



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## **Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCAS)**

---

**Document de recherche 2021/061**

**Région de la capitale nationale**

### **Évaluation des méthodes existantes d'évaluation des risques pour l'octroi de dérogations en matière de gestion des eaux de ballast**

Dawson Ogilvie<sup>1</sup>, Rémi Daigle<sup>2</sup>, Joël Chassé<sup>3</sup> et Sarah A. Bailey<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques  
Pêches et Océans Canada  
867, chemin Lakeshore  
Burlington (Ontario) L7S 1A1

<sup>2</sup> Institut océanographique de Bedford  
Pêches et Océans Canada  
1, promenade Challenger  
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

<sup>3</sup> Centre des pêches du Golfe  
Pêches et Océans Canada  
343, avenue de l'Université  
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

---

## 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 de consultation scientifique  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>  
[csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](mailto:csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021  
ISSN 2292-4272  
ISBN 978-0-660-40296-3 N° cat. Fs70-5/2021-061F-PDF

### La présente publication doit être citée comme suit :

Ogilvie, D., Daigle, R., Chassé, J., et Bailey, S.A. 2021. Évaluation des méthodes existantes d'évaluation des risques pour l'octroi de dérogations en matière de gestion des eaux de ballast. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/061. vi + 31 p

### Also available in English :

*Ogilvie, D., Daigle, R., Chassé, J., and Bailey, S.A. 2021. Evaluation of Existing Risk Assessment Methods for Granting Ballast Water Management Exemptions. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/061. vi + 29 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX.....	IV
LISTE DES FIGURES.....	V
RÉSUMÉ.....	VI
INTRODUCTION .....	1
LIGNES DIRECTRICES POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES DE L'ORGANISATION MARITIME INTERNATIONALE .....	1
PROCÉDURE HARMONISÉE CONJOINTE .....	3
ÉTUDE DE CAS CANADIENNE EFFECTUÉE À L'AIDE DE LA PROCÉDURE HARMONISÉE CONJOINTE .....	4
Méthodes utilisées pour l'étude de cas effectuée à l'aide de la procédure harmonisée conjointe.....	4
Résultats de l'étude de cas effectuée à l'aide de la procédure harmonisée conjointe.....	5
EXAMEN DE LA PROCÉDURE HARMONISÉE CONJOINTE.....	5
ZONE DE MÊME RISQUE .....	6
RÉSUMÉ D'ÉTUDES ANTÉRIEURES EFFECTUÉES À L'AIDE DE LA ZONE DE MÊME RISQUE .....	7
Étude I.....	7
Étude II.....	8
ÉTUDE DE CAS CANADIENNE EFFECTUÉE À L'AIDE DE LA ZONE DE MÊME RISQUE ..	9
Méthodes utilisées pour l'étude de cas effectuée à l'aide de la zone de même risque .....	9
Résultats de l'étude effectuée à l'aide de la zone de même risque et discussion .....	11
EXAMEN DE LA MÉTHODE SELON LA ZONE DE MÊME RISQUE .....	13
CONCLUSION .....	14
REMERCIEMENTS .....	14
RÉFÉRENCES CITÉES .....	15
TABLEAUX .....	18
FIGURES .....	21
ANNEXES.....	27

---

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Liste des espèces évaluées comme espèces cibles pour l'étude de cas Boston-Saint John à l'aide de la procédure harmonisée conjointe. Les espèces doivent répondre aux trois critères pour être choisies comme espèces cibles; les répercussions d'une espèce n'ont été évaluées que si les deux autres critères étaient respectés. .... 18

Tableau 2. Connectivité portuaire moyenne au cours des trois années (2009, 2011 et 2013) et combinaisons de caractéristiques examinées à l'aide de la méthode de la zone de même risque. L'évaluation de la connectivité portuaire était fondée sur l'événement de rejet, le plus grand nombre d'individus atteignant un port récepteur à un moment donné pendant la période de compétence de sept jours. Les valeurs de connectivité portuaire sont relatives au nombre total d'individus dans un événement de rejet unique (1 000 individus)..... 19

Tableau 3. Résultats des analyses de variance (ANOVA) portant sur les effets de l'année (Y), de la durée du stade planctonique (P), de la période de reproduction (R), du comportement de nage (B) et du site de rejet (S) sur la connectivité portuaire. Les valeurs de la taille de l'effet ont été calculées comme f de Cohen, où les valeurs supérieures à 0,1, 0,25 et 0,4 indiquent respectivement des effets petits, moyens et grands. ....20

---

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. L'arbre de Décision de la Procédure Harmonisée Conjointe que l'on utilise pour déterminer le risque de transfert par les eaux de ballast. ....	21
Figure 2. Résultat de l'arbre de Décision de la Procédure Harmonisée Conjointe pour la route de navigation Boston-Saint John. ....	22
Figure 3. Les 12 ports de la province de Québec examinés dans l'étude de cas canadienne effectuée à l'aide de la zone de même risque. ....	23
Figure 4. Circulation de l'eau dans le golfe du Saint-Laurent au printemps (d'avril à juin) en 2011. ....	24
Figure 5. Circulation de l'eau dans le golfe du Saint-Laurent à l'été (de juillet à septembre) en 2011. ....	25
Figure 6. Circulation de l'eau dans le golfe du Saint-Laurent à l'automne (d'octobre à décembre) en 2011. ....	26

---

## RÉSUMÉ

La Convention sur la gestion des eaux de ballast de l'Organisation maritime internationale (OMI) permet aux États d'accorder des exemptions à des exigences particulières de gestion des eaux de ballast aux navires qui voyagent ou opèrent exclusivement entre des ports spécifiés. De plus, les exemptions doivent être accordées en fonction d'évaluations des risques solides sur le plan scientifique qui indiquent que les activités liées à l'eau de ballast des navires sont peu susceptibles de nuire à la santé publique, à l'environnement, aux ressources ou aux biens d'un État.

On a évalué deux méthodes d'évaluation des risques existantes — i) la procédure harmonisée conjointe et ii) la zone de même risque — qui satisfont aux exigences des lignes directrices pour l'évaluation des risques de l'OMI en procédant à un examen de la documentation et en appliquant ces méthodes à des études de cas au Canada.

Dans le cadre de la procédure harmonisée conjointe, on utilise des données de relevé portuaire détaillées et un arbre de décision pour évaluer le risque en fonction de la différence de salinité entre le port source et le port récepteur et de la présence d'espèces préoccupantes. La procédure harmonisée conjointe a été appliquée à une étude de cas où de l'eau de ballast a été transportée de Boston (Massachusetts) à Saint John (Nouveau-Brunswick). L'évaluation a révélé que le risque était élevé en raison de la présence de sept espèces préoccupantes et du chevauchement de la salinité entre Boston et Saint John. Dans l'ensemble, il est logique et simple de mener des relevés portuaires pour identifier les espèces nuisibles qui pourraient être transportées du port source au port récepteur dans l'eau de ballast, et on peut adapter l'arbre de décision pour évaluer les facteurs pertinents afin de prédire la survie associée à une route de navigation donnée (p. ex. évaluer les tolérances de température et de salinité des espèces préoccupantes par rapport aux conditions environnementales dans le port récepteur).

L'approche de la zone de même risque permet d'évaluer si les espèces préoccupantes peuvent se disperser sans aide du port source jusqu'au port récepteur, peu importe leur transport dans l'eau de ballast. Pour évaluer cette méthode, on a examiné la connectivité naturelle entre 12 ports de la province de Québec à l'aide d'un modèle biophysique fondé sur les caractéristiques évaluant diverses combinaisons de durée planctonique, de comportement de nage et de période de fraie. La connectivité variait considérablement d'un port à l'autre dans les combinaisons de caractéristiques examinées, certains ports ayant une connectivité relativement plus élevée, bien que la connectivité de la plupart des ports soit plus faible ou nulle. En résumé, l'approche de la zone de même risque est souple et permet d'évaluer des espèces préoccupantes particulières ou des caractéristiques générales lorsque les données sur la répartition des espèces sont disponibles ou non, respectivement. Toutefois, les seuils de connectivité portuaire (élevé ou faible) ne sont pas bien définis, ce qui rend difficile l'évaluation de la connectivité portuaire par rapport à la probabilité de la propagation d'espèces nuisibles au port récepteur par des eaux de ballast.

---

## INTRODUCTION

Le déplacement d'eaux de ballast par le transport maritime commercial est l'une des principales voies d'introduction et de propagation des espèces aquatiques nuisibles à l'échelle mondiale (Bailey *et al.* 2020). Pour atténuer l'introduction et l'établissement d'espèces nuisibles attribuables aux eaux de ballast, la *Convention internationale de 2004 pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires* (la Convention) de l'Organisation maritime internationale (OMI) établit des normes et des procédures de gestion des eaux de ballast pour le transport maritime international (OMI 2004; voir l'annexe 1 pour un glossaire et des définitions). Comme la Convention est entrée en vigueur en 2017, les parties devraient passer des exigences d'échange d'eau de ballast en vertu de la règle D-1 — où l'eau de ballast prélevée au port est purgée en mer et remplacée par de l'eau océanique — à la norme de rendement de l'eau de ballast définie dans la règle D-2 (OMI 2004). L'intention de la règle D-2 est d'atténuer la probabilité d'établissement d'espèces nuisibles en limitant la concentration d'organismes viables dans les eaux de ballast rejetées. La plupart des navires doivent se conformer à la règle D-2 en utilisant des systèmes de gestion des eaux de ballast à bord pour traiter leurs eaux de ballast.

Un État peut accorder à un navire une exemption à des exigences de la norme de rendement des eaux de ballast en vertu de la règle A-4 de la Convention, à condition que leurs décisions soient fondées sur des évaluations des risques solides sur le plan scientifique et que le mouvement des eaux de ballast non gérées ait une faible probabilité d'endommager la santé publique, l'environnement, les ressources ou les biens d'un État, ou encore de leur nuire (OMI 2017a). À ce jour, deux méthodes d'évaluation des risques — i) la procédure harmonisée conjointe et ii) la zone de même risque — ont été présentées à l'OMI pour examen en vue d'accorder des exemptions en vertu de la règle A-4 (OMI 2014; 2016a,b).

Le Canada, signataire de la Convention, entreprend actuellement des mises à jour réglementaires pour mettre en œuvre les exigences de gestion des eaux de ballast conformément à la Convention dans les eaux canadiennes. Le projet de réglementation sur les eaux de ballast du Canada a été publié dans la *Gazette du Canada* en juin 2019, y compris des dispositions relatives aux exemptions de gestion des eaux de ballast en vertu de la règle A4 (Gazette du Canada 2019). L'objectif de ce document de recherche était d'évaluer les deux méthodes existantes d'évaluation des risques en effectuant une analyse documentaire et en appliquant les méthodes à des études de cas au Canada afin de comprendre comment ces méthodes peuvent être utilisées dans le cadre du régime d'évaluation des demandes d'exemption de Transports Canada.

## LIGNES DIRECTRICES POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES DE L'ORGANISATION MARITIME INTERNATIONALE

La règle A-4 de la Convention stipule qu'un État peut accorder une exemption aux exigences particulières de gestion des eaux de ballast dans les eaux relevant de sa compétence lorsque les critères suivants sont respectés :

1. le navire effectue un voyage ou des voyages entre des ports ou des emplacements spécifiés ou le navire opère exclusivement entre des ports ou des emplacements spécifiés;
2. le navire ne mélange pas les eaux de ballast ou les sédiments autrement qu'entre ces ports;
3. l'exemption est examinée au moins tous les cinq ans;

- 
4. l'exemption est accordée en fonction des lignes directrices pour l'évaluation des risques de l'OMI en vertu de la règle-A4 de la Convention BWM (G7) [OMI 2004].

Les lignes directrices du G7 sur l'évaluation des risques décrivent la procédure à suivre pour accorder des exemptions en matière de gestion des eaux de ballast, y compris les types d'évaluation des risques que l'on peut utiliser pour évaluer le risque connexe (OMI 2017a). Les paragraphes suivants résument les lignes directrices du G7 de l'OMI sur l'évaluation des risques.

Un État peut accorder une exemption en vertu de la règle A4 si une évaluation des risques indique que l'eau de ballast non gérée transférée d'un port/endroit à l'autre a une faible probabilité d'endommager l'environnement, la santé humaine, les biens ou les ressources de cet État ou d'autres États, ou de leur nuire. Cette évaluation des risques doit être défendable sur le plan scientifique, et faire la distinction entre les transferts d'eau de ballast qui sont susceptibles d'avoir des répercussions écologiques ou socioéconomiques négatives pour les États et les transferts qui sont peu susceptibles d'avoir des répercussions négatives. Les méthodes d'évaluation des risques appropriées comprennent l'appariement environnemental, l'évaluation des risques biogéographiques des espèces et l'évaluation des risques propres aux espèces, et on peut les utiliser séparément ou en combinaison pour déterminer le risque global.

L'évaluation des risques fondée sur l'appariement environnemental compare les conditions environnementales entre les ports/endroits sources et les ports/endroits récepteurs; son but est de déterminer la probabilité de survie et d'établissement d'espèces introduites dans le port récepteur. Des conditions environnementales semblables peuvent indiquer une probabilité d'établissement plus élevée, tandis que l'absence de chevauchement entre les conditions peut indiquer une probabilité d'établissement plus faible. La température et la salinité sont les conditions les plus couramment évaluées dans les évaluations des risques fondées sur l'appariement environnemental : on évalue leur moyenne, leur plage (minimum/maximum), leur variabilité ou leur taux de changement. Afin de saisir toute la gamme des conditions dans un port, il faut tenir compte de la température et de la salinité des eaux de surface et des eaux de fond, ainsi que de la variabilité due à la saisonnalité et au cycle des marées. Il est recommandé de jumeler l'évaluation fondée sur l'appariement environnemental à une évaluation axée sur les espèces préoccupantes, car il est difficile de déterminer le risque associé à des eaux de ballast en se fondant uniquement sur l'évaluation axée sur l'environnement.

L'évaluation des risques biogéographiques des espèces permet d'évaluer les similitudes écologiques entre les ports/endroits sources et les ports/endroits récepteurs en comparant la présence ou l'absence d'espèces cryptogéniques, non indigènes et nuisibles à chaque emplacement; les collectivités indigènes peuvent être comparées lorsque des données sur la répartition spatiale ne sont pas disponibles pour les espèces en question. Un chevauchement indique le potentiel de survie et d'établissement des espèces qui peuvent être transférées du port source au port récepteur par de l'eau de ballast non gérée pendant la période d'exemption. Les données requises pour effectuer cette analyse sont la répartition spatiale des espèces susmentionnées dans les ports/endroits sources et les ports/endroits récepteurs, qui peuvent être obtenue à partir des relevés menés sur le terrain, de documents scientifiques ou de bases de données sur les espèces.

L'évaluation des risques propres aux espèces permet d'évaluer l'arrivée, la survie, l'établissement et les répercussions possibles des espèces préoccupantes (c.-à-d. les espèces cibles) dans un milieu récepteur donné. Les espèces cibles sont des espèces qui pourraient être introduites du port/endroit source au port/endroit récepteur par de l'eau de ballast et endommager l'environnement, la santé humaine, les biens ou les ressources, ou encore leur nuire. Les espèces cibles sont définies pour chaque port, État ou région biogéographique.

---

Le processus de sélection des espèces cibles commence habituellement par la création d'une liste d'espèces (cryptogéniques, nuisibles, non indigènes et indigènes) qui sont présentes au port source, mais absentes au port récepteur. Les espèces cibles sont sélectionnées à partir de cette liste en fonction de leur historique d'invasion, des preuves de dommages, de leur répartition biogéographique et de leur relation avec le transport d'eaux de ballast (voir Gollasch *et al.* 2020 pour un examen des méthodes de sélection des espèces cibles). Ensuite, on évalue les espèces cibles pour déterminer leur probabilité de survie et d'établissement dans le port récepteur en fonction de leurs tolérances physiologiques (p. ex. température et salinité) et de leur capacité à terminer leur cycle de vie dans l'environnement récepteur. L'utilisation d'une méthode robuste de sélection des espèces cibles est essentielle pour l'évaluation des risques propres aux espèces, puisque le résultat de l'évaluation est sensible aux espèces cibles choisies.

Les lignes directrices du G7 de l'OMI sont générales, ce qui donne aux États la souplesse d'utiliser diverses stratégies pour évaluer le niveau de risque de transfert par les eaux de ballast non gérées entre des ports. Les méthodes d'évaluation des risques (procédure harmonisée conjointe et zone de même risque) ont été élaborées conformément aux lignes directrices du G7 de l'OMI, et toute modification qui leur est apportée devrait être conforme à ces lignes directrices.

## **PROCÉDURE HARMONISÉE CONJOINTE**

La Commission d'Helsinki (HELCOM) et la Commission d'Oslo et de Paris (OSPAR) ont élaboré la procédure harmonisée conjointe pour aider à guider les États européens contractants à accorder des exemptions de gestion des eaux de ballast en vertu de la règle A4. Cette méthode d'évaluation des risques a été élaborée grâce à l'apport de plusieurs experts scientifiques (Gollasch *et al.* 2011; David *et al.* 2013), et elle permet d'évaluer le risque de transfert par les eaux de ballast à l'aide d'une combinaison de méthodes fondées sur l'appariement environnemental et axées sur les espèces.

La procédure harmonisée conjointe utilise une approche en deux étapes pour évaluer le risque de transfert par les eaux de ballast d'un port source à un port récepteur (HELCOM et OSPAR 2020a). La première étape consiste à effectuer des relevés portuaires pour détecter les espèces cibles présentes dans les ports et à évaluer le risque de transfert par les eaux de ballast à l'aide d'un arbre de décision relativement simple.

On effectue des relevés biologiques aux ports sources et aux ports récepteurs conformément au protocole de relevé portuaire de la procédure harmonisée conjointe (voir l'annexe 6 dans HELCOM et OSPAR 2020a pour plus de renseignements) afin de créer une liste robuste des espèces présentes dans chaque port. Le protocole normalisé de relevé portuaire comprend des lignes directrices sur les méthodes de prélèvement des échantillons (p. ex. le nombre d'échantillons requis, la saison et le moment des relevés, les groupes taxonomiques échantillonnés, le type d'engin d'échantillonnage et les emplacements dans le port à échantillonner), le traitement et l'analyse des échantillons. Les groupes taxonomiques échantillonnés comprennent le plancton (phytoplancton et zooplancton), les organismes salissants, l'épifaune mobile et l'endofaune benthique, dans le but d'échantillonner un nombre suffisant d'organismes pour identifier la plupart des espèces au port. De plus, des données sont recueillies sur les conditions environnementales (p. ex. température et salinité) au port pendant les visites d'échantillonnage. Les ports doivent faire l'objet d'un relevé au moins tous les cinq ans, conformément à l'examen quinquennal et au renouvellement des exemptions exigés en vertu de la règle A4 (OMI 2004). Le but de l'utilisation d'un protocole normalisé de relevé portuaire est de créer des listes d'espèces robustes qui sont comparables entre les ports ayant

---

fait l'objet d'un relevé, et d'ainsi s'assurer que les données utilisées dans l'évaluation des risques sont d'une qualité suffisante pour produire des résultats affichant un niveau de certitude adéquat.

On compare la liste des espèces présentes à chaque port à la liste régionale des espèces cibles pour sélectionner les espèces à évaluer. HELCOM et OSPAR tiennent à jour une liste des espèces cibles pour les régions de la mer Baltique et de l'Atlantique Nord-Est afin de normaliser et de simplifier le processus de sélection des espèces cibles (annexe 2). Les espèces sont inscrites sur la liste régionale des espèces cibles si elles répondent à tous les critères suivants :

1. les espèces introduites ou propagées par des eaux de ballast ou les espèces qui sont susceptibles d'être transportées par des eaux de ballast à certaines étapes de leur cycle biologique (p. ex. larves planctoniques ou adultes);
2. les espèces qui sont repartis dans une seule partie de la région;
3. les espèces qui ont un effet négatif mesurable sur la santé humaine, l'environnement ou l'économie.

Le risque de transfert par les eaux de ballast du port source au port récepteur est alors déterminé à l'aide de l'arbre de Décision de la Procédure Harmonisée Conjointe (figure 1). L'arbre de décision comporte deux résultats possibles (risque élevé ou faible) fondés sur deux critères de risque clés établis pour le transfert par les eaux de ballast entre des ports dans des plans d'eau semi-fermés de la mer Baltique et de la mer du Nord (HELCOM et OSPAR 2020a). Ces critères de risque sont la différence de salinité entre les ports concernés et les espèces cibles qui se trouvent au port source, mais pas au port récepteur.

La deuxième étape consiste à effectuer une évaluation détaillée des risques afin d'évaluer d'autres facteurs pertinents qui influent sur le risque d'invasion au cas par cas, comme la présence d'espèces cibles dans les zones adjacentes aux ports ou la capacité de dispersion naturelle des espèces cibles. Par exemple, un risque élevé déterminé à l'aide de l'arbre de Décision de la Procédure Harmonisée Conjointe pourrait être annulé si l'espèce cible est susceptible de se disperser par elle-même du port source au port récepteur. La méthode utilisée pour effectuer l'évaluation détaillée et finale des risques est laissée à la discrétion de l'État responsable. Chaque exemption doit être renouvelée tous les cinq ans et faire l'objet d'un examen intermédiaire pendant lequel on examine toutes les nouvelles données disponibles qui pourraient influencer sur la probabilité d'introduire des espèces nocives dans le port récepteur par des eaux de ballast.

## **ÉTUDE DE CAS CANADIENNE EFFECTUÉE À L'AIDE DE LA PROCÉDURE HARMONISÉE CONJOINTE**

### **Méthodes utilisées pour l'étude de cas effectuée à l'aide de la procédure harmonisée conjointe**

On a appliqué la procédure harmonisée conjointe pour évaluer le risque lié aux eaux de ballast transportées de Boston (Massachusetts) à Saint John (Nouveau-Brunswick). Cette étude de cas a été choisie parce qu'une petite flotte de navires opère dans cette région.

Premièrement, des espèces non indigènes et cryptogéniques ont été identifiées dans chaque port en fonction des données sur la répartition des espèces provenant du [National Exotic Marine and Estuarine Species Information System \(NEMESIS\)](#) [tableau 1]. Comme le système NEMESIS comporte des données limitées sur la répartition des espèces pour Saint John, à des fins d'illustration, on a supposé qu'il n'y avait pas d'espèces non indigènes ou cryptogéniques

---

dans ce port. Veuillez noter que la liste des espèces fournie au tableau 1 n'est pas exhaustive pour Boston et Saint John. Une évaluation fondée sur une revue de la littérature a été menée parce que la réalisation de relevés portuaires dépassait la portée de cette étude. On s'attend à ce que les futures demandes d'exemption permettent d'effectuer des relevés portuaires conformément au protocole de la procédure harmonisée conjointe (ou à une méthodologie équivalente).

Une fois les listes des espèces portuaires produites, les espèces cibles ont été choisies en fonction des critères de la procédure harmonisée conjointe :

1. les espèces introduites ou propagées par les eaux de ballast ou les espèces qui sont susceptibles d'être transportées par des eaux de ballast à certaines étapes de leur cycle biologique (p. ex. larves planctoniques ou adultes);
2. les espèces qui sont réparties dans une seule partie de la région (dans ce cas, Boston et Saint John);
3. les espèces qui ont un effet négatif mesurable sur la santé humaine, l'environnement ou l'économie.

Les espèces répondant aux trois critères ont été choisies comme espèces cibles en fonction des renseignements pertinents tirés du système [NEMESIS](#) et des [évaluations des risques propres aux espèces du MPO](#).

Enfin, on a évalué les espèces cibles à l'aide de l'arbre de Décision de la Procédure Harmonisée Conjointe (figure 1) afin de déterminer le niveau de risque. Les données sur la salinité pour Saint John ont été recueillies à quatre endroits dans le port de mai à octobre en 2019 et en 2020 (PALA 2020), tandis que les données sur la salinité pour Boston ont été recueillies à un seul endroit dans le port d'avril 1983 à juin 1984 (Shiaris 1989).

### **Résultats de l'étude de cas effectuée à l'aide de la procédure harmonisée conjointe**

On a évalué 28 espèces non indigènes et cryptogéniques établies dans le port de Boston, dont sept ont été sélectionnées comme espèces cibles (*Agarophyton vermiculophyllum*, *Asciidiella aspersa*, *Carcinus maenas*, *Grateloupia Turuturu*, *Hemigrapsus sanguineus*, *Membranipora membranacea* et *Mytilopsis leucophaeata*; tableau 1). L'arbre de Décision de la Procédure Harmonisée Conjointe a révélé un risque élevé pour la route maritime de Boston à Saint John. Ce risque élevé était attribuable au chevauchement de la salinité environnementale entre Boston (26 à 33 %) et Saint John (0,14 à 36 %), et à la présence d'espèces cibles au port source (Boston) qui étaient présumées être absentes au port récepteur (Saint John; figure 2).

### **EXAMEN DE LA PROCÉDURE HARMONISÉE CONJOINTE**

La procédure harmonisée conjointe utilise un protocole de relevé portuaire détaillé et systématique pour échantillonner une variété de groupes taxonomiques qui peuvent être transportés dans les eaux de ballast. Toutefois, il faut déployer des efforts considérables pour échantillonner à fond les taxons dans l'espace (différents habitats) et dans le temps (saisons). De plus, il peut être difficile d'effectuer des relevés biologiques dans des endroits éloignés et de maintenir à jour les données sur la disponibilité au fil du temps. L'identification des organismes échantillonnés au niveau de l'espèce peut être une tâche difficile en raison des séquences de référence limitées dans les bibliothèques moléculaires et de la disponibilité d'une expertise taxonomique basée sur la morphologie. Il est également possible que les espèces cibles ne soient pas détectées lors des relevés portuaires ou qu'elles soient détectées après l'octroi d'une exemption. L'utilisation de courbes d'accumulation des espèces peut aider à orienter les relevés

---

portuaires et à s'assurer que des efforts suffisants ont été déployés pour identifier les espèces dans un port (Thompson et Withers, 2003).

Le résultat de l'évaluation est sensible à la sélection des espèces cibles. Toutes les espèces cryptogéniques, non indigènes et nuisibles qui se trouvent au port source, mais pas au port récepteur sont des espèces cibles potentielles. Toutefois, il est probable que la répartition et les effets de bon nombre des organismes échantillonnés aux ports sont mal étudiés (p. ex. invertébrés et algues), ce qui réduit l'utilité de l'évaluation. La procédure harmonisée conjointe est axée sur la prudence parce que l'on recommande l'inclusion des espèces ayant des effets inconnus (annexe 2 dans HELCOM et OSPAR 2020a), mais cela peut exagérer l'importance de l'eau de ballast comme vecteur d'introduction. Il peut également y avoir de l'incertitude lors de l'extrapolation de l'information sur les espèces (comme le potentiel d'établissement) à partir d'autres régions (Diez *et al.* 2011). On peut réduire cette incertitude en extrapolant de l'information provenant de régions semblables à l'environnement récepteur (p. ex. dans la même région biogéographique; Diez *et al.* 2011).

L'arbre de Décision de la Procédure Harmonisée Conjointe est une méthode rapide et simple pour déterminer le risque de transfert par les eaux de ballast, et la détermination du risque élevé ou faible est simple à faire et facile à interpréter. L'arbre de décision peut également être modifié pour qu'il tienne compte des risques d'invasion particuliers pour une route de navigation ou une région biogéographique. Par exemple, on peut évaluer la tolérance à la salinité des espèces cibles en fonction de la salinité au port récepteur pour tenir compte de la survie potentielle des espèces d'euryhaline. De plus, on peut examiner la tolérance à la température des espèces cibles afin d'évaluer les routes de navigation où la température pourrait être un facteur limitatif de survie dans le port récepteur.

## **ZONE DE MÊME RISQUE**

La zone de même risque est une méthode d'évaluation des risques propres aux espèces qui a été initialement proposée par le gouvernement danois en 2014 (Stuer-Lauridsen et Overgaard 2014), et qui a été développée davantage avec des contributions de la Belgique et de Singapour (OMI 2016a,b; OMI 2017b). Une zone de même risque est une zone géographique fortement connectée où les espèces cibles sont susceptibles de se disperser sans aide dans toute la zone dans un délai raisonnable (p. ex. un an), quel que soit leur déplacement par les eaux de ballast de navires. Par conséquent, les navires exploités exclusivement dans une zone de même risque pourraient être exemptés de la gestion des eaux de ballast en raison de la connectivité naturelle élevée dans la zone géographique. Il est reconnu que des organismes peuvent se disperser à l'aide d'autres vecteurs ou voies anthropiques ou naturels (p. ex. salissage de la coque), mais la méthode fondée sur la zone de même risque n'évalue que la dispersion des organismes planctoniques par la circulation de l'eau.

Les limites de la zone de même risque sont déterminées à l'aide d'un modèle biophysique qui associe un modèle de suivi des particules à un modèle hydrodynamique pour simuler le transport d'individus planctoniques (à n'importe quelle étape de leur développement) par les courants d'eau. La dispersion des individus peut être examinée pour des espèces particulières (approche propre aux espèces; p. ex. Hansen et Christensen 2018), des groupes fonctionnels d'espèces (p. ex. Daigle *et al.* 2016), ou les caractéristiques générales qui s'appliquent à une variété d'espèces non indigènes (approche basée sur les caractéristiques; p. ex. Baetens *et al.* 2018). La délimitation d'une zone de même risque devrait être fondée sur l'espèce cible, le groupe fonctionnel ou la combinaison de caractéristiques ayant la plus faible capacité de dispersion non assistée, selon une approche de précaution (OMI 2016b; StuerLauridsen *et al.* 2018). Par conséquent, une évaluation selon la zone de même risque est habituellement fondée

---

sur les espèces benthiques ayant un stade de dispersion planctonique (p. ex. méroplancton), mais toute espèce qui se disperse par la circulation de l'eau (p. ex. holoplancton) peut être évaluée. Voir la publication de StuerLauridsen *et al.* (2018) pour un examen détaillé de la méthode d'évaluation selon la zone de même risque.

Les données requises pour effectuer une évaluation selon la zone de même risque comprennent, sans toutefois s'y limiter :

1. les caractéristiques biologiques des espèces cibles qui influencent leur dispersion par la circulation de l'eau (p. ex. la durée du stade planctonique, les tolérances physiologiques, la période de fraie, les préférences de profondeur, et la vitesse et le comportement de nage);
2. l'hydrodynamique, les conditions environnementales (p. ex. température et salinité) et le type de substrat (le cas échéant) dans toute la région d'intérêt (Stuer-Lauridsen *et al.* 2018).

Un facteur important à prendre en considération est le nombre d'années consécutives de dispersion en escalier à modéliser, car cela influe sur les limites de la zone de même risque (OMI 2016b). L'évaluation de la dispersion naturelle d'espèces sur une longue période peut réduire l'importance des eaux de ballast comme voie d'introduction, tandis que l'utilisation d'une période trop courte peut exagérer cette importance (OMI 2016c). Il y a une plus grande incertitude associée à la modélisation de la dispersion des espèces en escalier, en raison des hypothèses de modèle requises pour estimer le succès de l'établissement des larves (Hansen et Christensen 2018). Des études antérieures effectuées à l'aide de la zone de même risque ont modélisé une ou cinq années de dispersion (Baetens *et al.* 2018; Hansen et Christensen 2018).

## **RÉSUMÉ D'ÉTUDES ANTÉRIEURES EFFECTUÉES À L'AIDE DE LA ZONE DE MÊME RISQUE**

Un protocole normalisé n'a pas encore été élaboré pour l'évaluation selon la zone de même risque, car les méthodes de modélisation peuvent varier selon le contexte de la demande d'exemption (p. ex. l'approche axée sur les espèces par opposition à l'approche fondée sur les caractéristiques). Par conséquent, on a résumé des études antérieures sur l'évaluation selon la zone de même risque en Europe afin d'examiner les différentes approches de modélisation utilisées.

### **Étude I**

Hansen et Christensen (2018) ont mené une évaluation selon la zone de même risque dans le Kattegat et l'Øresund qui relie la mer du Nord et la mer Baltique.

La délimitation de la zone de même risque était fondée sur la modélisation de la dispersion au stade larvaire des espèces cibles identifiées dans la région. Pour l'évaluation, on a sélectionné 23 espèces cibles qui répondaient à tous les critères suivants :

1. espèces benthiques ayant un stade de dispersion planctonique;
2. espèces qui sont repartis dans une seule partie de la région;
3. espèces ayant une tolérance à des salinités de 10 % ou plus (la zone d'étude comprenait uniquement des écosystèmes marins);
4. espèces non considérées comme des macroalgues ou des macrophytes, car leur taux de dispersion est habituellement très faible ou élevé (p. ex. radeaux flottants d'algues).

Seules les espèces benthiques sessiles ayant un stade planctonique d'une durée allant de quelques jours à quelques semaines ont été choisies comme espèces cibles, car on s'attendait

---

à ce que ces espèces aient la plus faible capacité de dispersion dans la zone d'étude par rapport à l'holoplancton.

La dispersion des larves de chaque espèce a été estimée à l'aide d'un modèle fondé sur les agents pour une seule année et cinq années consécutives (c.-à-d. par dispersion en escalier). Les caractéristiques biologiques utilisées dans le modèle comprennent la période de fraie, la durée du stade planctonique et la préférence de profondeur lors du stade planctonique. De plus, des cartes de l'habitat ont été produites pour chaque espèce, compte tenu de leur profondeur d'établissement, de leur tolérance à la salinité et du type de substrat privilégié. On a utilisé ces cartes pour déterminer les aires de fraie (sites de libération des larves) et d'établissement de chaque espèce.

On a utilisé une analyse en grappes pour délimiter les régions hydrographiques, les grappes représentant des collections de sous-régions. La connectivité à l'intérieur d'une région hydrographique a été estimée comme le pourcentage d'individus ayant commencé et terminé la simulation dans la même région, tandis que la connectivité interrégionale a été estimée comme le pourcentage d'individus ayant terminé la simulation dans une autre région. Les espèces ont également été évaluées en fonction de leur répartition spatiale et de l'étendue de leur habitat convenable dans la zone d'étude.

Sur la base de la grande connectivité démontrée par cette étude, le Danemark et la Suède ont désigné la première zone de même risque dans l'Øresund en 2020 (HELCOM et OSPAR 2020b). Par ailleurs, les auteurs ont déterminé que le Kattegat avait une faible connectivité naturelle pour diverses espèces cibles. Le résultat de faible connectivité naturelle pour une espèce a été ignoré parce qu'elle était largement répandue dans la zone d'étude en faible abondance, mais non considérée comme envahissante. La faible connectivité pour les autres espèces était probablement attribuable à l'intolérance des larves à l'eau de mer, à la durée du stade planctonique relativement courte ou à l'absence d'habitat convenable dans le Kattegat. Cette étude met en évidence la sensibilité de la méthode d'évaluation aux espèces cibles. Les espèces qui ne sont pas potentiellement nocives ou envahissantes ne devraient pas être choisies comme espèces cibles, car ces espèces ne sont pas d'intérêt pour les décisions d'exemption.

## Étude II

Baetens *et al.* (2018) ont terminé une étude pilote pour le compte des gouvernements de la Belgique et des Pays-Bas afin de déterminer les implications écologiques de la création d'une zone de même risque pour les ports d'Anvers, de Zeebrugge, de Vlissingen et de Rotterdam.

Les auteurs ont utilisé une approche fondée sur les caractéristiques pour modéliser la connectivité naturelle entre les ports. Leur modèle de suivi des particules était axé sur la période de fraie (hiver, printemps, été et automne) et le comportement de nage (de marée, de marée inverse et passif). Le comportement de marée est démontré par les individus qui remontent à la surface lorsque la marée monte et qui coulent au fond lorsque la marée descend, tandis que les individus ayant un comportement de marée inverse remontent à la surface lorsque la marée descend et coulent au fond lorsque la marée monte, et les individus ayant un comportement passif dérivent avec les courants d'eau. Au départ, dans la simulation, des individus ont été rejetés à différentes profondeurs dans la colonne d'eau (fond, milieu et surface). Toutefois, comme la profondeur de rejet n'a pas influé sur l'étendue de la dispersion naturelle, toutes les profondeurs de rejet ont été combinées dans le rapport final des résultats du modèle.

La connectivité a été mesurée en fonction du temps qu'il a fallu aux individus pour se déplacer du port source au port récepteur (temps de dispersion moyen, minimum et maximum). Les

---

individus qui ont mis plus de 200 jours à atteindre leur destination ont été exclus de l'analyse, car on a supposé que cette valeur dépassait la durée type du stade planctonique des espèces benthiques. Cette étude a évalué une seule année (2011) de dispersion d'individus. On a obtenu la connectivité finale entre les ports en conservant les temps de dispersion minimum les plus longs pour toutes les combinaisons de saisons et de comportements de nage.

Les résultats du modèle pour le temps de dispersion minimal indiquent des liens bilatéraux solides entre Zeebrugge, Vlissingen et Scheldt (appelé zone Scheldt) pour chaque comportement de nage de l'année, en 2011. La zone Scheldt avait une faible connectivité bilatérale avec Rotterdam en fonction du comportement de nage, tandis qu'Anvers n'avait qu'un lien unilatéral avec l'ensemble de la zone Scheldt (Anvers est en amont de Vlissingen). Rotterdam et Anvers n'avaient pas de lien bilatéral.

Cette étude souligne l'importance d'utiliser une mesure de la connectivité portuaire qui estime le nombre total d'individus qui atteignent le port récepteur. Le temps de dispersion de l'espèce (c.-à-d. le temps requis pour que les individus se rendent à destination) peut produire des résultats trompeurs, puisqu'il n'indique pas le nombre total d'individus qui ont atteint le port récepteur. De plus, le temps de dispersion ne tient pas compte des différences de durée du stade planctonique entre les espèces benthiques (McEdward 1995). Les larves qui atteignent un port récepteur en dehors de leur période d'établissement ne pourraient pas s'établir dans le port.

## **ÉTUDE DE CAS CANADIENNE EFFECTUÉE À L'AIDE DE LA ZONE DE MÊME RISQUE**

### **Méthodes utilisées pour l'étude de cas effectuée à l'aide de la zone de même risque**

La méthode selon la zone de même risque a été appliquée à la fois à la route reliant Boston et Saint John et à une route de navigation le long des rives du Québec dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, qui dessert les ports de Rimouski, Sept-Îles, Port-Menier, Havre-Saint-Pierre, Natashquan, Kegaska, La Romaine, Harrington Harbour, Tête-à-la-Baleine, La Tabatière, Saint-Augustin et Blanc-Sablon (figure 3). La route de navigation au Québec a été choisie comme un exemple complexe qui comprend plusieurs ports dans une zone limitée où l'industrie du transport maritime a exprimé son intérêt à demander des exemptions pour certains aspects de la gestion des eaux de ballast. Cette étude de cas n'a pas été réalisée au moyen de la procédure harmonisée conjointe en raison des données limitées sur la répartition des espèces pour ces 12 ports.

Cette étude de cas effectuée à l'aide de la zone de même risque a utilisé le modèle biophysique évalué par les pairs de Daigle *et al.*(2016), qui ont utilisé une méthode de modélisation fondée sur les caractéristiques pour estimer la dispersion des invertébrés benthiques marins dans la baie St. George's, N.-É., Canada. Une approche de modélisation fondée sur les caractéristiques a été adoptée parce que les données sur la répartition des espèces étaient limitées pour les ports d'intérêt et pour évaluer un large éventail de caractéristiques du cycle biologique applicables à un grand nombre d'espèces. Voir la publication de Daigle *et al.*(2016) pour un examen détaillé du modèle biophysique.

Le modèle biophysique a simulé le transport d'individus par la circulation de l'eau en combinant le modèle de circulation élaboré par Brickman et Drozdowski (2012) avec le modèle de suivi des particules conçu par Chassé et Miller (2010); le modèle de circulation est une variante du modèle océanique NEMOOPA (Nucleus for European Modelling of the Ocean – Océan

---

Parallélisé). Cette configuration de modèle a été validée dans de nombreuses études antérieures (p. ex. Lavoie *et al.* 2016, Quinn *et al.* 2017, Brennan *et al.* 2019).

Le modèle de circulation avait une résolution spatiale horizontale de  $1/24^\circ$  et une résolution verticale avec 46 couches d'épaisseur variable (six mètres près de la surface, avec une épaisseur croissante avec la profondeur; Daigle *et al.* 2016). Le modèle englobe le golfe du Maine, le plateau néo-écossais et le golfe du Saint-Laurent. On a déterminé la moyenne des courants sur des intervalles de deux heures afin de saisir l'effet des marées sur la dispersion des individus. Cette étude de cas a utilisé des données hydrographiques de trois ans (2009, 2011 et 2013) pour tenir compte de la variabilité interannuelle de la circulation de l'eau (figures 4 à 6).

Cette évaluation fondée sur les caractéristiques a porté sur la dispersion du méroplancton, car sa capacité de dispersion est généralement inférieure à celle du holoplancton. Trois comportements de nage verticale ont été modélisés :

1. migration nycthémerale, où les individus remontent à la surface la nuit et coulent le jour (changement de la direction de nage à 6 h et à 18 h);
2. aucun comportement de nage;
3. migration selon la marée, où les individus remontent à la surface pendant la marée haute et coulent à marée basse (changement de la direction de nage à l'étale de marée; Daigle *et al.* 2016).

On a supposé que les individus avaient une vitesse de nage verticale de 1 mm/s, ce qui représente la vitesse de nage à long terme type des larves de caridine ou de brachyoure (Daigle *et al.* 2016). On a choisi la plage de profondeurs privilégiées de 0 à 100 m pour tenir compte d'une variété d'espèces non indigènes ayant des préférences de profondeur variables.

On a apporté certaines modifications au modèle pour effectuer l'évaluation selon la zone de même risque. Deux périodes de fraie – printemps (avril à juin) et été (juillet à septembre) – ont été modélisées pour correspondre aux périodes de fraie types des espèces d'invertébrés marins de la côte est du Canada (Fish et Johnson 1937; Lacalli 1981). Quatre durées de stade planctonique ont été examinées dans le cadre de cette étude (une semaine, quatre semaines, huit semaines et quatre mois), représentant des espèces aux stades planctoniques courts, moyens et longs (McEdward 1995). Pour chaque durée de stade planctonique, on a supposé que les individus avaient une période d'établissement de sept jours pendant la dernière semaine du stade planctonique (c.-à- d. la période pendant laquelle les individus sont en mesure de s'établir; McEdward 1995).

Un millier d'individus ont été rejetés de chaque port source toutes les deux semaines à 01h00 pour chaque combinaison de caractéristiques (24 combinaisons de durée planctonique, de période de fraie et de comportement de nage) et les années (2009, 2011 et 2013) examinées. Les individus ont été rejetés près des limites du port à la limite de la haute mer, puisque les parties intérieures des ports n'étaient pas incluses dans le modèle. La position des individus a été enregistrée toutes les deux heures pendant 200 jours, mais l'accent a été mis sur le suivi du nombre d'individus ayant atteint un port récepteur (une cellule de grille, environ 8,12 km<sup>2</sup>) à un moment de dispersion donné pendant la période de compétence de sept jours. Comme le modèle n'a enregistré que l'emplacement des individus à un moment de dispersion donné, les individus n'ont pas été retirés de la simulation une fois qu'ils avaient atteint un port récepteur. On n'a pas calculé le nombre cumulatif d'individus ayant atteint un port récepteur pendant la période de compétence de sept jours pour éviter de compter des individus en double. La sortie du modèle original de Daigle *et al.* (2016) qui a enregistré la position des individus à un moment de dispersion donné a été conservée en raison de contraintes de ressources et de temps. Il est

---

reconnu que l'enregistrement du nombre cumulatif d'individus qui s'établissent dans un port récepteur améliorerait l'estimation de la connectivité portuaire.

L'évaluation de la connectivité portuaire était fondée sur l'événement de rejet avec le plus grand nombre d'individus atteignant un port récepteur à un moment donné pendant la période de compétence de sept jours. Par conséquent, les valeurs de connectivité portuaire sont relatives au nombre total d'individus dans un événement de rejet unique (1 000 individus). Cette étude de cas n'a porté que sur une seule année de dispersion d'individus.

On a effectué une analyse de variance en cinq volets (ANOVA) dans le cadre du projet afin d'évaluer les effets de la durée du stade planctonique, de la période de fraie, du comportement de nage, du site de rejet et de l'année sur la connectivité portuaire. On a calculé la taille de l'effet de Cohen pour chaque facteur et interaction afin d'estimer l'importance de la signification statistique (Cohen 1988). Les analyses statistiques portaient principalement sur les facteurs et les interactions qui étaient importants sur le plan écologique d'après les valeurs  $f$  de Cohen de plus de 0,10 (effet faible), 0,25 (effet moyen) ou 0,40 (effet important; Cohen 1988).

### **Résultats de l'étude effectuée à l'aide de la zone de même risque et discussion**

Aucun individu ne s'est déplacé de Boston à Saint John par circulation d'eau pour l'une ou l'autre des combinaisons de caractéristiques examinées (les résultats ne sont pas montrés). D'après ces résultats, il est peu probable que les espèces non indigènes se dispersent sans aide de Boston à Saint John en une seule année. Cela appuie le risque élevé révélé par l'étude de cas canadienne effectuée à l'aide de la procédure harmonisée conjointe (ci-dessus).

Les résultats pour chaque combinaison de paires de ports pour les 12 ports d'intérêt dans la province de Québec sont résumés au tableau 2 comme étant la connectivité portuaire moyenne (CPM) au fil des années (2009, 2011 et 2013) et les combinaisons de caractéristiques examinées. Les valeurs de connectivité minimale et maximale pour chaque paire de ports sont fournies dans l'annexe 3, et un exemple des résultats pour une combinaison de caractéristiques uniques est fourni dans l'annexe 4.

Les deux ports les plus à l'est (Saint-Augustin et Blanc-Sablon) ont donné des individus à plusieurs ports de l'ouest, en particulier ceux de La Romaine à Sept-Îles (CPM de 1,58 à 46,33), mais n'ont reçu qu'un nombre modeste d'individus de quelques ports (p. ex. Rimouski [CPM de 4,76] et Kegaska [CPM de 9,29]; tableau 2). Cela s'explique probablement par les courants de l'ouest le long de la rive nord du golfe du Saint-Laurent (figures 4 à 6), transportant des individus vers l'embouchure du fleuve Saint-Laurent. À l'ouest de Saint-Augustin et de Blanc-Sablon, certains individus ont été échangés entre Harrington Harbour, Tête-à-la-Baleine et La Tabatière (CPM de 0,07 à 1,54), mais ces ports ont donné très peu d'individus à d'autres ports (CPM de 0,00 à 0,08).

L'échange d'individus était très variable de La Romaine à Port-Menier (CPM de 0,00 à 44,29), la plupart de ces ports ayant une connectivité unidirectionnelle (tableau 2). La paire de ports ayant la plus grande connectivité bidirectionnelle hors de tous les ports examinés était Havre-Saint-Pierre et Natashquan (CPM de 19,53 et de 44,29), suivie de Havre-Saint-Pierre et La Romaine (CPM de 25,94 et de 3,25).

Les deux ports les plus à l'ouest (Rimouski et Sept-Îles) ont fait don d'un nombre modeste d'individus à plusieurs ports, en particulier ceux de Port-Menier à La Romaine (CPM de 0,33 à 9,13; tableau 2). Sept-Îles a reçu un nombre relativement élevé d'individus de quelques ports (CPM de 0,00 à 46,33), tandis que Rimouski a reçu peu d'individus dans l'ensemble (CPM de 0,01 à 1,18).

---

Dans l'ensemble, la connectivité portuaire était très variable entre les paires de ports examinées, certains ports ayant une connectivité relativement plus élevée, bien que la connectivité de la plupart des ports fût faible ou nulle (tableau 2 et annexe 3).

### **Résultats des analyses statistiques**

D'après les résultats des analyses de la taille de l'effet  $f$  de Cohen, tant la durée du stade planctonique que le site de rejet (et l'interaction entre ces facteurs) ont eu un faible effet sur la connectivité portuaire. La durée du stade planctonique et le site de rejet ont chacun produit des tailles d'effet de 0,17, tandis que l'interaction de ces deux facteurs a produit une taille d'effet légèrement plus grande de 0,21 (tableau 3). L'ampleur relativement forte de l'effet de la durée du stade planctonique indique l'importance d'examiner les durées planctoniques des espèces cibles lors de l'évaluation d'une zone de même risque. Par ailleurs, la période de fraie, le comportement de nage, l'année et les interactions entre ces facteurs ont eu un effet négligeable sur la connectivité portuaire. Toutefois, ces facteurs demeurent importants à inclure dans une évaluation selon la zone de même risque, car d'autres études ont déterminé qu'ils avaient des effets importants sur la dispersion des individus (Roughan *et al.* 2011, Daigle *et al.* 2016, Baetens *et al.* 2018).

### **Sources d'incertitude**

Le nombre total d'individus compétents en établissement qui ont atteint un port récepteur a été sous-estimé dans cette étude de cas, puisque la sortie du modèle n'a enregistré que le nombre d'individus ayant atteint un port récepteur à un moment de dispersion donné plutôt que le nombre cumulatif d'individus ayant atteint un port récepteur pendant la période d'établissement de sept jours. Dans les évaluations futures d'une zone de même risque, il faudrait que la connectivité portuaire soit fondée sur le nombre cumulatif d'individus qui s'installent dans un port récepteur après des événements de rejet afin d'améliorer l'estimation de la connectivité portuaire.

Tout modèle est une simplification de processus complexes et aura des limites dans la représentation des facteurs biologiques qui influencent la dispersion des organismes. Par exemple, les individus ont été rejetés une fois toutes les deux semaines à 01h00, mais le moment de la fraie est fondé sur divers indices environnementaux, comme la lumière, la température ou le cycle des marées (McEdward 1995). Les comportements de nage (marémotrice, nycthémerale et passive) ont été appliqués à des individus pendant toute la durée de chaque simulation, mais le comportement de nage des organismes peut changer tout au long de leur stade de développement planctonique, comme lors de la migration vers des habitats appropriés (McEdward 1995). Il est reconnu que la mortalité des organismes réduirait la probabilité que les individus atteignent un port récepteur (Cowen *et al.* 2000), mais on n'a pas tenu compte de la mortalité dans cette étude de cas pour examiner le potentiel de dispersion maximal des individus.

Enfin, l'emplacement dans le port source où les organismes sont rejetés pourrait influencer sur le nombre d'individus qui atteignent un port récepteur. Bien que la résolution spatiale du modèle biophysique ( $1/24^\circ$ ) convienne pour la modélisation de la dispersion des individus sur de grandes zones comme le golfe du Saint-Laurent, cette résolution spatiale était souvent trop grossière pour saisir des détails à plus grande échelle dans les ports (p. ex. le port de Boston). Par conséquent, des individus ont été rejetés à la frontière entre le port et la haute mer plutôt qu'à l'intérieur du port, ce qui a pu influencer sur la connectivité portuaire.

---

## EXAMEN DE LA MÉTHODE SELON LA ZONE DE MÊME RISQUE

La méthode selon la zone de même risque est souple et permet d'évaluer la dispersion d'espèces particulières, de groupes fonctionnels d'espèces ou de caractéristiques générales. La dispersion d'espèces ou de groupes fonctionnels particuliers peut être évaluée lorsque des données sur la répartition des espèces sont disponibles pour les ports ou la région d'intérêt. L'approche propre aux espèces peut évaluer la probabilité d'arrivée (par dispersion naturelle) et la survie de ces espèces dans le port récepteur, ce qui offre une plus grande certitude pour les espèces examinées (Hansen et Christensen 2018). Lors d'une évaluation propre aux espèces, il est important de déterminer si une espèce cible n'est pas capable de survivre aux conditions environnementales (température et salinité) du port récepteur, puisque ces espèces pourraient être transportées dans des eaux de ballast exemptées à des endroits qui ne sont pas accessibles par une dispersion sans aide seulement. Il est également important d'identifier et de sélectionner les espèces cibles qui peuvent survivre dans le port récepteur, car ces espèces ont une plus grande probabilité d'établissement si elles sont introduites.

Par ailleurs, une évaluation fondée sur les caractéristiques qui examine un large éventail de caractéristiques n'exige pas de données détaillées sur la répartition des espèces. Cependant, les modèles fondés sur les caractéristiques peuvent ne pas refléter la probabilité de survie des espèces dans le port récepteur, et ils n'examinent pas la capacité de dispersion précise d'une espèce en particulier. Il se peut que les données sur la répartition des espèces ne soient pas nécessaires pour effectuer une évaluation fondée sur les caractéristiques d'une zone de même risque, mais ces données peuvent fournir des renseignements précieux sur les espèces qui sont susceptibles d'être transportées dans l'eau de ballast si une exemption est accordée. Sans ces données, il est difficile de savoir si le modèle biophysique tient compte de la dispersion des espèces nuisibles précises qui sont établies au port source.

La modélisation du suivi des particules est un domaine de recherche bien établi et elle est couramment utilisée dans la gestion des pêches (p. ex. Chassé et Miller 2010), des espèces en péril (p. ex. Brennan *et al.* 2019) et des espèces envahissantes (p. ex. Brickman 2014). Toutefois, il n'existe pas actuellement de protocole détaillé pour la méthode selon la zone de même risque. De plus, il serait difficile d'élaborer un protocole normalisé applicable à toutes les demandes d'exemption pour les zones de même risque, car les méthodes de modélisation pourraient devoir être modifiées en fonction de la disponibilité des données sur la répartition des espèces (approche axée sur les espèces par opposition à l'approche fondée sur les caractéristiques), l'échelle géographique (p. ex. la résolution spatiale du modèle) et les caractéristiques biologiques et les conditions environnementales influant sur la dispersion des organismes dans une région (Stuer-Lauridsen *et al.* 2018). Néanmoins, il faut utiliser des pratiques exemplaires lors de la modélisation du suivi des particules pour s'assurer que les résultats sont de qualité suffisante pour éclairer les décisions d'exemption, puisque le résultat de l'évaluation est sensible à l'espèce cible (ou aux caractéristiques biologiques) examinée, ainsi qu'aux hypothèses et aux paramètres du modèle. Par exemple, la préférence de profondeur et la mortalité des organismes influent sur le nombre estimé d'individus qui atteignent un port récepteur (Cowen *et al.* 2000, Brennan *et al.* 2019).

Enfin, le seuil de connectivité portuaire permettant de faire la distinction entre les ports qui sont fortement ou faiblement connectés naturellement n'est pas bien défini, de sorte qu'il est difficile d'analyser les résultats de connectivité portuaire par rapport à la probabilité de propagation d'espèces non indigènes par les eaux de ballast. De plus, il serait difficile d'établir des seuils de connectivité portuaire en raison de l'incertitude élevée dans la relation entre la pression de propagation et l'établissement (CNRC 2011). En général, les ports très connectés auraient un grand nombre d'individus se dispersant du port source au port récepteur à travers les espèces

---

cibles ou les caractéristiques biologiques examinées. Il est également important de veiller à ce que les ports soient fortement reliés dans la même direction que les transferts d'eau de ballast.

## **CONCLUSION**

Cette étude a examiné les méthodes de la procédure harmonisée conjointe et de la zone de même risque qui ont été élaborées pour évaluer les demandes d'exemption à des exigences de gestion des eaux de ballast en vertu de la règle A4. La procédure harmonisée conjointe utilise les relevés portuaires pour déterminer la présence d'espèces nuisibles qui pourraient être introduites dans le port récepteur par l'eau de ballast, tandis que la méthode de la zone de même risque identifie les régions géographiques à forte connectivité naturelle. Ces deux évaluations des risques sont conformes aux lignes directrices sur l'évaluation des risques de l'OMI et on peut les adapter pour évaluer les risques d'invasion particuliers pour diverses régions biogéographiques et routes de navigation associées aux transferts d'eaux de ballast.

## **REMERCIEMENTS**

Claudio DiBacco et Devin Lyons ont fourni des renseignements sur la répartition des espèces envahissantes et la modélisation de la dispersion des espèces sur la côte est du Canada, et Oscar Casas-Monroy a fourni des conseils sur l'utilisation du logiciel statistique R.

---

## RÉFÉRENCES CITÉES

- [ACAP] Atlantic Coastal Action Program. 2020. [Community-based monitoring in Saint John Harbour](#). Data published on St. Lawrence Global Observatory-SLGO. Accessed May 28, 2021.
- Baetens, K., Gittenberger, A., Barbut, L., and Lacroix, G. 2018. Assessment of the ecological implications when installing an SRA between Belgium and the Netherlands. Final project report. Royal Belgian Institute of Natural Sciences. Operational Directorate Natural Environment, Ecosystem Modelling. 71 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.I., 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. 2020. Trends in the detection of aquatic non-indigenous species across global marine, estuarine and freshwater ecosystems: A 50-year perspective. *Divers. Distrib.* 26: 1780 – 1797.
- Brennan, C.E., Maps, F., Gentleman, W.C., Plourde, S., Lavoie, D., Chassé, J., Lehoux, C., Krumhansl, K.A., and Johnson, C.L. 2019. How transport shapes copepod distributions in relation to whale feeding habitat: Demonstration of a new modelling framework. *Prog. Oceanogr.* 171: 1 – 21.
- Brickman, D. 2014. Could ocean currents be responsible for the west to east spread of aquatic invasive species in Maritime Canadian waters? *Mar. Pollut. Bull.* 85: 235 – 243.
- Brickman, D., and Drozdowski, A. 2012. Development and validation of a regional shelf model for Maritime Canada based on the NEMO-OPA circulation model. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.* 278: vii + 57 p.
- Canada Gazette. 2019. Canada Gazette, Part I, Volume 153, Number 23: Ballast Water Regulations. Queen's Printer, 2019, Ottawa: 2541 – 2588.
- Chassé, J., and Miller, R.J. 2010. Lobster larval transport in the southern Gulf of St. Lawrence. *Fish. Oceanogr.* 19(5): 319 – 338.
- Cohen, J. 1988. *Statistical power analysis for the behavioral sciences* (second edition). Lawrence Erlbaum Associates, New York, US. 567 p.
- Cowen, R.K., Lwiza, K.M., Sponaugle, S., Paris, C.B., and Olson, D.B. 2000. Connectivity of marine populations: Open or closed? *Science* 287: 857 – 859.
- Daigle, R.M., Chassé, J., and Metaxas, A. 2016. The relative effect of behaviour in larval dispersal in a low energy embayment. *Prog. Oceanogr.* 144: 93 – 117.
- David, M., Gollasch, S., and Leppäkoski, E. 2013. Risk assessment for exemptions from ballast water management – the Baltic Sea case study. *Mar. Pollut. Bull.* 75: 205 – 217.
- Diez, J.M., Hulme, P.E., and Duncan, R.P. 2011. Using prior information to build probabilistic invasive species risk assessments. *Biol. Invasions* 14(3): 681 – 691.
- Fish, C.J., and Johnson, M.W. 1937. The biology of the zooplankton population in the Bay of Fundy and Gulf of Maine with special reference to production and distribution. *J. Biol. Board Can.* 3: 189 – 322.

- 
- Gollasch, S., David, M., and Leppäkoski, E. 2011. Pilot risk assessments of alien species transfer on intra-Baltic ship voyages (version 1.3). HELCOM Project No. 11.36. Helsinki Commission (HELCOM), Helsinki. 98 p.
- Gollasch, S., David, M., Broeg, K., Heitmüller, S., Karjalainen, M., Lehtiniemi, M., Normant-Saremba, M., Ojaveer, H., Olenin, S., Ruiz, M., Helavuori, M., Sala-Pérez, M., and Strake, S. 2020. Target species selection criteria for risk assessment-based exemptions of ballast water management requirements. *Ocean. Coast. Manage.* 183: 1 – 7.
- Hansen, F.T., and Christensen, A. 2018. Same Risk Area case study for Kattegat and Øresund. Final report. DTU Aqua report no. 335-2018. National Institute of Aquatic Resources, Technical University of Denmark. 37 p.
- HELCOM and OSPAR 2020a. [Joint harmonised procedure for the contracting parties of HELCOM and OSPAR on the granting of exemptions under International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments, regulation A-4](#). The Helsinki Commission (HELCOM) and Oslo and Paris (OSPAR) Commission. 49 p. Accessed April 2, 2021.
- HELCOM and OSPAR 2020b. [Designation of Öresund as a Same Risk Area \(SRA\)](#). Submitted by Denmark and Sweden. The Helsinki Commission (HELCOM) and Oslo and Paris (OSPAR) Commission. 5 p. Accessed May 31, 2021.
- [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. 2014. Joint HELCOM/OSPAR harmonized procedure on exemptions under regulation A-4 of the International convention for the control and management of ships' ballast water and sediments. Submitted by Estonia and Finland. PPR 2/5/2, London, UK. 5 p.
- [IMO] International Maritime Organization. 2016a. Introduction of the Same Risk Area concept in relation to the Ballast Water Management Convention. Submitted by Denmark and Interferry. MEPC 69/4/11, London, UK. 7 p.
- [IMO] International Maritime Organization. 2016b. Same Risk Area approach to exemptions under regulation A-4 of the Ballast Water Management Convention. Submitted by Singapore. MEPC 70/INF.21, London, UK. 79 p.
- [IMO] International Maritime Organization. 2016c. Comments on the proposal for regional ballast water risk assessment using the Same Risk Area approach. Submitted by Canada. MEPC 69/4/15, London, UK. 3 p.
- [IMO] International Maritime Organization. 2017a. Guidelines for the risk assessment under regulation A-4 of the BWM convention (G7). MEPC 71/17/Add.1, London, UK. 15 p.
- [IMO] International Maritime Organization. 2017b. Proposed amendments for the inclusion of the Same Risk Area concept to risk assessment in the guidelines (G7). Submitted by Belgium, Denmark, and Singapore. MEPC 71/4/24, London, UK. 5 p.
- Lacalli, T. 1981. Annual spawning cycles and planktonic larvae of benthic invertebrates from Passamaquoddy Bay, New Brunswick. *Can. J. Zool.* 59: 433 – 440.
- Lavoie, D., Chassé, J., Simard, Y., Lambert, N., Galbraith, P.S., Roy, N., and Brickman, D. 2016. Large-scale atmospheric and oceanic control on krill transport into the St. Lawrence estuary evidenced with 3D numerical modelling. *Atmos. Ocean* 54: 299 – 325.

- 
- McEdward, L. 1995. Ecology of Marine Invertebrate Larvae (1<sup>st</sup> edition). CRC Press, London, UK. 480 p.
- [NRC] National Research Council. 2011. Assessing the relationship between propagule pressure and invasion risk in ballast water. Edited by Carlton, J.T., Ruiz, G.M., Byers, J.E., Cangelosi, A., Dobbs, F.C., Grosholz E.D., Leung, B., MacIsaac, H.J., and Wonham, M.J. National Research Council (USA), Water Science and Technology Board, U.S. National Academies. 123 p.
- Quinn, B.K., Chassé, J., and Rochette, R. 2017. Potential connectivity among American lobster fisheries as a result of larval drift across the species' range in eastern North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74: 1549 – 1563.
- Roughan, M., Macdonald, H.S., Baird, M.E., and Glasby, T.M. 2011. Modelling coastal connectivity in a Western Boundary Current: Seasonal and inter-annual variability. *Deep-Sea Res PT II* 58: 628 – 644.
- Shiaris, M.P. 1989. Seasonal biotransformation of naphthalene, phenanthrene, and benzo[a]pyrene in surficial estuarine sediments. *Appl. Environ. Microb.* 55: 1391 – 1399.
- Stuer-Lauridsen, F., and Overgaard, S.B. 2014. Note on Same Risk Area. Danish Nature Agency, Denmark. 31 p.
- Stuer-Lauridsen, F., Drillet, G., Hansen, F.T., and Saunders, J. 2018. Same Risk Area: An area-based approach for the management of bio-invasion risks from ships ballast water. *Mar. Policy* 97: 147 – 155.
- Thompson, G.G., and Withers, P.C. 2003. Effect of species richness and relative abundance on the shape of the species accumulation curve. *Austral. Ecol.* 28: 355 – 360.

## TABLEAUX

Tableau 1. Liste des espèces évaluées comme espèces cibles pour l'étude de cas Boston-Saint John à l'aide de la procédure harmonisée conjointe. Les espèces doivent répondre aux trois critères pour être choisies comme espèces cibles; les répercussions d'une espèce n'ont été évaluées que si les deux autres critères étaient respectés.

Espèce	Groupe taxonomique	Critères relatifs aux espèces cibles				Espèces cibles
		Présente à Boston, mais pas à Saint John	Transportée dans les eaux de ballast	Effets négatifs mesurables		
<i>Botrylloides violaceus</i>	Tunicien	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Botryllus schlosseri</i>	Tunicien	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Caprella mutica</i>	Amphipode	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Chelura Terebrans</i>	Amphipode marin foreur de bois	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Ciona intestinalis</i>	Tunicien	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Cordylophora caspia</i>	Hydraire	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Diadumene lineata</i>	Actinie	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Didemnum vexillum</i>	Tunicien	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Diplosoma listerianum</i>	Tunicien	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	Amphipode	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Myosotella Myosotis</i>	Escargot	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Ostrea edulis</i>	Huître	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Praunus flexuosus</i>	Mysis	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Styela Canopus</i>	Tunicien	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Styela clava</i>	Tunicien	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Teredo navalis</i>	Palourde d'eau salée	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Tricellaria inopinata</i>	Bryzoaire	Oui	Non	Non évalué	Non	
<i>Bugulina simplex</i>	Bryzoaire	Oui	Inconnu	Non	Non	
<i>Ianiropsis serricaudis</i>	Isopode	Oui	Oui	Non	Non	
<i>Melanothamnus harveyi</i>	Algue rouge	Oui	Oui	Non	Non	
<i>Palaemon macrodactylus</i>	Crevette	Oui	Oui	Non	Non	
<i>Agarophyton vermiculophyllum</i>	Algue rouge	Oui	Oui	Oui	Oui	
<i>Ascidella aspersa</i>	Tunicien	Oui	Oui	Oui	Oui	
<i>Carcinus maenas</i>	Crabe	Oui	Oui	Oui	Oui	
<i>Grateloupia Turuturu</i>	Algue rouge	Oui	Oui	Oui	Oui	
<i>Hemigrapsus sanguineus</i>	Crabe	Oui	Oui	Oui	Oui	
<i>Membranipora membranacea</i>	Bryzoaire	Oui	Oui	Oui	Oui	
<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	Fausse moule	Oui	Oui	Oui	Oui	

*Tableau 2. Connectivité portuaire moyenne au cours des trois années (2009, 2011 et 2013) et combinaisons de caractéristiques examinées à l'aide de la méthode de la zone de même risque. L'évaluation de la connectivité portuaire était fondée sur l'événement de rejet, le plus grand nombre d'individus atteignant un port récepteur à un moment donné pendant la période de compétence de sept jours. Les valeurs de connectivité portuaire sont relatives au nombre total d'individus dans un événement de rejet unique (1 000 individus).*

Port récepteur	Rimouski	Sept-Îles	Port-Menier	Havre-Saint-Pierre	Natashquan	Kegaska	La Romaine	Port de Harrington	Tête-à-la-Baleine	La Tabatière	Saint-Augustin	Blanc-Sablon
Rimouski	S.O.	0,39	0,01	0,01	0,07	0,56	0,03	0,08	0,07	0,01	1,18	0,43
Sept-Îles	6,28	S.O.	0,00	0,03	0,06	29,39	0,01	0,04	0,07	0,01	9,00	46,33
Port-Menier	2,29	4,10	S.O.	5,47	4,93	3,47	7,46	0,04	0,04	0,00	2,46	3,36
Havre-Saint-Pierre	5,24	7,01	0,00	S.O.	44,29	4,17	3,25	0,01	0,01	0,00	3,78	5,03
Natashquan	5,33	9,13	0,00	19,53	S.O.	4,81	0,31	0,03	0,00	0,00	3,75	5,47
Kegaska	6,36	0,33	0,01	0,06	0,11	S.O.	0,06	0,04	0,00	0,01	24,58	1,58
La Romaine	2,92	3,72	0,03	25,94	12,29	3,46	S.O.	0,03	0,01	0,00	2,47	3,22
Port de Harrington	0,83	1,22	1,43	1,53	1,47	1,06	1,64	S.O.	1,54	1,31	0,74	0,94
Tête-à-la-Baleine	0,06	0,04	0,33	0,14	0,10	0,06	0,14	0,07	S.O.	0,58	0,03	0,04
La Tabatière	1,58	2,40	9,28	4,43	4,28	2,17	6,11	1,43	0,26	S.O.	1,54	2,31
Saint-Augustin	4,76	0,13	0,00	0,01	0,01	0,21	0,00	0,00	0,03	0,00	S.O.	0,21
Blanc-Sablon	2,78	1,04	0,00	0,06	0,03	9,29	0,00	0,00	0,00	0,01	2,63	S.O.

Tableau 3. Résultats des analyses de variance (ANOVA) portant sur les effets de l'année (Y), de la durée du stade planctonique (P), de la période de reproduction (R), du comportement de nage (B) et du site de rejet (S) sur la connectivité portuaire. Les valeurs de la taille de l'effet ont été calculées comme f de Cohen, où les valeurs supérieures à 0,10, 0,25 et 0,40 indiquent respectivement des effets petits, moyens et grands.

Facteurs et interactions	df	F	p		f de Cohen
Y	2	0,65	0,520	-	0,01
P	3	79,43	< 0,001	***	0,17
R	1	5,55	0,018	*	0,03
B	2	1,01	0,365	-	0,02
S	11	21,81	< 0,001	***	0,17
Y * P	6	1,07	0,381	-	0,03
Y * R	2	3,11	0,045	*	0,03
P * R	3	1,26	0,286	-	0,02
Y * B	4	0,13	0,972	-	0,01
P * B	6	1,92	0,073	-	0,04
R * B	2	0,66	0,514	-	0,01
Y * S	22	0,28	1,000	-	0,03
P * S	33	11,23	< 0,001	***	0,21
R * S	11	0,74	0,698	-	0,03
B * S	22	0,23	1,000	-	0,02
Y * P * R	6	2,14	0,045	*	0,04
Y * P * B	12	0,13	1,000	-	0,01
Y * R * B	4	0,20	0,941	-	0,01
P * R * B	6	0,34	0,913	-	0,02
Y * P * S	66	0,32	1,000	-	0,05
Y * R * S	22	0,30	0,999	-	0,03
P * R * S	33	0,56	0,980	-	0,05
Y * B * S	44	0,06	1,000	-	0,02
P * B * S	66	0,22	1,000	-	0,04
R * B * S	22	0,08	1,000	-	0,01
Y * P * R * B	12	0,14	1,000	-	0,01
Y * P * R * S	66	0,29	1,000	-	0,05
Y * P * B * S	132	0,05	1,000	-	0,03
Y * R * B * S	44	0,07	1,000	-	0,02
P * R * B * S	66	0,07	1,000	-	0,02
Y * P * R * B * S	132	0,06	1,000	-	0,03

Valeurs importantes  
p < 0,05 \*  
p < 0,01 \*\*  
p < 0,001 \*\*\*

---

## FIGURES

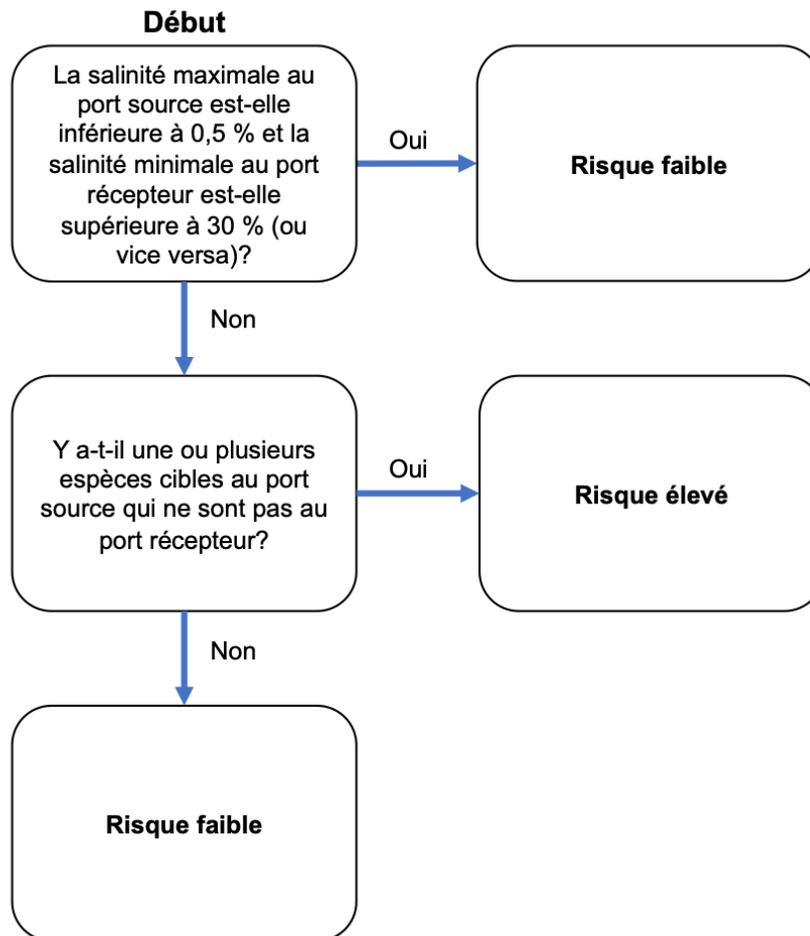


Figure 1. L'arbre de Décision de la Procédure Harmonisée Conjointe que l'on utilise pour déterminer le risque de transfert par les eaux de ballast.

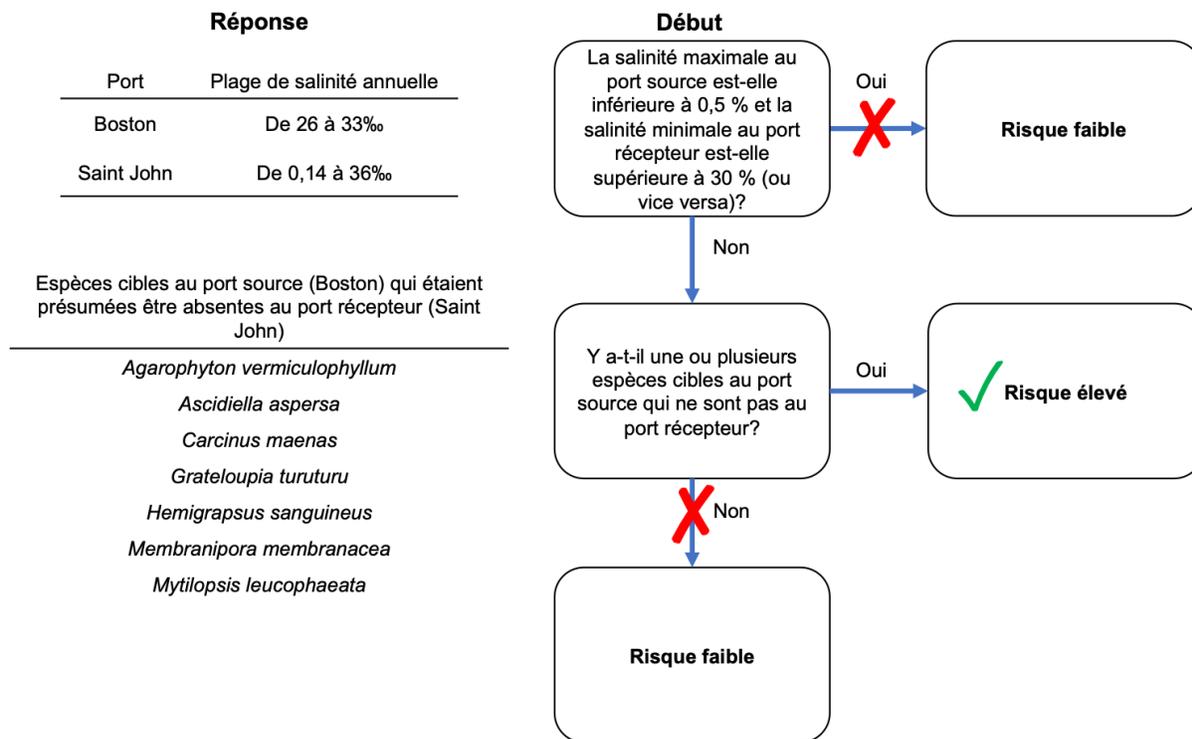


Figure 2. Résultat de l'arbre de Décision de la Procédure Harmonisée Conjointe pour la route de navigation Boston-Saint John.

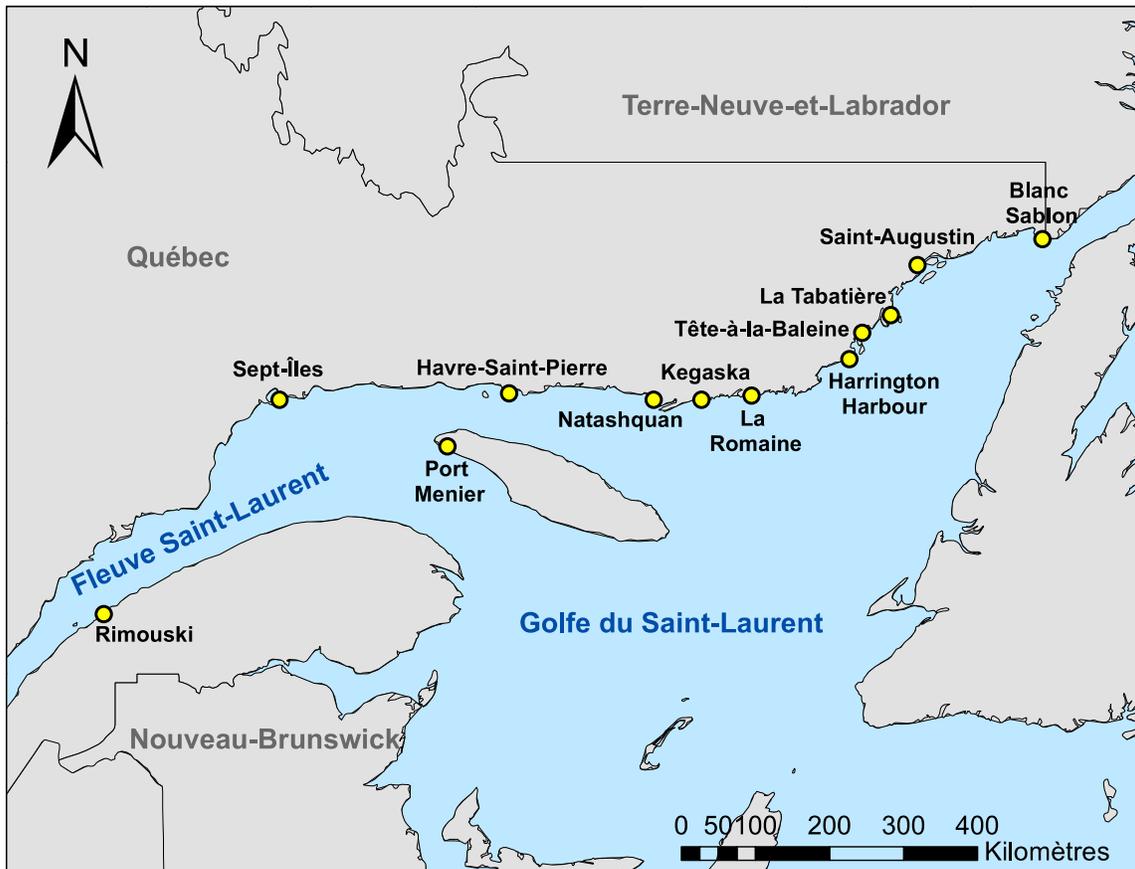


Figure 3. Les 12 ports de la province de Québec examinés dans l'étude de cas canadienne effectuée à l'aide de la zone de même risque.

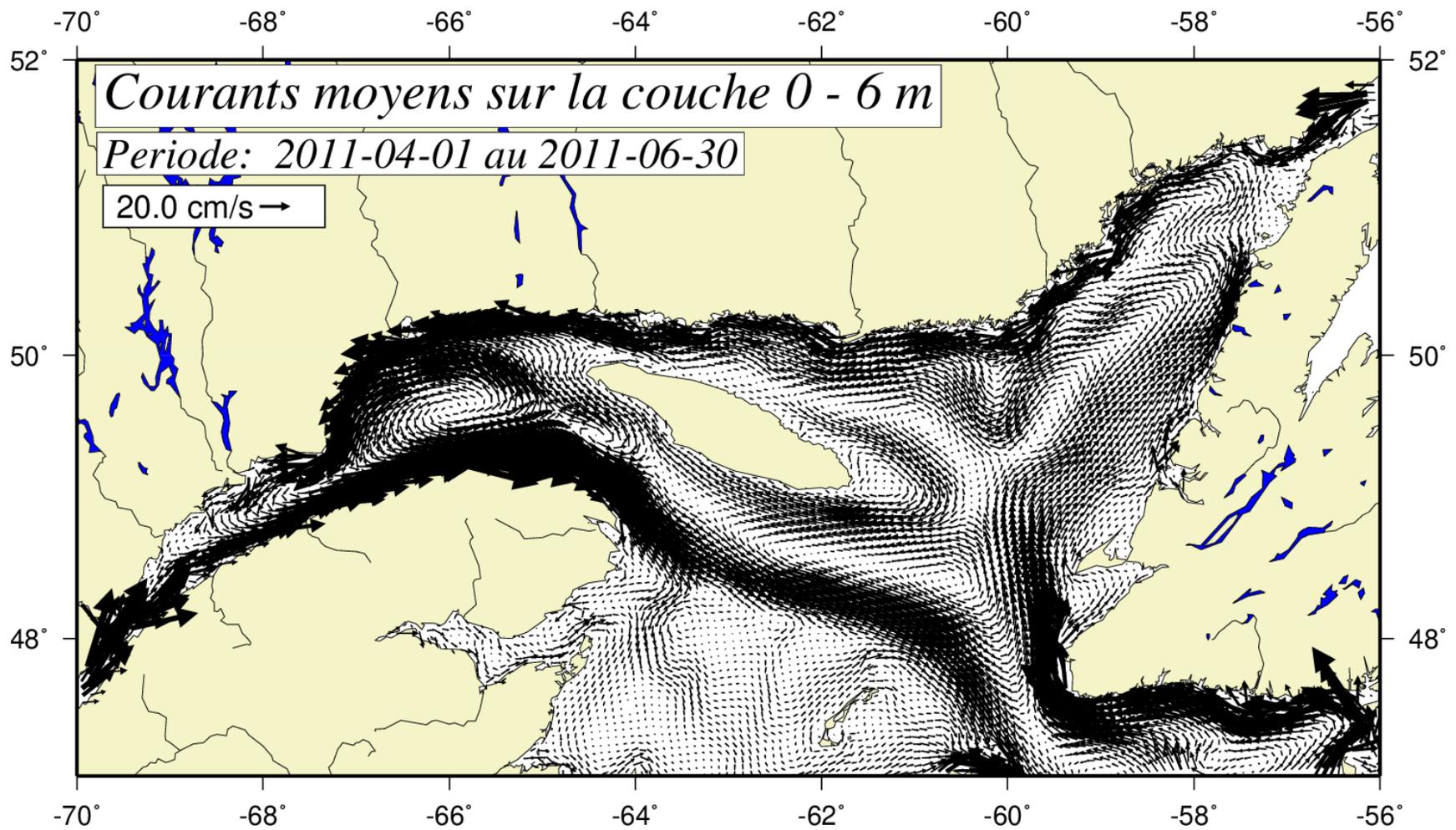


Figure 4. Circulation de l'eau dans le golfe du Saint-Laurent au printemps (d'avril à juin) en 2011.

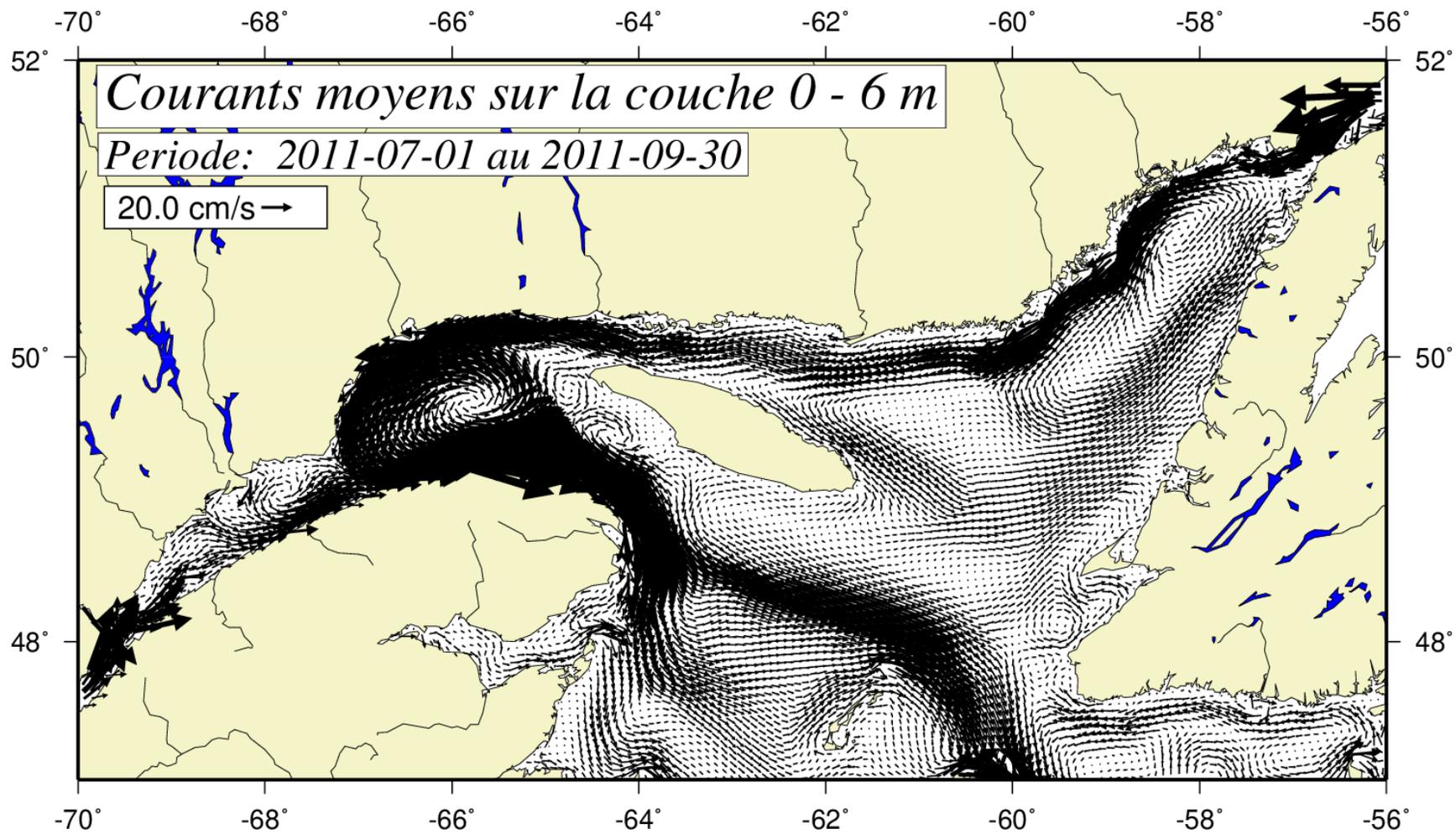


Figure 5. Circulation de l'eau dans le golfe du Saint-Laurent à l'été (de juillet à septembre) en 2011.

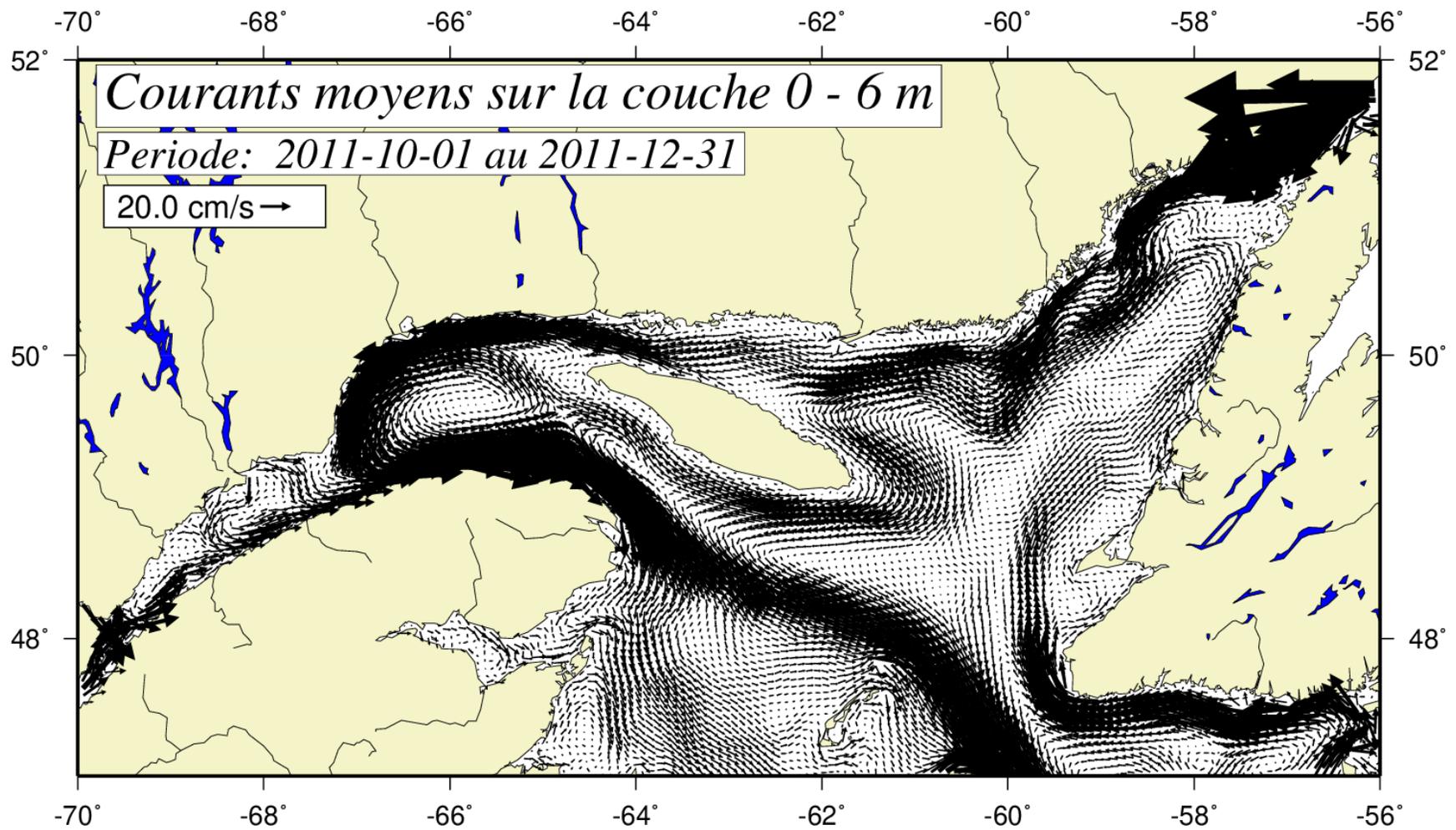


Figure 6. Circulation de l'eau dans le golfe du Saint-Laurent à l'automne (d'octobre à décembre) en 2011.

---

## ANNEXES

### Annexe 1. Glossaire et définitions

Terme	Définition
<i>Lignes directrices pour l'évaluation des risques en vertu de la règle A4 de la Convention BWM (G7)</i>	Les lignes directrices pour l'évaluation des risques du G7 de l'OMI décrivent la procédure à suivre pour accorder des exemptions à des exigences de gestion des eaux de ballast en vertu de la règle A-4 de la Convention (p. ex. les types d'évaluation des risques que l'on peut utiliser pour évaluer le risque d'accorder des exemptions).
<i>Convention internationale de 2004 pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires [la Convention]</i>	Traité maritime international établissant des normes et des procédures pour la gestion des eaux de ballast et des sédiments des navires.
Organisation maritime internationale (OMI)	Agence spécialisée des Nations Unies qui réglemente le transport maritime.
Procédure harmonisée conjointe	La procédure harmonisée conjointe utilise les données des relevés portuaires et un arbre de décision pour évaluer le risque en fonction des différences de salinité entre les ports et de la présence d'espèces cibles au port source qui ne se trouvent pas au port récepteur.
Port récepteur	Port où l'eau de ballast est déchargée.
Règle A-4	La règle A-4 de la Convention permet aux États d'accorder des exemptions aux exigences de la norme de rendement des eaux de ballast dans les eaux relevant de leur compétence lorsque les critères suivants sont respectés : <ol style="list-style-type: none"><li>1. les navires effectuent un voyage ou des voyages entre des ports ou des emplacements spécifiés ou les navires opèrent exclusivement entre des ports ou des emplacements spécifiés;</li><li>2. les navires ne mélangent pas les eaux de ballast ou les sédiments autrement qu'entre ces ports;</li><li>3. les exemptions sont examinées au moins tous les cinq ans;</li><li>4. les exemptions sont accordées en fonction des lignes directrices pour l'évaluation des risques de l'OMI en vertu de la règle A4 de la Convention BWM (G7).</li></ol>
Règle D-2	La règle D-2 de la Convention est une norme de rendement des eaux de ballast qui fixe des limites de concentration d'organismes viables dans les eaux de ballast rejetées. La plupart des navires doivent se conformer à la règle D-2 en utilisant des systèmes de gestion des eaux de ballast à bord pour traiter leurs eaux de ballast.
Zone de même risque	L'approche axée sur la zone de même risque permet d'évaluer si les espèces cibles sont susceptibles de se disperser sans aide par la circulation de l'eau vers les ports récepteurs, peu importe leur transport dans les eaux de ballast.
Port source	Port où l'eau de ballast est chargée.
Espèces cibles	Espèces préoccupantes qui pourraient être transportées dans les eaux de ballast ou les sédiments et qui pourraient endommager l'environnement, la santé humaine, les biens ou les ressources, ou encore leur nuire. Les espèces cibles sont définies pour un port, un emplacement, une région ou un État.

---

---

Annexe 2. Liste des espèces cibles de HELCOM et d'OSPAR pour la mer Baltique et l'Atlantique Nord-Est.

---

Nom de l'espèce
<i>Acartia tonsa</i>
<i>Alexandrium acatenella</i>
<i>Alexandrium monilatum</i>
<i>Alexandrium ostenfeldii</i>
<i>Amphibalanus eburneus</i>
<i>Anadara transversa</i>
<i>Arcuatula senhousia</i>
<i>Asterias amurensis</i>
<i>Brachidontes pharaonis</i>
<i>Callinectes sapidus</i>
<i>Caprella mutica</i>
<i>Caulerpa cylindracea</i>
<i>Caulerpa taxifolia</i>
<i>Cercopagis pengoi</i>
<i>Chama pacifica</i>
<i>Chionoecetes opilio</i>
<i>Corbicula fluminea</i>
<i>Coscinodiscus wailesii</i>
<i>Crassostrea gigas</i>
<i>Crepidula fornicata</i>
<i>Didemnum vexillum</i>
<i>Dikerogammarus villosus</i>
<i>Dinophysis sacculus</i>
<i>Dreissena bugensis</i>
<i>Dreissena polymorpha</i>
<i>Dreissena rostriformis bugensis</i>
<i>Elminius modestus</i>
<i>Ensis americanus</i>
<i>Ensis directus</i>
<i>Eriocheir sinensis</i>
<i>Fibrocapsa japonica</i>
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>

---

---

Nom de l'espèce

*Gammarus tigrinus*  
*Gracilaria vermiculophylla*  
*Grateloupia turuturu*  
*Grateulopia doryphora*  
*Halophila stipulacea*  
*Hemigrapsus sanguineus*  
*Hemigrapsus takanoi*  
*Hemimysis anomala*  
*Hydroides dianthus*  
*Hydroides elegans*  
*Karenia mikimotoi*  
*Lophocladia lallemandii*  
*Marenzelleria neglecta*  
*Marenzelleria viridis*  
*Microcosmus squamiger*  
*Mnemiopsis leidyi*  
*Mytilopsis leucophaeata*  
*Mytilus galloprovincialis*  
*Neogobius melanostomus*  
*Palaemon elegans*  
*Palaemon macrodactylus*  
*Paralithodes camtschatica*  
*Pfiesteria piscicida*  
*Phaeocystis pouchetii*  
*Potamocorbula amurensis*  
*Pseudochattonella verruculosa*  
*Rangia cuneata*  
*Rapana venosa*  
*Rhithropanopeus harrisi*  
*Styela clava*  
*Styopodium schimperi*  
*Undaria pinnatifida*

---

*Annexe 3. Connectivité minimale et maximale des ports au cours des trois années (2009, 2011 et 2013) et combinaisons de caractéristiques examinées. L'évaluation de la connectivité portuaire était fondée sur l'événement de rejet avec le plus grand nombre d'individus atteignant un port récepteur à un moment donné pendant la période de compétence de sept jours. Les valeurs de connectivité portuaire sont relatives au nombre total d'individus dans un événement de rejet unique (1 000 individus).*

Port récepteur	Rimouski	Sept-Îles	Port-Menier	Havre-Saint-Pierre	Natashquan	Kegaska	La Romaine	Harrington Harbour	Tête-à-la-Baleine	La Tabatière	Saint-Augustin	Blanc-Sablon
Rimouski	0 – 0	0 – 6	0 – 1	0 – 1	0 – 2	0 – 10	0 – 1	0 – 4	0 – 3	0 – 1	0 – 12	0 – 6
Sept-Îles	0 – 40	0 – 0	0 – 0	0 – 1	0 – 1	0 – 205	0 – 1	0 – 1	0 – 1	0 – 1	0 – 88	0 – 347
Port-Menier	0 – 11	0 – 27	0 – 0	0 – 22	0 – 26	0 – 22	0 – 34	0 – 1	0 – 1	0 – 0	0 – 11	0 – 18
Havre-Saint-Pierre	0 – 28	0 – 48	0 – 0	0 – 0	0 – 267	0 – 26	0 – 30	0 – 1	0 – 1	0 – 0	0 – 23	0 – 31
Natashquan	0 – 41	0 – 71	0 – 0	0 – 145	0 – 0	0 – 37	0 – 3	0 – 1	0 – 0	0 – 0	0 – 23	0 – 34
Kegaska	0 – 40	0 – 4	0 – 1	0 – 2	0 – 2	0 – 0	0 – 1	0 – 1	0 – 0	0 – 1	0 – 131	0 – 15
La Romaine	0 – 15	0 – 22	0 – 2	0 – 190	0 – 89	0 – 19	0 – 0	0 – 1	0 – 1	0 – 0	0 – 14	0 – 22
Harrington Harbour	0 – 7	0 – 7	0 – 9	0 – 11	0 – 16	0 – 5	0 – 9	0 – 0	0 – 13	0 – 8	0 – 4	0 – 7
Tête-à-la-Baleine	0 – 2	0 – 1	0 – 7	0 – 4	0 – 2	0 – 2	0 – 4	0 – 2	0 – 0	0 – 6	0 – 1	0 – 1
La Tabatière	0 – 10	0 – 20	0 – 58	0 – 23	0 – 23	0 – 16	0 – 36	0 – 13	0 – 8	0 – 0	0 – 14	0 – 22
Saint-Augustin	0 – 36	0 – 2	0 – 0	0 – 1	0 – 1	0 – 4	0 – 0	0 – 0	0 – 1	0 – 0	0 – 0	0 – 5
Blanc-Sablon	0 – 26	0 – 34	0 – 0	0 – 2	0 – 1	0 – 71	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 1	0 – 24	0 – 0

*Annexe 4. Connectivité portuaire pour une durée de stade planctonique d'une semaine avec comportement de nage sur 24 heures et période de fraie printanière au cours des trois années (2009, 2011 et 2013) examinées. L'évaluation de la connectivité portuaire était fondée sur l'événement de rejet avec le plus grand nombre d'individus atteignant un port récepteur à un moment donné pendant la période de compétence de sept jours. Les valeurs de connectivité portuaire sont relatives au nombre total d'individus dans un événement de rejet unique (1 000 individus).*

Port récepteur	Rimouski	Sept-Îles	Port-Menier	Havre-Saint-Pierre	Natashquan	Kegaska	La Romaine	Harrington Harbour	Tête-à-la-Baleine	La Tabatière	Saint-Augustin	Blanc-Sablon
Rimouski	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0
Sept-Îles	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	144 – 205	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	17 – 80	115 – 210
Port-Menier	0 – 0	0 – 1	0 – 0	0 – 12	0 – 7	0 – 0	0 – 30	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0
Havre-Saint-Pierre	0 – 0	1 – 21	0 – 0	0 – 0	126 – 224	0 – 2	0 – 23	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 14
Natashquan	0 – 0	6 – 29	0 – 0	12 – 145	0 – 0	0 – 3	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 14
Kegaska	4 – 20	0 – 2	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	86 – 131	3 – 13
La Romaine	0 – 0	0 – 1	0 – 0	78 – 100	64 – 87	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0
Harrington Harbour	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0
Tête-à-la-Baleine	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0
La Tabatière	0 – 0	0 – 0	0 – 5	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0
Saint-Augustin	4 – 5	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0
Blanc-Sablon	0 – 0	0 – 21	0 – 0	0 – 0	0 – 0	10 – 52	0 – 0	0 – 0	0 – 0	0 – 0	2 – 8	0 – 0