Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2019/025

Région des Maritimes

Aperçu biophysique et écologique du site d'intérêt (SI) des îles de la côte Est

Nicholas W. Jeffery, Susan G. Heaslip, Lydia A. Stevens et Ryan R.E. Stanley

Division des sciences des écosystèmes côtiers, Pêches et Océans Canada
Institut océanographique de Bedford
C.P. 1006, 1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
Canada B2Y 4A2

Juin 2020

Canada

Avant-propos

Cette série de documents présente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon des 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 (ON) K1A 0E6

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

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Jeffery, N.W., Heaslip, S.G., Stevens, L.A., et Stanley, R.R.E. 2019. Aperçu biophysique et écologique du site d'intérêt (SI) des îles de la côte Est. Sec. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/025. xiii + 149 p.

Also available in English:

Jeffery, N.W., Heaslip, S.G., Stevens, L.A., and Stanley, R.R.E. 2019. Biophysical and Ecological Overview of the Eastern Shore Islands Area of Interest (AOI). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/025. xiii + 138 p.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX v
LISTE DES FIGURES vi
LISTE DES COLLABORATEURS ix
LISTE D'ACRONYMES xi
RÉSUMÉ xiii
INTRODUCTION 1
CONTENU DE L'APERÇU 1
CADRE PHYSIQUE 3
DIVERSITÉ D'HABITATS 3
GÉOLOGIE DES CÔTES ET DES FONDS MARINS 3
Substrat rocheux 3
Glaciation et dépôts glaciaires 4
Élévation post-glaciaire du niveau de la mer et dépôts correspondants 4
Dépôt postglaciaire dans les baies et les arrière-ports 5
Comparaison avec le plateau central de l'Atlantique 5
Liens entre la géologie et la biologie 6
OCÉANOGRAPHIE PHYSIQUE 7
OCÉANOGRAPHIE CHIMIQUE 8
Nutriments 8
Oxygène 9
Contaminants 9
PARAMÈTRES DES EFFETS ANTHROPIQUES 11
Impacts à l'échelle de la baie 12
Impacts à l'échelle de l'herbier marin 13
Résultats 13
DESCRIPTION BIOLOGIQUE 14
RELEVÉS DE RECHERCHE DANS LES ÎLES DE LA CÔTE EST 14
PLANCTON 15
Phytoplancton et autres microbes 15
Zooplancton 16
HABITATS ET COMMUNAUTÉS BENTHIQUES 16
Classification des habitats et communautés benthiques des îles de la côte Est 16
MACROPHYTES AQUATIQUES 18
Zostère 18
Marais salé 20
Macroalgues (algues marines et varech) 21
INVERTÉBRÉS 24
Diversité 24

Espèces envahissantes....25
Éponges et cnidaires....27
Tuniciers....27
Homard....28
Crabe....29
Échinodermes....29
Polychètes....30
Mollusques....31
Autres invertébrés....32
POISSONS....32
Diversité des poissons....32
POISSONS PÉLAGIQUES ET DIADROMES....33
Saumon de l'Atlantique....33
Gaspareau....34
Anguille d'Amérique....35
Thonidés et maquereau....35
Hareng de l'Atlantique....36
Requins....37
POISSONS BENTHIQUES ET DÉMERSAUX....38
Morue franche....38
Aiglefin....39
Goberge....39
Loup de mer....40
Merluche....40
Poissons plats....41
Tanche-tautogue....42
Raies....43
Lançon....43
MAMMIFÈRES MARINS....43
OISEAUX DE MER....45
MIGRATIONS....47
Poissons de fond....47
Poissons pélagiques et tortues....48
Invertébrés visés par une récolte commerciale....49
Oiseaux....49
ESPÈCES EN PÉRIL....50
CHANGEMENTS À LONG TERME, RÉSILIENCE ET CAPACITÉ DE RÉTABLISSEMENT....50
SOURCES D'INCERTITUDE ET LACUNES DANS LES DONNÉES....53
SYNTHÈSE DE L'ÉCOSYSTÈME....56
SOMMAIRE....57

RÉFÉRENCES CITÉES.....57
TABLEAUX.....76
FIGURES.....117

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Priorités de conservation fondées sur les caractéristiques écologiques clés relevées au cours du processus de sélection des îles de la côte Est comme site d'intérêt, puis révisées en fonction des renseignements disponibles. La justification de chacune de ces priorités est également fournie. 76

Tableau 2. Liste des sites de la côte Est, organisée d'ouest en est, avec leurs indices d'eutrophisation (IE) d'après Strain et Yeats (1999). Les sites dont l'indice d'IE a une valeur élevée sont plus sujets à l'eutrophisation. 78

Tableau 3. Emplacement, protection des terres côtières entourant toute la baie, couverture urbaine dans le bassin versant, couverture agricole dans le bassin versant, densité de la population humaine dans le bassin versant, charge en azote par zone de l'estuaire, charge en azote totale, modification des terres riveraines, structure au-dessus de l'eau, nombre le plus probable (NPP) de coliformes fécaux et étendue de l'invasion mesurée en pourcentage de la couverture, qui est une moyenne sur 10 ans des espèces aquatiques envahissantes. 79

Tableau 4. Données du relevé sentinelle dans les divisions 4VsW. Les nombres représentent le nombre de traits qui ont permis de détecter les espèces indiquées dans la colonne Espèces. La morue franche était l'espèce la plus couramment détectée dans le SI des îles de la côte Est, qui est incluse dans la colonne des données de la Zone côtière, elle-même incluse dans la colonne Sentinelle (qui comprend les collectes au large). 80

Tableau 5. Espèces détectées par Hunt et al. (2017) dans différentes parties de l'Atlantique Nord-Ouest. La présence (1=Présent, 0=Absent) de ces poissons et invertébrés montre des assemblages fauniques différents dans chaque région. 83

Tableau 6. Catégories de classification biotique et abiotique pour l'analyse des images de transects vidéo à 9 sites dans la zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) des îles de la côte Est, utilisées dans le relevé vidéo de 2007. 85

Tableau 7. Classification benthique utilisée dans le relevé vidéo de 2017 (Vandermeulen 2018b). 87

Tableau 8. Tranches d'eau des plantes et des algues communes présentes dans le site d'intérêt des îles de la côte Est (modifiées d'après Khan et al. 2018). 89

Tableau 9. Liste des espèces animales et de macrophytes trouvées associées à des herbiers de fucus (Ascophyllum nodosum) et de zostère (Zostera marina) dans la région des îles de la côte Est. 90

Tableau 10. Menaces potentielles présentant un niveau élevé de préoccupation pour le saumon de l'Atlantique des hautes terres du Sud (HTS) (Salmo salar) dans le milieu d'eau douce. Modifiées d'après Bowlby et al. (2014). 101

Tableau 11. Menaces potentielles présentant un niveau élevé de préoccupation pour le saumon de l'Atlantique des hautes terres du Sud (HTS) (Salmo salar) dans le milieu marin. Modifiées d'après Bowlby et al. (2014). 102

Tableau 12. Données sur les observations de baleines, de phoques et de tortues de mer tirées de la base de données sur les observations de baleines (OESD 2018) pour la plate-forme Néo-Écossaise de 2007 à 2017. Les nombres n'ont pas été vérifiés et les observations sont fondées sur une base opportuniste. Les observations peuvent être signalées par des personnes ayant une expertise variée en identification des mammifères marins.....103

Tableau 13**.** Espèces présentes dans le site d'intérêt ou à proximité, classées en ordre alphabétique de la population ou de l'unité désignable (UD); leur statut de conservation, y compris l'année de la dernière évaluation par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC); la raison de la désignation; le statut de risque selon la Loi sur les espèces en péril (LEP) et l'année de la désignation si l'espèce a été inscrite sur l'annexe 1; les remarques sur la présence de l'espèce dans le SI ou à proximité. 111

Tableau 14**.** Sommaire des prévisions climatiques de 2075 pour le SI des îles de la côte Est et la zone de planification côtière (zone côtière), classées par saison : hiver (janvier à mars), printemps (avril à juin), été (juillet à septembre) et automne (octobre à décembre). Les prévisions sont établies pour la couche de surface supérieure ou en profondeur. La variation moyenne de la salinité et de la température, avec les écarts-types, est indiquée. Se reporter à Brickman et al. (2016) pour obtenir plus de détails sur la projection climatique (profil représentatif d'évolution de concentration 8.5 du Nucleus for European Modelling of the Ocean). 113

Tableau 15. Détermination des lacunes dans les connaissances, des raisons pour lesquelles elles existent et des solutions possibles.....115

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Zone d'intérêt des îles de la côte Est (ZI; zone bleue ombrée) en Nouvelle-Écosse. Les limites du SI ne sont pas définitives, peuvent être modifiées et ne reflètent pas nécessairement les limites d'une ZPM proposée. Base géographique : Carte marine 4013 du Service hydrographique du Canada (à ne pas utiliser pour la navigation). 117

Figure 2. Carte altimétrique numérique avec effet de relief, illustrant la bathymétrie de la région des îles de la côte Est à une résolution de 35 m. 118

Figure 3. Zone d'étude des îles de la côte Est (zone en bleu et délimitée) avec les emplacements mentionnés dans le document.....119

Figure 4. Géologie de la côte Est de la Nouvelle-Écosse. La région côtière est dominée par un substrat rocheux avec par endroits une fine épaisseur de sable, de gravier et de till glaciaire. Les zones boueuses sont prédominantes dans les bras de mer et plus au large. Les panneaux présentant des caractéristiques géologiques détaillées renvoient aux encadrés ou aux transects indiqués dans le panneau de la carte.....120

Figure 5. Courants côtiers et bancs de la Nouvelle-Écosse. Recréé d'après Bundy et al. (2014). 121

Figure 6. Données des enregistreurs de température, recueillies dans divers sites côtiers de la Nouvelle-Écosse. Les appareils ont été déployés entre 5 et 15 m de profondeur et l'échantillonnage a eu lieu de juin à septembre. Les données sont présentées comme des moyennes quotidiennes lissées au moyen d'une fenêtre glissante de 5 jours. 122

Figure 7. Paramètre normalisé des effets anthropiques pour un sous-ensemble de sites sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse. Chaque pétale coloré représente une mesure de l'effet anthropique, l'anneau extérieur de chaque cercle représentant la cote de l'effet maximal

possible (c.-à-d. que les pétales qui occupent plus d'espace représentent une cote plus élevée de cet effet). Les cotes d'effet sont exprimées par rapport à tous les autres sites le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse. Les points verts sur la carte indiquent l'emplacement des herbiers marins. Le paramètre de l'effet anthropique a été calculé pour tous les points affichés sur cette carte (et pour 179 autres sites le long des côtes de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick et de l'Île-du-Prince-Édouard), mais aux fins du présent rapport, il n'est indiqué que pour sept sites. Source : Murphy et al. (2019). 123

Figure 8. A) Graphique de positionnement multidimensionnel non métrique des données sur la présence et l'absence de poissons marins et d'invertébrés d'après Hunt et al. (2017), montrant des assemblages uniques parmi la zone néritique de la plate-forme Néo-Écossaise, le golfe du Saint-Laurent et la baie de Fundy/le golfe du Maine. B) Dendrogramme fondé sur les mêmes données, qui montre que l'est de la plate-forme Néo-Écossaise se distingue de l'ouest de cette plate-forme et en particulier que les sites adjacents aux îles de la côte Est (points noirs) forment une grappe distincte et unique. 124

Figure 9. Courbes d'accumulation des espèces d'après les données de Hunt et al. (2017), montrant que la richesse en espèces est la plus grande dans les sites immédiatement adjacents à la côte Est (points noirs dans la zone néritique de la plate-forme Néo-Écossaise) et qu'elle n'a pas atteint un plateau. De même, on n'a pas observé de plateau dans la baie de Fundy et le golfe du Maine, mais on a échantillonné moins de sites. 125

Figure 10. Photos des éléments suivants : a) un lit de varech à l'île Goose, b) un benthos dominé par le gazon algal à l'île Harbour-A, c) un benthos dominé par les fucoïdes à l'île Sober et d) une parcelle de Codium fragile à l'île Harbour-A, dans le site d'intérêt des îles de la côte Est. Images de la vidéo enregistrée en 2007. 126

Figure 11. Pourcentage de la couverture des types dominants d'algues formant des habitats (Fucus sp., varech et gazon algal) à 9 sites dans le site d'intérêt des îles de la côte Est. Données tirées du relevé vidéo de 2007. 127

Figure 12. Pourcentage de la couverture des espèces de varech à 9 sites dans la zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) des îles de la côte Est. Données tirées du relevé vidéo de 2007. 128

Figure 13. Emplacement des herbiers de zostère (Zostera marina) d'après les analyses effectuées par Allard et al. (2014), données originales de Hanson et Calkins (1996). Depuis 2018, on a connaissance d'autres herbiers de zostère à l'île Cable, dans la région de Ship Harbour, au large de Tangier et dans le parc provincial de Taylor Head. 129

Figure 14. Densité et richesse des poissons et des animaux benthiques associés aux herbiers de zostère à six sites de la côte sud à la côte Est. 130

Figure 15. Biomasse au-dessus du sol et densité des pousses de zostère (Zostera marina) dans les sept sites mentionnés dans la section sur les paramètres des effets anthropiques. La densité des pousses a été mesurée en 2007, 2013, 2015 et 2017 pendant les relevés menés par Melisa Wong (2013, 2017) ou Heike Lotze (2007, 2013, 2015)[6]. Les barres d'erreur représentent 1 écart-type (É-T). La densité des pousses d'herbiers marins a été mesurée dans 10 à 11 quadrats répétés dans chaque lit d'herbier marin. On a constaté que les lits d'herbiers marins n'étaient plus présents à deux endroits (Second Peninsula et Musquodoboit Harbour) les années d'échantillonnage suivantes. Données tirées de Schmidt et al. (2011), Cullain et al. (2017), Wong (inédit). 131

Figure 16. Répartition des marais salés le long de la côte Est d'après des analyses d'Allard et al. (2014), données originales de Hanson et Calkins (1996). 132

Figure 17. Poids humide et hauteur de la canopée de fucus (Ascophyllum nodosum) dans des sites de la côte sud et de la côte Est de la Nouvelle-Écosse. Les sites ont été échantillonnés en 2006, 2012 et 2016, mais seul le site de Jeddore-Est a été échantillonné chaque année. Données tirées de Schmidt et al. (2011), Kay et al. (2016), Lotze et al. (inédit).....133

Figure 18. Densité et richesse en espèces de poissons et d'animaux benthiques associées aux lits de fucus (Ascophyllum nodosum) dans le sud de la Nouvelle-Écosse et sur la côte Est. La richesse et l'abondance ont tendance à être plus grandes sur la côte Est. Données tirées de Schmidt et al. (2011), Kay et al. (2016), Vercaemer et al. (2018) et Lotze et al. (inédit). 134

Figure 19. Zones de pêche du homard (ZPH) 32 et 31B en Nouvelle-Écosse et polygone montrant la partie ouest de la limite de la zone d'étude des îles de la côte Est. La majeure partie de la zone d'étude des îles de la côte Est se trouve dans la ZPH 32. 135

Figure 20. Le panneau du haut montre les débarquements pour les zones de pêche du homard (ZPH) 27, 31A, 31B, 32, 33 et 34 pour la période 2001–2017. Le panneau du bas montre les captures par unité d'effort (CPUE) pour les ZPH 27, 32 et 34 pour la période 2001–2016. Bien que les tendances des prises soient légèrement à la hausse dans les ZPH 31 et 32, qui chevauchent les îles de la côte Est, ces débarquements sont d'un ordre de grandeur inférieur à ceux de la ZPH 34 et sont nettement plus bas que ceux de la ZPH 27, la CPUE étant semblable dans les ZPH 32 et 27.....136

Figure 21. A) Graphique de positionnement multidimensionnel non métrique des communautés de poissons marins. Données agrégées entre les régions pour chaque année d'échantillonnage (1995:2016). Le graphique montre un chevauchement important entre les zones côtières, avec une certaine définition entre l'assemblage de poissons hauturiers et côtiers. B) Courbes de raréfaction des espèces de poissons marins. Estimations de la richesse en espèces dérivées de 1 000 itérations par bootstrap. Les analyses pour les deux panneaux sont dérivées des données sur la présence et l'absence provenant du relevé sentinelle effectué par la FSRS dans les divisions 4VsW agrégé à la zone côtière, à l'est et à l'ouest du SI des îles de la côte Est, et des échantillons prélevés à des profondeurs de plus de 100 m à l'extérieur de la zone de planification côtière. 137

Figure 22. Frayères connues (polygones ombrés) du hareng de l'Atlantique (Clupea harengus) dans la région des Maritimes (MPO 1999). 138

Figure 23. La répartition de la biomasse de la morue franche (Gadus morhua) fondée sur les données du relevé sentinelle dans les divisions 4VsW montre une biomasse élevée dans la région des îles de la côte Est. Cette biomasse est tirée de toutes les années du relevé sentinelle et ne reflète pas nécessairement le déclin continu de la morue dans la région (voir la figure 24).....139

Figure 24. Capture par unité d'effort (CPUE) de morue franche (Gadus morhua) d'après le relevé sentinelle dans les divisions 4VsW. Les débarquements sont divisés entre ceux du SI des îles de la côte Est, des zones côtières à l'est et à l'ouest de la SI et des zones extracôtières. Les courbes illustrent une baisse générale de la CPUE. 140

Figure 25. La répartition de la biomasse d'aiglefin (Melanogrammus aeglefinus) d'après les données du relevé sentinelle dans les divisions 4VsW révèle une faible biomasse des adultes dans la zone des îles de la côte Est par rapport aux zones extracôtières. Ces valeurs de biomasse sont tirées de toutes les années du relevé sentinelle et peuvent ne pas refléter les tendances d'une année à l'autre. 141

Figure 26. Observations de cétacés et de tortues marines le long de la plate-forme Néo-Écossaise depuis 2007, d'après la base de données MarWhalesightings (MacDonald et al. 2017). 142

Figure 27. Observations d'oiseaux benthiques (en rouge) et piscivores (en vert) d'Halifax aux îles de la côte Est au début du mois de septembre (A), à la fin du mois de septembre (B) et en octobre (C) en 2017. 143

Figure 28. Emplacements des colonies de toutes les espèces d'oiseaux de mer dans la région de la côte Est, observés de 1960 à 2010. Un grand nombre de colonies sont situées sur les îles proches de la côte et le cordon insulaire. 144

Figure 29. Estimations de la densité par la méthode du noyau de l'habitat d'hivernage de l'Eider à duvet (Somateria mollissima). Les points indiquent l'emplacement des observations, avec des volées de 1 à 113 individus. 145

Figure 30. Dénombrements de relevé des macreuses (Melanitta spp.) observées dans les îles de la côte Est. Les chiffres indiqués sont les maxima de 1960 à 2008. 146

Figure 31. Estimations de la densité par la méthode du noyau de l'habitat d'hivernage de l'Arlequin plongeur (Histrionicus histrionicus). Les points indiquent l'emplacement des observations, avec des volées de 0 à 85 individus. 147

Figure 32. Kernel density estimates of Purple Sandpiper (Calidris maritima) overwintering habitat. Points show the locations of observations, with flock sizes of 0–350 individuals. 148

LISTE DES COLLABORATEURS

Les collaborateurs suivants ont fourni des données, des communications personnelles ou ont rédigé ou modifié les sections respectives du document.

GÉOLOGIE DES CÔTES ET DES FONDS MARINS

Ned King, Ressources naturelles Canada

EFFETS HUMAINS SUR LES RÉGIONS CÔTIÈRES

Grace Murphy, Université Dalhousie; Melisa Wong, Pêches et Océans Canada; et 6

Lotze, Université Dalhousie

OCÉANOGRAPHIE PHYSIQUE

Nicholas Jeffery, Pêches et Océans Canada

OCÉANOGRAPHIE CHIMIQUE

Nicholas Jeffery, Pêches et Océans Canada

RELEVÉS DE RECHERCHE SUR LES ÎLES DE LA CÔTE EST

Nicholas Jeffery, Pêches et Océans Canada

PLANKTON

Nicholas Jeffery, Pêches et Océans Canada

INVERTÉBRÉS

Nicholas Jeffery et Lydia Stevens, Pêches et Océans Canada

POISSONS

Nicholas Jeffery, Susan Heaslip, Lydia Stevens et Ryan Stanley, Pêches et Océans Canada

CLASSIFICATION DES HABITATS BENTHIQUES

Arieanna Balbar, Université Dalhousie (relevé vidéo par transects de 2007); Herb Vandermeulen, Pêches et Océans Canada (relevé par caméra sous-marine de 2017)

MACROPHYTES

Melisa Wong, Pêches et Océans Canada; Heike Lotze, Université Dalhousie

ESPÈCES AQUATIQUES ENVAHISSANTES

Angelica Silva, Pêches et Océans Canada

HOMARD

Adam Cook et Brad Hubley, Pêches et Océans Canada

ANGUILLES

Jennifer Hiltz, Pêches et Océans Canada

REQUINS

Heather Bowlby et Warren Joyce, Pêches et Océans Canada

CÉTACÉS

Pam Emery et Hilary Moors-Murphy, Pêches et Océans Canada

PHOQUES

Nell den Heyer, Pêches et Océans Canada

OISEAUX DE MER

Karel Allard et Carina Gjerdrum, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada

MIGRATIONS

Nicholas Jeffery, Pêches et Océans Canada

CHANGEMENTS À LONG TERME

Nicholas Jeffery, Pêches et Océans Canada

SYNTHÈSE DE L'ÉCOSYSTÈME

Nicholas Jeffery, Pêches et Océans Canada

LISTE D'ACRONYMES

ADCP	Profileur de courant à effet Doppler
EAE	Espèces aquatiques envahissantes
SI	Site d'intérêt
COSEPAC	Comité sur la situation des espèces en péril au Canada
CPUE	Capture par unité d'effort
PCCSM	Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques
CAN	Carte altimétrique numérique
MPO	Pêches et Océans Canada/Ministère des Pêches et des Océans
ZIEB	Zone d'importance écologique et biologique
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
ECSAS	Eastern Canada Seabirds At Sea
IE	Indice d'eutrophisation
ICE	îles de la côte Est
EPNE	Est de la plate-forme Néo-Écossaise
EPCIE	Espèce et propriété communautaire d'importance écologique
FSRS	Fishermen and Scientists Research Society
ZICO	Zone importante pour la conservation des oiseaux
QIT	Quota individuel transférable
CEL	Connaissances écologiques locales
ZPH	Zone de pêche du homard
LiDAR	Détection et télémétrie par ondes lumineuses
TRM	Taille réglementaire minimale
AMP; ZPM (fédérale)	Aire marine protégée; Zone de protection marine (fédérale)
NPP	Nombre le plus probable
OPANO	Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest

MCA	Modèle de charge en azote
AMCEZ	Autres mesures de conservation efficaces par zone
CEP	Concentration produisant un effet probable
LEP	*Loi sur les espèces en péril*
ZPP	Zone de pêche du pétoncle
BSR	Biomasse du stock reproducteur
TAC	Total autorisé des captures
CET	Connaissances écologiques traditionnelles
EMV	Écosystème marin vulnérable

RÉSUMÉ

Le document Aperçu biophysique et écologique du site d'intérêt (SI) des îles de la côte Est résume les connaissances sur les principales composantes physiques et biologiques de l'écosystème des îles de la côte Est. Ces attributs clés et la description de leur fonction écosystémique peuvent guider l'élaboration d'objectifs de conservation et de mesures de gestion, si la zone d'étude devient une zone de protection marine. Les îles de la côte Est sont un archipel unique et complexe où les effets anthropiques sont faibles et qui a conservé un haut degré de naturalité. Divers types d'habitats comprenant des substrats rocheux, de galets et sableux, la zostère (*Zostera marina*), le fucus (*Ascophyllum nodosum*), les bancs de varech, les vasières et les marais salés sont associés aux quelque 200 îles côtières englobées dans les limites du SI. Ces habitats de nidification, de quête de nourriture et d'hivernage sont importants pour un grand nombre d'oiseaux de mer, dont deux espèces en voie de disparition : la Sterne de Dougall (*Sterne dougalli*) et le Pluvier siffleur (*Charadrius melodus*). Les herbiers de zostère et les bancs de varech constituent un habitat important pour les poissons de fond juvéniles de cette région, y compris la morue franche (*Gadus morhua*) et la goberge (*Pollachius virens*). Les bancs infratidaux de fucus du SI présentent une richesse en espèces et une abondance d'espèces de poissons et d'invertébrés associés plus élevées que dans le sud de la Nouvelle-Écosse et les régions d'où le fucus est absent. L'aire de frai du hareng de l'Atlantique de la côte Est (*Clupea harengus*), une composante importante de la frayère côtière, chevauche la partie ouest du SI. Les rivières et les estuaires débouchant dans la zone d'étude fournissent un habitat migratoire important pour des poissons diadromes, notamment l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) et le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar;* évalué comme étant en voie de disparition par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC)), qui traversent le SI pour atteindre leurs aires d'alimentation et de frai. Le homard d'Amérique (*Homarus americanus*), que l'on trouve dans toute la zone d'étude, est visé par une importante pêche commerciale sur la côte Est. La région abrite également d'autres invertébrés, comme des mollusques, des échinodermes, des crustacés, des tuniciers et des polychètes, associés à des habitats très hétérogènes. Le SI est aussi occupé par des phoques communs et compte deux colonies côtières de phoques gris (*Halichoerus grypus*), mais elle ne renferme pas d'habitat important pour d'autres espèces de mammifères marins. La région est très naturelle, avec des niveaux de contaminants dans l'eau et les sédiments plus faibles, des effets anthropiques moins marqués et moins d'espèces envahissantes que dans le sud de la Nouvelle-Écosse et la baie de Fundy. La diversité et la complexité de cet habitat très naturel, combinées aux zones de nurserie de poissons juvéniles et aux vastes aires de quête de nourriture des oiseaux de mer, en font un écosystème unique et important pour la biorégion de la plate-forme Néo-Écossaise. Bien que l'étendue complète de la diversité biologique n'ait pas encore été quantifiée, les caractéristiques uniques de l'habitat du site d'intérêt sont probablement associées à un assemblage distinct et diversifié d'espèces d'oiseaux, de poissons et d'invertébrés.

INTRODUCTION

Le gouvernement du Canada a adopté un plan pour atteindre les objectifs de conservation marine nationaux et internationaux en augmentant la proportion de ses aires marines et côtières protégées à 5 % d'ici 2017 et à 10 % d'ici 2020 (ECCC 2016). Pêches et Océans Canada (MPO) dirige la mise en place du réseau national d'aires marines protégées (AMP) au nom du gouvernement du Canada. Cette mise en place est guidée par le *Cadre national pour le réseau d'aires marines protégées du Canada* (gouvernement du Canada 2011) et comprend à la fois des ZPM et d'autres mesures de conservation efficaces par zone (AMCEZ; MPO 2016). Dans le cadre de cet engagement d'atteindre les objectifs de conservation, le site d'intérêt des îles de la côte Est a été annoncé en vue d'une possible désignation à titre de ZPM le 22 mars 2018.

Les îles de la côte Est sont un archipel qui s'étend dans la baie Clam, près du havre Jeddore, jusqu'à l'île Barren, près de la pointe Liscomb, et au large jusqu'à une profondeur d'environ 100 m (figure 1). Il y a 282 îles entre Clam Harbour et Mushaboom, dont environ 45 % mesurent plus d'une acre. Bon nombre de ces îles (environ 2 800 hectares) sont protégées et gérées par la province de la Nouvelle-Écosse, le Nova Scotia Nature Trust et dans le cadre de la campagne 100 Wild Islands Legacy. La densité est trois fois plus élevée dans les îles de la côte Est que dans tout autre tronçon le long de la plate-forme Néo-Écossaise, avec une moyenne de 1,4 île par kilomètre de côte continentale (Hill *et al.* 2012). Les habitats terrestres et marins associés à ces îles abritent un assemblage de faune diversifié et unique. Les limites du site d'intérêt englobent cet archipel et ont été utilisées pour évaluer les propriétés biologiques et physiques de l'écosystème. Toutefois, afin de déterminer l'ampleur et la portée de l'information nécessaires pour décrire certaines composantes de l'écosystème, on a également tenu compte des renseignements sur les régions adjacentes au SI dans la zone de planification côtière du réseau biorégional d'AMP de la plate-forme Néo-Écossaise (en gros défini comme la zone côtière de l'isobathe de 100 m).

Le SI a été initialement désigné comme faisant partie d'une zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) (Hastings *et al.* 2014), principalement en raison de la concentration unique d'îles littorales, de son littoral complexe et des concentrations d'oiseaux de mer importantes à l'échelle mondiale. Le SI répond aux critères relatifs aux ZIEB en ce qui concerne le caractère unique (la taille et la densité des îles est unique à l'échelle provinciale), les regroupements d'oiseaux de mer et les conséquences sur la valeur adaptative (oiseaux de mer nicheurs, phoques et hareng de l'Atlantique) (Hastings *et al.* 2014). Le site a été considéré comme pouvant être désigné SI en 2017 dans le cadre du processus de sélection de sites du réseau côtier qui a évalué la ZIEB côtière en fonction des objectifs de conservation du réseau d'AMP (MPO 2018a). Ce processus accordait la priorité au SI en raison de son caractère très naturel; la zone est définie comme « une zone [qui] présente un degré de naturalité relativement plus élevé en raison d'une pression anthropique faible ou nulle » (CDB 2008; Hastings *et al.* 2014) et de l'assemblage unique de caractéristiques physiques et biologiques associé à l'archipel. Hastings et ses collaborateurs (2014) ont souligné que le caractère naturel est très relatif et peut être difficile à évaluer objectivement. Afin d'évaluer le SI comme une zone très naturelle dans cet aperçu, nous avons établi des comparaisons avec d'autres régions côtières des Maritimes lorsque les données étaient disponibles.

CONTENU DE L'APERÇU

L'objectif de cet aperçu est de fournir de l'information sur les principales caractéristiques physiques et biologiques du SI en ce qui concerne les priorités de conservation existantes, l'élaboration subséquente d'objectifs de conservation, la détermination des lacunes dans les données et l'information en vue de l'élaboration de stratégies de gestion. Les principales

caractéristiques écologiques relevées avant le présent aperçu sont la grande naturalité de la région, la géomorphologie complexe et unique, les importantes concentrations de lits de varech, l'habitat de zostère, de fucus et de marais salés, les zones importantes pour plusieurs espèces de poissons et d'oiseaux de mer dont le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*; en voie de disparition – COSEPAC), le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*), la morue franche (*Gadus morhua*; en voie de disparition – COSEPAC), la merluche blanche (*Urophycis tenuis*; menacée – COSEPAC), l'aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*), l'Arlequin plongeur (*Histrionicus*; préoccupante – LEP), la Sterne de Dougall (*Sterna dougalli*; en voie de disparition – LEP), le Pluvier siffleur (*Charadrius melodus*; en voie de disparition – LEP) et le Bécasseau violet (*Calidris maritima*), ainsi de possibles aires de nurserie pour des poissons juvéniles (tableau 1).

L'information relative au SI, y compris les caractéristiques physiques et biologiques uniques, les caractéristiques de l'habitat et la répartition, l'abondance, la biologie, l'écologie et la situation de l'espèce ou des populations d'intérêt, aidera à formuler ou à préciser les objectifs de conservation, à définir les limites proposées de la ZPM (et les zones au besoin) et à effectuer une analyse des risques écologiques pour guider l'élaboration de l'approche réglementaire pour la ZPM. Les renseignements contenus dans ce document pourraient également étayer les futurs avis sur les protocoles et les stratégies de surveillance, la détermination des lacunes dans l'information nécessitant des recherches plus poussées et l'élaboration d'un plan de gestion pour la zone.

Dans l'ensemble, les objectifs de cet aperçu écologique et physique sont les suivants :

1. Évaluer, décrire et cartographier, dans la mesure du possible, les priorités de conservation définies et d'autres caractéristiques biophysiques et écologiques clés de la zone d'étude, notamment :
    a. les caractéristiques océanographiques physiques et biologiques, prédominantes ou uniques;
    b. les caractéristiques prédominantes, uniques ou sensibles de l'habitat;
    c. les espèces importantes sur le plan écologique, social/culturel ou commercial; les espèces épuisées; les mammifères marins et les oiseaux de mer.
2. S'il y a lieu, déterminer la pertinence de la zone d'étude pour le cycle biologique des espèces d'intérêt, la répartition et l'abondance des espèces (ainsi que pour la situation et les tendances, le cas échéant), de même que les facteurs locaux abiotiques et biotiques qui les influencent.
3. Déterminer les sensibilités connues, la résilience et la capacité de rétablissement des habitats et des espèces d'intérêt dans la zone d'étude.
4. Déterminer les principales incertitudes et les lacunes dans les connaissances qui sont liées à la compréhension de l'environnement et des espèces d'intérêt existants dans la zone d'étude, et recommander des mesures pour combler ces lacunes, dans la mesure du possible.

L'aperçu est divisé en sections qui décrivent en détail les caractéristiques physiques et biologiques de la région, résument ces caractéristiques en une description générale de l'écosystème et indiquent les sources d'incertitude et les lacunes dans les connaissances. La section sur les caractéristiques physiques décrit l'habitat physique, l'océanographie, la géologie et les propriétés de l'océanographie chimique du SI. La section sur les caractéristiques biologiques décrit la composition biotique du SI avec des détails sur la biologie et l'écologie des espèces d'intérêt, notamment les espèces d'importance écologique et présentant une valeur

commerciale. L'objectif de cet examen est de donner un aperçu général des propriétés importantes du système et, de ce fait, les détails se limitent à ce qui est nécessaire pour décrire les priorités de conservation existantes ou pour élaborer des objectifs de conservation.

CADRE PHYSIQUE

DIVERSITÉ D'HABITATS

Le SI des îles de la côte Est est un archipel unique en son genre, composé d'une diversité de types d'habitats le long d'un littoral très complexe (Greenlaw *et al.* 2013). Il s'étend sur près de 100 km et couvre 2 089 km^2. La bathymétrie du SI va de la laisse de marée basse à une profondeur de 100 m, à environ 22 km au large (figure 2). Greenlaw et ses collaborateurs (2011) classifient les îles de la côte Est comme une « baie pélagique complexe », une classification qui englobe de très grandes baies, comme la baie St. Margarets et la baie St. Marys. Le SI tire son nom de l'archipel unique qui se trouve le long de cette partie de la côte. Ces îles offrent un habitat important aux oiseaux de mer et des échoueries aux phoques. L'archipel abrite également une diversité d'habitats benthiques, comme des fonds sableux, des zones de rochers et de galets et des vasières. Les habitats côtiers et intertidaux comprennent des herbiers de zostère (*Zostera marina*), des lits infratidaux et intertidaux de varech et de fucus (*Ascophyllum nodosum*), des marais salés (Hastings *et al.* 2014), des falaises et des plages intertidales rocheuses et sableuses (Greenlaw *et al.* 2013). Cette diversité d'habitats fournit d'importantes aires de reproduction aux poissons démersaux, y compris à des espèces épuisées comme la morue franche, et un habitat important au homard d'Amérique (*Homarus americanus*), visé par une pêche de grande valeur. Dans l'ensemble, la zone contient une grande diversité de types de substrats, de lits de macrophytes et de macroalgues représentatifs des habitats côtiers de la Nouvelle-Écosse, mais elle est unique en ce qui concerne la densité des îles côtières et des récifs rocheux dans le SI. Tous les emplacements mentionnés dans le document sont indiqués sur la figure 3.

GÉOLOGIE DES CÔTES ET DES FONDS MARINS

Modifié de : King, E.L. 2018. Surficial Geology and Features of the inner shelf of Eastern Shore, Nova Scotia. (En anglais uniquement). Commission géologique du Canada, dossier public 8375.

La géologie du littoral et du plateau intérieur est en grande partie tirée des interprétations de la couverture clairsemée de différents sonars d'exploration du fond marin et de géosonars et géoradars, y compris des données bathymétriques sismiques et multifaisceaux locales éparses, des images du relief topographique générées par les sondages de profondeur du Service hydrographique du Canada, de la bathymétrie limitée obtenue par détection et de télémétrie par ondes lumineuses (LiDAR), des échantillons ponctuels et des carottes d'échantillonnage limitées. La compréhension de la géologie de surface (figure 4) a des répercussions sur celle de l'habitat benthique, le tracé éventuel des pipelines ou des câbles, l'infrastructure du fond marin extracôtier et la mise en valeur potentielle des agrégats ou des ressources aurifères.

Substrat rocheux

Le caractère du fond marin de l'intérieur de la plate-forme Néo-Écossaise le long de la côte atlantique est principalement régi par la morphologie du substrat rocheux. Le littoral, et les îles périphériques le long de toute la côte Est sont principalement des composés de substrat rocheux, et ce caractère continue vers le large jusqu'au bas paléoniveau de la mer, à 65 m, où la couverture de sédiments s'épaissit. Les lits plus durs, généralement plus sableux, se

dressent plusieurs mètres au-dessus des lits d'ardoise plus meubles, ce qui donne une topographie escarpée avec de longues crêtes et vallées. Des failles occasionnelles, des jointures et des sculptures de nombreuses glaciations complètent ce relief. La configuration du fond marin (figure 4) de ces lits comprend de larges axes de plis plongeants espacés de plusieurs kilomètres, produisant un motif en chevrons en forme de V bien visibles. À une profondeur d'environ 100 m vers le continent, le relief est assez prononcé et fortement ondulé. Cette topographie du substrat rocheux peut avoir une forte influence sur le type et la distribution, et en particulier sur la fragmentation des dépôts de surface où le substrat rocheux n'est pas recouvert de sédiments.

Glaciation et dépôts glaciaires

L'empreinte de l'érosion et des dépôts glaciaires est très prononcée dans la région. La dernière nappe glaciaire continentale couvrait toute la plate-forme Néo-Écossaise, déposant une séquence de till et de boue glacio-marine et une série de moraines lorsqu'elle s'est retirée (King 1970, King et Fader 1986). Les glaciations répétées ont creusé de profonds chenaux (à des profondeurs de dizaines de mètres) qui sont généralement des prolongements des principales échancrures de la côte et des lits des anciens cours d'eau. Stea et ses collaborateurs (1994) décrivent des vallées rocheuses pouvant atteindre 1 km de largeur et 70 m de profondeur, parallèles et perpendiculaires à la côte. Ces vallées sont maintenant en grande partie remplies de sédiments, mais la morphologie de ces larges vallées, à fond lisse et remplies de sédiments meubles, est variable.

Les dépôts glaciaires prennent la forme de dépôts isolés de till (diamictite de gravier et de galets ou argile à blocaux) sous forme de couvertures résiduelles, de drumlins et de moraines de diverses échelles, et de dépôts de boue glacio-marine recouvrant les dépressions fermées du substrat rocheux (Stea *et al.* 1996, Stea *et al.* 1994, Stea *et al.* 1992). Les dépôts comprennent également des ensembles de moraines, grandes et petites, qui marquent des périodes stationnaires de courte durée pendant le recul global des glaciers, dont la plus importante se trouve au-delà du plateau intérieur, comme le montre le profil géologique (figure 4). La moraine du havre Country, d'une épaisseur de 50 m et d'une largeur de 5 km de largeur (King et Fader 1986), s'étend sur 70 km parallèlement à la rive et comprend une languette sur le côté face au large qui représente les fluctuations de la marge glaciaire (voir la figure 4C). Le côté de la moraine qui fait face au continent abrite d'épaisses boues glacio-marines qui se sont accumulées alors que la marge glaciaire se trouvait dans la mer. Celles-ci sont, à leur tour, ont été recouvertes d'un vaste manteau continu de vase meuble provenant des produits de l'érosion des zones moins profondes, partiellement érodées plus tard, lorsque le niveau de la mer était plus bas. La moraine du havre Country a été remplacée par le dépôt d'une série de moraines plus petites, sous-parallèles, toujours parallèles à la côte, formées parallèlement à la marge glaciaire en recul. Elles atteignent une hauteur de 20 m, et certaines forment un vaste champ de petites et moyennes moraines couvertes de rochers et de galets (profil et carte détaillée) qui s'étend juste au large de l'isobathe de 70 m. Ces moraines reposent sur les drumlins, les croisant à peu près à angle droit, pour créer un modèle orthogonal complexe d'affleurement de till. Entre elles se trouvent des poches de boue glacio-marine émises et transportées au-delà de la marge glaciaire par les panaches d'eau de fonte.

Élévation post-glaciaire du niveau de la mer et dépôts correspondants

Au cours du dernier creux du niveau de la mer, lorsque les calottes glaciaires terrestres contenaient des volumes océaniques équivalents à environ 100 m de moins qu'aujourd'hui, et que les marges glaciaires avaient reculé du plateau continental à la terre, les vallées auraient maintenu les rivières. Le niveau bas de 100 m de profondeur sur le plateau continental extérieur

devient moins profond dans la majeure partie de la zone du plateau intérieur (Forbes *et al.* 1991), et plus précisément définie localement à une profondeur d'environ 65 m (Stea *et al*. 1994), reflétant un certain degré de soulèvement glacio-isostatique de la croûte terrestre et l'élévation mondiale du niveau de la mer après la glaciation. Stea et ses collaborateurs (1996) ont situé les dates de ce niveau bas à environ 11,6 ka. À mesure que le niveau de la mer montait et que le paléolittoral dépassait le fond marin, les sédiments recouvrant le substrat rocheux étaient soumis à des processus côtiers de haute énergie et d'eau peu profonde. De ce fait, cette profondeur d'eau de 65 m marque un changement dans les sédiments du fond marin, une couverture relativement continue de sédiments glaciaires et post-glaciaires en dessous. Cela contraste avec les affleurements de substrat rocheux plus fréquents dans les zones moins profondes, avec des sédiments épars amassés ou préservés de l'érosion dans les dépressions fermées. Cette transgression a « emporté » au moins les parties supérieures des dépôts glaciaires, concentrant les sédiments de sable et de gravier charriés sur le fond sur une grande partie du fond marin, modifiant la texture des diamictites et des boues immédiatement sous-jacentes à quelques centimètres de profondeur. Les chenaux glaciaires remplis de vase contiennent une importante composante de sable et de petit gravier. Localement, la surface du substrat rocheux a été « nettoyée » des fines, laissant une surface parsemée de rochers et de gravier, tout en déposant les produits plus fins dans les poches entre les crêtes du substrat. On ne connaît pas précisément si le moment absolu ou relatif du recul des glaciers ou de l'élévation du niveau de la mer remonte à plus de 11 ka, mais l'érosion du fond marin est une preuve solide d'une exposition subaérienne. Il n'y a aucune indication d'un système fluvial qui, s'il avait évolué, aurait été coupé dans les cordons sableux. De tels systèmes fluviaux auraient également été confinés à une zone étroite entre la marge glaciaire en recul et la mer, et donc à des bassins hydrographiques limités englobant les nombreux fossés entre les larges chenaux. L'absence de preuves de paléorivières correspond à un faible potentiel de conservation et à un manque similaire de preuves de caractéristiques côtières noyées, comme les crêtes de plage, les barres et les chenaux de marée. Un chenal sinueux provenant du havre Sheet semble maintenu par les courants actuels dans ces dépôts dominés par la vase. Ces caractéristiques sont enregistrées par les données LiDAR, mais seulement dans les zones très peu profondes et associées au régime actuel des dépôts côtiers.

Dépôt postglaciaire dans les baies et les arrière-ports

La transgression progresse sur la côte encore aujourd'hui, mais à un rythme plus lent. Ainsi, dans les arrière-ports et les baies, les dépôts côtiers (principalement le till) sont progressivement éliminés, ou partiellement. La composante plus fine des produits de l'érosion est en grande partie entraînée vers la terre où elle s'amasse dans les bassins des ports et baies abrités. Les prolongements extracôtiers de ces bras de mer sont généralement plus sableux, et les plages de sable et de gravier reflètent un équilibre entre le transport le long de la côte, vers le large et vers la terre dans un scénario d'élévation continue du niveau de la mer. Les bras de mer plus sableux reflètent une plus grande influence actuelle des courants que ceux qui sont dominés par la vase.

Comparaison avec le plateau central de l'Atlantique

Le plateau intérieur de la côte Est se caractérise par un important substrat rocheux avec des dépôts épars de till et de boue glacio-marine, généralement recouvert de sable et de gravier et à l'occasion traversé de chenaux d'origine glaciaire remplis de sable et de boue glaciaire, des boues extracôtières (en dessous de 100 m), des boues portuaires plus récentes provenant de l'érosion côtière et, lorsqu'ils n'ont pas été détruits par ce processus, un événement de déglaciation préservé dans une série complexe de moraines et de drumlins, dont la surface a été en partie modifiée par les processus paléocôtiers (figure 4). Cette site d'intérêt est

relativement représentative du caractère morphologique et géologique du plateau central le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, qui présente une chronologie semblable (Forbes *et al.* 1991, Piper et al. 1986, Stea *et al.* 1994).

Les dépôts glaciaires sont semblables le long de toute la côte; un système de moraine frontale marque des périodes stationnaires non synchrones et progressives (King 1996) de la calotte glaciaire en recul dont fait partie la moraine du havre Country, qui se poursuit au large du havre Sheet. Cette région de la côte Est typique de la côte atlantique, à quelques exceptions près. L'épaisseur et la continuité du dépôt glaciaire contrastent d'est en ouest dans le SI; une épaisseur de 5 à 20 m est typique à l'ouest (sous le bas niveau) et beaucoup plus mince dans la zone de levé multifaisceau. L'influence morphologique dominante des glaciations apparaît dans la sculpture de larges vallées à la sortie des baies et bras de mer plus grands dans une topographie de fjord peu profonde noyée. Une topographie semblable de fjord caractérise la côte atlantique des comtés de Yarmouth et de Shelburne, mais les exemples de la côte Est s'étendent bien plus loin sur le plateau intérieur, allant vers l'est jusqu'au havre Country. Les baies sont beaucoup plus larges dans les comtés de Queens, Lunenburg (à l'exception de la vallée de la rivière LaHave) et Halifax, jusqu'à la baie St. Margarets.

La vase domine dans presque tous les bras de mer de la côte sud, uniquement dans leurs tronçons supérieurs abrités et peu profonds. Toutefois, la vase recouvre généralement le fond des bassins des ports dans les bras de mer de la côte Est et s'étend au large jusqu'aux promontoires adjacents aux bassins. La présence de cordons littoraux de sable, de gravier et de galets, vers l'ouest du SI et non vers l'est, crée un autre contraste. À l'embouchure de la baie Cow, du havre Cole et vers l'est jusqu'au havre Musquodoboit, des cordons littoraux atténuent l'énergie des ondes de tempête du côté sous le vent, ce qui préserve la vase. Cela contraste avec les havres de Jeddore, Ship, Tangier, Spry, Sheet, Mushaboom et Beaver, qui n'ont pas de tels cordons littoraux. Ici, les îles rocheuses extracôtières sont beaucoup plus courantes et offrent apparemment des abris, ce qui permet à la vase de se déposer à l'extérieur des ports. Les cordons littoraux moins nombreux ici pourraient aussi refléter une rareté générale de tills épais sur la terre et donc un déficit général de sable et de gravier dans le bilan qui les compose. Un autre élément des cordons littoraux réside peut-être dans le fait que la couche de sédiments glaciaires plus épaisse à l'ouest du havre Jeddore a fourni plus de sable et de gravier au bilan sédimentaire pendant la transgression post-glaciaire.

Liens entre la géologie et la biologie

Les liens entre la géologie de surface décrite par King (2018) et la biologie connexe du SI sont apparus à mesure que l'on comprenait mieux la répartition des types de substrats. La composition du substrat peut exercer une influence importante sur la composition correspondante des espèces (Seibold et Berger 2017). Par exemple, la zostère a besoin d'une profondeur appropriée de sédiments (vase et sable) au-dessus du substrat rocheux pour que ses racines et ses rhizomes puissent ancrer les pousses. En revanche, les tuniciers pédicellés (Boltenia ovifera) s'ancrent aux substrats de rebords durs ou de rochers (Beazley et al. 2017). Des liens entre la géologie et les aires d'alimentation des oiseaux de mer ont également été découverts. En particulier, les macreuses (Melanitta spp.) sont des molluscivores (Beyer et al. 2008) qui ont tendance à se nourrir dans les baies intérieures boueuses du SI, du côté sous le vent des îles du cordon (K. Allard, comm. pers.). Il est donc utile de connaître la répartition des types de substrats pour prédire les habitats convenables pour les poissons benthiques, les invertébrés et les oiseaux de mer.

OCÉANOGRAPHIE PHYSIQUE

Le courant de la Nouvelle-Écosse (figure 5) s'étend au large des îles de la côte Est, vers le sud, dans la moitié intérieure de la plate-forme Néo-Écossaise (Bundy *et al*. 2014). Ce courant pousse l'eau froide à la salinité relativement plus basse du courant du Labrador et du golfe du Saint-Laurent sur la plate-forme Néo-Écossaise. En plus des eaux froides, le courant de la Nouvelle-Écosse transporte le zooplancton du golfe du Saint-Laurent vers la plate-forme Néo-Écossaise (Herman *et al.* 1991). En général, la température de l'eau est plus froide sur la côte Est que sur la côte sud et au Cap-Breton en raison de la dominance du courant du Labrador, qui entraîne l'eau froide sur la plate-forme Néo-Écossaise (Sephton *et al.* 2017). Les données des enregistreurs de température déployés à des profondeurs de 5 à 15 m au large de Liscomb par la Division des sciences des écosystèmes côtiers, montrent la même tendance d'eaux plus froides sur la côte Est que sur la côte sud (figure 6). Les grandes fluctuations saisonnières de la température observées à Liscomb et dans la baie Fink sont le résultat de la remontée et de la plongée d'eau, qui sont principalement attribuables au vent. Sur la côte, une remontée d'eau se produit lorsque le vent souffle du sud-ouest en laissant la côte à sa gauche, et une plongée intervient lorsque le vent souffle du nord ou du nord-est, la côte se trouvant à sa droite. C'est ce qui se passe le long de la côte de la Nouvelle-Écosse, approximativement du cap de Sable à Canso (figure 6). Par contraste, à Sanford, dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, les fluctuations de température sont principalement causées par les marées et l'influence du vent est beaucoup plus faible.

Les courants de surface à l'intérieur des limites du SI sont très variables selon le vent. Pendant les mois d'été, les vents dominants viennent du sud-ouest, générant une remontée d'eau dans les régions côtières, poussant les eaux de surface vers le large et les remplaçant par des eaux plus froides, plus salines et plus riches en nutriments. Lorsque les vents dominants soufflent dans la direction opposée, une plongée d'eau se produit près des côtes. Les vents sont également importants avec l'effet du transport d'Ekman, qui apporte des eaux profondes ou de surface du large, selon la direction du vent (Bundy *et al.* 2014). Cela permet le renouvellement de l'eau dans les baies côtières en conjonction avec les marées, les vents et les apports estuariens. Le havre Ship est un bassin long (10 km), étroit et profond (27 m maximum) (Strain 2002) relativement protégé par un seuil élevé (7 m de profondeur), alors que le renouvellement sera important dans les bras de mer ayant un seuil moins prononcé (Platt *et al.* 1972). Les données actuelles recueillies à l'aide d'un profileur de courant à effet Doppler (ADCP) déployé près de Liscomb de 2015 à 2017 montrent que les courants dominants vers l'ouest sont ponctués de brèves inversions à l'automne, généralement à des profondeurs comprises entre 5 et 55 m (Drozdowski *et al.* 2018). L'amplitude diurne des marées dans les limites du SI est relativement faible par rapport à la baie de Fundy, comme sur l'est de la plate-forme Néo-Écossaise, et varie d'environ 1,0 à 3,0 m (Greenlaw *et al.* 2013). Cette combinaison de remontée d'eau, de courants et de vents apporte et mélange des nutriments dans la région côtière, jouant un rôle important dans la régulation des proliférations de phytoplancton au printemps et fournissant un premier maillon dans le réseau trophique côtier.

Les apports d'eau douce sont variables dans le SI. Dans le havre Ship, ils varient de 33,4 m^3/s en avril à 7,4 m^3/s en septembre. La circulation estuarienne dans ce port est plus grande que dans le port d'Halifax ou la baie St. Margarets, malgré des apports d'eau douce comparables, en raison du volume d'eau plus faible dans le havre Ship (McCullough *et al*. 2005). La région de la côte Est reçoit des précipitations supérieures à la moyenne, environ 1 500 mm par année. La côte Est reçoit également 20 % de plus de pluie de mai à septembre que les régions côtières du sud (Hill *et al.* 2012).

La glace de mer est fréquente au large de Terre-Neuve et du Labrador et dans le golfe du Saint-Laurent, mais elle est rare sur la plate-forme Néo-Écossaise au sud du nord-est du Cap-

Breton. Le volume et la superficie de la glace de mer ont généralement diminué depuis les années 1970 sur la plate-forme Néo-Écossaise, et il est peu probable que des concentrations importantes se forment dans les îles de la côte Est, bien que la glace de mer provenant du golfe du Saint-Laurent puisse y être transportée au printemps. De la glace de mer temporaire se forme dans les baies et bras de mer intérieurs de la côte Est, selon la température de l'air, tout au long de l'hiver. Les températures à la surface demeurent généralement autour de 1 ºC en hiver dans la tranche d'eau de 0 à 100 m et augmentent en été, avec une certaine stratification menant à des températures à la surface de l'eau de plus de 15 ºC. À l'automne, le mélange épaissit cette couche chaude. Le mélange, la remontée d'eau et la plongée d'eau provoqués par le vent sont les principaux déterminants de la température et de la salinité des eaux de la côte Est et des côtes de la Nouvelle-Écosse.

OCÉANOGRAPHIE CHIMIQUE

Nutriments

Dans les eaux côtières, la principale source d'éléments nutritifs, comme l'azote, le phosphore et le silicium, provient d'un échange avec les eaux extracôtières adjacentes (Bundy *et al*. 2014). Les apports du large produisent de fortes concentrations d'éléments nutritifs dans la zone côtière en hiver, qui sont ensuite épuisés par les proliférations printanières de phytoplancton. Ces nutriments sont reconstitués à l'automne lorsque la remontée d'eau est prédominante. Le nitrate est le nutriment éliminé le plus rapidement au printemps et à l'été, ce qui limite la productivité primaire après la prolifération du phytoplancton. Dans l'ensemble, les éléments nutritifs, y compris les nitrates, les silicates et les phosphates, sont en baisse depuis les années 1970 le long de la plate-forme Néo-Écossaise, ce qui est conforme aux tendances mondiales (Yeats *et al.* 2010). Bien qu'elle ne soit pas enregistrée dans le SI, la charge en azote d'origine anthropique a été directement liée à la perte de zostère dans d'autres régions côtières (Hauxwell *et al.* 2003). L'augmentation de la charge en azote dans les estuaires et les zones côtières stimule la croissance des algues, ce qui limite la lumière nécessaire à la croissance de la zostère et entraîne ensuite une diminution de la densité des pousses et de la superficie de l'herbier et, en fin de compte, la perte de l'herbier (Hauxwell *et al.* 2003).

Plusieurs sites de la région des îles de la côte Est reçoivent des apports anthropiques (c.-à-d. des eaux usées), ce qui peut mener à l'eutrophisation. La plupart des données disponibles au moment de la rédaction de ce rapport se limitaient au havre Ship, où l'on note des signes d'eutrophisation annuelle. Dans le havre Ship, le nitrate et le phosphate se reconstituent grâce aux apports du large, tandis que le silicate provient fort probablement des cours d'eau. Dans les eaux profondes et salées du bassin, les concentrations de nutriments sont souvent élevées en été et en automne, alors que les concentrations d'oxygène sont faibles (voir les sections suivantes sur l'oxygène et les contaminants). Cette caractéristique s'explique sans doute par le seuil peu profond à l'embouchure du bras de mer, qui pourrait empêcher le mélange complet dans ce système de type fjord (Strain et Yeats 1999). La rivière Moser, par exemple, est moins eutrophe que le havre Ship et il n'y a aucun obstacle entre le bras de mer et les eaux libres, mais c'est aussi une région moins peuplée (McCullough *et al.* 2005). Dans le cadre de l'examen de l'état d'eutrophisation des bras de mer côtiers de la Nouvelle-Écosse, Strain et Yeats (1999) ont noté que six des 15 sites échantillonnés qui présentaient un indice d'eutrophisation (IE) positif se trouvent à l'intérieur ou à proximité du SI (tableau 2). En revanche, le havre Liscomb, la rivière Beaver et la rivière Moser avaient des IE négatifs, la rivière Moser ayant le plus faible parmi les 34 sites échantillonnés. L'IE particulièrement bas dans la rivière Moser était lié à une population humaine clairsemée et au fait qu'aucun obstacle ne sépare le bras de mer de l'océan (Strain et Yeats 1999). Le nombre de baies présentant un fort potentiel d'eutrophisation sur la côte Est semble principalement attribuable aux obstacles (seuils) qui séparent les havres et les

bras de mer de l'océan par opposition aux sources ponctuelles produites par les grandes populations humaines.

Oxygène

L'oxygène est introduit dans les eaux de surface à l'interface air-mer et par photosynthèse des macrophytes marins. En conséquence, les eaux côtières sont souvent saturées en oxygène disponible. Les niveaux d'oxygène semblent les plus bas à l'automne, lorsque la température de l'eau est élevée et que le mélange d'eau est faible. Des études menées dans le havre Ship, à l'intérieur de la limite du SI, ont révélé que la saturation en oxygène des eaux profondes de ce port était inférieure à 50 % à l'automne, en plus de niveaux élevés d'éléments nutritifs, ce qui suggère un appauvrissement en oxygène créé par des processus biologiques (eutrophisation). Strain (2002) a constaté que dans le havre Ship, en particulier, la demande en oxygène d'août à novembre est de 10 à 30 mmol/m^2/jour, un niveau semblable à celui constaté dans d'autres ports de la Nouvelle-Écosse à cette période de l'année. Les faibles niveaux d'oxygène dans cette région ont donc été attribués à de mauvaises caractéristiques de renouvellement de l'eau dans le havre Ship plutôt qu'à une forte demande d'oxygène. Bundy et ses collaborateurs (2014) ont décrit le havre Ship comme une « zone d'hypoxie ». L'appauvrissement en oxygène pourrait se produire dans les zones où le ruissellement des eaux usées ou d'autres déchets est fort, mais il ne devrait pas intervenir normalement dans les baies et les bras de mer du SI. Il manque actuellement des données pour évaluer les tendances interannuelles des concentrations d'oxygène. Yeats et ses collaborateurs (2010) signalent une baisse importante de l'oxygène disponible sur la plate-forme Néo-Écossaise, qu'ils attribuent à un ralentissement général de la circulation océanique. Les effets de cette diminution de l'oxygène dissous sur certaines régions littorales de la zone côtière sont inconnus.

Contaminants

De nombreux types de contaminants sont présents dans la région, particulièrement dans les régions plus peuplées comme Ship Harbour et Sheet Harbour. Toutefois, il semble que les polluants en général sont moins concentrés dans la zone des îles de la côte Est comparativement à d'autres sites côtiers de la Nouvelle-Écosse. Les zones côtières qui reçoivent des afflux d'eaux usées, de ruissellement résidentiel, d'industries et de pluies acides sont vulnérables à l'eutrophisation. Stewart et White (2001) énumèrent les sources de pollution possibles dans la zone côtière : les effluents municipaux, les immersions de déchets en mer, les matières organiques et l'enrichissement en métaux traces provenant de l'aquaculture, ainsi que les effluents industriels, y compris les pâtes et papiers, le pétrole, la transformation des aliments, les chantiers navals et l'exploitation minière. La pollution par les métaux traces (cadmium, cuivre, nickel, plomb et zinc) est plus faible dans le havre Ship que dans les ports plus industrialisés, comme Halifax, Sydney et Pictou (Bundy *et al.* 2014). Dans le havre Ship, les contaminants métalliques sont présents en concentrations naturelles, à l'exception du cadmium (Cd), du mercure (Hg) et du plomb (Pb) dans certains échantillons (McCullough *et al.* 2005).

Au moins 25 espèces de phytoplancton toxique ou potentiellement nocif (notamment *Dinophysis spp.*, *Prorocentrum spp.*, *Nitzschia pungens* et *N. pseudodelicatissima*) ont été enregistrées dans le havre Ship, une région, comme il a été mentionné précédemment, qui est sensible à l'eutrophisation (Keizer *et al.* 1996, McCullough *et al.* 2005). Le dinoflagellé *Alexandrium ostenfeldii*, qui produit une phycotoxine marine connue sous le nom de spirolides, a également été décelé dans des mollusques (sauvages et d'élevage) dans le havre Ship dans les années 1990 (Richard *et al.* 2001).

Le Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques (PCCSM) est un programme fédéral de salubrité des aliments administré conjointement par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA), Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et Pêches et Océans Canada (MPO). L'objectif du programme est de protéger les Canadiens contre les risques pour la santé associés à la consommation de mollusques bivalves contaminés comme les moules, les huîtres et les palourdes. Dans le cadre du PCCSM, le gouvernement du Canada met en œuvre des mesures de contrôle pour vérifier que seuls les mollusques qui respectent les normes de salubrité et de qualité des aliments parviennent sur les marchés canadiens et internationaux. Ces mesures comprennent la classification des zones, avec notamment une évaluation des sources de pollution, la surveillance continue de la qualité bactériologique de l'eau et des biotoxines dans la zone classifiée, ainsi que l'affichage de panneaux, des patrouilles et l'application de la loi dans la zone. Ces zones seront ouvertes ou fermées à la récolte en fonction des résultats de la surveillance.

Dans les zones où les mollusques et crustacés sont récoltés à des fins non commerciales (pêches alimentaires, sociales ou rituelles des Autochtones ou pêches récréatives), ils doivent provenir des zones classifiées qui sont ouvertes et approuvées afin de réduire au minimum les risques pour les consommateurs. La consommation de mollusques provenant de zones fermées pour cause de contamination peut poser un risque grave pour la santé. La récolte n'est pas recommandée dans les zones non classifiées. Les intervenants qui récoltent des mollusques et crustacés à des fins non commerciales ont souvent profité du partage (c.-à-d. même baie ou même port) des zones de récolte récréative classées pour les opérations commerciales. À l'heure actuelle, toutes les ressources du PCCSM sont entièrement engagées pour maintenir la classification des zones de récolte hautement et moyennement prioritaires existantes.

Dans le SI, le havre Clam, le havre Ship, l'île Cable, l'île Sober et le havre de Marie Joseph comptent des zones ouvertes et approuvées pour la récolte de mollusques, et le PCCSM y est pleinement exécuté. La qualité de l'eau ou les biotoxines ne sont actuellement pas surveillées dans d'autres secteurs du SI, qui sont fermés par mesure de précaution afin de réduire au minimum les risques pour la santé publique ou sont des zones fermées en permanence en raison de sources de pollution continues. La surveillance de la conformité dans toutes les zones fermées se poursuit sous réserve de la capacité opérationnelle. Elle est effectuée sous forme de patrouilles à bord de véhicules, de navires et à pied menées par les agents des pêches de la direction de Conservation et Protection du MPO, ainsi que du maintien des avis de fermeture (p. ex. panneaux et communications électroniques). Toutes les zones peuvent faire l'objet d'une fermeture temporaire en raison de niveaux élevés de biotoxines ou d'une augmentation de la pollution associée à des événements météorologiques importants. Les pêcheurs doivent consulter la page Web du gouvernement du Canada sur la récolte et la salubrité des mollusques pour connaître l'état actuel des fermetures dans le SI.

L'exploitation aurifère a été importante en Nouvelle-Écosse de la fin des années 1800 jusque dans les années 1940, et a généré plus de trois millions de tonnes de résidus (Parsons *et al.* 2012). L'amalgamation au mercure a été la principale méthode utilisée pour extraire l'or du minerai jusqu'aux années 1880, après quoi l'extraction de l'or a été complétée et remplacée par la cyanuration. Les résidus des mines d'or étaient donc fortement contaminés par le mercure et l'arsenic. Ces résidus étaient généralement déposés dans des bas terrains et des plans d'eau (Doe *et al.* 2017). Le mercure, particulièrement le méthylmercure toxique, cause une neurotoxicité et des malformations congénitales et a tendance à s'accumuler dans la chaîne alimentaire, pouvant être consommé par les humains et d'autres animaux au fil du temps. L'arsenic naturellement présent est souvent associé au minerai d'or sous forme d'arsénopyrite et, du fait du processus d'extraction de l'or, des milliers de kilogrammes d'arsenic ont été rejetés

dans l'environnement (Doe *et al.* 2017, Parsons *et al.* 2012). Le mercure et l'arsenic ont de longs temps de séjour dans l'environnement. Doe et ses collaborateurs (2017) ont analysé des échantillons de tissus de mollusques prélevés en 2004 et en 2005 dans 10 sites le long des côtes sud et est de la Nouvelle-Écosse, y compris trois sites à l'intérieur des limites du SI. Dans ces échantillons, les concentrations d'arsenic et de mercure dans les sédiments et les tissus des bivalves étaient généralement faibles et inférieures à la concentration produisant un effet probable (CEP), un niveau au-delà duquel des effets biologiques néfastes sont probables. Toutefois, à Harrigan Cove, près de Sheet Harbour, les concentrations de mercure dans les sédiments étaient plus de neuf fois supérieures à la CEP (0,70 mg/kg). Les niveaux d'arsenic étaient près de 10 fois supérieurs à la CEP (41,6 mg/kg) à Harrigan Cove, et les concentrations les plus élevées ont été enregistrées dans le havre Wine, à l'ouest de la limite du SI. De plus, les concentrations d'arsenic provenant d'eau de mer prélevée aux sites du havre Seal, du havre Wine et de Harrigan Cove dépassaient les 12,5 µg/L fixés dans la recommandation pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (CCME 1999); on n'a cependant pas décelé de mercure dans les échantillons d'eau, sauf dans le havre Wine (Doe *et al.* 2017). Le facteur de bioaccumulation de l'arsenic dans les bivalves était faible à Harrigan Cove (0,03), ce qui indique que l'arsenic ne se présente pas sous une forme biodisponible dans cette région malgré sa concentration élevée dans les sédiments. Néanmoins, dans les limites du SI, Harrigan Cove semble être une zone fortement contaminée par le mercure et l'arsenic provenant de l'exploitation aurifère passée. Comme il a été mentionné, l'amalgamation du mercure a été en grande partie remplacée par la cyanuration, et bien que le cyanure soit toxique et qu'il se trouve dans les résidus miniers, il ne se bioaccumule pas chez les animaux.

D'autres contaminants, dont l'arsenic et des métaux lourds, peuvent pénétrer dans l'eau naturellement, par exemple par lixiviation du substrat rocheux et des sédiments (Breeze et Horsman 2005). Des contaminants naturels ont contribué à l'acidification de nombreuses rivières de l'est de la Nouvelle-Écosse et on pense qu'ils ont entraîné un déclin des populations de saumon de l'Atlantique (voir la section sur le saumon de l'Atlantique). Les résidus de pétrole provenant du transport maritime ou des routes sont beaucoup moins importants dans les havres Ship et Sheet que dans le port d'Halifax et le bassin de Bedford. Il a été démontré qu'ils ont un impact négatif important sur l'habitat du saumon (Bowlby *et al.* 2014) et les herbiers de zostère (McCullough *et al.* 2005), tous deux prédominants dans la région des îles de la côte Est.

PARAMÈTRES DES EFFETS ANTHROPIQUES

Huit paramètres des effets anthropiques ont été compilés pour évaluer l'ampleur relative de l'activité humaine à proximité des herbiers marins dans tout le Canada atlantique (Murphy *et al.* 2019). Cette étude portait entre autres sur tous les effets anthropiques susceptibles d'influer sur la santé des écosystèmes d'herbiers marins et pouvant être mesurés pour tous les sites d'intérêt de la région. Les effets ont été évalués à l'échelle de la baie : 1) pourcentage de terres du bassin hydrographique à prédominance urbaine, 2) pourcentage de terres du bassin hydrographique à prédominance agricole, 3) densité de la population humaine dans le bassin hydrographique et 4) taux de charge en azote; et à l'échelle des lits d'herbiers marins : 1) pourcentage de terres riveraines modifiées par l'homme et adjacentes à un lit d'herbiers marins, 2) pourcentage de structures au-dessus de l'eau à proximité du lit d'herbiers marins, 3) qualité de l'eau et 4) présence d'activités de conchyliculture sur des sites contigus. Ces effets à l'échelle de la baie et du lit ont été regroupés en un paramètre des effets anthropiques afin de les comparer entre les sites d'échantillonnage. La façon dont chacun des effets humains a été compilé pour les sites le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, dont deux (île Cable et Taylor Head) se trouvent dans les îles de la côte Est, est décrite ci-après. Murphy et ses collaborateurs (2019) ont également calculé le pourcentage de protection des terres côtières

pour chaque baie examinée. Cette protection côtière comprend les aires de conservation provinciales, nationales et privées.

Murphy et ses collaborateurs (2019) ont calculé l'étendue des espèces envahissantes à partir du pourcentage de couverture des plaques de prélèvement surveillées par le Programme de surveillance des espèces aquatiques envahissantes (EAE) du MPO. L'étendue des invasions a été calculée comme la somme du pourcentage de couverture sur les plaques de la baie la plus proche des sites d'étude pour chaque espèce de biosalissures, y compris les tuniciers, le crustacé *Caprella mutica* et le bryozoaire *Membranipora membranacea*. Les valeurs sont calculées à partir d'une moyenne décennale des données de surveillance (2006 à 2015).

Impacts à l'échelle de la baie

Pourcentage de terres du bassin hydrographique à prédominance urbaine et agricole

Le ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse a fourni les limites du bassin hydrographique déjà fixées pour chaque baie. Dans certains cas, il a fallu délimiter davantage les bassins hydrographiques pour inclure tous les apports d'eau douce. Pour les baies nécessitant une délimitation supplémentaire, les profils de drainage des cours d'eau ont été prédits pour chaque baie à l'aide de données hydrographiques et d'un modèle numérique de terrain. Les types d'utilisation des terres dans l'ensemble de la province ont été classés à l'aide des fichiers de formes de GeoNova. Les fichiers de formes ont été utilisés pour découper les zones des bassins hydrographiques prédéterminées pour chaque baie, puis additionner les unités d'utilisation des terres urbaines et agricoles, respectivement, afin de déterminer le pourcentage d'utilisation des terres urbaines et agricoles dans chaque bassin hydrographique.

Densité de la population humaine

La population humaine a été estimée à l'aide du nombre d'adresses municipales présentes dans chaque bassin hydrographique, multiplié par le nombre moyen de résidents par ménage (2,3) en Nouvelle-Écosse (Statistique Canada 2017). Le nombre de personnes a été normalisé en fonction du bassin hydrographique.

Taux de charge en azote

Les charges en azote ont été modélisées à partir des sources ponctuelles et non ponctuelles dans chaque baie (Nagel *et al*. 2018) à l'aide d'un modèle de charge en azote (MCA) conçu à l'origine pour Waquoit Bay, au Massachusetts (Valiela *et al*. 1997), et déjà appliqué aux baies du Nouveau-Brunswick (McIver *et al.* 2015) et de la Nouvelle-Écosse (McIver *et al.* 2018). Les sources ponctuelles d'azote comprenaient les dépôts atmosphériques directs à la surface de la baie, les rejets des usines de traitement des eaux usées et des usines de transformation des produits de la mer, et l'ajout d'azote provenant de l'aquaculture des poissons à nageoires (Nagel *et al.* 2018).

Les sources non ponctuelles comprenaient les dépôts atmosphériques dans les terres du bassin hydrographique, les fosses septiques et l'ajout d'engrais. Des paramètres de perte ont été appliqués aux sources d'azote non ponctuelles pour tenir compte de la perte d'azote qui se produit pendant le déplacement de l'azote entre le bassin hydrographique et la baie. Les paramètres de perte intègrent l'azote perdu lors de la volatilisation, de l'absorption par la végétation et du transport dans les zones de vadose et d'aquifère. Après l'application des paramètres de perte, le modèle a fourni une estimation de la charge totale en azote entrant dans chaque baie par année. Les estimations finales de la charge en azote ont été normalisées en fonction de la superficie de chaque baie (kg N/ha baie) afin de tenir compte des différences de dilution probables entre les grandes baies et les petites.

Impacts à l'échelle de l'herbier marin

Contrairement aux impacts à l'échelle plus grande de la baie décrits précédemment, les impacts à l'échelle de l'herbier marin ont été mesurés à moins de 2 km des emplacements des relevés sur les herbiers marins. Cette échelle plus petite a été proposée comme étant la plus pertinente pour évaluer les effets sur les herbiers marins (Shelton *et al.* 2017) et les indices d'impacts locaux semblables se sont avérés utiles pour différencier la santé des écosystèmes dans les herbiers marins où l'impact est faible et fort (Iacarella *et al*. 2018).

Pourcentage de terres riveraines modifiées par l'homme et adjacentes à un lit d'herbiers marins

Les terres riveraines modifiées par l'homme englobent toutes les terres qui ont été modifiées à la suite d'activités humaines, y compris les terres urbaines, agricoles et forestières. La modification des terres riveraines a été mesurée dans un rayon de 1 km des sites d'herbiers marins et les terres riveraines étaient définies comme étant les terres situées entre 0 et 50 m du rivage comprises dans le rayon de 1 km du site d'herbiers marins. La superficie des terres riveraines modifiées par l'homme a été normalisée en fonction de la superficie totale des terres dans le rayon de 1 km de chaque site d'herbiers marins.

Pourcentage de structures au-dessus de l'eau à proximité du lit d'herbiers marins

Les structures au-dessus de l'eau sont toutes les structures d'origine humaine soutenues au-dessus de l'eau ou flottant à la surface de l'eau, y compris les quais, les jetées, les marinas, les rampes, les appontements, les ponts-jetées, les ponts et les autres structures qui représentent l'étendue des activités de navigation, l'ombrage et la modification possible de la circulation de l'eau. Les structures au-dessus de l'eau dans un rayon de 2 km de chaque site d'herbiers marins ont été classées manuellement à l'aide de Google Earth. La superficie des structures au-dessus de l'eau situées dans le rayon de 2 km de la surface de l'eau a été normalisée.

Qualité de l'eau

Les données de surveillance des coliformes fécaux du PCCSM ont servi d'indicateur de la qualité de l'eau. On a calculé une moyenne sur 10 ans (2005 à 2015) des dénombrements de coliformes fécaux (NPP/100 mL) à la station de surveillance du PCCSM la plus proche de chaque lit d'herbiers marins. En moyenne, les stations de surveillance les plus proches se trouvaient à moins de 500 m des lits d'herbiers marins.

Présence d'activités de conchyliculture sur des sites contigus

Étant donné qu'il n'existe aucune exploitation de conchyliculture à proximité des lits d'herbiers marins d'intérêt le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, cette valeur est nulle pour tous les sites. Les impacts de l'aquaculture des poissons à nageoires qui, pour les lits d'herbiers marins, sont spécifiquement liés à l'excès d'azote qui pénètre dans les baies, sont pris en compte dans le MCA décrit ci-avant.

Résultats

Les résultats de cette étude (Murphy *et al.* 2019) montrent des impacts humains relativement faibles sur les sites de la côte Est par rapport à Musquodoboit, Sambro, la baie St. Margarets et la région de Lunenburg (figure 7). La densité de population humaine et l'étendue des espèces envahissantes sont elles aussi beaucoup plus faibles sur la côte Est que dans ces régions (tableau 3). Dans l'ensemble, les effets anthropiques étaient comparables entre l'île Cable et Taylor Head dans le SI et Port Joli sur la côte sud, bien que l'étendue des espèces envahissantes soit beaucoup plus grande à Port Joli (tableau 3). Globalement, la densité humaine, les structures au-dessus de l'eau, les terres du bassin hydrographique dominées par

l'agriculture ou la présence d'aquaculture sur des sites contigus ont eu des effets très faibles sur la côte Est, et la qualité de l'eau (coliformes fécaux), la charge en azote et les terres riveraines modifiées par l'homme n'y ont eu que des effets minimaux (tableau 3). Ces faibles impacts anthropiques renforcent la description de la zone des îles de la côte Est comme étant très naturelle et intacte par rapport aux autres sites côtiers de la biorégion de la plate-forme Néo-Écossaise.

Les sites de la côte Est présentaient également un pourcentage plus élevé de protection côtière par rapport à Halifax, Musquodoboit, Sambro et Second Peninsula (tableau 3). Dans les systèmes d'herbiers marins tropicaux, on a constaté que la protection terrestre adjacente aux herbiers marins a des effets positifs sur l'état des herbiers marins (Quiros *et al.* 2017). Bien que les effets directs de la protection des terres côtières sur l'état de la zostère de la côte Est n'aient pas été quantifiés, les effets positifs observés dans les systèmes tropicaux permettent de penser que la protection côtière adjacente au SI (p. ex. le parc provincial de Taylor Head) peut compléter les effets d'une ZPM sur les lits de macrophytes marins.

DESCRIPTION BIOLOGIQUE

RELEVÉS DE RECHERCHE DANS LES ÎLES DE LA CÔTE EST

Peu de relevés de recherche annuels sont menés dans la composante côtière de la région des Maritimes. Le relevé estival du navire de recherche du MPO est effectué dans les divisions 4VWX de l'OPANO depuis 1970, mais aucune des strates du relevé n'englobe les limites du SI (MPO 2017a). De même, le relevé sur le crabe des neiges, un relevé à stations fixes qui a lieu chaque année sur la plate-forme Néo-Écossaise, n'échantillonne pas si près de la côte (Zisserson 2015). Une grande partie des données sur cette région côtière sont recueillies dans le cadre du relevé sentinelle des divisions 4VsW, des relevés sur l'établissement des homards et de projets de recherche individuels du MPO et d'établissements d'enseignement.

Relevé sentinelle dans les divisions 4VsW

Le relevé sentinelle dans les divisions 4VsW est réalisé chaque année par la Fishermen and Scientists Research Society (FSRS) en collaboration avec le MPO et des pêcheurs locaux. Il permet d'effectuer des relevés aléatoires dans les sites des divisions 4VsW de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO), dans des eaux de moins de 50 brasses, en utilisant des palangriers commerciaux pour accéder aux zones littorales. En 2004, le nombre de stations faisant l'objet des relevés a été réduit de 202 à 53 pour des raisons économiques. En 2012, ce relevé a été encore réduit pour passer à 18 stations, toutes côtières et à des profondeurs inférieures à 100 m. Les données recueillies à chaque site comprennent les prises totales, la longueur, le poids, le sexe, les otolithes et le contenu de l'estomac des poissons, la température de l'eau et les profils de CTP. Les méthodes d'échantillonnage précises exigent que tous les participants pêchent avec 1 500 hameçons circulaires n° 12 appâtés avec du maquereau congelé (FSRS 2016). En 2016, un navire a échantillonné 18 stations avec deux strates dans la division 4W seulement. Le nombre de morues franches et d'aiglefins capturés dans la division 4W a diminué après des prises de plus de 1 400 individus en 2007–2009 (FSRS 2016). Le relevé n'a pas capturé de merluche blanche et de grande raie (*Dipturus laevis*) depuis 2011, mais il a remonté régulièrement de petits nombres (<100) de flétans (*Hippoglossus Hippoglossus*) et de bromes (*Brosme brosme*), une espèce évaluée comme étant en voie de disparition par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) en 2012 (FSRS 2016). Dans l'ensemble, la morue franche est l'espèce la plus souvent détectée par le relevé sentinelle (tableau 4). Le relevé sentinelle dans les divisions 4VsW est actuellement le seul relevé systématique des poissons effectué dans le SI. Il

serait utile de le poursuivre, ainsi que les séries chronologiques connexes de données, pour la surveillance future des îles de la côte Est et des eaux côtières de l'est de la plate-forme Néo-Écossaise.

Relevés de fixation

Dans le cadre d'un programme de surveillance systématique du homard d'Amérique, des chercheurs et des gestionnaires du nord-est des États-Unis et du Canada ont déployé des biocollecteurs remplis de galets dans l'environnement côtier. Ces collecteurs sont conçus pour imiter l'habitat de fixation du homard juvénile et ont constitué un indice important du recrutement du homard (Wahle *et al.* 2013). Diverses espèces de poissons et d'invertébrés se fixent également sur ces collecteurs, et la collaboration régionale des programmes de collecteurs biologiques a ainsi fourni des renseignements importants sur la biodiversité dans des habitats de substrat rocheux autrement sous-étudiés (Hunt *et al.* 2017). Les données sur la fixation tirées des relevés biorégionaux canadiens sur la fixation (voir plus de détails dans Hunt *et al.* (2017)) ont permis d'évaluer les profils de la richesse en espèces et de la composition des communautés dans le Canada atlantique en mettant l'accent sur les emplacements immédiatement adjacents aux îles de la côte Est. Selon une analyse de positionnement multidimensionnel non métrique, les communautés semblent se séparer en quatre groupes fauniques distincts qui caractérisent la baie de Fundy, le golfe du Saint-Laurent et l'est et l'ouest de la plate-forme Néo-Écossaise. Les emplacements situés près des îles de la côte Est correspondent le plus à ceux du groupe de l'est de la plate-forme Néo-Écossaise, mais ils sont clairement différenciés dans l'espace multivarié de toutes les stations incluses dans l'analyse (figure 8). De même, les courbes d'accumulation des espèces pour ces régions montrent que les trois sites les plus proches des îles de la côte Est présentent l'une des plus grandes richesses en espèces et les courbes d'accumulation des espèces les plus raides (figure 9). La richesse en espèces pourrait être plus grande dans l'assemblage de la baie de Fundy et du golfe du Maine selon la pente des courbes d'accumulation, mais moins de sites ont été échantillonnés dans l'ensemble. Les principales différences entre la côte Est et les autres sites échantillonnés le long de la plate-forme Néo-Écossaise sont la présence de la crevette *Lebbeus* sp.et de la motelle (*Enchelyopus cimbrius*) dans la zone néritique de la plate-forme Néo-Écossaise, des espèces absentes sur la côte Est, et la présence du quatre-lignes atlantique (*Eumesogrammus praecisus*) sur la côte Est, qui était absent ailleurs (tableau 5).

PLANCTON

Phytoplancton et autres microbes

Les communautés phytoplanctoniques du site d'intérêt sont typiques de celles de l'est de la plate-forme Néo-Écossaise (EPNE), dominées par les diatomées et les dinoflagellés, et affichent une augmentation de la biomasse globale au cours des 15 à 20 dernières années. Bien que le plancton extracôtier soit mieux étudié que le plancton côtier, plusieurs études ont fourni des données sur le phytoplancton et le zooplancton côtiers dans la baie St. Margarets et le havre Ship (Breeze *et al.* 2002, Keizer *et al.* 1996, McCullough *et al.* 2005). L'abondance du phytoplancton est généralement dénombrée par des mesures de la chlorophylle-*a*, et elle atteint un sommet au printemps (de mars à mai) et à l'automne (de septembre à octobre). En tout, 141 espèces de phytoplancton, dont le nombre d'individus varie de 1 à 38 par espèce, ont été recensées dans le havre Ship (Keizer *et al.* 1996). Ce chiffre était comparable à celui de la baie St. Margarets, où 141 espèces de phytoplancton ont également été recensées (Keizer *et al*. 1996).

Zooplancton

Le zooplancton a une taille qui varie d'environ 20 µm à plusieurs centimètres, et il comprend les copépodes, les ciliés, les larves de poissons et les invertébrés, ainsi que des taxons plus grands comme le krill (Euphausiacés) et les méduses (y compris *Aurelia* spp. et *Cyanea* spp.). La biomasse zooplanctonique a tendance à augmenter de mai à octobre, parallèlement à une augmentation du phytoplancton printanier, avant de diminuer en hiver. Les espèces communes à tous les sites côtiers de la Nouvelle-Écosse sont les genres de copépodes *Pseudocalanus*, *Temora*, *Acartia*, *Calanus*, *Centropages*, *Eurytemora*, *Oithona* et *Tortanus*. Une grande partie du zooplancton présent sur la plate-forme Néo-Écossaise provient du golfe du Saint-Laurent et est transportée sur la plate-forme par le courant de la Nouvelle-Écosse (Herman *et al.* 1991). Le zooplancton, en particulier les copépodes, est une composante importante du réseau trophique, servant de nourriture aux jeunes poissons pélagiques et démersaux, comme le hareng de l'Atlantique et le merlu argenté (Herman *et al.* 1991).

Les espèces de krill (*Meganyctiphanes Norvegica*, *Thysanoessa inermis* et *Thysanoessa longicaudata*) sont des macrozooplanctons relativement plus grands qui se nourrissent des phytoplanctons et zooplanctons plus petits; il constitue un aliment important pour les cétacés, les poissons et les oiseaux de mer. Le krill se trouve généralement dans les eaux plus profondes, à des profondeurs comprises entre 100 et 300 m pendant le jour, et migre à la surface pendant la nuit. Parmi ces espèces, les *Thysanoessa* spp. sont plus susceptibles de se trouver sur les côtes dans les 50 à 150 premiers mètres de la colonne d'eau (Sameoto et Cochrane 1996); toutefois, il n'y a pas de données propres à la côte Est qui décrivent leur occurrence.

HABITATS ET COMMUNAUTÉS BENTHIQUES

Classification des habitats et communautés benthiques des îles de la côte Est

Les îles de la côte Est se trouvent dans la classe de fonds marins de la plate-forme Néo-Écossaise, qui s'étend en moyenne à 25 km du rivage (WWF Canada 2009). Les caractéristiques de la plate-forme intérieure comprennent un haut relief de substrat rocheux érodé, des changements rapides entre les répartitions rocheuses, sableuses, de gravier et de vase, des lits de fucus et de varech dans les zones exposées, des herbiers de zostère et des marais dans les baies abritées. Les algues corallines rouges, les algues brunes et le varech sont également abondants. Les invertébrés vivant sur le fond sont généralement les holothuries, les étoiles de mer, les pouces-pieds, les pétoncles, les oursins, les crabes et le homard. La région est également largement caractérisée par le substrat rocheux dur entre la baie Clam et le havre Liscomb, classifié sous le nom de « *Mahone Bedrock Shore and Islands* » (substrat rocheux du littoral et des îles de la baie Mahone) par Greenlaw *et al*. (2013).

Résumé du relevé vidéo de 2007 dans les îles de la côte Est

Neuf sites côtiers du SIEB des îles de la côte Est, d'une profondeur de 1 à 5 m, ont été échantillonnés en octobre 2007. On a échantillonné chaque site en exécutant deux à trois transects de 100 m à l'aide de caméras remorquées ou tenues par un plongeur (figure 10). À chaque site, on a analysé les images vidéos des transects à des intervalles de 30 secondes afin de caractériser la structure et la diversité de l'habitat. L'analyse des images extraites cherchait à déterminer le pourcentage de couverture des organismes biotiques (algues et invertébrés épibenthiques >2 cm) et du substrat à l'aide d'un outil à points multiples dans ImageJ (Abramoff *et al.* 2004). Les espèces pélagiques mobiles ne sont pas bien représentées du fait de la nature de l'échantillonnage.

Les caractéristiques biotiques et abiotiques ont été classées en 19 catégories (tableau 6). Le gazon algal vert et rouge (« gazon algal » ci-après) était le groupe le plus dominant dans les neuf sites (67,6 ± 19,2 %). La couverture par des espèces de varech et de *Fucus* spp. était de plus de 10 % à sept et deux sites, respectivement, et tous les autres groupes biotiques représentaient moins de 5 % de couverture à tous les sites. Le *Codium fragile* n'a été enregistré qu'à deux sites : l'île Laybold et l'île Harbour-A. La diversité et le type d'algues dominantes variaient grandement à l'intérieur des sites et d'un site à l'autre.

Les trois types les plus courants d'algues formant des habitats étaient le gazon algal, les espèces de *Fucus* sp. et le varech (figure 11). Le pourcentage de couverture du varech n'affichait pas de gradients le long du rivage et la répartition de l'espèce était éparse; la couverture était la plus importante à l'île Goose (32 ± 25 %) et la plus faible à l'île Sober (1,73 ± 4,33 %; figure 12). *Saccharina latissima* était l'espèce de varech la plus abondante (8,19 ± 11 %), suivie de *Laminaria digitata* (5,48 ± 11,7 %). *Agarum clathratum* n'a été trouvé qu'à deux endroits. Le gazon algal était le groupe le plus abondant à tous les sites avec une couverture de plus de 50 % à huit des neuf sites, avec la plus élevée à l'île Salisbury (78,7 ± 12,1 %) et la plus faible à l'île Goose (48,6 ± 19,4 %). La couverture moyenne des espèces de *Fucus* sp. était de 15,92 ± 20,86 % à l'île Laybold et de 17,55 ± 21,62 % à l'île Sober, mais de moins de 5 % aux sept autres sites. Le substrat nu (rochers, galets, cailloux ou sable) constituait une couverture de 10,7 ± 11,2 %, en moyenne sur les neuf sites.

Sommaire des observations par caméra sous-marine en 2017 dans les îles de la côte Est

Le relevé par caméra sous-marine sur les îles de la côte Est a consisté en 466 échantillons prélevés principalement dans la partie ouest du SI (voir les figures 3 et 4 dans Vandermeulen (2018b)). L'échantillonnage s'est déroulé sur 13 jours en septembre et en octobre[1].

On a tiré de chaque échantillon vidéo une classification de type présence/absence (tableau 7). Le paysage benthique du SI était exceptionnellement hétérogène, les quatre différents types de substrats étant présents à presque toutes les profondeurs ou à presque tous les endroits. Cela pourrait s'expliquer par la nature relativement peu profonde du fond, dominée par les récifs, où il n'était pas rare d'observer des profondeurs de moins de 30 m à 15 km au large. On a rarement vu des fonds meubles et boueux avec des terriers en profondeur; c'est dans les petites baies bien protégées qu'ils étaient les plus courants. On peut en déduire que des régimes de hautes vagues et de forts courants dominent dans toute le SI, ce qui concorde avec les observations du navire de relevé.

Les algues macrophytiques dominaient, comme on peut s'y attendre dans un tel environnement à fond dur et énergique (tableau 7). Presque toutes les surfaces rocheuses de 10 cm ou plus avaient une croûte d'algues corallines rouges et une autre couverture d'algues. Un gradient de profondeur semblait associé à cette couverture[2]. Les points de chute les moins profonds (<10 m) étaient dominés par le varech (*Alaria*, *Saccharina*, *Laminaria*, *Agarum*) avec une canopée d'algues rouges composée principalement de *Phyllophora* sp. À 20 m ou un peu plus, *Agarum* était habituellement le seul varech qui restait, la canopée rouge étant alors composée

[1] La plate-forme de relevé utilisée pour chacun de ces trois voyages était le *Sigma-T*. Le navire s'est rendu de l'IOB à Sheet Harbour pour chaque voyage, avec Sheet Harbour comme base des opérations. Des observateurs d'oiseaux du SCF étaient à bord pour chacun des 13 jours de relevé plus les six jours de transit entre l'IOB et Sheet Harbour.

[2] Les algues vertes (p. ex. *Ulva* et *Chaetomorpha*) ont tendance à se trouver dans les zones moins profondes que la profondeur de plus de 10 m utilisée dans ce plan de relevé, bien que *Codium fragile* ait parfois été observé dans les eaux peu profondes autour de 10 m.

de *Ptilota*. À 40 m de profondeur, toutes les espèces de varech et de *Ptilota* ont disparu, et il ne reste que des croûtes d'algues corallines et d'autres algues rouges, ainsi que quelques petites frondes rouges (peut-être *Turnerella*). Les croûtes d'algues corallines étaient les seules algues présentes à plus de 50 m. La couverture d'algues relativement dense de 10 à 20 m masquait les invertébrés benthiques cryptiques plus petits et a entravé leur classification.

Le tunicier *Boltenia* sp. est assez distinctif et gros pour être remarqué dans une canopée d'algues et a été observé très fréquemment (bien que de façon clairsemée) dans toute la zone de relevé associée à son substrat de prédilection, un fond dur avec des corniches angulaires rugueuses. Les éponges, les anémones et les étoiles de mer étaient assez courantes sur les surfaces dures à toutes les profondeurs, mais la caméra vidéo n'a fort probablement pas pu les capturer sous une couverture algale dense dans les eaux peu profondes. Les clypéastres étaient souvent observés sur le sable dans les petits fonds, avec des ophiures sur ce substrat à de plus grandes profondeurs.

Les homards n'ont pas été fréquemment observés (ce qui est normal pour ce type de relevé par caméra sous-marine) et avaient tendance à se trouver le plus souvent à une profondeur de 10 à 20 m sur des fonds sableux dominés par des algues à la dérive empilées dans des « andains » parallèles distincts de plusieurs mètres de long. Les crabes communs n'ont pas été ajoutés à la classification du tableau 7, mais ils ont été observés plus fréquemment que le homard, préférant un fond sableux à moins de 20 m de profondeur. Les pétoncles étaient rares et en profondeur, sur des fonds de galets ou de gravier. Les oursins étaient très rares et cryptiques (généralement d'environ 3 cm de diamètre), dans les crevasses en profondeur. La tanche-tautogue (*Tautogolabrus adspersus*) était courante autour des fonds rocheux jusqu'à 25 m de profondeur, arborant des couleurs vives rouges et orange.

En résumé, les habitats benthiques de cette région sont éparpillés et très variables, formant une mosaïque de substrats et de lits de macrophytes. Comparativement à Sambro Ledges, une zone au fond très rugueux composée de vastes lits de varech et concentrations de *Boltenia*, le type de substrat et les herbiers d'algues marines sont plus hétérogènes dans toutes les îles de la côte Est (voir Vandermeulen 2018a). Ces parcelles d'habitat du SI varient environ tous les 400 m à toutes les profondeurs, ce qui est unique par rapport aux autres zones faisant l'objet d'un relevé, y compris Port Joli et Sambro. L'échelle de la parcelle à Sambro est d'environ 5 km à des profondeurs supérieures à 30 m, tandis que la région de Port Joli est principalement un habitat côtier sableux entouré de parcelles rocheuses. Cela permet de penser que l'habitat dans le SI est plus complexe qu'à Sambro et à Port Joli, ce qui pourrait coïncider avec une plus grande diversité des espèces (H. Vandermeulen, comm. pers.).

MACROPHYTES AQUATIQUES

Un certain nombre de macrophytes aquatiques, y compris des plantes (zostère), des algues marines, des algues et du varech, se trouvent couramment dans les îles de la côte Est, offrant un habitat important et fournissant des services écosystémiques. Les tranches d'eau des espèces courantes sont présentées dans le tableau 8.

Zostère

On trouve des herbiers de zostère dans divers milieux du Canada atlantique, notamment dans des sites protégés et exposés à différents régimes thermiques (Wong 2017). Le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, de nombreux habitats de sédiments meubles abritent des herbiers marins, en particulier la zostère Z. marina (Schmidt et al. 2011). Présente du Labrador à la Caroline du Nord, la zostère peut former de vastes herbiers de la zone intertidale à la zone infratidale à des profondeurs de 12 à 20 m, selon la disponibilité de la lumière. La plage de

salinité optimale pour la zostère est de 20 à 26 ppt pour la photosynthèse, mais l'espèce tolère des niveaux de 5 à 35 ppt. Les températures optimales pour la croissance de la zostère se situent entre 10 et 25 °C, mais l'espèce présente une tolérance aux températures de congélation et aux eaux à plus de 35 °C. Des températures élevées de l'eau (>25 °C) sont associées à l'affaiblissement de la zostère et à une vulnérabilité accrue aux maladies (MPO 2009). La zostère est courante dans tout l'est du Canada, mais elle est absente des côtes rocheuses et à haute énergie ou des zones de forte turbidité, ce qui limite la quantité de lumière dont elle a besoin pour la photosynthèse (MPO 2009). *Z. marina* est considérée comme une espèce d'importance écologique dans l'est du Canada, fournissant un habitat tridimensionnel important à de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés. Il n'y a pas d'organismes structurants de remplacement assurant la même fonction que la zostère si celle-ci est perturbée ou déplacée, ce qui laisse entendre que la perte de la zostère entraînerait des conséquences écologiques beaucoup plus importantes que celles associées à l'élimination de la plupart des autres espèces de la communauté (MPO 2009). C'est ce qui a été observé dans le golfe du Saint-Laurent, où l'effondrement des herbiers de zostère a été lié à la diminution drastique des oiseaux de mer en quête de nourriture, notamment les Bernaches du Canada (*Branta canadensis*) et le Garrot à œil d'or (*Bucephala Clangula*) (Seymour *et al.* 2002).

Le SI des îles de la côte Est abrite de nombreux herbiers de zostère (figure 13), souvent associés au côté sous le vent des îles (p. ex. île Cable; M. Wong, comm. pers.), où les substrats sableux et boueux s'accumulent. Bien que nombreux, ces herbiers de zostère ne sont pas aussi étendus que ceux du sud du golfe du Saint-Laurent. Il est probable que l'exposition et la géologie de la côte Est (c.-à-d. principalement le substrat rocheux exposé du côté dans le vent des îles) ne favorisent pas la croissance de vastes herbiers de zostère, qui ont besoin d'une couche de sédiments fins pour ancrer leurs racines. Les herbiers de zostère sont souvent associés à d'autres macrophytes comme les algues rouges et les algues épiphytiques (Allard *et al.* 2014). La structure des herbiers de zostère varie d'un site à l'autre, mais la communauté macroendofaunique est relativement constante dans une région lorsqu'on compare le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse et Terre-Neuve (Cullain *et al.* 2018).

La végétation marine offre une variété de services fonctionnels aux écosystèmes côtiers, y compris la fourniture d'habitats, la productivité primaire, la filtration des polluants, la stabilisation des sédiments, le piégeage du carbone et la rétention de l'azote (Jones *et al.* 2013, Namba *et al.* 2018, Schmidt *et al.* 2011). Des relevés sur les herbiers de zostère le long de la côte Est ont permis de constater une augmentation significative de l'abondance et de la diversité de la flore et de la faune associées, y compris plusieurs espèces importantes sur le plan commercial (Schmidt *et al*. 2011, Wong et Dowd 2015, Wong *et al.* 2016). On sait que les juvéniles de la morue franche et de l'aiglefin utilisent la zostère comme aires de nurserie (Gotceitas *et al.* 1997, Laurel *et al.* 2003). Gorman et ses collaborateurs (2009) ont montré que la morue juvénile utilise la zostère pour se cacher des prédateurs et, de ce fait, les prédateurs sont souvent associés aux lisières des herbiers de zostère, à la recherche de proies. En effet, l'habitat structurel fourni par les plantes marines comme la zostère offre un refuge à diverses espèces de poissons et, le plus souvent, au cours de la période larvaire et de l'ontogénie juvénile précoce. La végétation marine, en particulier la zostère, procure également des aires d'alimentation à de nombreux oiseaux de mer et à la sauvagine, comme les oies, les canards et les Bernaches à ventre pâle (*Branta bernicla hrota*), qui se nourrissent presque exclusivement de zostère (Hastings *et al.* 2014). La zostère joue également un rôle important en tant que zones de croissance pour les jeunes poissons et les mollusques, y compris le poulamon (*Microgadus tomcod*), la merluche blanche, les capucettes (*Menidia*), la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*) et la goberge (*Pollachius virens*) (Bundy *et al.* 2014, Joseph *et al.* 2006). Des espèces non importantes sur le plan commercial, comme le bernard-l'ermite (Paguridae), le bouquet Mississippi (*Palaemonetes vulgaris*), la crevette grise (*Crangon*

septimspinosa), l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) et la tanche-tautogue, sont également fréquemment présentes dans les herbiers de zostère et entre ceux-ci (Joseph *et al.* 2006, Namba *et al.* 2018, Wong et Dowd 2016). Des études combinées menées par les laboratoires de M. Wong (MPO) et de H. Lotze (Dalhousie) ont permis de découvrir 23 espèces de poissons, 73 espèces d'invertébrés sessiles, mobiles, endofauniques et épiphytiques, et 21 espèces d'algues associées aux herbiers de fucus ou de zostère (tableau 9). Les relevés sur les herbiers de zostère de l'île Cable montrent l'abondance la plus élevée de poissons et d'animaux benthiques, tandis que la richesse en animaux benthiques à l'île Cable est comparable à celle de la baie St. Margarets (figure 14).

Contrairement à certaines parties de la plate-forme Néo-Écossaise où la zostère connaît un déclin marqué, comme Musquodoboit, les herbiers de zostère des îles de la côte Est, à proximité du havre Jeddore, du havre Clam, de l'île Cable, de Taylor Head, de l'île Gerard (Hill *et al.* 2012) et du havre Gegogan semblent abondants et stables. Les données recueillies par M. Wong et H. Lotze entre 2007 et 2017 montrent des herbiers de zostère sains et stables avec une biomasse élevée et des densités de pousses à False Passage/île Cable et Taylor Head. Ces emplacements du SI sont comparables à ceux de Port Joli sur la côte sud, où les effets anthropiques sont également faibles (figure 15). Le déclin de la zostère a été lié à l'augmentation de la charge en azote provenant de sources anthropiques dans d'autres parties de l'Atlantique Nord-Ouest, principalement en raison de l'accroissement des proliférations d'algues, qui limitent la disponibilité de la lumière (Hauxwell *et al.* 2003). Les principales menaces qui pèsent sur la zostère sont les changements climatiques, les maladies débilitantes causées par des champignons (*Labyrinthula* sp.) et les agents de stress anthropiques comme l'aménagement côtier, les loisirs et les eaux usées ou les eaux de ruissellement agricoles, qui restreignent la lumière disponible pour la photosynthèse (Bundy *et al.* 2014). La sédimentation, l'augmentation de la turbidité, les conditions anoxiques, le régime de débit élevé et les dommages physiques sont également des agents de stress importants sur les herbiers de zostère (Vandermeulen *et al.* 2012). L'augmentation des pressions anthropiques sur les écosystèmes côtiers, comme le SI de la côte Est, menace les fonctions et services essentiels que fournissent les macrophytes (Schmidt *et al*. 2011). Schmidt et ses collaborateurs (2011) ont déterminé que la structure et la complexité de la canopée des herbiers de zostère et de fucus sont très différentes et que ces espèces utilisent différents types de fonds qui soutiennent des assemblages d'espèces uniques, ce qui signifie qu'un habitat ne peut remplacer un autre. Par conséquent, la protection de ces macrophytes marins devrait être une priorité de gestion (Schmidt *et al.* 2011).

Marais salé

Les marais salés sont des écosystèmes très dynamiques qui réagissent aux interactions entre l'eau douce, l'eau salée et les sédiments, et servent de zone de transition entre les milieux terrestres et marins (Bowron *et al.* 1999). Les marais salés, les estuaires et les herbiers de zostère sont des habitats importants pour de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés, y compris plusieurs espèces d'escargots (gastropodes), d'épinoches (gastérostéidés), de capucettes, de syngnathes bruns (*Syngnathus fuscus*) et de choquemorts (*Fundulus heteroclitus*). Dans les bas marais, une espèce vivace, la spartine alterniflore *Spartina alterniflora*, domine, tandis que la spartine étalée *Spartina patens* abonde dans les hauts marais. Les marais salés sont importants dans la baie Clam, dans le havre Clam, à Tangier, à Owls Head, à Kirby River, dans le havre Quoddy et le havre de Marie Joseph, et leur superficie varie de 0,4 à 100 ha (figure 16). Ils servent de refuges ainsi que d'habitats de reproduction et de croissance à des oiseaux terrestres, côtiers et migrateurs (Bowron *et al.* 1999), y compris les canards barboteurs, les oies, les hérons, les oiseaux de rivage et certains passereaux, comme le Bruant de Nelson (Allard *et al.* 2014, Hanson et Shriver 2006).

Les marais salés remplissent un certain nombre de fonctions importantes, notamment fournir un habitat aux poissons et aux oiseaux migrateurs, filtrer les sédiments et les contaminants de l'eau, amortir les tempêtes et l'érosion côtière, réduire l'assèchement et le stress thermique chez les organismes associés, et contribuer aux fonctions des cycles mondiaux de l'azote et du soufre. Les marais salés de la Nouvelle-Écosse sont principalement menacés par l'élévation du niveau de la mer dans un climat changeant (Watson *et al.* 2016) et l'aménagement du littoral (Bundy *et al*. 2014) comme la construction de barrages, de fossés, le drainage, l'enfouissement/le remplissage, l'excavation, la construction de routes et le mauvais dimensionnement et emplacement des ponceaux (Bowron *et al.* 1999).

Macroalgues (algues marines et varech)

La côte Est abrite des algues diverses et abondantes, ce qui indique une productivité élevée (Gromack *et al.* 2010). Les algues fournissent de la nourriture et un habitat importants aux invertébrés, aux poissons et aux oiseaux de mer de la zone côtière, qu'il s'agisse de diatomées unicellulaires, d'algues filamenteuses ou de gros varechs. On sait que les lits de varech sont très importants pour l'écologie littorale de la Nouvelle-Écosse, en particulier leurs liens avec les poissons et les invertébrés visés par des pêches commerciales (MPO 2013a). On trouve habituellement des varechs de la zone intertidale peu profonde à des profondeurs d'environ 20 m, la tranche d'eau variant avec l'atténuation de la lumière et l'exposition. L'abondance des algues filamenteuses rouges, vertes et brunes est souvent saisonnière, mais des lits de varech vivaces se trouvent sur des substrats rocheux et dans les zones de rochers sur la côte de la Nouvelle-Écosse, y compris sur la côte Est. La diversité des algues est généralement la plus élevée dans la zone infratidale où coexistent des algues rouges, vertes et brunes. La croûte d'algues calcaires rouges (corallines) est abondante dans les îles de la côte Est (Vandermeulen 2018b) et importante pour stabiliser le substrat et permettre à d'autres espèces de prospérer (Bundy *et al.* 2014). Les algues corallines ont été les seules détectées à des profondeurs supérieures à 50 m pendant le relevé par caméra sous-marine sur la côte Est, car elles peuvent survivre à de faibles niveaux de luminosité (Vandermeulen 2018b). Dans la zone intertidale de la Nouvelle-Écosse, l'ascophylle noueuse (*Ascophyllum nodosum*) et d'autres algues brunes (*Fucus* spp.) dominent car elles résistent à la dessiccation. *A. nodosum* est généralement présent dans les eaux protégées, tandis que *Fucus* spp. se trouve dans des zones plus exposées, bien que les deux espèces puissent exister dans des zones protégées et exposées. Tout comme la zostère, les herbiers de fucus et de varech piègent le carbone et fournissent des habitats et des aliments essentiels à une vaste gamme d'espèces d'invertébrés, de poissons et d'oiseaux (Schmidt *et al.* 2011, Schmidt et Scheibling 2007, Seeley et Schlesinger 2012, Vandermeulen 2013, Watt et Scrosati 2013a, b). Il a été démontré que les macroalgues et les macrophytes sont un élément important du régime alimentaire du homard et du crabe, pouvant les rendre résistants à l'infection bactérienne (Bushmann *et al.* 2018). Des études sur la composition du régime alimentaire du homard d'Amérique ont révélé que les individus capturés dans les lits de macroalgues avaient un régime alimentaire plus diversifié que ceux vivant dans les zones dénudées (Elner et Campbell 1987). Ce régime alimentaire diversifié était probablement associé à l'assemblage parallèlement divers d'organismes dans les herbiers de fucus et au substrat algal lui-même, qui comprenait une composante alimentaire importante et ciblée (c.-à-d. la consommation non simultanée) (Elner et Campbell 1987).

Les bancs de varech se trouvent le long des côtes rocheuses semi-protégées à exposées de la côte Est, et ils comptent parmi les écosystèmes les plus productifs au monde (Krumhansl *et al.* 2016). Les forêts de varech concentrent la productivité secondaire dans la zone côtière en fournissant de la nourriture et un habitat biogène aux réseaux trophiques côtiers (Krumhansl et Scheibling 2012; Miller *et al.* 2018). Le varech assure plusieurs services écosystémiques, comme le cycle des éléments nutritifs, le stockage et le débit du carbone, la protection côtière et

le soutien de pêches commerciales lucratives grâce à une productivité primaire élevée (Krumhansl *et al.* 2016, Smale *et al.* 2013). Dans le Canada atlantique, plusieurs poissons et crustacés importants pour la pêche utilisent des bancs de varech à un moment ou à un autre de leur vie, notamment la morue franche, le poulamon, la merluche blanche, le homard d'Amérique, le crabe commun et le crabe nordique (Bologna et Steneck 1993). Les forêts de varech ont subi des fluctuations cycliques au cours du dernier siècle en raison de divers facteurs environnementaux et biogènes. Les oursins jouent un rôle clé dans la détermination des niveaux globaux de productivité et de diversité de l'écosystème par leur activité de broutage, qui peut entraîner des pertes complètes de varech sur des dizaines de kilomètres de côte (Scheibling *et al*. 1999). Ces dernières années, les populations d'oursins de l'est du Canada ont été limitées par l'augmentation de la mortalité associée aux éclosions récurrentes d'un agent pathogène amibe, qui a réduit les taux de broutage sur les lits de varech (Scheibling *et al.* 2010). Le varech prospérant dans les eaux froides et riches en nutriments, le réchauffement océanique associé aux changements climatiques a eu un impact mesurable et négatif sur le varech dans le monde entier et en Nouvelle-Écosse en particulier (Filbee-Dexter *et al.* 2016, Krumhansl *et al.* 2016). Le réchauffement des températures entraîne également des taux élevés d'incrustation du bryozoaire envahissant *M. membranacea* sur le varech en Nouvelle-Écosse, qui cause l'affaiblissement des tissus du varech (Krumhansl *et al*. 2011) et des taux élevés de perte de la canopée (Krumhansl et Scheibling 2011a). Ce phénomène, combiné à des taux de broutage plus élevés par le mésobrouteur *Lacuna vincta* lorsque la température de l'eau est plus chaude (Simonson *et al*. 2015A), provoque des taux élevés de défoliation de la canopée et des pertes de varech à l'échelle de la côte, en particulier dans les baies et les bras de mer semi-protégés (Filbee-Dexter *et al.* 2016). Les promontoires côtiers plus exposés et où le renouvellement des éléments nutritifs est plus élevé sont probablement des refuges contre ces effets; toutefois, l'eau est souvent plus fraîche et les taux d'incrustation et de broutage par *M. membranacea* et *L. vincta* ont tendance à être plus bas dans ces zones (Krumhansl et Scheibling 2011b, O'Brien 2018). Peu d'études en Nouvelle-Écosse ont été consacrées en particulier au varech dans le SI de la côte Est, mais les données disponibles suggèrent une dynamique écologique semblable entre cette zone et d'autres parties du littoral qui sont plus étudiées (p. ex. la baie St. Margarets et la région de Sambro). Récemment, des espèces de varech, y compris *Laminaria digitata* et *Saccharina* spp., ainsi que *Agarum clathratum*, ont été fréquemment observées sur les côtés exposés des îles et des affleurements rocheux dans le SI (p. ex. île Long, île Halibut, île Tuffin) (Metaxas, inédit; Vandermeulen 2018b).

Les deux plus importantes récoltes de plantes marines (algues) en Nouvelle-Écosse sont la mousse d'Irlande (*Chondrus crispus*) et le fucus (MPO 2013a). Le fucus est une algue brune particulièrement abondante dans la zone intertidale, couvrant de 80 à 90 % de la zone intertidale du Canada atlantique, et dans la zone infratidale côtière à des profondeurs allant jusqu'à 10 m (Kay *et al.* 2016, Khan *et al.* 2018). Il est également important pour le stockage du carbone et joue un rôle dans le cycle des nutriments. De nombreuses espèces d'invertébrés, y compris le homard d'Amérique, et de poissons utilisent le fucus comme abri à marée haute (tableau 9) (Karnofsky *et al.* 1989, Schmidt *et al.* 2011). La canopée flottante associée aux lits matures de fucus offre une protection et un substrat pour les proies pendant la période d'élevage des couvées de l'Eider à duvet (*Somateria mollissima dresseri*), en particulier pendant les premières semaines de développement des poussins (Hamilton 2001; McAloney 1973). Des recherches menées par Blinn et ses collaborateurs (2008) dans la partie extérieure de la baie de Fundy ont permis de constater que les bancs de fucus non récoltés sur des pentes douces étaient utilisés de préférence et plus longtemps pendant l'élevage des couvées que les sites récoltés qui se trouvent sur des pentes fortes. Kay et ses collaborateurs (2016) ont démontré que la hauteur, la densité et la circonférence de la canopée étaient de bien meilleurs

prédicteurs de la structure de la communauté que la seule biomasse du fucus, et ils recommandent d'incorporer les différences de structure de la canopée dans la gestion écosystémique de la récolte du fucus.

Des relevés réalisés par Schmidt et ses collaborateurs (2011), Kay et ses collaborateurs (inédit) et Vercaemer et ses collaborateurs (2018) ont montré que la biomasse du fucus dans la région des îles de la côte Est est comparable à celle de la côte sud et du sud-ouest (SO) de la Nouvelle-Écosse (figure 17), qui est la principale zone pour la récolte commerciale du fucus, car elle abrite des lits plus vastes et une canopée plus haute (MPO 2013a, Ugarte et Sharp 2012; Vandermeulen 2013). Bien que la couverture globale et la biomasse soient semblables, les plants de fucus sur la côte Est sont beaucoup plus courts que sur la côte sud et dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (figure 17). Cette différence morphologique est probablement associée à l'eau généralement plus froide et à la productivité plus faible de la côte Est (Cousens 1986; Ugarte et Sharp,2012; Vandermeulen 2013). La récolte de fucus est habituellement beaucoup plus faible et beaucoup moins étendue sur la côte Est que dans le sud de la Nouvelle-Écosse et la baie de Fundy (MPO 2013a; Vandermeulen 2013). Cette différence dans l'activité de récolte a laissé de nombreux lits de fucus dans le SI relativement et uniquement intacts. Des relevés récents indiquent que la richesse en espèces de poissons et d'invertébrés est jusqu'à six fois plus élevée dans les lits de fucus que dans les sédiments nus environnants, et que cette diversité est encore plus élevée dans les lits de la côte Est que dans ceux récoltés dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (Schmidt *et al.* 2011, Vercaemer *et al.* 2018) (figure 18). Cette affirmation est confirmée par Seeley et Schlesinger (2012), qui décrivent plus de 100 espèces d'animaux associées aux lits de fucus. Étant donné que la récolte de fucus perturbe l'habitat en modifiant la structure de la canopée et qu'elle comporte des niveaux élevés de prises accessoires, les lits non exploités, qui sont probablement plus nombreux sur la côte Est, ont une valeur beaucoup plus élevée pour l'habitat que ceux qui sont récoltés (Rangeley 1994; Rangeley et Kramer 1995; Seeley et Schlesinger 2012).

La province de la Nouvelle-Écosse a émis 20 baux à l'échelle provinciale pour le fucus, y compris *Ascophyllum nodosum* et *Fucus* spp., et quatre nouvelles propositions sont en cours d'examen pour la région de la côte Est en date de la fin 2017. Plus de 24 000 tonnes de fucus ont été récoltées en vertu de baux provinciaux en 2016, dont la grande majorité provient du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (MPO 2013a). Halat et ses collaborateurs (2015) ont calculé que la biomasse détritique provenant de l'excrétion épidermique du fucus est de 2 t ha^{-1}. Cette perte de biomasse n'est pas prise en compte dans l'évaluation de l'impact potentiel des récoltes annuelles (20 t ha^{-1}). Parmi ces détritus, 5 % proviennent de la biomasse excrétée et des prélèvements de frondes, respectivement, et 90 % sont des tissus reproducteurs (Halat *et al*. 2015). Les algues détritiques sont importantes à titre de protection éphémère et de nourriture fourragère pour les invertébrés et les poissons de l'épifaune; par exemple, on a observé des homards d'Amérique qui utilisaient des algues détritiques lâches comme couvert sur des zones sableuses ouvertes pendant les relevés par caméra sous-marine de 2017 dans les îles de la côte Est.

La mousse d'Irlande est une algue rouge intertidale à infratidale présente dans le SI. Elle est sensible à l'eutrophisation (Vandermeulen 2009), un problème qui pourrait avoir une incidence négative sur elle dans les zones peuplées. Au début des années 1970, période où les débarquements étaient les plus élevés en Nouvelle-Écosse (plus de 10 000 t), les récoltes de mousse irlandaise sur la côte Est totalisaient entre 200 et 400 t, mais les plus fortes récoltes avaient lieu sur la côte sud (Sharp *et al.* 2008). Entre les années 1980 et 2004, les débarquements ont chuté à moins de 2 500 t pour l'ensemble de la province. À l'heure actuelle, il n'y a pas de répercussions à grande échelle documentées de la récolte de mousse irlandaise en Nouvelle-Écosse car la récolte est sporadique et quasi inexistante (MPO 2013a). Le MPO

(2013a) a fourni un avis scientifique pour la gestion continue du fucus, de la mousse irlandaise et du varech, ainsi que des recommandations pour la protection de ces populations d'algues en Nouvelle-Écosse. Ces recommandations comprennent l'établissement de sites témoins fermés en permanence pour évaluer les effets de la récolte sur les stocks actuels de fucus et de mousse irlandaise, l'application d'un espacement minimal de 5 mm entre les dents des râteaux pour la mousse irlandaise et le remplacement des hauteurs de coupe de 127 mm par une hauteur de 254 mm pour le fucus afin d'assurer la survie et la régénération des plantes (MPO 2013a).

L'algue verte envahissante *Codium fragile* est présente sur la côte Est depuis 2000, mais son abondance est cyclique. *C. fragile* se trouve souvent là où le bryozoaire envahissant *M. membranacea* a défolié le varech indigène, ce qui lui a permis de s'établir (voir la section *Invertébrés envahissants* ci-après). Heureusement, la présence de cette espèce n'empêche pas la re-colonisation des algues et des varechs indigènes, mais il faut continuer à surveiller sa présence ou son absence (Watanabe *et al.* 2010). L'algue rouge envahissante *Dasysiphonia (Heterosiphonia) japonica* a été détectée dans la région de la baie Mahone, au sud d'Halifax (Savoie et Saunders 2013), mais en 2018, elle n'avait pas été enregistrée à l'intérieur des limites du SI, probablement en partie à cause des températures océaniques relativement plus froides sur la côte Est.

Les populations d'algues non perturbées ont tendance à être stables sur de longues périodes. Les niveaux des stocks actuels réagissent surtout aux événements à court terme (années), comme les tempêtes, l'affouillement des glaces dans les zones intertidales (qui touchent principalement *Ascophyllum* et *Chondrus*) ou les « éclosions » d'herbivores (c.-à-d. oursins) dans les zones infratidales. Ce sont des activités anthropiques qui provoquent les plus grandes fluctuations des populations d'algues en raison de changements à long terme comme les changements climatiques ou d'événements à court terme comme la récolte ou la détérioration de la qualité de l'eau. Il a été démontré que des températures élevées de l'eau, en particulier, réduisent la croissance et le recrutement des algues (Dayton 1985; Simonson *et al.* 2015a, Simonson *et al.* 2015b). La perturbation associée à l'hydrodynamique peut aussi avoir des répercussions sur les populations d'algues, par exemple lorsque l'exposition accrue aux vagues et des ondes de tempête peuvent déloger les plantes et, ainsi, accroître la mortalité des algues (Dayton 1985; Filbee-Dexter et Scheibling 2012; Krumhansl et Scheibling 2011b).

INVERTÉBRÉS

Diversité

La diversité des habitats physiques et biogènes qui caractérisent la zone côtière est associée à un assemblage d'invertébrés tout aussi diversifié. Les zones sableuses et boueuses abritent des invertébrés endofauniques, y compris des vers (polychètes), et les zones intertidales abritent des plantes marines, qui servent de refuge à diverses espèces, dont des crabes, des homards et des amphipodes. Les invertébrés formant des habitats, comme les éponges et les tuniciers pédicellés, se fixent sur les fonds rocheux et fournissent eux-mêmes un habitat à d'autres espèces hétérospécifiques. Les crustacés, les échinodermes, les polychètes, les tuniciers et les mollusques sont abondants et occupent une diversité de types d'habitats. Ils sont examinés ici. On trouve également d'autres phyla, notamment des cnidaires, des némertes, des bryozoaires et des porifères, mais ils ne sont pas examinés en détail. Des études menées par H. Lotze et M. Wong (tableau 9) ont décrit plus de 70 espèces d'invertébrés associées à la zostère et au fucus sur la côte Est. Cette grande diversité d'invertébrés peut contribuer à la résilience des écosystèmes, car les prédateurs peuvent passer à des types de proies plus abondantes à mesure que l'abondance des espèces fluctue sous l'influence des

agents de stress naturels et anthropiques. Les évaluations de la biodiversité des invertébrés fondées sur le relevé sur le crabe des neiges ont associé une diversité relativement élevée aux eaux proches de la limite du SI tournée vers le large, comparativement aux eaux côtières au sud d'Halifax et aux eaux plus profondes de la plate-forme Néo-Écossaise — voir la figure 3.4.1-1 dans Ford et Serdynska (2013).

Espèces envahissantes

Il y a une variété d'espèces aquatiques envahissantes (EAE) d'invertébrés présentes sur la côte de la plate-forme Néo-Écossaise, en particulier des tuniciers, des crustacés et des bryozoaires, qui ont des effets négatifs sur la santé de l'écosystème. Plus précisément, les quatre espèces de tuniciers *Ciona intestinalis*, *Botryllus schlosseri*, *Botrylloides violaceus* et *Styela clava*, le crustacé *C. mutica* et le bryozoaire *M. membranacea* sont des espèces de biosalissures qui bouchent des canalisations, s'agglutinent sur des navires et perturbent les pratiques aquacoles (Carver *et al.* 2003, Daigle et Herbinger 2009, Sephton *et al.* 2017). *M. membranacea* défolie également les varechs par affaiblissement des tissus (Krumhansl *et al*. 2011, Saunders et Metaxas 2008), mais son aire de répartition est limitée par les températures froides (Saunders *et al.* 2010). Le crabe vert européen (*Carcinus maenas*) est un autre envahisseur notoire abondant dans la zone côtière et est présent sur la côte Est. En général, les espèces envahissantes sont moins nombreuses et moins abondantes sur la côte Est par rapport au sud de la Nouvelle-Écosse et à la région de Canso (Sephton *et al.* 2017) et, en fait, l'étendue de l'invasion est beaucoup plus limitée comparativement aux sites situés au sud et à l'ouest des limites du SI (tableau 3).

Dans une étude réalisée sur trois ans, Sephton et ses collaborateurs (2017) ont surveillé de 32 à 57 stations côtières dans la région des Maritimes de 2012 à 2015, collectant des données sur la température, la salinité, la chlorophylle-a et l'oxygène, et ont utilisé des plaques de surveillance pour déterminer la présence ou l'absence d'espèces aquatiques envahissantes. Moins de 10 % des stations étaient exemptes de tuniciers envahissants, ce qui indique qu'ils sont omniprésents le long de la côte de la Nouvelle-Écosse. C. mutica et M. membranacea ont été détectés à 50 % des stations pendant cette période. Trois stations – Ship Harbour, Sheet Harbour et Cooper's Point – se trouvent dans les limites du SI et ont fait l'objet d'une surveillance pendant au moins une de ces années. Ship Harbour est considéré comme une station sentinelle, ce qui signifie qu'elle est surveillée chaque année. De plus, les sites de East Petpeswick Yacht Club et de Port Bickerton sont adjacents aux limites ouest et est du SI, respectivement. En Nouvelle-Écosse, B. schlosseri était le tunicier le plus répandu dans toutes les régions, présent dans 77 à 85 % des registres, avec C. intestinalis à la deuxième place et aussi présent à toutes les stations, sauf à l'intérieur du lac Bras d'Or. Les données pour Ship Harbour montrent que deux espèces d'EAE ont été détectées en 2012–2014, l'ascidie jaune (C. intestinalis) et le botrylle étoilé (B. schlosseri). Seule C. intestinalis était présente en 2015 (Sephton et al. 2017) et plus récemment en 2016–2017 (A. Silva, comm. pers.). La couverture moyenne de C. intestinalis sur les plaques de surveillance était inférieure à 25 % en 2012-2014 et a augmenté jusqu'à moins de 50 % en 2015 (Sephton et al. 2017), où elle est restée (A. Silva, comm. pers.). La couverture moyenne du botrylle étoilé en 2012–2014 était inférieure à 25 %, et l'espèce n'a pas été détectée depuis 2014. Port Bickerton, une station sentinelle située à la limite nord-est du SI, a également fait l'objet d'une surveillance de 2012 à 2015. En plus de l'ascidie jaune et du botrylle étoilé, on a également noté la présence du botrylloïde violet (B. violaceous). La couverture moyenne du botrylloïde violet sur les plaques de surveillance était variable, passant de la plus élevée à près de 75 % en 2012 à moins de 25 % en 2015 (Sephton et al. 2017). Les estimations les plus récentes de la couverture pour cette espèce étaient inférieures à 50 % au site de surveillance de Ship Harbour. La couverture moyenne de C.

intestinalis et de *B. schlosseri* sur les plaques de surveillance de Port Bickerton en 2012–2015 était inférieure à 25 %.

D'autres invertébrés envahissants sont observés moins fréquemment. Le crustacé *C. mutica* n'était présent à Ship Harbour qu'en 2013 et *M. membranacea* n'était présent qu'en 2012 (Sephton *et al*. 2017). Des données récentes inédites de C. DiBacco et A. Silva montrent que *C. mutica* a été détecté en 2016 et en 2017 à Ship Harbour, et *M. membranacea* à Port Bickerton en 2017. *M. membranacea* était également abondant sur le varech observé au cours des relevés par caméra sous-marine de 2017 menés par Vandermeulen (2018b) et a déjà été enregistré en 2007 (Watanabe *et al.* 2010).

Des juvéniles de *C. maenas* ont été observés à l'occasion sur les collecteurs de surveillance, utilisant probablement les plaques de collecte comme refuge, et selon les connaissances écologiques locales, le crabe vert est omniprésent le long de la côte Est, comme sur toute la côte de la Nouvelle-Écosse. Le crabe vert peut poser problème sur la côte Est car il s'agit d'omnivores voraces qui se nourrissent principalement de mollusques (Klassen et Locke 2007). On l'a observé en train de creuser et de déloger des plants de zostère (Garbary *et al*. 2014) ou de perturber des sédiments fins (Matheson *et al.* 2016) dans certaines régions de l'est du Canada. La présence de crabes verts a également été liée au déclin de la couverture de zostère et à un déclin jusqu'à dix fois plus important de l'abondance et de la biomasse des poissons (Matheson *et al.* 2016). Bien que ces effets n'aient pas été observés sur la côte Est, ces invertébrés envahissants peuvent néanmoins représenter une menace pour les herbiers de zostère du SI.

Jeffery et ses collaborateurs (2017b) indiquent que les crabes verts au nord d'Halifax sont génétiquement différents de ceux de la baie de Fundy et des États-Unis, probablement en raison des tolérances environnementales de différents écotypes. Le crabe vert a été introduit à l'origine dans la région de New York, aux États-Unis, il y a environ 200 ans, et il s'était arrêté au sud d'Halifax jusqu'à ce qu'une seconde invasion plus récente se produise dans les années 1980. Cette invasion a amené des propagules de crabe vert du nord de l'Europe, qui semblaient mieux adaptées aux températures plus froides de la côte Est et du nord d'Halifax. Ces crabes verts adaptés à l'eau froide se sont répandus plus au nord et ont commencé à s'hybrider avec les crabes de l'invasion méridionale qui avaient atteint leur limite septentrionale (Audet *et al.* 2003, Jeffery *et al.* 2017a, Roman 2006). Cette information génétique est cruciale, car elle permet de penser que si une deuxième invasion n'avait pas eu lieu, des populations stables de crabe vert ne se seraient probablement pas établies sur la côte Est en raison des températures plus froides par rapport aux régions plus au sud. Du fait de la position de la côte Est, près de l'interface des populations « septentrionale » et « méridionale » de crabe vert (à environ 44 °N), la dynamique des populations de cette espèce envahissante pourrait être influencée par les changements climatiques, les anomalies projetées pour les îles de la côte Est (température à la surface de la mer et au fond : moyenne ± écart-type de 1,6 ± 0,2 et 1,3 ± 0,1, respectivement; voir plus de précisions dans la section *Changements à long terme, résilience et capacité de rétablissement*) réduisant le seuil thermique qui délimite les deux groupes de population (Jeffery *et al.* 2018, Tepolt et Somero 2014).

Sephton et ses collaborateurs (2017) ont noté que 2012 et 2015 étaient les deux années les plus chaudes enregistrées dans le cadre du Programme de surveillance des EAE du MPO. Le recrutement de tuniciers est le plus élevé et leur abondance la plus grande pendant ces années particulièrement chaudes (Lowen et DiBacco 2017). Dans l'ensemble, on a trouvé moins d'espèces envahissantes (deux tuniciers – *C intestinalis* et *B. schlosseri*) dans le SI que plus au nord, où on en compte quatre en plus de *B. violaceous* et de *S. clava*. Plus au sud, les détections d'autres espèces, *Ascidiella aspersa* (sud-ouest de la Nouvelle-Écosse) et *Didemnum vexillum* (baie de Fundy), sont de plus en plus fréquentes (Sephton *et al.* 2017). Il

sera nécessaire d'effectuer une surveillance continue des espèces envahissantes dans le SI et les zones avoisinantes. Les conditions climatiques changeantes de la côte Est devraient modifier la composition faunique des tuniciers envahissants, bien que les changements prévus, compte tenu des habitats convenables sur la côte Est, soient moins prononcés que dans d'autres régions qui devraient se réchauffer à l'avenir, comme le détroit de Northumberland et la baie St. Margarets (Lowen et DiBacco 2017).

Éponges et cnidaires

Les cnidaires – y compris les coraux mous (Alcyonacea), les gorgones (Gorgonacea), les anémones (Anthozoa) et les pennatules (Pennatulacea) – constituent un habitat biogène important dans le Canada atlantique. Plusieurs espèces de coraux mous, comme *Paragorgia Arborea*, sont plutôt grands, mais on les trouve généralement dans les eaux profondes du large et rarement dans les zones côtières. Les cartes de répartition dans Cogswell *et al.* (2009) ne montrent aucune présence d'Alcyonacea ou de Gorgonacea dans les régions côtières, alors que ces espèces sont plutôt abondantes dans le golfe du Saint-Laurent et dans les canyons profonds comme le Gully et le chenal de Fundy. Le relevé par caméra sous-marine de 2017 a permis d'observer couramment des anémones sur des surfaces dures à l'intérieur des limites du SI, mais moins que des tuniciers pédicellés (Vandermeulen 2018b). Il existe des preuves d'habitat convenable pour les pennatules (Pennatulacea) et le relevé estival de l'écosystème mené par le MPO a consigné la présence de pennatules dans des sites immédiatement adjacents à la limite maritime du SI (Beazley *et al.* 2016); toutefois, les pennatules sont généralement plus abondants dans les eaux plus profondes, comme dans le Gully et le chenal Laurentien, et les relevés par caméra sous-marine de 2017 n'ont pas permis d'en observer dans le SI.

La plupart des espèces d'éponges (phylum Porifera) présentes dans l'Atlantique Nord sont des individus isolés, mais qui peuvent former des communautés denses composées de plusieurs espèces (CIEM 2009). Les éponges sont des animaux filtreurs qui fournissent un habitat biogène important à de nombreuses autres espèces d'invertébrés et de poissons, dont certaines vivent dans l'éponge elle-même. Les espèces présentes à l'intérieur des limites du SI n'ont pas été identifiées, mais des éponges incrustantes isolées ont souvent été observées sur des surfaces dures dans le SI à l'aide d'une caméra sous-marine (Vandermeulen 2018b).

Tuniciers

Comme il est indiqué dans la section Espèces envahissantes, quatre espèces de tuniciers solitaires et coloniaux sont envahissantes dans la région des Maritimes, bien que le Programme de surveillance des espèces aquatiques envahissantes du MPO en ait détecté seulement deux dans les limites des îles de la côte Est. Les ascidies indigènes (*B. ovifera*) sont courantes, mais clairsemées dans le SI (Vandermeulen 2018b). *B. ovifera* est largement répandue dans l'Atlantique Nord, entre 10 et 300 m de profondeur, et forme des concentrations importantes dans la baie de Fundy et au large d'Halifax (Beazley *et al.* 2017). La profondeur, le type de substrat et le type d'algues benthiques sont de bons prédicteurs de l'abondance de *B. ovifera*. Les prédictions de la probabilité de présence (Beazley *et al.* 2017) excluent une zone tampon de 5 km vers le large à partir de la côte continentale, mais indiquent un habitat convenable pour *B. ovifera* sur la côte Est. *B. ovifera* fournit également un habitat à d'autres invertébrés, comme des bivalves et des crustacés, qui s'attachent à son pédoncule et à son crampon (Murillo *et al.* 2011). *B. ovifera* est en déclin dans la baie de Fundy, car il risque de subir des dommages irréversibles causés par les engins de pêche entrant en contact avec le fond. Cette espèce a une très longue période de rétablissement (plus de 20 ans) et, à ce titre, est connue comme une espèce indicatrice de l'écosystème marin vulnérable (EMV) (Murillo *et al.* 2011).

Homard

Le homard d'Amérique (ci-après appelé le homard) est un crustacé décapode abondant dans les eaux côtières du Canada atlantique. Les homards sont méroplanctoniques, avec une brève phase de dispersion pélagique de trois à six semaines, suivie d'une fixation au stade juvénile dans l'environnement benthique, généralement près du rivage, dans des zones peu profondes avec des fonds de galets. Le homard atteint la maturité sexuelle à l'âge entre 6 et 9 ans et, peu après, il est recruté dans la pêche comme homard de taille « réglementaire ». À leur maturité, les homards se déplacent vers des eaux plus profondes et plus chaudes à l'automne et en hiver, et retournent près de la côte au printemps (Campbell 1986). Les homards se reproduisent à la fin de l'été ou au début de l'automne et portent leurs œufs sous leur abdomen pendant une période pouvant aller jusqu'à un an. Ils sont présents dans une variété d'habitats, y compris des substrats boueux meubles, des galets ou un substrat rocheux, des herbiers de fucus et de zostère, ainsi que des substrats sableux (Bundy *et al.* 2014, Cooper et Uzmann 1980, Karnofsky *et al.* 1989). Les homards juvéniles préfèrent un habitat complexe qui offre un abri, comme des lits de fucus ou des zones de galets (Karnofsky *et al.* 1989). Barshaw et Lavalli (1988) ont utilisé des données probantes expérimentales pour démontrer que les homards juvéniles créent des terriers pour se protéger dans les substrats rocheux plus souvent que les substrats boueux, et plus souvent dans les herbiers de zostère que dans les substrats de vase. Les homards sont omnivores et s'attaquent aux invertébrés comme les oursins et les moules, mais aussi à la zostère et aux macroalgues (Bushmann *et al.* 2018, Elner et Campbell 1987, Elner et Jamieson 1979).

Le homard d'Amérique est une espèce vitale pêchée sur la côte de la Nouvelle-Écosse et plus particulièrement sur la côte Est. La pêche est pratiquée uniquement au casier et est répartie entre deux zones de pêche du homard (ZPH) qui chevauchent les limites du SI (ZPH 32 et 31B; figure 19) (MPO 2004b). Toutes les ZPH à l'est d'Halifax sont des pêches printanières (avril/mai à juin/juillet). Sur la côte Est, la croissance du homard est plus lente que dans la baie de Fundy en raison des eaux généralement plus froides. Dans cette région, la taille à maturité est également plus petite (75 mm de longueur de carapace; Port Bickerton) que celle du homard de la baie de Fundy (> 100 mm de longueur de carapace; Grand Manan) (Watson *et al*. 2013). Entre 1998 et 2001, la taille réglementaire minimale (TRM) a augmenté de 1,5 mm dans les deux ZPH, et chaque titulaire de permis était tenu de tailler une encoche en V sur la carapace des femelles et de remettre à l'eau annuellement 50 kg de grosses femelles non œuvées sur le lieu de pêche (MPO 2004b). En 2011, la TRM était de 82,5 mm dans les deux ZPH. La majeure partie de la pêche dans la ZPH 32 a lieu dans des eaux de moins de 90 m de profondeur (A. Cook, comm. pers.); on peut en déduire que le homard est pêché dans la majeure partie du SI, qui s'étend jusqu'à l'isobathe de 100 m environ.

Comme on l'a observé au cours de la dernière décennie dans la majeure partie de l'aire de répartition canadienne du homard, les débarquements dans les ZPH 32 et 31B ont atteint des sommets proches des records (figure 20). Ils ont culminé en 2016 à 1 289 t et à 1 187 t en 2017, respectivement, et les captures par unité d'effort ont été les plus élevées dans la ZPH 32 en 2016 (MPO 2017b). Une tendance semblable à la hausse au cours de la dernière décennie peut être observée au large du Cap-Breton (ZPH 27) et le long de la côte sud (ZPH 33), atteignant un sommet en 2014 et en 2016, respectivement (MPO 2017b). Les débarquements dans les ZPH 31B et 32 sont d'un ordre de grandeur inférieur à ceux de la ZPH 34 au large du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, où ils sont les plus élevés au Canada (plus de 25 000 t en 2016).

Le recrutement, mesuré comme le nombre de homards de taille non réglementaire par casier normalisé de la FSRS, augmente légèrement entre 1999 et 2016 (voir la figure 4 dans MPO (2017b)). Ces augmentations du recrutement à partir de 2010 dans les ZPH 31B et 32

correspondent à la hausse des débarquements pendant cette période. La CPUE pour le homard de taille non réglementaire est semblable entre les ZPH 30, 31B, 32 et 33E (MPO 2017b).

Crabe

Plusieurs espèces de crabes habitent le SI de la côte Est, y compris le crabe commun (*Cancer irroratus*), le crabe nordique (*Cancer borealis*), le bernard l'ermite (*Pagurus* spp.), l'araignée de mer (*Hyas* spp.) et le crabe vert européen envahissant (*Carcinus maenas*). Bon nombre d'entre elles sont associées aux herbiers de zostère et de fucus (tableau 9). Bien que le crabe des neiges (*Chionectes Opilio*) soit présent dans la zone côtière, il préfère des profondeurs supérieures à 60 m (Bundy *et al.* 2014) et est souvent trouvé plus profondément juste à l'extérieur de la limite du SI; il n'est pas abordé ici. Il n'existe pas de pêche dirigée active pour le crabe commun et le crabe nordique sur la côte Est, bien que les débarquements aient été multipliés par cinq entre 1994 et 1999 (Bundy *et al*. 2014). Toutefois, les deux espèces peuvent être capturées comme prises accessoires dans la pêche du homard.

Le crabe vert, dont il est question dans la section sur les *Espèces envahissantes*, est très envahissant et bien établi dans les eaux canadiennes (Therriault *et al.* 2008). Cette espèce est généralement considérée comme destructrice et a été observée en train de perturber des herbiers de zostère et de s'attaquer à des mollusques, notamment à des bivalves sauvages et d'élevage. Cette espèce est bien établie en Nouvelle-Écosse et la surveillance se poursuit dans le cadre du programme des EAE du MPO (Sephton *et al.* 2017).

Échinodermes

Les étoiles de mer (*Asterias* spp.), les ophiures (Ophiuroidea), les oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*), les holothuries (*Cucumaria frondosa*) et les clypéastres (*Echinarchius Parma*) peuvent tous se trouver dans les limites du SI. Ces espèces sont courantes dans les zones littorales infratidales, bien que les clypéastres et certaines espèces d'étoiles de mer et d'ophiures (*Ophiopholis Aculeata* et *Amphiolis squamata*) soient également présents au large.

Les oursins verts se trouvent de la zone intertidale à environ 140 m de profondeur, et frayent dans les eaux côtières au printemps. Après une période larvaire planctonique de deux mois, les juvéniles se fixent sur des substrats durs, le plus souvent des galets, et préfèrent généralement les corniches ou crevasses à l'âge adulte. Les lits de varech (*Saccharina* et *Laminaria*) sont la principale source de nourriture de prédilection des oursins verts, en plus des bryozoaires, des algues corallines ou des algues filamenteuses rouges et brunes (Scheibling et Anthony 2001). Les oursins verts sont une espèce proie de divers invertébrés, poissons de fond et oiseaux de mer comme l'Eider à duvet (Goudie et Ankney 1986; Himmelman et Steele 1971). Après le broutage par des oursins adultes, qui peuvent consommer plusieurs mètres de lit de varech par mois, le rétablissement du varech dans une zone de broutage peut prendre plusieurs années, voire une décennie (Lauzon-Guay *et al.* 2009). Les éclosions d'amibes (*Paramoeba invaclens*), qui sont liées à la fréquence des ouragans (Scheibling et Lauzon-Guay 2010), entraînent parfois des mortalités massives d'oursins verts, et la transmission des maladies et la mortalité sont plus courantes lorsque l'eau est chaude (Scheibling *et al.* 2010). Ces mortalités massives, attribuables à la maladie ou à la famine, peuvent favoriser le rétablissement des lits de varech (Miller et Nolan 2000). Les oursins verts sont pêchés pour leurs gonades, et ils doivent présenter un test d'un diamètre d'au moins 50 mm pour être récoltés. C'est dans la baie de Fundy que la pêche est la plus importante, avec des débarquements de 1 240 t de 2005 à 2009, contre seulement 22 t sur la côte Est (Bundy *et al.* 2014). D'après les relevés effectués au

moyen de caméras sous-marines à l'automne 2017, les oursins étaient rares dans le SI et on a observé principalement de petits individus se cachant dans des crevasses.

Les étoiles de mer sont souvent citées comme une « espèce clé », ce qui signifie qu'elles sont essentielles au maintien de la diversité des communautés dans lesquelles elles vivent; la perte d'une espèce clé entraînerait des changements radicaux dans un écosystème (Menge *et al.* 1994). Malgré leur importance écologique, aucun marché commercial n'a encore été établi pour les étoiles de mer. On trouve au moins quatre espèces d'étoiles de mer, dont des ophiures, dans les régions côtières de la Nouvelle-Écosse. Les étoiles de mer s'attaquent aux bernacles, aux moules, aux oursins et à divers bivalves (Bundy *et al.* 2014). La plupart des étoiles de mer se fixent sur des substrats rocheux après une phase larvaire pélagique, et on les trouve souvent dans les lits de varech et près des moulières infratidales (Barbeau *et a*l. 1996). Des ophiures ont été observées fréquemment, mais de façon éparse, au cours des relevés par caméra sous-marine menés en 2017 dans le SI (Vandermeulen 2018b).

Les clypéastres sont présents comme épifaune et endofaune des régions peu profondes de la zone infratidale, dans des sédiments sableux fins à moyens, et au large sur des bancs peu profonds (p. ex. banc de l'île de Sable). Les juvéniles préfèrent généralement la zone côtière, en particulier les profondeurs de 16 à 20 m, tandis que les adultes sont moins limités par la profondeur. Les clypéastres se nourrissent de matières organiques dans les sédiments, en particulier de diatomées et, de ce fait, préfèrent généralement les eaux peu profondes où les diatomées sont plus abondantes. Ils sont la proie des oiseaux de mer, des poissons de fond, des crabes et des étoiles de mer (Cabanac et Himmelman 1996). Bien que l'on observe des clypéastres dans la région de la côte Est (Vandermeulen 2018b), on connaît mal leur abondance globale.

Il existe peu de renseignements sur les stocks côtiers d'holothurie pour la plate-forme Néo-Écossaise. *C. frondosa* est une espèce courante que l'on trouve dans la zone intertidale jusqu'à 370 m de profondeur, mais le plus souvent à des profondeurs de moins de 30 m. Les holothuries ont des sexes distincts et libèrent des gamètes dans la colonne d'eau, et les larves ont une phase planctonique de 48 jours. Les juvéniles et les adultes se fixent à des substrats durs et filtrent les aliments en extrudant leurs tentacules oraux dans la colonne d'eau (MPO 1996). Bien qu'il existe une pêche de l'holothurie sur la plate-forme Néo-Écossaise, il n'y a pas de pêche commerciale dans la zone d'étude des îles de la côte Est.

Polychètes

Les polychètes (vers annélides) sont très diversifiés et peuvent être sédentaires, fouisseurs ou nageurs. Les polychètes préfèrent les sédiments meubles et sont donc plus abondants dans les zones de sédiments fins comme les vasières ou les fonds sableux. Les vers de vase (*Glycera Dibranchiata*) sont abondants dans les substrats boueux et meubles, tandis que les arénicoles (*Nereis virens*) préfèrent les substrats plus grossiers souvent associés aux gisements de palourdes. Cullain et ses collaborateurs (2018) signalent que cinq espèces de polychètes (*Clymenella torquata, Glycera* sp., *Nereis* sp., *Nephtys* sp. et *Pectinaria gouldii*) sont souvent associées à l'endofaune des herbiers de zostère, avec une plus grande abondance ou biomasse de ces espèces sur la plate-forme Néo-Écossaise et au Nouveau-Brunswick par rapport à Terre-Neuve. Cette étude incluait deux sites des îles de la côte Est (False Passage et Taylor Head).

Bien qu'il n'existe aucune pêche commerciale des polychètes sur la côte Est, des pêches commerciales sont actives dans le bassin Minas et l'ouest de la Nouvelle-Écosse (Miller et Smith 2012). Les arénicoles et les vers de vase sont récoltés à des fins récréatives comme

appâts à poisson sur la côte Est, en particulier à Jeddore-Ouest et dans le havre Jeddore (Bundy *et al.* 2014).

Mollusques

Certains mollusques bivalves d'importance économique et récréative sont présents dans la zone côtière, notamment le quahog nordique (*Arctic islandica*), la mye (*Mya arenaria*), la moule bleue (*Mytilus edulis* et *M. trossulus*) et le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*). Les escargots (*Littorina* spp.), les natices (*Euspira heros*) et les buccins (*Buccinum undatum*) sont également courants dans les habitats intertidaux et infratidaux. Le gastropode *L. vincta* est une espèce d'escargot que l'on trouve souvent sur le varech et d'autres algues et qui joue un rôle important dans l'écologie des lits de varech (Krumhansl et Scheibling 2011b). Les quahogs, en particulier les individus plus âgés et plus gros, sont moins abondants sur les côtes qu'au large, tandis que les myes et les pétoncles géants sont présents partout sur les côtes de la Nouvelle-Écosse. Les moules bleues sont omniprésentes sur les substrats durs dans les eaux intertidales et infratidales peu profondes. La pêche récréative à la palourde était auparavant pratiquée dans les limites du SI, mais elle est demeurée fermée depuis 2015 en raison d'un manque de surveillance environnementale par le PCCSM dans cette région.

La moule bleue (*M. edulis*) et une espèce sœur, *M. trossulus*, sont prédominantes dans les habitats infratidaux rocheux de toute la Nouvelle-Écosse. Elles se trouvent généralement dans la zone intertidale et à des profondeurs infratidales de 3 m, mais peuvent se rencontrer jusqu'à 60 m (Kenchington *et al*. 2002, Scrosati et Heaven 2007, Seed et Suchanek 1992). Les deux espèces se fixent et s'attachent à des substrats durs au stade juvénile et y demeurent en tant qu'adultes, filtrant les algues, les diatomées, les larves planctoniques et les bactéries, et d'autres détritus de l'eau. Ces espèces coexistent souvent, mais *M. trossulus* préfère des profondeurs inférieures à 1 m et tolère mieux l'eau moins salée que *M. edulis* (Bundy *et al.* 2014, Kenchington *et al.* 2002). Les moules bleues frayent de mai à juin, et les larves planctoniques peuvent nager et choisir des substrats précis sur lesquels se fixer. Les moules adultes sont la proie des étoiles de mer, des crabes et, à l'occasion, des buccins, et sont la proie préférée de l'Eider à duvet (Guillemette *et al.* 1992). Les moules bleues adultes sauvages sont rarement récoltées en raison de l'importance de la mytiliculture, à l'exception de certaines larves ou certains naissains sauvages prélevés pour compléter les élevages existants. *M. trossulus,* en revanche, n'est pas exploitée commercialement (Bundy *et al.* 2014).

Les myes sont présentes dans les baies et les estuaires au fond boueux, et on trouve des gisements importants dans le havre Clam à l'intérieur de la limite du SI (McCullough *et al*. 2005). Les myes sont la proie des oiseaux de mer plongeurs (p. ex. macreuses et Eiders à duvet), des poissons de fond et du crabe vert envahissant, et ce sont des organismes filtreurs qui filtrent la matière organique hors de la colonne d'eau (Bundy *et al.* 2014). Les résidus d'exploitation aurifère le long de la côte Est ont eu, par le passé, des effets néfastes sur les gisements de palourdes dans cette région, provoquant des niveaux élevés d'arsenic et de mercure dans le havre Clam et le havre Isaac, bien que ces niveaux demeurent faibles comparativement à d'autres parties des côtes est et sud de la Nouvelle-Écosse. La dernière évaluation de la mye a été réalisée par le MPO en 1995.

On connaît mal l'abondance et la répartition du pétoncle géant côtier en Nouvelle-Écosse. Les pétoncles géants sont courants à des profondeurs de 35 à 120 m, et ils tolèrent une vaste plage de températures (0 à 18 ºC) (Brocken et Kenchington 1999). Les pétoncles sont abondants sur les substrats qui contiennent une combinaison de vase, de gravier ou de plantes, et dans les zones à fort courant. Les pétoncles adultes sont la proie de la morue franche, du loup de mer et des étoiles de mer, mais également d'autres espèces comme le crabe et le homard s'ils sont blessés (Brocken et Kenchington 1999; Elner et Jamieson 1979). Les pétoncles sont pêchés

commercialement dans la baie de Fundy au moyen de dragues à pétoncles. Il existe aussi une pêche récréative dans la baie de Fundy et sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, en plongée, à l'aide d'épuisettes, de dragues et de pinces. La zone de pêche du pétoncle (ZPP) 29 englobe toute la côte Est, de Yarmouth au cap Nord, y compris jusqu'à 22 km au large. Dans la ZPP 29 Est, la hauteur de la coquille doit être d'au moins 95 mm pour que le pétoncle puisse être récolté, mais aucune évaluation officielle des stocks n'y est effectuée. Les débarquements annuels dans la ZPP 29 sont très variables, mais ils proviennent principalement des comtés de Lunenburg et de Queens plutôt que de la côte Est.

Deux espèces de calmars sont présentes dans les eaux canadiennes : le calmar totam (*Loligo pealeii*) et l'encornet nordique (*Illex illecebrosus*) (Dawe *et al.* 2007). Les deux espèces ont des cycles de vie courts (annuels) et constituent une composante importante des réseaux trophiques côtiers et hauturiers, s'attaquant aux euphausiacés et aux mysididés; ils sont la proie des phoques, des oiseaux de mer et des poissons pélagiques. Au sud, le calmar totam est présent jusque dans le golfe du Venezuela, et l'encornet nordique jusqu'au centre de la Floride (Dawe *et al.* 2007). Les deux espèces se rencontrent jusqu'à Terre-Neuve, mais le calmar totam se trouve rarement au nord du banc de Brown sur la plate-forme Néo-Écossaise. L'encornet nordique est une espèce migratrice qui peut traverser la côte Est (Dawe *et al.* 2007) pendant sa migration vers les aires d'alimentation du nord ou les frayères au large. L'encornet nordique migrateur est une espèce proie importante pour le Puffin majeur (*Ardenna gravis*) le long de la côte atlantique (Brown *et al.*). 1981). Il fraye au large, sous la surface du Gulf Stream, où ses œufs sont dans un état de flottabilité neutre, tandis que le calmar totam se reproduit dans les zones côtières au printemps et à l'été. Selon des données récentes, le réchauffement des eaux sous l'effet des changements climatiques pourrait favoriser l'expansion vers le nord du calmar totam, mais créer des conditions océaniques défavorables pour l'encornet nordique. Si la répartition du calmar totam se déplace vers le nord, le SI deviendra probablement un secteur important pour surveiller ce changement.

Autres invertébrés

D'autres invertébrés sont courants dans les régions côtières de la Nouvelle-Écosse, y compris les cnidaires (hydrozoaires, scyphozoaires et anthozoaires), les cténophores, les némertes, les bryozoaires, les brachiopodes (Terebratulina sp.), d'autres crustacés comme les isopodes (Idotea spp.), les pouces-pieds, la crevette grise (Crangonidae) et d'autres phyla moins diversifiés. Bien que ces invertébrés soient certainement des composantes importantes de l'écosystème, leur abondance et leur importance économique et écologique dans cette région ne sont pas bien quantifiées et, par conséquent, ils n'ont pas été inclus dans l'aperçu.

POISSONS

Diversité des poissons

La diversité des habitats dans les îles de la côte Est offre un abri et de la nourriture à des dizaines d'espèces de poissons pélagiques et démersaux ou benthiques. Un certain nombre de poissons pélagiques et diadromes vivent sur la côte Est. Les poissons diadromes sont le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*), la truite brune (*Salmo trutta*), l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), le gaspareau (*Alosa pseudoharengus* et *A. aestivalis*), la lamproie marine (*Petromyzon Marinus*), l'éperlan (*Osmerus mordax*) et l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*). La truite, le gaspareau et l'éperlan sont visés par des pêches récréatives importantes sur la côte Est. La truite de mer, la forme marine de la truite brune anadrome, et l'omble de fontaine, sont connus pour utiliser la zone côtière et sont souvent associés aux herbiers d'algues marines (B. Rutherford, comm. pers.). Le SI chevauche l'aire de frai du hareng de l'Atlantique sur la côte Est

et dans la région d'Halifax, et on sait que le maquereau traverse cette région pour migrer vers les frayères dans le golfe du Saint-Laurent. Les juvéniles de la morue franche, de l'aiglefin, de la goberge, de la merluche blanche et d'autres espèces moins importantes pour la pêche commerciale, comme la tanche-tautogue, utilisent les herbiers de varech et de zostère comme zones de croissance. Des raies et des requins peuvent également se trouver dans le SI, ainsi que de grandes espèces pélagiques occasionnelles comme le thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*) et l'espadon (*Xiphias gladius*). Des espèces subtropicales viennent à l'occasion pendant les années plus chaudes, et on a ainsi observé des compères colliers (*Sphoeroides spengleri*) en 2005 et en 2006 (O'Connor 2008). O'Connor (2008) a identifié 12 espèces de poissons juvéniles près de Moosehead sur la côte Est, ce qui permet de penser que la zone pourrait être importante comme nurserie. De plus, les courbes d'accumulation des espèces de poissons aux premiers stades juvéniles sur la côte Est affichent un plus grand nombre d'espèces par rapport à la côte sud ou à la baie St. Margarets en Nouvelle-Écosse lorsqu'on tient compte de la longueur de la côte (O'Connor 2008). En revanche, les courbes d'accumulation normalisées des espèces, générées à l'aide des données du relevé sentinelle dans les divisions 4VsW, suggèrent que la richesse en espèces est plus élevée dans les endroits échantillonnés à l'ouest des îles de la côte Est et plus bas vers l'est (figure 21). L'analyse des communautés de poissons juvéniles (O'Connor 2008) et des espèces capturées dans le cadre du relevé sentinelle (le présent examen) montre que la structure spatiale des assemblages de poissons est généralement faible, les îles de la côte Est présentant un chevauchement important avec les emplacements côtiers situés immédiatement à l'est et à l'ouest. D'autres espèces, comme le brosme, l'épinoche à trois épines, le chaboisseau à dix-huit épines (*Myoxocephalus octodecemspinosus*) et l'hémitriptère atlantique (*Hemitripterus americanus*), sont connues pour habiter la zone côtière de la Nouvelle-Écosse et ont été observées dans le SI, mais elles ne sont pas examinées en détail ici en raison d'un manque de données ou de données éparses.

POISSONS PÉLAGIQUES ET DIADROMES

Saumon de l'Atlantique

Le saumon de l'Atlantique est une espèce de poisson anadrome qui affiche une grande fidélité à ses rivières natales, mais pas une fidélité totale. Par conséquent, les rivières proches géographiquement sont traitées comme des unités uniformes aux fins de la gestion et de l'évaluation. Le COSEPAC a désigné quatre de ces groupes géographiques, ou unités désignables (UD), aux fins d'évaluation du risque d'extinction du saumon de l'Atlantique au Canada. La zone d'étude de la côte Est se trouve dans l'UD des hautes terres du Sud du saumon de l'Atlantique. En novembre 2010, le COSEPAC a déterminé que le saumon des hautes terres du Sud était en voie de disparition (COSEPAC 2010b) en raison du déclin de la population et des menaces persistantes pesant sur son rétablissement. On en sait peu sur le comportement, la répartition et la survie en mer de ces populations, mais des recherches approfondies ont été menées pour évaluer leur habitat et leur abondance en eau douce (p. ex. Amiro 2000, Gibson et Bowlby 2009, Gibson *et al.* 2010). Le SI des îles de la côte Est comprend les approches vers le large des rivières qui soutiennent ou soutenaient autrefois le saumon de l'Atlantique. On sait que les saumons juvéniles utilisent les zones côtières adjacentes à ces rivières en mai et en juin, et que ces habitats littoraux sont également importants pour des espèces comme l'omble de fontaine et l'anguille d'Amérique. Il arrive que les adultes attendent dans les estuaires que les conditions de frai idéales se matérialisent. Durant ces périodes, on a observé des poissons quitter les estuaires pendant plusieurs jours pour se rendre dans des endroits inconnus au large de l'archipel avant de revenir pour tenter de frayer.

De nombreux cours d'eau de la région des hautes terres du Sud ont subi une certaine acidification, causée par une combinaison de pluies acides et de lixiviation du substrat rocheux sous-jacent (Amiro 2000, Watt *et al.* 1983). Le déclin de la production de saumon (environ 50 % par rapport aux niveaux historiques de 1986) a été attribué en grande partie à la toxicité acide dans les rivières de frai. Les rivières de l'UD des hautes terres du Sud connues pour abriter des montaisons de saumons (en 2008–2009) sont les rivières Salmon (près de Port Dufferin), Quoddy, Moser et Ecum Secum (Bowlby *et al.* 2014), mais autrefois, le saumon occupait jusqu'à 14 rivières et cours d'eau entre les rivières Musquodoboit et St. Mary's (MPO 2013b). Il convient de noter que les bassins hydrographiques des rivières Musquodoboit et St. Mary's, qui accueillent l'une des plus importantes montaisons de saumons adultes actuellement dans la région, sont immédiatement adjacents aux limites ouest et est du SI (MPO 2013b).

Les rivières au pH aussi bas que 4,7 ne conviennent pas aux saumons juvéniles. Bien que les rivières répertoriées aient un pH propice à la survie du saumon juvénile (c.-à-d. supérieur à 5,0), aucune n'a atteint ses objectifs de conservation et le rétablissement peut prendre de 50 à 100 ans (Hastings *et al.* 2014). La rivière St.-Mary, adjacente à la zone d'étude, est passée d'environ 1 000 saumons au milieu des années 1990 à moins de 400 depuis 2005; la rivière LaHave, au sud de la zone d'étude, a connu des montaisons de 4 000 à 5 000 saumons dans les années 1980, qui sont maintenant tombées à moins de 1 000 saumons, soit la moitié des besoins de frai estimés pour la rivière (Gibson *et al.* 2010).

Bowlby et ses collaborateurs (2014) énumèrent les menaces potentielles pour le saumon de l'Atlantique juvénile et adulte dans l'évaluation du potentiel de rétablissement de l'UD des hautes terres du Sud. Dans l'environnement dulcicole, les menaces très préoccupantes pour l'UD (non présentées en ordre d'importance) sont l'acidification des cours d'eau par les pluies acides, la modification de l'hydrologie, les espèces de poissons envahissantes, les obstacles physiques et la pêche illicite. Parmi les menaces qui pèsent sur l'environnement marin et qui sont très préoccupantes, mentionnons la salmoniculture, les changements dans les conditions océanographiques et les changements dans l'abondance des prédateurs ou des proies qui ont une incidence sur la mortalité en mer (Bowlby *et al.* 2014). Le tableau 10 et le tableau 11 présente la justification de chaque menace.

Gaspareau

Les gaspareaux (*A. pseudoharengus*) et l'alose d'été (*A. aestivalis*) sont sympatriques dans leur aire de répartition en Nouvelle-Écosse et sont pêchés collectivement sous le nom de « gaspareau ». Le gaspareau est une proie importante pour les poissons plus gros et les oiseaux, et il se nourrit du zooplancton dans les milieux marins et d'eau douce (Loesch 1987). Il est pêché à des fins commerciales et récréatives dans les Maritimes à l'aide de divers types d'engins de pêche, notamment des filets-pièges, des épuisettes et des filets fixes ou maillants dans les lacs, les rivières, les estuaires et les eaux côtières. Sur la côte Est de la Nouvelle-Écosse, c'est dans la rivière Musquodoboit, à l'ouest du SI, que l'on a enregistré les débarquements les plus élevés; toutefois, les prises annuelles moyennes et le nombre total de participants à la pêche du gaspareau sont parmi les plus faibles en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick (Gibson *et al.* 2016).

Le gaspareau adulte remonte les rivières côtières de la fin mars à la fin juin pour frayer, la majorité des montaisons de frai ayant lieu en mai en Nouvelle-Écosse (Gibson *et al.* 2016). Les adultes reviennent dans l'océan après le frai, tandis que les jeunes de l'année dévalent à la fin de l'été et au début de l'automne pour passer l'hiver en mer (Gibson *et al.* 2016). Ces espèces arrivent à maturité entre deux et sept ans, après quoi elles retournent dans leurs rivières natales pour frayer. Le gaspareau peut frayer jusqu'à quatre ou six fois au cours de sa vie. Il est très fidèle à sa rivière natale et les populations de chaque espèce dans chaque rivière sont

généralement considérées comme distinctes (Gibson *et al.* 2016, McBride *et al.* 2014). Les gaspareaux ont tendance à frayer dans les parties des cours d'eau où le débit est lent ou dans les lacs ou les étangs, tandis que l'alose d'été préfère frayer dans les eaux à fort débit. Les préférences des adultes des deux espèces en matière d'habitat dans le milieu marin sont relativement inconnues. Comme pour les autres espèces de poissons diadromes qui frayent dans le SI, l'utilisation de la zone côtière par le gaspareau demeure largement inconnue.

Anguille d'Amérique

L'anguille d'Amérique est un poisson catadrome facultatif qui fraye dans une grande population panmictique de la mer des Sargasses. Après le frai, les larves, connues sous le nom de leptocéphales, sont emportées vers le nord par le courant de Floride, puis par le Gulf Stream, jusqu'au plateau continental du nord de l'Amérique du Nord où elles se métamorphosent en juvéniles (Jessop 2010). Les juvéniles passent de 3 à 25 ans dans des habitats d'eau douce ou saumâtres, la majorité migrant dans des rivières et des estuaires d'eau douce (Jessop 2010; Oliveira 1999) avant de retourner frayer dans les Sargasses (Pavey *et al.* 2015). Les anguilles adultes et juvéniles se nourrissent de nombreux animaux aquatiques, notamment des insectes, des crustacés, des polychètes et de petits poissons (Smith et Tighe 2002). Les menaces qui pèsent sur l'anguille d'Amérique sont la pêche dirigée et illicite, les prises accessoires dans d'autres pêches, la pollution, la perte d'habitat, les changements écosystémiques comme l'introduction de prédateurs non indigènes, et la modification de l'hydrologie par la construction de barrages qui entravent la migration en amont des jeunes anguilles (Chaput *et al.* 2014). L'anguille d'Amérique tolère plus ou moins les conditions acides des rivières à différents stades biologiques; les anguilles jaunes tolèrent mieux les rivières acides que les civelles, qui peuvent connaître une mortalité élevée dans ces conditions (Jessop 2003). Les hautes terres du Sud de la Nouvelle-Écosse sont fortement touchées par la baisse du pH des cours d'eau, et l'amélioration de la qualité de l'eau dans cette région, dans le cadre des efforts de restauration de l'habitat du saumon juvénile, pourrait profiter à un certain nombre d'espèces diadromes.

Dans l'est du Canada, l'anguille d'Amérique a toujours été visée par des pêches autochtones, commerciales et récréatives (Chaput *et al.* 2014). Les récoltes commerciales nord-américaines ont commencé à diminuer au début des années 1990, surtout en Ontario et au Québec. En 2012, l'anguille d'Amérique a été évaluée comme une espèce menacée (COSEPAC 2012a). L'anguille d'Amérique est toujours importante dans la région des Maritimes pour les pêcheurs autochtones, commerciaux et récréatifs. On gère les grandes anguilles (adultes) en contrôlant l'effort, de sorte qu'il n'y a pas de total autorisé des captures (TAC) pour les anguilles adultes dans la région des Maritimes. Le TAC pour les civelles dans les Maritimes est de 9 960 kg (poids humide), et les titulaires de permis reçoivent chacun un quota de 1 200 kg, avec un maximum de 400 kg prélevés dans chaque rivière. Les débarquements et les captures par unité d'effort (CPUE) pour la pêche de la civelle sont généralement les plus élevés le long de la côte sud de la Nouvelle-Écosse et dans la partie inférieure de la baie de Fundy. Sur la côte Est, la rivière Musquodoboit, la rivière Moser et les rivières près de Sheet Harbour, d'Ecum Secum, de Ship Harbour et de Mushaboom sont des habitats importants de l'anguille (Eales 1966).

Thonidés et maquereau

Le maquereau (*Scomber scombrus*; ci-après appelé le maquereau) est une espèce migratrice qui fraye dans le golfe du Saint-Laurent au Canada (MPO 2017a). Le maquereau passe l'hiver au large à des profondeurs de 70 à 200 m et migre vers le golfe en mai et en juin, longeant la côte de la Nouvelle-Écosse pendant cette période (Grégoire 1999; Scott et Scott 1988). Le maquereau est présent sur les côtes au printemps et à l'été (MPO 2017a). C'est une espèce fourragère importante pour une variété de prédateurs de niveau trophique supérieur dans

l'écosystème côtier, y compris le phoque commun (*Phoca vitulina concolor*) (Bowen et Harrison 1996), le requin bleu (*Prionace glauca*) (McCord et Campana 2003), le Puffin majeur (Brown *et al.* 1981) et le Fou de Bassan (*Morus bassanus*) (Garthe *et al.* 2014, Montevecchi et Myers 1997). Le maquereau est principalement utilisé comme appât dans les pêches du homard, du thon rouge de l'Atlantique, du crabe des neiges et du flétan de l'Atlantique (Van Beveren *et al.* 2017). La pêche du maquereau au filet maillant se pratique principalement dans la partie ouest du SI de la côte Est.

Le maquereau est géré dans les sous-zones 3 et 4 de l'OPANO, et les îles de la côte Est font partie de la sous-zone 4. Les débarquements commerciaux pour les deux sous-zones ont atteint un pic record en 2005 (54 621 t), mais sont tombés à un creux historique une décennie plus tard (4 134 t); les débarquements récréatifs et de poissons-appâts ne sont pas consignés et, par conséquent, les débarquements sont probablement sous-estimés partout au Canada (MPO 2017a, Van Beveren *et al.* 2017). Selon les résultats d'une enquête informelle menée par le MPO, les débarquements réels de cette pêche représenteraient 150 % des prises déclarées (Van Beveren *et al.* 2017). La biomasse de maquereau est estimée à l'aide des données d'un relevé sur les œufs qui a lieu au lieu de frai principal dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les estimations de la biomasse ont atteint un creux historique en 2012 (14 568 t), puis ont grimpé à 52 667 t en 2016; cependant, ces indices de la biomasse sont bien en deçà des niveaux élevés de 750 000 t dans les années 1980 (MPO 2017a). C'est pourquoi le stock est considéré comme se trouvant dans la zone critique selon l'approche de précaution et, à ce titre, doit faire l'objet d'un plan de rétablissement (MPO 2018b). Le MPO (2018b) indique que, pour que le stock quitte la zone critique d'ici 2022, le TAC ne peut dépasser 4 000 t (des prises totales de 10 000 t, y compris les prises non déclarées); avec les prises totales actuelles de 16 000 t, le stock a une probabilité de 75 % de sortir de la zone critique d'ici 2025.

Le thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*) est une espèce d'importance économique dans les eaux canadiennes et de l'Atlantique Nord, qui a été désignée comme étant en voie de disparition en 2011 en raison d'une diminution de 69 % de l'abondance des individus en période de frai (COSEPAC 2011). Cette espèce est présente dans l'écosystème pélagique de l'Atlantique Nord, de Terre-Neuve à la Méditerranée, et peut vivre dans des eaux froides et chaudes. Bien qu'il occupe principalement les zones en surface ou en subsurface, on a remarqué que le thon rouge plongeait à des profondeurs de plus de 500 m, probablement pour se nourrir (Maguire et Lester 2012). Ses proies préférées sont le hareng de l'Atlantique, le maquereau, le capelan (*Mallotus villosus*) et le calmar. On connaît mal l'habitat de prédilection (pélagique) du thon, mais les points chauds pour sa répartition au Canada comprennent le « Hell Hole » entre les bancs de Brown et de Georges, le sud du golfe du Saint-Laurent, la baie St. Margarets et les zones de pêche côtière sur les côtes est et sud. Le thon rouge a été observé à l'intérieur des limites du SI près de la côte, se nourrissant vraisemblablement des harengs qui se rassemblaient dans la région à l'époque (N. Jeffery, obs. pers. août 2017). Des études de marquage ont révélé que l'une des zones côtières les plus utilisées par le thon rouge au Canada atlantique est la région d'Halifax/côte Est (MPO 2011). D'autres espèces de thonidés, dont le thon obèse, la bonite à ventre rayé, le thon à nageoires jaunes et le thon blanc, sont également présentes dans le Canada atlantique, mais il existe peu ou pas de données sur ces espèces pour la côte Est.

Hareng de l'Atlantique

Le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) est une espèce fourragère pélagique importante dans l'Atlantique Nord. Il présente une haute teneur énergétique et est la proie privilégiée de nombreux oiseaux de mer, poissons et mammifères marins (Bowen et Harrison 1996; Hastings *et al.* 2014). Les œufs de hareng de l'Atlantique sont riches en lipides et constituent une source

d'énergie courante pour les Eiders à duvet dans le golfe du Saint-Laurent (Cantin *et al*. 1974). Le hareng de l'Atlantique est désigné comme une espèce et une propriété communautaire d'importance écologique de type 1, ce qui signifie qu'il s'agit d'une espèce fourragère jouant un rôle trophodynamique crucial (MPO 2006; Hastings *et al.* 2014). Le hareng de l'Atlantique était l'une des espèces les plus abondantes récoltées dans la région de la côte Est par O'Connor (2008).

Il fraye à la fin de l'été et au début de l'automne (août et septembre) sur la côte Est et la majeure partie de la côte de la Nouvelle-Écosse, bien qu'il existe un écotype de frai printanier, et est très fidèle à ses frayères (MPO 2015a). Le hareng de l'Atlantique arrive à maturité et fraye à l'âge de trois ou quatre ans (ou lorsqu'il atteint 23 à 28 cm de longueur) (MPO 2004a, 2015b). Les œufs de hareng de l'Atlantique adhèrent aux galets, au gravier, au sable ou aux macrophytes submergés et les zones où se trouvent ces substrats sont donc importantes pour le frai du hareng (Franke et Clemmesen 2011; Kotterba *et al.* 2017). Le hareng adulte migre sur de grandes distances vers des aires d'alimentation extracôtières, où il forme un stock mixte de harengs génétiquement distincts provenant de diverses populations de l'Atlantique Nord (Bekkevold *et al.* 2011).

La pêche du hareng de l'Atlantique dans les divisions 4VWX est divisée en quatre composantes aux fins de l'évaluation et de la gestion, le hareng de l'Atlantique dans le SI étant géré avec la composante de frai de la côte sud (côte sud, côte Est et Cap-Breton) de la Nouvelle-Écosse. Chaque composante comporte plusieurs aires de frai et il y a un mélange de poissons entre les composantes de frai (MPO 2017f). Les sous-populations qui se sont effondrées, comme celles des lacs Bras d'Or, semblent se rétablir très lentement, ce qui rend les frayères actuelles d'autant plus importantes pour l'avenir de cette espèce fourragère. Le SI chevauche la zone de frai d'Halifax/côte Est dans la division 4W de l'OPANO, et elle est considérée comme une importante aire de frai du hareng de l'Atlantique (figure 22). La biomasse du stock reproducteur (BSR) dans l'aire de frai d'Halifax/côte Est, estimée d'après un relevé acoustique, a atteint un creux historique de 3 668 t en 2012, mais a connu un redressement spectaculaire de 9 586 à 68 562 t entre 2014 et 2015. En 2016, la BSR estimée est retombée à 54 094 t (MPO 2017f). La BSR estimée pour 2015 et 2016 est bien au-dessus de la moyenne des cinq dernières années (28 556 t) (MPO 2017f). Les estimations des erreurs ne sont pas disponibles pour ces estimations de la BSR tirées du relevé acoustique; il faut par conséquent faire preuve de prudence pour interpréter le tonnage absolu de hareng.

En plus de la pêche côtière à engins fixes pour l'appât et la subsistance sur la côte Est (ainsi que sur la côte sud et au Cap-Breton), des permis actifs de pêche au filet maillant ont été délivrés pour les prises de rogue pendant le frai du hareng, principalement près de la limite ouest du SI (MPO 2004a). En 2004, la pêche du hareng de l'Atlantique en frai existait depuis huit ans (MPO 2004a). La pêche au filet maillant est sélective en fonction de la taille, 89 % des harengs étant d'âge 5 ans et plus et 39 % d'âge 6 (MPO 2017f). Les différents groupes de reproducteurs de la composante côtière sont considérés comme vulnérables à la surpêche en raison de leur taille relativement petite (biomasse) et de leur proximité du rivage (MPO 2015a). Le hareng peut également subir des effets négatifs des changements climatiques, car il a été démontré que l'acidification des océans liée au réchauffement des températures océaniques et à l'augmentation du dioxyde de carbone atmosphérique a des répercussions néfastes sur le métabolisme des larves de hareng (Franke et Clemmesen 2011).

Requins

Peu de données ont été recueillies sur les requins pour la région côtière de la Nouvelle-Écosse. Les eaux côtières peu profondes ne sont pas considérées comme l'habitat de prédilection de la plupart des espèces de requins; cependant, les requins bleus, le requin-taupe bleu (*Isurus*

oxyrinchus) et la maraîche (*Lamna nasus*) peuvent suivre des bancs de poissons près de la côte pour se nourrir. On rencontre souvent des requins bleus et des maraîches au large d'Halifax, de Jeddore et de Ship Harbour, bien qu'ils se trouvent habituellement dans des eaux plus profondes que les limites du SI (H. Bowlby et W. Joyce, comm. pers.). Les grands requins blancs (*Carcharodon carcharias*) et les requins-taupes bleus s'approchent parfois du rivage; en août 2017, le groupe à but non lucratif de conservation et de recherche sur les requins OCEARCH a marqué un grand requin blanc (appelé Savannah) qui a plus tard été détecté près de Liscomb Mills, tout comme un autre grand requin blanc, Hilton, en octobre 2017. Hilton a de nouveau traversé la région des îles de la côte Est lors de sa migration en direction du Cap-Breton en août 2018. Un mako (nommé Carl) a été repéré près de Taylor Head en août 2015. Les pèlerins (*Cetorhinus Maximus*) sont également observés à l'occasion sur les côtes de la Nouvelle-Écosse.

L'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) vit à une grande diversité de profondeurs et peut se rencontrer le long de la côte de la Nouvelle-Écosse. Le relevé sentinelle des divisions 4VsW a permis d'enregistrer 27 aiguillats communs à l'intérieur du site d'intérêt, mais il n'existe pas de données sur les tendances de l'abondance ou de l'état des stocks de l'aiguillat commun côtier. Les îles de la côte Est semblent être un habitat important pour certaines espèces proies clés (p. ex. le hareng de l'Atlantique et le maquereau) des requins, mais pas un habitat essentiel pour les requins en général (H. Bowlby et W. Joyce, comm. pers.).

POISSONS BENTHIQUES ET DÉMERSAUX

Une grande diversité de poissons benthiques et démersaux vivent sur les côtes de la Nouvelle-Écosse, la morue franche, la raie tachetée et la raie à queue de velours, la goberge, l'hémitriptère atlantique, la tanche-tautogue, la limande à queue jaune et la plie rouge étant les espèces les plus fréquemment observées. Le flétan de l'Atlantique est également pêché sur les côtes, bien que le relevé sentinelle dans les divisions 4VsW n'en ait pas capturé à moins de 100 m en 2010 ou 2011. Le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*) a également été observé près des îles de la côte Est, mais il n'est pas courant dans cette région et se trouve principalement plus au large, le long du talus continental. De même, la myxine (*Myxine glutinosa*) est présente dans le SI et fait l'objet d'une petite pêche, mais cette espèce est plus fréquente dans les zones hauturières à fond meuble, et aucune information n'est disponible sur sa biologie propre à la zone côtière. Tous les poissons benthiques ne sont pas abordés ici, principalement en raison d'un manque d'information propre à la côte Est.

Morue franche

La morue franche (ci-après la morue) est un poisson démersal exploité historiquement. En 2010, le COSEPAC a désigné les populations du sud, de Terre-Neuve et du Labrador, du Nord laurentien et du Sud laurentien (y compris l'est de la plate-forme Néo-Écossaise) comme étant en voie de disparition (COSEPAC 2010a). Trois populations vivent dans l'UD du Sud laurentien : la morue du sud du golfe du Saint-Laurent (4TVn), la morue résidente des divisions 4Vn et la morue de l'est de la plate-forme Néo-Écossaise (4VsW). Sur la côte Est, la morue des divisions 4VsW de l'OPANO fait l'objet d'un moratoire depuis 1993, mais elle est parfois capturée comme prise accessoire dans d'autres pêches (Bundy *et al.* 2014). La morue des divisions 4VsW compte plusieurs composantes de frai, notamment les composantes d'été et d'automne (Mohn et Rowe 2012). Ce stock n'entreprend pas de longues migrations comme d'autres populations de morue, mais il se déplace de manière saisonnière vers des eaux plus profondes et plus chaudes en hiver (Mohn et Rowe 2012). Selon des relevés récents, la morue est répandue et il est possible qu'elle fraye dans certaines zones côtières, bien que les populations reproductrices côtières soient en grande partie inexistantes en Nouvelle-Écosse.

Comparativement aux études menées avant l'effondrement de la morue dans les divisions 4VsW (p. ex. Suthers et Frank 1989), une enquête plus récente sur les quotas individuels transférables (QIT) a révélé que les morues des âges 0 et 1 étaient plus abondantes près des côtes que dans les zones hauturières, et que les prises étaient les plus élevées au large du cap de Sable (Clark 2006).

Tupper et Boutilier (1995) ont montré qu'après l'établissement, la survie de la morue était plus élevée dans les habitats structurellement complexes de la baie St. Margarets, et que le type d'habitat pouvait également influer sur le comportement des juvéniles; plus précisément, dans les récifs rocheux, la morue défendra son territoire, mais se regroupera en bancs dans les zones sableuses pour se protéger. La morue juvénile peut également être abondante dans les herbiers de zostère, où elle peut éviter la prédation et augmenter ses chances d'atteindre la maturité; cela a été démontré sur une échelle locale (Gotceitas *et al.* 1997, Laurel *et al.* 2003, Warren *et al.* 2010) et mondiale (Lilley et Unsworth 2014). Selon ces études, divers habitats de complexité variable sont incroyablement bénéfiques pour la morue juvénile.

Étant donné qu'il n'y a pas de débarquements dirigés dans les divisions 4VsW en raison du moratoire, le relevé sentinelle dans cette région indique que des morues sont présentes près des îles de la côte Est et qu'elles sont en fait plus abondantes sur les côtes qu'au large (figure 23); toutefois, la CPUE a diminué continuellement ces 20 dernières années (figure 24). D'autres recherches seront nécessaires pour déterminer l'utilisation de l'habitat et l'abondance globale de la morue juvénile et adulte près des îles de la côte Est.

Aiglefin

Le stock d'aiglefin dans le Canada atlantique peut être séparé en deux populations distinctes : celle du golfe du Saint-Laurent/est de la plate-forme Néo-Écossaise et celle de la baie de Fundy/du banc de Brown (Bundy *et al.* 2014). L'aiglefin préfère les fonds rocheux ou durs, allant de la côte au plateau continental. Autrefois, les débarquements d'aiglefins pêchés étaient à peu près égaux entre les zones hauturières et côtières, mais les populations ont diminué rapidement (Fowler 2011). À l'intérieur des limites du SI, les aiglefins juvéniles étaient courants au large du havre Jeddore, d'East Head et de Taylor Head (Bundy *et al.* 2014). Peu d'aiglefins sont capturés sur la côte Est en raison du moratoire sur le poisson de fond dans les divisions 4VW, et le relevé sentinelle dans les divisions 4VsW a détecté très peu d'aiglefins adultes dans cette région côtière (figure 25); cependant, les zones côtières, du havre Musquodoboit au havre Sheet, ont toujours été considérées comme importantes pour l'aiglefin juvénile (McCullough *et al.* 2005). Les eaux côtières ont toujours été reconnues comme un habitat de frai de l'aiglefin et celles qui se trouvent à proximité du SI, du havre Jeddore et de la zone située entre East Head et Taylor Head ont été désignées comme des zones importantes pour les aiglefins juvéniles (Bundy *et al.* 2014, Gromack *et al.* 2010, McCullough *et al.* 2005). Ces secteurs du SI, et les eaux côtières en général, étaient auparavant plus étendus et contenaient plus de poissons. On ne sait toujours pas quels sont les stades biologiques de l'aiglefin les plus abondants dans cette région côtière. À l'heure actuelle, il n'y a pas suffisamment de données probantes pour affirmer que les îles de la côte Est constituent une zone importante pour l'aiglefin.

Goberge

Dans l'Atlantique de l'Ouest, la population de goberge s'étend du sud-ouest du Groenland à la Caroline du Nord. Dans la région des Maritimes, la goberge est gérée selon les régions de l'ouest (4X5) et de l'est (4VW), mais elle est représentée par deux composantes de la population qui diffèrent géographiquement des zones de gestion. Les goberges de la composante est, qui comprend les divisions 4VWXmn de l'OPANO, ont une croissance plus lente que les poissons de la composante ouest, qui englobe les divisions 4Xopqrs5 de l'OPANO

(Stone 2012). Comme pour l'aiglefin et la morue franche, il y a peu de prises de goberge sur la côte Est en raison du moratoire sur la pêche du poisson de fond.

Les goberges sont des poissons semi-pélagiques qui préfèrent des profondeurs allant de 35 à 380 m, mais qui peuvent se trouver dans les zones côtières à moins de 10 m de profondeur. La goberge fraye au large de la plate-forme Néo-Écossaise en hiver, mais les baies côtières et les estuaires sont des nurseries connues de l'espèce (Clay *et al.* 1989, Scott et Scott 1988). À l'âge 0+ (juvénile), la goberge se déplace vers les zones intertidales et infratidales peu profondes et demeure près des côtes jusqu'à l'âge 2 (Rangeley et Kramer 1995). La baie St. Margarets est une importante zone de frai, ainsi que la zone au large de Cole Harbour et de Necum Teuch, près de la limite du SI à 100 m (McCullough *et al.* 2005). Lorsqu'elle est présente sur la côte, Vercaemer et ses collaborateurs (2018) indiquent que la goberge semble fortement associée aux lits de fucus, y compris à Jeddore-Est et à Mushaboom, sur la côte Est. On sait que les lits de fucus sont généralement des nurseries et des refuges pour la goberge dans le Canada atlantique (McCain *et al*. 2016, Rangeley et Kramer 1995). Dans l'ensemble, le nombre de juvéniles et d'adultes dans la zone côtière a considérablement diminué (Stone 2012).

Loup de mer

Trois espèces de loup de mer – le loup atlantique (*Anarhichas lupus*), le loup tacheté (*A. minor*) et le loup à tête large (*A. denticulatus*) – vivent dans la zone côtière de la Nouvelle-Écosse; parmi elles, le loup atlantique a été inscrit en tant qu'espèce préoccupante en 2003 en vertu de la LEP et cette désignation a été confirmée en 2012 (COSEPAIC 2012b), tandis que les deux autres espèces sont inscrites à titre d'espèces menacées (COSEPAC 2012d, e, Novaczek *et al.* 2017).

Bien qu'ils se trouvent généralement à des profondeurs supérieures à 50 m, les loups atlantiques, en particulier, occupent une vaste tranche d'eau et peuvent être vus à des profondeurs de 5 m seulement (Novaczek *et al*. 2017). Les loups de mer préfèrent les températures froides au fond et une forte saturation en oxygène et, dans les zones côtières, ils sont associés à des rochers très pentus et rugueux et à un substrat rocheux, qu'ils peuvent utiliser pour créer des nids côtiers (Novaczek *et al*. 2017). Les trois espèces figurent dans les traits du relevé estival effectué par le NR dans l'est de la plate-forme Néo-Écossaise, bien que le loup tacheté et le loup à tête large semblent rares à l'ouest et au sud d'Halifax (Ward-Paige et Bundy 2016).

Au cours des relevés sentinelles des divisions 4VsW de 2010 et 2011, aucun loup à tête large n'a été signalé, et un seul loup tacheté a été enregistré le long de la côte Est. Dans l'est de la plate-forme Néo-Écossaise, on pense que le loup atlantique est concentré au nord du Banquereau et du banc du Milieu et, dans la zone côtière, à moins de 90 m. En 2010 et en 2011, quatre loups atlantiques ont été capturés dans la région côtière au cours de ce relevé (Simpson *et al.* 2013).

Cette ZI peut fournir un habitat de nidification et de nurserie pour les loups de mer, mais des relevés supplémentaires sont nécessaires pour estimer l'abondance des loups de mer à l'intérieur et à proximité des limites du site d'intérêt.

Merluche

La merluche blanche (*U. tenuis*) est une espèce démersale que l'on trouve sur le plateau continental et le haut du talus continental de l'Atlantique (Fahay et Able 1989; Hurlbut et Clay 1998), du Labrador jusqu'en Caroline du Nord. La merluche blanche a une durée de génération de neuf ans. Les poissons de plus de deux ans ont tendance à se trouver à des profondeurs

comprises entre 50 et 200 m sur des substrats fins comme la vase et le limon, et à frayer dans la zone pélagique hauturière, le long des rebords du plateau continental au printemps ou en été (Kulka *et al.* 2005, Markle *et al.* 1982). On sait que la merluche blanche juvénile utilise des zones côtières plus chaudes et moins salines, y compris les estuaires (Hare *et al*. 2001), les herbiers de zostère (Joseph *et al.* 2006), les lits de fucus et divers substrats comme le sable, le gravier, la vase ou l'argile (Vercaemer *et al*. 2018). Ces habitats sont importants pour l'alimentation et la protection des juvéniles, comme pour les autres poissons de fond (Joseph *et al.* 2006). Pendant qu'elle se trouve dans ces zones côtières, la merluche blanche juvénile se nourrit d'invertébrés comme les polychètes et les crustacés, et elle est elle-même une proie courante des sternes nicheuses (*Sterna* spp.) (Rock *et al*. 2007a, Rock *et al.* 2007b), des phoques communs (Bowen et Harrison 1996) et d'autres grands prédateurs. La merluche blanche est principalement pêchée comme prise accessoire dans les pêches à la palangre ou au filet maillant ciblant le flétan, le sébaste, la morue franche ou la goberge, habituellement à au moins 22 km au large, où les adultes sont présents.

La merluche blanche est divisée en deux principaux stocks au Canada. La merluche blanche sur la côte Est fait partie de la population de l'Atlantique et du nord du golfe du Saint-Laurent, qui a été évaluée comme une espèce menacée en 2013 (COSEPAC 2013). On estime que les adultes de cette population ont diminué de 70 % au cours des trois dernières générations, bien que la population soit demeurée relativement stable depuis le milieu des années 1990. L'autre stock, connu sous le nom de population du sud du golfe du Saint-Laurent, est considéré comme en voie de disparition (COSEPAC 2013). On a utilisé une combinaison d'analyses génétiques (Roy *et al.* 2012), d'information démographique et de comportement reproducteur pour diviser la merluche blanche ainsi (COSEPAC 2013, Roy *et al.* 2012). Bien que le SI ne soit pas considérée comme une zone importante pour le frai de la merluche blanche, les divers types d'habitats sont importants pour les juvéniles et, par conséquent, peuvent l'être pour reconstituer ce stock.

Le merlu argenté (*Merluccius bilinearis*) n'est pas considéré comme abondant sur les côtes, car il préfère les eaux profondes du talus continental et du bassin, et se regroupe pour frayer dans des eaux peu profondes près du banc de l'île de Sable et du banc d'Émeraude (MPO 2017d). Il est possible que le merlu argenté utilise des frayères côtières, mais elles n'ont pas été décrites jusqu'à maintenant. L'espèce fait l'objet d'une pêche commerciale, mais il semble peu probable que la côte Est soit très importante pour les stocks de merlu argenté.

Poissons plats

Dans la région des Maritimes, les espèces de poissons plats récoltées commercialement sont le flétan de l'Atlantique, la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*), la limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*), la plie grise (*Glyptocephalus Cynoglossus*) et la plie rouge. Parmi ces espèces, la plie rouge est la plus courante dans la zone côtière. La plie rouge est une plie dont les yeux sont placés sur le côté droit du corps et qui vit à des profondeurs de 1,8 à 37 m, sur des substrats allant des fonds boueux aux fonds durs, ainsi que dans les herbiers de zostère (Joseph *et al.* 2006). L'espèce a une grande tolérance à la température, ayant été détectée dans la baie St. Margarets à des températures de -1,2 ºC. Elle fraie en hiver dans les estuaires du nord-est des États-Unis et au printemps à Terre-Neuve. Les juvéniles demeurent sur les côtes, en eau peu profonde, pendant au moins deux ans. La plie rouge se nourrit d'invertébrés benthiques, et est elle-même une importante source de nourriture pour la baudroie commune (*Lophius americanus*), l'aiguillat commun, les phoques et de nombreux oiseaux de mer (Bundy *et al.* 2014). La plie rouge effectue de petites migrations entre la côte et le large en été et en hiver, peut-être en raison des fluctuations de la température ou de la disponibilité de la

nourriture (Bundy *et al.* 2014). La plie rouge est sexuellement mature à 3–4 ans, ou lorsqu'elle atteint une longueur de 20 à 25 cm.

La plie canadienne est présente dans l'est et l'ouest de l'Atlantique Nord, à des latitudes d'environ 50 à 72º (Busby *et al*. 2007). La plie canadienne de la plate-forme Néo-Écossaise, dans les divisions 4VW, fraie sur le Banquereau, mais peut recevoir le renfort de reproducteurs dans le golfe du Saint-Laurent ou sur les Grands Bancs. La plie occupe une grande tranche d'eau, y compris les eaux côtières, et elle est plus abondante dans l'est de la plate-forme Néo-Écossaise que dans l'ouest (Horsman et Shackell 2009; Ward-Paige et Bundy 2016). Les femelles se trouvent généralement dans des eaux plus chaudes et plus profondes que les mâles (Busby *et al.* 2007, Swain et Morgan 2001, Swain 1997). Les juvéniles et les adultes peuvent occuper des profondeurs de 20 à 700 m, mais ils semblent préférer des profondeurs de 100 à 300 m (Bowering et Brodie 1991). Cette espèce préfère les sédiments de sable fin ou de gravier, qui correspondent à ses principaux bancs de frai et au substrat préféré de l'oursin vert, une espèce proie importante (Scott et Scott 1988). Les adultes peuvent migrer vers la région côtière en été pour se nourrir, puis hiverner en profondeur au large (Powles 1965; Swain *et al.* 1998). La population de plie canadienne des Maritimes a été évaluée comme étant menacée car le nombre d'individus matures a diminué de 67 % sur la plate-forme Néo-Écossaise au cours des 36 dernières années (COSEPAC 2009a). Comme pour les autres poissons de fond, on dispose de peu d'information sur la plie canadienne propre à la côte Est, mais cette région pourrait constituer un important lieu d'alimentation estival.

Les plies sont pêchées dans le cadre d'une pêche mixte de poisson plat dans les divisions 4VW de l'OPANO. La plie est une espèce contingentée pour les pêches à engins fixes dans les divisions 4VWX5Y, mais les captures sont limitées aux prises accessoires seulement en raison du faible quota disponible. Dans les divisions 4VW, un TAC de 1 000 tonnes est maintenu pour les plies, mais les prises de plus canadienne ne peuvent pas dépasser 500 tonnes. La plie grise est la principale espèce cible de la pêche mixte dans les divisions 4VW, mais la limande à queue jaune est également ciblée. Les données du relevé par NR pour cette espèce varient, mais l'indice de la biomasse est actuellement bien au-dessus du point de référence limite de 40 % de la moyenne à long terme calculée à partir du relevé estival par NR.

Tanche-tautogue

La tanche-tautogue est une espèce de vieille courante dans les eaux côtières peu profondes. À la fin de l'été, elle fraie sur la plate-forme Néo-Écossaise et atteint la maturité à des longueurs de 8 à 11 cm. Elle vit près du bas de la colonne d'eau et se rassemble souvent autour d'habitats complexes, comme des quais, des épaves et des lits de varech. La tanche-tautogue peut être présente dans les eaux intertidales ou très peu profondes, et peut survivre à une vaste gamme de températures. En hiver, la tanche-tautogue entre dans un état de torpeur et s'enfonce dans le sable ou se dissimule dans des crevasses (Scott et Scott 1988). Elle se nourrit de mollusques et de crustacés, d'autres invertébrés, d'œufs de poissons et de macrophytes, et est la proie d'oiseaux comme les cormorans et de poissons benthiques plus gros (Scott et Scott 1988). La tanche-tautogue est importante sur le plan écologique, car on a constaté qu'elle s'attaquait aux homards juvéniles (Barshaw et Lavalli 1988) et aux larves des espèces de crabes non indigènes (Savaria et O'Connor 2013). Vandermeulen (2018b) a découvert que la tanche-tautogue était courante sur les fonds rocheux de la côte Est, jusqu'à des profondeurs de 25 m. Bien qu'elle soit abondante et répandue sur la côte Est, il existe peu d'informations sur son cycle biologique propre à cette région.

Raies

La raie tachetée (*Leucoraja ocellata*), la raie à queue de velours (*Malacoraja Senta*), la raie hérisson (*Leucoraja erinacea*), la grande raie et la raie épineuse (*Amblyraja radiata*) sont toutes présentes dans les zones côtières de la Nouvelle-Écosse (Bundy *et al.* 2014). Les raies hérissons sont les plus susceptibles de se trouver dans les eaux côtières peu profondes. Elles sont rarement à plus de 400 m de profondeur et sont plus abondantes dans les bancs peu profonds au large, comme le banc de Georges et certaines parties de l'est de la plate-forme Néo-Écossaise (Simon et al. 2003). La raie tachetée préfère généralement des profondeurs de moins de 100 m, et a même été observée dans moins d'un mètre d'eau.

Dans les divisions 4VsW de l'OPANO, les débarquements de raie tachetée sont passés de 2 152 t en 1994 à 200 t en 2002, ce qui correspond aux réductions du TAC au cours de cette période (MPO 2002). Depuis 2015, l'espèce est considérée comme étant en voie de disparition sur la plate-forme Néo-Écossaise en raison d'une diminution de 98 % de l'abondance depuis les années 1970 (MPO 2017c). Cette région, qui est proche de la limite septentrionale de la raie tachetée et de la limite méridionale de la raie épineuse, est la seule où les deux espèces se rencontrent.

Lançon

Les lançons (*Ammodytes* spp.) sont des espèces clés non visées par la pêche commerciale, associées aux fonds meubles et aux sédiments sableux et fréquemment présentes dans les zones côtières (Wong *et al.* 2016). Ils ne migrent pas en hiver et différentes espèces sont même abondantes sur les côtes ou au large; le lançon d'Amérique (*A. americanus*) est plus typique de la côte (entre 6 et 20 m), tandis que le lançon du nord *(A. dubius*) est plus courant au large, à des profondeurs comprises entre 70 et 90 m (Scott et Scott 1988a). Les lançons présentent des comportements cryptiques, s'enfouissant dans les fonds sableux pour éviter les prédateurs et pendant l'hivernage et se regroupant en bancs, formant des agrégations denses pour s'alimenter. Il existe peu de renseignements sur le lançon dans les régions côtières de la Nouvelle-Écosse, mais il s'agit d'une espèce fourragère importante pour des poissons plus gros, comme la morue franche, l'aiglefin, la merluche blanche et les oiseaux de mer, notamment la Sterne de Dougall, une espèce en voie de disparition (Auster et Stewart 1986; Rock *et al.* 2007a, Rock *et al.* 2007b). Les lançons sont très abondants dans l'est de la plate-forme Néo-Écossaise d'après le relevé estival par NR du MPO, mais leur abondance sur les côtes n'est pas bien quantifiée (Ward-Paige et Bundy 2016). Wong et ses collaborateurs (2016) n'ont pas détecté de lançon à un site (île Cable) de la région de la côte Est dans le cadre de leur étude; toutefois, cet habitat pourrait ne pas convenir aux lançons (substrat rocheux/dur), et des observations sur le terrain seront nécessaires dans des habitats à fond meuble pour déterminer l'abondance des lançons sur la côte Est. De plus, étant donné leur nature cryptique, l'absence d'observations n'est pas surprenante. Néanmoins, il est nécessaire de procéder à un relevé systématique à la senne de plage dans les zones présentant un substrat sableux pour évaluer la répartition et l'abondance des lançons dans le SI. Contrairement à d'autres espèces fourragères (p. ex. le hareng), les lançons ne possèdent pas de vessie natatoire, ce qui rend difficile l'étude hydroacoustique de leur biomasse.

MAMMIFÈRES MARINS

Deux espèces de pinnipèdes (phoques) habitent les eaux côtières de la Nouvelle-Écosse : le phoque commun et le phoque gris (*Halichoerus grypus*). Les observations de phoques du Groenland (*Pagophilus groenlandica*) et de phoques à capuchon (*Cystophora cristata*) sont rares dans cette région. Les phoques gris se nourrissent habituellement de poissons fourrages et de poissons de fond, comme le lançon, la merluche blanche, la morue franche et le poisson

plat (Hammill *et al*. 2014). La plus grande colonie de phoques gris au monde se trouve au large de l'île de Sable, à environ 200 km des îles de la côte Est, où la colonie reproductrice a rapidement augmenté depuis les années 1970 (Bowen *et al.* 2007, Bowen *et al.* 2003, den Heyer *et al.* 2017). Deux colonies reproductrices de phoques gris occupent les îles le long de la côte Est, Bowen's Ledge et l'île White dans le SI (den Heyer et al. 2017). Cependant, il n'y a pas eu de mise bas de phoques gris sur Bowen's Ledge en 2016 (den Heyer *et al.* 2017).

Les phoques communs sont courants dans les eaux côtières de la Nouvelle-Écosse et se nourrissent de hareng de l'Atlantique, de morue, de goberge, de calmar et de maquereau (McCullough *et al.* 2005). Les examens des connaissances écologiques traditionnelles (CET) ont révélé un nombre égal de sites d'échoueries – où les phoques quittent temporairement l'eau pour s'accoupler ou se reposer – dans la zone côtière entre la baie St. Margarets et le havre Liscomb. Ces dernières années, peu d'études ont été menées sur l'abondance des phoques communs en Nouvelle-Écosse. Le grand nombre d'îles et d'îlots formant l'archipel peut fournir de nombreux sites d'échoueries aux phoques communs et gris. Un relevé complet du phoque commun, prévu provisoirement pour 2019 ou 2020, fournirait des renseignements révisés sur la répartition et l'état de mise bas des phoques dans le SI.

Il y a une petite chasse commerciale au phoque gris dans le golfe du Saint-Laurent et le long de la côte Est de la Nouvelle-Écosse. Ils peuvent également être capturés en vertu de permis scientifiques, de la disposition relative aux permis de chasse aux phoques nuisibles et à titre de prises accessoires dans le cadre de pêches commerciales (MPO 2017e). Les chasseurs sont tenus de déclarer le nombre de phoques abattus en vertu du permis de nuisance, mais beaucoup ne le font pas (MPO 2017e). Les phoques gris transmettent également un parasite appelé le ver du phoque (*pseudoterranova decipiens*), qui s'accumule dans la chair de la morue franche et d'autres poissons de fond (MPO 2010). Cette infection augmente les coûts de transformation et réduit la qualité marchande du poisson de fond, mais elle semble avoir peu d'incidence sur l'état de la morue (MPO 2010). Ce parasite est plus abondant chez la morue de la division 4T de l'OPANO que dans les divisions 4VsW et 4X.

Diverses espèces de cétacés sont souvent présentes sur la plate-forme Néo-Écossaise (Gomez-Salazar et Moors-Murphy 2014), mais on ignore l'essentiel de leur présence et de leur utilisation des régions côtières. En général, les aires de répartition du rorqual bleu, du rorqual commun, du rorqual boréal, du petit rorqual, du rorqual à bosse, de la baleine noire de l'Atlantique Nord, du grand cachalot et du globicéphale, ainsi que du dauphin commun, du dauphin à flancs blancs, du dauphin à nez blanc et du marsouin commun chevauchent les limites du SI (Breeze *et al.* 2002).

La base de données sur les observations de baleines, MarWhales (MacDonald *et al.* 2017), contient des observations opportunistes de cétacés (c.-à-d. des observations signalées sans effort de recherche associé) transmises par diverses plates-formes, en particulier des plates-formes de recherche spécialisées sur les cétacés, le programme Eastern Canada Seabirds At Sea (ECSAS) d'Environnement et Changement climatique Canada, des navires d'observation des baleines, des observateurs de mammifères marins à bord de plates-formes pétrolières et gazières, des observateurs des pêches, des agents des pêches et autres (y compris les observations communiquées par le grand public). Il faut prendre en compte les biais et mises en garde associés à ces données opportunistes sur les observations pour interpréter la présence de cétacés. Les zones où des cétacés ont été observés le plus souvent peuvent être des zones d'importance pour l'espèce, ou il peut s'agir de zones où les plates-formes opportunistes sont plus nombreuses et qui, par conséquent, représentent plus d'efforts et pas nécessairement plus de baleines. À l'inverse, les zones où les efforts sont faibles ou inexistants produisent moins d'observations, quelle que soit la présence réelle de cétacés. Par exemple, de nombreuses observations ont été signalées de façon opportuniste par des personnes à bord de navires non

scientifiques comme des navires d'observation des baleines et des plates-formes pétrolières et gazières, ainsi que par des navires de recherche effectuant des études sur le terrain pendant l'été; ces navires et plates-formes sont plus susceptibles de fonctionner pendant les mois d'été. Le nombre d'observations faites en été est ainsi généralement plus élevé en raison de l'effort de recherche accru pendant cette période. La qualité de ces observations varie, allant des observations de grande qualité (p. ex. observations soumises par des chercheurs expérimentés, des observateurs formés à l'identification des mammifères marins, ou associées à des photos ou des vidéos permettant de confirmer l'identification des espèces) aux observations de moins bonne qualité (p. ex. observations soumises par des personnes ou des organisations dont on ne connaît pas le profil en matière d'identification des mammifères marins). Il est donc possible que certaines des observations présentées aient été mal classées (comme des rorquals boréaux, *Balaenoptera borealis*, mal identifiés). Il faut donc faire attention lorsqu'on interprète ces données.

Les données de la base de données sur les observations, MarWhales (MacDonald *et al*. 2017), comprennent 111 observations le long de l'est de la plate-forme Néo-Écossaise de 2007 à 2016 (voir l'annexe). Cette base de données contient des observations de rorquals à bosse (*Magaptera novaeangliae*), de globicéphales noirs (*Globicephala Melas*), de dauphins communs (*Delphinus Delphis*) et à flancs blancs (*Lagenorhynchus acutus*), de marsouins communs (*phocoena phocoena*), de rorquals communs (*Balaenoptera physalus*), de petits rorquals (*B. acutorostrata*), de baleines noires de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) et d'un certain nombre d'espèces non confirmées ou non identifiées. À ce jour, aucune observation n'a été enregistrée dans la base de données de MarWhales à l'intérieur des limites du SI, mais les mentions les plus proches de la partie hauturière du SI comprennent des observations de globicéphales noirs, de groupes de dauphins à flancs blancs et communs (jusqu'à 50 individus chacun), ainsi que de rorquals à bosse, de petits rorquals et de grands cachalots (*Physeter macrocéphalus*) pour diverses années (figure 26, tableau 12). Il est important de souligner que l'absence d'observations à l'intérieur des limites du SI ne signifie pas que les cétacés n'y sont pas présents, mais plus probablement que relativement peu de recherches ont été consacrées aux cétacés dans la région et que les observations qui y ont été faites n'ont pas été signalées. Des travaux supplémentaires sur l'utilisation par les cétacés de l'habitat côtier dans la zone seraient utiles pour combler cette lacune dans les connaissances.

OISEAUX DE MER

Les îles de la côte Est sont désignées à la fois comme une ZIEB côtière et comme une zone importante pour la conservation des oiseaux en raison de l'habitat que la région fournit à de nombreuses espèces d'oiseaux de mer (ZICO Canada 2018). McCullough et ses collaborateurs (2005) ont indiqué que plus de 85 colonies d'oiseaux de mer y vivent, d'après les connaissances écologiques locales (CEL) et les relevés sur les oiseaux (figure 27). La base de données du Service canadien de la faune sur les oiseaux aquatiques coloniaux contient les enregistrements d'au moins 101 emplacements de colonies distincts dans le SI (figure 28) : Eider à duvet, Sterne pierregarin (*S. hirundo*), Sterne arctique (*S. paradisaea*), Sterne de Dougall (en voie de disparition – LEP), Océanite cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*), Goéland argenté (*Larus smithsonianus*), Goéland marin (*L. Marinus*), Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo*), Cormoran à aigrettes (*P. auritus*), Guillemot à miroir (*Cehus grylle*) et Grand Héron (*Ardea herodias*). Parmi les autres espèces connues pour se rassembler dans la région, citons le Puffin majeur, le Puffin fuligineux (*Ardenna grisea*), le Puffin cendré (*Calonectris borealis*) et l'Océanite de Wilson (*Oceanites oceanicus*). On sait que le Fou de Bassan traverse la région pendant les migrations printanières et automnales. Le Grand Cormoran et le Cormoran à aigrettes, deux piscivores plongeurs en piqué, se reproduisent et se nourrissent dans le SI.

Cette vaste représentation des espèces comprend les plancto-piscivores (p. ex. Océanite minute), les piscivores plongeurs en piqué (p. ex. Plongeon huard (*Gavia immer*), Grand Cormoran), les molluscivores benthiques (p. ex. Eider à duvet, Arlequin plongeur, macreuses), les généralistes plongeurs à faible profondeur (p. ex. puffins) et les généralistes/piscivores plongeurs à faible profondeur ou en surface (p. ex. goélands, sternes), et dénote une base de proies marines diversifiée et productive. Par exemple, les Eiders à duvet sont nombreux à se reproduire dans le SI (figure 29). Les adultes se nourrissent principalement de moules bleues, tandis que les jeunes dépendent presque entièrement des proies invertébrées associées à la canopée flottante de fucus (Hamilton 2000, 2001).

Les colonies de Grands Hérons se nourrissent de petits poissons et crustacés dans les estuaires littoraux et les battures intertidales, par exemple dans l'archipel au large de Quoddy Head. Hedd et ses collaborateurs (2018) soulignent l'utilisation de deux îles – l'île Bird, à l'intérieur du SI, et l'île Country, à proximité de celle-ci – par l'Océanite cul-blanc, qui forme des colonies nicheuses sur ces îles. Les individus occupant ces îles entreprennent des voyages de plusieurs jours, allant jusqu'à 830 km de leur colonie, pour se nourrir. La colonie sur l'île Country est actuellement en déclin, alors que la situation de la colonie sur l'île Bird est inconnu. Il est possible que les déclins de ces colonies nichant sur des îles soient liés à des plates-formes pétrolières et gazières extracôtières qui se trouvent dans leurs aires d'alimentation, mais il faut étudier plus à fond les répercussions de ces plates-formes sur les Océanites minutes (Hedd *et al.* 2018).

Les colonies de Sternes de Dougall, une espèce en voie de disparition (COSEPAC 2009b), occupent plusieurs emplacements sur les îles littorales entre la pointe Liscomb, à l'extrémité nord du SI, et le havre Beaver, bien que la nature changeante des petites colonies de sternes en particulier ait entraîné une certaine incertitude quant à leur situation actuelle (Hastings *et al.* 2014). Les adultes de la Sterne de Dougall se nourrissent généralement dans un rayon de 20 km de leurs colonies de nidification, dans moins de 5 m d'eau et près de la terre (< 1,3 km du rivage) (Rock *et al*. 2007a, Thaxter *et al.* 2012); une AMP pourrait donc protéger l'habitat d'alimentation. La plage Martinique et la plage de Clam Harbour ont été désignées comme des habitats essentiels pour le Pluvier siffleur (LEP; espèce en voie de disparition). La côte Est abrite également un nombre important d'espèces de sauvagine durant la migration, en particulier de nombreux canards de mer, y compris des Eiders à duvet et des macreuses (figure 30). Elle fournit également un important habitat d'hivernage à l'Arlequin plongeur (LEP; espèce préoccupante; figure 31) (Boyne 2008). Le Bécasseau violet, un glaneur intertidal carnivore généraliste associé aux côtes rocheuses exposées, hiverne aussi en grand nombre dans le SI (figure 32).

Les habitats suivants, qui se trouvent dans le SI des îles de la côte Est et ses environs, sont importants pour une grande variété d'espèces d'oiseaux (modifié d'après Allard *et al.* (2014)) :

1. Les habitats insulaires côtiers occupés par des colonies, y compris les îles du cordon, côtières et hauturières, en particulier celles où vivent peu ou pas de prédateurs terrestres. Ces îles sont des habitats importants pour la nidification ou le repos d'espèces d'oiseaux coloniaux, comme l'Eider à duvet, le Grand Héron, les goélands, les sternes et les cormorans.
2. Les marais salés sont des milieux humides côtiers riches sur le plan écologique et productifs, importants pour plusieurs espèces de canards, ainsi que pour le Grand Héron et diverses espèces d'oiseaux de rivage.
3. L'habitat de plage, y compris les plages de sable et les petites plages de galets, constitue un habitat important pour de nombreuses espèces d'oiseaux de rivage, y compris le Pluvier siffleur, et, sur les îles, pour des sternes. Les plages offrent plusieurs proies importantes à

ces espèces d'oiseaux, comme les puces de mer et d'autres petits crustacés, des petits mollusques et des vers polychètes.

4. Les vasières, qui peuvent comprendre des zostères, sont importantes pour de nombreuses espèces d'oiseaux migrateurs, comme la sauvagine et les oiseaux de rivage, dont les macreuses, qui préfèrent certaines proies des vasières, comme les vers marins, les bivalves et les amphipodes.
5. L'habitat rocheux, caractérisé par de grands galets de plus de 30 cm de diamètre et une zone d'embruns qui fait la transition vers l'habitat marin, peut accueillir l'Eider à duvet, l'Arlequin plongeur, le Bécasseau violet et le Guillemot à miroir. Il convient de noter que les plus grandes concentrations, à l'échelle provinciale, de Bécasseaux violets et d'Arlequins plongeurs (LEP; espèce préoccupante) se trouvent dans le SI.
6. L'habitat de zostère, caractérisé par la présence de *Z. marina* et d'autres plantes comme la laitue de mer et les algues rouges, constitue des aires d'alimentation importantes pour la Bernache cravant de l'Atlantique, la Bernache du Canada et le Canard noir (*Anas rubripes*).
7. L'habitat côtier, y compris les eaux de moins de 30 m de profondeur et en excluant les types d'habitats susmentionnés, est utilisé par les oiseaux qui cherchent leur nourriture dans la colonne d'eau et la zone benthique, comme les cormorans, les plongeons et les canards.
8. Les espèces qui se nourrissent à la surface ou dans la colonne d'eau, comme les puffins, les Océanites minutes, les pingouins, les labbes et les phalaropes, utilisent l'habitat extracôtier, avec des eaux de plus de 30 m de profondeur, ainsi que les bancs et les hauts-fonds au large. Leurs proies sont habituellement composées de phytoplancton, de zooplancton, de calmars et de petits poissons fourrages.

Ces huit types d'habitats caractérisent le SI des îles de la côte Est qui, à ce titre, peut être un habitat particulièrement bénéfique pour la diversité des oiseaux de mer. Dans une étude récente, Mallory et ses collègues (2015) ont révélé que les oiseaux de mer des îles de la côte Est jouent un rôle important dans le transport des éléments en trace polluants et nutritifs, y compris le potassium, le calcium, le sélénium et le zinc, de l'océan sur les îles, où leur composition chimique est sensiblement différente aux îles sans colonies d'oiseaux. Les résultats de Mallory *et al.* (2015) permettent de penser que ces oiseaux pourraient avoir une incidence sur la qualité de l'habitat de certaines plantes et animaux terrestres côtiers dans cette région.

MIGRATIONS

Poissons de fond

Le SI des îles de la côte Est peut être un endroit critique pour les poissons de fond qui effectuent des migrations saisonnières ou ontogénétiques/liées à leur développement. Les îles de la côte Est sont une importante nurserie pour certains poissons de fond et des aires d'alimentation estivales pour les poissons plats. La plupart des poissons de fond présents dans le SI, y compris la morue franche, la goberge, l'aiglefin et la merluche, sont des reproducteurs hauturiers pélagiques, à l'exception de la plie rouge. Les juvéniles de ces espèces occupent l'habitat côtier complexe de la côte Est, préférant divers types de substrats, les zostères et les estuaires.

La merluche blanche fraie habituellement au moins à 20 km au large, et les juvéniles se déplacent activement vers les estuaires côtiers et les lits de macrophytes où ils demeurent pendant au moins un an (Hare *et al.* 2001). La merluche blanche adulte et les grands juvéniles se rapprochent des côtes pendant les mois plus chauds et se dispersent dans les eaux

extracôtières profondes, plus chaudes, en hiver. Comme pour les autres poissons de fond, le potentiel de dispersion de la merluche blanche est le plus élevé pendant les phases d'œuf et larvaires, qui dérivent avec les courants dominants (COSEPAC 2013).

Dans les divisions 4VsW, la morue franche compte plusieurs composantes de frai, y compris les reproducteurs d'été et d'automne. Ce stock n'entreprend pas les longues migrations observées pour la morue du sud du golfe du Saint-Laurent, ou de la morue des bancs de Brown et de Georges, mais il se déplace dans des eaux plus profondes et plus chaudes en hiver (Mohn et Rowe 2012). Les déplacements saisonniers sont attribués aux différences géographiques de la température de l'eau, de l'approvisionnement en nourriture et de la fidélité aux frayères (COSEPAC 2010a). Des données probantes montrent que les individus marqués parcourent rarement plus de 500 km et affichent une grande fidélité annuelle à leurs sites de frai et d'hivernage (COSEPAC 2010a). Le potentiel de dispersion de la morue franche est le plus élevé pendant les phases d'œuf et larvaires, qui se dispersent passivement en dérivant avec les courants de surface.

La plie rouge et d'autres espèces de poissons plats effectuent de courtes migrations saisonnières entre la côte et la haute mer, peut-être pour éviter des températures très froides ou chaudes, ou selon la disponibilité de la nourriture, pour éviter la banquise ou pour une combinaison de ces facteurs (McCracken 1963, Van Guelpen et Davis 1979). De même, la plie canadienne entreprend des migrations saisonnières vers les aires d'alimentation estivales côtières et les aires d'hivernage extracôtières (Powles 1965; Swain *et al.* 1998), bien qu'il n'existe aucune information propre à la côte Est.

Poissons pélagiques et tortues

Le hareng de l'Atlantique fraye dans la zone côtière à l'automne et migre au large l'été suivant. Après le frai, le hareng adulte migre vers les aires d'alimentation ou d'hivernage pour former de grands stocks mixtes. Chebucto Head, au sud d'Halifax, est une importante aire d'hivernage pour le hareng reproducteur côtier (McCullough *et al.* 2005).

Le maquereau quitte la côte de la Nouvelle-Angleterre au printemps et longe la plate-forme Néo-Écossaise et les régions côtières de la Nouvelle-Écosse pour venir frayer dans le golfe du Saint-Laurent (Grégoire 1999). Bien qu'il soit peu probable que les îles de la côte Est constituent un important habitat de frai pour le maquereau, l'espèce traverse la région en route vers le sud du golfe et est capturée dans le cadre d'une pêche au filet maillant.

Les gros poissons pélagiques, y compris le thon rouge de l'Atlantique, les requins et l'espadon, viendront probablement à l'occasion sur la côte Est pour se nourrir de hareng ou de maquereau et transiteront par la région. Le thon rouge de l'Atlantique fraie dans les eaux chaudes du golfe du Mexique et de la Méditerranée, mais il se nourrit dans l'Atlantique Nord-Ouest en été (Block *et al.* 2001, Lutcavage *et al.* 1999). Les requins, en particulier, sont des visiteurs de passage, y compris les pèlerins, les makos, les maraîches, les requins bleus et les grands requins blancs. Certaines baleines, notamment les rorquals à bosse et les petits rorquals, peuvent utiliser cette région côtière comme corridor de déplacement pour aller se nourrir dans le golfe du Saint-Laurent pendant l'été.

Un certain nombre d'espèces diadromes, dont le saumon de l'Atlantique, la truite brune, l'omble de fontaine, la lamproie marine, le gaspareau et l'anguille d'Amérique, migrent vers les cours d'eau de la côte Est et en reviennent pour se diriger vers les aires marines d'alimentation ou de frai. Le saumon de l'Atlantique fraie et se développe dans les rivières de la côte Est, qui fait partie de l'UD des hautes terres du Sud, que le COSEPAC considère comme étant en voie de disparition et dont l'inscription en vertu de la LEP est en cours d'examen. Les adultes migrent vers les aires d'alimentation extracôtières, dans le golfe du Maine, près de Saint-Pierre-et-

Miquelon ou à l'ouest du Groenland avant de retourner frayer en eau douce. Les anguilles d'Amérique frayent dans la mer des Sargasses, migrant en majorité dans l'eau douce et les rivières qui se jettent dans le SI pour se nourrir et se développer. Cette ZI côtière est donc importante pour le maintien d'un habitat naturel pour ces espèces migratrices.

La tortue luth (*Dermochelys coriacea*) est considérée comme une espèce en voie de disparition par le COSEPAC (2012c). Cette espèce effectue des migrations annuelles depuis ses lieux de nidification, sous les tropiques, jusqu'aux aires d'alimentation du nord. Les îles de la côte Est se trouvent sur une route de migration côtière des tortues luth qui se déplacent vers le nord-est en direction du golfe du Saint-Laurent. Ces migrations se produisent habituellement en juillet, mais parfois plus tôt les années plus chaudes. Les empêtrements dans les engins de pêche du homard ne sont pas rares pendant cette période. Les tortues de mer en général sont aussi souvent capturées comme prises accessoires par les palangres; bien que la pêche à la palangre dans le SI soit probablement limitée, il faudrait tenir compte des répercussions des éventuels palangriers côtiers dans les corridors de migration des tortues comme celui-ci (Lewison et Crowder 2007, Lewison *et al.* 2004). Bien que cette zone soit utilisée par les tortues luth lors de la migration, il s'agit néanmoins d'un habitat éphémère, car l'espèce a tendance à se nourrir plus au nord en été (M. James, comm. pers.).

Invertébrés visés par une récolte commerciale

L'encornet nordique fraie au large dans le Gulf Stream et se trouve souvent dans les zones côtières et extracôtières du Canada atlantique et des États-Unis. Il existe une pêche côtière à Terre-Neuve de cette espèce, qui migre sur plus de 2 000 km de Terre-Neuve au Maryland, aux États-Unis (Dawe *et al*. 1981). Dawe et ses collaborateurs (2007) donnent des preuves que les changements climatiques pourraient rendre les eaux canadiennes de l'Atlantique inhabitables pour l'encornet nordique, et que le calmar totam pourrait devenir plus courant au nord du banc de Brown.

Il n'y a pas d'information sur les déplacements précis des crustacés d'importance commerciale comme le homard, le crabe des neiges et la crevette nordique (*Pandalus borealis*) à proximité des îles de la côte Est. Certains crustacés, comme le homard, passent des zones côtières aux régions hauturières. Les homards hauturiers matures peuvent se rapprocher des côtes pendant l'été et repartir dans les eaux plus profondes en hiver (Campbell et Robinson 1983). Le homard peut parcourir de longues distances (plus de 90 à 200 km) pendant ces migrations (Campbell et Stasko 1985; Wilder 1974). Selon les connaissances écologiques locales, le homard de la côte Est se rapproche des côtes à mesure que la saison du homard progresse et que les eaux se réchauffent. Des études précises de marquage du homard seraient nécessaires pour évaluer le comportement migratoire par rapport aux limites du SI.

Oiseaux

Les îles de la côte Est sont connues pour être une halte migratoire, une aire de reproduction et une destination d'hivernage pour les oiseaux de mer migrateurs. Les îles, les falaises côtières, les macrophytes, y compris la zostère, les marais salés et les algues, ainsi que les vasières, les estuaires et les eaux extracôtières offrent une grande variété d'habitats de reproduction et d'alimentation aux oiseaux migrateurs. Les Fous de Bassan traversent la région durant leurs migrations du printemps (vers le nord) et de l'automne (vers le sud) (Huettmann et Diamond 2000). D'autres espèces non nicheuses sont présentes dans le SI, comme les puffins, les sternes et les goélands. Des espèces comme le Bécasseau violet et l'Arlequin plongeur utilisent le SI comme destination migratoire et trouvent suffisamment de ressources alimentaires pour hiverner en concentrations importantes dans la région (Boyne 2008).

ESPÈCES EN PÉRIL

Un certain nombre d'espèces, de poissons, de tortues, de mammifères et d'oiseaux qui sont évaluées ou inscrites par le COSEPAC, la LEP ou les deux, peuvent se trouver dans le SI (tableau 13).

Pour les poissons diadromes, le saumon de l'Atlantique de l'unité désignable des hautes terres du Sud est considéré comme étant en voie de disparition par le COSEPAC en raison d'un déclin de 61 % au fil du temps (COSEPAC 2010b). Les saumons adultes frayent dans plusieurs rivières du site d'intérêt et se nourrissent au-delà des îles en attendant les conditions de frai idéales. L'anguille d'Amérique est considérée comme menacée par le COSEPAC, en grande partie en raison des déclins spectaculaires des populations du lac Ontario, de la rivière des Outaouais et du Saint-Laurent (COSEPAC 2012a). Cette espèce est traitée comme un seul stock dans toute son aire de répartition, de sorte que sa situation est très variable. Au Canada atlantique, les populations d'anguille d'Amérique sont généralement considérées comme stables. Parmi les autres espèces de poissons en voie de disparition, mentionnons la raie tachetée, le thon rouge de l'Atlantique et la morue franche, qui ont subi d'importants déclins en raison de la surpêche et qui ne se sont pas rétablis nettement. Les espèces de poissons menacées ou préoccupantes sont la plie canadienne, le loup atlantique, le loup à tête large et le loup tacheté, de même que la merluche blanche. Ces espèces utilisent probablement la zone côtière pour le frai ou la nidification, et les juvéniles se trouvent souvent dans la zone côtière, profitant de l'hétérogénéité de l'habitat pour éviter les prédateurs.

La tortue luth est considérée comme une espèce en voie de disparition par le COSEPAC et la LEP, les populations ayant diminué de 70 % à l'échelle mondiale. Ces baisses sont attribuables aux prises accessoires, à la pollution et à l'empêtrement dans les palangres et les engins de pêche fixes. Le SI des îles de la côte Est n'est pas considéré comme un habitat d'alimentation important pour les tortues luth, mais elle constitue probablement un corridor de migration pour les tortues qui se déplacent vers le golfe du Saint-Laurent pour se nourrir. Par conséquent, les empêtrements dans les engins de pêche le long de ce corridor représentent une menace potentielle pour cette espèce.

Enfin, plusieurs espèces d'oiseaux en péril se trouvent en grand nombre dans le SI. Le Garrot d'Islande (*Bucephala islandica*; espèce préoccupante), l'Arlequin plongeur (espèce préoccupante), le Pluvier siffleur (espèce en voie de disparition) et la Sterne de Dougall (espèce en voie de disparition) nichent ou se reposent ou hivernent et se nourrissent dans le SI. On sait que le Pluvier siffleur niche sur la plage Martinique (immédiatement à l'est de la limite du SI) et sur la plage de Clam Harbour (dans le SI). On trouve des colonies de Sternes de Dougall sur les îles du SI, et des Arlequins plongeurs hivernent en concentrations importantes dans le SI, où ils s'alimentent de mollusques côtiers.

CHANGEMENTS À LONG TERME, RÉSILIENCE ET CAPACITÉ DE RÉTABLISSEMENT

Les changements à long terme des caractéristiques biologiques et physiques de la plate-forme Néo-Écossaise et de l'Atlantique Nord-Ouest ces dernières décennies sont évidents. Ils touchent notamment la répartition des herbiers de zostère, du varech et du fucus, l'abondance des poissons de fond et le climat marin. Les changements du climat marin, en particulier, ont été liés aux décalages de la répartition de certaines espèces et à la possibilité de disparition ou d'extinction d'autres espèces. Cette section résume les changements observés et potentiels dans l'Atlantique Nord-Ouest et, dans la mesure du possible, sur la plate-forme Néo-Écossaise en particulier.

Les changements climatiques sont une considération importante pour les perspectives à long terme du système et joueront un rôle crucial dans sa résilience et sa capacité de rétablissement. Les prévisions annuelles de la température et de la salinité pour l'année 2075 sont disponibles grâce à des modèles numériques des anomalies projetées dans l'Atlantique Nord-Ouest (profil représentatif d'évolution de concentration 8.5 du Nucleus for European Modelling of the Ocean, à une résolution nominale de 5 km sur 5 km) (Brickman *et al.* 2016). Les projections pour le SI des îles de la côte Est montrent un réchauffement général et une diminution de la salinité à la surface et au fond (tableau 14). Comparativement aux autres zones côtières (voir les détails pour la région de planification côtière dans King *et al.*, en préparation), on prévoit que le réchauffement de la côte Est sera plus important à la surface et moins important au fond, ce qui permet de penser qu'elle pourrait constituer un futur refuge contre les changements de température pour les poissons côtiers benthiques (figure 33). Dans l'ensemble, les changements de salinité à la surface et au fond devraient être minimes et se situer à peu près dans la moyenne par rapport à la zone de planification côtière.

Stanley et ses collaborateurs (2018) décrivent la région près d'Halifax et de la côte Est comme un point de transition abrupt dans la structure génétique de la population de cinq espèces marines (morue franche, homard d'Amérique, crabe vert, pétoncle géant et crevette nordique). À ce stade, les températures océaniques au fond et à la surface passent de l'eau chaude à l'eau froide, et une rupture génétique coïncide avec ce changement des températures moyennes. On ne trouve pas les populations du sud, adaptées à l'eau chaude, au nord de ce point de transition, mais plutôt des populations génétiquement différenciées et adaptées à l'eau froide. Cela donne à penser que ce point de transition constitue une rupture importante dans la structure cryptique de la population, et qu'il s'agira d'un secteur de changement particulièrement dynamique qui sera important pour la surveillance future dans le contexte des changements climatiques.

Yeats et ses collaborateurs (2010) décrivent une baisse générale de la teneur en éléments nutritifs et en oxygène sur la plate-forme Néo-Écossaise et le plateau du Labrador. En particulier, les phosphates et les silicates semblent avoir diminué plus rapidement que les nitrates depuis les années 1970. Cette réduction semble constante dans l'ensemble du détroit de Cabot, de l'est de la plate-forme Néo-Écossaise et du centre de la plate-forme Néo-Écossaise. Yeats et ses collaborateurs (2010) attribuent ce déclin des nutriments et de l'oxygène à un ralentissement général de la circulation océanique, qui laisse plus de temps pour la consommation de l'oxygène biologique. La diminution des éléments nutritifs peut aussi être le résultat de la fonte de la glace de mer de l'Arctique, pauvre en nitrates et en phosphates, qui dilue ainsi les concentrations dans l'océan (Yeats *et al.* 2010).

En raison des effets anthropiques relativement faibles sur la côte Est sur les plans de l'aménagement côtier, de la pollution et de l'aquaculture, on prévoit que les changements climatiques constitueront la plus grande menace pour cette région. Ils ont en effet le potentiel d'élever le niveau de la mer grâce à l'expansion thermique des eaux océaniques et à la fonte des glaces, risquant d'inonder les îles et les zones côtières de la côte Est. Shaw et ses collaborateurs (1998) ont mené une étude pour déterminer la sensibilité de toutes les côtes du Canada à l'élévation du niveau de la mer et ont estimé que les côtes est et sud de la Nouvelle-Écosse présentent une sensibilité modérée à forte à l'élévation du niveau de la mer. Ce changement du niveau de la mer intensifiera probablement l'érosion côtière et le recul des plages et des falaises, et on prévoit un recul des marais salés vers la terre au fur et à mesure qu'ils seront inondés (Shaw *et al.* 1998). Plus récemment, James et ses collaborateurs (2014) ont examiné les projections de l'élévation du niveau de la mer au Canada et aux États-Unis et ont montré que la région d'Halifax connaîtra une élévation du niveau de la mer de plus de 60 cm d'ici 2100, comme le golfe du Saint-Laurent, Terre-Neuve et le nord-est des États-Unis.

Les changements climatiques auront probablement des effets sur la composition des communautés de poissons et d'invertébrés dans le SI en raison du réchauffement des températures et de l'acidification des océans. Par exemple, il a été démontré que l'augmentation du dioxyde de carbone océanique a un effet négatif sur le métabolisme du hareng de l'Atlantique embryonnaire, ce dont on peut déduire que les changements climatiques pourraient entraîner un déclin des populations de hareng (Franke et Clemmesen 2011).

La répartition et l'abondance des herbiers de zostère, de fucus et de varech ont changé ces dernières décennies et on pense que ces changements se poursuivront sous l'effet des changements climatiques et du réchauffement des températures océaniques (Filbee-Dexter *et al.* 2016, Ugarte *et al.* 2010). La zostère risque de mourir à cause de la turbidité élevée et de la pollution qui limite la quantité de lumière et d'oxygène dont ces herbiers ont besoin (Vandermeulen *et al.* 2012). L'augmentation de la turbidité, de l'ombre et l'appauvrissement en oxygène peuvent accroître la fragmentation de la canopée ou, dans des conditions extrêmes, provoquer une perte partielle de celle-ci (Coll *et al.* 2011). L'aménagement côtier et les densités de population élevées dans les environs, ainsi que les terrains riverains aménagés, peuvent tous entraîner une diminution des herbiers de zostère, comme on l'a récemment observé dans le havre Musquodoboit (figure 15). La présence d'escargots herbivores dans les herbiers de zostère peut aider à réduire les tapis d'algues et les épiphytes, qui limitent eux-mêmes la quantité de lumière et d'oxygène pour la zostère, de sorte que l'abondance des escargots pourrait être un indicateur utile de la santé ou de la résilience des herbiers de zostère (Vandermeulen *et al.* 2012). Coll et ses collègues (2011) ont étudié les réseaux trophiques et la résilience à la perte d'espèces dans les herbiers de zostère de l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.), du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse. Quatre herbiers de zostère – dont deux se trouvent sur la côte Est (Taylor Head et False Passage) – ont été moins touchés que ceux du golfe du Saint-Laurent. De plus, les réseaux trophiques de la Nouvelle-Écosse résistaient mieux que ceux du Nouveau-Brunswick et de l'Île-du-Prince-Édouard à la perte simulée d'espèces, ce qui indique qu'ils sont les plus résilients au changement. Ce résultat était en corrélation avec leur faible exposition aux effets par rapport à ceux qui subissent des impacts moyens et élevés au Nouveau-Brunswick et à l'Île-du-Prince-Édouard (Coll *et al.* 2011). S'ils se maintiennent, les faibles niveaux actuels d'impact le long de la côte Est devraient réduire la probabilité de déclin des herbiers de zostère résultant des activités humaines.

Les herbiers sont principalement touchés par la récolte commerciale directe, la charge en éléments nutritifs et les changements climatiques (Blinn *et al*. 2008, Khan *et al.* 2018, Seeley et Schlesinger 2012, Worm et Lotze 2006). Dans une étude récente, Khan et ses collègues (2018) ont découvert que les plages latitudinales de sept espèces de varech et de fucus récoltées commercialement subiront d'importantes contractions d'ici 2100 selon différents modèles de changements climatiques. Étant donné que plus de 100 espèces de macrophytes et d'animaux sont associées au fucus (Seeley et Schlesinger 2012), les contractions de ces plages auront probablement aussi des conséquences importantes pour ces espèces associées.

Les changements climatiques représentent une menace importante pour la santé et la résilience des espèces de varech dans l'Atlantique Nord-Ouest. Il a été démontré que le réchauffement des eaux réduit le recrutement et les taux de croissance du varech (Krumhansl *et al.* 2014, Simonson *et al.* 2015a, Simonson *et al.* 2015b). Le réchauffement des eaux entraîne également des taux plus élevés d'incrustation de *M. membranacea* sur les lames de varech et des taux de broutage par *L. vincta* plus importants (Krumhansl et Scheibling 2011b, Saunders *et al.* 2010), ce qui augmente la défoliation et la perte des lits de varech et peut faciliter d'autres invasions par d'autres espèces marines non indigènes (Saunders *et al.* 2010). Dans la baie de Fundy, la baisse de l'abondance du varech est corrélée au réchauffement des températures de l'eau (Longtin et Saunders 2016). On a observé que les pertes de grands

varechs ont mené à une transition dans les algues qui forment le gazon, ce qui peut modifier la composition de toute la communauté (Filbee-Dexter *et al.* 2016). Les autres principales menaces qui pèsent sur le varech sont les éclosions d'oursins de mer, qui se nourrissent de leurs stipes, et l'algue verte envahissante *C. fragile* (Scheibling *et al.* 1999, Steneck *et al.* 2002). *C. fragile* se trouve souvent là où le bryozoaire *M. membranacea* envahissant a défolié le varech et, malheureusement, cette espèce a été fréquemment observée sur le varech dans le SI (Vandermeulen 2018b). Toutefois, l'abondance cyclique des oursins de mer peut permettre le rétablissement du varech au fil du temps, bien que des éclosions de maladies récurrentes aient maintenu de faibles densités de population d'oursins de mer en Nouvelle-Écosse au cours de la dernière décennie (Scheibling *et al.* 2010). De même, *C. fragile* peut remplacer le varech une fois qu'il a été éliminé, mais n'empêche pas nécessairement le rétablissement des espèces de varech, de sorte que l'abondance du varech peut être cyclique (Watanabe *et al.* 2010). Cependant, Filbee-Dexter et ses collaborateurs (2016) notent les diminutions persistantes du varech associées au réchauffement des eaux et au remplacement par des gazons algaux, ce qui laisse entendre que les pertes pourraient ne pas être cycliques comme on le pensait. Le varech semble assez résistant aux coupes de ses frondes distales pendant les récoltes, mais cela dépend de l'étendue des tissus prélevés; si toute la lame est retirée, le varech ne survivra pas (Krumhansl et Scheibling 2011a). Il sera cependant justifié de surveiller l'abondance et la dispersion du varech pour protéger les services écosystémiques qu'il fournit, y compris l'habitat et la nourriture pour les poissons et les invertébrés, le captage et le transport de l'énergie et le cycle des éléments nutritifs.

Depuis 1993, des moratoires visant divers poissons de fond, en particulier la morue franche et l'aiglefin, sont en vigueur dans les régions côtières, y compris la division 4W de l'OPANO. Ces moratoires limitent l'effort de pêche dirigée. Les débarquements de poisson de fond dans la division 4W sont composés de prises accessoires seulement. Les stocks de morue n'ont pas augmenté de façon significative à la suite des moratoires, et les hypothèses avancées pour l'expliquer sont nombreuses, notamment une réduction du recrutement de la morue franche juvénile ou la perte d'espèces proies clés, comme la crevette, ou une augmentation du nombre de grands prédateurs, comme les phoques. Frank et ses collaborateurs (2005) pensent que l'élimination des prédateurs de niveau trophique supérieur, y compris la morue franche, a entraîné une restructuration du réseau trophique dans l'est de la plate-forme Néo-Écossaise. L'effondrement de la communauté de poissons benthiques, notamment la morue franche, l'aiglefin, la goberge, la merluche blanche et le merlu argenté, les raies et les plies, a permis une augmentation des petits poissons pélagiques et des macroinvertébrés benthiques, qui sont des proies connues des grands poissons benthiques. Le zooplancton de grande taille a diminué entre les années 1960 et 1990 en raison de la prédation sélective en fonction de la taille par les poissons pélagiques, tandis que le phytoplancton augmentait à ce moment-là du fait de cette cascade trophique (Frank *et al*. 2005). Frank et ses collaborateurs (2005) attribuent également le manque de rétablissement des espèces de poissons de fond aux changements de l'environnement physique, y compris les changements de la température au fond et la réduction du flux d'énergie pour la communauté benthique résultant de l'augmentation de la stratification verticale sur la plate-forme Néo-Écossaise après les années 1990.

SOURCES D'INCERTITUDE ET LACUNES DANS LES DONNÉES

Dans l'ensemble, il manque des données systématiques et exhaustives décrivant les écosystèmes côtiers (<100 m de profondeur) et les processus écosystémiques dans la région des Maritimes. L'accès à la côte Est pour la collecte de données, en particulier, a été limité par la disponibilité de rampes de mise à l'eau appropriées. En général, lorsqu'on consultait diverses sources, pour la plupart des taxons, il n'existait pas de données caractérisant les tendances à

court ou à long terme de l'abondance pour la côte Est. Les principales lacunes dans les données existantes et les mécanismes pour les combler sont résumés dans cette section et dans le tableau 15.

La cartographie à haute résolution du fond marin à l'aide d'un sonar multifaisceaux à l'intérieur du SI est limitée à une région d'environ 300 km^2 à 15 km au sud de Taylors Head (figure 4a). L'élargissement de la couverture multifaisceaux fournirait de l'information à plus grande résolution sur les caractéristiques des sédiments, ce qui permettrait d'établir des prévisions plus précises de l'habitat et de la répartition correspondante des espèces. Le Service hydrographique du Canada a récemment effectué (à l'automne 2017) des levés complets par LiDAR de la côte Est de la Nouvelle-Écosse, mais les données n'étaient pas disponibles au moment de la rédaction du présent rapport. Ces données bathymétriques mises à jour non seulement amélioreront les cartes de navigation de la région, mais elles fourniront aussi des données à haute résolution sur la bathymétrie et peut-être le type de substrat, qu'il sera possible d'utiliser dans des recherches futures.

Bien que les profils de la circulation à grande échelle soient connus pour la région, les caractéristiques bathymétriques locales associées au littoral complexe et à l'archipel limitent la capacité des modèles de circulation (p. ex. le modèle océanique communautaire à volumes finis élaboré pour le golfe du Maine et la plate-forme Néo-Écossaise – GOM-FVCOM) à résoudre avec précision les conditions locales. Des descriptions détaillées des conditions océanographiques locales sont importantes pour comprendre le transport des composantes physiques (p. ex. nutriments et sédiments) et biologiques (p. ex. dispersion des œufs et des larves) de l'écosystème. En particulier, des descriptions précises des conditions océanographiques locales sont nécessaires pour comprendre la façon dont les stades de dispersion pélagique immigrent dans le SI et en émigrent. La collecte de données sur la circulation in situ (c.-à-d. en déployant des ADCP) serait utile aux modèles existants de circulation littorale (c.-à-d. GOM-FVCOM) pour résoudre la façon dont la bathymétrie complexe associée à l'archipel influence l'océanographie locale. Il serait bon de poursuivre l'échantillonnage des communautés de poissons dans la zone côtière (c.- à- d. en ajoutant des éléments au relevé sentinelle de la FSRS ou des strates côtières moins profondes aux relevés du navire de recherche) afin de caractériser davantage les profils spatiaux et temporels de la diversité des poissons dans les îles de la côte Est. Il faudrait aussi mieux caractériser l'utilisation côtière de cette zone par les grands poissons pélagiques migrateurs, les requins et les cétacés. Bien que l'utilisation des habitats côtiers puisse être éphémère, la quête de proies comme le hareng de l'Atlantique en fait néanmoins un habitat important pour les grands organismes marins. L'utilisation de la côte Est comme couloir de migration par les tortues, les cétacés et les requins devrait faire l'objet d'une étude plus approfondie qui nous permettrait de comprendre comment l'utilisation de cet habitat par les grands animaux marins interagit avec les utilisations humaines existantes à l'intérieur et autour du SI.

La pêche du homard est une industrie essentielle pour la côte Est. Comme dans beaucoup d'autres régions de l'Est du Canada, les débarquements ont augmenté de façon constante depuis le début des années 2000. La collecte de renseignements sur la relation entre l'abondance du homard et le type d'habitat favoriserait l'établissement de bases de référence de la population et permettrait de mieux comprendre la répartition de la ressource par rapport aux caractéristiques de conservation déterminées pour le SI. D'après les connaissances locales des pêcheurs de homard, la pêche optimale est généralement associée à des fonds rocheux, bien qu'un certain effort ait lieu dans les zones à fond sableux/meuble et dans les herbiers de zostère. Les zones entièrement protégées de Terre-Neuve montrent que les fermetures des activités d'extraction, même si elles sont appliquées à de petites échelles spatiales (<10 km^2), pourraient au fil du temps (10 à 20 ans) produire des avantages mesurables (d'après Eastport

MPA – Lewis *et al*. (2017)). Étant donné le lien démontré entre le recrutement des larves et les débarquements commerciaux, le soutien continu et l'expansion des biocollecteurs remplis de galets (d'après Hunt *et al.* 2017, Wahle *et al.* 2013) dans les îles de la côte Est fourniraient des renseignements précieux pour la surveillance et un mécanisme pour évaluer l'état actuel et futur des populations de homard et d'autres invertébrés côtiers. De plus, ces collecteurs donnent un aperçu unique et important de la biodiversité dans la zone infratidale rocheuse, sur laquelle il existe peu de données (voir Scrosati et Ellrich 2017).

Il faut mieux caractériser l'utilisation des zones côtières par les espèces épuisées ou celles considérées comme menacées ou en voie de disparition. Par exemple, on ne sait toujours pas si les îles de la côte Est, ou une zone côtière, constituent un habitat essentiel pour les adultes du loup de mer, de la morue franche ou de la merluche blanche. L'habitat complexe constitué par les caractéristiques géologiques et bathymétriques du SI représente probablement une importante nurserie pour les jeunes poissons démersaux; toutefois, il n'y a toujours pas de base de référence systématique pour les larves ou les juvéniles du poisson de fond sur la côte Est. Avant d'attribuer des priorités ou des objectifs de conservation pour des espèces d'intérêt ou menacées, il faut mieux comprendre leur présence et leur utilisation de la zone.

Des relevés aériens ou de télédétection de la zostère et des marais salés ont produit une bonne couverture du littoral et de vastes herbiers de zostère (Allard *et al*. 2014), mais l'étendue réelle de la zostère sur la côte Est demeure inconnue. Étant donné que l'habitat biogène, et la zostère en particulier, assurent une diversité de fonctions écosystémiques importantes, y compris des refuges contre les prédateurs, un substrat pour les larves planctoniques et des aires d'alimentation pour de nombreux oiseaux de mer, le manque de renseignements complets sur la répartition mérite une attention accrue. Les observations montrent que la zostère est abondante, mais éparse dans la région. Il faudra mener des études sur le terrain et des relevés supplémentaires pour déterminer comment cette abondance et cette répartition sont liées aux caractéristiques physiques de la région. De plus, la zostère devrait faire l'objet d'une surveillance régulière permettant d'examiner les évolutions découlant des changements climatiques et des sources ponctuelles de pollution possibles dans les zones plus peuplées, comme au large de Sheet Harbour et de Ship Harbour.

On sait que le fucus est un habitat important pour certains poissons juvéniles et les homards. Le fucus est répandu dans le SI, tant dans la zone intertidale de la partie continentale qu'autour de nombreuses îles. Par rapport au sud de la Nouvelle-Écosse, le fucus est relativement inexploité dans les îles de la côte Est et présente une richesse faunique plus grande que dans les zones récoltées au sud. Une étude approfondie des organismes qui vivent dans les lits de fucus des zones intertidales et infratidales le long de la côte et sur les îles de la région aiderait à articuler le rôle fonctionnel et l'importance de l'espèce pour les poissons et les invertébrés, en particulier le homard, le long de la côte Est.

On a observé des déclins des lits de macrophytes, en particulier de varech et de zostère, dans le Canada atlantique, y compris dans le sud de la Nouvelle-Écosse (Filbee-Dexter *et al.* 2016) et le golfe du Saint-Laurent (Garbary *et al.* 2014, Seymour *et al.* 2002). Des agents de stress tels que les impacts humains, l'élévation du niveau de la mer et le réchauffement des océans ont tous été attribués à ces déclins. Les mécanismes par lesquels ces agents de stress influencent la répartition de la zostère, du fucus et du varech et la mesure dans laquelle ils influent sur cette répartition demeurent inconnus pour la côte Est. Dans une étude récente, Coll et ses collègues (2011) ont constaté que les herbiers de zostère de la Nouvelle-Écosse sont plus résistants à la perte d'espèces individuelles dans le réseau trophique qu'ils soutiennent, contrairement à ceux du Nouveau-Brunswick et de l'Île-du-Prince-Édouard qui ont subi des effets anthropiques plus importants. Les projets actuels de surveillance de la zostère sur les côtes est et sud examinent les densités et la dispersion des herbiers au fil du temps afin

d'étudier leur résilience et de surveiller les diminutions éventuelles. Il est important de comprendre comment les propriétés physiques du SI sont liées à la résilience apparente dans certaines parties de la côte Est pour surveiller ces habitats importants.

Pour combler ces lacunes dans les connaissances, il faudra que les scientifiques et les partenaires du MPO mènent des observations sur le terrain et une surveillance. Il sera également nécessaire d'obtenir des connaissances écologiques locales et traditionnelles pour déterminer les aires d'habitat importantes et les changements écosystémiques au fil du temps.

SYNTHÈSE DE L'ÉCOSYSTÈME

D'après les données géologiques, les données sur les effets anthropiques et les données sur les plantes et les animaux aquatiques, il est clair que le SI des îles de la côte Est représente un habitat côtier unique, naturel et diversifié. La région est à la fois représentative de la côte des Maritimes, avec sa diversité de types de substrats et d'habitats, et unique en raison de sa forte concentration d'îles littorales et de la mosaïque de parcelles hétérogènes de macrophytes et de substrats. Ces habitats comprennent des vasières, des marais salés, des zones intertidales rocheuses et sableuses, des falaises rocheuses, de nombreuses îles littorales et extracôtières, des herbiers de zostère, de fucus et de varech, ainsi qu'une mosaïque de substrats infratidaux tels que la vase, l'argile, le sable, le gravier et des zones de rochers. Les substrats infratidaux rocheux sont souvent recouverts d'algues corallines rouges incrustées et d'autres types d'algues marines. Le fucus et la zostère fournissent un habitat à de nombreuses espèces d'oiseaux de mer, de poissons et d'invertébrés, et la richesse en espèces est jusqu'à six fois plus élevée dans les herbiers de fucus que dans les sédiments nus. La diversité des habitats revêt une importance particulière pour plus de 80 espèces d'oiseaux de mer qui vivent ou migrent dans cette région, y compris un grand nombre d'Arlequins plongeurs, de sternes, de cormorans et de hérons. La côte Est est relativement très naturelle, avec des niveaux de contaminants comme le mercure et l'arsenic dans l'eau et les sédiments provenant de l'extraction aurifère historique plus bas que dans les régions plus loin à l'est de la limite du SI, des effets anthropiques plus faibles et moins d'espèces envahissantes que les régions au sud. En raison de la faible densité de population dans la région, les contaminants tels que les eaux usées et le ruissellement agricole sont relativement faibles, sauf à dans les havres Ship et Sheet, qui sont de longs bras de mer profonds qui peuvent retenir les contaminants et devenir sujets à l'eutrophisation.

Les herbiers de zostère et de fucus, les bancs de varech et les marais salés estuariens fournissent d'importantes aires de croissance pour les espèces de poissons benthiques, en particulier pour la merluche blanche, la morue et la plie, ainsi qu'un habitat complexe pour les invertébrés et des frayères pour le hareng de l'Atlantique. Plusieurs espèces d'oiseaux de mer, y compris la sauvagine, les oiseaux de rivage et les oiseaux aquatiques côtiers, dépendent entièrement des marais salés, du fucus et de la zostère pour se nourrir. La canopée de fucus infratidal flottante constitue un habitat d'alimentation essentiel pour les Eiders à duvet. De vastes bancs de varech abritent les poissons et les invertébrés et contribuent à la productivité primaire élevée de la région.

Le réseau trophique semble typique de la zone côtière, mais il n'est pas bien caractérisé. La remontée d'eau saisonnière des zones extracôtières entraîne une augmentation des nutriments qui peuvent être piégés dans les baies le long de la côte. L'eutrophisation causée par les apports humains, comme les eaux usées, peut être un problème qui nécessite des mesures correctives, particulièrement dans les baies qui retiennent les nutriments et ont une teneur en oxygène plus faible, comme le havre Ship. Toutefois, ces nutriments, en particulier l'azote et le phosphore, sont essentiels à la prolifération du plancton, qui constitue le niveau de base de la

chaîne alimentaire. Ces algues sont consommées par le zooplancton, comme les copépodes et les euphausiacés, qui sont à leur tour une importante source de nourriture pour les poissons pélagiques et les oiseaux de mer.

Parmi les pêches notables dans les îles de la côte Est, on compte le homard d'Amérique (dans les ZPH 32 et 31B), le pétoncle géant (ZPP 29), le maquereau et le hareng de l'Atlantique – à la fois comme pêche côtière à engins fixes et comme pêche à la rogue de hareng de l'Atlantique – et un petit nombre de permis pour l'anguille d'Amérique adulte et juvénile. La plupart des espèces de poisson de fond de la région ne sont pas pêchées directement en vertu du moratoire sur le poisson de fond établi en 1992, mais elles sont parfois capturées comme prises accessoires. On ne connaît pas bien l'importance de cet écosystème pour les grands poissons pélagiques, comme les requins et les thonidés, ou pour les mammifères marins, bien qu'il y ait deux colonies reproductrices côtières de phoques gris dans les limites du SI. La zone peut constituer un corridor de migration pour les tortues luth et diverses espèces de requins et de cétacés qui se déplacent vers le golfe du Saint-Laurent pour se nourrir. Les objectifs de conservation devraient mettre l'accent sur la protection et le maintien du système très naturel et de la mosaïque d'habitats, qui ont en grande partie évité les effets des activités humaines à fort impact. Le SI contient un large éventail de caractéristiques physiques, de macrophytes, d'invertébrés et de poissons, ainsi que des aires d'alimentation pour d'importantes concentrations d'oiseaux de mer, des aires d'alimentation potentielles et des liens avec des frayères du saumon de l'Atlantique des hautes terres du Sud, une espèce en voie de disparition.

SOMMAIRE

L'importance des îles de la côte Est peut être liée aux propriétés uniques de l'habitat, y compris les effets anthropiques relativement faibles en ce qui concerne la pollution et l'aménagement côtier, de même qu'à la géologie unique et à la diversité connexe des plantes marines et des macroalgues qui soutiennent une diversité de poissons, d'invertébrés et d'oiseaux de mer. D'après les meilleures données disponibles, les priorités de conservation recommandées pour la zone sont les suivantes :

1. le caractère naturel relativement bien préservé;
2. la géomorphologie unique et complexe en ce qui concerne l'archipel dense et la mosaïque diversifiée des substrats et de l'habitat biogène marin, y compris les macrophytes infratidaux (en particulier, la zostère et le varech);
3. une zone d'importance pour le saumon de l'Atlantique;
4. une aire de frai du hareng de l'Atlantique;
5. une zone importante pour les poissons de fond juvéniles, y compris la morue franche, la merluche blanche et la goberge;
6. une zone importante pour la nidification, l'alimentation et les oiseaux de mer migrateurs.

RÉFÉRENCES CITÉES

Abramoff, M., Magalhaes, P., and Ram, S. 2004. Image processing with ImageJ. Biophotonics Int. 11: 36–42. Google Scholar.

Allard, K., Hanson, A., and Mahoney, M. 2014. Summary: Important Marine Habitat Areas for Migratory Birds in Eastern Canada. Canadian Wildlife Service Technical Report Series 530: iii + 20 p.

Audet, D., Davis, D.S., Miron, G., Moriyasu, M., Benhalima, K., and Campbell, R. 2003. Geographical expansion of a nonindigenous crab, Carcinus maenas (L.), along the Nova Scotian shore into the southeastern Gulf of St. Lawrence, Canada. Journal of Shellfish Research 22(1): 255–262.

Auster, P.J., and Stewart, L.L. 1986. Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (North Atlantic)--sand lance. U.S. Fish Wild. Serv. Bio. Rep. 82(11.66). U.S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4. p. 11.

Barbeau, M., Hatcher, B., Scheibling, R.E., Hennigar, A., Taylor, L., and Risk, A. 1996. Dynamics of juvenile sea scallop (Placopecten magellanicus) and their predators in bottom seeding trials in Lunenburg Bay, Nova Scotia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53(11): 2494–2512.

Barshaw, D.E., and Lavalli, K.L. 1988. Predation upon postlarval lobsters Homarus americanus by cunners Tautogolabrus adspersus and mud crabs Neopanope sayi on three different substrates: eelgrass, mud and rocks. Mar. Ecol. Prog. Ser.: 119–123.

Beazley, L., Kenchington, E., and Lirette, C. 2017. Species Distribution Modelling and Kernel Density Analysis of Benthic Ecologically and Biologically Significant Areas (EBSAs) and Other Benthic Fauna in the Maritimes Region. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3204: vi + 159p.

Beazley, L., Kenchington, E., Murillo, F., Lirette, C., Guijarro, J., McMillan, A., and Knudby, A. 2016. Species Distribution Modelling of Corals and Sponges in the Maritimes Region for Use in the Identification of Significant Benthic Areas. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3172: vi + 189p.

Bekkevold, D., Clausen, L.A., Mariani, S., André, C., Hatfield, E.M., Torstensen, E., Ryman, N., Carvalho, G.R., and Ruzzante, D.E. 2011. Genetic mixed-stock analysis of Atlantic herring populations in a mixed feeding area. Mar. Ecol. Prog. Ser. 442: 187–199.

Beyer, W.N., Perry, M.C., and Osenton, P.C. 2008. Sediment ingestion rates in waterfowl (Anatidae) and their use in environmental risk assessment. Integrated environmental assessment and management 4(2): 246–251.

Blinn, B.M., Diamond, A.W., and Hamilton, D.J. 2008. Factors affecting selection of brood-rearing habitat by common eiders (Somateria mollissima) in the Bay of Fundy, New Brunswick, Canada. Waterbirds 31(4): 520–529.

Block, B.A., Dewar, H., Blackwell, S.B., Williams, T.D., Prince, E.D., Farwell, C.J., Boustany, A., Teo, S.L., Seitz, A., and Walli, A. 2001. Migratory movements, depth preferences, and thermal biology of Atlantic bluefin tuna. Science 293(5533): 1310–1314.

Bologna, P.A., and Steneck, R.S. 1993. Kelp beds as habitat for American lobster Homarus americanus. Mar. Ecol. Prog. Ser. 100: 127–134.

Bowen, W., and Harrison, G. 1996. Comparison of harbour seal diets in two inshore habitats of Atlantic Canada. Canadian Journal of Zoology 74(1): 125–135.

Bowen, W., McMillan, J., and Blanchard, W. 2007. Reduced population growth of gray seals at Sable Island: Evidence from pup production and age of primiparity. Marine Mammal Science 23(1): 48–64.

Bowen, W.D., McMillan, J., and Mohn, R. 2003. Sustained exponential population growth of grey seals at Sable Island, Nova Scotia. ICES Journal of marine science 60(6): 1265–1274.

Bowering, W., and Brodie, W. 1991. Distribution of commercial flatfishes in the Newfoundland-Labrador region of the Canadian Northwest Atlantic and changes in certain biological parameters since exploitation. Netherlands Journal of Sea Research 27(3-4): 407–422.

Bowlby, H., Horsman, T., Mitchell, S., and Gibson, A. 2014. Recovery potential assessment for southern upland atlantic salmon: habitat requirements and availability, threats to populations, and feasibility of habitat restoration. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/006: vi + 155 p.

Bowron, T.M., Butler, M., and Graham, J. 1999. Community and social considerations in salt marsh restoration work in Nova Scotia. Ecology Action Centre.

Boyne, A.W. 2008. Harlequin Ducks in the Canadian Maritime Provinces. Waterbirds 31: 50–57.

Breeze, H., Fenton, D., Rutherford, R., and Silva, M. 2002. The Scotian Shelf: An ecological overview for ocean planning. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.(2393): 269.

Breeze, H., and Horsman, T. 2005. La plate-forme Néo-Écossaise: atlas des activités humaines.

Brickman, D., Wang, Z., and DeTracey, B. 2016. High resolution future climate ocean model simulations for the Northwest Atlantic Shelf region. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 315: xiv + 143 pp.

Brocken, F., and Kenchington, E. 1999. A comparison of scallop (Placopecten magellanicus) population and community characteristics between fished and unfished areas in Lunenburg County, NS, Canada. Department of Fisheries & Oceans, Maritimes Region, Science Branch, Invertebrate Fisheries Division.

Brown, R., Barker, S.P., Gaskin, D., and Sandeman, M.R. 1981. The foods of great and sooty shearwaters Puffinus gravis and P. griseus in eastern Canadian waters. Ibis 123(1): 19-30.

Bundy, A., Themelis, D., Sperl, J., and den Heyer, N. 2014. Inshore Scotian Shelf Ecosystem Overview Report: Status and Trends. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/065: xii + 213 p.

Busby, C., Morgan, M., Dwyer, K., Fowler, G.M., Morin, R., Treble, M., Parsons, D.M., and Archambault, D. 2007. Review of the structure, the abundance and distribution of American plaice (Hippoglossoides platessoides) in Atlantic Canada in a species-at-risk context. Fisheries and Oceans.

Bushmann, P.J., Ailstock, M.S., Tlusty, M.F., Nichols, R., Kim, A., and Levantine, P. 2018. Macroalgal and Seagrass Diets Alter Epibiotic Bacterial Communities on the Blue Crab Callinectes sapidus and the American Lobster Homarus americanus. Journal of Shellfish Research 37(1): 173–180.

Cabanac, A., and Himmelman, J. 1996. Population structure of the sand dollar Echinarachnius parma in the subtidal zone of the northern Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. Canadian journal of zoology 74(4): 698–709.

Campbell, A. 1986. Migratory movements of ovigerous lobsters, Homarus americanus, tagged off Grand Manan, eastern Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43(11): 2197–2205.

Campbell, A., and Robinson, D. 1983. Reproductive potential of three American lobster (Homarus americanus) stocks in the Canadian Maritimes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40(11): 1958–1967.

Campbell, A., and Stasko, A.B. 1985. Movements of tagged American lobsters, Homarus americanus, off southwestern Nova Scotia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42(2): 229–238.

Cantin, M., Bedard, J., and Milne, H. 1974. The food and feeding of common eiders in the St. Lawrence estuary in summer. Canadian Journal of Zoology 52(3): 319–334.

Carver, C., Chisholm, A., and Mallet, A. 2003. Strategies to mitigate the impact of Ciona intestinalis (L.) biofouling on shellfish production. Journal of Shellfish Research 22(3): 621–631.

CBD. 2008. Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its ninth meeting. Decision IX. Marine and coastal biodiversity. .

CCME. 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Canada. . Available from https://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/ [accessed December 1 2017].

Chaput, G., Pratt, T., Cairns, D., Clarke, K., Bradford, R., Mathers, A., and Verreault, G. 2014. Recovery Potential Assessment for the American Eel (Anguilla rostrata) for eastern Canada: description and quantification of threats. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/135: vi + 90 p.

Clark, D. 2006. Coastal fish populations of Nova Scotia., DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proc. Ser., pp. 21–23.

Clay, D., Stobo, W., Beck, B., and Hurley, P. 1989. Growth of juvenile pollock (Pollachius virens L.) along the Atlantic coast of Canada with inferences of inshore-offshore movements. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 9(1): 37–43.

Cogswell, A., Kenchington, E., Lirette, C., MacIsaac, K., Best, M., Beazley, L., and Vickers, J. 2009. The current state of knowledge concerning the distribution of coral in the Maritime Provinces. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2855: 66.

Coll, M., Schmidt, A., Romanuk, T., and Lotze, H.K. 2011. Food-web structure of seagrass communities across different spatial scales and human impacts. PLoS One 6(7): e22591.

Cooper, R., and Uzmann, J. 1980. Ecology of juvenile and adult Homarus. The biology and management of lobsters 2: 97–142.

COSEPAC. 2009. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la Plie canadienne Hippoglossoides platessoides population des Maritimes, population de Terre-Neuve-et-Labrador et population de l'Arctiqueau Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 80 p.

COSEPAC. 2009. Évaluation et Rapport de situation du COSEPACsur la Sterne de Dougall (Sterna dougallii) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 55 p.

COSEPAC. 2010a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la Morue franche Gadus morhua au Canada (2010-09-03).

COSEPAC. 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon atlantique (Salmo salar) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. i + 162 p.

COSEPAC. 2011. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le thon rouge de l'Atlantique (Thunnus thynnus) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 36 p.

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'anguille d'Amérique (Anguilla rostrata) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 127 p.

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le loup atlantique (Anarhichas lupus) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 60 p.

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur latortue luth (Dermochelys coriacea) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xviii + 63 p.

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur leloup à tête large (Anarhichas denticulatus) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 44 p.

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur leloup tacheté (Anarhichas minor) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 48 p.

COSEPAC. 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la Merluche blanche (Urophycis tenuis) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 49 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Cousens, R. 1986. Quantitative reproduction and reproductive effort by stands of the brown alga Ascophyllum nodosum (L.) Le Jolis in south-eastern Canada. Estuarine, Coastal and Shelf Science 22(4): 495–507.

Cullain, N., McIver, R., Schmidt, A.L., and Lotze, H.K. 2018. Spatial variation of macroinfaunal communities associated with Zostera marina beds across three biogeographic regions in Atlantic Canada. Estuaries and Coasts 41: 1381–1396.

Daigle, R., and Herbinger, C. 2009. Ecological interactions between the vase tunicate (Ciona intestinalis) and the farmed blue mussel (Mytilus edulis) in Nova Scotia, Canada. Aquatic Invasions 4(1): 177–187.

Dawe, E., Beck, P., Drew, H., and Winters, G. 1981. Long-distance migration of a short-finned squid, Illex illecebrosus. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 2: 75–76.

Dawe, E., Hendrickson, L., Colbourne, E., Drinkwater, K., and Showell, M. 2007. Ocean climate effects on the relative abundance of short-finned (Illex illecebrosus) and long-finned (Loligo pealeii) squid in the northwest Atlantic Ocean. Fisheries Oceanography 16(4): 303–316.

Dayton, P.K. 1985. Ecology of kelp communities. Annual review of ecology and systematics 16(1): 215–245.

den Heyer, C., Lang, S., Bowen, W., and Hammill, M. 2017. Pup production at Scotian Shelf Grey seal (Halichoerus grypus) colonies in 2016. Can. Sci. Adv. Secr. Res. Doc 2017/056(066): v + 35 p.

DFO. 2000. Assessment of the status, vulnerability and prognosis for Atlantic salmon stocks of the Southern Upland of Nova Scotia. Fisheries and Oceans Canada.

DFO. 2003. Distribution and abundance of winter skate, Lecuoraja ocellatta, in the Canadian Atlantic. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2003/028: 71 p.

DFO. 2015b. Proceedings of the Regional Peer Review Assessment of Atlantic Herring (Clupea harengus) in NAFO divisions 4VWX. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2015/060.

Doe, K., Mroz, R., Tay, K.-L., Burley, J., Teh, S., and Chen, S. 2017. Biological effects of gold mine tailings on the intertidal marine environment in Nova Scotia, Canada. Marine pollution bulletin 114(1): 64–76.

Don Richard, E.A., Cembella, A., and Quilliam, M. 2000. Investigations into the toxicology and pharmacology of spirolides, a novel group of shellfish toxins.

Drozdowski, A., Horne, E., and Page, F. 2018. Seasonal current statistics and tidal constituents from Cano Strait and Eastern Nova Scotia. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 29XX: viii + 131 p.

Eales, J.G. 1966. A Survey of Eel Fishing in the Maritime Provinces. Industrial Development Service, Department of Fisheries of Canada.

ECCC. 2016. Buts et objectifs canadiens pour la biodiversité d'ici 2020.

Elner, R.W., and Campbell, A. 1987. Natural diets of lobster Homarus americanus from barren ground and macroalgal habitats off southwestern Nova Scotia, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser.: 131–140.

Elner, R.W., and Jamieson, G.S. 1979. Predation of sea scallops, Placopecten magellanicus, by the rock crab, Cancer irroratus, and the American lobster, Homarus americanus. Journal of the Fisheries Board of Canada 36(5): 537–543.

Fahay, M.P., and Able, K.W. 1989. White hake, Urophycis tenuis, in the Gulf of Maine: spawning seasonality, habitat use, and growth in young of the year and relationships to the Scotian Shelf population. Canadian journal of zoology 67(7): 1715–1724.

Filbee-Dexter, K., Feehan, C.J., and Scheibling, R.E. 2016. Large-scale degradation of a kelp ecosystem in an ocean warming hotspot. Mar. Ecol. Prog. Ser. 543: 141–152.

Filbee-Dexter, K., and Scheibling, R.E. 2012. Hurricane-mediated defoliation of kelp beds and pulsed delivery of kelp detritus to offshore sedimentary habitats. Mar. Ecol. Prog. Ser. 455: 51–64.

Forbes, D., Boyd, R., and Shaw, J. 1991. Late Quaternary sedimentation and sea level changes on the inner Scotian Shelf. Continental Shelf Research 11(8–10): 1155–1179.

Ford, J., and Serdynska, A. 2013. Ecological Overview of St Anns Bank. Oceans and Coastal Management Division, Ecosystem Management Branch, Fisheries and Oceans Canada, Maritimes Region, Bedford Institute of Oceanography.

Fowler, G. 2011. Old and older perceptions of the migrations and distribution of Haddock, Melanogrammus aeglefinus, in northwest Atlantic waters from tagging conducted in the Bay of Fundy, Georges Bank, Scotian Shelf, and the Southern Gulf of St Lawrence. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 43: 137–157.

Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S., and Leggett, W.C. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. Science 308(5728): 1621–1623.

Franke, A., and Clemmesen, C. 2011. Effect of ocean acidification on early life stages of Atlantic herring (Clupea harengus L.). Biogeosciences (BG) 8: 3697–3707.

FSRS. 2016. 4VsW Sentinel Program. Available from http://www.fsrs.ns.ca/sentinel.html [accessed December 4 2017].

Garbary, D.J., Miller, A.G., Williams, J., and Seymour, N.R. 2014. Drastic decline of an extensive eelgrass bed in Nova Scotia due to the activity of the invasive green crab (Carcinus maenas). Marine biology 161(1): 3–15.

Garthe, S., Guse, N., Montevecchi, W.A., Rail, J.-F., and Grégoire, F. 2014. The daily catch: Flight altitude and diving behavior of northern gannets feeding on Atlantic mackerel. Journal of sea research 85: 456–462.

Gibson, A.J.F., and Bowlby, H. 2009. Review of DFO Science information for Atlantic salmon (Salmo salar) populations in the eastern Cape Breton region of Nova Scotia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/080: vi + 79 p.

Gibson, A.J.F., Bowlby, H., and Keyser, F. 2016. A Framework for the Assessment of the Status of River Herring Populations and Fisheries in DFO's Maritimes Region. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/105: vi + 69 p.

Gibson, A.J.F., Bowlby, H., Sam, D., and Amiro, P. 2010. Review of DFO Science information for Atlantic salmon (Salmo salar) populations in the Southern Upland region of Nova Scotia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/081: vi + 83 p.

Gomez-Salazar, C., and Moors-Murphy, H.B. 2014. Assessing cetacean distribution in the Scotian Shelf bioregion using habitat suitability models. p. iv + 49 p.

Gorman, A.M., Gregory, R.S., and Schneider, D.C. 2009. Eelgrass patch size and proximity to the patch edge affect predation risk of recently settled age 0 cod (Gadus). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 371(1): 1–9.

Gotceitas, V., Fraser, S., and Brown, J.A. 1997. Use of eelgrass beds (Zostera marina) by juvenile Atlantic cod (Gadus morhua). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54(6): 1306–1319.

Goudie, R., and Ankney, C. 1986. Body size, activity budgets, and diets of sea ducks wintering in Newfoundland. Ecology 67(6): 1475–1482.

Greenlaw, M., Gromack, A., Basquill, S., MacKinnon, D., Lynds, J., Taylor, R., Utting, D., Hackett, J., Grant, J., Forbes, D., Savoie, F., Berube, D., KJ, C., Johnson, S., Coombs, K., and Henry, R. 2013. A physiographic coastline classification of the Scotian Shelf bioregion and environs: the Nova Scotia coastline and the New Brunswick Fundy Shore. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/051: iv + 39 p.

Greenlaw, M.E., Roff, J.C., Redden, A.M., and Allard, K.A. 2011. Coastal zone planning: a geophysical classification of inlets to define ecological representation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 21(5): 448–461.

Grégoire, F. 1999. Maturity at Length and Age in Atlantic Mackerel (Scomber Scrombrus L.) Sampled in St. Margarets Bay, Nova Scotia, in 1996. Department of Fisheries & Oceans, Regional Science Branch, Maurice Lamontagne Institute.

Gromack, A., Allard, K., Fenton, D., Johnston, S., and Ford, J. 2010. Ecological and human use information for twenty areas on the Atlantic coast of Nova Scotia in support of conservation planning. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2880: 1–39.

Guillemette, M., Ydenberg, R.C., and Himmelman, J.H. 1992. The role of energy intake rate in prey and habitat selection of common eiders Somateria mollissima in winter: a risk-sensitive interpretation. Journal of Animal Ecology: 599–610.

Halat, L., Galway, M.E., Gitto, S., and Garbary, D.J. 2015. Epidermal shedding in Ascophyllum nodosum (Phaeophyceae): seasonality, productivity and relationship to harvesting. Phycologia 54(6): 599–608.

Hamilton, D.J. 2000. Direct and indirect effects of predation by common eiders and abiotic disturbance in an intertidal community. Ecological Monographs 70(1): 21–43.

Hamilton, D.J. 2001. Feeding behavior of common eider ducklings in relation to availability of rockweed habitat and duckling age. Waterbirds 24: 233–241.

Hammill, M.O., den Heyer, C., and Bowen, W. 2014. Grey seal population trends in Canadian waters, 1960–2014. Fisheries and Oceans Canada, Science.

Hanson, A., and Calkins, L. 1996. Wetlands of the Maritime Provinces: revised documentation for the wetlands inventory. Environment Canada, Canadian Wildlife Service, Atlantic Region.

Hanson, A.R., and Shriver, W.G. 2006. Breeding birds of northeast saltmarshes: habitat use and conservation. Studies in Avian Biology 32: 141.

Hare, J.A., Fahay, M.P., and Cowen, R.K. 2001. Springtime ichthyoplankton of the slope region off the north-eastern United States of America: larval assemblages, relation to hydrography and implications for larval transport. Fisheries Oceanography 10(2): 164–192.

Hastings, K., King, M., and Allard, K. 2014. Ecologically and biologically significant areas in the Atlantic coastal region of Nova Scotia. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3107: xii + 174 p.

Hauxwell, J., Cebrián, J., and Valiela, I. 2003. Eelgrass Zostera marina loss in temperate estuaries: relationship to land-derived nitrogen loads and effect of light limitation imposed by algae. Mar. Ecol. Prog. Ser. 247: 59–73.

Hedd, A., Pollet, I.L., Mauck, R.A., Burke, C.M., Mallory, M.L., Tranquilla, L.A.M., Montevecchi, W.A., Robertson, G.J., Ronconi, R.A., and Shutler, D. 2018. Foraging areas, offshore habitat use, and colony overlap by incubating Leach's storm-petrels Oceanodroma leucorhoa in the Northwest Atlantic. PLoS One 13(5): e0194389.

Herman, A., Sameoto, D., Shunnian, C., Mitchell, M., Petrie, B., and Cochrane, N. 1991. Sources of zooplankton on the Nova Scotia Shelf and their aggregations within deep-shelf basins. Continental Shelf Research 11(3): 211–238.

Hill, N., Guscott, B., Neily, T., Green, P., Windeyer, T., Pepper, C., and Currie, D. 2012. Eastern Shore Archipelago: conservation and scientific assessment. Nova Scotia Nature Trust. pp. 1–159.

Himmelman, J., and Steele, D. 1971. Foods and predators of the green sea urchin Strongylocentrotus droebachiensis in Newfoundland waters. Marine Biology 9(4): 315–322.

Horsman, T., and Shackell, N. 2009. Atlas of important habitat for key fish species of the Scotian Shelf, Canada. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2835: viii + 82 p.

Huettmann, F., and Diamond, A. 2000. Seabird migration in the Canadian northwest Atlantic Ocean: moulting locations and movement patterns of immature birds. Canadian Journal of Zoology 78(4): 624–647.

Hunt, H.L., Wahle, R.A., Tremblay, J., Comeau, M., Silva, A., and Rochette, R. 2017. Spatial patterns of richness and abundance of benthic decapod crustaceans and fishes in the North-west Atlantic as measured by cobble-filled bio-collectors. Marine Biology Research 13(7): 707–725.

Hurlbut, T., and Clay, D. 1998. Morphometric and meristic differences between shallow-and deep-water populations of white hake (Urophycis tenuis) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55(10): 2274–2282.

Iacarella, J.C., Adamczyk, E., Bowen, D., Chalifour, L., Eger, A., Heath, W., Helms, S., Hessing-Lewis, M., Hunt, B.P., and MacInnis, A. 2018. Anthropogenic disturbance homogenizes seagrass fish communities. Glob. Change Biol. 24: 1904–1918.

IBA Canada. 2018. Zones importantes pour la conservation des oiseaux et de la biodiversité au Canada.

ICES. 2009. Report of the ICES/NAFO Joint Working Group on Deep-water Ecology (WGDEC). Report of the ICES/NAFO Joint Working Group on Deep-water Ecology (WGDEC), 22–26 March 2010.

James, T., Henton, J., Leonard, L., Darling, A., Forbes, D., and Craymer, M. 2014. Relative sea-level projections in Canada and the adjacent mainland United States. Geological Survey of Canada Open File 7737: 72 p.

Jeffery, N., DiBacco, C., Wringe, B., Stanley, R., Hamilton, L., Ravindran, P., and Bradbury, I. 2017a. Genomic evidence of hybridization between two independent invasions of European green crab (Carcinus maenas) in the Northwest Atlantic. Heredity 119: 154–165.

Jeffery, N.W., Bradbury, I.R., Stanley, R.R., Wringe, B.F., Van Wyngaarden, M., Lowen, J.B., McKenzie, C.H., Matheson, K., Sargent, P.S., and DiBacco, C. 2018. Genomewide evidence of environmentally mediated secondary contact of European green crab (Carcinus maenas) lineages in eastern North America. Evol Appl 11(6): 869–882.

Jeffery, N.W., DiBacco, C., Van Wyngaarden, M., Hamilton, L.C., Stanley, R.R., Bernier, R., FitzGerald, J., Matheson, K., McKenzie, C., and Nadukkalam Ravindran, P. 2017b. RAD sequencing reveals genomewide divergence between independent invasions of the European green crab (Carcinus maenas) in the Northwest Atlantic. Ecol Evol 7: 2513–2524.

Jessop, B. 2003. The run size and biological characteristics of American eel elvers in the East River, Chester, Nova Scotia, 2000. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2444: iv + 42 p.

Jessop, B. 2010. Geographic effects on American eel (Anguilla rostrata) life history characteristics and strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 67(2): 326–346.

Jones, C.L., Anderson, T.W., and Edwards, M.S. 2013. Evaluating eelgrass site quality by the settlement, performance, and survival of a marine fish. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 445: 61–68.

Joseph, V., Locke, A., and Godin, J.-G.J. 2006. Spatial distribution of fishes and decapods in eelgrass (Zostera marina L.) and sandy habitats of a New Brunswick estuary, eastern Canada. Aquatic Ecology 40(1): 111–123.

Karnofsky, E.B., Atema, J., and Elgin, R.H. 1989. Field observations of social behavior, shelter use, and foraging in the lobster, Homarus americanus. The Biological Bulletin 176(3): 239–246.

Kay, L.M., Eddy, T.D., Schmidt, A.L., and Lotze, H.K. 2016. Regional differences and linkage between canopy structure and community composition of rockweed habitats in Atlantic Canada. Marine Biology 163(12): 251.

Keizer, P.D., Milligan, T., Rao, D.S., Strain, P., and Bugden, G. 1996. Phytoplankton monitoring program: Nova Scotia component – 1989 to 1994. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2136: vi + 74 p.

Kenchington, E., Freeman, K., Vercaemer, B., and MacDonald, B. 2002. Comparative settlement depths of Mytilus edulis C. Linnaeus, 1758, and M. tossulus Gould, 1850: II. field observations. Journal of Shellfish Research 21(1): 67–73.

Khan, A.H., Levac, E., Van Guelphen, L., Pohle, G., and Chmura, G.L. 2018. The effect of global climate change on the future distribution of economically important macroalgae (seaweeds) in the northwest Atlantic. FACETS 3(1): 275–286.

King, L.H. 1970. Surficial geology of the Halifax-Sable Island map area. Marine Sciences Branch.

King, L.H. 1996. Late Wisconsinan ice retreat from the Scotian Shelf. Geological Society of America Bulletin 108(8): 1056–1067.

King, L.H., and Fader, G.B. 1986. Wisconsinan glaciation of the Atlantic continental shelf of southeast Canada. Geological Survey of Canada.

King, M., Gerhartz Abraham, A., Koropatnick, T., Pardy, G., Serdynska, A., Will, E., Breeze, H., Bundy, A., Edmondson, E., Allard, K., 2019. Stratégies de conception d'un réseau de zones de protection marine dans la biorégion du plateau néo-écossais Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/067. vi + 166 p.

Klassen, G., et A. Locke. 2007. A biological synopsis of the European Green Crab, *Carcinus maenas*. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques no 2818 : vii +75p.

Kotterba, P., Moll, D., Hammer, C., Peck, M.A., Oesterwind, D., and Polte, P. 2017. Predation on Atlantic herring (Clupea harengus) eggs by the resident predator community in coastal transitional waters. Limnology and Oceanography 62(6): 2616–2628.

Krumhansl, K.A., Lauzon-Guay, J.-S., and Scheibling, R.E. 2014. Modeling effects of climate change and phase shifts on detrital production of a kelp bed. Ecology 95(3): 763–774.

Krumhansl, K.A., Lee, J.M., and Scheibling, R.E. 2011. Grazing damage and encrustation by an invasive bryozoan reduce the ability of kelps to withstand breakage by waves. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 407(1): 12–18.

Krumhansl, K.A., Okamoto, D.K., Rassweiler, A., Novak, M., Bolton, J.J., Cavanaugh, K.C., Connell, S.D., Johnson, C.R., Konar, B., and Ling, S.D. 2016. Global patterns of kelp forest change over the past half-century. Proc Nat Acad Sci USA 113(48): 13785–13790.

Krumhansl, K.A., and Scheibling, R.E. 2011a. Detrital production in Nova Scotian kelp beds: patterns and processes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 421: 67–82.

Krumhansl, K.A., and Scheibling, R.E. 2011b. Spatial and temporal variation in grazing damage by the gastropod Lacuna vincta in Nova Scotian kelp beds. Aquat. Biol. 13(2): 163–173.

Krumhansl, K.A., and Scheibling, R.E. 2012. Production and fate of kelp detritus. Mar. Ecol. Prog. Ser. 467: 281–302.

Kulka, D., Miri, C., and Simpson, M. 2005. Distribution and aspects of life history of white hake (Urophycis tenuis, Mitchill 1815) on the Grand Banks of Newfoundland. NAFO Res. Doc. 05/60: 58 p.

Laurel, B., Gregory, R., and Brown, J. 2003. Predator distribution and habitat patch area determine predation rates on Age-0 juvenile cod Gadus spp. Mar. Ecol. Prog. Ser. 251: 245–254.

Lauzon-Guay, J.-S., Scheibling, R.E., and Barbeau, M.A. 2009. Modelling phase shifts in a rocky subtidal ecosystem. Mar. Ecol. Prog. Ser. 375: 25–39.

Lewis, S., Coughlan, E., Pepin, P., and Skanes, K. 2017. An assessment of the biological indicators for the Eastport Marine Protected Area (MPA): A case study in support of an ecosystem goods and services valuation of MPAs. p. v + 46 p.

Lewison, R.L., and Crowder, L.B. 2007. Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. Conserv. Biol. 21(1): 79–86.

Lewison, R.L., Freeman, S.A., and Crowder, L.B. 2004. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. Ecol. Lett. 7(3): 221–231.

Lidgard, D. 2007. Nova Scotian shore grey seal pup survey., p. iv + 49pp.

Lilley, R.J., and Unsworth, R.K. 2014. Atlantic Cod (Gadus morhua) benefits from the availability of seagrass (Zostera marina) nursery habitat. Glob. Ecol. Conserv. 2: 367–377.

Loesch, J.G. 1987. Overview of life history aspects of anadromous alewife and blueback herring in freshwater habitats.

Longtin, C.M., and Saunders, G.W. 2016. The relative contribution of Saccharina nigripes (Phaeophyceae) to the Bay of Fundy Laminariaceae: spatial and temporal variability. Mar. Ecol. Prog. Ser. 543: 153–162.

Lowen, J., and DiBacco, C. 2017. Distributional changes in a guild of non-indigenous tunicates in the NW Atlantic under high-resolution climate projections. Mar. Ecol. Prog. Ser. 570: 173–186.

Lutcavage, M.E., Brill, R.W., Skomal, G.B., Chase, B.C., and Howey, P.W. 1999. Results of pop-up satellite tagging of spawning size class fish in the Gulf of Maine: do North Atlantic bluefin tuna spawn in the mid-Atlantic? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56(2): 173–177.

MacDonald, D., Emery, P., Themelis, D., Smedbol, R., Harris, L., and McCurdy, Q. 2017. Marine mammal and pelagic animal sightings (Whalesightings) database: a users guide. p. v + 44 p.

Maguire, J.-J., and Lester, B. 2012. Bluefin tuna (Thunnus thynnus) in Atlantic Canadian waters: Biology, status, recovery potential, and measures for mitigation. Fisheries and Oceans Canada, Science.

Mallory, M.L., Mahon, L., Tomlik, M.D., White, C., Milton, G.R., and Spooner, I. 2015. Colonial marine birds influence island soil chemistry through biotransport of trace elements. Water, Air, & Soil Pollution 226(3): 31.

Markle, D.F., Methven, D.A., and Coates-Markle, L.J. 1982. Aspects of spatial and temporal cooccurrence in the life history stages of the sibling hakes, Urophycis chuss (Walbaum 1792) and Urophycis tenuis (Mitchill 1815)(Pisces: Gadidae). Canadian Journal of Zoology 60(9): 2057–2078.

Matheson, K., McKenzie, C., Gregory, R., Robichaud, D., Bradbury, I., Snelgrove, P., and Rose, G. 2016. Linking eelgrass decline and impacts on associated fish communities to European green crab Carcinus maenas invasion. Mar. Ecol. Prog. Ser. 548: 31–45.

McAloney, R.K. 1973. Brood ecology of the Common Eider (Somateria mollissima dresseri) in the Liscombe area of Nova Scotia, Mount Allison University, Wolfville, Nova Scotia.

McBride, M.C., Willis, T.V., Bradford, R.G., and Bentzen, P. 2014. Genetic diversity and structure of two hybridizing anadromous fishes (Alosa pseudoharengus, Alosa aestivalis) across the northern portion of their ranges. Conservation genetics 15(6): 1281–1298.

McCain, J.S.P., Rangeley, R.W., Schneider, D.C., and Lotze, H.K. 2016. Historical abundance of juvenile commercial fish in coastal habitats: Implications for fish habitat management in Canada. Marine Policy 73: 235–243.

McCord, M.E., and Campana, S.E. 2003. A quantitative assessment of the diet of the blue shark (Prionace glauca) off Nova Scotia, Canada. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 32: 57.

McCracken, F.D. 1963. Seasonal movements of the winter flounder, Pseudopleuronectes americanus (Walbaum), on the Atlantic coast. Journal of the Fisheries Board of Canada 20(2): 551–586.

McCullough, D., Doherty, P., Shaaefer, H., Deacoff, C., Johnston, S., Duggan, D., Petrie, B., and Soukhovtsev, V. 2005. Significant Habitats: Atlantic Coast Initiative (SHACI). Halifax Regional Municipality–Units 4–6. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2724: xvii + 501 p.

McIver, R., Milewski, I., and Lotze, H.K. 2015. Land use and nitrogen loading in seven estuaries along the southern Gulf of St. Lawrence, Canada. Estuarine, Coastal and Shelf Science 165: 137–148.

McIver, R., Milewski, I., Loucks, R., and Smith, R. 2018. Estimating nitrogen loading and far-field dispersal potential from background sources and coastal finfish aquaculture: A simple framework and case study in Atlantic Canada. Estuarine, Coastal and Shelf Science 205: 46–57.

Menge, B.A., Berlow, E.L., Blanchette, C.A., Navarrete, S.A., and Yamada, S.B. 1994. The keystone species concept: variation in interaction strength in a rocky intertidal habitat. Ecological monographs 64(3): 249–286.

Miller, R.J., Lafferty, K.D., Lamy, T., Kui, L., Rassweiler, A., and Reed, D.C. 2018. Giant kelp, Macrocystis pyrifera, increases faunal diversity through physical engineering. Proc. R. Soc. B 285(1874): 20172571.

Miller, R.J., and Nolan, S. 2000. Management of the Nova Scotia sea urchin fishery: a nearly successful habitat based management regime. Fisheries and Oceans Canada.

Miller, R.J., and Smith, S.J. 2012. Nova Scotia's bloodworm harvest: Assessment, regulation, and governance. Fisheries research 113(1): 84–93.

Mohn, R., and Rowe, S. 2012. Recovery Potential Assessment for the Laurentian South Designatable Unit of Atlantic Cod (Gadus morhua): The Eastern Scotian Shelf Cod Stock (NAFO Div. 4VsW). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/138: viii + 71 p.

Montevecchi, W., and Myers, R. 1997. Centurial and decadal oceanographic influences on changes in northern gannet populations and diets in the north-west Atlantic: implications for climate change. ICES J. Mar. Sci. 54(4): 608–614

MPO. 1996. Holothurie du plateau néo-écossais. Rapport sur l'état des stocks 96/125E.

MPO, 1999. Hareng de 4VWX et 5Z. MPO Sciences, Rapport sur l'état des stocks B3-05 (1999)

MPO, 2002. Raie tachetée de l'est du plateau néo-écossais (4VsW). MPO Sciences, Rapp. état stocks A3-29 (2002)

MPO, 2004a. Hareng de 4VWX. MPO Sciences, Rapport sur l'état des stocks 2004/034.

MPO, 2004b. Homard de la côte est (ZPH 31A, 31B et 32). MPO Sciences, Rapp. sur l'état des stocks 2004/033.

MPO, 2006. Identification des espèces et des attributs des communautés d'importance écologique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2006/041.

MPO. 2009. La zostère (Zostera marina) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique? Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/018.

MPO. 2011. Impacts des phoques gris sur les populations de poissons de l'est du Canada.Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/071.

MPO. 2011. Évaluation du potentiel de rétablissement du thon rouge de l'Atlantique Ouest (Thunnus thynnus) dans les eaux canadienne. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/056.

MPO. 2013a. Évaluation des renseignements sur les récoltes de mousse d'Irlande, d'ascophylle noueuse et de varech en Nouvelle-Écosse. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/004.

MPO. 2013b. Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon atlantique des hautes terres du Sud. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/009.

MPO. 2015a. Évaluation du hareng de 4VWX de 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/040.

MPO. 2016. Directives sur l'identification d'« autres mesures de conservation effectives par zone » dans les eaux côtières et marines du Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/002.

MPO. 2017a. Tendances dans les relevés par navire scientifique sur le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy dans la région des Maritimes en 2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/004 : 68p

MPO. 2017b. Homard (Homarus americanus) au large de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse (zones de pêche du homard 27 à 33) : mise à jour de l'état du stock de 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/026.

MPO. 2017c. Évaluation du potentiel de rétablissement de la raie tachetée (Leucoraja ocellata) : population de l'est du plateau néo-écossais et de Terre-Neuve. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/014.

MPO. 2017d. Mise à jour de 2016–2017 sur l'état du stock de merlu argenté du plateau néo-écossais (Divisions 4VWX de l'OPANO). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/010.

MPO. 2017e. Évaluation du stock canadien de phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest (Halichoerus grypus). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/045.

MPO. 2017f. Mise à jour de l'état des stocks du hareng des divisions 4VWX. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/037.

MPO. 2018a. Stratégies pour la conception d'un réseau d'aires marines protégées dans la biorégion du plateau néo-écossais. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/006.

MPO. 2018b. Mise à jour des projections relatives au maquereau (sous-régions 3 et 4). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/024.

Murillo, F.J., Kenchington, E., Sacau-Cuadrado, M.d.M., Piper, D., Wareham, V., and Muñoz, A. 2011. New VME indicator species (excluding corals and sponges) and some potential VME elements of the NAFO Regulatory Area. NAFO SCR Doc. 11/73: 20 p.

Murphy, G., Wong, M., and Lotze, H.K. 2019. A human impact metric for coastal ecosystems with application to seagrass beds in Atlantic Canada. FACETS 4: 210-237.

Nagel, E., Murphy, G., Wong, M., and Lotze, H.K. 2018. Nitrogen loading rates for twenty-one seagrass inhabited bays in Nova Scotia, Canada. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3260: v + 37 p.

Namba, M., Lotze, H.K., and Schmidt, A.L. 2018. Large-Scale Differences in Community Structure and Ecosystem Services of Eelgrass (Zostera marina) Beds Across Three Regions in Eastern Canada. Estuaries and Coasts 41(1): 177–192.

Novaczek, E., Devillers, R., Edinger, E., and Mello, L. 2017. High-resolution seafloor mapping to describe coastal denning habitat of a Canadian species at risk: Atlantic wolffish (Anarhichas lupus). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 74(12): 2073–2084.

O'Brien, J. 2018. Processes reinforcing regime shift to turf-forming algae in a kelp bed ecosystem, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia.

O'Connor, S.E. 2008. Relationships between juvenile fish assemblages and the physical features of bays along the Atlantic coast of mainland Nova Scotia, with implications for coastal marine protected areas, Biology, Acadia University.

OESD. 2018. Whalesightings Database. Ocean and Ecosystem Sciences Division, Dartmouth, NS.

Oliveira, K. 1999. Life history characteristics and strategies of the American eel, Anguilla rostrata. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56(5): 795–802.

Parsons, M., LeBlanc, K., Hall, G., Sangster, A., Vaive, J., and Pelchat, P. 2012. Environmental geochemistry of tailings, sediments and surface waters collected from 14 historical gold mining districts in Nova Scotia. Geological Survey of Canada, Open File 7150: 326.

Pavey, S.A., Gaudin, J., Normandeau, E., Dionne, M., Castonguay, M., Audet, C., and Bernatchez, L. 2015. RAD sequencing highlights polygenic discrimination of habitat ecotypes in the panmictic American eel. Curr Biol 25(12): 1666–1671.

Piper, D. 1986. The marine geology of the inner Scotian Shelf off the South Shore, Nova Scotia. Geological Survey of Canada.

Platt, T., Prakash, A., and Irwin, B. 1972. Phytoplankton nutrients and flushing of inlets on the coast of Nova Scotia. Natural Can 99: 253–261.

Powles, P. 1965. Life history and ecology of American plaice (Hippoglossoides platessoides F.) in the Magdalen Shallows. Journal of the Fisheries Board of Canada 22(2): 565–598.

Quiros, T.A.L., Croll, D., Tershy, B., Fortes, M.D., and Raimondi, P. 2017. Land use is a better predictor of tropical seagrass condition than marine protection. Biological conservation 209: 454–463.

Rangeley, R.W. 1994. The effects of seaweed harvesting on fishes: a critique. Environmental Biology of Fishes 39(3): 319–323.

Rangeley, R.W., and Kramer, D.L. 1995. Use of rocky intertidal habitats by juvenile pollock Pollachius virens. Mar. Ecol. Prog. Ser. 126: 9–17.

Rock, J., Leonard, M., and Boyne, A. 2007a. Foraging habitat and chick diets of Roseate Tern, Sterna dougallii, breeding on Country Island, Nova Scotia. Avian Conservation and Ecology 2(1): 4.

Rock, J.C., Leonard, M.L., and Boyne, A.W. 2007b. Do co-nesting Arctic and Common Terns partition foraging habitat and chick diets? Waterbirds 30(4): 579–587.

Roman, J. 2006. Diluting the founder effect: cryptic invasions expand a marine invader's range. Proc Roy Soc Lond B 273(1600): 2453–2459.

Roy, D., Hurlbut, T.R., and Ruzzante, D.E. 2012. Biocomplexity in a demersal exploited fish, white hake (Urophycis tenuis): depth-related structure and inadequacy of current management approaches. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 69(3): 415–429.

Sameoto, D., and Cochrane, N. 1996. Euphausiids on the eastern continental shelf. Department of Fisheries and Oceans.

Saunders, M., and Metaxas, A. 2008. High recruitment of the introduced bryozoan Membranipora membranacea is associated with kelp bed defoliation in Nova Scotia, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 369: 139–151.

Saunders, M.I., Metaxas, A., and Filgueira, R. 2010. Implications of warming temperatures for population outbreaks of a nonindigenous species (Membranipora membranacea, Bryozoa) in rocky subtidal ecosystems. Limnology and Oceanography 55(4): 1627–1642.

Savaria, M.C., and O'Connor, N.J. 2013. Predation of the non-native Asian shore crab Hemigrapsus sanguineus by a native fish species, the cunner (Tautogolabrus adspersus). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 449: 335–339.

Savoie, A.M., and Saunders, G.W. 2013. First record of the invasive red alga Heterosiphonia japonica (Ceramiales, Rhodophyta) in Canada. BioInvasions Records 2(1): 27–32.

Scheibling, R., and Anthony, S. 2001. Feeding, growth and reproduction of sea urchins (Strongylocentrotus droebachiensis) on single and mixed diets of kelp (Laminaria spp.) and the invasive alga Codium fragile ssp. tomentosoides. Marine Biology 139(1): 139–146.

Scheibling, R.E., Feehan, C., and Lauzon-Guay, J.-S. 2010. Disease outbreaks associated with recent hurricanes cause mass mortality of sea urchins in Nova Scotia. Mar. Ecol. Prog. Ser. 408: 109–116.

Scheibling, R.E., Hennigar, A.W., and Balch, T. 1999. Destructive grazing, epiphytism, and disease: the dynamics of sea urchin-kelp interactions in Nova Scotia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56(12): 2300–2314.

Scheibling, R.E., and Lauzon-Guay, J.-S. 2010. Killer storms: North Atlantic hurricanes and disease outbreaks in sea urchins. Limnology and Oceanography 55(6): 2331–2338.

Schmidt, A.L., Coll, M., Romanuk, T.N., and Lotze, H.K. 2011. Ecosystem structure and services in eelgrass Zostera marina and rockweed Ascophyllum nodosum habitats. Mar. Ecol. Prog. Ser. 437: 51–68.

Schmidt, A.L., and Scheibling, R.E. 2007. Effects of native and invasive macroalgal canopies on composition and abundance of mobile benthic macrofauna and turf-forming algae. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 341(1): 110–130.

Scott, W.B., and Scott, M.G. 1988a. Atlantic Fishes of Canada. University of Toronto Press.

Scott, W.B., and Scott, M.G. 1988b. Atlantic Fishes of Canada.

Scrosati, R., and Ellrich, J. 2017. Recruitment and abundance of intertidal barnacles and mussels along the Atlantic Canadian coast: pelagic influences and relationships with predator abundance. BioRxiv.

Scrosati, R., and Heaven, C. 2007. Spatial trends in community richness, diversity, and evenness across rocky intertidal environmental stress gradients in eastern Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 342: 1–14.

Seed, R., and Suchanek, T.H. 1992. Population and community ecology of Mytilus. The mussel Mytilus: ecology, physiology, genetics and culture 25: 87–170.

Seeley, R.H., and Schlesinger, W.H. 2012. Sustainable seaweed cutting? The rockweed (Ascophyllum nodosum) industry of Maine and the Maritime Provinces. Annals of the New York Academy of Sciences 1249(1): 84–103.

Seibold, E., and Berger, W. 2017. The sea floor: an introduction to marine geology. Springer.

Sephton, D., Vercaemer, B., Silva, A., Stiles, L., Harris, M., and Godin, K. 2017. Biofouling monitoring for aquatic invasive species (AIS) in DFO Maritimes Region (Atlantic shore of Nova Scotia and southwest New Brunswick): May–November, 2012–2015. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3158: ix + 172 p.

Seymour, N.R., Miller, A.G., and Garbary, D.J. 2002. Decline of Canada geese (Branta canadensis) and common goldeneye (Bucephala clangula) associated with a collapse of eelgrass (Zostera marina) in a Nova Scotia estuary. Helgoland Marine Research 56(3): 198.

Sharp, G., Semple, R., Wilson, M., Vandermuelen, H., and Rowland, B. 2008. A survey of the distribution and abundance of Irish Moss (Chondrus crispus) on the south shore of Nova Scotia. Port Medway, Shelburne Co. to Pennant Point, Halifax Co. Cano Manuser. Rep Fish Aquat Sci 2856.

Shaw, J., Taylor, R.B., Forbes, D.L., Ruz, M., and Solomon, S. 1998. Sensitivity of the coasts of Canada to sea-level rise. Geological Survey of Canada Ottawa.

Shelton, A.O., Francis, T.B., Feist, B.E., Williams, G.D., Lindquist, A., and Levin, P.S. 2017. Forty years of seagrass population stability and resilience in an urbanizing estuary. Journal of Ecology 105(2): 458–470.

Simonson, E., Metaxas, A., and Scheibling, R. 2015a. Kelp in hot water: II. Effects of warming seawater temperature on kelp quality as a food source and settlement substrate. Mar. Ecol. Prog. Ser. 537: 105–119.

Simonson, E., Scheibling, R., and Metaxas, A. 2015b. Kelp in hot water: I. Warming seawater temperature induces weakening and loss of kelp tissue. Mar. Ecol. Prog. Ser. 537: 89–104.

Simpson, M., Chabot, D., Hedges, K., Simon, J., Miri, C., and Mello, L. 2013. An update on the biology, population status, distribution, and landings of wolffish (Anarhichus denticulatus, A. minor, and A. lupus) in the Canadian Atlantic and Arctic Oceans. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/089: v + 82 p.

Smale, D.A., Burrows, M.T., Moore, P., O'Connor, N., and Hawkins, S.J. 2013. Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: a northeast Atlantic perspective. Ecol Evol 3(11): 4016–4038.

Smith, D., and Tighe, K. 2002. Freshwater eels. Family Anguillidae. Fishes of the Gulf of Maine (ed. BB Collette and G. Klein-MacPhee): 92–95.

Stanley, R., DiBacco, C., Lowen, J., Beiko, R., Jeffery, N.W., Van Wyngaarden, M., Bentzen, P., Brickman, D., Benestan, L., Bernatchez, L., Johnson, C., Snelgrove, P.V., Wang, Z., Wringe, B., and Bradbury, I. 2018. A climate associated multispecies cryptic cline in the Northwest Atlantic. Science Advances.

Statistics Canada. 2017. Household size, by province and territory (2011 Census) (Newfoundland and Labrador, Prince Edward Island, Nova Scotia).

Stea, R., Boyd, R., Costello, O., Fader, G., and Scott, D.B. 1996. Deglaciation of the inner Scotian Shelf, Nova Scotia: correlation of terrestrial and marine glacial events. Geological Society, London, Special Publications 111(1): 77–101.

Stea, R.R., Boyd, R., Fader, G., Courtney, R., Scott, D.B., and Pecore, S. 1994. Morphology and seismic stratigraphy of the inner continental shelf off Nova Scotia, Canada: Evidence for a− 65 m lowstand between 11,650 and 11,250 C14 yr BP. Marine Geology 117(1–4): 135–154.

Stea, R.R., Brown, Y., and Conley, H. 1992. Surficial geology of the Province of Nova Scotia. Nova Scotia Department of Natural Resources.

Steneck, R.S., Graham, M.H., Bourque, B.J., Corbett, D., Erlandson, J.M., Estes, J.A., and Tegner, M.J. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. Environmental conservation 29(4): 436–459.

Stewart, P.L., and White, L. 2001. A review of contaminants on the Scotian Shelf and in adjacent coastal waters: 1970 to 1995. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci./Rapp. Tech. Can. Sci. Halieut. Aquat.(2351): 176.

Stone, H. 2012. Biomass Reference Points for Eastern Component Pollock (4VW+4Xmn). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/027: ii + 11 p.

Strain, P.M. 2002. Nutrient dynamics in ship harbour, Nova Scotia. Atmosphere-Ocean 40(1): 45–58.

Strain, P.M., and Yeats, P.A. 1999. The relationships between chemical measures and potential predictors of the eutrophication status of inlets. Marine Pollution Bulletin 38(12): 1163–1170.

Suthers, I.M., and Frank, K.T. 1989. Inter-annual distributions of larval and pelagic juvenile cod (Gadus morhua) in southwestern Nova Scotia determined with two different gear types. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46(4): 591–602.

Swain, D., Chouinard, G., Morin, R., and Drinkwater, K. 1998. Seasonal variation in the habitat associations of Atlantic cod (Gadus morhua) and American plaice (Hippoglossoides platessoides) from the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55(12): 2548–2561.

Swain, D., and Morgan, M. 2001. Sex-specific temperature distribution in four populations of American plaice Hippoglossoides platessoides. Mar. Ecol. Prog. Ser. 212: 233–246.

Swain, D.P. 1997. Sex-specific temperature distribution of American plaice (Hippoglossoides platessoides) and its relation to age and abundance. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54(5): 1077–1087.

Tepolt, C.K., and Somero, G.N. 2014. Master of all trades: thermal acclimation and adaptation of cardiac function in a broadly distributed marine invasive species, the European green crab, Carcinus maenas. J. Exp. Biol. 217(7): 1129–1138.

Thaxter, C.B., Lascelles, B., Sugar, K., Cook, A.S., Roos, S., Bolton, M., Langston, R.H., and Burton, N.H. 2012. Seabird foraging ranges as a preliminary tool for identifying candidate Marine Protected Areas. Biological Conservation 156: 53–61.

Therriault, T., Herborg, L., Locke, A., McKindsey, C., Fisheries, D.o., Oceans, O., ON, and Canadian Science Advisory Secretariat, O., ON. 2008. Risk assessment for European green crab (Carcinus maenas) in Canadian waters. 1499–3848.

Tupper, M., and Boutilier, R. 1995. Effects of habitat on settlement, growth, and postsettlement survival of Atlantic cod (Gadus morhua). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52(9): 1834–1841.

Ugarte, R., and Sharp, G. 2012. Management and production of the brown algae Ascophyllum nodosum in the Canadian maritimes. Journal of applied phycology 24(3): 409–416.

Ugarte, R.A., Craigie, J.S., and Critchley, A.T. 2010. Fucoid flora of the rocky intertidal of the Canadian Maritimes: implications for the future with rapid climate change. In Seaweeds and their role in globally changing environments. Springer. pp. 69–90.

Valiela, I., Collins, G., Kremer, J., Lajtha, K., Geist, M., Seely, B., Brawley, J., and Sham, C. 1997. Nitrogen loading from coastal watersheds to receiving estuaries: new method and application. Ecological Applications 7(2): 358–380.

Van Beveren, E., Castonguay, M., Doniol-Valcroze, T., and Duplisea, D. 2017. Results of an informal survey of Canadian Atlantic mackerel commercial, recreational and bait fisheres. Can. Sci. Adv. Secr. Res. Doc 2017/029: v + 26 p.

Van Guelpen, L., and Davis, C.C. 1979. Seasonal movements of the winter flounder, Pseudopleuronectes americanus, in two contrasting inshore locations in Newfoundland. Transactions of the American Fisheries Society 108(1): 26–37.

Vandermeulen, H. 2009. Experimental Tests of Littorina Herbivory on the Basin Head Form of Irish Moss (Chondrus crispus). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/047: vi + 12 p.

Vandermeulen, H. 2013. Information to support assessment of stock status of commercially harvested species of marine plants in Nova Scotia: Irish moss, Rockweed and kelp. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/042: vi + 50 p.

Vandermeulen, H. 2018a. A drop camera survey of Sambro Ledges, Nova Scotia. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3251: 67 p.

Vandermeulen, H. 2018b. A drop camera survey of the Eastern Shore Archipelago, Nova Scotia. p. viii + 57 p.

Vandermeulen, H., Surette, T., and Skinner, M. 2012. Responses of Eelgrass (Zostera marina L.) to stress. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/095: vi + 43 p.

Vercaemer, B., Wong, M., and Bravo, M. 2018. Fish assemblages in rockweed Ascophyllum nodosum beds on the Atlantic Coast of Nova Scotia, Canada. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3249: v + 34 p.

Wahle, R.A., Bergeron, C., Tremblay, J., Wilson, C., Burdett-Coutts, V., Comeau, M., Rochette, R., Lawton, P., Glenn, R., and Gibson, M. 2013. The geography and bathymetry of American lobster benthic recruitment as measured by diver-based suction sampling and passive collectors. Mar. Biol. Res. 9(1): 42–58.

Ward-Paige, C.A., and Bundy, A. 2016. Mapping Biodiversity on the Scotian Shelf and in the Bay of Fundy. Fisheries and Oceans Canada, Ecosystems and Oceans Science.

Warren, M., Gregory, R., Laurel, B., and Snelgrove, P. 2010. Increasing density of juvenile Atlantic (Gadus morhua) and Greenland cod (G. ogac) in association with spatial expansion and recovery of eelgrass (Zostera marina) in a coastal nursery habitat. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 394(1-2): 154–160.

Watanabe, S., Scheibling, R.E., and Metaxas, A. 2010. Contrasting patterns of spread in interacting invasive species: Membranipora membranacea and Codium fragile off Nova Scotia. Biological invasions 12(7): 2329–2342.

Watson, E., Szura, K., Wigand, C., Raposa, K., Blount, K., and Cencer, M. 2016. Sea level rise, drought and the decline of Spartina patens in New England marshes. Biological Conservation 196: 173–181.

Watson, F.L., Miller, R.J., and Stewart, S.A. 2013. Spatial and temporal variation in size at maturity for female American lobster in Nova Scotia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70(8): 1240–1251.

Watt, C.A., and Scrosati, R.A. 2013a. Bioengineer effects on understory species richness, diversity, and composition change along an environmental stress gradient: experimental and mensurative evidence. Estuarine, Coastal and Shelf Science 123: 10–18.

Watt, C.A., and Scrosati, R.A. 2013b. Regional consistency of intertidal elevation as a mediator of seaweed canopy effects on benthic species richness, diversity, and composition. Mar. Ecol. Prog. Ser. 491: 91–99.

Watt, W., Scott, C., and White, W. 1983. Evidence of acidification of some Nova Scotian Rivers and its impact on Atlantic Salmon, Salmo salar. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40(4): 462–473.

Wilder, D. 1974. Inshore and offshore lobster stocks. Fisheries Research Board of Canada 1293: 14 p.

Wong, M.C. 2017. Secondary Production of Macrobenthic Communities in Seagrass (Zostera marina, Eelgrass) Beds and Bare Soft Sediments Across Differing Environmental Conditions in Atlantic Canada. Estuaries and Coasts: 1–13.

Wong, M.C., and Dowd, M. 2015. Patterns in taxonomic and functional diversity of macrobenthic invertebrates across seagrass habitats: a case study in Atlantic Canada. Estuaries and Coasts 38(6): 2323–2336.

Wong, M.C., and Dowd, M. 2016. A model framework to determine the production potential of fish derived from coastal habitats for use in habitat restoration. Estuaries and Coasts 39(6): 1785–1800.

Wong, M.C., Dowd, M., Bravo, M., Giroux, C., Haverstock, A., Humble, M., MacFarlane, M., Roach, S., and Rowsell, J. 2016. Nekton in Zostera marina (eelgrass) beds and bare soft-sediment bottom on the Atlantic Coast of Nova Scotia, Canada: species-specific density and data calibrations for sampling gear and day-night differences. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3155: v + 40 p.

Worm, B., and Lotze, H.K. 2006. Effects of eutrophication, grazing, and algal blooms on rocky shores. Limnology and oceanography 51(1part2): 569–579.

WWF Canada. 2009. An ocean of diversity: the seabeds of the Canadian Scotian Shelf and Bay of Fundy. WWF Canada, Halifax, Canada. p. 24 pp.

Yeats, P., Ryan, S., and Harrison, G. 2010. Temporal trends in nutrient and oxygen concentrations in the Labrador Sea and on the Scotian Shelf. Atlantic Zone Monitoring Program Bulletin 9: 23–27.

Zisserson, B. 2015. Maritimes Region Snow Crab Trawl Survey: Detailed Technical Description. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3128: v + 38 p.

TABLEAUX

Tableau 1. Priorités de conservation fondées sur les caractéristiques écologiques clés relevées au cours du processus de sélection des îles de la côte Est comme site d'intérêt, puis révisées en fonction des renseignements disponibles. La justification de chacune de ces priorités est également fournie.

Priorité de conservation	Justification
Écosystème relativement naturel	Les effets anthropiques relativement faibles, les bas niveaux de pollution et les espèces envahissantes moins nombreuses ou moins abondantes comparativement aux autres régions côtières des Maritimes justifient de protéger cette zone pour qu'elle demeure viable pour les plantes, les invertébrés, les poissons et les oiseaux.
Mosaïque complexe/unique de substrats et de types d'habitats	Le littoral, y compris les baies, les bras de mer et les îles de cette région sont très complexes. La géologie de la région est unique en raison de la forte proportion de substrat rocheux exposé, avec des vallées noyées et divers types de sédiments sus-jacents. Les relevés par caméra sous-marine ont révélé une mosaïque hétérogène de substrats et de varech/fucus infratidaux sur des parcelles d'environ 400 m. Cette diversité d'habitats intertidaux et infratidaux est relativement plus élevée que dans d'autres régions, y compris à Sambro Ledges et Port Joli.
Habitat biogène comprenant des macrophytes, en particulier la zostère et le varech	Les macrophytes, notamment la zostère, le fucus, le varech et d'autres algues, sont des producteurs primaires qui fournissent de l'oxygène dissous et piègent le carbone. De plus, ces macrophytes offrent un habitat biogène et de la nourriture aux poissons, aux invertébrés et aux oiseaux de mer. L'étendue et la répartition complètes des macrophytes dans le SI n'ont pas été quantifiées, mais on pense qu'ils sont étendus et diversifiés (Gromack *et al.* 2010, Hill *et al.* 2012). Ces habitats fournissent également un substrat de fixation pour les œufs du hareng de l'Atlantique. Il existe une pêche importante du homard d'Amérique sur la côte Est, et les macrophytes constituent un habitat pour les homards juvéniles et adultes. De plus, la canopée de fucus infratidal représente une ressource nécessaire pour les Eiders à duvet, qui se nourrissent presque exclusivement des invertébrés qu'ils y trouvent.

Priorité de conservation	Justification
Habitat du saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*)	Les poissons de l'unité désignable des hautes terres du Sud (COSEPAC – En voie de disparition) viennent frayer dans les rivières de la côte Est. Bien que l'utilisation des côtes marines par les saumoneaux et les saumons adultes soit inconnue, il est essentiel de protéger les couloirs de migration de ces poissons et les estuaires dans lesquels ils vivent en tant que juvéniles.
Aire de frai du hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*)	Une aire de frai connue du hareng se trouve dans la partie ouest du SI. Le hareng de cette région appartient à la composante de frai de la côte de la Nouvelle-Écosse, qui affiche une grande fidélité à ses frayères. Le hareng se sert des zones côtières pour frayer, et ses œufs se fixent au gravier, aux galets, aux rochers et aux algues submergées. La diversité des substrats et des algues dans cette région peut être utile au hareng reproducteur.
Habitat important pour les poissons de fond juvéniles, y compris la morue franche (*Gadus morhua*), la merluche blanche (*Urophycis tenuis*) et la goberge (*Pollachius virens)*, constitué par les estuaires, le fucus infratidal, la zostère, le varech et les substrats rocheux	Les macrophytes et les substrats complexes de la côte Est fournissent un habitat protecteur aux juvéniles des poissons de fond, y compris la morue franche, la merluche blanche et la goberge. Les stocks de poisson de fond ne se sont pas rétablis depuis le moratoire sur le poisson de fond, et la protection de l'habitat des juvéniles pourrait les aider à se reconstituer.
Zone importante pour la conservation des oiseaux, pour la nidification, l'alimentation et les oiseaux de mer migrateurs	Les îles de la côte Est ont été désignées comme « zone importante pour la conservation des oiseaux » (Hastings *et al.* 2014, ZICO Canada 2018) et fournissent un habitat de nidification, de repos et d'alimentation aux oiseaux de mer et de rivage, résidents et migrateurs. Les îles isolées de cette région offrent des lieux de nidification et des haltes migratoires pour diverses espèces. La Sterne de Dougall (en voie de disparition – LEP) a des colonies connues sur les îles côtières de cette région et a tendance à se nourrir à moins de 20 km de ses lieux de nidification. On sait que les Arlequins plongeurs (espèce préoccupante – LEP) traversent en grand nombre la côte Est durant la migration et s'y nourrissent. La protection des aires d'alimentation marines sera essentielle pour ces espèces d'oiseaux.

Tableau 2. Liste des sites de la côte Est, organisée d'ouest en est, avec leurs indices d'eutrophisation (IE) d'après Strain et Yeats (1999). Les sites dont l'indice d'IE a une valeur élevée sont plus sujets à l'eutrophisation.

Site	Indice d'eutrophisation (IE)
Petpeswick Inlet[1]	8,74
Havre Jeddore	4,30
Havre Ship	5,87
Havre Popes	2,23
Havre Sheet	2,25
Havre Beaver	-3,45
Rivière Moser[2]	-5,30
Havre Liscomb	-1,14
Havre Wine[3]	9,03

[1]Cet endroit se trouve immédiatement à l'ouest de la limite du SI.
[2]Ce site présente le plus faible IE des 34 sites côtiers de l'étude de Strain et Yeats (1999)
[3]Cet endroit se trouve immédiatement à l'est de la limite du SI.

Tableau 3. Emplacement, protection des terres côtières entourant toute la baie, couverture urbaine dans le bassin versant, couverture agricole dans le bassin versant, densité de la population humaine dans le bassin versant, charge en azote par zone de l'estuaire, charge en azote totale, modification des terres riveraines, structure au-dessus de l'eau, nombre le plus probable (NPP) de coliformes fécaux et étendue de l'invasion mesurée en pourcentage de la couverture, qui est une moyenne sur 10 ans des espèces aquatiques envahissantes.

Baie	• Protection du littoral (%)	Couverture urbaine (%)	Couverture agricole (%)	Population humaine (habitants/km^2)	N (kg N/ha)	N total (kg N/ha)	Modification des rives (%)	Structure au-dessus de l'eau (%)	Coliformes fécaux (NPP/100 mL)	Invasion (%)
Taylor Head (44,82351° N, 62,57635° O)	55,25	2,58	0,00	4,266	31,32	86 655	3,875	0,00005	1,910	0,417
Île Cable (44,74134° N, 62,78970° O)	19,71	1,73	0,01	5,625	39,56	134 977	0,000	0,00000	2,467	0,334
False Passage (44,74441° N, 62,79645° O)	19,71	2,78	0,01	5,625	39,56	134 977	0,986	0,00002	3,440	0,334
Musquodoboit (44.70500° N, 63,09220° O)	9,60	7,20	2,20	7,242	108,56	258 222	0,284	0,00060	2,501	2,508
Sambro (44,45500° N, 63,58900° O)	2,74	8,94	0,04	51,824	57,76	56 252	1,552	0,00000	2,580	1,464
Baie St. Margarets (44,59246° N, 63,94378° O)	0,55	7,56	0,00	29,515	43,66	598 365	17,324	0,00042	11,262	2,361
Second Peninsula (44,39673° N, 64,28059° O)	0,00	10,90	10,96	28,884	46,63	20 971	13,450	0,00072	14,424	3,850
Port Joli (43,84175° N, 64,88012° O)	24,63	2,84	0,00	5,001	34,05	58 374	0,508	0,00000	1,900	2,941

Tableau 4. Données du relevé sentinelle dans les divisions 4VsW. Les nombres représentent le nombre de traits qui ont permis de détecter les espèces indiquées dans la colonne Espèces. La morue franche était l'espèce la plus couramment détectée dans le SI des îles de la côte Est, qui est incluse dans la colonne des données de la Zone côtière, elle-même incluse dans la colonne Sentinelle (qui comprend les collectes au large).

Espèce	**Courante**	**ZI**	**Zone côtière**	**Sentinelle**
GADUS MORHUA	MORUE FRANCHE	158	475	1571
SEBASTES SP.	SÉBASTE	52	120	183
MYOXOCEPHALUS OCTODECEMSPINOSUS	CHABOISSEAU À 18 ÉPINES	47	162	527
BROSME BROSME	BROSME	44	84	428
ANARHICHAS LUPUS	LOUP ATLANTIQUE	42	147	265
AMBLYRAJA RADIATA	RAIE ÉPINEUSE	29	87	1 133
SQUALUS ACANTHIAS	AIGUILLAT COMMUN	27	85	806
MYOXOCEPHALUS SCORPIUS	CHABOISSEAU À ÉPINES COURTES	23	76	80
HIPPOGLOSSOIDES PLATESSOIDES	PLIE CANADIENNE	18	96	457
HEMITRIPTERUS AMERICANUS	HÉMITRIPTÈRE ATLANTIQUE	17	42	75
HIPPOGLOSSUS HIPPOGLOSSUS	FLÉTAN DE L'ATLANTIQUE	11	30	383
MELANOGRAMMUS AEGLEFINUS	AIGLEFIN	10	38	1 111
UROPHYCIS TENUIS	MERLUCHE BLANCHE	8	18	825
MERLUCCIUS BILINEARIS	MERLU ARGENTÉ	7	15	248
POLLACHIUS VIRENS	GOBERGE	7	41	134

Espèce	Courante	ZI	Zone côtière	Sentinelle
ANARHICHAS MINOR	LOUP TACHETÉ	3	10	37
PSEUDOPLEURONECTES AMERICANUS	PLIE ROUGE	2	6	13
UROPHYCIS CHUSS	MERLUCHE-ÉCUREUIL	2	5	801
CRYPTACANTHODES MACULATUS	TERRASSIER	1	11	55
LEUCORAJA OCELLATA	RAIE TACHETÉE	1	1	260
LOPHIUS AMERICANUS	BAUDROIE D'AMÉRIQUE	1	3	576
MACROZOARCES AMERICANUS	LOQUETTE D'AMÉRIQUE	1	5	24
PRIONACE GLAUCA	REQUIN BLEU	1	5	85
SCOMBER SCOMBRUS	MAQUEREAU	1	2	2
ALOPIAS VULPINUS	RENARD MARIN	0	0	1
ANARHICHAS DENTICULATUS	LOUP À TÊTE LARGE	0	7	9
CENTROSCYLLIUM FABRICII	AIGUILLAT NOIR	0	0	1
CLUPEA HARENGUS	HARENG DE L'ATLANTIQUE	0	0	1
CONGER OCEANICUS	CONGRE À MUSEAU AIGU	0	2	5
COTTUNCULUS THOMPSONI	COTTE BLÊME	0	0	1
DIPTURUS LAEVIS	GRANDE RAIE	0	0	305
GADUS OGAC	OGAC (MORUE DU GROENLAND)	0	21	22
GLYPTOCEPHALUS CYNOGLOSSUS	PLIE GRISE	0	1	1

Espèce	Courante	ZI	Zone côtière	Sentinelle
HARRIOTTA RALEIGHANA	CHIMÈRE-SPATULE	0	0	1
ISURUS OXYRINCHUS	REQUIN-TAUPE BLEU	0	0	6
LAMNA NASUS	MARAÎCHE	0	0	24
LEUCORAJA ERINACEA	RAIE HÉRISSON	0	2	79
LIMANDA FERRUGINEA	LIMANDE À QUEUE JAUNE	0	1	1
LOPHOLATILUS CHAMAELEONTICEPS	ACHIGAN DE MER	0	1	9
LYCODES RETICULATUS	LYCODE ARCTIQUE	0	1	11
LYCODES SP.	LOQUETTE	0	12	87
MALACORAJA SENTA	RAIE À QUEUE DE VELOURS	0	0	23
MICROGADUS TOMCOD	POULAMON ATLANTIQUE	0	1	1
MYOXOCEPHALUS QUADRICORNIS	CHABOISSEAU À QUATRE CORNES	0	0	1
MYXINE GLUTINOSA	MYXINE DU NORD	0	0	29
RAJELLA FYLLAE	RAIE RONDE	0	0	1
REINHARDTIUS HIPPOGLOSSOIDES	FLÉTAN DU GROENLANC	0	21	83
UROPHYCIS CHESTERI	MERLUCHE À LONGUES NAGEOIRES	0	0	3
XIPHIAS GLADIUS	ESPADON	0	0	1
ZOARCIDAE F.		0	0	2

Tableau 5. Espèces détectées par Hunt et al. (2017) dans différentes parties de l'Atlantique Nord-Ouest. La présence (1=Présent, 0=Absent) de ces poissons et invertébrés montre des assemblages fauniques différents dans chaque région.

Espèce	Baie de Fundy/golfe du Maine (Groupe 1PA)	Plateau madelinien (Groupe 2)	Zone néritique de la plate-forme Néo-Écossaise (Groupe 3)	îles de la côte Est (Groupe 4)
Pandalus spp.	1	0	1	1
Lebbeus spp	1	0	1	0
Homarus americanus	1	1	1	1
Pagurus arcuatus	1	0	1	1
Hyas sp.	1	1	1	1
Carcinus maenas	0	0	1	1
Cancer irroratus	1	1	1	1
Cancer borealis	1	0	1	1
Zoarces americanus	1	0	0	0
Urophycis spp.	1	0	0	0
Ulvaria subbifurcata	1	1	1	1
Tautogolabrus adspersus	0	1	1	1
Stichaeus punctatus	1	0	0	0
Pseudopleuronectes americanus	1	0	1	1

Espèce	Baie de Fundy/golfe du Maine (Groupe 1PA)	Plateau madelinien (Groupe 2)	Zone néritique de la plate-forme Néo-Écossaise (Groupe 3)	îles de la côte Est (Groupe 4)
Pholis gunnellus	1	1	1	1
Myoxocephalus spp.	1	1	1	1
Liparis spp.	1	1	1	1
Eumesogrammus praecisus	0	0	0	1
Enchelyopus cimbrius	0	0	1	0
Cyclopterus lumpus	1	0	0	0
Ammodytes spp.	0	0	1	1

Tableau 6. Catégories de classification biotique et abiotique pour l'analyse des images de transects vidéo à 9 sites dans la zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) des îles de la côte Est, utilisées dans le relevé vidéo de 2007.

Catégories de classification pour les caractéristiques biotiques et abiotiques	**Niveau taxonomique, description de la catégorie (biotique) ou catégorie de taille (abiotique)**
Saccharina latissima	Espèce
Laminaria digitata	Espèce
Agarum clathratum	Espèce
Varech non identifié	Stipe attachée, lame ou crampon de varech qui ne peut pas être classé au niveau de l'espèce
Zostera marina	Espèce
Gazon algal rouge	Classification fonctionnelle
Gazon algal vert	Classification fonctionnelle
Codium fragile	Espèce
Ascophyllum spp. et *Fucus spp.*	Genre
Algues corallinnes	Classification fonctionnelle
Algues non identifiées	Stipe, lame ou crampon d'une espèce d'algue qu'il n'a pas été possible de classer davantage
Rocher	Sédiments ou roches dont la taille des grains est supérieure à 25 cm
Galet	Sédiments ou roches dont la taille des grains varie de 6,4 à 25 cm
Caillou	Sédiments ou roches dont la taille des grains varie de 2 à 64 mm
Sable	Sédiments ou roches dont la taille des grains est inférieure à 2 mm

Catégories de classification pour les caractéristiques biotiques et abiotiques	**Niveau taxonomique, description de la catégorie (biotique) ou catégorie de taille (abiotique)**
Homarus americanus	Espèce
Desmarestia	Genre
Chlamys islandica	Classe
Palmaria palmata	Espèce

Tableau 7. Classification benthique utilisée dans le relevé vidéo de 2017 (Vandermeulen 2018b).

Catégorie	**Détails**
Substrat	
vase/sable	fond plat de grains de petite taille, débris de coquilles souvent présents, ondulations
gravier	
galet/rocher	≥10 cm
rebord	blocs de roche plus grands, souvent fissurés profondément
macrophyte[3]	
coralline[4]	*Corallina officinalis* L.; *Lithothamnion glaciale* Kjellman; *Clathromorphum circumscriptum* (Strömfelt) Foslie; *Phymatolithon* spp.
gazon algal rouge[5]	10–20 m : dominé par *Phyllophora pseudoceranoides* (S.G. Gmelin) Newroth et A.R.A. Taylor avec un mélange dans la canopée de *Chondrus crispus* Stackhouse, *Palmaria palmata* (L.) F. Weber et D. Mohr, *Phycodrys Rubens* (L.) Batters et autres; formes filamenteuses, notamment *Bonnemaisonia hamifera* Hariot, *Ceramium* spp., *Antithamnion* spp , *Polysiphonia* spp. et similaires >20 m : dominé par *Ptilota serrata* Kützing >40 m : croûtes rouges (peut-être *Hildenbrandia* ou *Peyssonnelia*); petites lames (peut-être *Turnerella*)
Alaria	*Alaria esculenta* (L.) Greville
Saccharina[5]	la « forme frisée » de *Saccharina latissima* (L.) C.E. Lane, C. Mayes, Druehl et G.W. Saunders – peut inclure *S. nigripes* (J. Agardh) Lontin et G.W. Saunders
Laminaria	*Laminaria digitata* (Hudson) J.V. Lamouroux
Agarum	*Agarum clathratum* Dumortier
Desmarestia[5]	principalement *Desmarestia Aculeata* (L.) J.V. Lamouroux; certains *D. viridis* (O.F. Müller) J.V. Lamouroux

[3] La matière à la dérive sur la vase/le sable ou dans les crevasses profondes n'a pas été comptée dans la classification, bien qu'elle puisse être importante pour les réseaux trophiques détritiques locaux (Filbee-Dexter *et al.* 2016).

[4] Échantillons ponctuels nécessaires pour confirmer les espèces inscrites dans la colonne « détails ».

Catégorie	Détails
Invertébrés	
Boltenia	*Boltenia ovifera* (L.)
éponge[5]	une variété d'espèces
anémone[5]	une variété d'espèces[5]
clypéastre[5]	*Echinarachnius parma* Lamarck
ophiure[5]	*Ophiura* sp.
étoile de mer	une variété d'espèces
Homard	*Homarus americanus* H. Milne Edwards

[5] Il peut y avoir des coraux mous dans ce mélange. La qualité des vidéos était trop mauvaise pour permettre de discerner les différences, et de futurs échantillons ponctuels seront nécessaires pour confirmer la taxonomie.

Tableau 8. Tranches d'eau des plantes et des algues communes présentes dans le site d'intérêt des îles de la côte Est (modifiées d'après Khan et al. 2018).

Espèce	Tranche d'eau (m)
Varech (*saccharina longicruris*)	2–60
Laminaires sucrées (*Saccharina latissima*)	2,5–30
Grandes laminaires (*Laminaria digitata*)	0–40
Fucus vésiculeux (*Fucus vesiculosus*)	0–10
Varech denté (*Fucus serratus*)	0–10
Mousse irlandaise (*Chondrus crispus*)	0–20
Fucus (*Ascophyllum nodosum*)	0–10
Zostère (*Zostera marina*)	0–20

Tableau 9. Liste des espèces animales et de macrophytes trouvées associées à des herbiers de fucus (Ascophyllum nodosum) et de zostère (Zostera marina) dans la région des îles de la côte Est.

Groupe taxonomique	**Espèce**	**Schmidt *et al.* 2011** **2006** **FUCUS**	**Kay *et al*., inédit** **2012** **FUCUS**	**Wong 2018*, Vercaemer *et al.* 2018**** **2016** **FUCUS**	**Schmidt *et al.* 2011** **2006** **ZOSTÈRE**	**Namba *et al.* 2017** **2007** **ZOSTÈRE**	**McIver *et al*., inédit** **2013** **ZOSTÈRE**
MAMMIFÈRES	Phoque gris (*Halichoreus grypus*)				x		
POISSONS	Gaspareau (*Alosa pseudoharengus*)		x				x
	Clypéastre (*Ammodytes americanus*)			x		x	
	Anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*)	x	x	x		x	
	Épinoche à quatre épines (*Apeltes quadracus*)			x			
	Hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*)			x			
	Choquemort (*Fundulus heteroclitus*)			x			
	Morue franche (*Gadus morhua*)	x		x	x	x	
	Épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*)	x	x		x	x	x
	Hémitriptère atlantique (*Hemitripterus americanus*)					x	

Groupe taxonomique	Espèce	Schmidt *et al.* 2011 2006 FUCUS	Kay *et al.*, inédit 2012 FUCUS	Wong 2018*, Vercaemer *et al.* 2018** 2016 FUCUS	Schmidt *et al.* 2011 2006 ZOSTÈRE	Namba *et al.* 2017 2007 ZOSTÈRE	McIver *et al.*, inédit 2013 ZOSTÈRE
	Capucette (*Menidia menidia*)			x			x
	Poulamon (*Microgadus tomcod)*	x		x	x	x	
	Chaboisseau à dix-huit épines (*Myoxocephalus octodecemspinosus*)	x					
	Chaboisseau à épines courtes (*Myoxocephalus scorpius*)				x	x	
	Chaboisseau bronzé (*Myoxocephalus aenaeus*)			x			
	Éperlan (*Osmerus mordax*)			x			
	Sigouine de roche (*Pholis gunnellus*)	x		x		x	
	Goberge (*Pollachius virens*)			x		x	x
	Plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*)	x		x	x	x	x
	Épinoche à neuf épines (*Pungitius pungitius*)			x			
	Maquereau (*Scomber scombrus*)	x		x	x		
	Syngnathe brun (*Syngnathus fuscus*)	x		x			
	Tanche-tautogue (*Tautogolabrus adspersus*)	x		x			

Groupe taxonomique	Espèce	Schmidt *et al.* 2011 2006 FUCUS	Kay *et al.*, inédit 2012 FUCUS	Wong 2018*, Vercaemer *et al.* 2018** 2016 FUCUS	Schmidt *et al.* 2011 2006 ZOSTÈRE	Namba *et al.* 2017 2007 ZOSTÈRE	McIver *et al.*, inédit 2013 ZOSTÈRE
	Merluche blanche (*Urophysis tenuis*)			x			
ARTHROPODES*	Homard d'Amérique (*Homarus americanus*)	x				x	x
	Crabe nordique (*Cancer borealis*)	x					x
	Crabe commun (*Cancer irroratus*)	x		x	x	x	x
	Crabe vert européen (*Carcinus maenas*)	x	x	x	x	x	x
	Crabe de boue (*Dyspanopeus (Neopanopeus)* sayi)					x	
	Bernard l'ermite (*Pagurus acadiensis*)					x	x
	Bernard l'ermite (*Pagurus* sp.)	x			x		
	Mysis (Mysidae)		x				
	Mysis effilée (*Mysis stenolepis)*	x	x		x	x	x
	Crevette grise (*Crangon septemspinosa*)			x	x	x	x
	Bouquet Mississippi (*Palaemon* sp.)			x			

Groupe taxonomique	Espèce	Schmidt *et al.* 2011 2006 FUCUS	Kay *et al.*, inédit 2012 FUCUS	Wong 2018*, Vercaemer *et al.* 2018** 2016 FUCUS	Schmidt *et al.* 2011 2006 ZOSTÈRE	Namba *et al.* 2017 2007 ZOSTÈRE	McIver *et al.*, inédit 2013 ZOSTÈRE
	Isopode (*Idotea* sp.)				x	x	
	Idothée (*Idotea Baltica*)						
	Isopode (*Idotea phosphorea*)						
	Isopode (*Jaera albifrons*)						
	Isopode (*Munna fabricii*)						
	Amphipodes		x				x
	Caprelle (Caprellidae)					x	
	Amphipode (*Corophium volutator)*						x
	Amphipode (Corophiidae)						
	Leptocheirus pinguis						
	Dexamine Thea						
	Pontogeneia inermis						
	Gammarus lawrencianus						

Groupe taxonomique	Espèce	Schmidt *et al.* 2011 2006 FUCUS	Kay *et al.*, inédit 2012 FUCUS	Wong 2018*, Vercaemer *et al.* 2018** 2016 FUCUS	Schmidt *et al.* 2011 2006 ZOSTÈRE	Namba *et al.* 2017 2007 ZOSTÈRE	McIver *et al.*, inédit 2013 ZOSTÈRE
	Photis sp.						
	Ischyrocerus anguipes						
	Orchomenella minuta						
	Phoxocephalus holbolli						
	Hardametopa carinata						
	Cucumacea						
	Larves de *Chironomidae*						
	Pouce-pied (*Semibalanus balanoides*)	x	x				
CTÉNOPHORES	Groseille de mer ronde (*Pleurobrachia pileus*)		x				
MÉDUSES	Méduse lune (*Aurelia aurita*)					x	
	Cyanée (*Cyanea capillata*)					x	x

Groupe taxonomique	Espèce	Schmidt *et al.* 2011 2006 FUCUS	Kay *et al.*, inédit 2012 FUCUS	Wong 2018*, Vercaemer *et al.* 2018** 2016 FUCUS	Schmidt *et al.* 2011 2006 ZOSTÈRE	Namba *et al.* 2017 2007 ZOSTÈRE	McIver *et al.*, inédit 2013 ZOSTÈRE
ÉCHINODERMES*	*Asterias forbesii*	x	x		x	x	
	Étoile de mer commune (*Asterias vulgaris/rubens*)		x		x	x	
	Ophiure naine (*Amphipholis squamata*)						
MOLLUSQUES*	*Anomia* sp.		x				
	Heteranomia squamula						
	Crepidula fornicata	x				x	
	Ilyanassa obsoleta						x
	Lacuna vincta				x	x	x
	Littorina spp.	x	x		x		
	Littorina littorea		x			x	x
	Littorina saxatilis		x			x	
	Littorina obtusata		x				

Groupe taxonomique	Espèce	Schmidt *et al.* 2011 2006 FUCUS	Kay *et al.*, inédit 2012 FUCUS	Wong 2018*, Vercaemer *et al.* 2018** 2016 FUCUS	Schmidt *et al.* 2011 2006 ZOSTÈRE	Namba *et al.* 2017 2007 ZOSTÈRE	McIver *et al.*, inédit 2013 ZOSTÈRE
	Macoma						x
	Margarites helicinus					x	x
	Mytilus sp.	x	x			x	
	Nassarius trivittatus				x	x	x
	Naticidae sp.						x
	Notoacmaea testudinalis	x			x	x	
	Rissoidae						
	Skeneopsis planorbis						
	Solemya borealis						x
	Tellina agilis						x
	Testudinalia testudinalis						
	Tritia trivittata			x			
	Turbonilla sp.					x	

Groupe taxonomique	Espèce	Schmidt *et al.* 2011 2006 FUCUS	Kay *et al.*, inédit 2012 FUCUS	Wong 2018*, Vercaemer *et al.* 2018** 2016 FUCUS	Schmidt *et al.* 2011 2006 ZOSTÈRE	Namba *et al.* 2017 2007 ZOSTÈRE	McIver *et al.*, inédit 2013 ZOSTÈRE
PORIFÈRES	Éponge mie de pain (*Halichondria panacea*)	x	x				
VERS*	Ver plat (*Convoluta convolute*)					x	x
	Spirorbis sp.	x			x	x	x
	Polychètes						
	Oligochètes						
	Némertes						
BRYOZOAIRES	*Electra pilosa*		x				
	Flustrella hispida		x				
	Membranipora membranacea	x	x		x	x	x
	Lichenopora sp.					x	

Groupe taxonomique	Espèce	Schmidt *et al.* 2011 2006 FUCUS	Kay *et al.*, inédit 2012 FUCUS	Wong 2018*, Vercaemer *et al.* 2018** 2016 FUCUS	Schmidt *et al.* 2011 2006 ZOSTÈRE	Namba *et al.* 2017 2007 ZOSTÈRE	McIver *et al.*, inédit 2013 ZOSTÈRE
HYDRAIRES	*Hydraires*					x	x
	Obelia geniculata		x				
ASCIDIES	*Botryllus schlosseri*	x				x	
PLANTES	*Zostera marina*				x	x	x
VARECH**	*Agarum clathratum*					x	
	Ahnfeltia plicata		x		x		
	Ascophyllum nodosum	x	x			x	
	Bonnemaisonia hamifera						x
	Ceramium sp.					x	x
	Chaetomorpha melagonium					x	
	Chondrus crispus	x	x			x	

Groupe taxonomique	Espèce	Schmidt *et al.* 2011 2006 FUCUS	Kay *et al.*, inédit 2012 FUCUS	Wong 2018*, Vercaemer *et al.* 2018** 2016 FUCUS	Schmidt *et al.* 2011 2006 ZOSTÈRE	Namba *et al.* 2017 2007 ZOSTÈRE	McIver *et al.*, inédit 2013 ZOSTÈRE
	Chorda filum					x	
	Chordaria flagelliformis					x	
	Cladophora rupestris	x					x
	Cladosiphon zosterae						x
	Corallina officinalis	x			x	x	
	Cystoclonium purpureum						x
	Ectocarpus siliculosus	x					x
	Erythrotrichia carnea	x					
	Fucus vésiculeux	x	x		x	x	
	Pilayella littoralis	x					x
	Polysiphonia fucoides	x			x		
	Saccharina latissima					x	
	Sphacelaria arctica	x					

Groupe taxonomique	Espèce	Schmidt *et al.* 2011 2006 FUCUS	Kay *et al.*, inédit 2012 FUCUS	Wong 2018*, Vercaemer *et al.* 2018** 2016 FUCUS	Schmidt *et al.* 2011 2006 ZOSTÈRE	Namba *et al.* 2017 2007 ZOSTÈRE	McIver *et al.*, inédit 2013 ZOSTÈRE
	Sphaerotrichia divaricata					x	
**Wong *et al.* 2016 et Vercaemer *et al*. 2018 n'ont pas répertorié les espèces d'algues							

Tableau 10. Menaces potentielles présentant un niveau élevé de préoccupation pour le saumon de l'Atlantique des hautes terres du Sud (HTS) (Salmo salar) dans le milieu d'eau douce. Modifiées d'après Bowlby et al. (2014).

Menace	Preuves des changements apportés à la viabilité des populations de saumon des hautes terres du Sud	Gravité des impacts au niveau de la population	Justification
Environnement d'eau douce			
Acidification	Très fortes	Extrême	Les pluies acides et la lixiviation du substrat rocheux ont entraîné l'acidification des rivières des hautes terres du Sud, qui ont une capacité d'atténuation réduite. Le pH bas a des effets négatifs sur la physiologie et la survie des juvéniles.
Altération du régime hydrologique	Moyennes	Élevée	L'aménagement et la foresterie le long de certaines rivières peuvent augmenter ou diminuer le débit, ce qui réduit la survie des juvéniles. L'altération du régime hydrologique se répercute également sur les montaisons des adultes dans les rivières, et des événements de débit extrême ont été observés.
Espèces de poissons envahissantes	Moyennes	Élevée	Le brochet maillé et l'achigan à petite bouche sont d'importantes espèces envahissantes qui s'attaquent directement au saumon. Ces espèces sont répandues partout en Nouvelle-Écosse.
Obstacles physiques	Très fortes	Moyenne à extrême (selon la structure du bassin versant)	Obstacles saisonniers, partiels ou complets au déplacement des saumons adultes, des saumoneaux et des juvéniles. Les structures altèrent l'habitat en modifiant le débit et le dépôt de sédiments. Les obstacles fragmentent l'habitat, ce qui réduit l'habitat disponible.
Pêche illicite	Élevées	Faible à élevée (selon le nombre de saumons prélevés et la taille de la population)	Mortalité directe des adultes. Selon des données anecdotiques, le braconnage est répandu et, compte tenu de la petite taille de la population, il pourrait avoir des répercussions plus importantes sur les populations sauvages.

Tableau 11. Menaces potentielles présentant un niveau élevé de préoccupation pour le saumon de l'Atlantique des hautes terres du Sud (HTS) (Salmo salar) dans le milieu marin. Modifiées d'après Bowlby et al. (2014).

Menace	Preuves des changements apportés à la viabilité des populations de saumon des hautes terres du Sud	Gravité des impacts au niveau de la population	Justification
Environnements marins et estuariens			
Salmoniculture	Faibles	Moyenne à élevée (selon l'emplacement des sites aquacoles et les pratiques d'exploitation)	Les répercussions peuvent inclure la perte d'habitat près du rivage, le transfert possible de maladies, l'attraction de prédateurs et la reproduction croisée avec les poissons échappés de l'aquaculture. Introduction d'allèles délétères ou réduction de la diversité génétique. Peut contribuer à une baisse du succès reproducteur et à une augmentation des taux de mortalité chez les adultes et les immatures.
Changements dans les conditions océanographiques	Faibles	Faible à extrême (selon l'ampleur du changement)	Les changements climatiques, les changements écosystémiques et les changements d'origine humaine influent sur les taux de mortalité en mer.

Tableau 12. Données sur les observations de baleines, de phoques et de tortues de mer tirées de la base de données sur les observations de baleines (OESD 2018) pour la plate-forme Néo-Écossaise de 2007 à 2017. Les nombres n'ont pas été vérifiés et les observations sont fondées sur une base opportuniste. Les observations peuvent être signalées par des personnes ayant une expertise variée en identification des mammifères marins.

Date	Latitude	Longitude	Nombre d'individus dans le groupe	Nom commun de l'espèce
17 juillet 2007	43,66	-63,53	8	DAUPHIN – COMMUN
1er août 2007	44,83283	-61,8055	1	TORTUE MARINE – VERTE
6 août 2007	44,07333	-61,4867	3	BALEINE – GLOBICÉPHALE NOIR
7 août 2007	44,44833	-61,6367	1	BALEINE (NN)
26 septembre 2007	43,91667	-63,7333	1	BALEINE – PETIT RORQUAL
26 septembre 2007	44,06667	-63,3167	7	DAUPHIN – COMMUN
3 octobre 2007	44,28333	-62,6167	50	DAUPHIN – À FLANCS BLANCS
3 octobre 2007	44,31667	-62,5333	50	DAUPHIN – COMMUN
20 avril 2008	44,347	-62,0968	3	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
11 juin 2008	45,388	-59,4197	2	MARSOUIN – COMMUN
14 juin 2008	45,44683	-59,305	7	DAUPHINS/MARSOUINS (NN)
14 juin 2008	45,44683	-59,305	1	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
14 juin 2008	45,27967	-59,0718	6	BALEINE – GLOBICÉPHALE
14 septembre 2008	43,83617	-65,6428	1	BALEINE (NN)
14 septembre 2008	43,54167	-65,1808	1	RORQUAL COMMUN

Date	Latitude	Longitude	Nombre d'individus dans le groupe	Nom commun de l'espèce
14 septembre 2008	44,0965	-65,1777	1	RORQUAL COMMUN
15 octobre 2008	44,91283	-61,563	1	RORQUAL COMMUN
15 octobre 2008	45,23333	-60,6793	2	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
17 octobre 2008	45,25433	-59,277	15	DAUPHIN – COMMUN
17 octobre 2008	45,235	-59,2572	1	RORQUAL COMMUN
17 octobre 2008	45,185	-59,2057	2	DAUPHIN – COMMUN
26 avril 2009	45,1885	-59,202	1	RORQUAL COMMUN
28 avril 2009	44,49417	-61,5218	3	RORQUAL COMMUN
3 juin 2009	44,46667	-63,64	2	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
8 août 2009	43,502	-66,4542	7	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
8 août 2009	43,56	-66,4497	2	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
12 août 2009	44,666	-63,5885	1	RORQUAL COMMUN
12 août 2009	44,64267	-63,564	1	BALEINE (NN)
12 août 2009	44,63417	-63,5583	1	RORQUAL COMMUN
27 août 2009	43,96567	-64,11	8	DAUPHIN – À FLANCS BLANCS
7 juin 2010	44,55783	-62,5317	1	BALEINE – PETIT RORQUAL
29 juillet 2010	44,021	-64,0848	1	CÉTACÉS (NN)

Date	Latitude	Longitude	Nombre d'individus dans le groupe	Nom commun de l'espèce
23 juin 2011	45,0915	-61,538	2	BALEINE NOIRE DE L'ATLANTIQUE NORD
16 juillet 2011	44,66667	-62,2333	1	TORTUE DE MER – LUTH
11 juillet 2012	43,8004	-63,2224	1	RORQUAL COMMUN
29 juillet 2012	45,48333	-60,7	1	TORTUE DE MER – LUTH
1er juin 2013	44,6614	-63,9241	1	MARSOUIN – COMMUN
7 juillet 2013	43,98067	-63,1353	1	CÉTACÉS (NN)
13 juillet 2013	45,41683	-60,3367	1	TORTUE DE MER – CAOUANNE
23 juillet 2013	43,58333	-65,0333	1	TORTUE DE MER – LUTH
30 juillet 2013	44,39417	-63,3972	1	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
15 août 2013	44,61233	-62,544	2	RORQUAL COMMUN
15 août 2013	44,64567	-62,4373	1	BALEINE – GRAND CACHALOT
6 octobre 2013	44,48463	-63,7761	1	BALEINE – À BEC COMMUNE
10 novembre 2013	43,7109	-66,0269	1	TORTUE DE MER – LUTH
30 novembre 2013	44,08333	-62,6833	16	BALEINE – GLOBICÉPHALE
5 décembre 2013	44,06667	-62,9667	4	BALEINE – GLOBICÉPHALE
5 décembre 2013	44,21667	-62,8	4	BALEINE – GLOBICÉPHALE
6 décembre 2013	44,6449	-63,3769	1	MARSOUIN – COMMUN

Date	Latitude	Longitude	Nombre d’individus dans le groupe	Nom commun de l’espèce
13 avril 2014	43,98583	-62,0728	1	BALEINE (NN)
30 mai 2014	44,67417	-63,0485	1	BALEINE (NN)
11 juin 2014	45,1155	-61,5832	2	BALEINE NOIRE DE L’ATLANTIQUE NORD
16 juillet 2014	43,77667	-62,1667	4	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
22 juillet 2014	43,79074	-64,4336	2	RORQUAL COMMUN
22 juillet 2014	43,75944	-64,4132	3	RORQUAL COMMUN
22 juillet 2014	43,75859	-64,4127	1	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
22 juillet 2014	43,73409	-64,3532	2	CÉTACÉS (NN)
22 juillet 2014	43,61216	-64,1824	1	CÉTACÉS (NN)
22 juillet 2014	43,57646	-63,7054	10	DAUPHIN – À FLANCS BLANCS
22 juillet 2014	43,80987	-63,6964	1	RORQUAL COMMUN
22 juillet 2014	43,79505	-63,6867	1	CÉTACÉS (NN)
22 juillet 2014	43,59492	-63,4432	1	CÉTACÉS (NN)
22 juillet 2014	43,67754	-63,3898	1	BALEINE – PETIT RORQUAL
22 juillet 2014	43,62965	-63,3453	5	BALEINE NOIRE DE L’ATLANTIQUE NORD
22 juillet 2014	43,63962	-63,3356	1	CÉTACÉS (NN)
22 juillet 2014	43,63011	-63,3338	5	BALEINE NOIRE DE L’ATLANTIQUE NORD

Date	Latitude	Longitude	Nombre d’individus dans le groupe	Nom commun de l’espèce
22 juillet 2014	43,74623	-63,0953	1	CÉTACÉS (NN)
25 juillet 2014	43,79018	-64,0674	15	DAUPHINS/MARSOUINS (NN)
25 juillet 2014	43,534	-63,7669	1	RORQUAL COMMUN
25 juillet 2014	43,54696	-63,7246	2	DAUPHINS/MARSOUINS (NN)
25 juillet 2014	43,59249	-63,3046	1	CÉTACÉS (NN)
25 juillet 2014	43,58792	-63,2841	1	RORQUAL COMMUN
25 juillet 2014	43,51928	-63,2439	30	CÉTACÉS (NN)
25 juillet 2014	43,52246	-63,2401	50	CÉTACÉS (NN)
25 juillet 2014	43,54731	-63,2247	20	DAUPHINS/MARSOUINS (NN)
25 juillet 2014	44,23143	-63,2183	1	CÉTACÉS (NN)
25 juillet 2014	43,71144	-63,1183	1	RORQUAL COMMUN
25 juillet 2014	43,71956	-63,113	1	CÉTACÉS (NN)
25 juillet 2014	43,99135	-63,0669	1	RORQUAL COMMUN
25 juillet 2014	43,98265	-63,0578	50	DAUPHIN – COMMUN
25 juillet 2014	43,97056	-63,0571	1	CÉTACÉS (NN)
25 juillet 2014	43,96076	-63,0408	1	RORQUAL COMMUN
25 juillet 2014	43,92781	-63,0364	1	CÉTACÉS (NN)

Date	Latitude	Longitude	Nombre d’individus dans le groupe	Nom commun de l’espèce
25 juillet 2014	43,84332	-63,0325	2	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
25 juillet 2014	43,96103	-63,0304	2	DAUPHINS/MARSOUINS (NN)
25 juillet 2014	43,9621	-63,0282	1	RORQUAL COMMUN
26 juillet 2014	43,50901	-63,9891	1	CÉTACÉS (NN)
26 juillet 2014	43,6343	-63,9379	1	TORTUE DE MER – LUTH
26 juillet 2014	44,22063	-63,7347	1	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
26 juillet 2014	44,23008	-63,7314	1	BALEINE – PETIT RORQUAL
26 juillet 2014	44,25252	-63,7236	1	CÉTACÉS (NN)
27 juillet 2014	45,03181	-61,3053	1	BALEINE – RORQUAL À BOSSE
27 juillet 2014	44,77843	-61,2069	3	DAUPHINS/MARSOUINS (NN)
27 juillet 2014	44,77558	-61,2034	2	DAUPHINS/MARSOUINS (NN)
27 juillet 2014	44,76986	-61,1963	10	DAUPHINS/MARSOUINS (NN)
27 juillet 2014	44,7695	-61,1959	10	BALEINE – PETIT RORQUAL
27 juillet 2014	44,76878	-61,195	50	DAUPHINS/MARSOUINS (NN)
27 juillet 2014	44,77262	-61,1948	30	DAUPHINS/MARSOUINS (NN)
27 juillet 2014	44,76161	-61,1863	30	DAUPHIN – COMMUN
27 juillet 2014	44,77515	-61,183	1	BALEINE – PETIT RORQUAL

Date	Latitude	Longitude	Nombre d'individus dans le groupe	Nom commun de l'espèce
27 juillet 2014	44,75626	-61,1781	50	DAUPHIN – COMMUN
27 juillet 2014	45,19058	-60,898	1	TORTUE DE MER – LUTH
27 juillet 2014	44,79959	-60,6487	1	FAUX-ORQUE
27 juillet 2014	45,16188	-60,5112	15	BALEINE – GLOBICÉPHALE
27 juillet 2014	45,07596	-60,4057	1	TORTUE DE MER – LUTH
27 juillet 2014	45,28629	-60,3691	1	TORTUE DE MER – LUTH
27 juillet 2014	45,14762	-60,1925	1	BALEINE – PETIT RORQUAL
27 juillet 2014	45,03703	-60,0541	1	TORTUE DE MER – LUTH
27 juillet 2014	45,00863	-60,0201	1	FAUX-ORQUE
31 juillet 2014	44,2	-63,87	7	RORQUAL COMMUN
1er août 2014	43,53	-65,29	1	RORQUAL COMMUN
7 août 2014	44,7993	-60,0747	12	DAUPHIN – À FLANCS BLANCS
24 octobre 2014	43,95733	-63,5002	1	BALEINE – À FANONS (NN)
12 février 2015	44,36667	-63,7	1	PHOQUES (NN)
16 mars 2015	43,6304	-65,2799	1	PHOQUE – GRIS
5 mai 2015	45,2618	-59,0275	1	CÉTACÉS (NN)
25 mai 2015	44,69466	-63,6378	1	BALEINE – BÉLUGA

Date	Latitude	Longitude	Nombre d’individus dans le groupe	Nom commun de l’espèce
17 juillet 2015	43,6667	-66,05	3	CÉTACÉS (NN)
20 août 2015	45,0961	-59,4318	1	BALEINE – PETIT RORQUAL
4 octobre 2015	43,6906	-64,5632	1	CÉTACÉS (NN)
11 octobre 2015	44,1501	-63,176	1	BALEINE – RORQUAL BLEU
21 juillet 2016	44,64667	-63,5539	1	BALEINE – PETIT RORQUAL

Tableau 13. Espèces présentes dans le site d'intérêt ou à proximité, classées en ordre alphabétique de la population ou de l'unité désignable (UD); leur statut de conservation, y compris l'année de la dernière évaluation par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC); la raison de la désignation; le statut de risque selon la Loi sur les espèces en péril (LEP) et l'année de la désignation si l'espèce a été inscrite sur l'annexe 1; les remarques sur la présence de l'espèce dans le SI ou à proximité.

Espèce	**État de conservation au Canada**			
	Population/UD	**COSEPAC (année de la désignation)**	**Justification de la désignation**	**LEP (année de l'inscription à l'annexe 1)**
Anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*)	Populations de la Nouvelle-Écosse	Menacée (2012)	Baisses spectaculaires des populations du lac Ontario et du Saint-Laurent, mais tendances variables dans d'autres régions	Aucun statut
Plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*)	Population des Maritimes	Menacée (2009)	Les individus matures ont diminué de 67 % sur la plate-forme Néo-Écossaise	Aucun statut
Morue franche (*Gadus morhua*)	Population du Sud laurentien	En voie de disparition (2010)	Les populations ont diminué de 90 % et ne se sont pas améliorées	Aucun statut
Saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*)	UD des hautes terres du Sud	En voie de disparition (2010)	Les individus adultes ont diminué de 61 % dans les hautes terres du Sud	En attente
Loup atlantique (*Anarhichas lupus*)	Population de l'Atlantique et de l'Arctique	Espèce préoccupante (2000, confirmation en 2012)	Baisses marquées jusqu'au milieu des années 1990 et déclins continus sur la plate-forme Néo-Écossaise	Annexe 1, espèce préoccupante
Garrot d'Islande (*Bucephala islandica*)	Est du Canada	Espèce préoccupante (2000, confirmation en 2011)	Petite population observée seulement dans l'est du Canada	Annexe 1, espèce préoccupante
Thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*)	Population de l'Atlantique	En voie de disparition (2011)	Baisse de 69 % du nombre de reproducteurs	Aucun statut
Arlequins plongeurs (*Histrionicus histrionicus*)	Population de l'Est	Espèce préoccupante (2013)	Petite population vulnérable aux déversements de pétrole et à d'autres événements	Annexe 1, espèce préoccupante
Tortue luth (*Dermochelys coriacea*)	Population de l'Atlantique	En voie de disparition (2012)	Les populations mondiales ont diminué de 70 % en raison des prises accessoires, de la pollution marine et de l'empêtrement dans les palangres et les engins de pêche fixes.	Annexe 1, en voie de disparition
Loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*)	Population de l'Atlantique et de l'Arctique	Menacée (2001, confirmation en 2012)	Déclins marqués de l'abondance et de l'aire de répartition dans les années 1980	Annexe 1, Menacée

Espèce	État de conservation au Canada			
	Population/UD	**COSEPAC (année de la désignation)**	**Justification de la désignation**	**LEP (année de l'inscription à l'annexe 1)**
Pluvier siffleur (*Charadrius melodus*)	Sous-espèce *melodus*	En voie de disparition (2001, mise à jour en 2013)	Les effectifs demeurent extrêmement bas et la population continue de diminuer	Annexe 1, en voie de disparition
Sterne de Dougall (*Sterna dougallii*)	Population du Nord-Est	En voie de disparition (1999, confirmation en 2009)	Seulement 200 individus matures sont présents au Canada	Annexe 1, en voie de disparition
Loup tacheté (*Anarhichas minor*)	Population de l'Atlantique et de l'Arctique	Menacée (2001, confirmation en 2012)	Déclins marqués dans les années 1970 et 1980, avec quelques signes de rétablissement.	Annexe 1, Menacée
Merluche blanche (*Urophycis tenuis*)	Population de l'Atlantique et du nord du golfe du Saint-Laurent	Menacée (2013)	Les adultes ont diminué de 70 % au cours des trois dernières générations	Aucun statut
Raie tachetée (*Leucoraja ocellata*)		En voie de disparition (2015)	L'abondance des individus matures a diminué de 98 % depuis les années 1970	

Tableau 14. Sommaire des prévisions climatiques de 2075 pour le SI des îles de la côte Est et la zone de planification côtière (zone côtière), classées par saison : hiver (janvier à mars), printemps (avril à juin), été (juillet à septembre) et automne (octobre à décembre). Les prévisions sont établies pour la couche de surface supérieure ou en profondeur. La variation moyenne de la salinité et de la température, avec les écarts-types, est indiquée. Se reporter à Brickman et al. (2016) pour obtenir plus de détails sur la projection climatique (profil représentatif d'évolution de concentration 8.5 du Nucleus for European Modelling of the Ocean).

Emplacement	Profondeur	Variable	Saison	Moyenne	Écart-type	Valeur inférieure	Valeur supérieure
ZI	Surface	Salinité	Hiver	-0,33	0,05	-0,34	-0,33
			Printemps	-0,40	0,06	-0,41	-0,39
			Été	-0,29	0,04	-0,30	-0,28
			Automne	-0,22	0,03	-0,22	-0,22
		Température	Hiver	1,75	0,15	1,73	1,77
			Printemps	1,82	0,07	1,81	1,83
			Été	1,41	0,12	1,40	1,43
			Automne	1,51	0,10	1,50	1,53
	Fond	Salinité	Hiver	-0,17	0,11	-0,19	-0,16
			Printemps	-0,21	0,15	-0,24	-0,19
			Été	-0,09	0,15	-0,11	-0,07
			Automne	-0,05	0,12	-0,07	-0,04
		Température	Hiver	1,35	0,34	1,31	1,40
			Printemps	1,32	0,28	1,28	1,36

Emplacement	Profondeur	Variable	Saison	Moyenne	Écart-type	Valeur inférieure	Valeur supérieure
			Été	1,23	0,33	1,18	1,27
			Automne	1,21	0,32	1,17	1,25
Zone côtière	Surface	Salinité	Hiver	-0,17	0,24	-0,18	-0,16
			Printemps	-0,20	0,21	-0,21	-0,19
			Été	-0,13	0,18	-0,13	-0,12
			Automne	-0,05	0,16	-0,05	-0,04
		Température	Hiver	1,47	0,34	1,46	1,48
			Printemps	1,47	0,32	1,46	1,49
			Été	1,28	0,36	1,27	1,29
			Automne	1,25	0,39	1,24	1,27
	Fond	Salinité	Hiver	-0,34	0,18	-0,34	-0,33
			Printemps	-0,43	0,12	-0,43	-0,43
			Été	-0,36	0,09	-0,36	-0,35
			Automne	-0,24	0,11	-0,24	-0,23
		Température	Hiver	1,67	0,26	1,66	1,68
			Printemps	1,76	0,21	1,76	1,77
			Été	1,36	0,13	1,35	1,36
			Automne	1,41	0,13	1,41	1,42

Tableau 15. Détermination des lacunes dans les connaissances, des raisons pour lesquelles elles existent et des solutions possibles.

Lacune dans les connaissances	Explication	Solution(s) potentielle(s)
Océanographie côtière locale	Il existe peu de données pour la zone côtière sur les profils à petite échelle de la remontée d'eau et des courants dans l'archipel.	Déployer des ADCP à plusieurs endroits pendant au moins un an sur la côte Est. Élaborer des modèles fondés sur les données des ADCP pour comprendre l'océanographie à petite échelle dans la région.
Étendue et résilience de la zostère, du varech et du fucus	Peu de points d'accès permettent d'effectuer des travaux sur le terrain dans l'ensemble de la côte Est, ce qui signifie que l'étendue complète des lits de macrophytes demeure inconnue. La résilience de la zostère aux agents de stress est également inconnue dans le SI.	Relevés aériens pour visualiser les herbiers de zostère. Possibilité de construire une rampe de mise à l'eau pour faciliter l'accès aux zones littorales. La surveillance à long terme des herbiers de zostère et de fucus et des bancs de varech déterminera la résilience aux agents de stress et aux changements climatiques.
Utilisation temporelle de la zostère, du fucus et du varech par les poissons, les invertébrés et les oiseaux de mer	Bien que la biodiversité des animaux associés aux macrophytes soit bien étudiée, il existe peu d'études propres à la côte Est. D'autres facteurs comme les saisons (phénologie) et l'utilisation de cet habitat par différentes espèces de poissons juvéniles sont peu connus.	Effectuer des relevés à la senne de plage dans des bancs de macrophytes à différents moments de l'année pour étudier l'utilisation de cet habitat par les poissons juvéniles et les invertébrés.
Les macrophytes en tant qu'habitat biogène dans la zone infratidale	Les macrophytes comme le fucus sont utilisés comme habitat protecteur par les invertébrés et les poissons, mais le nombre d'espèces et la fréquence d'utilisation demeurent inconnus. De plus, la plupart des études font référence au fucus intertidal, mais la faune associée au fucus infratidal et à d'autres macrophytes est moins bien étudiée.	Effectuer des études comparatives sur les macrophytes intertidaux/infratidaux pour déterminer quelles espèces utilisent cet habitat.
Déplacements du homard d'Amérique	Selon les connaissances écologiques locales, le homard se rapproche de la côte à mesure que la saison de pêche progresse. Les déplacements en dehors de la saison de pêche sont inconnus.	Une étude par marquage pour évaluer les profils des déplacements du homard serait utile pour étudier où le homard migre et pourquoi.
Biodiversité des invertébrés	Peu d'études ont évalué la biodiversité des invertébrés sur les côtes de la Nouvelle-Écosse. Le Projet des écosystèmes côtiers a été mené à proximité, mais à l'extérieur, des limites du SI.	Effectuer des collectes à l'aide de traits de plancton, de relevés en plongée, de dragues benthiques, pour évaluer la biodiversité des phyla sous-étudiés. Des stations supplémentaires du relevé sentinelle, du relevé sur le flétan ou des relevés sur le crabe des

Lacune dans les connaissances	Explication	Solution(s) potentielle(s)
		neiges dans les zones d'une profondeur de moins de 100 m fourniraient des données.
Utilisation de la zone côtière par les grands poissons pélagiques	Le thon rouge de l'Atlantique est pêché et a été observé dans le SI et d'autres zones côtières. On suppose que les grands poissons pélagiques comme les thonidés et les requins se nourrissent dans la zone côtière, mais on ignore dans quelle mesure le SI contribue à ce comportement et à d'autres.	Travailler avec les pêcheurs locaux pour qu'ils déclarent mieux les observations de grands poissons pélagiques et leurs comportements.
Utilisation des zones côtières par les cétacés et les tortues marines	Le SI peut être une voie de migration côtière pour les cétacés et les tortues marines qui vont se nourrir dans le golfe du Saint-Laurent. Il n'y a pas eu de relevé systématique de ces animaux, et il manque des observations vérifiées et consignées.	Collaborer avec les pêcheurs locaux pour mieux signaler les observations de cétacés et de tortues marines dans le SI.
Zooplancton et ichthyoplankton	Du krill et des copépodes sont déclarés dans la région, mais on ne sait pas s'il y a des espèces uniques à la région et dans quelles densités elles se trouvent. On sait que la région abrite des poissons juvéniles, mais l'ichthyoplankton n'est pas quantifié.	Réaliser des traits de plancton en plusieurs saisons pour mieux décrire le zooplancton et l'ichthyoplankton de la région.
Utilisation de la côte par le saumon de l'Atlantique	Le saumon de l'Atlantique fraie dans un certain nombre de rivières de la côte Est et migre vers la mer à l'âge adulte. Toutefois, on ne sait pas s'il demeure près de la côte ou s'il migre vers des aires d'alimentation extracôtières. Des preuves génétiques permettent de penser que peu de saumons des hautes terres du Sud visitent les aires d'alimentation de l'ouest du Groenland.	Le marquage des saumoneaux lorsqu'ils se préparent à quitter les rivières pourrait fournir des données sur les déplacements du saumon dans la zone côtière.
Influence des îles sur la répartition de la zostère, du fucus, du varech et des animaux	Des centaines d'îles se trouvent à l'intérieur des limites du SI. L'hypothèse est que les isobathes créés par ces îles augmentent la complexité de l'habitat, fournissent un habitat aux poissons et aux invertébrés et protègent les herbiers de zostère et le varech contre le vent et les ondes de tempête.	Mener des études systématiques sur la taille des îles, la présence d'herbiers de zostère et de varech, et la biodiversité animale associée aux îles et à l'habitat non insulaire.

FIGURES

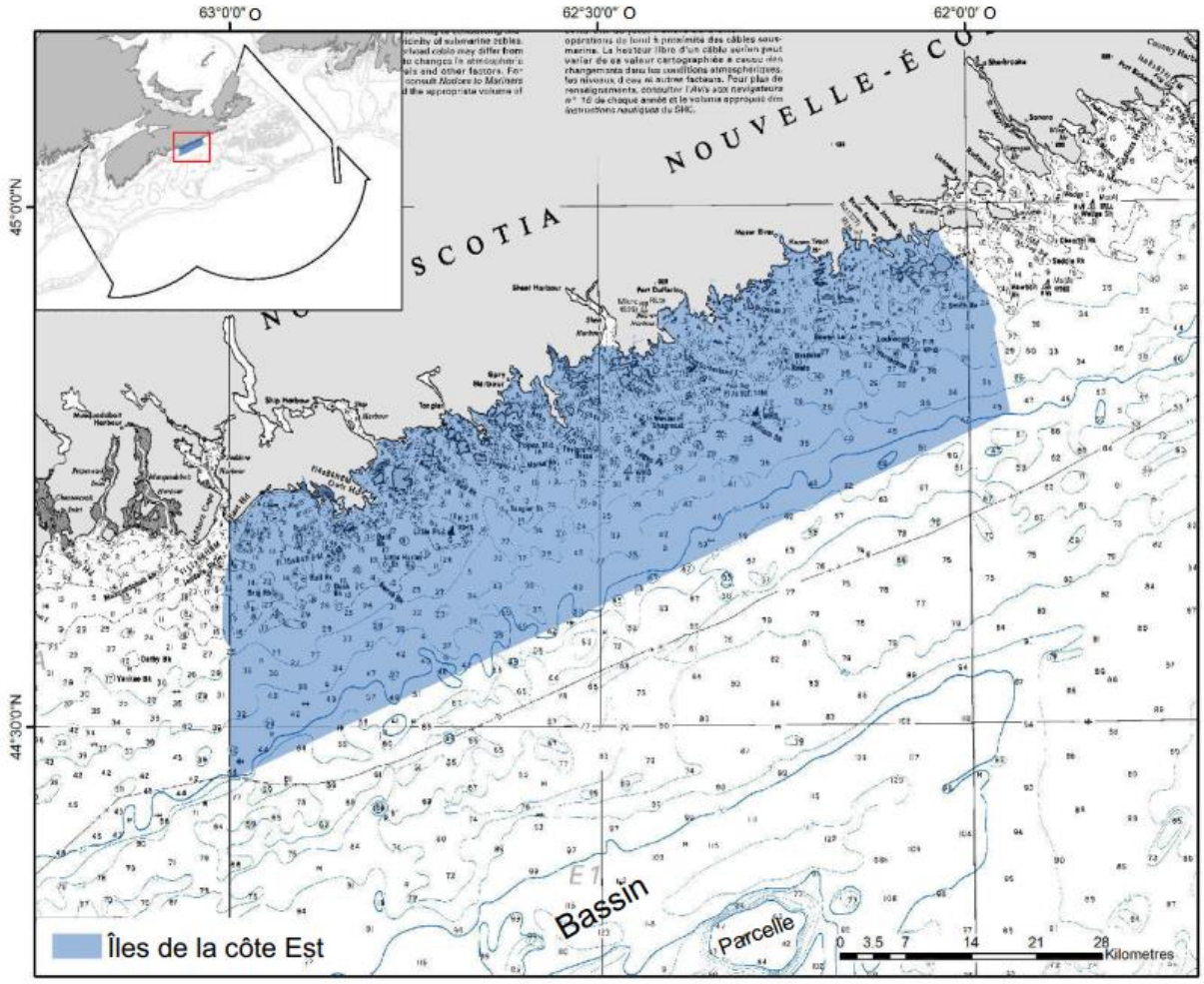

Figure 1. Zone d'intérêt des îles de la côte Est (ZI; zone bleue ombrée) en Nouvelle-Écosse. Les limites du SI ne sont pas définitives, peuvent être modifiées et ne reflètent pas nécessairement les limites d'une ZPM proposée. Base géographique : Carte marine 4013 du Service hydrographique du Canada (à ne pas utiliser pour la navigation).

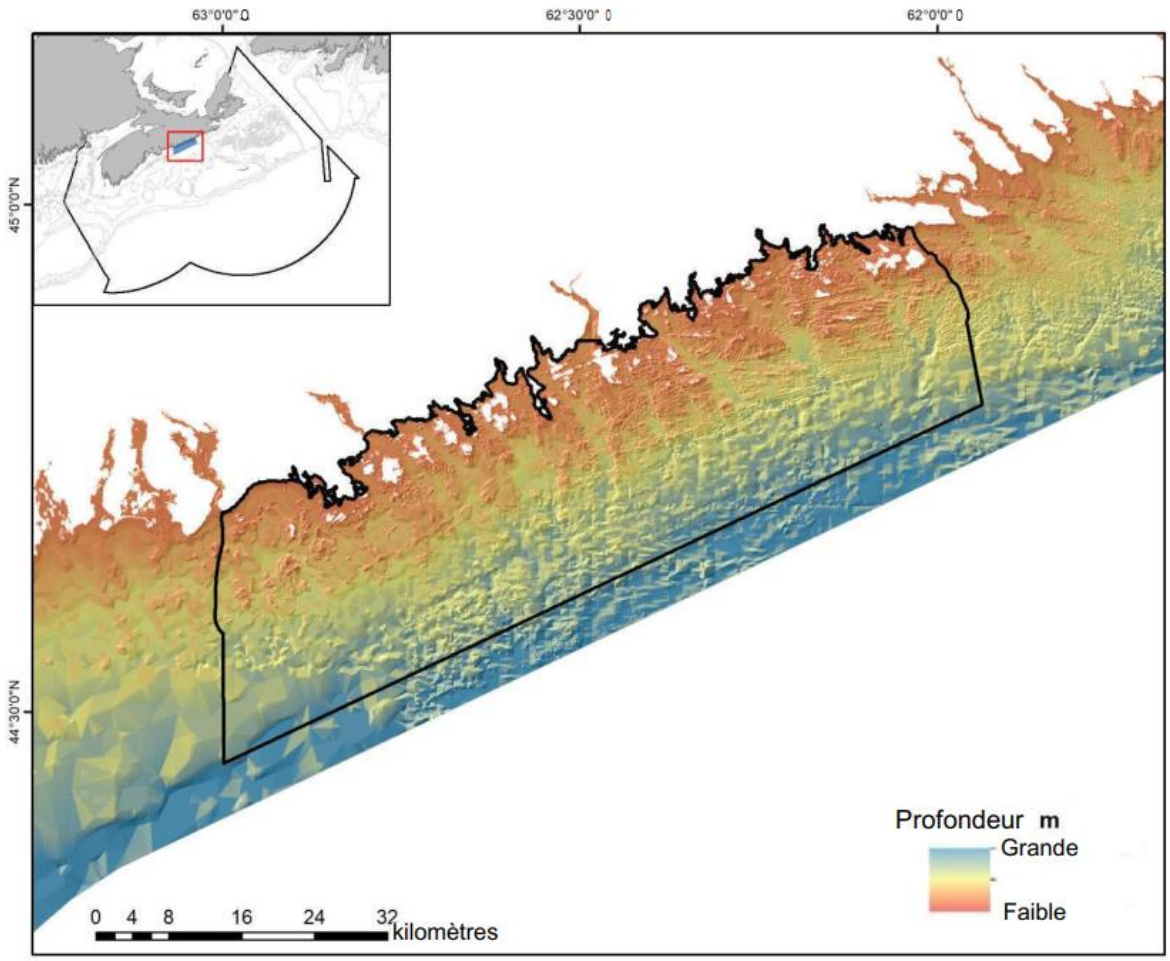

Figure 2. Carte altimétrique numérique avec effet de relief, illustrant la bathymétrie de la région des îles de la côte Est à une résolution de 35 m.

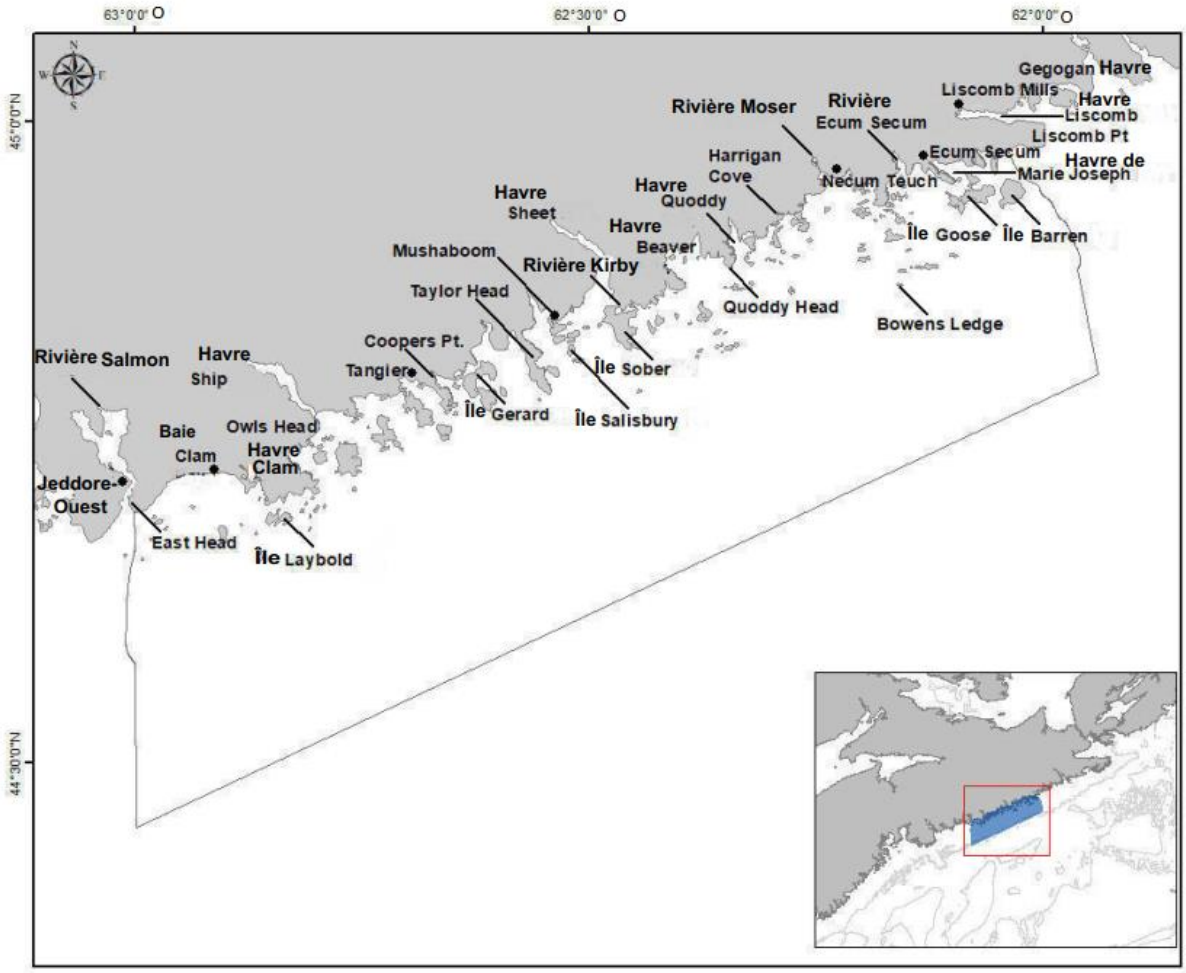

Figure 3. Zone d'étude des îles de la côte Est (zone en bleu et délimitée) avec les emplacements mentionnés dans le document.

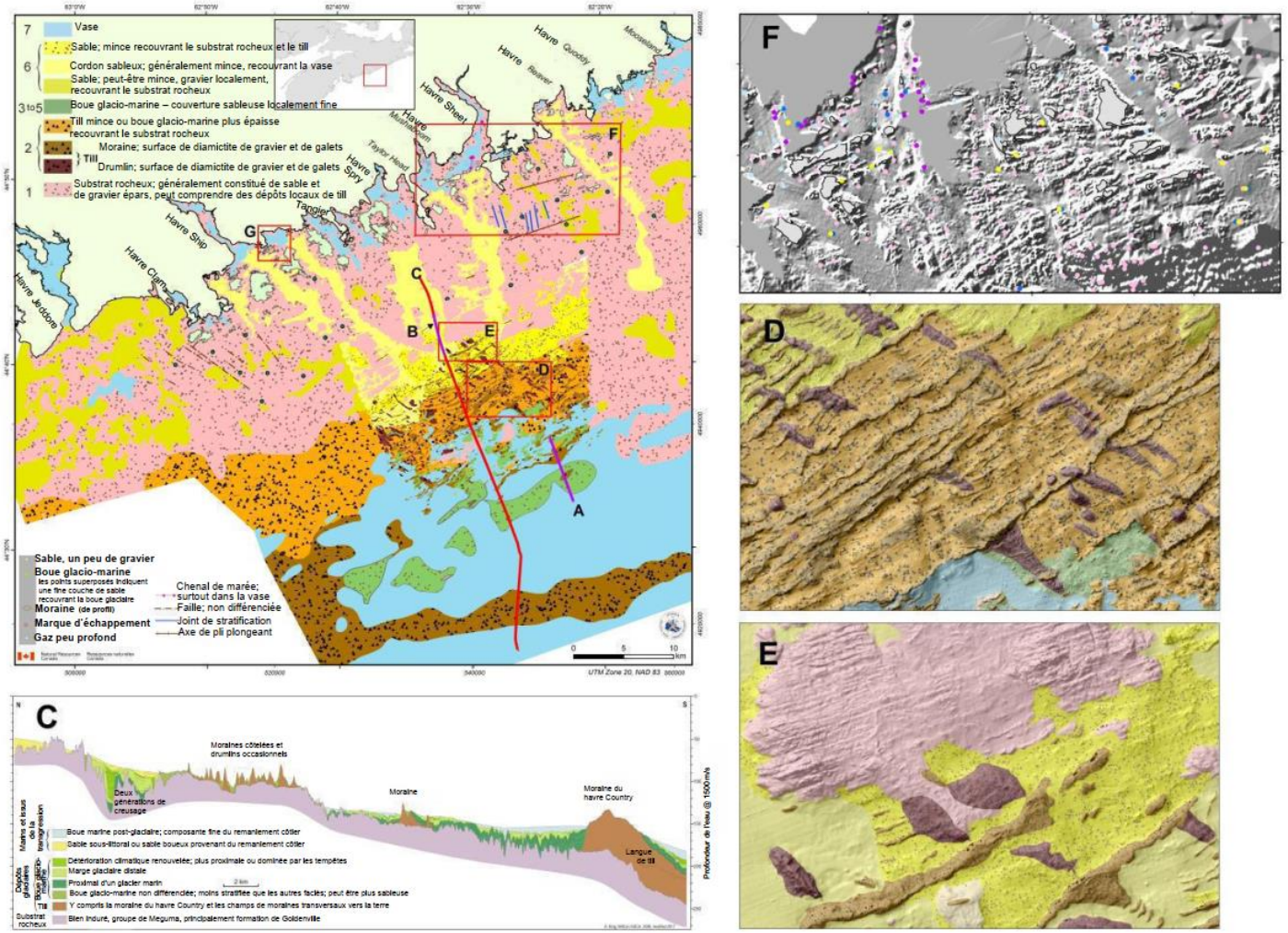

Figure 4. Géologie de la côte Est de la Nouvelle-Écosse. La région côtière est dominée par un substrat rocheux avec par endroits une fine épaisseur de sable, de gravier et de till glaciaire. Les zones boueuses sont prédominantes dans les bras de mer et plus au large. Les panneaux présentant des caractéristiques géologiques détaillées renvoient aux encadrés ou aux transects indiqués dans le panneau de la carte.

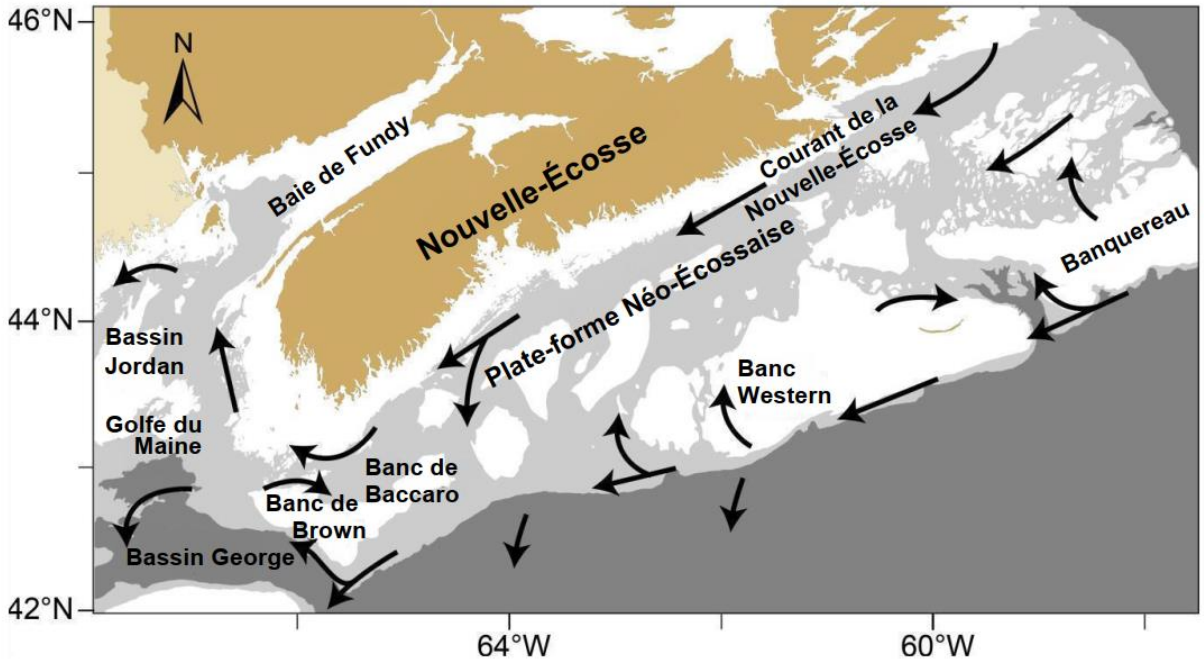

Figure 5. Courants côtiers et bancs de la Nouvelle-Écosse. Recréé d'après Bundy et al. (2014).

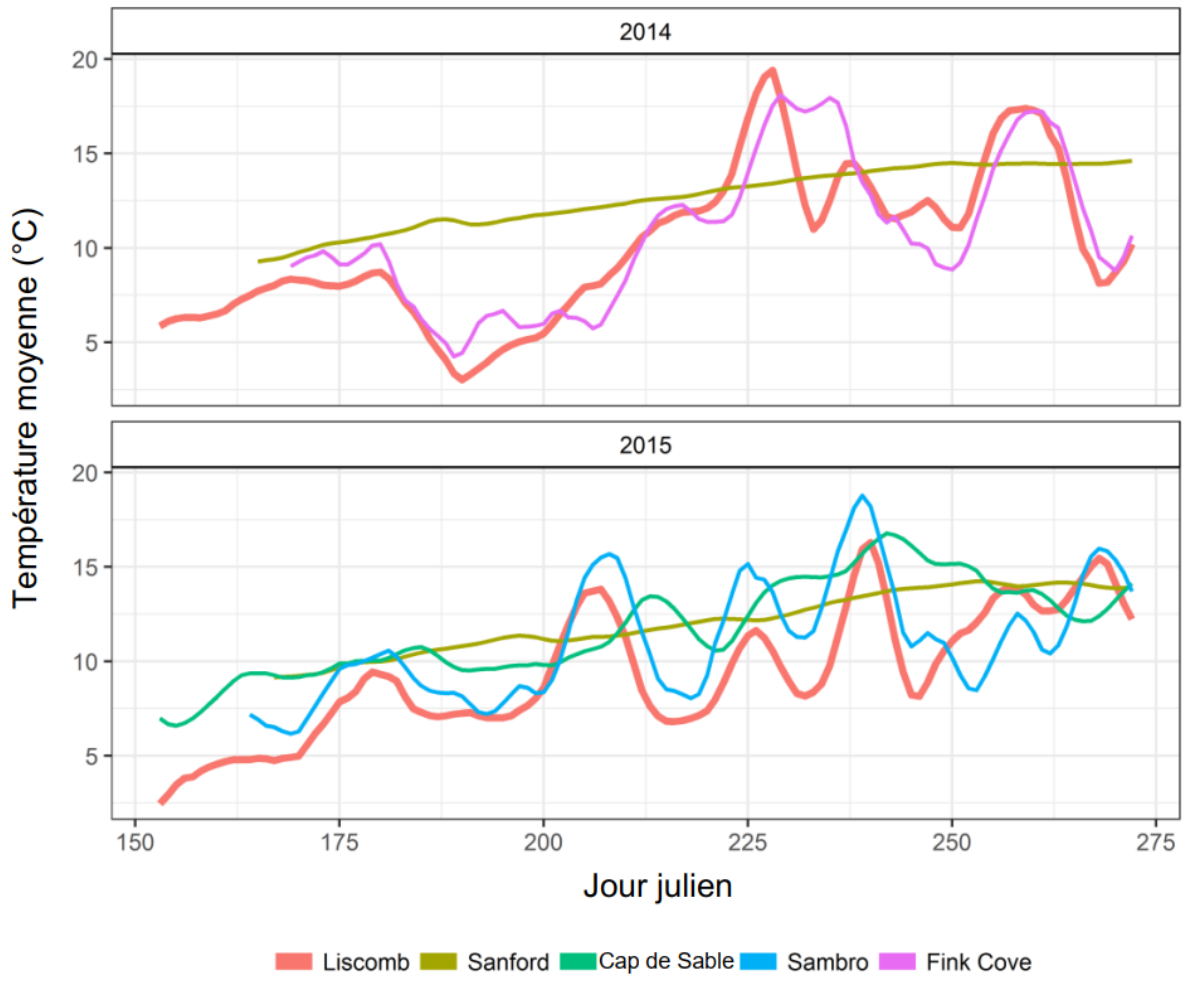

Figure 6. Données des enregistreurs de température, recueillies dans divers sites côtiers de la Nouvelle-Écosse. Les appareils ont été déployés entre 5 et 15 m de profondeur et l'échantillonnage a eu lieu de juin à septembre. Les données sont présentées comme des moyennes quotidiennes lissées au moyen d'une fenêtre glissante de 5 jours.

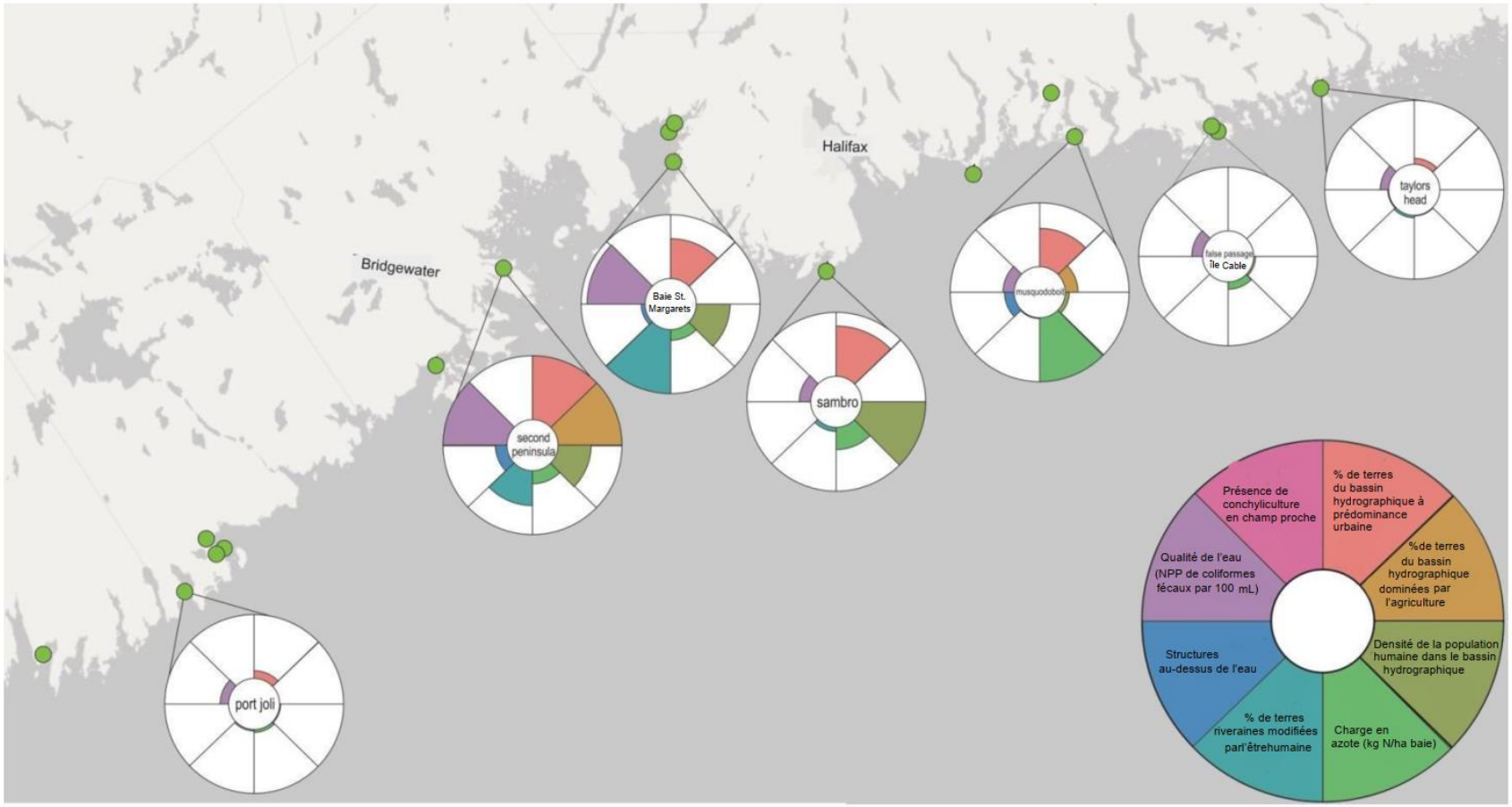

Figure 7. Paramètre normalisé des effets anthropiques pour un sous-ensemble de sites sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse. Chaque pétale coloré représente une mesure de l'effet anthropique, l'anneau extérieur de chaque cercle représentant la cote de l'effet maximal possible (c.-à-d. que les pétales qui occupent plus d'espace représentent une cote plus élevée de cet effet). Les cotes d'effet sont exprimées par rapport à tous les autres sites le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse. Les points verts sur la carte indiquent l'emplacement des herbiers marins. Le paramètre de l'effet anthropique a été calculé pour tous les points affichés sur cette carte (et pour 179 autres sites le long des côtes de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick et de l'Île-du-Prince-Édouard), mais aux fins du présent rapport, il n'est indiqué que pour sept sites. Source : Murphy et al. (2019).

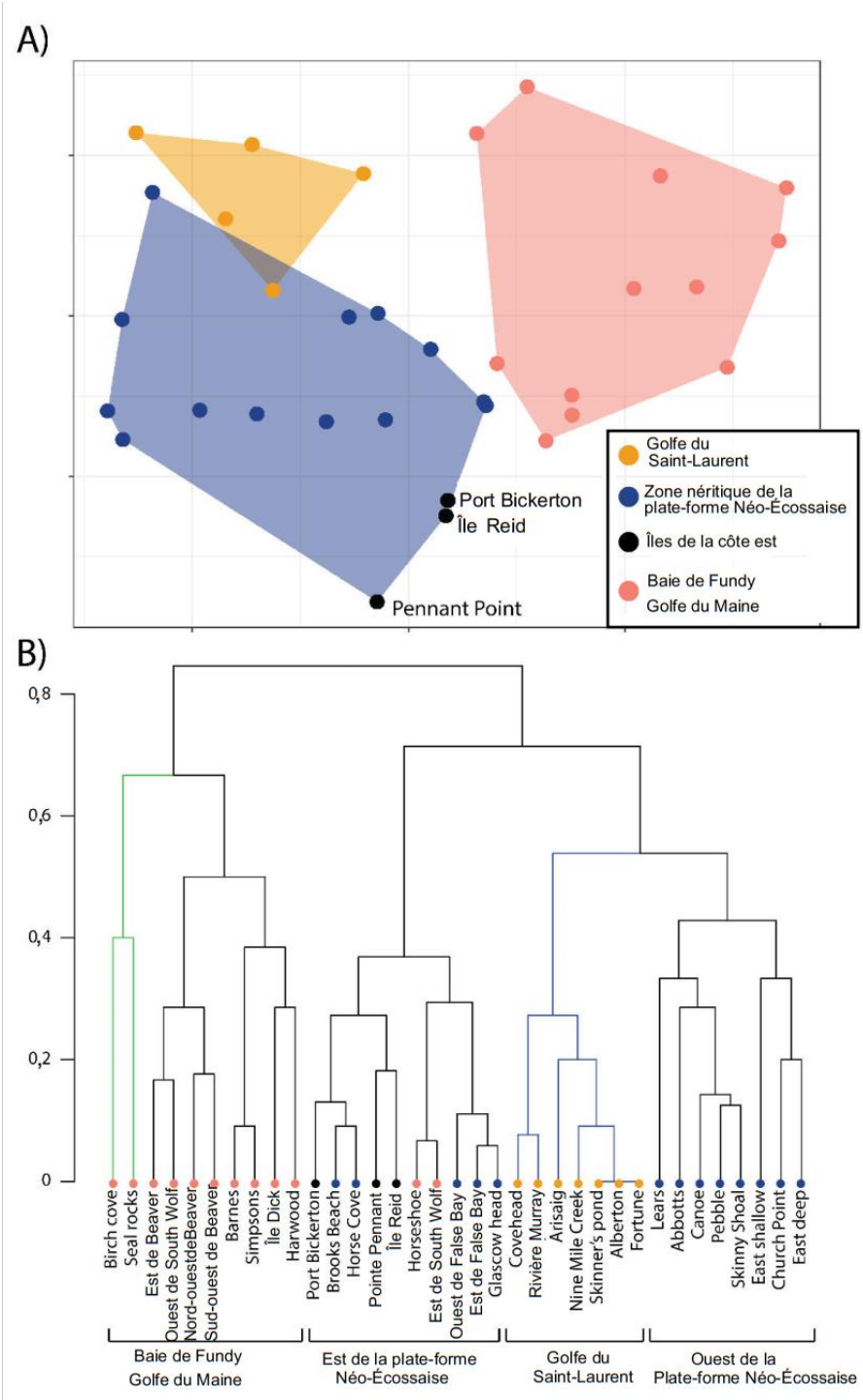

Figure 8. *A) Graphique de positionnement multidimensionnel non métrique des données sur la présence et l'absence de poissons marins et d'invertébrés d'après Hunt et al. (2017), montrant des assemblages uniques parmi la zone néritique de la plate-forme Néo-Écossaise, le golfe du Saint-Laurent et la baie de Fundy/le golfe du Maine. B) Dendrogramme fondé sur les mêmes données, qui montre que l'est de la plate-forme Néo-Écossaise se distingue de l'ouest de cette plate-forme et en particulier que les sites adjacents aux îles de la côte Est (points noirs) forment une grappe distincte et unique.*

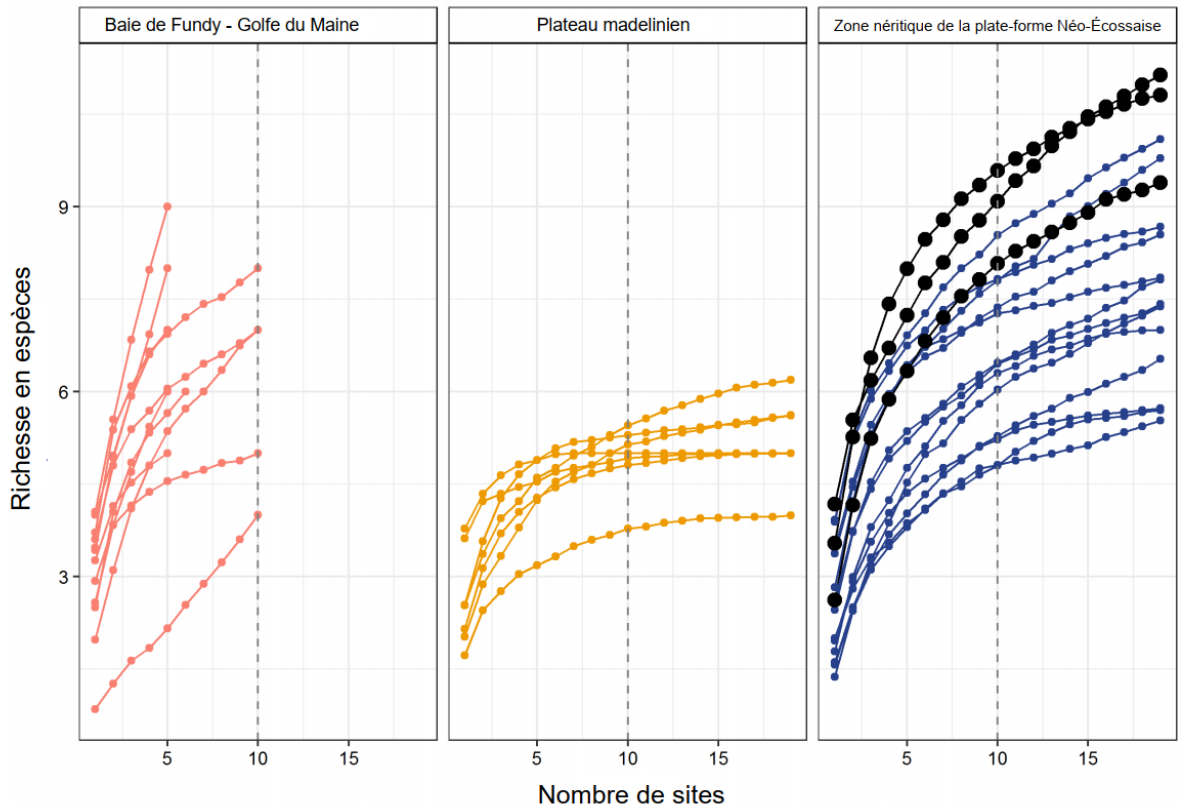

Figure 9. *Courbes d'accumulation des espèces d'après les données de Hunt et al. (2017), montrant que la richesse en espèces est la plus grande dans les sites immédiatement adjacents à la côte Est (points noirs dans la zone néritique de la plate-forme Néo-Écossaise) et qu'elle n'a pas atteint un plateau. De même, on n'a pas observé de plateau dans la baie de Fundy et le golfe du Maine, mais on a échantillonné moins de sites.*

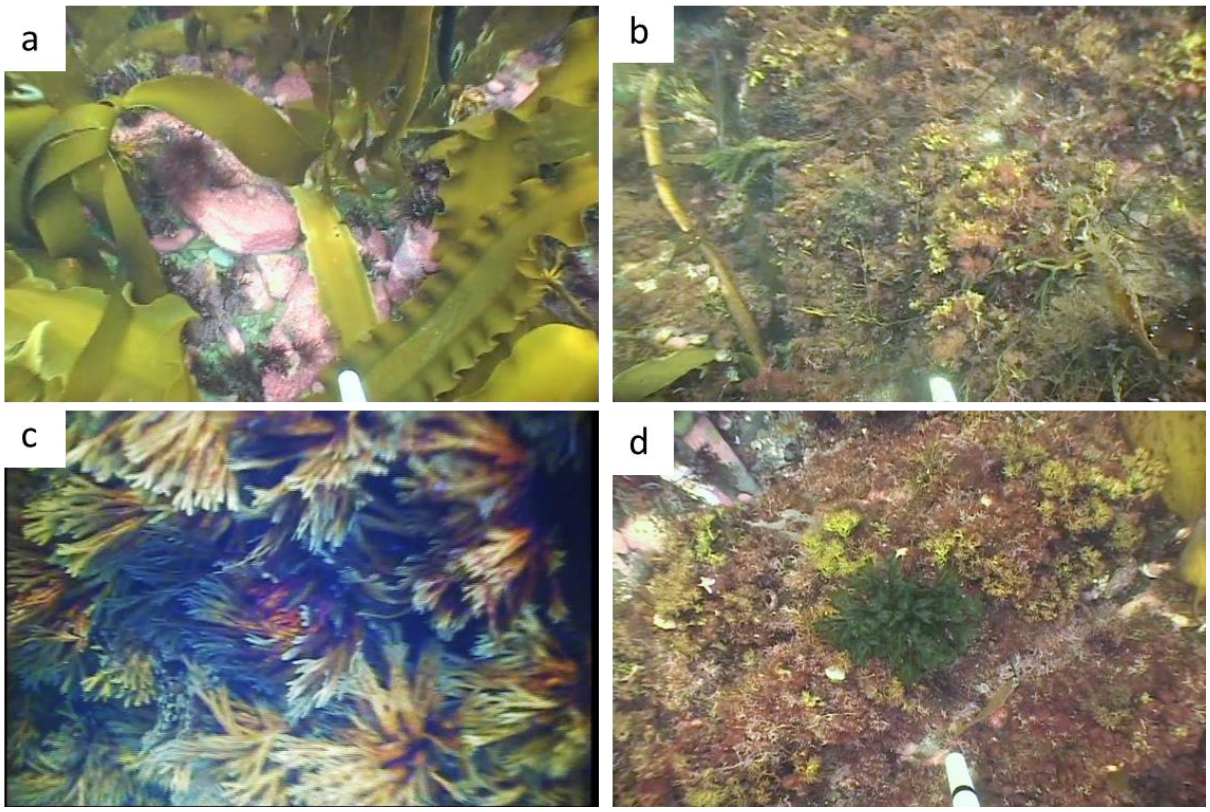

Figure 10. Photos des éléments suivants : a) un lit de varech à l'île Goose, b) un benthos dominé par le gazon algal à l'île Harbour-A, c) un benthos dominé par les fucoïdes à l'île Sober et d) une parcelle de Codium fragile à l'île Harbour-A, dans le site d'intérêt des îles de la côte Est. Images de la vidéo enregistrée en 2007.

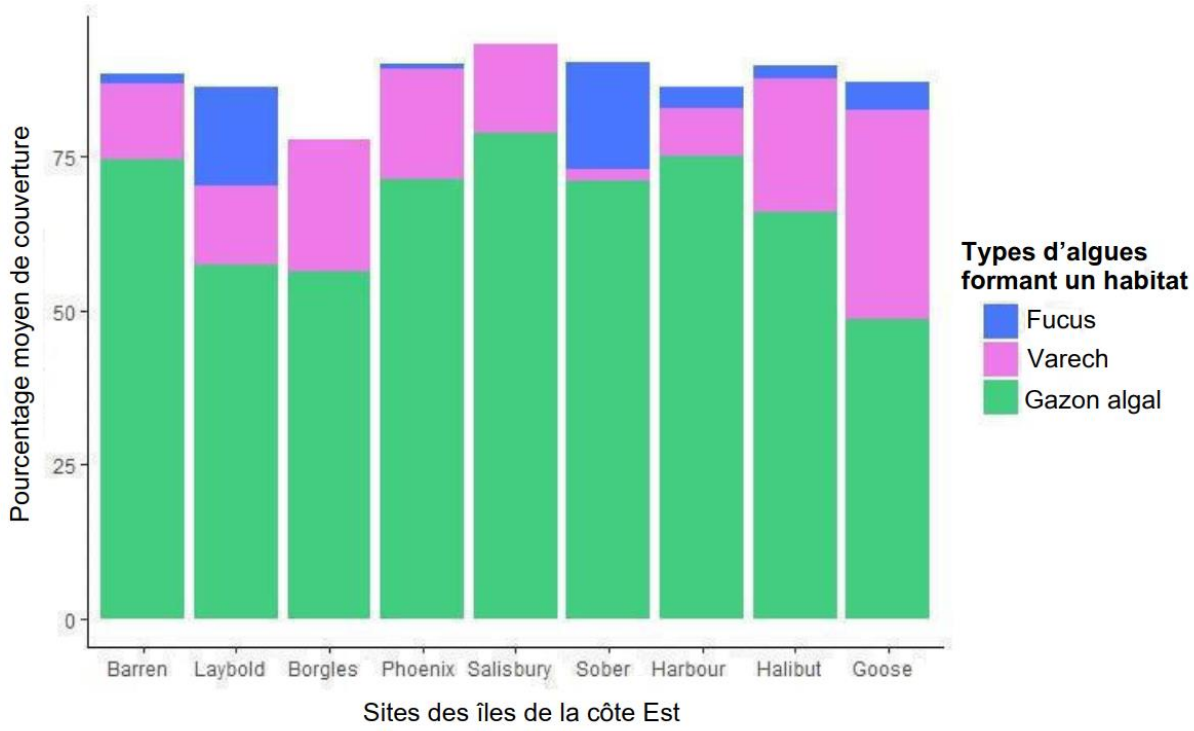

Figure 11. Pourcentage de la couverture des types dominants d'algues formant des habitats (Fucus sp., varech et gazon algal) à 9 sites dans le site d'intérêt des îles de la côte Est. Données tirées du relevé vidéo de 2007.

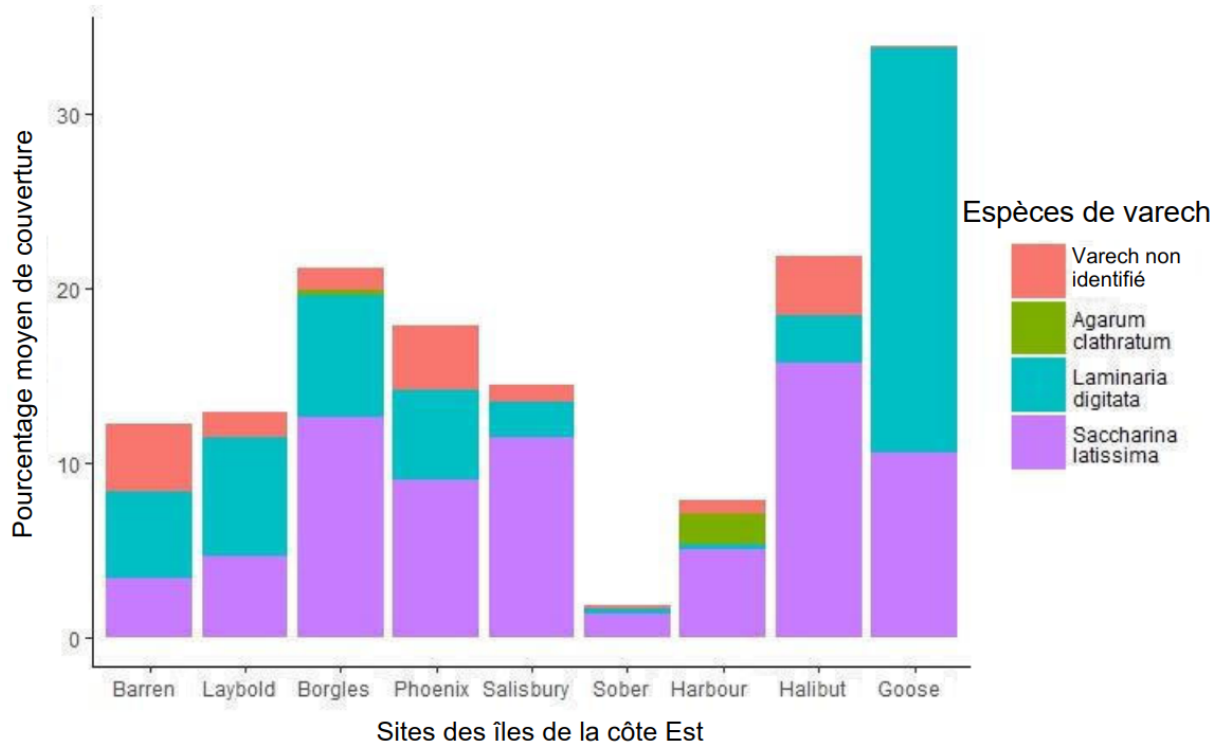

Figure 12. Pourcentage de la couverture des espèces de varech à 9 sites dans la zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) des îles de la côte Est. Données tirées du relevé vidéo de 2007.

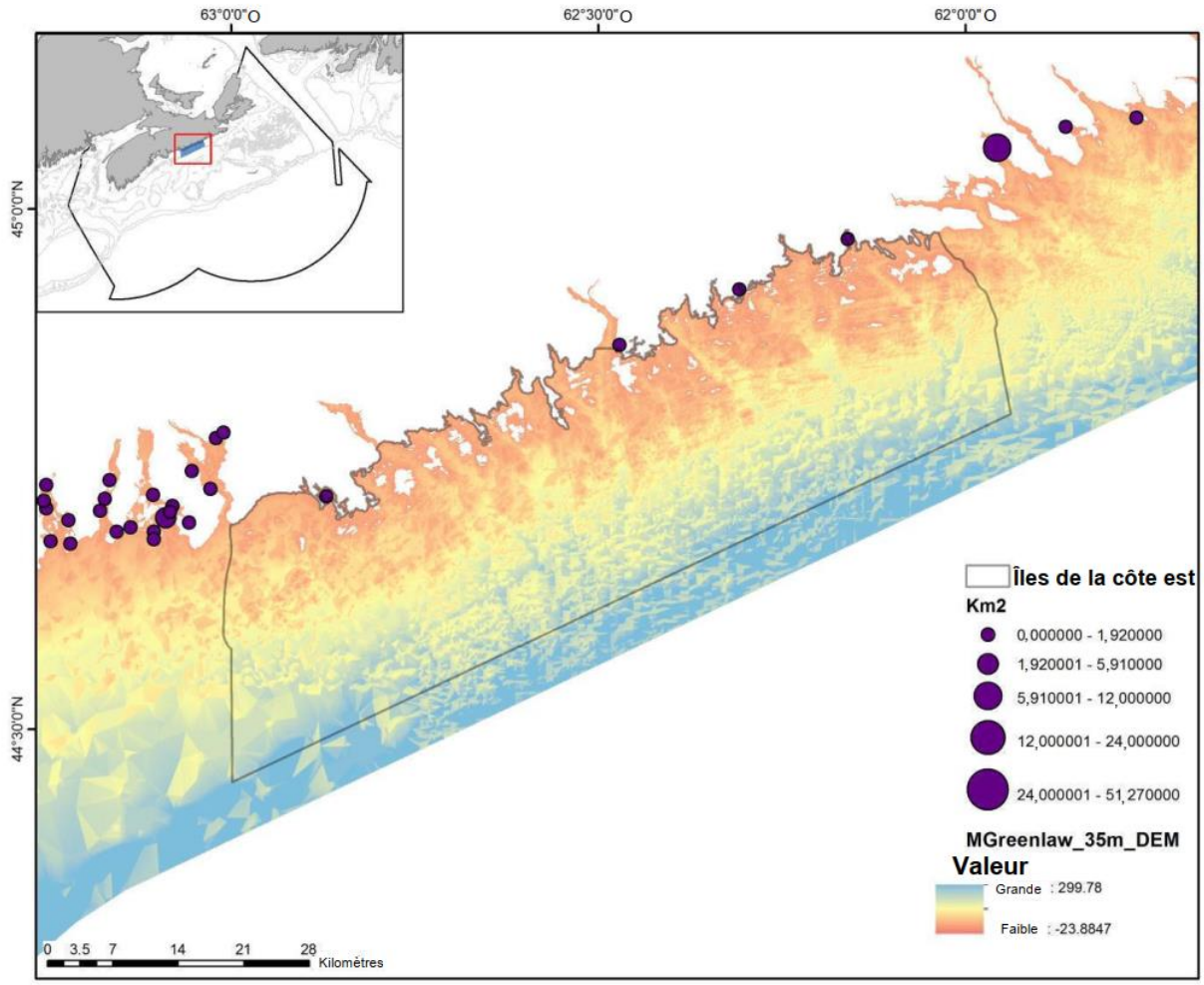

Figure 13. Emplacement des herbiers de zostère (Zostera marina) d'après les analyses effectuées par Allard et al. (2014), données originales de Hanson et Calkins (1996). Depuis 2018, on a connaissance d'autres herbiers de zostère à l'île Cable, dans la région de Ship Harbour, au large de Tangier et dans le parc provincial de Taylor Head.

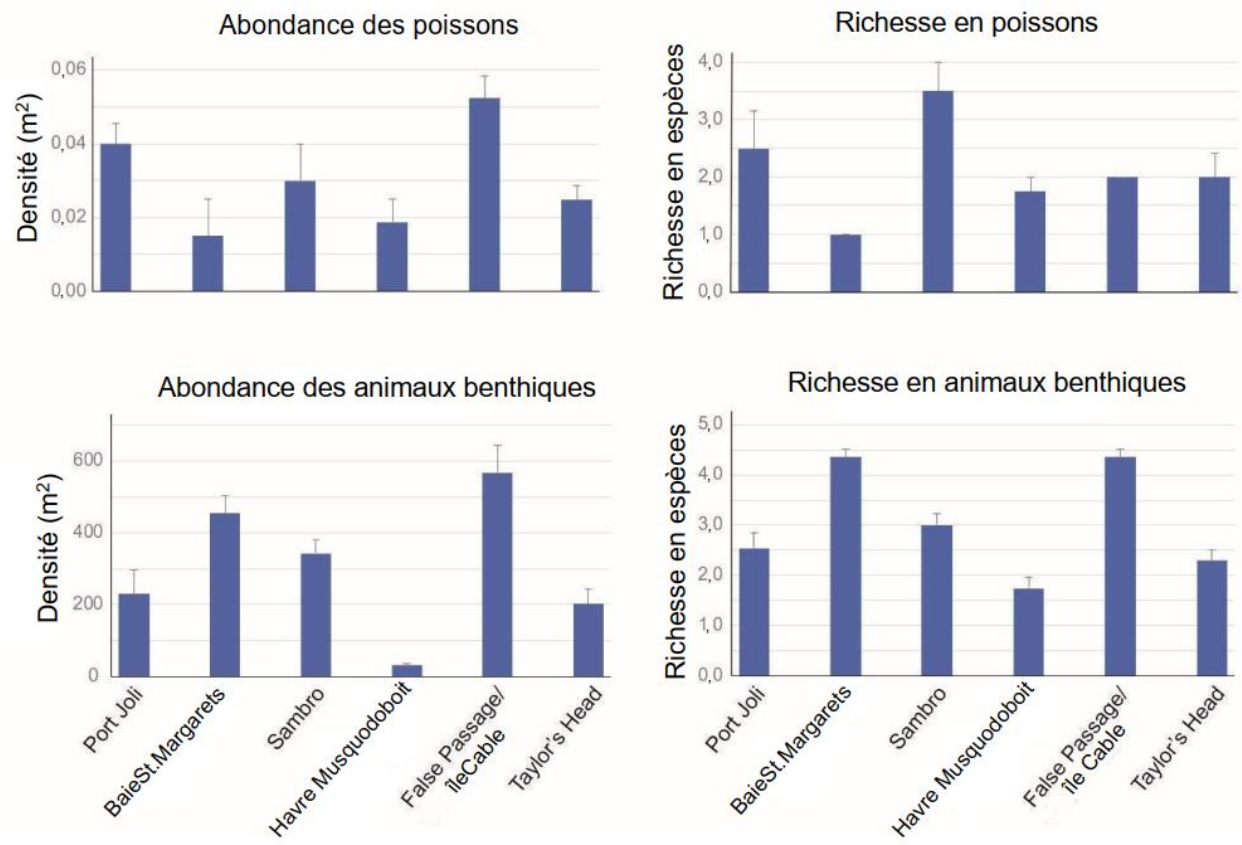

Figure 14. Densité et richesse des poissons et des animaux benthiques associés aux herbiers de zostère à six sites de la côte sud à la côte Est.[6]

[6] Heike Lotze (Université Dalhousie, Halifax, NS) – données non publiées, 2007, 2013, 2015.

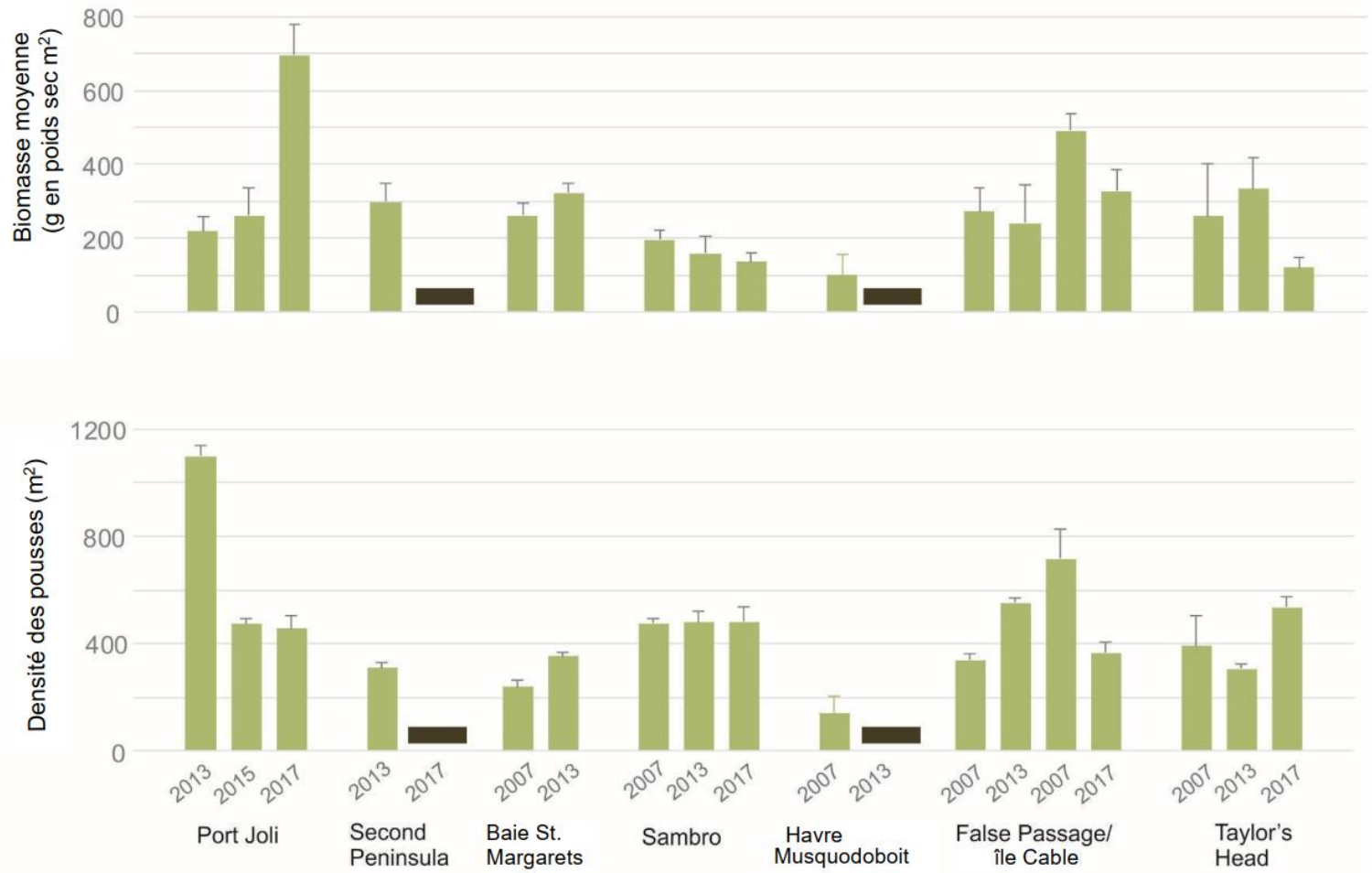

Figure 15*. Biomasse au-dessus du sol et densité des pousses de zostère (Zostera marina) dans les sept sites mentionnés dans la section sur les paramètres des effets anthropiques. La densité des pousses a été mesurée en 2007, 2013, 2015 et 2017 pendant les relevés menés par Melisa Wong (2013, 2017) ou Heike Lotze (2007, 2013, 2015)[6]. Les barres d'erreur représentent 1 écart-type (É-T). La densité des pousses d'herbiers marins a été mesurée dans 10 à 11 quadrats répétés dans chaque lit d'herbier marin. On a constaté que les lits d'herbiers marins n'étaient plus présents à deux endroits (Second Peninsula et Musquodoboit Harbour) les années d'échantillonnage suivantes. Données tirées de Schmidt et al. (2011), Cullain et al. (2017), Wong (inédit).*

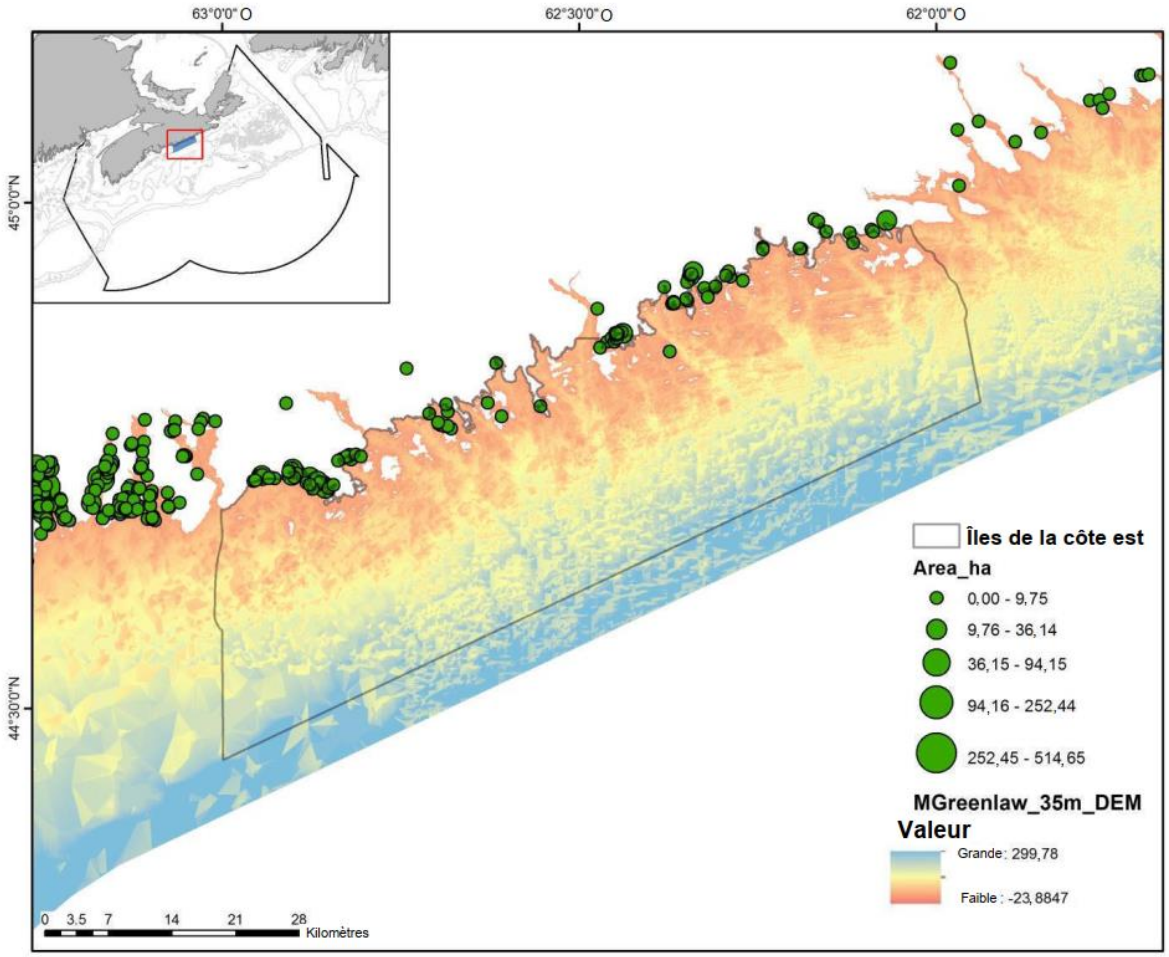

Figure 16. Répartition des marais salés le long de la côte Est d'après des analyses d'Allard et al. (2014), données originales de Hanson et Calkins (1996).

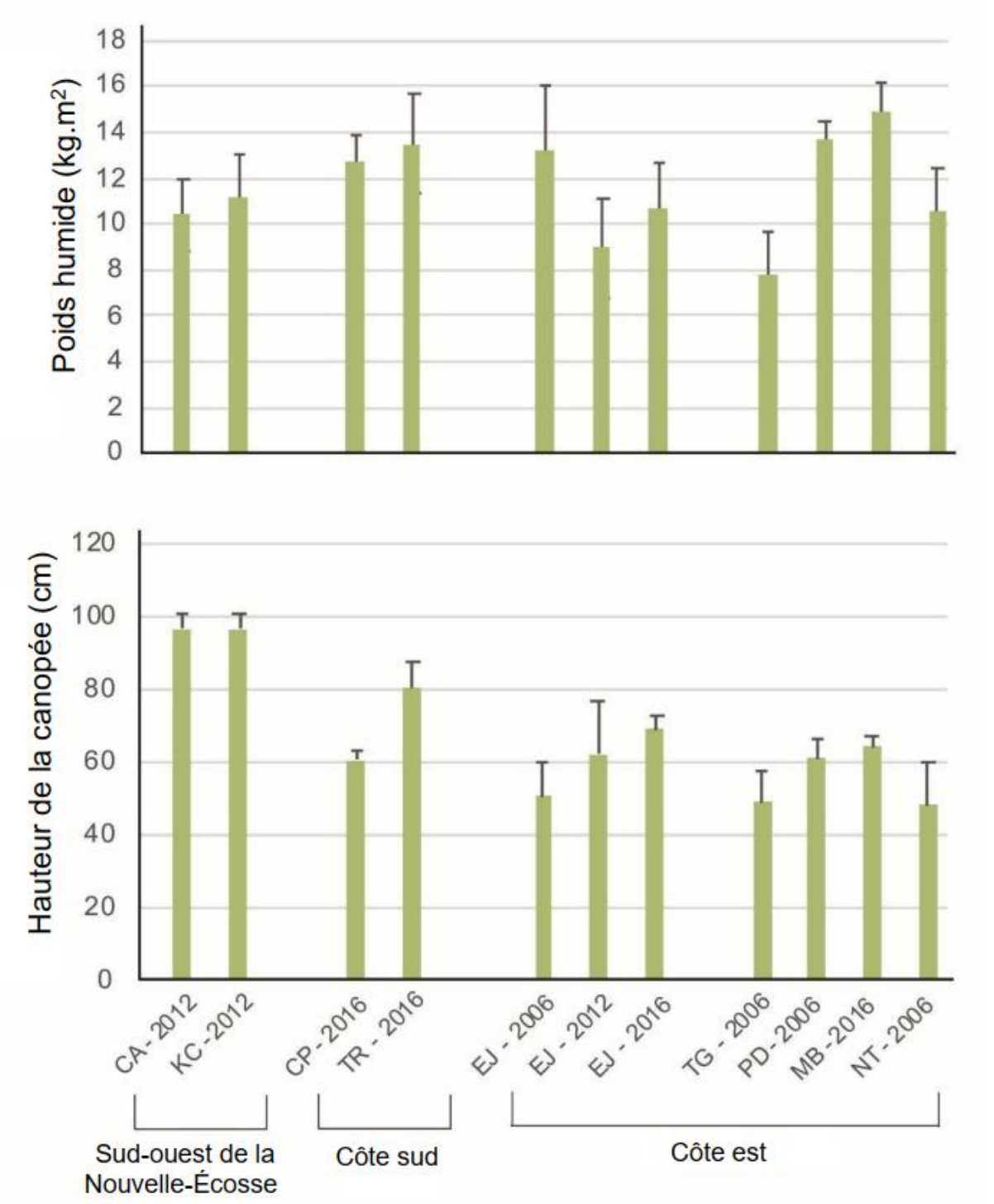

Figure 17. Poids humide et hauteur de la canopée de fucus (Ascophyllum nodosum) dans des sites de la côte sud et de la côte Est de la Nouvelle-Écosse. Les sites ont été échantillonnés en 2006, 2012 et 2016, mais seul le site de Jeddore-Est a été échantillonné chaque année. Données tirées de Schmidt et al. (2011), Kay et al. (2016), Lotze et al. (inédit).

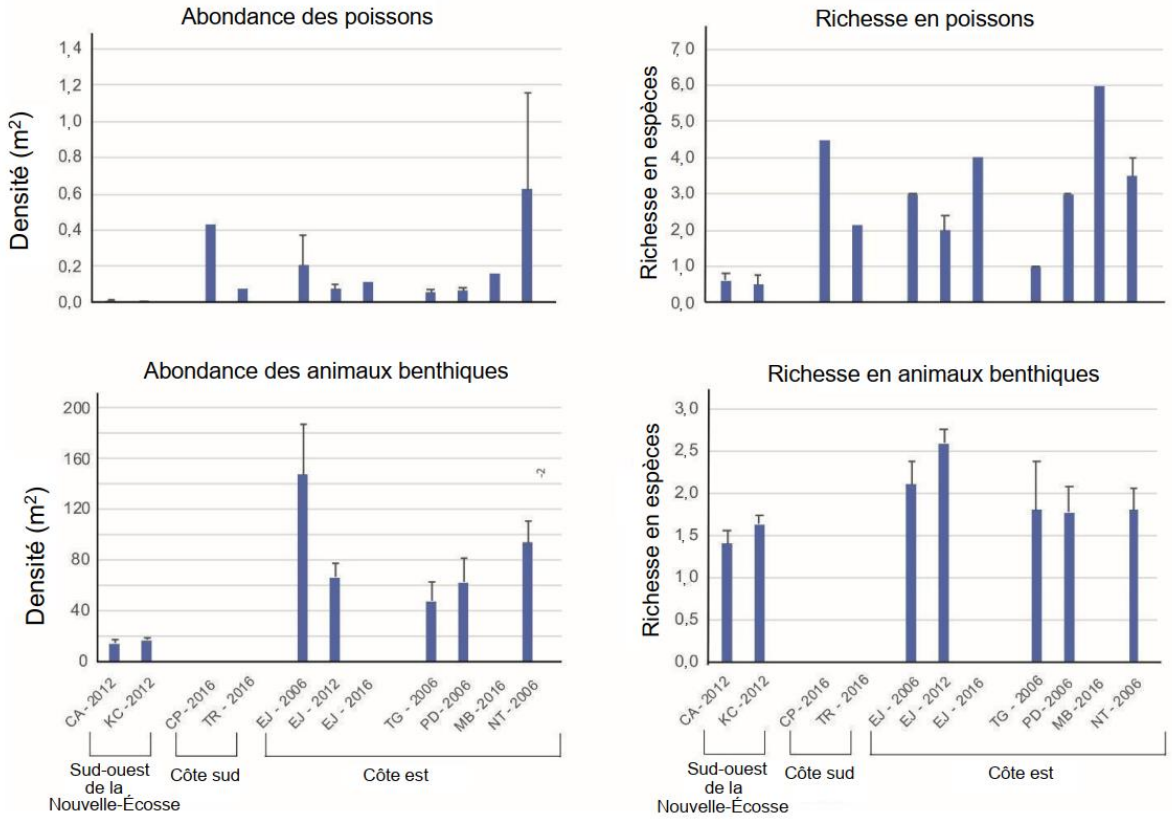

Figure 18. Densité et richesse en espèces de poissons et d'animaux benthiques associées aux lits de fucus (Ascophyllum nodosum) dans le sud de la Nouvelle-Écosse et sur la côte Est. La richesse et l'abondance ont tendance à être plus grandes sur la côte Est. Données tirées de Schmidt et al. (2011), Kay et al. (2016), Vercaemer et al. (2018) et Lotze et al. (inédit).

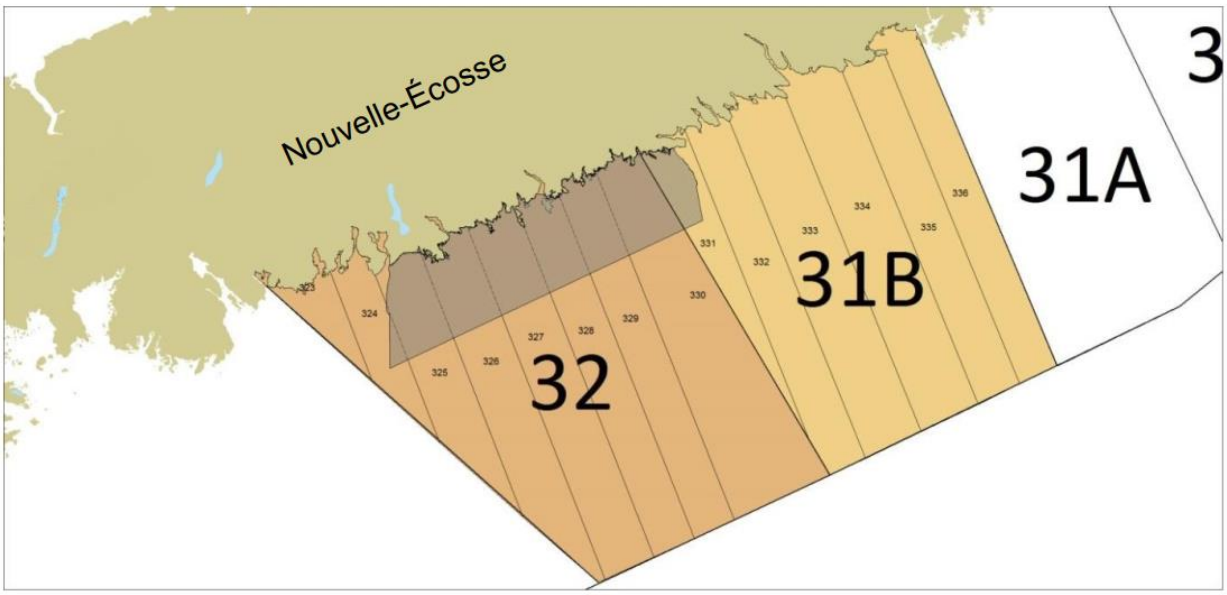

Figure 19. Zones de pêche du homard (ZPH) 32 et 31B en Nouvelle-Écosse et polygone montrant la partie ouest de la limite de la zone d'étude des îles de la côte Est. La majeure partie de la zone d'étude des îles de la côte Est se trouve dans la ZPH 32.

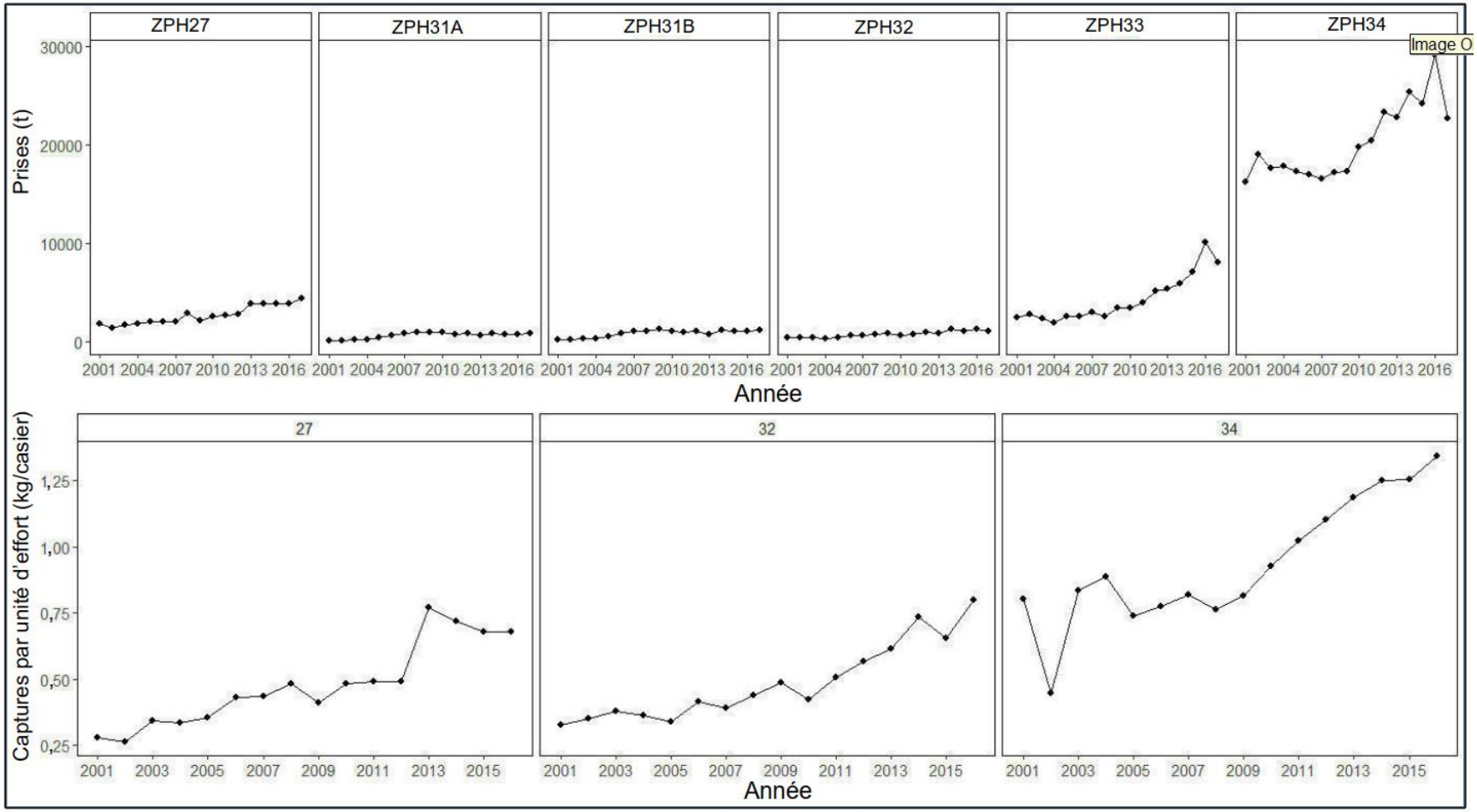

Figure 20. Le panneau du haut montre les débarquements pour les zones de pêche du homard (ZPH) 27, 31A, 31B, 32, 33 et 34 pour la période 2001–2017. Le panneau du bas montre les captures par unité d'effort (CPUE) pour les ZPH 27, 32 et 34 pour la période 2001–2016. Bien que les tendances des prises soient légèrement à la hausse dans les ZPH 31 et 32, qui chevauchent les îles de la côte Est, ces débarquements sont d'un ordre de grandeur inférieur à ceux de la ZPH 34 et sont nettement plus bas que ceux de la ZPH 27, la CPUE étant semblable dans les ZPH 32 et 27.

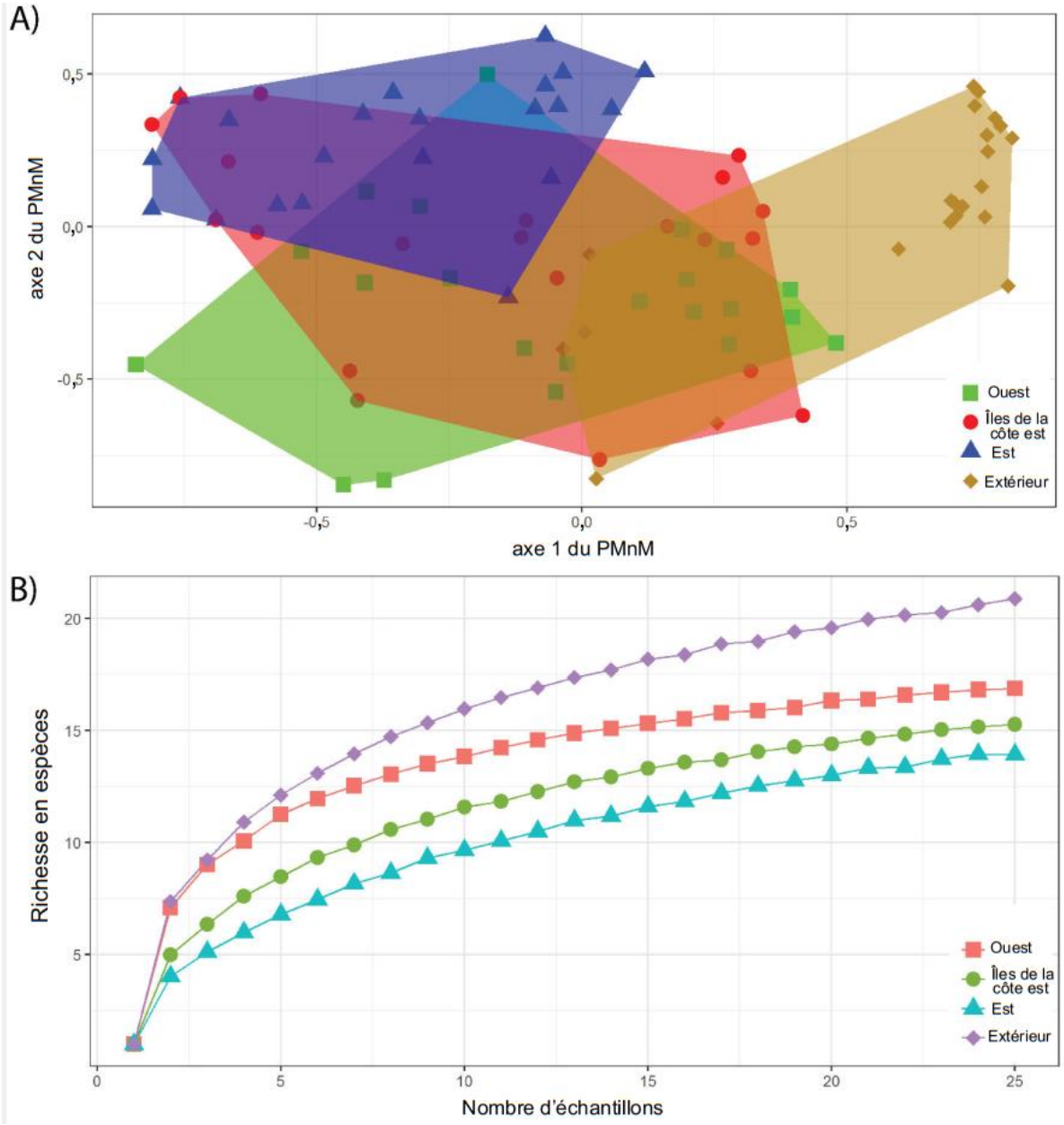

Figure 21. A) Graphique de positionnement multidimensionnel non métrique des communautés de poissons marins. Données agrégées entre les régions pour chaque année d'échantillonnage (1995:2016). Le graphique montre un chevauchement important entre les zones côtières, avec une certaine définition entre l'assemblage de poissons hauturiers et côtiers. B) Courbes de raréfaction des espèces de poissons marins. Estimations de la richesse en espèces dérivées de 1 000 itérations par bootstrap. Les analyses pour les deux panneaux sont dérivées des données sur la présence et l'absence provenant du relevé sentinelle effectué par la FSRS dans les divisions 4VsW agrégé à la zone côtière, à l'est et à l'ouest du SI des îles de la côte Est, et des échantillons prélevés à des profondeurs de plus de 100 m à l'extérieur de la zone de planification côtière.

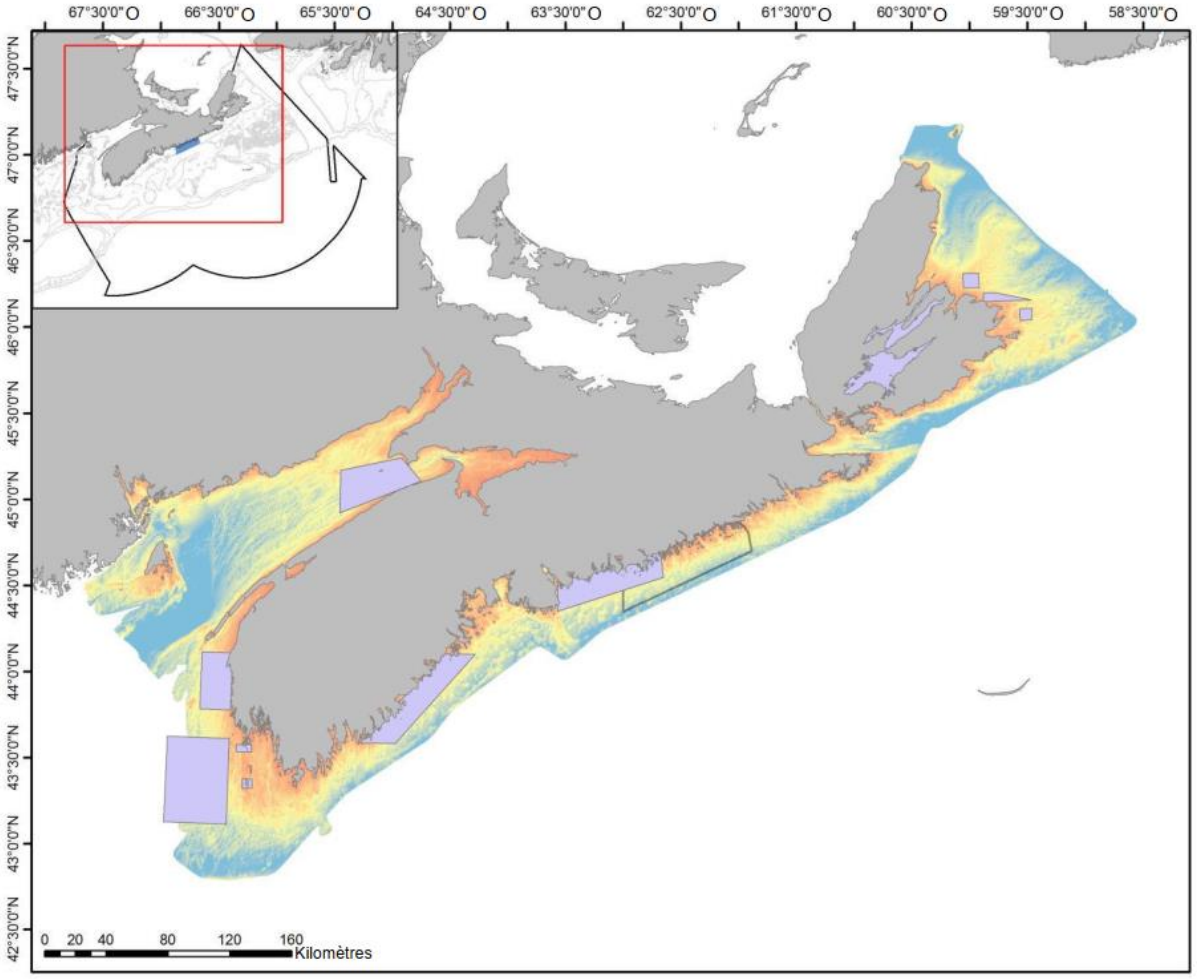

Figure 22. Frayères connues (polygones ombrés) du hareng de l'Atlantique (Clupea harengus) dans la région des Maritimes (MPO 1999).

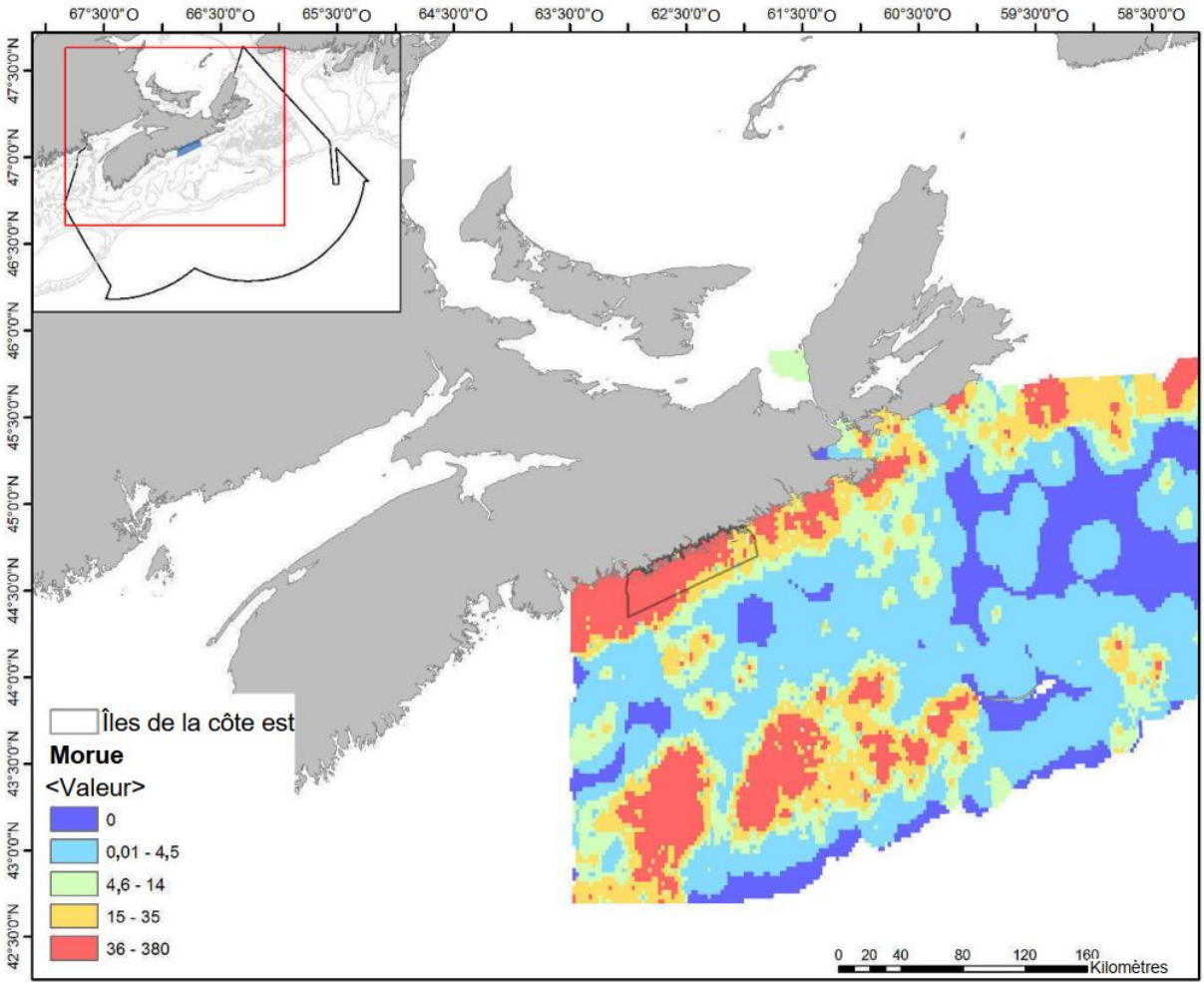

Figure 23. La répartition de la biomasse de la morue franche (Gadus morhua) fondée sur les données du relevé sentinelle dans les divisions 4VsW montre une biomasse élevée dans la région des îles de la côte Est. Cette biomasse est tirée de toutes les années du relevé sentinelle et ne reflète pas nécessairement le déclin continu de la morue dans la région (voir la figure 24).

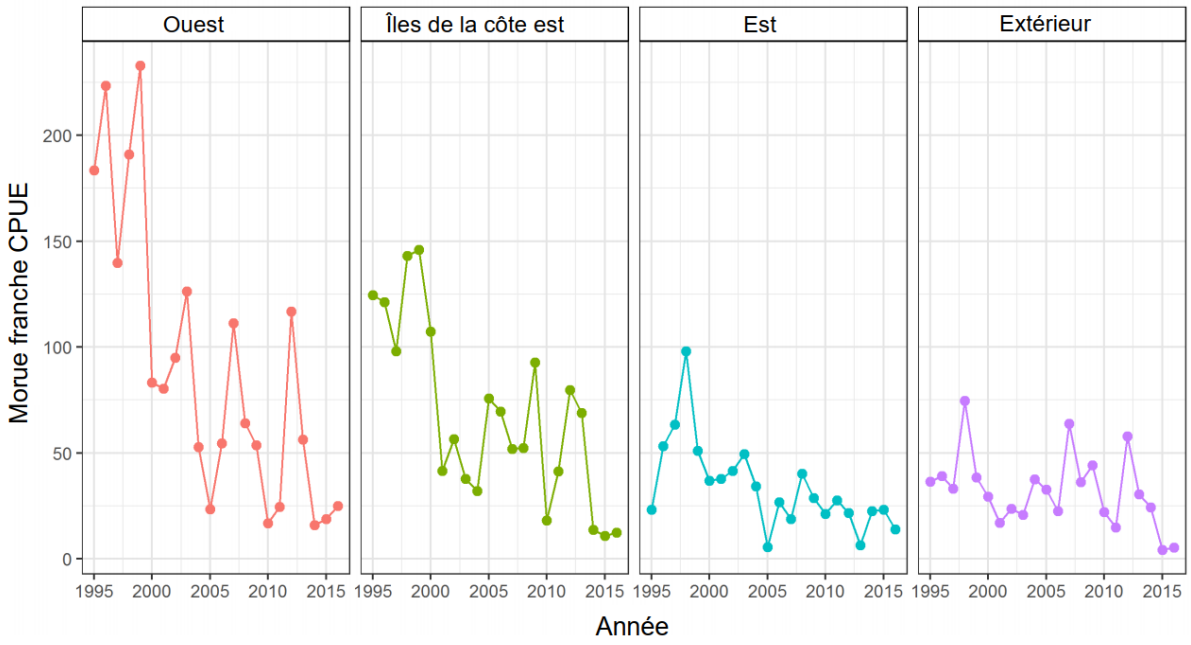

Figure 24. Capture par unité d'effort (CPUE) de morue franche (Gadus morhua) d'après le relevé sentinelle dans les divisions 4VsW. Les débarquements sont divisés entre ceux du SI des îles de la côte Est, des zones côtières à l'est et à l'ouest de la SI et des zones extracôtières. Les courbes illustrent une baisse générale de la CPUE.

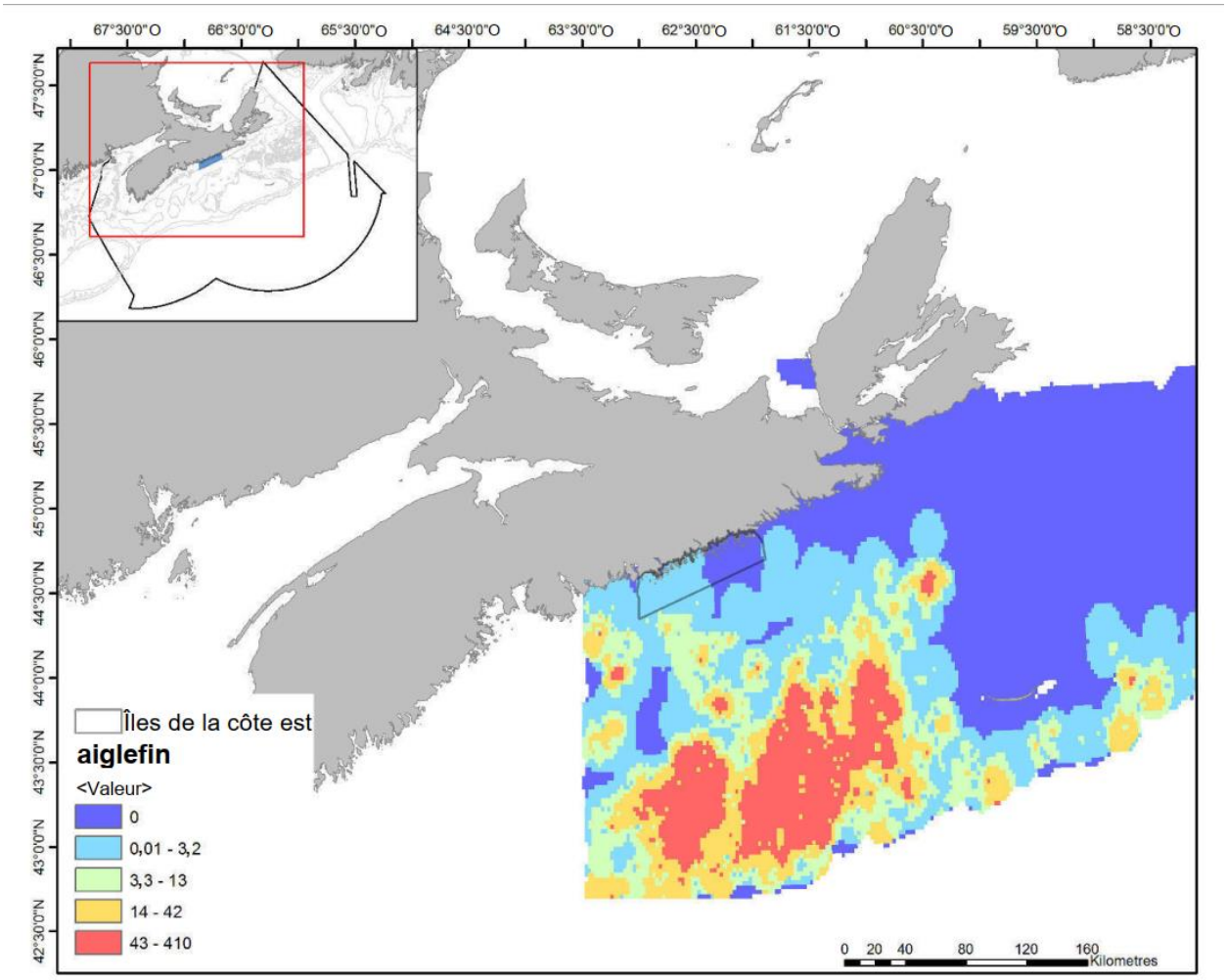

Figure 25. La répartition de la biomasse d'aiglefin (Melanogrammus aeglefinus) d'après les données du relevé sentinelle dans les divisions 4VsW révèle une faible biomasse des adultes dans la zone des îles de la côte Est par rapport aux zones extracôtières. Ces valeurs de biomasse sont tirées de toutes les années du relevé sentinelle et peuvent ne pas refléter les tendances d'une année à l'autre.

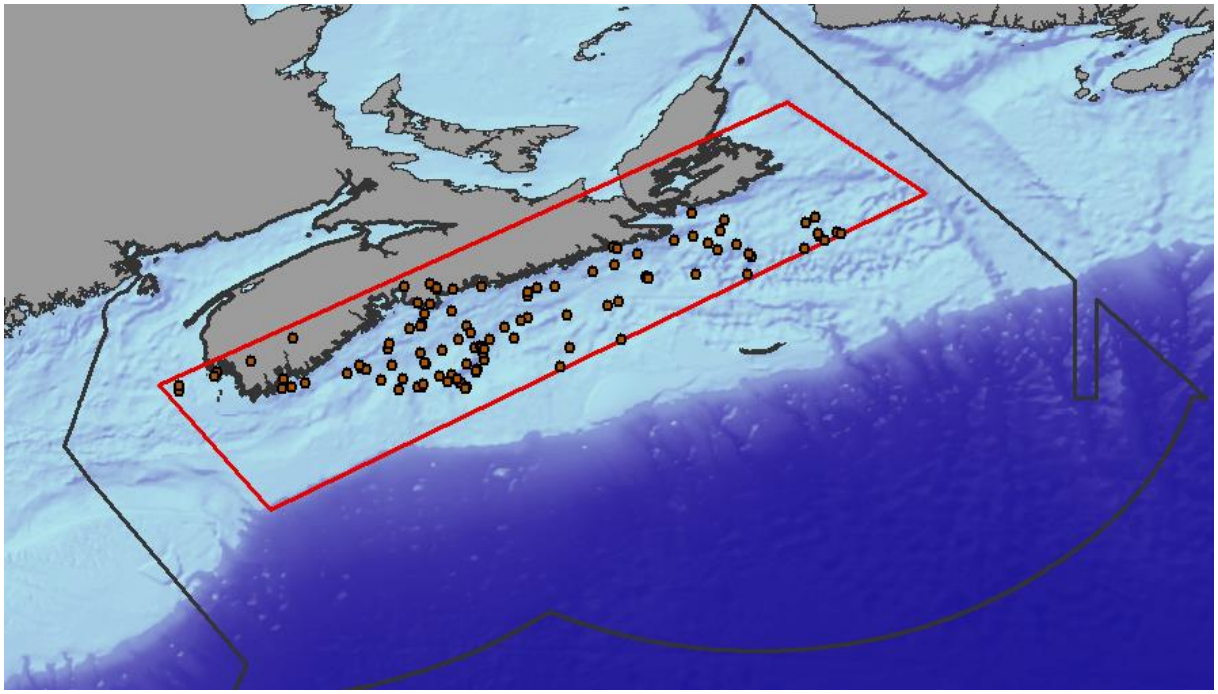

Figure 26. Observations de cétacés et de tortues marines le long de la plate-forme Néo-Écossaise depuis 2007, d'après la base de données MarWhalesightings (MacDonald et al. 2017).

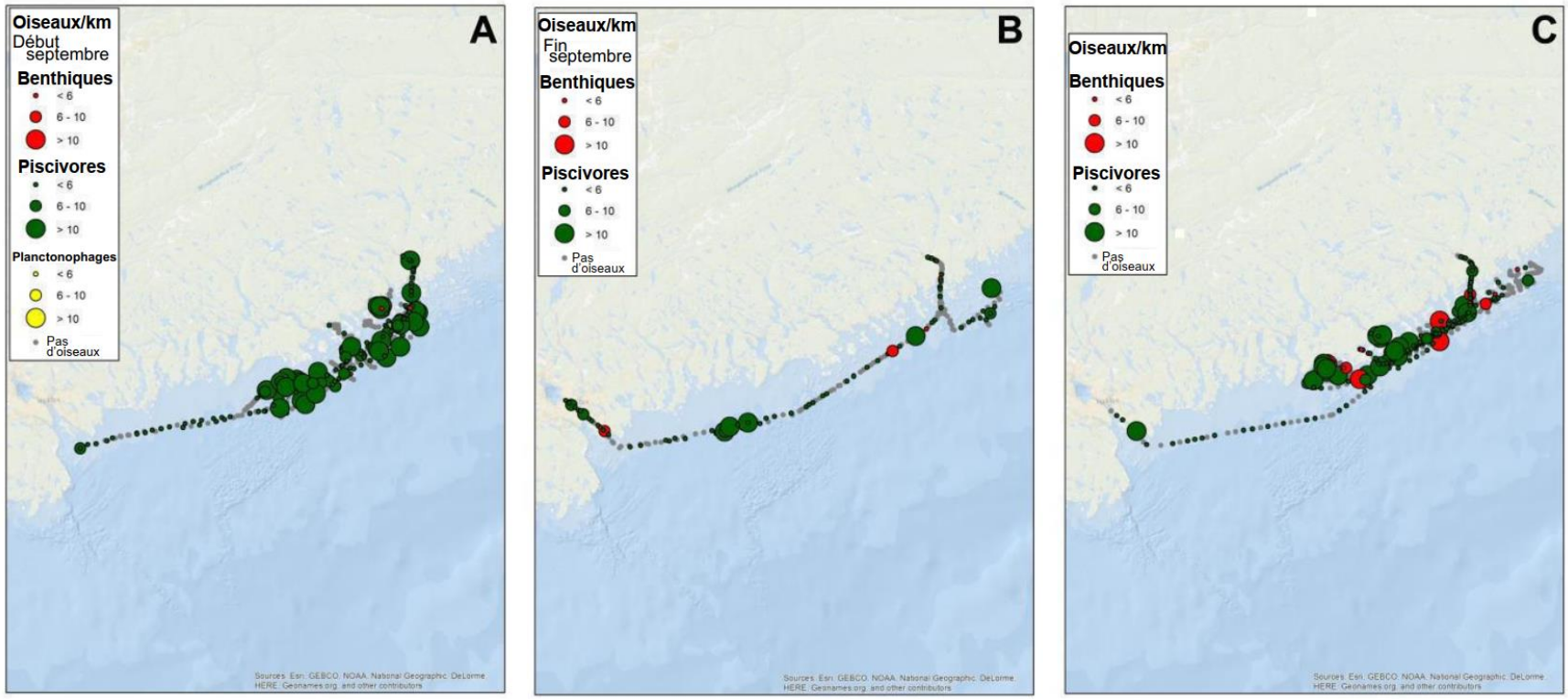

Figure 27. Observations d'oiseaux benthiques (en rouge) et piscivores (en vert) d'Halifax aux îles de la côte Est au début du mois de septembre (A), à la fin du mois de septembre (B) et en octobre (C) en 2017.

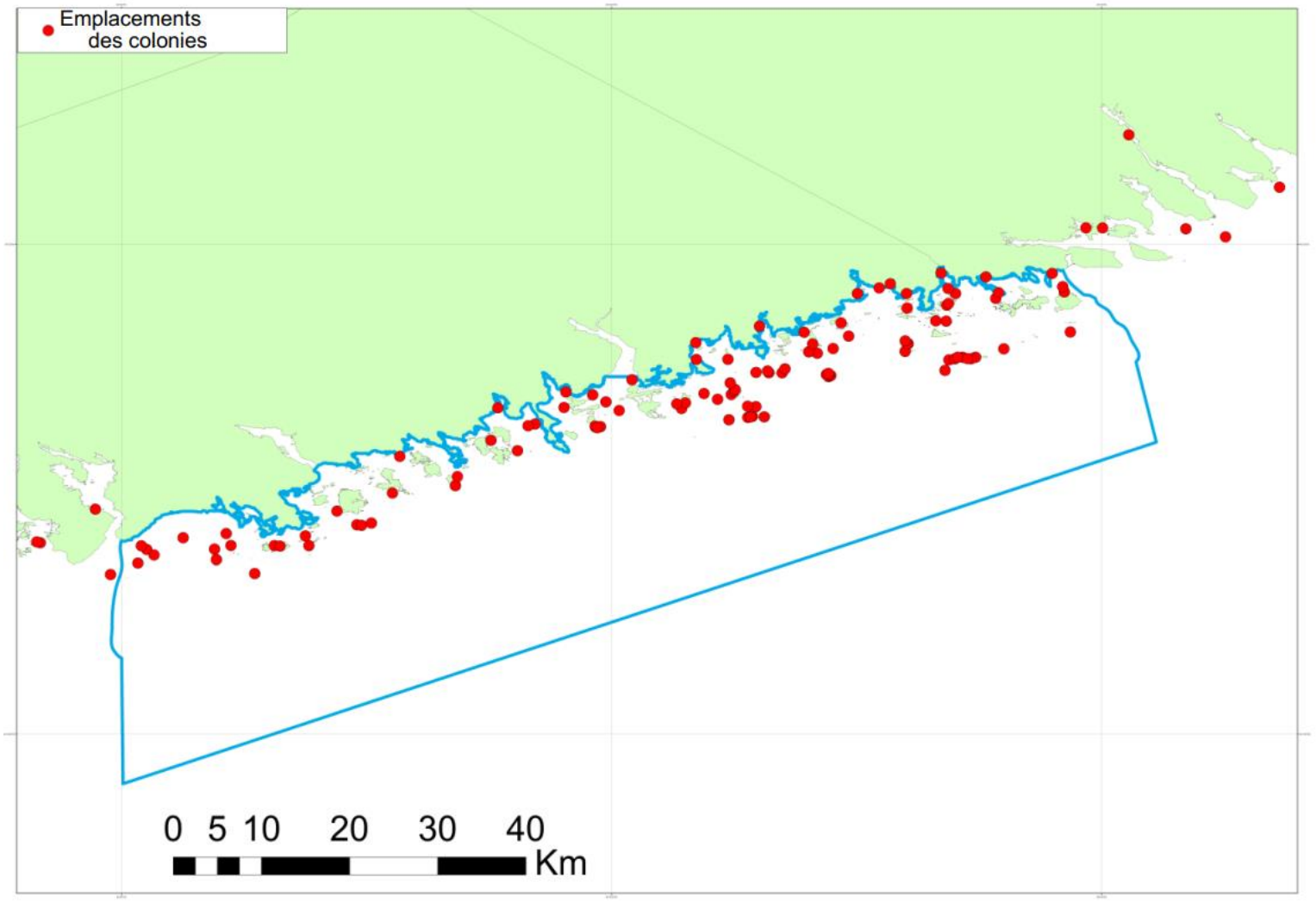

Figure 28. Emplacements des colonies de toutes les espèces d'oiseaux de mer dans la région de la côte Est, observés de 1960 à 2010. Un grand nombre de colonies sont situées sur les îles proches de la côte et le cordon insulaire.

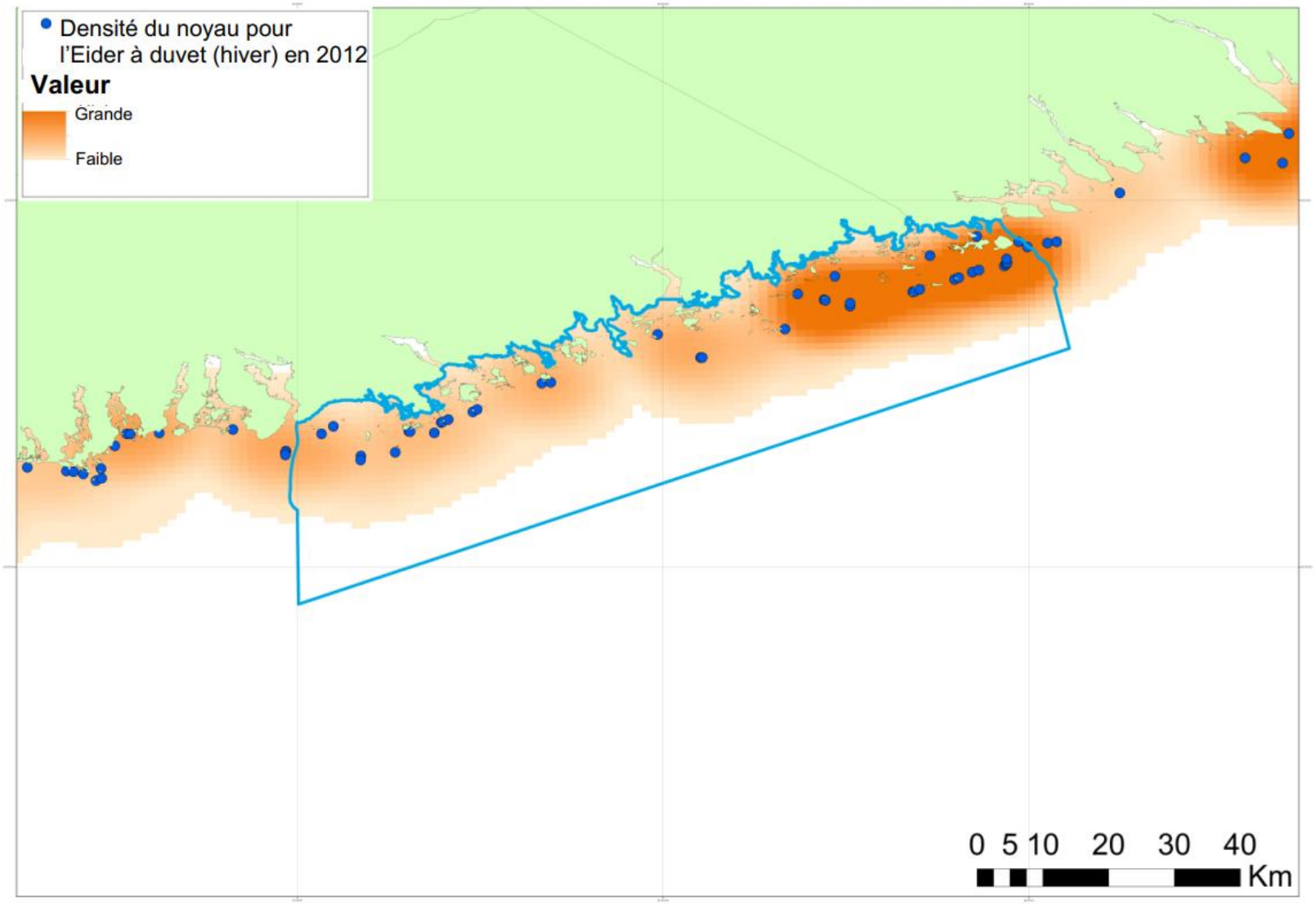

Figure 29. Estimations de la densité par la méthode du noyau de l'habitat d'hivernage de l'Eider à duvet (Somateria mollissima). Les points indiquent l'emplacement des observations, avec des volées de 1 à 113 individus.

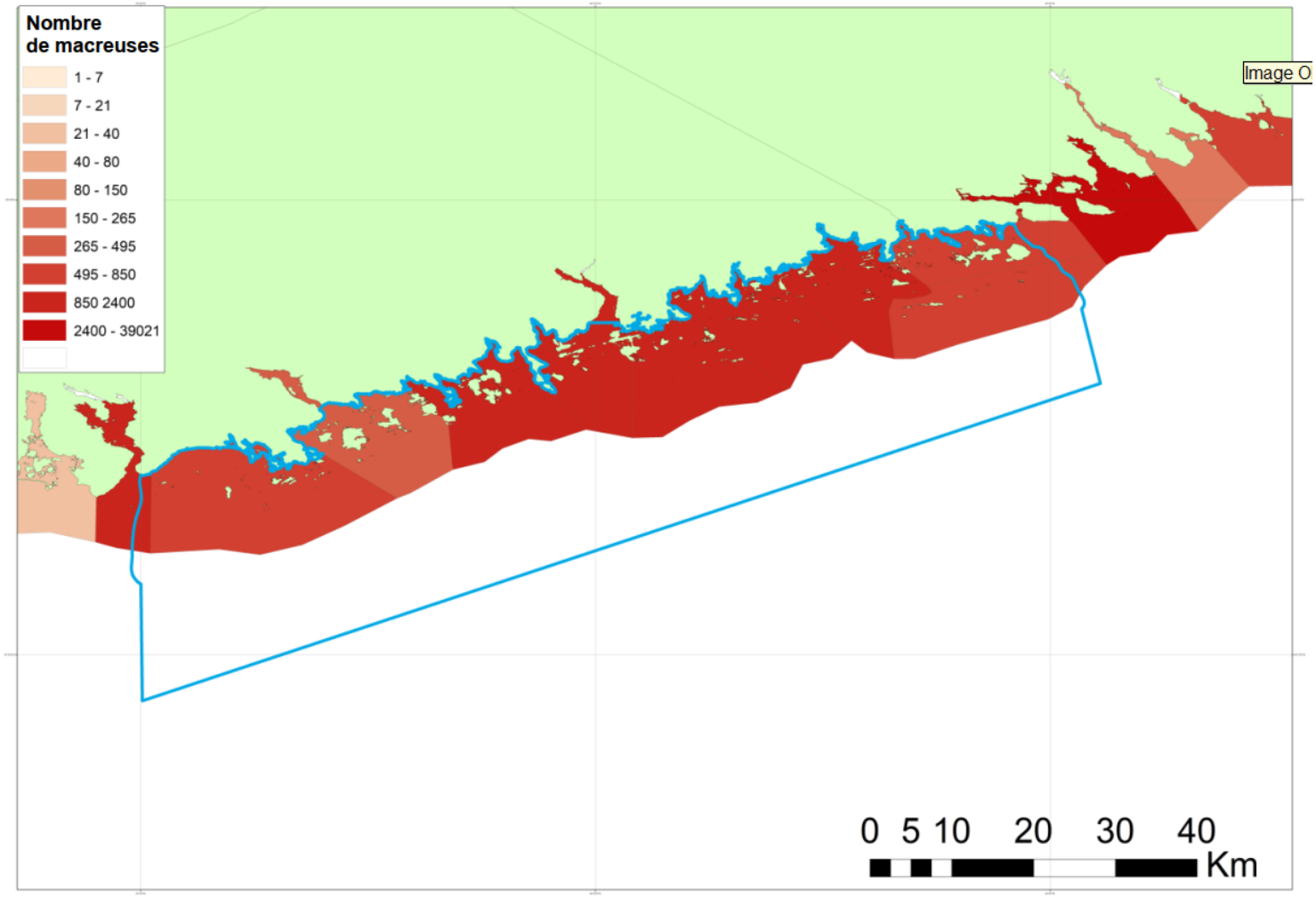

Figure 30. Dénombrements de relevé des macreuses (Melanitta spp.) observées dans les îles de la côte Est. Les chiffres indiqués sont les maxima de 1960 à 2008.

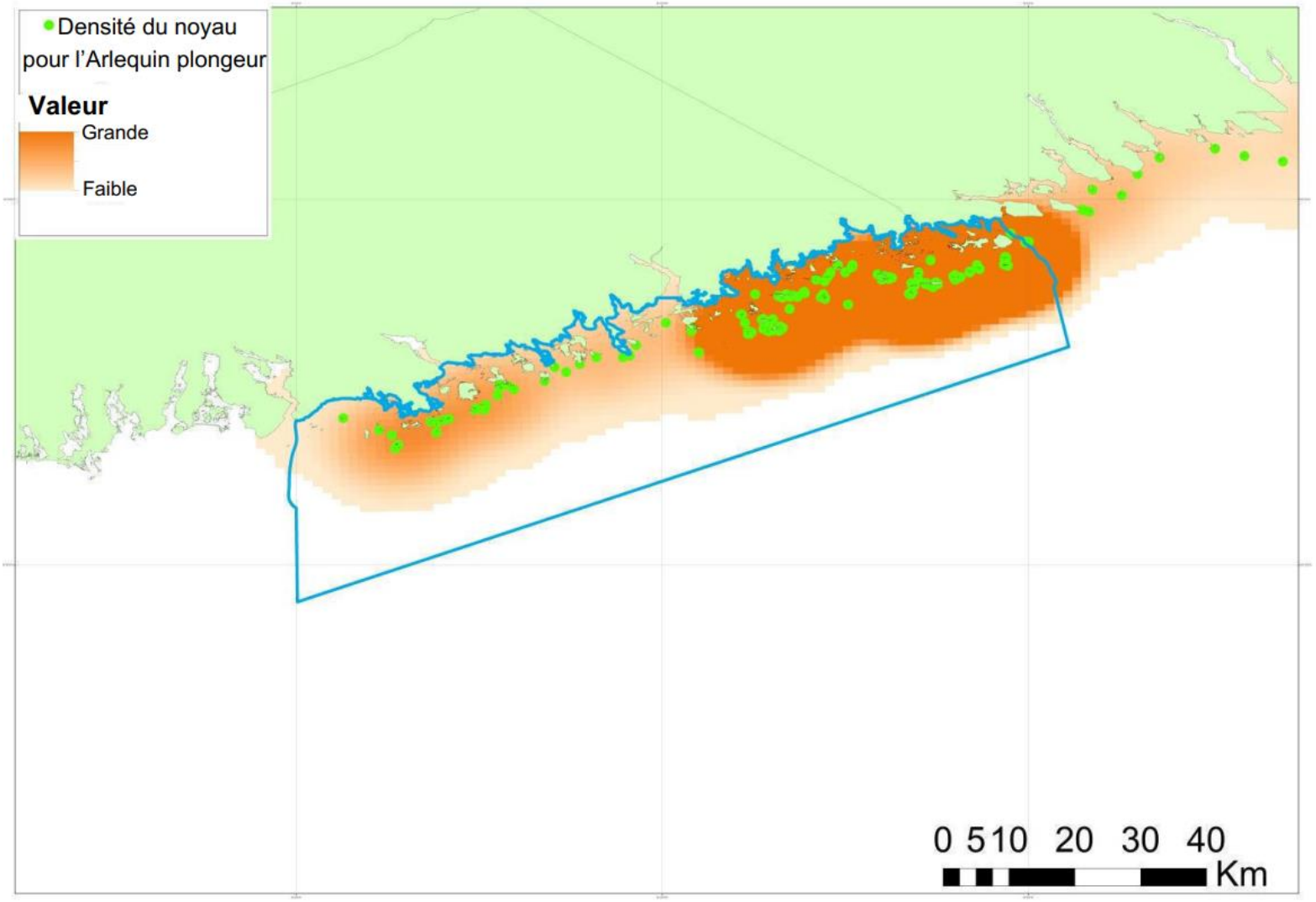

Figure 31. Estimations de la densité par la méthode du noyau de l'habitat d'hivernage de l'Arlequin plongeur (Histrionicus histrionicus). Les points indiquent l'emplacement des observations, avec des volées de 0 à 85 individus.

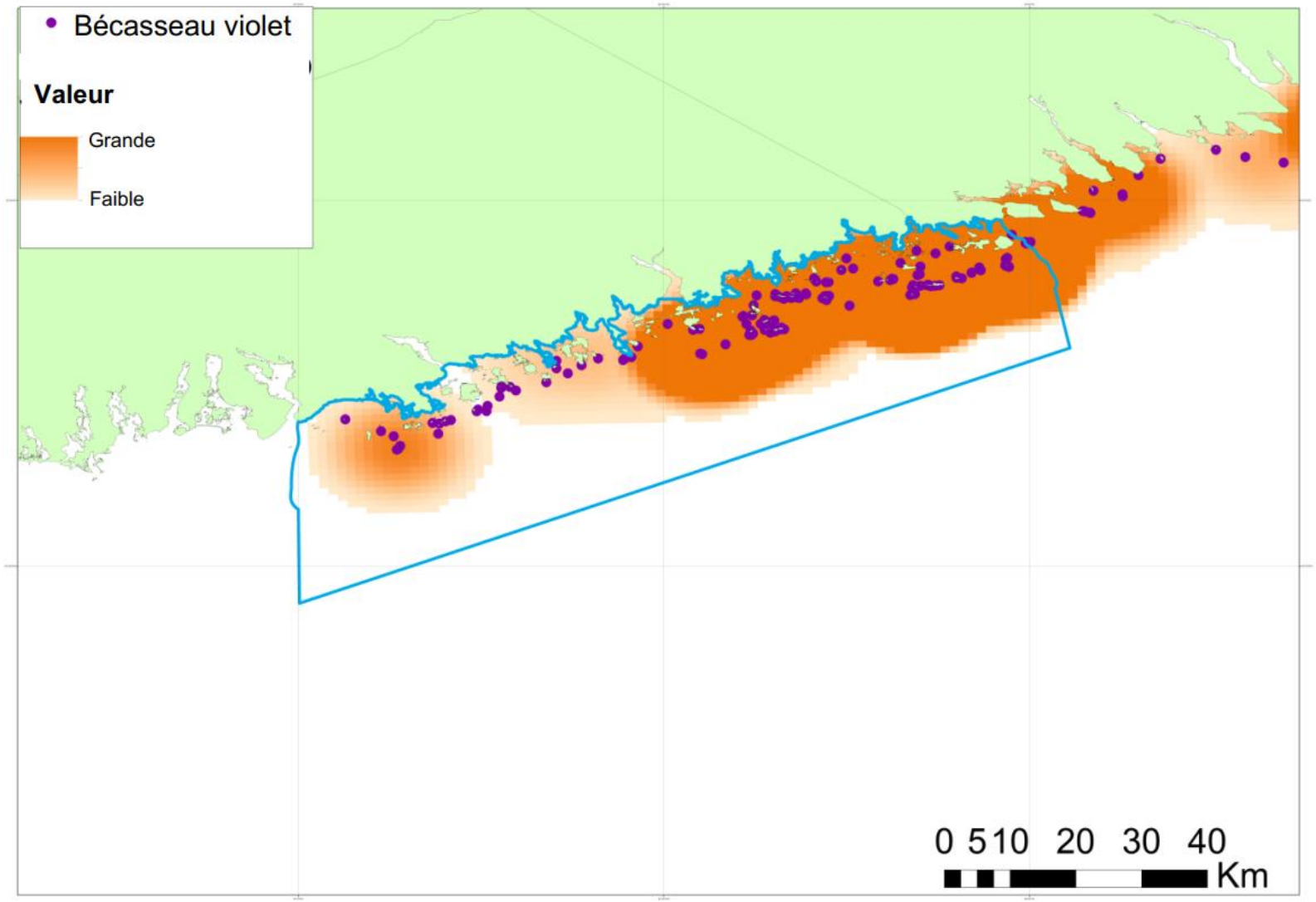

Figure 32. Kernel density estimates of Purple Sandpiper (Calidris maritima) overwintering habitat. Points show the locations of observations, with flock sizes of 0–350 individuals.

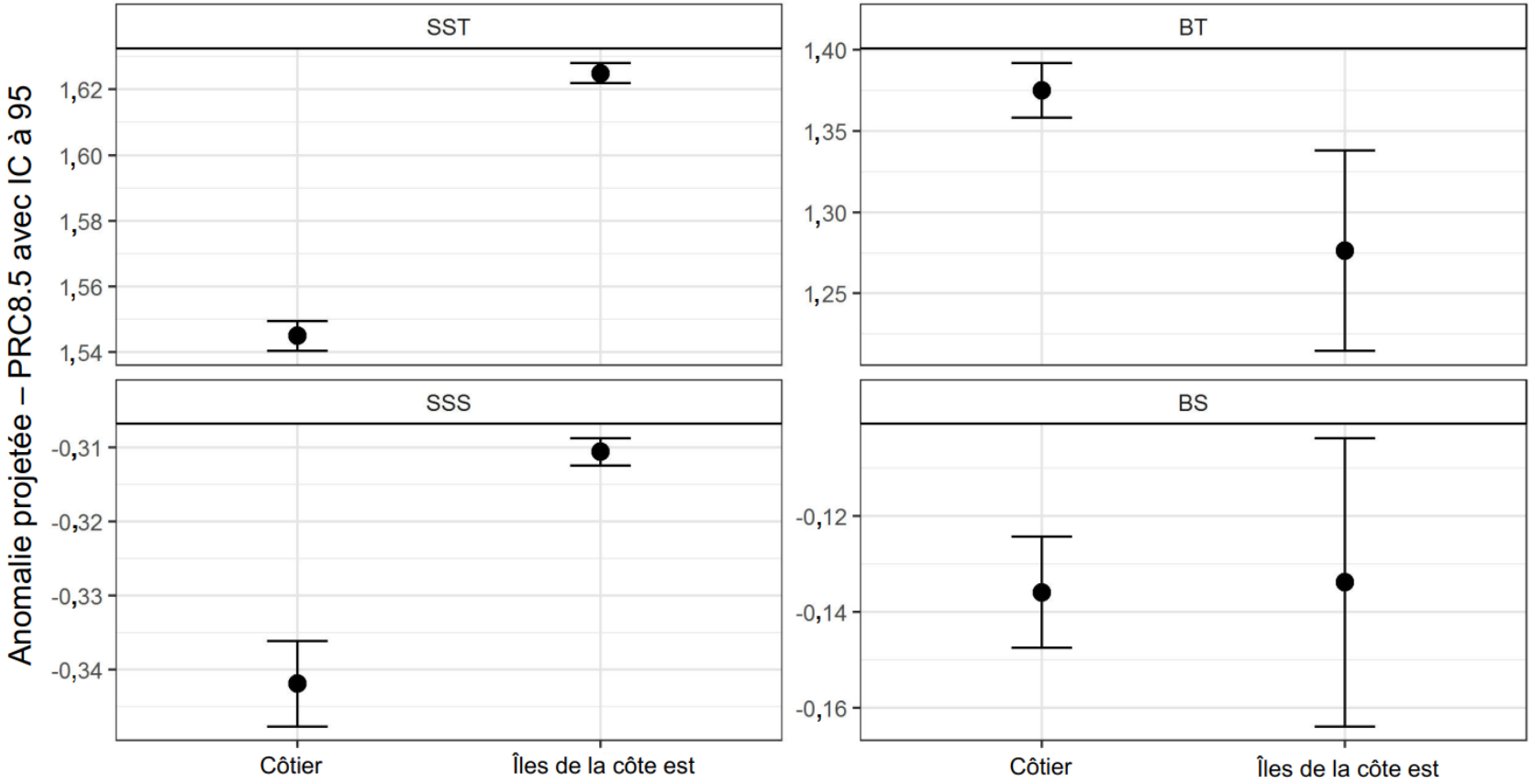

Figure 33. Sommaires des projections climatiques de 2075 pour le SI des îles de la côte Est et la zone de planification de la ZPM côtière (zone côtière). Les données sont présentées sous forme d'anomalies de la climatologie actuelle pour la température (SST : température à la surface de la mer et BT : température au fond de la mer) et la salinité (SSS : salinité à la surface de la mer et BS : salinité au fond de la mer) modélisées à la surface et au fond de la colonne d'eau.