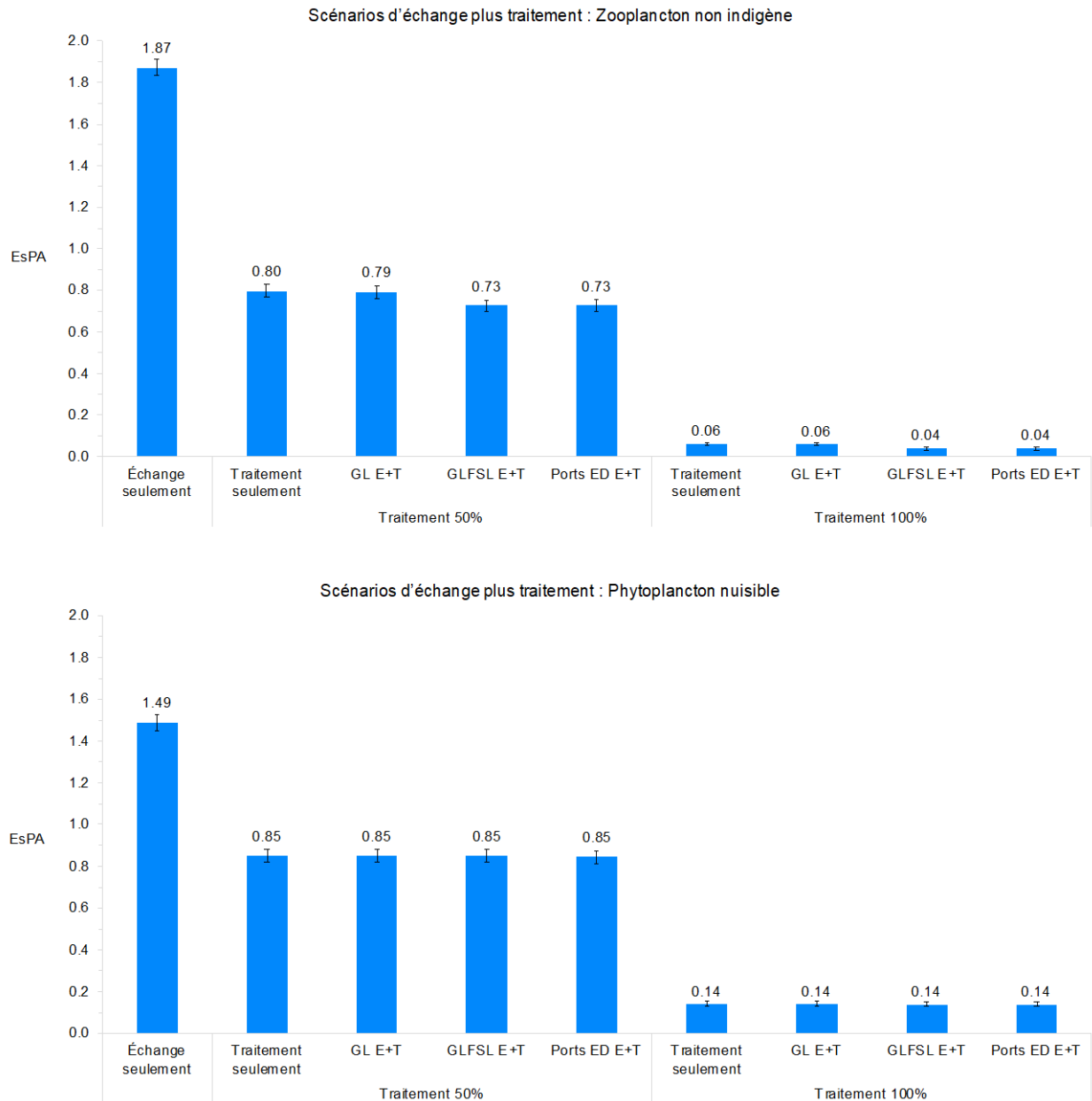


Figure A2. Nombre prévu d'espèces par année (EsPA) de zooplancton non indigène et de phytoplancton nuisible à l'échelle du Canada selon les scénarios d'échange plus traitement. Les scénarios d'échange plus traitement dans les ports des Grands Lacs, des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent et de tous les ports d'eau douce sont respectivement désignés par les acronymes GL, GLFSL et ED (E+T). Pour le traitement, soit i) la moitié des événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (traitement 50 %), soit ii) tous les événements de traitement ont satisfait à la norme D-2 (traitement 100 %). Là où la méthode de gestion des eaux de ballast des navires n'était pas précisée, on a supposé qu'il s'agissait du traitement seulement. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % selon la méthode « bootstrap » de la moyenne des EPA pour 1 000 itérations.

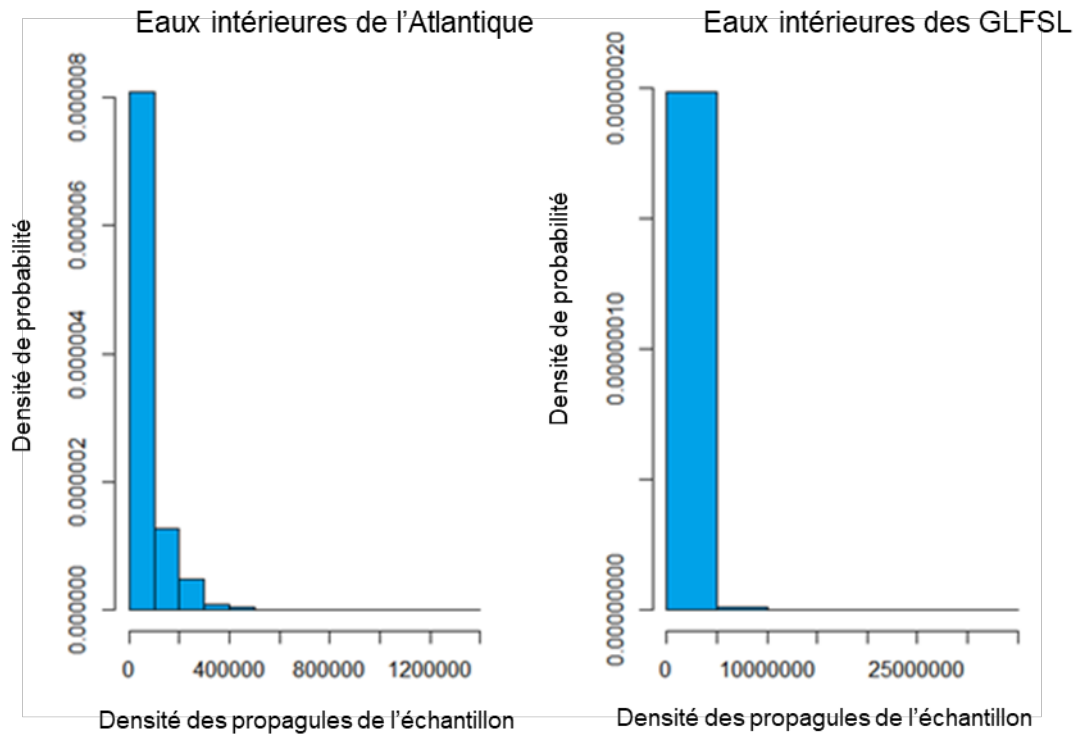


Figure A3. Distribution des probabilités illustrant les densités de zooplancton dans les échantillons d'eau de ballast pour les déplacements dans les eaux intérieures du Canada atlantique et des GLFSL. La distribution des densités du zooplancton échantillonné pour les déplacements dans les eaux intérieures ayant pour origine un port de l'Arctique ou du Canada atlantique a été supposée équivalente.

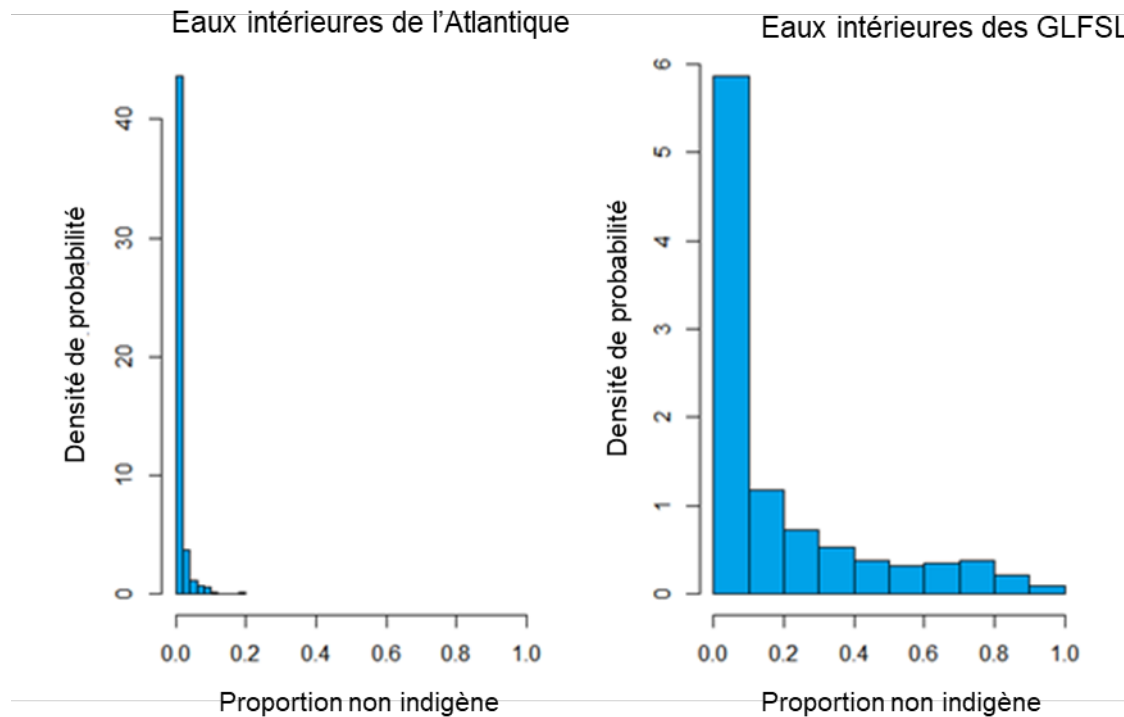


Figure A4. Distribution des probabilités illustrant la proportion de zooplancton non indigène parmi la population totale de zooplancton pour les déplacements dans les eaux intérieures du Canada atlantique et des GLFSL. La distribution de la proportion de zooplancton non indigène pour les déplacements dans les eaux intérieures ayant pour origine un port de l'Arctique ou du Canada atlantique a été supposée équivalente.

Le présent rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région de l'Ontario et des Prairies
Pêches et Océans Canada
501 croissant University
Winnipeg (Manitoba)
R3T 2N6

Téléphone : (204) 983-5232

Courriel : csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca

Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020



La présente publication doit être citée comme suit :

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.

Also available in English:

DFO. 2020. *Additional Analyses of Ballast Water Management Scenarios to Reduce the Establishment of Harmful Aquatic Species Across Canada and the Great Lakes.* DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2020/053.