



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 2021/044

Gulf region

Examen des activités de surveillance dans la zone de protection marine de Basin Head dans le contexte de leur efficacité pour l'évaluation de l'atteinte des objectifs de conservation

V. Joseph, M.-H. Thériault, I. Novaczek, M. Coffin, D. Cairns, A. Nadeau, M. Boudreau, M.-A.
Plourde, P.A. Quijon et P. Tummon Flynn

Région du Golfe
Pêches et Océans Canada
343, avenue Université
Moncton (N.-B.) E1C 9B6

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-38748-2 N° cat. Fs70-5/2021-044F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Joseph, V., Thériault, M.-H., Novaczek, I., Coffin, M., Cairns, D., Nadeau, A., Boudreau, M., Plourde, M.-A., Quijon, P.A. et Tummon Flynn, P. 2021. Examen des activités de surveillance dans la zone de protection marine de Basin Head dans le contexte de leur efficacité pour l'évaluation de l'atteinte des objectifs de conservation. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/044. xii + 101 p.

Also available in English:

Joseph, V., Thériault, M.-H., Novaczek, I., Coffin, M., Cairns, D., Nadeau, A., Boudreau, M., Plourde, M.-A., Quijon, P.A. and Tummon Flynn, P. 2021. Review of monitoring activities in Basin Head Marine Protected Area in the context of their effectiveness in evaluating attainment of conservation objectives. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/044. xi + 89 p.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|--|-----|
| RÉSUMÉ | XII |
| INTRODUCTION | 1 |
| 1. OBJECTIF DE CONSERVATION 1 : MAINTENIR LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT MARIN QUI SOUTIENT LA MOUSSE D'IRLANDE | 4 |
| 1.1. CONTEXTE..... | 4 |
| 1.2. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 1 : TEMPÉRATURE DE L'EAU, SALINITÉ, OXYGÈNE DISSOUS, CHLOROPHYLLE A ET TURBIDITÉ..... | 5 |
| 1.2.1. Méthodes | 5 |
| 1.2.2. Résultats et analyse | 7 |
| 1.3. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 2 : NUTRIMENTS INORGANIQUES DISSOUS | 9 |
| 1.3.1. Méthodes | 9 |
| 1.3.2. Résultats et analyse | 10 |
| 2. OBJECTIF DE CONSERVATION 2 : PRÉSERVER LES STRUCTURES PHYSIQUES DE L'ÉCOSYSTÈME QUI SOUTIENNENT LA MOUSSE D'IRLANDE..... | 24 |
| 2.1. CONTEXTE..... | 24 |
| 2.2. SURVEILLER LES RÉPERCUSSIONS DES MODÈLES D'UTILISATION DES TERRES DANS LE BASSIN HYDROGRAPHIQUE..... | 24 |
| 2.2.1. Méthodes | 24 |
| 2.2.2. Résultats et analyse | 27 |
| 2.3. AUTRES STRUCTURES PHYSIQUES CLÉS SOUTENANT LA MOUSSE D'IRLANDE..... | 31 |
| 2.3.1. Méthodes | 31 |
| 2.3.2. Résultats et analyse | 31 |
| 3. OBJECTIF DE CONSERVATION 3 : PRÉSERVER LA SANTÉ (LA BIOMASSE ET LA COUVERTURE) DE LA MOUSSE D'IRLANDE DE BASIN HEAD | 41 |
| 3.1. CONTEXTE..... | 41 |
| 3.2. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 1 : ÉTENDUE DU BANC DE MOUSSE D'IRLANDE | 42 |
| 3.2.1. Méthodes | 42 |
| 3.2.2. Résultats et analyse | 44 |
| 3.3. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 2 : AMPLEUR DES PROLIFÉRATIONS D'ULVA | 45 |
| 3.3.1. Méthodes | 45 |
| 3.3.2. Résultats et analyse | 46 |
| 3.4. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 3 : ÉTENDUE DES HERBIERS DE ZOSTÈRE MARINE | 47 |
| 3.4.1. Méthodes | 47 |
| 3.4.2. Résultats et analyse | 47 |
| 4. OBJECTIF DE CONSERVATION 4 : MAINTENIR L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE DE LA LAGUNE ET DU CHENAL INTÉRIEUR DE BASIN HEAD | 55 |
| 4.1. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 1 : TENDANCES RELATIVES À L'ABONDANCE ET À LA DIVERSITÉ DES POISSONS ET DES INVERTÉBRÉS BENTHIQUES DANS LA LAGUNE DE BASIN HEAD | 55 |

| | |
|--|----|
| 4.1.1. Contexte..... | 55 |
| 4.1.2. Méthode | 55 |
| 4.1.3. Résultats | 58 |
| 4.1.4. Discussion..... | 59 |
| 4.2. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 2 : TENDANCES DE L'ABONDANCE DES COMMUNAUTÉS, ET DE LA DIVERSITÉ DES POISSONS ET DES INVERTÉBRÉS BENTHIQUES DANS LE BRAS NORD-EST DE BASIN HEAD (AUTRES RELEVÉS)..... | 70 |
| 4.2.1. Contexte..... | 70 |
| 4.2.2. Méthodes | 70 |
| 4.2.3. Résultats et analyse | 71 |
| 5. EFFORTS DE RÉTABLISSEMENT | 77 |
| 5.1. RÉTABLISSEMENT DES AMAS MOUSSE D'IRLANDE-MOULES..... | 77 |
| 5.1.1. Contexte..... | 77 |
| 5.1.2. Méthodes | 77 |
| 5.1.3. Résultats et analyse | 80 |
| 5.2. PROGRAMME DE CONTRÔLE DU CRABE VERT | 83 |
| 5.2.1. Contexte..... | 83 |
| 5.2.2. Méthode | 84 |
| 5.2.3. Résultats et analyse | 85 |
| 5.3. ÉVALUATION DE LA POPULATION DE CRABE VERT | 85 |
| 5.3.1. Contexte..... | 85 |
| 5.3.2. Méthode | 85 |
| 5.3.3. Résultats et analyse | 86 |
| 5.4. PROGRAMME DE RÉTABLISSEMENT DE LA ZOSTÈRE MARINE | 86 |
| 5.4.1. Contexte..... | 86 |
| 5.4.2. Méthode | 87 |
| 5.4.3. Résultats et analyse | 87 |
| 6. RÉFÉRENCES | 97 |

LIST OF TABLES

| | |
|--|----|
| Tableau 1.1. Activités de surveillance des caractéristiques de l'eau dans la ZPM de Basin Head. | 11 |
| Tableau 1.2. Comparaison des données étalonnées sur la chlorophylle a (ug/L) avant 2015 (n = 122 à 131 par site) et des données non étalonnées après 2015 (n = 80 à 82 par site)..... | 12 |
| Tableau 1.3. Valeurs moyennes, maximales et minimales de température, de salinité et d'oxygène dissous provenant du YSI portatif (2001-2017), et valeurs sur la chlorophylle a et la turbidité provenant du fluoromètre (2001-2017) pour les mois de mai à novembre. Température (n = 249-289), salinité (n = 216-273), oxygène dissous (n = 214-257), chlorophylle a (n = 204-213) et turbidité (n = 69-72). Les sites H et I sont des sites d'eau douce..... | 13 |
| Tableau 1.4. Nombre de jours où les températures quotidiennes moyennes ont dépassé 18 C. Les températures quotidiennes moyennes proviennent de sondes en continu dans les sites du bras Nord-Est (T1 et T2) au-dessus des bancs de mousse d'Irlande et dans le site du bassin (T3). Aucune donnée (-) disponible pour le site T1 en 2012 en raison de la perte de l'enregistreur de données..... | 14 |
| Tableau 1.5. Nombre de jours où la température quotidienne maximale de l'eau a dépassé 18°C. Les températures moyennes quotidiennes proviennent de sondes en continu dans les emplacements du bras Nord-Est (T1 et T2) au-dessus des lits de mousse d'Irlande et dans le bassin (T3). Aucune donnée (-) disponible pour le site T1 en 2012 en raison de la perte de l'enregistreur de données..... | 15 |
| Tableau 1.6. Concentrations mensuelles moyennes d'oxygène dissous (mg/L) relevées par des sondes en continu au-dessus de bancs de mousse d'Irlande et à l'embouchure du bras Nord-Est, de 2015 à 2017. Les données de 2015 pour chemin Corduroy et le lit Principal ne sont pas incluses (-) parce que la sonde était vraisemblablement enfouie dans du limon..... | 16 |
| Tableau 1.7. Pourcentage de temps (de juin à septembre) pendant lequel les concentrations d'oxygène dissous relevées par les sondes en continu au-dessus de la mousse d'Irlande dans le bras Nord-Est et dans l'embouchure du bras ont été inférieures aux seuils de 2, 4 et 6 mg/L, ou supérieures à 10 mg/L. | 16 |
| Tableau 2.1. Activités de surveillance et études à court terme de la structure physique de la lagune de Basin Head..... | 34 |
| Tableau 2.2. Études à court terme d'autres structures physiques de la lagune de Basin Head réalisées au cours des dernières années. | 35 |
| Tableau 3.1. Activités de surveillance associées à l'évaluation de l'abondance et de la répartition de la mousse d'Irlande dans la lagune de Basin Head. | 48 |
| Tableau 3.2. Résultats des relevés de mousse d'Irlande effectués au lit Principal en 2012 et 2013, comparativement aux résultats de deux jours de travail sur le terrain en juin 2014. À la fin de la saison de terrain 2014, nous avons sondé une plus grande portion du fond et détecté un plus grand nombre d'amas..... | 48 |
| Tableau 3.3. Nombre d'amas de mousse d'Irlande consignés, plantés, qui se sont déplacés et superficie estimative (m ²) de tous les amas dans le lit Principal et au banc de chemin Corduroy de 2014 à 2017. Dans le tableau, « S. O. » signifie qu'aucune donnée n'est disponible. | 49 |
| Tableau 3.4. Perte calculée (attrition) des amas de mousse d'Irlande et de moules au lit Principal et au banc de chemin Corduroy de 2014 à 2016. | 49 |
| Tableau 4.1. Sites de référence du PCSA dans le sud du golfe du Saint-Laurent. | 61 |

| | |
|---|----|
| Tableau 4.2. Résultats des mesures PERMANOVA répétées pour évaluer les différences dans la communauté de poissons de Basin Head entre les années (facteur fixe) et les stations (facteur aléatoire) en juin, juillet et août. Les statistiques sommaires présentées comprennent : dl = degrés de liberté; SC = sommes des carrés; CM = carrés moyens; Pseudo-F = distribution Pseudo-Fisher-Snedecor; P (perm.) = valeur de probabilité calculée par permutations; perm. uniques = permutations uniques. | 61 |
| Tableau 4.3. Sommaire des espèces identifiées par un X dans les analyses des pourcentages de similitude (routine SIMPER) comme contribuant à au moins 10 % de dissimilarité dans les communautés de poissons entre les années dans Basin Head pour chaque mois. Le pourcentage des comparaisons pour lesquelles une espèce représente le pourcentage le plus élevé de dissimilarité figure également entre parenthèses. | 62 |
| Tableau 4.4. Espèces identifiées dans les analyses des pourcentages de similarité (routine SIMPER) qui contribuent à la dissimilarité des communautés de poissons pour les comparaisons par paire entre la station 3 située en bordure du bras Nord-Est et d'autres stations d'échantillonnage dans Basin Head pour le mois d'août. | 63 |
| Tableau 4.5. Variation expliquée par les axes des COP et les corrélations de Pearson entre les espèces et chaque axe des COP pour juin, juillet et août pour les espèces dont les corrélations vectorielles sont supérieures à 0,3 (figure 4.2). | 64 |
| Tableau 4.6. Attribution de stations individuelles de Basin Head par année à chaque bande de qualité BEAST (PE = pas d'échantillon). Les stations de la bande 1 se trouvent à l'intérieur de l'ellipse de référence à 90 % et sont équivalentes aux sites de référence; les stations de la bande 2 se situent entre les ellipses à 90 % et 99 % et peuvent être différentes des sites de référence; les stations de la bande 3 se situent entre les ellipses à 99 % et 99,9 % et sont différentes des sites de référence. | 64 |
| Tableau 4.7. Comparaison de la capacité des variables (catégories de nitrate, années, stations et bandes de qualité) à distinguer les stations d'essai des sites de référence en fonction des valeurs r ANOSIM. | 64 |
| Tableau 4.8. Comparaison (SIMPER) du biote dans les bandes de qualité BEAST aux sites de référence pour les taxons contribuant aux différences par rapport aux sites de référence. Les stations dans la bande 1 se trouvent à l'intérieur de l'ellipse de référence à 90 % et équivalent aux sites de référence; les stations dans la bande 2 se situent entre les ellipses à 90 % et 99 %, et peuvent être différentes des sites de référence; les stations dans la bande 3 se situent entre les ellipses à 99 % et 99,9 %, et sont différentes des sites de référence. | 65 |
| Tableau 4.9. Corrélations de neuf variables d'habitat avec les axes d'ordination biologique. | 65 |
| Tableau 4.10. Tableau sommaire pour le relevé benthique du 29 juillet au 13 août 2015. | 73 |
| Tableau 4.11. Prises accessoires par des chercheurs de l'Université de l'Île-du-Prince-Édouard dans la lagune de Basin Head, dans les pièges destinés au crabe vert de 2015 à 2018. | 74 |
| Tableau 4.12. Composition et densité des espèces (moyenne +/- 1 E.T.) d'organismes par amas qui colonisaient les quatre types d'amas de mousse d'Irlande géante déployés à Basin Head. Les acronymes pour les amas de mousse d'Irlande sont les suivants : MI = mousse d'Irlande; MIMB = mousse d'Irlande géante combinée à des moules bleues. Les groupes d'espèces indiqués entre parenthèses sont les suivants : A = amphipodes; I = isopodes; D = décapodes; G = gastropodes; P = ptychètes; B = bivalves. | 75 |
| Tableau 5.1. Poids final moyen (g) et condition de la mousse d'Irlande (MI) après avoir été en culture suspendue pendant 96 jours, seule ou avec un amas de moules (N = Neuf répliquats | |

par traitement). Niveau de signification fondé sur l'analyse de la variance interprétée comme suit :88

Tableau 5.2. Résultats de l'analyse de la variance bidirectionnelle (ANOVA) indiquant les différences importantes dans la croissance des naissains avec le traitement (amas de moules avec ou sans mousse d'Irlande attachée) et type de fond sous la ligne de culture (sable dur ou limon épais). DL = degrés de liberté; F = Test F; p = probabilité.88

Tableau 5.3. Résultats des valeurs p du test de Tukey indiquant les différences par paires dans la croissance des naissains avec le traitement (amas de moules avec ou sans mousse d'Irlande attachée) et type de fond sous la ligne de culture (sable dur ou limon épais).88

Tableau 5.4. Protocoles et activités de piégeage du crabe vert au cours du programme d'élimination dirigé de 2016 à 2018.89

Tableau 5.5. Densité du crabe vert (nombre de crabes par piège Fukui par 24 h) selon le lieu et le site pour chaque année, et globalement (données combinées). Les valeurs présentées comprennent la moyenne, la médiane, le 25^e et le 75^e centiles.89

Tableau 5.6. Densité de crabes communs (nombre de crabes par piège Fukui par 24 h) selon le lieu et le site pour chaque année, et globalement (données combinées). Les valeurs présentées comprennent la moyenne, la médiane, le 25^e et le 75^e centiles.90

LIST OF FIGURES

| | |
|--|----|
| Figure 0.1. Zone de protection marine de Basin Head; golfe du Saint-Laurent..... | 3 |
| Figure 0.2. Superficie estimée (m ²) couverte par la mousse d'Irlande dans la ZPM de Basin Head pendant le processus de déclin allant de 1980 à 2015..... | 3 |
| Figure 1.1. Sites d'échantillonnage de la qualité de l'eau à Basin Head, de 2001 à 2017. Les onze sites estuariens sont désignés par les lettres de A à K, et les deux sites d'eau douce, par les lettres H et I..... | 17 |
| Figure 1.2. Emplacement des enregistreurs de température et des sondes d'oxygène dissous dans la lagune Principale et le bras Nord-Est..... | 17 |
| Figure 1.3. Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de nitrate (µmol/L) en juin, juillet et août prélevées dans neuf sites de surveillance de la qualité de l'eau estuarienne à Basin Head, de 2001 à 2017. Les données de 2006 et 2010 ne sont pas présentées en raison de la perte ou de la contamination d'échantillons. Noter les changements d'échelle sur l'axe des y..... | 18 |
| Figure 1.4. (suite). Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de nitrate (µmol/L) en juin, juillet et août prélevées dans neuf sites de surveillance de la qualité de l'eau estuarienne à Basin Head, de 2001 à 2017. Les données de 2006 et 2010 ne sont pas présentées en raison de la perte ou de la contamination d'échantillons. Noter les changements d'échelle sur l'axe des y..... | 19 |
| Figure 1.5. Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de nitrate (µmol/L) en juin, juillet et août prélevées dans deux sites de surveillance de la qualité de l'eau douce à Basin Head, de 2001 à 2017. Les données de 2006 et 2010 ne sont pas présentées en raison de la perte ou de la contamination d'échantillons. Noter les changements d'échelle sur l'axe des y..... | 20 |
| Figure 1.6. Tendances annuelles des concentrations de nitrate (µmol /L) pour les sites d'eau douce H et I, et le site estuarien J à Basin Head, de 2011 à 2017. Les lignes hachurées montrent l'intervalle de confiance à 95 % pour la tendance moyenne. Les ajustements relatifs exprimés en termes de valeurs moyennes quadratiques sont les suivants : Site H = 0,23; site I = 0,04 et site J = 0,02..... | 20 |
| Figure 1.7. Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de phosphate (µmol/L) en juin, juillet et août prélevées dans neuf sites de surveillance de la qualité de l'eau estuarienne à Basin Head, de 2001 à 2017. Noter les changements d'échelle sur l'axe des y..... | 21 |
| Figure 1.8. (suite) Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de phosphate (µmol/L) en juin, juillet et août prélevées dans neuf sites de surveillance de la qualité de l'eau estuarienne à Basin Head, de 2001 à 2017..... | 22 |
| Figure 1.9. Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de phosphate (µmol/L) en juin, juillet et août prélevées dans deux sites de surveillance de la qualité de l'eau douce à Basin Head, de 2001 à 2017..... | 23 |
| Figure 2.1. Utilisation des terres agricoles dans le bassin versant de Basin Head en 2013, d'après des entrevues avec les agriculteurs, l'observation directe des cultures dans les champs et l'analyse des images satellitaires fédérales..... | 36 |
| Figure 2.2. Bassin hydrographique avec tous les champs agricoles codés de 1 à 6 pour la vulnérabilité à l'érosion des sols définie comme la somme de la pente (faible = 1, moyenne = 2, | |

| | |
|---|----|
| élevée = 3) et du contact avec les eaux de surface (0 = aucune, 1 = cours d'eau seulement, 2 = estuaire seulement, 3 = cours d'eau + estuaire)..... | 37 |
| Figure 2.3. Tendances est-ouest en pourcentage de matières organiques et en pourcentage d'azote (moyenne, barres représentant +/- 1 écart-type) dans les sédiments recueillis le long des bords du bras Nord-Est, 2016 à 2017 (voir la figure 3.4 pour les emplacements d'échantillonnage). Le site 1 se trouve à l'extrémité est du bras (marais Elliott) et le site 11 (banc de Mollusques) est situé à l'ouest de banc Fireweed. | 38 |
| Figure 2.4. Sites d'échantillonnage des sédiments et valeurs correspondantes de l'épaisseur des sédiments en octobre 2016. | 38 |
| Figure 2.5. Emplacement des transects dans le bras Nord-Est de la ZPM de Basin Head (été 2016) et étendue estimative de l'habitat potentiel de la mousse d'Irlande (en mauve). | 39 |
| Figure 2.6. Vitesse du courant maximale moyenne estimée en fonction de la profondeur dans la lagune de Basin Head (Source : Chassé comm. pers. 2008). Les flèches indiquent l'emplacement des bancs de mousse d'Irlande, d'ouest en est, comme banc Fireweed, le lit Principal et chemin Corduroy. | 40 |
| Figure 2.7. Cycle maréal, exprimé en hauteur normalisée de la surface de l'eau autour de la pleine lune à trois sites dans le bras Nord-Est, du 18 au 21 juillet 2016. | 40 |
| Figure 2.8. Données démographiques sur les huîtres échantillonnées à partir de quadrats de transects dans les bancs de mousse d'Irlande en 2015, exprimées en pourcentage de la fréquence de chaque catégorie de taille d'écailles. | 41 |
| Figure 3.1. Emplacements dans la ZPM de Basin Head mentionnés dans le texte. | 50 |
| Figure 3.2. Photomosaïque géoréférencée de la portion du bras Nord-Est de Basin Head. Les points rouges sont les positions des points de contrôle au sol. | 51 |
| Figure 3.3. Répartition relative (%), selon la profondeur de l'eau, des amas indigènes (non plantés) de mousse d'Irlande et de moules à Basin Head en 2015. | 52 |
| Figure 3.4. Répartition relative (%), selon le type de sédiments, des amas de mousse d'Irlande indigènes (non plantés) à Basin Head en 2015. Le type de sédiments est défini et codé comme suit : 0 = roche, 1 = sable dur propre (la tige pénètre à moins de 10 cm), 2 = fond ferme (pénétration de 10 à 14 cm), 3 = limon modéré (pénétration de 15 à 19 cm), 4 = limon profond (pénétration de 20 à 24 cm) et 5 = limon très profond (≥ 25 cm). | 52 |
| Figure 3.5. Exemple d'une photo prise par drone du fond du lit Principal montrant des amas de mousse d'Irlande qui ont été encerclés pour permettre le calcul de la couverture du fond à l'aide d'outils des SIG. | 53 |
| Figure 3.6. Série chronologique du nombre de crabes verts capturés dans des échantillons de senne par le PCSA dans des estuaires de l'Î.-P.-É., de 2011 à 2017. | 53 |
| Figure 3.7. Niveaux de lumière (lux) au fond (profondeur de 50 cm à marée basse) dans le bras Nord-Est mesurés par un enregistreur de luminosité (aux 15 minutes) du 11 mai au 22 octobre 2017. Les périodes pendant lesquelles peu de lumière a atteint l'enregistreur indiquent un étouffement par des sédiments, des débris ou Ulva. | 54 |
| Figure 4.1. Emplacement des stations d'échantillonnage du PCSA dans Basin Head. | 66 |
| Figure 4.2. Analyses des coordonnées principales (COP) pour juin (graphiques A, B), juillet (graphiques C, D) et août (graphiques E, F) montrant les dissimilitudes entre les communautés de poissons aux stations du PCSA à Basin Head de 2004 à 2017. Les COP ont été créés à l'aide des matrices de ressemblance Bray-Curtis S17 sur les données soumises à une | |

transformation racine carrée. Les superpositions de vecteurs montrent les corrélations entre les espèces pour $r > 0,3$ (graphiques A, C, E) ou les paramètres environnementaux pour $r > 0,2$ (graphiques B, D, F) et les axes COP. Les acronymes des espèces sont les suivants : SSH = crevette de sable; GSH = bouc de varech; MUM = choquemort; 3SS = épinoche à trois épines; 4SS = épinoche à quatre épines; 9SS = épinoche à neuf épines; BSS = épinoche tachetée; SILV = capucette; GCR = crabe vert; SFL = plie lisse; WFL = plie rouge; PIP = syngnathe brun.

| | |
|--|----|
| | 67 |
| Figure 4.3. Tracé BEAST des sites de référence (ouverts) (avec trois ellipses de probabilité représentant une couverture à 90, 99 et 99,9 %) et des stations de Basin Head (rouges pleins) pour 2010 à 2015..... | 68 |
| Figure 4.4. Ordination (EMD) des sites de référence et des stations de Basin Head indiquant les catégories d'enrichissement en nitrate (faible, moyen, élevé) et les vecteurs d'habitat. Les acronymes sont les suivants : Dis O2 = oxygène dissous; LnRSalinity = logarithme naturel de la salinité; LnSed H = logarithme naturel de l'humidité des sédiments; LnPSz = logarithme naturel de la taille des particules sédimentaires; LnNO ₃ = logarithme naturel du nitrate; LnNO ₂ = logarithme naturel du nitrite..... | 68 |
| Figure 4.5. Ordination (EMD) des sites de référence et des stations de Basin Head indiquant les bandes de qualité BEAST (1, 2, 3) et les vecteurs d'espèces. Les acronymes des espèces sont les suivants : SSH = crevette de sable; MUM = choquemort; 3SS = épinoche à trois épines; 9SS = épinoche à neuf épines; GCR = crabe vert; WFL = plie rouge; CUN = tanche-tautogue; PIP = syngnathe brun; GRUB = chaboisseau bronzé; SBA = bar rayé. L'acronyme de chaque espèce est suivi des lettres TOT pour total, ce qui indique que les deux stades de vie (adultes et juvéniles) ont été inclus dans l'analyse..... | 69 |
| Figure 4.6. Emplacement des transects de chemin Corduroy définis par les bornes d'arpentage 8A à 8N, 8B à 8O et 8C à 8 P..... | 76 |
| Figure 4.7. Emplacement des transects du lit Principal définis par les bornes d'arpentage : 9F à 9Q, 9H à 9R, 9I à 9S, et 9K à 9 T..... | 76 |
| Figure 5.1. Emplacements des amas au lit Principal à la fin de 2017; présents en 2016 (rouge) et plantés en 2017 (bleu). | 91 |
| Figure 5.2. Nombre d'amas de mousse d'Irlande et de moules dans le bras Nord-Est de 2014 à 2018 (partie du haut) et couverture de mousse d'Irlande estimée (m ²) dans le bras Nord-Est entre 2013 et 2018 (partie du bas). En 2018, la couverture estimée est fondée sur un relevé de transects choisis plutôt que sur un relevé exhaustif. | 92 |
| Figure 5.3. La mortalité des moules dans les parcelles expérimentales de Gazebo (rouge) et banc Fireweed (bleu) était élevée (entre 30 % et 40 %) dans les parcelles récoltées après les deux premiers mois. Dans les parcelles échantillonnées l'année suivante (après 329 à 373 jours au fond), la mortalité était plus élevée à Gazebo (plus de 40 %), mais moins élevée à banc Fireweed (moins de 30 %). | 92 |
| Figure 5.4. Emplacement des pièges utilisés pour capturer le crabe vert dans la lagune Principale et le bras Nord-Est en septembre 2018. Dans la lagune Principale, douze ensembles de trois pièges Luke, un piège Russel (emplacement 2) et un piège Delbert (emplacement 13) ont été déployés. Dans le bras Nord-Est, 15 pièges Luke individuels ont été déployés..... | 93 |
| Figure 5.5. Nombre total de crabes verts capturés par mois dans la zone de protection marine de Basin Head au cours des saisons de terrain 2016 à 2018..... | 94 |

| | |
|--|----|
| Figure 5.6. Nombre de crabes verts, par catégorie de taille et sexe, par mois et par année. Les données sont fondées sur des sous-échantillons d'un tiers des prises totales de crabes verts dans chaque piège ou ensemble de pièges. | 94 |
| Figure 5.7. Nombre de crabes verts par sexe pour chaque mois d'échantillonnage de 2016 à 2018. Les données sont fondées sur des sous-échantillons d'un tiers des prises totales de crabes verts dans chaque piège ou ensemble de pièges. | 95 |
| Figure 5.8. Nombre de crabes verts capturés par piège ou ensemble à des sites individuels en 2018..... | 95 |
| Figure 5.9. Densités moyennes de crabes verts (nombre de crabes par piège par jour; moyenne avec +/- 1 barre ET) à Basin Head, avec les sexes combinés (partie supérieure), les femelles seulement (partie moyenne) et les ratios mâles-femelles (partie inférieure) par période en 2017. Les données proviennent des prises combinées aux pièges dans la lagune Principale et le bras Nord-Est..... | 96 |

RÉSUMÉ

La zone de protection marine (ZPM) de Basin Head, qui a été créée en 2005 sous le régime de la *Loi sur les océans*, est une lagune marine peu profonde située sur la côte nord-est de l'Île-du-Prince-Édouard. L'objectif de la désignation de ZPM est de protéger et de conserver une souche unique de mousse d'Irlande (*Chondrus crispus*) et son habitat. L'évaluation a révélé que la biomasse de la mousse d'Irlande dans la lagune de Basin Head avait diminué de plus de 99 % entre 1980 et 2008. Le plan de gestion de la ZPM de Basin Head définit quatre objectifs de conservation, et un programme de surveillance a été lancé pour chacun de ces objectifs. Les activités de surveillance comprennent l'évaluation de l'abondance et de la répartition de la mousse d'Irlande, l'évaluation des proliférations de laitue de mer (*Ulva* spp.), les indicateurs de la qualité de l'eau, et la surveillance des poissons et des crustacés. Au cours des dernières années, des efforts concertés ont été déployés pour comprendre les menaces qui pèsent sur les amas de mousse d'Irlande et de moules, y compris le stress thermique, l'hypoxie saisonnière et l'étouffement du fond par *Ulva* (eutrophisation), l'étouffement par le limon riche en matières organiques, les mottes et les débris organiques des marais, les ondes de tempête, et l'érosion par la glace d'hiver. Des efforts concertés ont également été déployés pour rétablir la mousse d'Irlande dans le bras Nord-Est de Basin Head; des amas de mousse d'Irlande et de moules créés artificiellement ont été plantés, et la population de crabe vert a été contrôlée. Le Programme de planification et de conservation marines de la région du Golfe de Pêches et Océans Canada a demandé un examen et une évaluation des activités de surveillance entreprises à Basin Head au cours de la dernière décennie afin de déterminer leur efficacité à fournir les renseignements nécessaires pour évaluer si les objectifs de conservation sont atteints. L'information fournie pour chacun des quatre objectifs de conservation inclut les indicateurs écologiques, le régime et les méthodes de surveillance, le seuil écologique si disponible, et les analyses de données et les résultats. Diverses expériences sur le terrain à court terme ont été menées, ainsi que des observations qualitatives et quantitatives sur des périodes de un à cinq ans. Dans le présent document de recherche, nous présentons des constatations préliminaires qui justifient les activités de rétablissement et donnent un aperçu des approches de surveillance possibles.

INTRODUCTION

La zone de protection marine (ZPM) de Basin Head, qui a été créée en 2005 sous le régime de la *Loi sur les océans*, est une lagune située sur la côte nord-est de l'Île-du-Prince-Édouard (figure 0.1). L'objectif de la désignation de ZPM est de protéger et de conserver une souche unique de mousse d'Irlande (*Chondrus crispus*) et son habitat. Plusieurs caractéristiques de la mousse d'Irlande dans la ZPM de Basin Head la rendent distinctive, dont sa dépendance totale à la fragmentation pour la dispersion et la multiplication, sa dépendance à la moule bleue pour la fixation au substrat, de même que la largeur, l'épaisseur, la forme générale et la coloration saisonnière soutenue des frondes. La mousse d'Irlande de la lagune de Basin Head est également beaucoup plus grosse et affiche une teneur en carraghénine plus élevée que la mousse d'Irlande de la zone côtière extérieure. Ces caractéristiques sont vraisemblablement influencées par les conditions environnementales dans la lagune, mais peuvent aussi avoir une base génétique.

Des observations sur le terrain faites en 1999 ont révélé une diminution de l'abondance de cette algue distinctive dans la lagune de Basin Head. La surveillance annuelle subséquente a révélé que la superficie du fond couverte par la mousse d'Irlande est passée d'environ 15 000 m² en 1980 à moins de 2 000 m² en 2005 (figure 0.2). Un processus consultatif scientifique a été lancé en 2008 pour passer en revue l'état de la mousse d'Irlande dans la lagune de Basin Head. L'examen par les pairs s'est penché sur les facteurs qui ont pu contribuer aux baisses signalées, et a tenu compte des activités de recherche et de gestion possibles (MPO 2009). Les scientifiques ont conclu que les apports de nutriments dans le bassin, qui peuvent provenir principalement des terres agricoles, ont mené à des proliférations annuelles d'algues vertes et, ainsi, à des conditions nuisibles pour la mousse d'Irlande. L'invasion du crabe vert à la fin des années 1990 et sa prédation des moules bleues auxquelles se fixe la mousse sont considérées comme des agresseurs importants pour la population de mousse d'Irlande et l'écosystème de Basin Head. Ces conditions sous-optimales étaient probablement antérieures à 1999 et n'étaient pas propres à Basin Head, car elles s'inscrivaient dans un déclin plus vaste de la santé des écosystèmes dans de nombreux estuaires de l'Île-du-Prince-Édouard.

Le Plan de gestion opérationnel de la zone de protection marine de Basin Head (MPO 2016) énumère quatre objectifs de conservation, et définit des approches de recherche et de surveillance pour chacun. Les activités de surveillance majeures ont inclus des évaluations de l'abondance et de la répartition de la mousse d'Irlande, la documentation visuelle des proliférations de laitue de mer (*Ulva* spp.), l'échantillonnage de la qualité de l'eau, et la surveillance des poissons et crustacés par l'entremise du Programme communautaire de surveillance aquatique (PCSA). Les quatre objectifs de conservation sont les suivants :

1. Maintenir la qualité de l'environnement marin qui soutient la mousse d'Irlande.

Cet objectif de conservation vise à garantir que les indicateurs de la qualité de l'eau, y compris les concentrations de nutriments, sont maintenus à un niveau propice à la survie de la mousse d'Irlande, à faire le suivi de la température et de l'oxygène dissous, et à relever les conditions hypoxiques ou anoxiques. Des seuils ont été établis pour indiquer quand des mesures de gestion devraient être déclenchées.

2. Préserver les structures physiques de l'écosystème qui soutiennent la mousse d'Irlande.

Cet objectif vise à maintenir l'intégrité du milieu physique, c'est-à-dire la structure des dunes, l'ouverture de l'océan, et la profondeur et le renouvellement de l'eau, et à limiter l'érosion des terres qui cause la sédimentation dans l'estuaire.

3. Préserver la santé (biomasse et couverture) de la mousse d'Irlande de Basin Head.

Cet objectif de conservation vise à surveiller et à quantifier la biomasse et/ou la couverture de la mousse d'Irlande, et à assurer un niveau sain et durable dans la ZPM.

4. Maintenir l'intégrité écologique de la lagune et du chenal intérieur de Basin Head

Le but de cet objectif de conservation est de maintenir la biodiversité au soutien de la mousse d'Irlande.

Plusieurs des activités de recherche et mesures de gestion mentionnées dans l'avis scientifique de 2009 ont été mises en œuvre. Par exemple, de la recherche sur les effets directs et indirects du crabe vert sur la mousse d'Irlande, financée par Pêches et Océans Canada (MPO), a été entreprise par l'Université de l'Île-du-Prince-Édouard. Un financement accru en 2014-2019 a permis d'appuyer de nouveaux efforts de recherche et de surveillance visant à renforcer la gestion et la conservation de la ZPM de Basin Head, et à améliorer la compréhension des multiples facteurs de stress associés à la mousse d'Irlande. Depuis 2015, des activités ont été entreprises pour rétablir la mousse d'Irlande dans Basin Head, y compris la propagation artificielle d'amas de mousse d'Irlande et de moules, le rétablissement de la zostère marine et l'élimination du crabe vert. Étant donné que le dernier examen scientifique remonte à 2008, et que de la surveillance et de la recherche ont été effectuées entre-temps, un nouvel examen scientifique a été jugé nécessaire.

Les objectifs de l'examen scientifique de 2019 étaient les suivants :

- Déterminer si les activités de surveillance fournissent l'information requise pour évaluer l'atteinte des objectifs de conservation.
- Fournir un avis sur les modifications nécessaires aux activités de surveillance ou aux procédures opérationnelles qui pourraient améliorer leur efficacité à atteindre les objectifs de conservation.
- Déterminer si la conception actuelle de la surveillance et les données recueillies sont suffisantes pour évaluer l'efficacité des activités de rétablissement en cours, et fournir un avis sur les modifications nécessaires le cas échéant.

L'information tirée du processus de consultation scientifique servira également à la mise à jour du Plan de gestion opérationnel de Basin Head ainsi qu'à l'élaboration du plan de surveillance à long terme nécessaire pour évaluer chacun des objectifs de conservation et chacune des activités de rétablissement.

Le présent document est divisé en cinq sections; l'information fournie pour chacun des quatre objectifs de conservation inclut les indicateurs écologiques, le régime et les méthodes de surveillance, le seuil écologique si disponible, et les analyses de données et les résultats. La cinquième section décrit les activités de rétablissement entreprises depuis 2015. Les recommandations découlant de l'information fournie dans le présent rapport figurent dans l'avis scientifique pour la ZPM de Basin Head (MPO 2020).

L'augmentation du personnel en 2014 a permis des observations sur le terrain toute l'année dans la ZPM de Basin Head. Diverses expériences sur le terrain à court terme largement non répétées ont été menées, ainsi que des observations qualitatives et quantitatives de parcelles d'essai plantées sur des périodes de un à cinq ans. Les résultats de ces projets pilotes donnent un aperçu des forces physiques qui mènent le système et fournissent des preuves solides pour l'élaboration de nouvelles hypothèses qui seront testées ultérieurement. Les résultats sont documentés en détail dans une série de rapports sur le terrain qui seront publiés dans le cadre de la série sur la gestion de Basin Head. Dans le présent document de recherche, nous

présentons des constatations préliminaires qui justifient les activités de rétablissement et donnent un aperçu des approches de surveillance possibles.

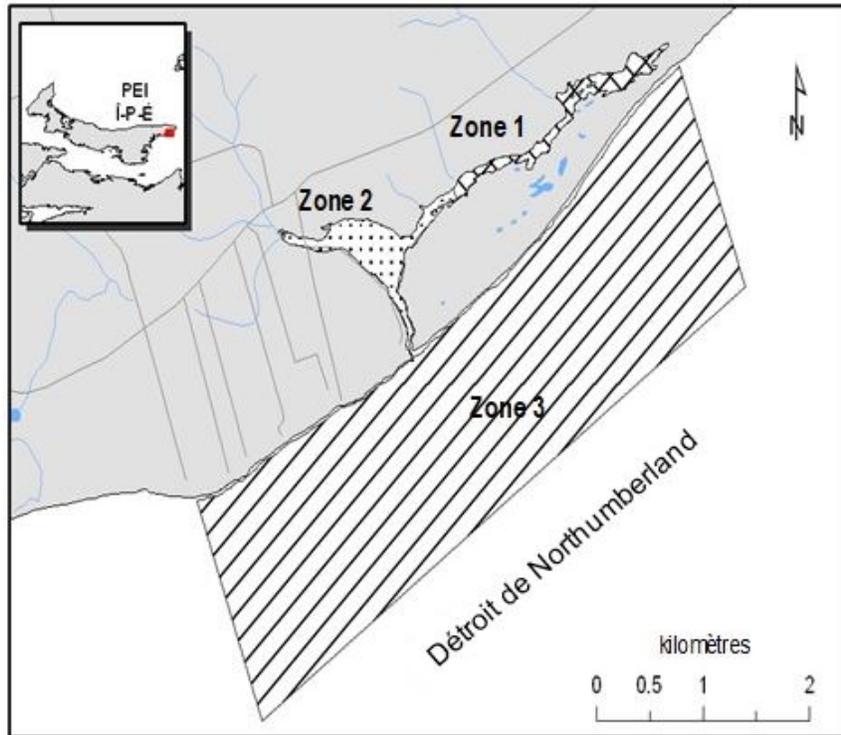
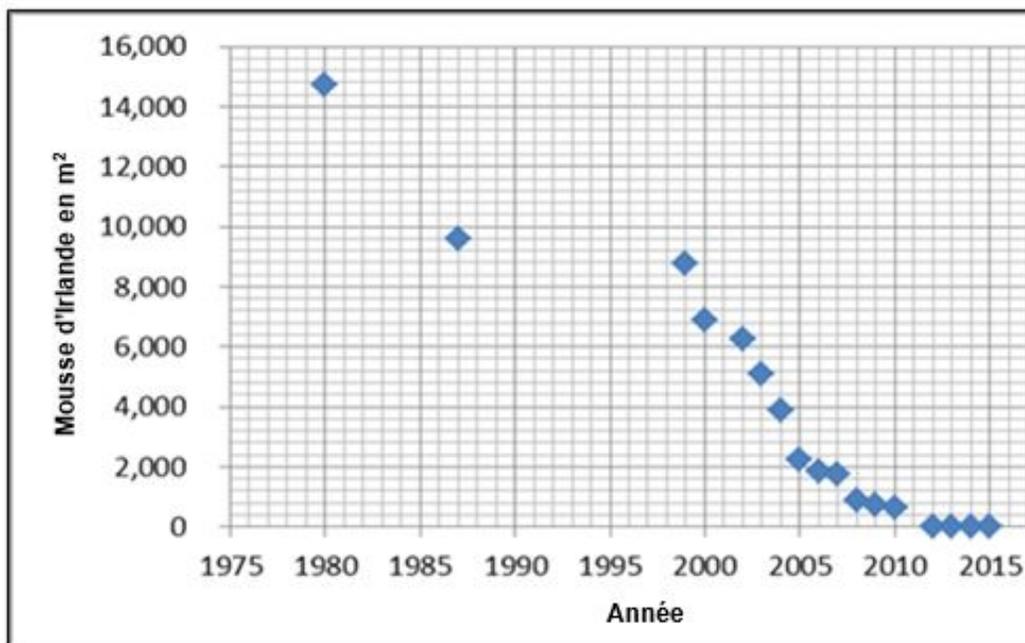


Figure 0.1. Zone de protection marine de Basin Head; golfe du Saint-Laurent.



7

Figure 0.2. Superficie estimée (m²) couverte par la mousse d'Irlande dans la ZPM de Basin Head pendant le processus de déclin allant de 1980 à 2015.

1. OBJECTIF DE CONSERVATION 1 : MAINTENIR LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT MARIN QUI SOUTIEN LA MOUSSE D'IRLANDE

Auteurs : V. Joseph, M. Coffin, I. Novaczek, D. Cairns et A. Nadeau.

1.1. CONTEXTE

Environ 44 % des terres dans le bassin versant de Basin Head au cours de la période 2006-2010 étaient des terres agricoles. Ce pourcentage est demeuré stable depuis au moins 2000 (Island Nature Trust rapport non publié 2001)¹, la culture en rangs prédominante étant celle des pommes de terre. Pour la culture des pommes de terre, la pratique courante consiste à appliquer des engrais à base de nitrate dans les champs. La pomme de terre la plus couramment cultivée, la Russett-Burbank, a une forte demande en azote et une faible efficacité d'absorption de l'azote; il existe donc une tendance à une application excessive d'engrais (Zebarth *et al.* 2015). L'azote qui n'est pas absorbé par les pommes de terre est susceptible de s'infiltrer dans les eaux souterraines, et représente la majeure partie de la charge d'azote dans les systèmes côtiers et les eaux de surface (Grizard 2013). Le nitrate contenu dans les eaux souterraines entre éventuellement dans les systèmes côtiers par les ruisseaux et les rivières, ou directement lorsque l'eau douce s'infiltré (sources) dans les estuaires. Cet influx d'un nutriment autrement limitatif peut causer une eutrophisation (Bugden *et al.* 2014; Jiang *et al.* 2015). Les symptômes d'une eutrophisation dans les systèmes côtiers sont bien établis et comprennent des proliférations d'algues nocives, la prolifération de macroalgues qui déplacent les herbiers marins, des niveaux d'oxygène dissous appauvris (hypoxie/anoxie) qui peuvent entraîner une mortalité accrue des poissons et des invertébrés, une augmentation de la matière organique dans les sédiments, et des changements dans la structure des communautés aquatiques (Valiela 1997; Gilbert *et al.* 2010; Bugden *et al.* 2014; Coffin *et al.* 2018a). Les estuaires de l'Île-du-Prince-Édouard où la charge d'azote est élevée sont typiquement peu profonds et dominés par les macroalgues benthiques (notamment *Ulva spp.*) par opposition à des systèmes plus profonds où la lumière ne pénètre pas dans les zones benthiques, et où la production primaire est donc dominée par le phytoplancton de surface (Meeuwig 1999; Bugden *et al.* 2014). Des travaux récents établissant un lien entre les symptômes d'eutrophisation et les apports en azote ont révélé que le nitrate, une forme plus biodisponible d'azote pour les plantes, était un meilleur prédicteur que l'azote total (Coffin *et al.* 2018b). Étant donné que le nitrate est considéré comme étant plus limitatif que le phosphore dans les milieux marins (Howarth et Marino 2006) et que le phosphore est constamment élevé dans les eaux de surface de l'Île-du-Prince-Édouard, quel que soit le type d'utilisation du sol (van den Heuvel 2009; Bugden *et al.* 2014; Knysh *et al.* 2016; Coffin *et al.* 2018b), la concentration de nitrate a fait l'objet d'une étude plus approfondie ici que les autres nutriments mesurés.

Les premières données pour Basin Head remontent à l'été 1979 (McCurdy 1979), lorsque le nitrate a été mesuré dans des échantillons d'eau filtrée prélevés dans le banc de mousse d'Irlande. À ce moment-là, les concentrations estimatives de nitrate dans le bras Nord-Est variaient entre 0,73 et 5,53 $\mu\text{mol/L}$, avec une moyenne de 2,57 $\mu\text{mol/L}$ (McCurdy 1979).

Les températures élevées de l'eau en été et la faible teneur en oxygène dissous (un symptôme courant de l'eutrophisation) menacent la durabilité de l'écosystème de Basin Head. Dans le cas de la mousse d'Irlande et de la moule bleue (*Mytilus edulis*), le stress occasionné par la

¹ Island Nature Trust. 2001. Community use of the Basin Head Lagoon, Prince Edward Island. Report prepared by the Island Nature Trust for the Basin Head Lagoon Ecosystem Conservation Committee. 26 pp.

température se produit au-dessus de 20°C. Les taux de croissance de la moule bleue sont réduits en raison de facteurs physiologiques associés à une diminution du taux de filtration et à des coûts métaboliques plus élevés (Bayne *et al.* 1983) à des températures supérieures à 20 C et la létalité peut se produire à 28 C (Prince et Kingsbury 1973; Lüning *et al.* 1986; Leblanc *et al.* 2010). Dans le cadre d'une étude menée dans des estuaires semblables à Basin Head dans la région du sud du golfe du Saint-Laurent, il a été déterminé qu'une quantité d'oxygène dissous faible ou inexistante (hypoxie ou anoxie) influait sur la structure de la communauté estuarienne (Coffin *et al.* 2018a). En général, le stress hypoxique survient à 4 mg/L ou moins pour la plupart des poissons et à 2 mg/L ou moins pour la plupart des invertébrés, et une mortalité de masse des animaux peut se produire si l'anoxie est soutenue (Vaquer-Sunyer et Duarte 2008; Riedel *et al.* 2014). Une série d'activités de surveillance des caractéristiques de l'eau dans la ZPM de Basin Head est décrite ci-dessous et est résumée dans le tableau 1.1.

Un protocole de surveillance, conçu principalement pour évaluer la concentration de nutriments (nitrate, nitrite, ammonium, phosphate, silicate), a été mis en place en 2001 et a été mis en œuvre chaque année jusqu'à la rédaction du présent document (2019). Un échantillonnage de l'eau pour des données sur les nutriments ainsi que sur d'autres paramètres de base de la qualité de l'eau (température, salinité, oxygène dissous, chlorophylle *a* et turbidité) a été effectué chaque semaine à des emplacements multiples à Basin Head. Des enregistreurs de données pour des mesures continues de température et d'oxygène dissous ont été déployés chaque année pendant la saison d'eau libre (de 2011 à maintenant pour la température et de 2015 à maintenant pour l'oxygène dissous) afin de mieux en comprendre la variabilité, et de saisir les phénomènes de haute température transitoire ou de faible teneur en oxygène dissous qui pourraient ne pas être saisis par un échantillonnage ponctuel.

1.2. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 1 : TEMPÉRATURE DE L'EAU, SALINITÉ, OXYGÈNE DISSOUS, CHLOROPHYLLE A ET TURBIDITÉ

1.2.1. Méthodes

Les données sur la chimie de l'eau ont été recueillies chaque semaine, généralement, de la mi-mai ou du début de juin jusqu'à la fin d'août, à onze emplacements (A-K) dans la lagune Principale et le bras Nord-Est (figure 1.1). Le MPO a recueilli ces données de 2001 à 2009 et a retenu les services de la Section de la région de Souris de la Fédération de la faune de l'Île-du-Prince-Édouard pour poursuivre la surveillance de la qualité de l'eau de 2011 à aujourd'hui. Les données recueillies comprenaient des échantillons d'eau pour l'analyse des nutriments inorganiques dissous et des mesures ponctuelles de la température (°C), de la salinité (parties par millier, ppm), de l'oxygène dissous (mg/L), de la chlorophylle *a* (µg/L) et de la turbidité (unités de turbidité néphélométrique, uTN). L'échantillonnage était effectué pendant les heures de clarté, mais il n'était pas normalisé en ce qui concerne l'heure du jour ou la hauteur des marées. Le moment du début de l'échantillonnage a varié d'une année à l'autre selon les ressources disponibles, mais a toujours été effectué chaque semaine. Les sites d'échantillonnage situés près du pont, à l'extrémité intérieure du bassin (site J) et au sommet du bras Nord-Est (site A), se sont déplacés au fil du temps parce que l'accumulation de sédiments a réduit la hauteur de l'eau, de façon à rendre les sites originaux inaccessibles.

Échantillonnage ponctuel

La température, la salinité et l'oxygène dissous ont été mesurés à l'aide d'un multimètre portatif (YSI 85®). Le moment, l'état de la marée, la vitesse et la direction du vent ainsi que les précipitations dans les 24 heures de l'échantillonnage ont également été enregistrés, mais pas analysés. La chlorophylle *a* et la turbidité ont été mesurées au moyen d'un fluoromètre de Turner Designs®. Le fluoromètre détecte la quantité de lumière réfléchiée par les matières

particulaires dans une cuvette; la quantité réfléchiée dépend des propriétés des particules, comme la forme, la couleur et la réflectivité. L'eau de surface a été recueillie dans une cuvette propre et rincée, et a été insérée dans le fluoromètre portatif pour mesurer la chlorophylle *a* et la turbidité. Les concentrations de chlorophylle *a* recueillies de 2011 à 2015 ont été étalonnées en laboratoire à l'aide d'échantillons d'eau ayant des concentrations connues de chlorophylle *a* (Gary Bugden MPO comm. pers.). Toutefois, de 2015 à aujourd'hui, un nouveau fluoromètre a été utilisé, mais n'a malheureusement pas été étalonné. Les différences entre les instruments empêchent une comparaison directe (tableau 1.2), mais les deux instruments montrent les tendances intraannuelles et interannuelles des concentrations de chlorophylle *a* même si les valeurs absolues ne peuvent pas être interprétées.

Sondes en continu

En 2011, trois enregistreurs de température Vemco® Classic V12 Minilog réglés pour enregistrer la température toutes les heures ont été déployés à deux bancs de mousse d'Irlande dans le bras Nord-Est, soit aux points chemin Corduroy (T1) et au lit Principal (T2), et à un site dans la lagune (T3) (figure 1.2). Les enregistreurs aux sites T2 et T3 ont été retirés, et leurs données ont été téléchargées en octobre 2012. L'enregistreur au site T1 n'a pas pu être trouvé, de sorte qu'il n'existe pas de données sur la température pour le site T1 pour 2012. Depuis octobre 2012, des données ont été recueillies aux trois sites au moyen d'enregistreurs Vemco Minilog II®. Les données de ces enregistreurs de température sont téléchargées et les appareils sont redéployés chaque année.

Des enregistreurs de température en continu déployés au lit Principal donnent un aperçu de l'influence du renouvellement de l'eau par les marées sur la température de l'eau dans le bras Nord-Est. Étant donné que les valeurs pour le stress et la létalité liés à la température (20°C et 28 C, respectivement) sont similaires pour la mousse d'Irlande et la moule bleue, les données sur la température sont présentées selon ces seuils de température pour souligner leur pertinence biologique (tableau 1.3).

En août 2014, le MPO a déployé un enregistreur d'oxygène dissous optique Onset Hobo® pour enregistrer toutes les heures au banc de mousse d'Irlande de chemin Corduroy, dans le bras Nord-Est (figure 1.2). En 2015, des enregistreurs d'oxygène dissous ont été installés de juin à décembre à trois endroits : au banc de mousse d'Irlande de chemin Corduroy, au lit Principal et à l'embouchure du bras Nord-Est. Les enregistreurs d'oxygène dissous ont été achetés neufs et respectaient les spécifications pour l'instrument, c'est-à-dire qu'ils avaient été étalonnés en usine. Bien que les enregistreurs aient été désencrassés périodiquement tout au long de leur déploiement, les enregistreurs au banc de chemin Corduroy et au lit Principal étaient enfouis dans du limon anoxique et des algues *Ulva* en 2015. Les données ne sont pas fiables pour cette période et ne sont donc pas présentées.

Un enregistreur de pH a été déployé dans le bras Nord-Est, mais les données n'ont pas pu être interprétées de façon significative en raison de leur piètre qualité, de l'encrassement de l'instrument et de la variation naturelle associée au pH dans les systèmes maréaux influencés par l'eau douce. Toutefois, depuis 2017, dans le cadre d'un vaste programme d'étude de l'acidification des océans visant à déterminer le pH dans les baies, les estuaires et le golfe du Saint-Laurent, des échantillons d'eau de Basin Head sont recueillis, scellés dans des bouteilles de verre avec un agent de conservation, et envoyés pour analyse du pH en laboratoire. Les résultats de ce projet ne sont pas encore disponibles pour les régions côtières échantillonnées.

1.2.2. Résultats et analyse

Température

Les lectures de température effectuées avec le YSI 85® portatif dans les neuf sites estuariens étaient en moyenne plus chaudes que celles des deux sites d'eau douce (tableau 1.2). Les températures dans l'estuaire ont également atteint des températures maximales plus élevées (28,1°C au site A) que dans l'eau douce (22,9 C au site H).

Au cours des mois d'été 2012-2017, les températures moyennes au-dessus des bancs de mousse d'Irlande (mesurées par les enregistreurs de température en continu situés aux sites T1 et T2) ont dépassé le seuil de stress (20 C) de 44 à 63 jours par année (tableau 1.3). Les températures ont atteint la limite létale de 28°C de zéro à douze jours par année pendant la même période. Pendant tout le déploiement de ces instruments, la durée maximale d'exposition à des températures supérieures à 28 C a été de cinq heures consécutives. Elle ne s'est produite qu'à un seul site, T1, et a été observée au total quatre fois en 2013, une fois en 2014 et une fois en 2016. Au site T2, quatre heures consécutives de température élevée ont été observées deux fois en 2013 et une fois en 2014. Une température élevée aiguë supérieure à 30 C a été observée à l'occasion (tableau 1.3 et tableau 1.4). La température moyenne dans le bassin (T3) n'était pas aussi élevée que dans le bras Nord-Est; il y a eu moins de jours à plus de 20 C (11 à 33 jours) et les températures n'ont jamais atteint 28 C.

Bien que des températures d'eau élevées aient déjà été observées dans ces régions : 24,5 C le 20 juillet 1979 et 26 C le 6 août 1980 dans le bras Nord-Est (McCurdy 1979, 1980), il n'y a pas suffisamment de données pour comparer les données mentionnées ici avec celles des décennies précédentes. Une hausse de la température à la surface de la mer a été observée de façon plus générale dans le sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2010a), mais on ne sait pas si ce réchauffement se traduit par des températures plus élevées dans Basin Head. Si la température augmente dans la lagune de Basin Head, cela pourrait nuire à la mousse d'Irlande et aux moules bleues.

Salinité

Selon les échantillons de qualité de l'eau du MPO, la salinité a varié de 9 à 32 ppm dans la plupart des sites d'échantillonnage de Basin Head. L'exception est le site J, qui est sous l'influence d'une pointe de surface d'eau douce provenant du cours d'eau 3. La salinité est parfois tombée à 4 ppm au site A (sous l'influence des ruisseaux 1 et 2 probablement), mais elle est restée entre 9,5 et 31 ppm au-dessus du lit Principal (site C) et du banc de mousse d'Irlande de chemin Corduroy (site B) [tableau 1.2].

La salinité a varié à l'intérieur de l'estuaire, et a été influencée par le flux des marées et l'apport des cours d'eau. La salinité a été la plus faible à marée basse dans les régions situées près des principales sources d'eau douce aux sites du bassin et au site A, au sommet du bras Nord-Est. La salinité aux deux sites d'eaux douces (H et I) a été en moyenne de 0,92 et 0,37 ppm, respectivement.

Oxygène dissous (OD)

Les concentrations d'oxygène dissous (OD) mesurées ponctuellement pendant la journée à l'aide d'un multimètre portatif (YSI 85®) ont varié de 7 à 10 mg/L à tous les sites (tableau 1.2). Les concentrations moyennes d'OD aux sites d'eau douce H et I ont été plus élevées (9,68 et 10,30 mg/L, respectivement). Tous les sites ont présenté des concentrations d'OD très variables (maximum de 19,89 mg/L, minimum de 0,03 mg/L). À tous les sites, la teneur minimale en OD a été inférieure à 4 mg/L et les bancs de mousse d'Irlande (sites B et C) ont présenté un stress hypoxique parfois inférieur à 2 mg/L.

Les enregistreurs d'OD en continu à trois emplacements (chemin Corduroy, lit Principal et embouchure du bras Nord-Est) indiquent que la concentration moyenne en OD de juin à octobre a varié de 7 à 11 mg/L (tableau 1.5). L'enregistreur à l'extrémité est du banc de mousse d'Irlande de chemin Corduroy a enregistré une concentration d'OD inférieure à 4 mg/L environ 10 % du temps entre juin et septembre, et de moins de 2 mg/L environ 2 % du temps, en 2016 (tableau 1.6). En 2017, des concentrations d'OD de 4 et 2 mg/L ont été observées 8,0 % et 5,4 % du temps respectivement. L'enregistreur d'OD au lit Principal et à l'embouchure du bras Nord-Est a enregistré une concentration d'OD inférieure à 2 mg/L moins de 1 % du temps.

Le Plan de gestion opérationnel de Basin Head exige que des mesures soient prises lorsque des conditions hypoxiques ou anoxiques persistantes existent et que ces conditions s'étendent vers le banc de mousse d'Irlande. Le lit Principal, où se trouve la majeure partie de la mousse d'Irlande, contient une concentration d'OD inférieure à 2 mg/L, qui est considérée comme hypoxique et a des conséquences négatives sur le biote. Pour assurer la viabilité de la mousse d'Irlande, il est essentiel que la moule bleue à laquelle la mousse d'Irlande est ancrée survive, de crainte que la mousse d'Irlande se détache. Si l'anoxie devient plus répandue ou se maintient, le risque pour le fonctionnement communautaire augmente car de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés peuvent mourir. L'absence d'OD favorise également la croissance de bactéries anaérobies, qui peuvent être la cause ultime de mortalité chez des espèces comme la moule bleue, qui est par ailleurs insensible aux courtes périodes de faible teneur en OD (Babarro et De Zwaan 2002, 2008). Quoi qu'il en soit, des conditions hypoxiques sont présentes dans le bras Nord-Est et justifient la prise de mesures de gestion conformes au Plan de gestion opérationnel susmentionné.

Chlorophylle a

La chlorophylle a est généralement utilisée comme indicateur de la productivité primaire dans les systèmes marins dominés par la production pélagique (c.-à-d. le phytoplancton) [Bugden *et al.* 2014]. Des valeurs élevées sont un indicateur imprécis de l'effet des nutriments seul. Dans les estuaires peu profonds et bien mélangés qui sont dominés par la production benthique, comme celui de Basin Head, la chlorophylle a pélagique ne représente qu'une partie de la production totale ou des effets des nutriments en général (Coffin *et al.* 2018b). Les lectures du fluoromètre (moyenne pour chaque site) ont été extrêmement élevées pour toutes les années (2001-2017 combinées) [tableau 1.2]. Dans d'autres estuaires eutrophiques de l'Île-du-Prince-Édouard, des moyennes annuelles de la chlorophylle a d'environ 21 ug/L ont été observées de mai à novembre, la valeur la plus élevée étant de 64 ug/L au site le plus eutrophique (Coffin *et al.* 2018b). Pour la période durant laquelle le fluoromètre était étalonné, les valeurs de la chlorophylle a ont dépassé largement 21 ug/L. Compte tenu de cette disparité, on peut se demander si les données recueillies par les fluoromètres sont directement comparables aux valeurs de la chlorophylle a mesurées en laboratoire, dans un sens absolu. Toutefois, il est probable que les données soient comparables au sens relatif, du moins lorsqu'on compare des données provenant du même instrument.

Turbidité

Des mesures de la turbidité ont été effectuées depuis 2011 et ont été un sous-produit des lectures de fluoromètre. Néanmoins, la turbidité est une variable influente potentielle, car elle peut être liée à l'abondance du plancton, aux sédiments suspendus et à d'autres matières dans la colonne d'eau. Dans le cas qui nous occupe, malheureusement, les mesures de la turbidité n'ont pas été étalonnées en fonction d'une variable particulière (par exemple, les sédiments suspendus) et les valeurs ne sont donc pas corrélées avec les mesures quantitatives. Tout au long de la collecte des données, les valeurs de turbidité ont parfois été négatives, ce qui n'est

pas possible; ces lectures ont été attribuées à des erreurs d'instrument et ont donc été exclues des analyses.

Un examen des données recueillies sur le terrain depuis 2000 a révélé que les lectures de turbidité élevées étaient associées au temps venteux et aux précipitations. Deux des mécanismes les plus probables de la variabilité observée dans la turbidité sont les sols érodés par la pluie qui pénètrent par les ruisseaux et la suspension des sédiments par l'activité des vagues. En effet, la turbidité a varié géographiquement dans la lagune, les valeurs les plus grandes (moyenne de 11,3 uTN) étant observées au site A (tableau 1.2), au sommet du bras Nord-Est. Le site A est également l'endroit où il y a une contribution importante de deux cours d'eau douce et où *Ulva* s'accumule et se décompose, libérant des panaches de matières organiques (limon et/ou bactéries) suffisantes pour être visibles sur les photographies aériennes.

Outre l'absence susmentionnée d'étalonnage, il existe divers autres facteurs à la lumière desquels les données sur la turbidité doivent être prises en compte. Comme la plupart des échantillons d'eau prélevés avant 2015 ont été prélevés entre la fin de mai et le début de septembre, les données sur les panaches sédimentaires du printemps et de l'automne associés à la fonte des neiges du printemps et aux tempêtes de fin d'automne n'ont pas été enregistrées. De plus, étant donné que la majeure partie du chargement des sédiments dans les estuaires survient en dehors de la période d'échantillonnage régulière ou après des tempêtes de pluie intenses (Alberto *et al.* 2017) et que l'échantillonnage a été effectué dans des conditions calmes, les lectures de turbidité contenues dans le présent document ne reflètent probablement pas la gamme complète des conditions auxquelles la mousse d'Irlande est exposée. En fin de compte, toutefois, il est probable que la clarté de l'eau a diminué au cours des dernières années étant donné que la zostère marine atténue l'action des vagues, maintient la stabilité des sédiments (Hemminga et Duarte 2000) et qu'elle a été essentiellement extirpée du bras Nord-Est de Basin Head de 2006 à 2008. Malheureusement, aucune lecture de turbidité dans le bras Nord-Est n'était disponible pour la période précédant le déclin de la plante.

1.3. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 2 : NUTRIMENTS INORGANQUES DISSOUS

1.3.1. Méthodes

De 2001 à 2017, des échantillons d'eau hebdomadaires ont été prélevés sans filtration à deux sites d'échantillonnage d'eau douce et neuf sites d'échantillonnage estuarien dans le bassin et le bras Nord-Est (figure 1.2). Les échantillons ont été prélevés en double (2) dans des bouteilles en HDPE de 30 ml lavées à l'acide. Les bouteilles ont été rincées à plusieurs reprises avec de l'eau de surface et recueillies à la surface avec des mains gantées. Les échantillons ont ensuite été placés dans un contenant isolé et congelés dès leur retour du terrain.

Les échantillons d'eau ont été expédiés à l'Institut océanographique de Bedford à Dartmouth (Nouvelle-Écosse), où toutes les analyses de nutriments inorganiques dissous ont été effectuées : nitrate, phosphore, nitrite, ammonium et silicate. Dans le présent rapport, seuls les résultats relatifs au nitrate et au phosphate seront présentés. Les résultats pour le nitrite et l'ammonium ne seront pas présentés parce qu'ils ajoutent très peu à la charge totale d'azote. En outre, le silicate, qui est essentiel à la croissance de la diatomée et peut être limitatif dans les systèmes dominés par la production pélagique, n'est pas directement pertinent pour la santé de la mousse d'Irlande et n'est donc pas discuté. Des échantillons ont été exclus chaque fois que des anomalies ont été signalées par le technicien de laboratoire comme des cas possibles de contamination ou d'étiquetage erroné des échantillons d'eau. En 2010, par exemple, les échantillons d'eau ont dû être jetés parce qu'ils ont décongelé pendant leur transport vers le laboratoire, de sorte qu'il n'existe aucune donnée sur les nutriments pour 2010. De même, en

2006, les valeurs pour l'ammonium étaient extrêmement élevées (1 000 $\mu\text{mol/L}$, une concentration très toxique pour les animaux), probablement pour des raisons de contamination, et ces échantillons ont donc été exclus également. Enfin, en 2011, la quantité relative de nitrite à tous les sites était inexplicablement élevée, ce qui a vraisemblablement eu une influence sur la quantité globale de nitrate pour cette année-là. Ces données ont été conservées et analysées, étant donné que le nitrite ne représentait qu'une petite composante de l'azote total.

1.3.2. Résultats et analyse

Nitrate

Le nitrate a varié avec les saisons, les niveaux les plus élevés survenant généralement au printemps et à l'automne, au moment du labour des champs. Comme les échantillons n'ont pas toujours été recueillis en avril et au début de mai ou après septembre, les tendances interannuelles ont été évaluées uniquement à partir des données de juin à août (figure 1.3). Les concentrations de nitrate mesurées à neuf sites estuariens ont été généralement inférieures à 10 $\mu\text{mol/L}$. Toutefois, aux deux stations estuariennes les plus proches des cours d'eau douce (site A et site J), des niveaux élevés de nutriments ont été enregistrés à l'occasion (figure 1.3). La faible concentration de nitrate observée dans les échantillons estuariens non exposés à l'influence de l'eau douce était probablement attribuable à l'absorption rapide de nitrate par les macroalgues à croissance rapide (comme *Ulva* spp. et les algues filamenteuses) qui poussaient près des embouchures de cours d'eau (Burkholder *et al.* 2007).

Les concentrations de nitrate aux sites d'échantillonnage des nutriments d'eau douce H et I sont très variables. Allant de 125 à 225 $\mu\text{mol/L}$ et de 150 à 275 $\mu\text{mol/L}$, respectivement (figure 1.4), ces valeurs sont d'un ordre de grandeur supérieur aux concentrations de nutriments estuariens.

Le graphique des concentrations moyennes annuelles de nitrate pour les deux sites d'eau douce (H et I) et le site estuarien J (qui est touché par l'influence de l'eau douce) laisse supposer une légère baisse des concentrations de nitrate entre 2001 et 2017 (figure 1.5). Toutefois, les corrélations entre les lignes (valeurs du coefficient de détermination linéaire) étaient extrêmement faibles et la confiance dans cette tendance est limitée. Essentiellement, les concentrations à ces sites étaient très variables, comme on pouvait s'y attendre à partir d'un échantillonnage instantané touché par des périodes sèches, des épisodes aléatoires de fortes précipitations et des différences de concentration associées au ruissellement des eaux de surface. Il est donc difficile de dégager des tendances dans la consignation des concentrations de nutriments dans Basin Head pour la période 2001-2017. Pour déterminer si les apports nutritionnels augmentent ou diminuent, il peut être plus efficace de surveiller la charge d'azote (c.-à-d. le produit de la concentration et du débit), qui est la quantité réelle d'azote entrant dans le système, et pas seulement la concentration d'eau de surface (Gilbert *et al.* 2010). La contribution de l'infiltration des eaux souterraines dans l'estuaire n'a pas été quantifiée, mais des sources pénètrent dans le bras Nord-Est (I. Novaczek, obs. pers.) et leur influence peut être considérable.

Phosphate

Les concentrations de phosphate dans les sites estuariens et d'eau douce ont été similaires et sont demeurées généralement inférieures à 2 $\mu\text{mol/L}$ (figure 1.6 et figure 1.7). Les charges de phosphate sont élevées et considérées comme stables à l'Île-du-Prince-Édouard et ne sont pas associées à l'agriculture, contrairement à l'azote (van den Heuvel 2009; Bugden *et al.* 2014). Étant donné que les niveaux de phosphate sont élevés, il semble y avoir suffisamment de nutriments, ce qui signifie que son ajout ne stimule pas la production primaire.

Tableau 1.1. Activités de surveillance des caractéristiques de l'eau dans la ZPM de Basin Head.

| Paramètre (unités) | Type d'échantillon | Appareil | Fréquence | Saison | Nombre de sites | Couverture annuelle |
|---|--------------------|---------------------------------------|--------------|----------------------|-----------------|---------------------|
| Température (°C) | Mesure ponctuelle | Appareil de mesure portatif | Hebdomadaire | Mi-mai à fin août | 11 | 2001 - 2009 |
| | Mesure ponctuelle | Appareil de mesure portatif | Hebdomadaire | Mi-mai à mi-novembre | 11 | 2010 - 2017 |
| | Continue | Sonde Enregistreur | Horaire | À l'année | 3 | 2011 - 2017 |
| Salinité ppm | Mesure ponctuelle | Appareil de mesure portatif | Hebdomadaire | Mi-mai à fin août | 11 | 2001 - 2009 |
| | Mesure ponctuelle | Appareil de mesure portatif | Hebdomadaire | Mi-mai à mi-novembre | 11 | 2010-2017 |
| Oxygène dissous (mg L ⁻¹) | Mesure ponctuelle | Appareil de mesure portatif | Hebdomadaire | Mi-mai à fin août | 11 | 2001 - 2009 |
| | Mesure ponctuelle | Appareil de mesure portatif | Hebdomadaire | Mi-mai à mi-novembre | 11 | 2010 - 2017 |
| | Continue | Sonde Enregistreur | Horaire | Juin à décembre | 3 | 2014 - 2017 |
| Chlorophylle a (ug L ⁻¹) | Mesure ponctuelle | Appareil de mesure portatif | Hebdomadaire | Mi-mai à fin août | 11 | 2001 - 2009 |
| | Mesure ponctuelle | Appareil de mesure portatif | Hebdomadaire | Mi-mai à mi-novembre | 11 | 2010 - 2017 |
| Turbidité (uTN) | Mesure ponctuelle | Appareil de mesure portatif | Hebdomadaire | Mi-mai à fin août | 11 | 2001 - 2009 |
| | Mesure ponctuelle | Appareil de mesure portatif | Hebdomadaire | Mi-mai à mi-novembre | 11 | 2010 - 2017 |
| Nutriments inorganiques dissous (µmol L ⁻¹) | Mesure ponctuelle | Échantillons d'eau (analyses en labo) | Hebdomadaire | Mi-mai à fin août | 11 | 2001 - 2009 |
| | Mesure ponctuelle | Échantillons d'eau (analyses en labo) | Hebdomadaire | Mi-mai à mi-novembre | 11 | 2010 - 2017 |

Tableau 1.2. Comparaison des données étalonnées sur la chlorophylle a (ug/L) avant 2015 (n = 122 à 131 par site) et des données non étalonnées après 2015 (n = 80 à 82 par site).

| Site | Étalonnées 2001-2014 | | | Non étalonnées 2015-2017 | | |
|------|----------------------|--------|------|--------------------------|--------|------|
| | Moyenne | Max. | Min. | Moyenne | Max. | Min. |
| A | 134,7 | 1301,0 | 0,0 | 161,4 | 989,6 | 50,7 |
| B | 92,5 | 743,6 | 0,2 | 127,0 | 745,0 | 35,5 |
| C | 83,1 | 754,6 | 0,3 | 115,5 | 280,6 | 32,3 |
| D | 70,7 | 444,8 | 0,1 | 109,7 | 337,1 | 20,6 |
| E | 66,8 | 461,2 | 0,3 | 97,7 | 246,8 | 25,9 |
| F | 52,7 | 208,1 | 0,0 | 100,2 | 257,4 | 18,3 |
| G | 58,4 | 278,3 | 0,0 | 101,9 | 255,0 | 20,5 |
| H | 67,1 | 243,1 | 0,2 | 177,4 | 3306,7 | 34,0 |
| I | 60,2 | 331,7 | 0,0 | 121,1 | 334,7 | 28,1 |
| J | 62,1 | 405,9 | 0,1 | 107,2 | 410,3 | 24,0 |
| K | 62,8 | 370,6 | 0,1 | 106,6 | 536,8 | 14,6 |

Tableau 1.3. Valeurs moyennes, maximales et minimales de température, de salinité et d'oxygène dissous provenant du YSI portatif (2001-2017), et valeurs sur la chlorophylle a et la turbidité provenant du fluoromètre (2001-2017) pour les mois de mai à novembre. Température (n = 249-289), salinité (n = 216-273), oxygène dissous (n = 214-257), chlorophylle a (n = 204-213) et turbidité (n = 69-72). Les sites H et I sont des sites d'eau douce.

| Site | Température (°C) | | | Salinité (USP) | | | Oxygène dissous (mg/L) | | | Chlorophylle a (ug/L) | | | Turbidité (uTN) | | |
|------|------------------|------|------|----------------|-------|-------|------------------------|-------|------|-----------------------|--------|------|-----------------|------|------|
| | Moyenne | Max. | Min. | Moyenne | Max. | Min. | Moyenne | Max. | Min. | Moyenne | Max. | Min. | Moyenne | Max. | Min. |
| A | 16,4 | 28,1 | 1,4 | 21,66 | 28,60 | 4,00 | 7,58 | 19,89 | 0,03 | 145,1 | 1301,0 | 0,0 | 11,3 | 31,7 | 0,1 |
| B | 15,9 | 24,8 | 2,3 | 24,09 | 30,39 | 9,50 | 7,61 | 19,74 | 0,38 | 105,8 | 745,0 | 0,2 | 9,6 | 73,2 | 1,1 |
| C | 15,6 | 26,5 | 2,5 | 24,48 | 30,76 | 12,37 | 7,74 | 18,14 | 1,53 | 95,6 | 754,6 | 0,3 | 8,4 | 19,3 | 0,8 |
| D | 15,4 | 27,0 | 4,2 | 25,42 | 31,23 | 14,19 | 8,01 | 17,87 | 2,80 | 85,6 | 444,8 | 0,1 | 8,0 | 19,7 | 0,7 |
| E | 15,4 | 26,8 | 4,7 | 26,34 | 31,34 | 15,40 | 7,98 | 16,04 | 2,96 | 78,7 | 461,2 | 0,3 | 7,6 | 23,0 | 0,4 |
| F | 14,9 | 26,6 | 4,1 | 27,01 | 31,50 | 17,00 | 8,08 | 14,84 | 1,51 | 71,0 | 257,4 | 0,0 | 7,0 | 22,3 | 0,0 |
| G | 14,7 | 26,6 | 3,5 | 27,56 | 31,86 | 16,40 | 8,21 | 17,02 | 1,06 | 75,1 | 278,3 | 0,0 | 7,4 | 21,0 | 0,3 |
| H | 10,7 | 22,9 | 3,7 | 0,92 | 26,20 | 0,00 | 9,68 | 19,22 | 3,16 | 110,2 | 3306,7 | 0,2 | 11,0 | 73,9 | 0,1 |
| I | 10,2 | 20,3 | 4,9 | 0,37 | 26,60 | 0,00 | 10,30 | 17,03 | 3,89 | 83,7 | 334,7 | 0,0 | 10,0 | 25,3 | 0,6 |
| J | 15,1 | 26,8 | 4,8 | 23,07 | 31,04 | 0,00 | 8,51 | 16,20 | 2,76 | 79,4 | 410,3 | 0,1 | 7,4 | 22,6 | 0,4 |
| K | 14,8 | 27,1 | 4,0 | 27,08 | 32,15 | 0,04 | 8,32 | 17,46 | 3,50 | 80,5 | 536,8 | 0,1 | 7,8 | 21,6 | 0,2 |

Tableau 1.4. Nombre de jours où les températures quotidiennes moyennes ont dépassé 18 C. Les températures quotidiennes moyennes proviennent de sondes en continu dans les sites du bras Nord-Est (T1 et T2) au-dessus des bancs de mousse d'Irlande et dans le site du bassin (T3). Aucune donnée (-) disponible pour le site T1 en 2012 en raison de la perte de l'enregistreur de données.

| Site | Année | Température quotidienne moyenne de l'eau | | | | | | | | | | | | | | |
|------|-------|--|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 | 30 | 31 | 32 |
| T1 | 2012 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| T1 | 2013 | 82 | 75 | 57 | 41 | 29 | 16 | 7 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T1 | 2014 | 81 | 70 | 63 | 51 | 31 | 20 | 8 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T1 | 2015 | 83 | 64 | 47 | 36 | 20 | 10 | 9 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T1 | 2016 | 78 | 65 | 51 | 35 | 22 | 6 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T1 | 2017 | 89 | 77 | 59 | 41 | 23 | 12 | 10 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T2 | 2012 | 90 | 74 | 59 | 43 | 31 | 19 | 7 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T2 | 2013 | 79 | 68 | 47 | 35 | 18 | 8 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T2 | 2014 | 57 | 54 | 49 | 34 | 20 | 11 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T2 | 2015 | 81 | 54 | 44 | 28 | 11 | 9 | 8 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T2 | 2016 | 72 | 59 | 42 | 26 | 8 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T2 | 2017 | 85 | 67 | 49 | 26 | 17 | 10 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2012 | 68 | 53 | 37 | 18 | 10 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2013 | 57 | 43 | 23 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2014 | 55 | 41 | 28 | 20 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2015 | 51 | 23 | 11 | 9 | 7 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2016 | 57 | 42 | 23 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2017 | 63 | 52 | 33 | 14 | 7 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Tableau 1.5. Nombre de jours où la température quotidienne maximale de l'eau a dépassé 18°C. Les températures moyennes quotidiennes proviennent de sondes en continu dans les emplacements du bras Nord-Est (T1 et T2) au-dessus des lits de mousse d'Irlande et dans le bassin (T3). Aucune donnée (-) disponible pour le site T1 en 2012 en raison de la perte de l'enregistreur de données.

| Site | Année | Température quotidienne maximale de l'eau | | | | | | | | | | | | | | |
|------|-------|---|-----|-----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 | 30 | 31 | 32 |
| T1 | 2012 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| T1 | 2013 | 119 | 109 | 93 | 84 | 72 | 59 | 47 | 38 | 30 | 23 | 12 | 8 | 5 | 0 | 0 |
| T1 | 2014 | 119 | 108 | 95 | 83 | 74 | 65 | 58 | 48 | 38 | 18 | 10 | 6 | 4 | 0 | 0 |
| T1 | 2015 | 119 | 111 | 96 | 79 | 65 | 51 | 39 | 30 | 24 | 17 | 10 | 5 | 4 | 0 | 0 |
| T1 | 2016 | 105 | 100 | 93 | 81 | 69 | 50 | 77 | 21 | 12 | 6 | 5 | 3 | 3 | 0 | 0 |
| T1 | 2017 | 111 | 104 | 92 | 78 | 68 | 56 | 42 | 26 | 17 | 11 | 6 | 2 | 1 | 0 | 0 |
| T2 | 2012 | 123 | 111 | 105 | 88 | 71 | 65 | 55 | 38 | 26 | 19 | 8 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| T2 | 2013 | 113 | 96 | 87 | 76 | 61 | 52 | 42 | 33 | 22 | 10 | 7 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| T2 | 2014 | 82 | 78 | 72 | 67 | 62 | 53 | 47 | 38 | 21 | 12 | 5 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| T2 | 2015 | 117 | 104 | 87 | 74 | 60 | 45 | 36 | 30 | 21 | 13 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| T2 | 2016 | 101 | 98 | 88 | 70 | 55 | 34 | 25 | 14 | 6 | 5 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| T2 | 2017 | 106 | 99 | 86 | 72 | 57 | 45 | 28 | 18 | 15 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2012 | 100 | 88 | 73 | 57 | 38 | 25 | 17 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2013 | 80 | 68 | 55 | 43 | 29 | 14 | 5 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2014 | 85 | 75 | 60 | 49 | 30 | 20 | 11 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2015 | 72 | 48 | 28 | 18 | 16 | 11 | 5 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2016 | 74 | 62 | 48 | 73 | 15 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| T3 | 2017 | 86 | 67 | 56 | 40 | 25 | 12 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Tableau 1.6. Concentrations mensuelles moyennes d'oxygène dissous (mg/L) relevées par des sondes en continu au-dessus de bancs de mousse d'Irlande et à l'embouchure du bras Nord-Est, de 2015 à 2017. Les données de 2015 pour chemin Corduroy et le lit Principal ne sont pas incluses (-) parce que la sonde était vraisemblablement enfouie dans du limon.

| Année | Mois | Chemin Corduroy | Lit Principal | Embouchure |
|-------|-----------|-----------------|---------------|------------|
| 2015 | Juin | - | - | 10,7 |
| | Juillet | - | - | 9,0 |
| | Août | - | - | 7,7 |
| | Septembre | - | - | 7,6 |
| | Octobre | - | - | 8,3 |
| 2016 | Juin | 10,6 | 10,8 | 9,3 |
| | Juillet | 6,9 | 8,6 | 7,7 |
| | Août | 7,1 | 8,1 | 7,3 |
| | Septembre | 7,9 | 7,7 | 7,7 |
| | Octobre | 9,4 | 9,0 | 9,3 |
| 2017 | Juin | 10,9 | 10,8 | 10,2 |
| | Juillet | 7,0 | 8,7 | 8,6 |
| | Août | 7,6 | 7,8 | 7,9 |
| | Septembre | 8,2 | 8,1 | 7,8 |
| | Octobre | 9,6 | 9,3 | 8,9 |

Tableau 1.7. Pourcentage de temps (de juin à septembre) pendant lequel les concentrations d'oxygène dissous relevées par les sondes en continu au-dessus de la mousse d'Irlande dans le bras Nord-Est et dans l'embouchure du bras ont été inférieures aux seuils de 2, 4 et 6 mg/L, ou supérieures à 10 mg/L.

| Année | Site | Concentration d'oxygène dissous (mg/L) | | | |
|-------|-----------------|--|------|-----|------|
| | | < 6 | < 4 | < 2 | > 10 |
| 2015 | Chemin Corduroy | - | - | - | - |
| | Lit Principal | - | - | - | - |
| | Embouchure | 15,1 | 3,4 | 0,6 | 23,4 |
| 2016 | Chemin Corduroy | 26,5 | 10,4 | 2 | 26,4 |
| | Lit Principal | 6,2 | 0,5 | 0 | 25,2 |
| | Embouchure | 16,5 | 3,8 | 0,8 | 22,6 |
| 2017 | Chemin Corduroy | 21,3 | 8 | 5,4 | 30,4 |
| | Lit Principal | 9,1 | 0,7 | 0 | 26,5 |
| | Embouchure | 9,4 | 1,7 | 0,4 | 25,3 |



Figure 1.3. Sites d'échantillonnage de la qualité de l'eau à Basin Head, de 2001 à 2017. Les onze sites estuariens sont désignés par les lettres de A à K, et les deux sites d'eau douce, par les lettres H et I.

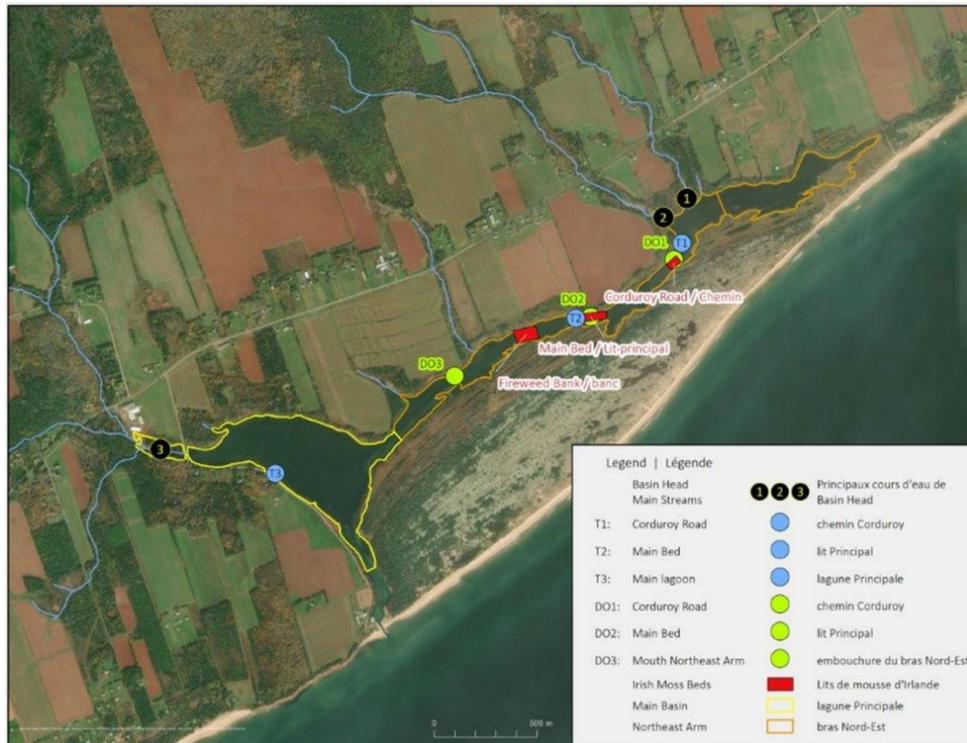


Figure 1.4. Emplacement des enregistreurs de température et des sondes d'oxygène dissous dans la lagune Principale et le bras Nord-Est.

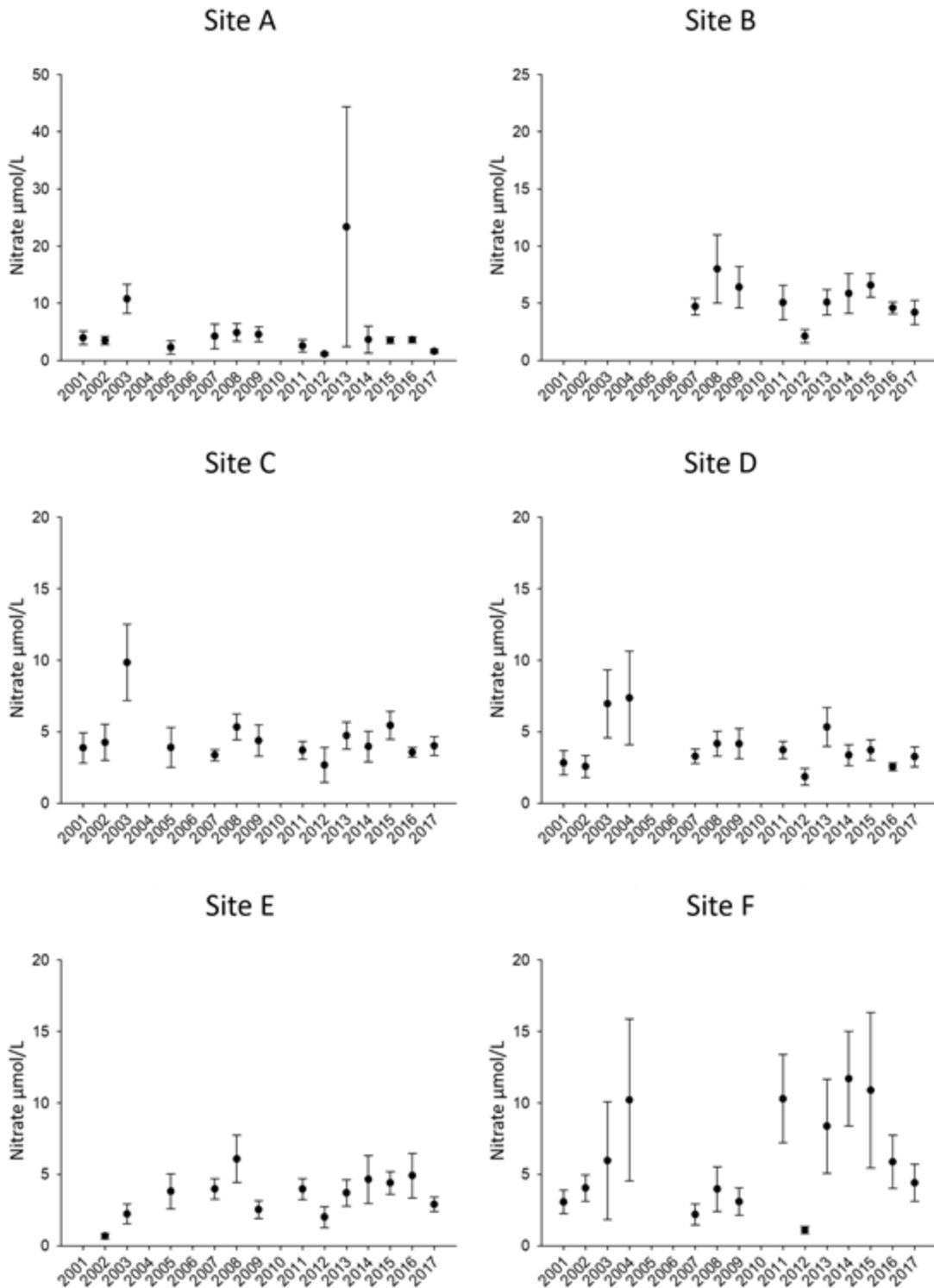


Figure 1.5. Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de nitrate ($\mu\text{mol/L}$) en juin, juillet et août prélevées dans neuf sites de surveillance de la qualité de l'eau estuarienne à Basin Head, de 2001 à 2017. Les données de 2006 et 2010 ne sont pas présentées en raison de la perte ou de la contamination d'échantillons. Noter les changements d'échelle sur l'axe des y.

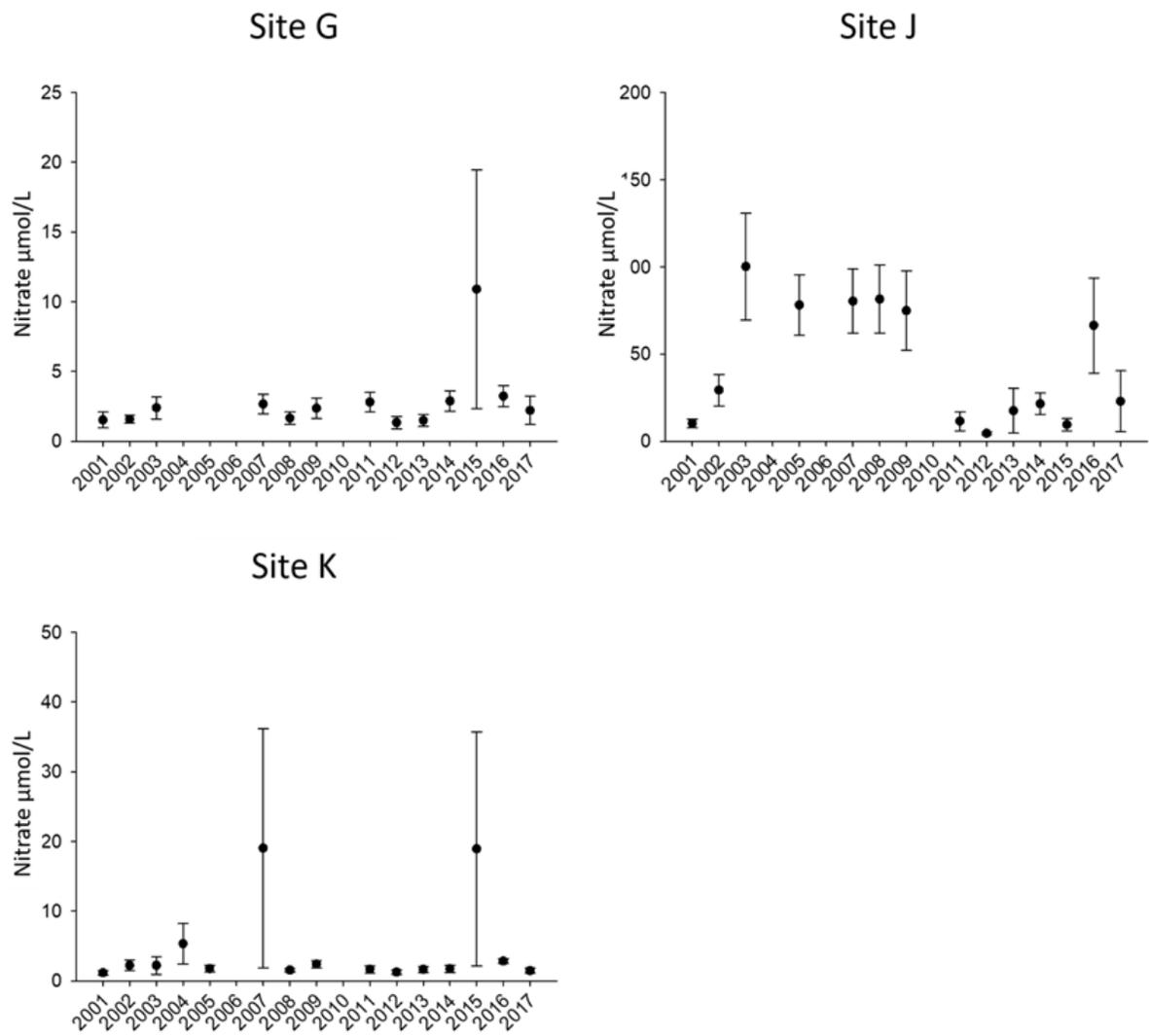


Figure 1.6. (suite). Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de nitrate ($\mu\text{mol/L}$) en juin, juillet et août prélevées dans neuf sites de surveillance de la qualité de l'eau estuarienne à Basin Head, de 2001 à 2017. Les données de 2006 et 2010 ne sont pas présentées en raison de la perte ou de la contamination d'échantillons. Noter les changements d'échelle sur l'axe des y.

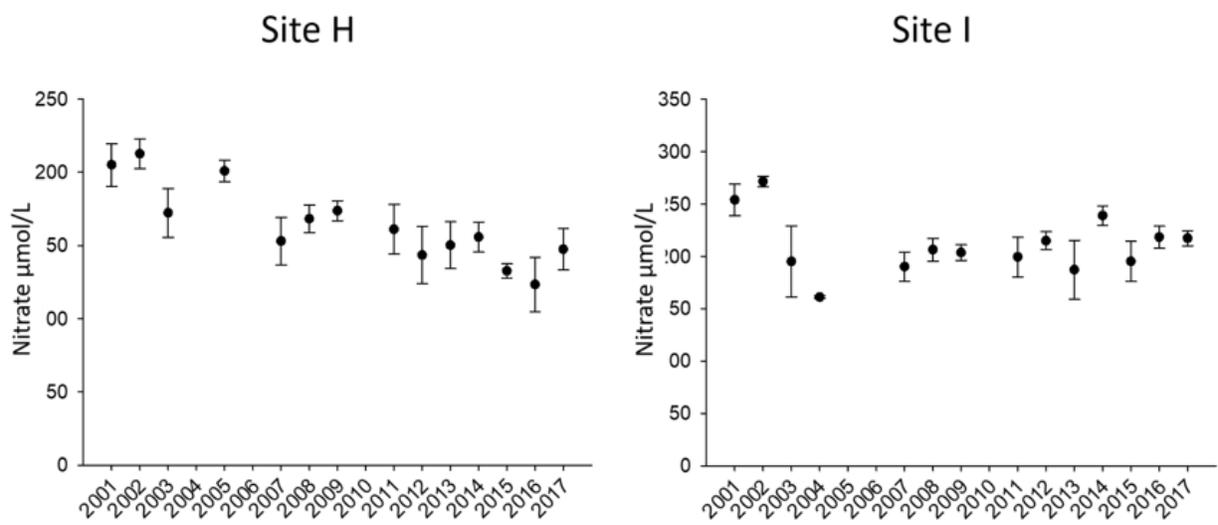


Figure 1.7. Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de nitrate ($\mu\text{mol/L}$) en juin, juillet et août prélevées dans deux sites de surveillance de la qualité de l'eau douce à Basin Head, de 2001 à 2017. Les données de 2006 et 2010 ne sont pas présentées en raison de la perte ou de la contamination d'échantillons. Noter les changements d'échelle sur l'axe des y.

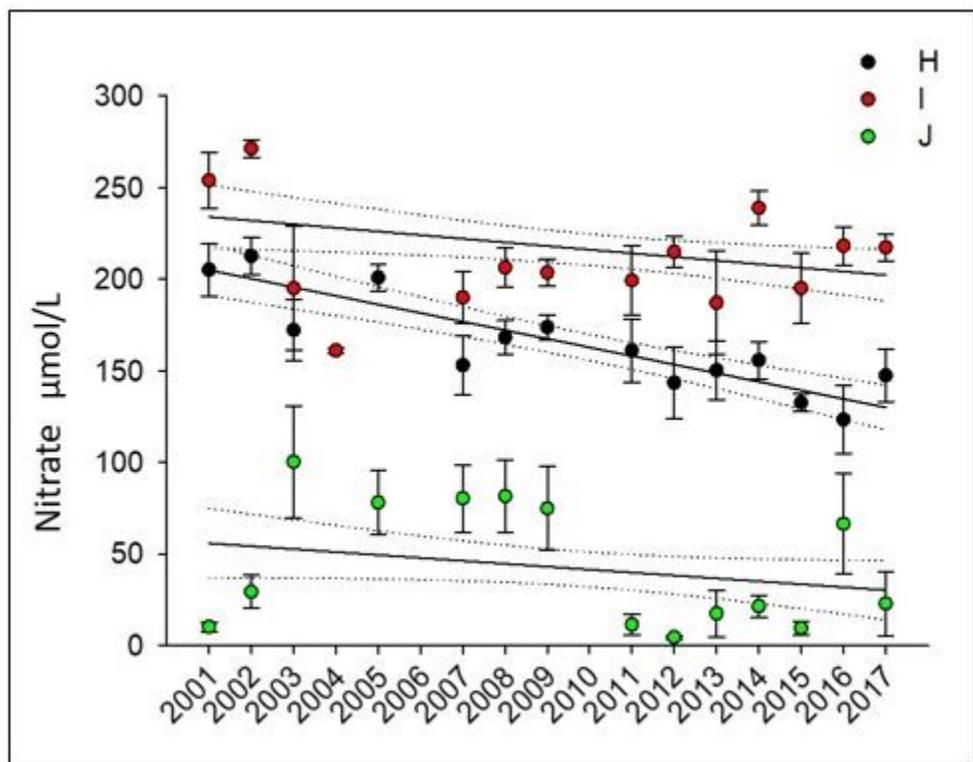


Figure 1.8. Tendence annuelle des concentrations de nitrate ($\mu\text{mol/L}$) pour les sites d'eau douce H et I, et le site estuarien J à Basin Head, de 2001 à 2017. Les lignes hachurées montrent l'intervalle de confiance à 95 % pour la tendance moyenne. Les ajustements relatifs exprimés en termes de valeurs moyennes quadratiques sont les suivants : Site H = 0,23; site I = 0,04 et site J = 0,02

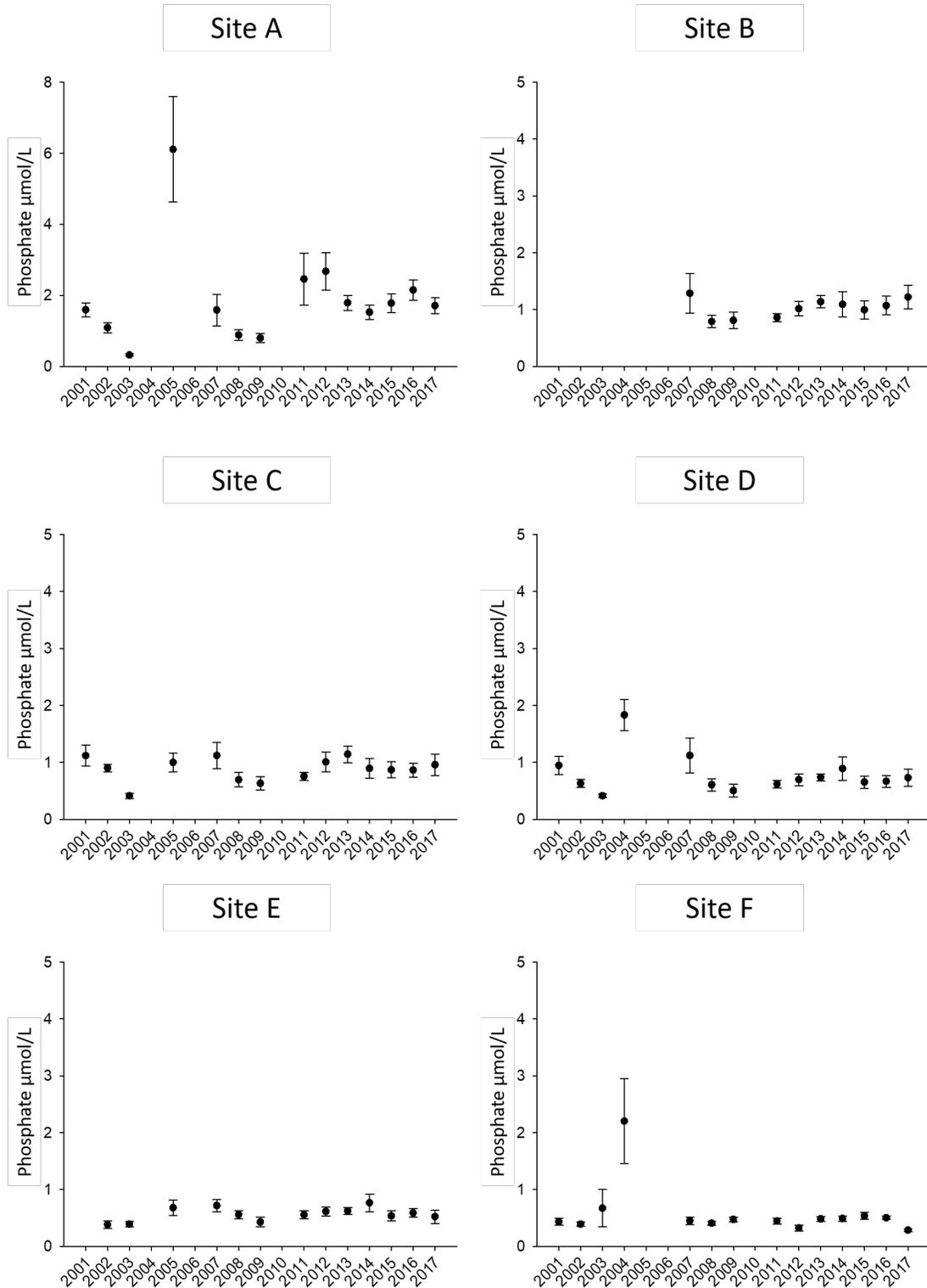


Figure 1.9. Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de phosphate ($\mu\text{mol/L}$) en juin, juillet et août prélevées dans neuf sites de surveillance de la qualité de l'eau estuarienne à Basin Head, de 2001 à 2017. Noter les changements d'échelle sur l'axe des y.

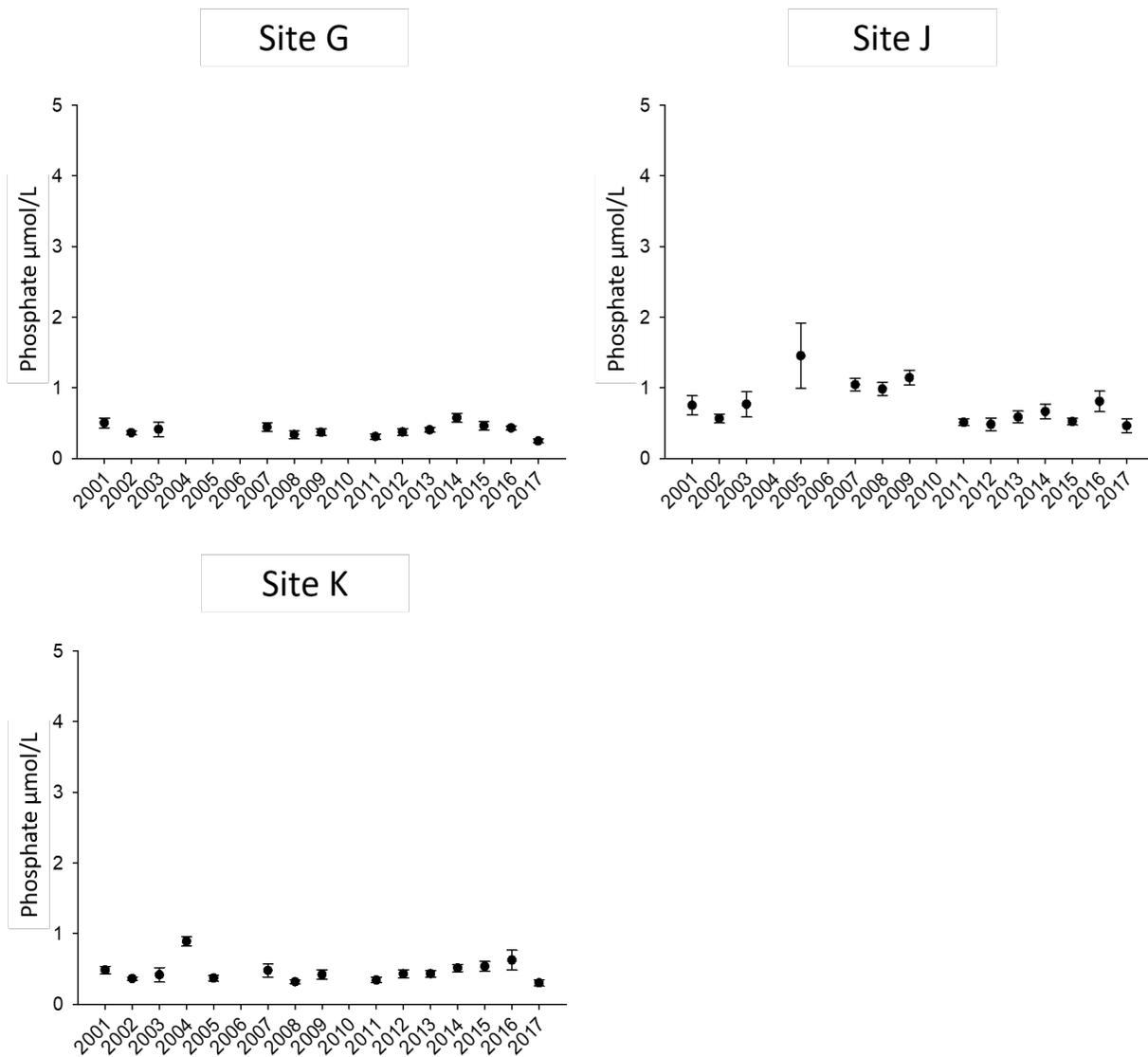


Figure 1.10. (suite) Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de phosphate ($\mu\text{mol/L}$) en juin, juillet et août prélevées dans neuf sites de surveillance de la qualité de l'eau estuarienne à Basin Head, de 2001 à 2017.

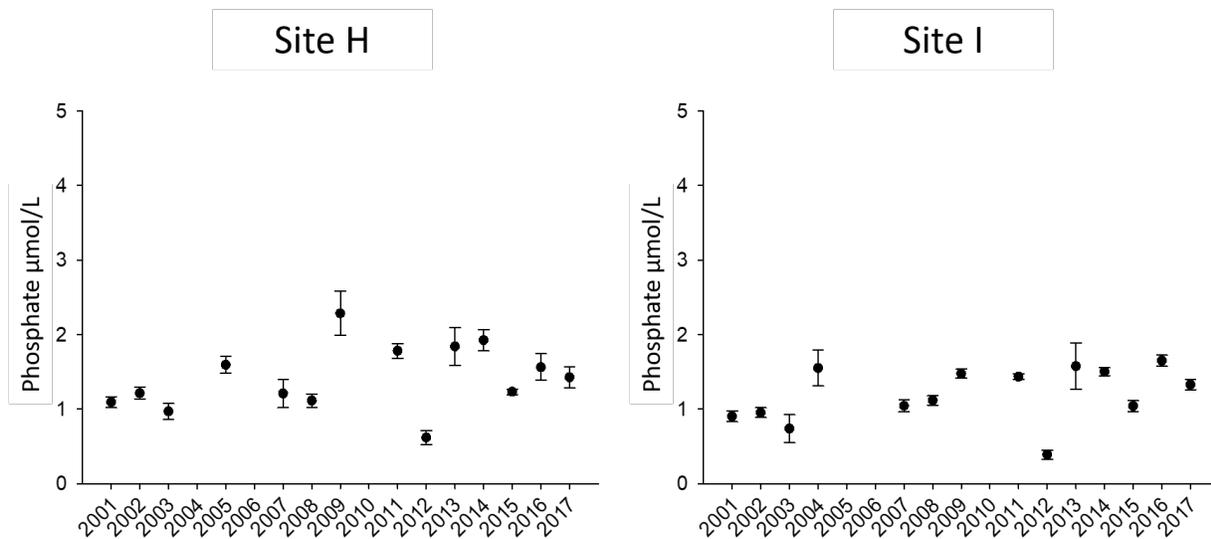


Figure 1.11. Concentrations annuelles moyennes (avec barres représentant un écart-type) de phosphate ($\mu\text{mol/L}$) en juin, juillet et août prélevées dans deux sites de surveillance de la qualité de l'eau douce à Basin Head, de 2001 à 2017.

2. OBJECTIF DE CONSERVATION 2 : PRÉSERVER LES STRUCTURES PHYSIQUES DE L'ÉCOSYSTÈME QUI SOUTIENNENT LA MOUSSE D'IRLANDE.

Auteur : I. Novaczek

2.1. CONTEXTE

Cet objectif vise à maintenir l'intégrité du milieu physique, c'est-à-dire la structure des dunes, l'ouverture de l'océan, et la profondeur et le renouvellement de l'eau, et à limiter l'érosion des terres qui cause la sédimentation dans l'estuaire. Bien que l'objectif est large, l'indicateur écologique surveillé pour l'atteindre ne concerne que les effets liés à l'utilisation des terres. Il n'y a pas eu de surveillance systématique de la structure dunaire ou de l'ouverture sur le détroit de Northumberland par le MPO. Les marais salés, les récifs d'huîtres naturels et les herbiers de zostère marine sont d'autres caractéristiques physiques clés de l'estuaire qui influent sur la structure physique, mais pour lesquelles il n'y a actuellement aucun indicateur explicite. Les seuils de déclenchement des mesures de gestion énumérés dans le Plan de gestion opérationnel de 2014 manquent de précision. Par exemple, le plan prévoit des mesures d'atténuation en cas de brèche dans le système dunaire ou de modification des taux de renouvellement par rapport aux données de référence.

L'érosion des sols dans l'estuaire et l'accumulation subséquente de sédiments lâches au fond constituent un effet majeur de l'utilisation des terres. Cela réduit la profondeur de l'eau, ce qui augmente le risque d'érosion par les glaces d'hiver, et peut avoir une incidence sur les vitesses actuelles et le taux de renouvellement. Dans le présent plan de gestion opérationnel, il n'y a pas de seuils d'action liés aux impacts de la charge sédimentaire dans l'habitat de la mousse d'Irlande.

Une série d'activités de surveillance et d'études à court terme des structures physiques soutenant la mousse d'Irlande ont été menées au cours des dernières années. Elles sont décrites ci-dessous, et sont résumées dans le tableau 2.1 et le tableau 2.2. La structure physique des herbiers de zostère marine sera abordée à la section 3.

2.2. SURVEILLER LES RÉPERCUSSIONS DES MODÈLES D'UTILISATION DES TERRES DANS LE BASSIN HYDROGRAPHIQUE

2.2.1. Méthodes

Structure de la dune

Aucune surveillance de la structure dunaire n'a été effectuée, mais la série de photos aériennes disponibles auprès de la division géomatique provinciale pourrait être utilisée pour établir une base de référence pour la largeur de la dune. Le sommet du bras Nord-Est (site de l'entrée de l'estuaire d'avant 1936) est l'endroit où la dune est relativement basse et étroite, et où une brèche serait plus probable.

Ouverture sur l'océan

Il n'y a pas eu de surveillance de l'ouverture sur l'océan. La seule surveillance annuelle effectuée est menée par la province de l'Île-du-Prince-Édouard, qui surveille la profondeur de l'eau dans la lagune entre les deux quais pour assurer la sécurité des personnes qui sautent des quais dans l'eau. Au cours des derniers siècles, la forme et la taille de la lagune de Basin Head ont changé sous l'effet des forces naturelles (Giles 2002). À partir de 1936, une ouverture et des quais de pêche ont été aménagés dans le coin sud-ouest du système, en remplacement de l'ouverture moins profonde qui existait à l'extrémité nord-est du bras Nord-Est. Pour la

première fois depuis (au moins) 2000, le passage a dû être dragué en 2019 parce qu'une onde de tempête en novembre 2018 a introduit du sable dans le système, ce qui a surélevé le fond de plus de 1 m entre les quais. Les répercussions en amont dans le chenal, et l'effet de ces répercussions sur l'hydrodynamique sont inconnus pour le moment.

Utilisation des terres

Le bassin versant de Basin Head couvre 17,5 km², tandis que l'estuaire couvre 0,6 km² (Chassé comm. pers.). La province effectue des photographies aériennes tous les dix ans pour documenter l'utilisation des terres; les dernières ont été réalisées en 2010. Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) effectue chaque année une analyse des images satellitaires des cultures sur les terres agricoles. Ces données, qui sont accessibles publiquement en ligne, ont également été examinées. Le personnel de la Section de la région de Souris de la Fédération de la faune de l'Île-du-Prince-Édouard a visité tous les champs agricoles du bassin hydrographique à l'automne 2013 pour produire une carte des cultures par champ pour cette année-là. Une étude sur l'utilisation des terres lancée par le MPO et la Section de la région de Souris à l'hiver 2017 a documenté l'utilisation des terres de 2010 à 2015 à partir d'entrevues menées auprès de huit agriculteurs qui possédaient ou louaient collectivement une majorité des terres agricoles dans le bassin hydrographique. Les données recueillies comprenaient le type et la superficie des cultures plantées par champ, le moment du labourage, le type, la quantité et le moment des applications d'engrais, la superficie utilisée pour les pâturages de bétail, l'utilisation de produits chimiques pour détruire le feuillage des pommes de terre, la conversion des terres depuis 2009 et les mesures d'atténuation de l'érosion en place. Les cultures plantées sur des champs non couverts par les entrevues ont été déterminées à partir de l'enquête sur le terrain de 2013 réalisée par la Section de la région de Souris et des données fédérales sur l'utilisation des terres fondées sur l'interprétation annuelle des images satellitaires (figure 2.1).

Érosion des sols

L'érosion des sols provenant des terres non végétalisées dans le bassin hydrographique (y compris les dunes) peut être causée par la pluie ou le vent, les sédiments érodés étant déposés directement ou transportés par les cours d'eau dans l'estuaire. La disponibilité des données sur le débit fluvial et la charge sédimentaire pour Basin Head est limitée. Connolly (2002) a mesuré les concentrations de sédiments dans trois cours d'eau identifiés à la figure 1.1 à l'été 2000.

À partir des couches de données recueillies par la province pour déterminer l'utilisation des terres, un code de vulnérabilité à l'érosion des sols basé sur la pente moyenne et la proximité de l'eau a été attribué à chacun des champs agricoles dans le bassin versant (figure 2.2).

Selon des données empiriques, l'eau de l'estuaire devient de moins en moins profonde depuis les années 1950 (Souris and Area Branch of the PEI Wildlife Federation rapport non publié 2015)². Les profondeurs d'eau ont d'abord été mesurées le long de transects par Connolly (2002), qui a calculé un taux de renouvellement pour l'estuaire. Par la suite, les mesures du courant ont permis l'élaboration d'un modèle hydrodynamique (Martec Ltd. rapport non publié 2005a et 2005b³; Chassé comm. pers.). Au cours des relevés menés à gué pour

² Souris and Area Branch of PEI Wildlife Federation (SAB). 2015. Basin Head Local Knowledge Report. 47p.

³ Martec Ltd. 2005a. Effect of entrance configurations on water quality at Basin Head, PEI. Contract report to PEI Transportation and Public Works, Technical Report no TR-05-16, March 2005, 21p. & Martec Ltd. 2005b. Effect of entrance configurations on water quality at Basin Head, PEI. Addendum 1 to contract report to PEI Transportation and Public Works, Contract no TR-05-16, Addendum 1 August 2005, 5p.

documenter la taille (diamètre des frondes) et la position des plants de mousse d'Irlande au cours de la période allant de 2014 à 2015, les conditions du fond (profondeur de l'eau, épaisseur des sédiments) autour de chaque amas ont été enregistrées, ce qui nous a permis de quantifier les conditions dans lesquelles la population restante d'amas avait survécu. Vingt transects transversaux ont été étudiés en vue de la cartographie des régions du bras Nord-Est avec une profondeur d'eau et une fermeté du substrat convenant à la survie des amas de mousse d'Irlande et de moules. Onze transects dans des bancs de mousse d'Irlande ont également été établis à des points repères permanents d'élévation connue, afin que des relevés futurs puissent servir à déterminer comment la profondeur de l'eau et l'épaisseur pénétrable des sédiments dans ces zones changent au fil du temps sous l'effet de la charge et de la redistribution des sédiments. Les changements peuvent limiter ou agrandir la superficie du fond convenant à la mousse d'Irlande.

L'épaisseur des sédiments a été évaluée à onze sites le long des bords du bras en octobre 2016, ainsi qu'en mai, juillet et octobre 2017 (figure 2.3). À chaque occasion, les échantillons de sédiments ont été recueillis et analysés pour le pH humide, la taille du grain, le pourcentage de matière organique et la composition en nutriments (% azote, % soufre, % carbone et ppm (parties par million) ammonium exprimés en fonction du poids sec; analyse par le Laboratoire d'analyse des sols de l'Île-du-Prince-Édouard). Au cours de diverses expériences sur le terrain (de 2014 à 2018), les effets de l'accumulation de sédiments sur les amas de mousse d'Irlande et de moules ont été documentés.

Glace d'hiver

Les données sur les amas recueillies de 2014 à 2018 ont fait l'objet d'une analyse visant à déterminer si le mouvement des amas ou la perte de mousse d'Irlande fixée aux colonies de moules variaient selon la saison ou la profondeur de l'eau. Des observations sur le terrain ont été effectuées en février 2016, décembre 2016 et mars 2017 afin de documenter la formation des glaces, l'épaisseur de la glace et le moment de la fonte. La surveillance photographique du mouvement des glaces a été amorcée en janvier 2017 à l'aide d'appareils pour prises de vue à intervalles, fixés à une tour ancrée dans le marais et à un arbre au lit Principal. L'appareil du lit Principal est toujours en place (2019). Des briques ont été disposées à des intervalles de 2 m à l'extrémité est du lit Principal afin que l'on puisse en observer le mouvement au cours des hivers 2017 et 2018.

Vitesse du courant et renouvellement de l'eau

Dans le bras Nord-Est, la survie et la rétention des amas de mousse d'Irlande et de moules dépendent fortement de la vitesse du courant, car les zones où le courant est minimal sont des zones de dépôt où les amas sont étouffés par les sédiments mobiles, les débris organiques et les algues du genre *Ulva*. En 2017, deux initiatives ont visé à caractériser les vitesses du courant. À petite échelle, un courantomètre Global FP211 a été utilisé pour explorer l'environnement du courant à marée haute et à marée basse au lit Principal. À l'échelle de l'estuaire, une surveillance a été effectuée pour recueillir des données océanographiques (élévation des marées, courants, température de l'eau et salinité) à l'aide d'enregistreurs placés à divers endroits dans le système de Basin Head. Cette information a servi à appuyer l'élaboration d'une version à jour du modèle hydrodynamique de Basin Head utilisant également les données bathymétriques à haute résolution recueillies à l'été 2017, au moyen d'un relevé lidar effectué pour le Service hydrographique du Canada. Des séries chronologiques sur la vitesse et la direction de l'écoulement ont été recueillies à quatre emplacements dans la zone du lit Principal à l'aide de courantomètres acoustiques Sontek Argonaut-ADV déployés au fond pour permettre de caractériser le régime actuel dans cette région et servir de validation de modèle.

2.2.2. Résultats et analyse

Ouverture sur l'océan

Une onde de tempête destructrice a endommagé l'entrée océanique de Basin Head le 27 décembre 2004 (MPO 2008; Sharp *et al.* 2010) et a entraîné un fort renouvellement du système qui a éliminé une proportion importante de la mousse d'Irlande dans l'estuaire. En 2016, une autre onde de tempête a frappé Basin Head, et a également causé une dislocation accrue des amas et un affouillement des sédiments de surface. En revanche, l'onde de tempête qui a frappé à marée haute à la fin de novembre 2018 a rempli le chenal d'entrée de sable, réduisant les profondeurs d'eau. Comme l'effet des changements climatiques peut influencer sur la gravité et la fréquence des ondes de tempête, il est important de surveiller de plus près la seule ouverture sur l'océan.

Utilisation des terres

L'utilisation des terres dans le bassin hydrographique de Basin Head est relativement stable depuis 2000, environ 3 km² de terres agricoles étant utilisées pour la culture. Avant l'établissement de la ZPM, environ 40 % des terres étaient consacrées à l'agriculture (Island Nature Trust, rapport non publié 2001)¹. L'utilisation des terres documentée par la province pour la période 2006 à 2010 indiquait peu de changement (44 % agricole).

Pour toutes les années, les renseignements fournis par les agriculteurs différaient parfois des évaluations fournies par l'inventaire annuel des cultures d'AAC. Dans notre rapport, l'information fournie par les fermiers est considérée comme étant la plus fiable. Les données d'AAC et des provinces devraient néanmoins refléter les changements majeurs dans l'utilisation des terres au fil du temps. La figure 2.1 illustre la principale utilisation des terres agricoles dans Basin Head en 2013, montrant que la pomme de terre est la principale culture du côté nord du bras Nord-Est.

Les entrevues avec les agriculteurs ont révélé que la proportion de terres agricoles consacrées à la pomme de terre variait d'une année à l'autre de 55 % à 80 %. Plusieurs variétés d'orge et une culture de foin trèfle-fléole des prés ont typiquement été utilisées dans la rotation triennale des cultures, tandis que le soja et le blé Sampson ont été parfois plantés. Des engrais ont été appliqués dès la première semaine de mai, et les applications se sont poursuivies jusqu'à la fin de juin. Les pommes de terre ont habituellement été récoltées en octobre. Les terres consacrées au bétail étaient limitées; les bois, les marais, les dunes et les propriétés résidentielles occupaient la plupart des terres non cultivées.

Érosion des sols

De nombreux champs contigus au bras Nord-Est sont extrêmement vulnérables à l'érosion (figure 2.2), et de 86 % à 92 % des propriétés les plus vulnérables (codes 5 et 6) sont dans une phase de rotation de la pomme de terre au cours de toute année donnée. Quatre variétés de pommes de terre ont été plantées dans le bassin hydrographique entre 2010 et 2015, Russet Burbank étant la plus répandue. Ces pommes de terre sont très inefficaces sur le plan de l'absorption de l'azote, requièrent beaucoup d'engrais et évacuent plus de nitrates dans les cours d'eau que d'autres variétés (Zebarth *et al.* 2015).

Chaque année, entre 17 % et 67 % des champs les plus vulnérables à l'érosion des sols sont plantés de pommes de terre Russet Burbank, ce qui exige une longue saison de culture. Par conséquent, les champs sont labourés à l'automne avant la plantation, afin d'assurer un début précoce au printemps, et il n'y a pas de temps à l'automne pour une culture de couverture après la récolte des pommes de terre. La majeure partie des sédiments érodés qui pénètrent dans la lagune provient probablement de champs qui sont laissés nus tout l'hiver. Au printemps, d'épais

dépôts de sol recouvrent les berges de l'estuaire en aval de ces champs nus. L'eau devient extrêmement turbide à la suite de pluies au cours des mois où les sols agricoles sont exposés.

De manière générale, à l'Île-du-Prince-Édouard, l'érosion des sols dans les estuaires est un problème environnemental grave depuis des décennies (Environnement Canada 1999). Des règlements et des mesures incitatives ont été établis pour réduire l'érosion, mais le problème persiste. Connolly (2002) a mesuré la charge sédimentaire pour trois des plus grands cours d'eau se déversant dans l'estuaire de Basin Head. Ils ont transporté environ 145 tonnes de sol dans l'estuaire sur une période de trois mois (c.-à-d. de juin à août 2000). Toutefois, 2000 a été l'été le plus sec au cours de la période de 2000 à 2015 et n'est pas représentatif des conditions moyennes. Moins de 100 mm de pluie sont tombés entre juillet et septembre 2000. Pour les autres années entre 2000 et 2015, les précipitations ont varié de 134,4 mm (2011) à plus de 500 mm (2012) durant les mêmes mois d'été (Source : Environnement et Changement climatique Canada). De plus, aucune mesure de la charge sédimentaire n'a été effectuée au printemps et à l'automne, au moment où les champs sont nus et plus exposés à l'érosion. Par conséquent, nous pouvons nous attendre à ce que la charge annuelle totale soit supérieure à celle qui est indiquée par les données de Connolly.

Une autre source potentielle de sédiments pour le système est l'érosion par le vent des dunes avoisinantes, mais celles-ci sont bien végétalisées et du sable soufflé par le vent de cette direction n'a pas été observé.

D'autres travaux sont nécessaires pour comprendre quelle quantité de sédiments pénètre dans l'estuaire de Basin Head à partir du bassin versant, en particulier pendant la fonte printanière des neiges et lors de pluies extrêmes, moments où l'on peut voir l'eau dans le bras Nord-Est virer au rouge. Comme les proliférations de phytoplanctons influent également sur les lectures de turbidité, celle-ci n'est pas en soi une mesure appropriée des sédiments dans l'eau. Par conséquent, un échantillonnage direct des concentrations de sédiments en suspension dans les cours d'eau et des taux de sédimentation dans le bras est requis.

Nous ne savons pas non plus quelle proportion des sédiments est balayée par la marée, mais avec le temps, il y a eu une rétention nette qui a entraîné une diminution de la profondeur de l'estuaire. L'extrémité est du bras Nord-Est pouvait être empruntée par les bateaux de pêche dans les années 1950, mais aujourd'hui la profondeur de l'eau n'est pas suffisante pour un canot lorsque la marée est basse (Souris and Area Branch of the PEI Wildlife rapport non publié Federation 2015)². Ce qui était auparavant un canal profond à l'embouchure du cours d'eau 3 (près de pont de Ching) est maintenant rempli et se transforme en marais (F. Cheverie comm. pers. 2014). Étant donné que la diminution de la profondeur de l'estuaire augmentera le stress thermique en été et l'érosion par les glaces en hiver, il est important de surveiller l'érosion des sols et d'élaborer des stratégies d'atténuation dans le cadre du Plan de gestion opérationnel.

Des poches de sédiments lâches de 20 à 50 cm d'épaisseur ont été mesurées le long des bords relativement stagnants du bras Nord-Est. En plus du sol et du sable provenant du bassin hydrographique (transportés par le vent, transportés par les cours d'eau ou tombant directement par-dessus les berges), ces zones reçoivent des limons riches en matières organiques libérés par la décomposition des proliférations saisonnières d'*Ulva* et des débris de marais salés. Les herbiers de zostère marine qui, autrefois, auraient stabilisé ces sédiments sont disparus du bras Nord-Est avant 2014. La surveillance des sédiments à onze sites dans le bras Nord-Est en 2016-2017 a révélé que le pourcentage de matières organiques et le pourcentage d'azote étaient plus élevés au sommet du bras sous la prolifération d'*Ulva*, et plus bas dans les sédiments de plus en plus dominés par le sable (terrigènes), à l'ouest (figure 2.3).

La variabilité était la plus faible sous la prolifération d'*Ulva* (site 1) et la plus élevée dans les bancs de mousse d'Irlande (sites 3 et 4 à chemin Corduroy, 6 et 7 au lit Principal).

Au cours d'expériences sur le terrain, des sédiments mobiles dans le bras Nord-Est se sont déposés non seulement le long des bords stagnants et dans les chenaux profonds, mais aussi partout où des groupes d'amas de mousse d'Irlande et de moules étaient présents dans les zones où la vitesse du courant était inférieure à la vitesse maximale. Là où la sédimentation était sévère, elle a tué la mousse d'Irlande et a endommagé les écailles des moules, ce qui les a rendues rugueuses. Le limon mou, les sédiments plus grossiers et les débris organiques, y compris les mottes d'herbe des marais et les tapis d'algues du genre *Ulva*, se sont accumulés dans une plus grande mesure sur les amas qui avaient été placés sur ou près du fond relativement mou. Dans des cas extrêmes, l'étouffement a tué toute la mousse d'Irlande dans les plantations d'essai d'amas multiples et le taux annuel de mortalité des moules a également augmenté par rapport à celui des amas plantés sur du sable balayé par le courant.

Les amas survivants de mousse d'Irlande et de moules localisés en 2014 étaient concentrés sur un fond relativement dur (< 20 cm de sédiments pénétrables) dans une profondeur d'eau variant de 10 à 60 cm à marée basse (figure 2.4). Les vingt transects transversaux sondés en vue de la cartographie des zones habitables de mousse d'Irlande dans le bras Nord-Est ont permis d'en arriver à un habitat approprié potentiel estimé de 16 000 m² (figure 2.5), ce qui se situe dans la fourchette des estimations de la superficie occupée par les amas de mousse d'Irlande et de moules en 1979-1980. Pour la production de cette carte, l'interpolation des conditions du fond entre les transects a été fondée sur les changements de texture et de couleur du fond sur la carte de base de 2016 élaborée à l'aide d'images aériennes prises par des drones.

Glace d'hiver

Les observations sur le terrain et à l'aide d'appareils photo ont montré que de la glace mince peut se former en décembre ou (dans le cas de 2018) en novembre, mais la glace fond et se reforme généralement plusieurs fois jusqu'à ce que les temps de gel deviennent continus en janvier ou février. Les chutes de neige et la formation de glace d'hiver ont été prononcées au cours des hivers 2013-2014 et 2014-2015. Les structures laissées dans l'eau pendant l'hiver 2014-2015 ont été broyées ou pressées contre les sédiments au fond. Les registres de température de l'eau ont indiqué que la glace n'avait fondu qu'à la fin d'avril. Des marques d'érosion par les glaces étaient visibles sur la boue intertidale et la boue subtidale superficielle au printemps 2015. Au cours des hivers suivants, les cycles de gel-dégel ont causé la fonte partielle, la fissuration et le regel de la glace en janvier-février, et la fonte avant la fin mars. Au cours de l'hiver 2016-2017, la glace a atteint une épaisseur maximale de 20 cm en février près des rives, était plus mince au milieu du chenal et reposait sur une couche d'eau de faible salinité (0,4 à 12,5 ppm) qui pouvait être néfaste pour la faune et la flore sténohalines benthiques. Pendant les marées basses printanières de 0,1 à 0,2 m, les bords vers le rivage de cette glace mince seraient entrés en contact avec le fond subtidal. Lorsque 24 briques ont été placées à des intervalles de 2 m en travers du lit Principal en 2016 et 2017, seules les briques situées le long des bords peu profonds ont été perturbées considérablement. Le long du bord stagnant, les briques ont été enfouies dans les sédiments pendant l'hiver, tandis que le long du bord balayé par le courant, les briques ont été déplacées de plusieurs mètres vers l'est ou ont complètement disparu. La surveillance des amas de mousse d'Irlande et de moules étiquetés a montré que ceux-ci bougeaient souvent. En 2014 dans le lit Principal (avant que les amas aient été stabilisés avec l'ajout de moules), 17,5 % des amas se sont déplacés pendant la saison de terrain et un autre 42,1 % se sont déplacés pendant l'hiver. De 2014 à 2018, le mouvement des amas a été plus accentué dans les zones peu profondes et intertidales. L'érosion par les glaces qui enlève les amas des zones intertidales et subtidales peu profondes menace les amas non

pas parce qu'elle les tue directement, mais parce que la majeure partie du fond ferme dans le bras Nord-Est est entouré de zones de limon profond et que tout mouvement latéral rapportera les amas dans des zones où ils pourraient être étouffés.

Au cours d'un hiver où la glace était relativement mince et mobile (2017-2018), la mousse d'Irlande a été séparée des colonies de moules dans les portions peu profondes des transects permanents, réduisant la couverture globale dans la plupart des cas de 27 % à 55 %, mais laissant les moules intactes. Les changements climatiques entraîneront probablement des hivers sans glace dans le golfe du Saint-Laurent; entre-temps, toute augmentation de la mobilité de la glace pourrait entraîner des pertes de frondes dans le fond peu profond en hiver.

Vitesse du courant et renouvellement de l'eau

À l'intérieur de l'estuaire, l'amplitude maréale est inférieure à l'amplitude sur la côte extérieure, ce qui indique un degré de renouvellement restreint. Connolly (2002) a estimé que le temps moyen de renouvellement de l'eau dans Basin Head était de deux jours, pour une fourchette comprise entre 0,79 et 6,82 jours, selon le débit des cours d'eau et l'apport des marées. Martec Ltd (rapport non publié 2005a, 2005b)³ a estimé le temps de renouvellement de l'eau dans Basin Head en 2005 comme suit : 2,5 jours dans le bassin; 2,6 jours au milieu du bras Nord-Est; et 2,9 jours dans le haut du bras. Chassé (comm. pers.) a estimé que le temps moyen de renouvellement n'était que d'une journée, mais un autre modèle (Drozdowski comm. pers.) a indiqué des temps de renouvellement très variables allant de 0,25 jour à plus de cinq jours. Une version à jour du modèle (Guyondet comm. pers.) utilisant l'ensemble de données bathymétriques lidar 2017 et incluant des zones intertidales confirme l'éventail étendu des temps de renouvellement allant de moins d'une journée près de l'entrée à 1 à 1,5 jour dans la lagune Principale et plus de trois jours à la tête du bras Nord-Est.

En 2014, les amas restants de mousse d'Irlande ont été largement confinés à des zones particulières de fond subtidal ferme et peu profond (profondeur d'eau de 10 à 60 cm à marée basse, sédiments pénétrables < 20 cm). Ces zones ont également connu des vitesses de courant moyennes de profondeur maximales de 30 cm s⁻¹ ou plus (Chassé comm. pers., figure 2.6). Nous concluons que pour que la mousse d'Irlande survive, le renouvellement maréal doit être suffisamment fort pour débarrasser les amas des sédiments étouffants et des débris. Les mesures de courant prises au lit Principal avec le débitmètre Global FP 211 ont démontré les caractéristiques suivantes de la vitesse du courant : réduite par frottement à l'interface eau-sédiments; augmentée là où le chenal se rétrécit; maximale lorsque la marée monte; et minimale à marée haute. Les briques placées sur le bord d'une ligne en travers du lit Principal se sont généralement déplacées vers l'est, ce qui témoigne de la puissance accrue de la marée montante. Toutefois, les relevés effectués pour détecter et cartographier le mouvement des amas ont montré que même si les amas pouvaient migrer vers l'est ou l'ouest, la tendance générale du mouvement au fil du temps était vers l'ouest (en aval), peut-être parce que la marée descendante occupe une plus longue durée par jour. Par exemple, au cours de la période du 18 au 21 juillet 2016, la montée de la marée printanière a pris de quatre à six heures par cycle dans le bras Nord-Est, mais la descente a pris jusqu'à neuf heures (figure 2.7).

2.3. AUTRES STRUCTURES PHYSIQUES CLÉS SOUTENANT LA MOUSSE D'IRLANDE

2.3.1. Méthodes

Structure des marais salés et taux d'érosion

Des photographies aériennes provinciales remontant à 1935 ont fait l'objet d'un géoréférencement et d'analyses par SIG pour quantifier les changements dans l'emplacement des rebords des marais et établir des estimations des taux d'érosion des marais. En janvier 2017, 15 barres d'armature ont été insérées à 5 m d'intervalle le long d'un transect s'étendant d'est en ouest à une distance de 30 cm du bord du marais. La distance entre chaque barre et le bord du marais faisait l'objet d'une surveillance périodique visant à déterminer les taux d'érosion. Cette étude est en cours.

Dix mottes d'herbe retirées du marais par la glace et laissées sur place ou ramenées dans le bras ont été étiquetées et mesurées en 2017, puis localisées et mesurées de nouveau en 2018. Des échantillons d'herbe et de sédiments environnants ont été recueillis pour analyse de la distribution granulométrique et du pourcentage de matière organique (analyse au MPO à Moncton) et des doubles des échantillons ont été envoyés au Laboratoire d'analyse des sols de l'Île-du-Prince-Édouard pour analyse du pH humide et des concentrations de nutriments (% carbone, % azote, % silicate, ppm ammonium). Lors de diverses expériences sur le terrain, l'impact des débris de marais grossiers se déposant sur le dessus des amas a été documenté.

La vulnérabilité du marais à l'érosion peut être accrue dans Basin Head en raison des effets négatifs des concentrations élevées d'azote sur les racines des herbes de marais (Burkholder *et al.* 1992, 1994; Deegan *et al.* 2012). En 2017, trois carottes ont été prélevées du marais derrière le lit Principal pour documenter l'épaisseur et la composition de la zone des racines vivantes et des couches de tourbe sous-jacentes. Des échantillons des eaux interstitielles du marais ont été recueillis, passés dans un filtre 0,45 µm, puis congelés et envoyés à l'Institut océanographique de Bedford pour analyse de la salinité et des nutriments (nitrate, phosphore, silicate et ammonium).

Récifs d'huîtres

Bien que les relevés de transect servant à documenter la profondeur de l'eau et l'épaisseur des sédiments aient également permis de déterminer si des débris d'écailles étaient présents au fond, aucune surveillance du fond couvert d'écailles ou des récifs d'huîtres vivantes n'a été effectuée à Basin Head. Des écailles d'huîtres sont actuellement incorporées aux amas de mousse d'Irlande plantés pour en augmenter le poids et la stabilité. Des données démographiques sur les huîtres vivantes ont été recueillies à partir d'animaux trouvés dans des zones de 0,5 m² échantillonnées à des intervalles de 5 m le long des transects au lit Principal et à chemin Corduroy en 2015.

2.3.2. Résultats et analyse

Structure des marais salés et taux d'érosion

L'érosion des bords du marais près de l'embouchure du bras Nord-Est a augmenté à la suite de la construction de la nouvelle ouverture à l'extrémité sud-est du bassin en 1936 à 1937. Par rapport à la période de 1935 à 1968, les taux d'érosion du marais au cours de la période de 1968 à 2000 ont été plus faibles, et le marais a très peu changé de 2000 à 2010. En moyenne, le bord du marais au lit Principal s'est érodé de 0,8 cm par mois entre janvier 2017 et mai 2018, avec un taux d'érosion plus élevé durant l'hiver et le printemps de 2018, alors que les cycles de gel et de dégel ont été plus fréquents.

On a constaté que le marais flottant derrière le lit Principal avait une épaisseur allant jusqu'à 63 cm. Des racines mortes de *Spartina alterniflora* (tourbe) reposaient sous les racines vivantes de *S. patens*, ce qui indique que l'élévation du marais a augmenté au fil du temps par rapport au niveau moyen de la mer. Les eaux interstitielles du marais étaient si sulfuriques et anoxiques que la colonne d'analyse a été supprimée, et qu'une seule mesure de la concentration de nitrate a été possible. Par rapport aux eaux estuariennes, les eaux interstitielles du marais ont été enrichies de nitrite, de phosphore, de silicate et d'ammoniac.

À la fin de l'été, des mottes d'herbe arrachées du marais en hiver et ramenées dans le chenal du bras Nord-Est au printemps se sont décomposées, libérant de la boue et des débris organiques. Les mottes d'herbe ont diminué de volume d'une année à l'autre et certaines petites mottes ont disparu de l'emplacement où elles se trouvaient pendant l'hiver, soit qu'elles se sont désintégrées, soit qu'elles se sont déplacées. Les ratios carbone:azote (C:A) des mottes d'herbe étaient inférieurs à ceux des sédiments du fond environnant et, lorsque de l'herbe poussait sur les mottes, celles-ci étaient relativement riches en azote, en ammonium et en carbone. La composition des mottes d'herbe relativement grosses (> 150 cm de longueur) était assez uniforme, mais le profil chimique est devenu plus variable à mesure que les mottes se décomposaient en unités plus petites. Les sédiments recueillis immédiatement en amont et en aval des mottes d'herbe étaient de composition similaire à celle d'autres sédiments benthiques.

Avec la marée, les petites mottes et les détritiques se déplaçant le long du fond se sont accrochés aux amas de mousse d'Irlande et de moules. La mousse d'Irlande est morte rapidement après avoir été recouverte de débris de marais, tandis que les moules ont souvent survécu d'une année à l'autre. La surveillance à l'année de l'épaisseur des sédiments pénétrables dans le bras Nord-Est a révélé que les sédiments peuvent s'accumuler au cours des mois calmes du printemps et de l'été (leur épaisseur augmentant de jusqu'à 29 cm) ou être balayés par des tempêtes entre l'automne et le printemps suivant (leur épaisseur diminuant de jusqu'à 46 cm).

Récifs d'huîtres

Les moules ont une forte affinité pour les écailles d'huîtres. Dans les bancs de mousse d'Irlande, des amas étaient souvent attachés à des écailles, et des moules cultivées en suspension dans des sacs en filet produisaient des byssus au travers du filet pour récupérer les écailles d'huîtres au fond. Les colonies de moules qui intègrent des écailles d'huîtres sont plus lourdes et moins susceptibles de dériver sur un fond inapproprié. Les écailles servent également de plateformes qui aident à empêcher que les colonies s'enfoncent dans les sédiments mous.

En 2015, des huîtres étaient présentes dans 59 % des échantillons de fond recueillis dans des bancs de mousse d'Irlande. Les densités variaient de 0 à 22 (6 en moyenne) par m². La population incluait une cohorte d'animaux de moins de 40 mm de longueur qui formait une crête déconnectée indiquant le recrutement au cours de l'année précédente qui a survécu à la prédation (figure 2.8).

Les tempêtes à l'automne 2016 ont bouleversé des zones du fond, exposant des couches d'écailles d'huîtres qui avaient été couvertes dans des sédiments non consolidés. En 2017, non seulement de vieux récifs avaient été découverts, mais il y avait aussi eu un développement important de nouveaux récifs de jeunes huîtres dans le bras Nord-Est. L'alimentation par filtrage des huîtres aidera à réduire la turbidité, ce qui profitera à la zostère marine en améliorant la pénétration de la lumière (Tallis *et al.* 2009). Les débris d'écailles d'huîtres aideront à stabiliser les sédiments lâches et fourniront un ancrage aux colonies de moules. La mousse d'Irlande pourrait bénéficier de l'accès à une population de moules plus stable et plus saine. L'endofaune

benthique, qui a besoin d'un environnement stable, bénéficierait également de débris d'écailles ancrant des sédiments autrement mobiles.

D'autre part, le piégeage des sédiments par les récifs d'huîtres peut exacerber la diminution de profondeur du système, et les huîtres peuvent être en concurrence avec les moules pour se nourrir et avec la zostère marine pour trouver de l'espace au fond.

Tableau 2.8. Activités de surveillance et études à court terme de la structure physique de la lagune de Basin Head.

| Mesure | Information recueillie | Fréquence d'échantillonnage |
|---|---|--|
| Utilisation des terres | Quantification de l'utilisation des terres à partir d'images satellitaires | Annuelle |
| | Entrevues avec des propriétaires terriens couvrant la période 2010-2015 | 2017 |
| | Vérification sur le terrain par des arpenteurs | 2013 |
| Érosion des sols | Code de vulnérabilité à l'érosion du sol, basé sur la pente moyenne et la proximité de l'eau, et attribué à des champs agricoles individuels dans le bassin versant | Statique |
| Profondeur de l'eau et sédimentation | Profondeur de l'eau à marée basse et épaisseur des sédiments pénétrables à côté de chaque amas de mousse d'Irlande et de moules | 2014, 2015 |
| | Mortalité de la mousse d'Irlande et des moules dans différentes conditions de fond, indice de condition de la mousse d'Irlande exposée à différentes conditions de fond | 2015-2018 |
| | Profondeur de l'eau à marée basse, épaisseur des sédiments et couverture du fond à des intervalles de 2 m le long de 20 transects transversaux dans le bras Nord-Est | 2016 |
| | Épaisseur des sédiments à onze sites le long des bords du bras; échantillons de sédiments analysés pour le pH humide, la taille du grain, le pourcentage de matière organique et la composition en nutriments | Quatre fois entre octobre 2016 et octobre 2017 |
| Glace d'hiver | Observations sur le terrain de la formation, l'épaisseur et la fonte des glaces | Février 2016, décembre 2016, mars 2017 |
| | Surveillance photographique du mouvement des glaces à l'aide de photographies à intervalles de temps à des endroits fixes | Janvier 2017 à 2019 |
| | Disposition de briques à 2 m d'intervalle à l'extrémité est du lit Principal pour en observer le sort pendant l'hiver | Hivers 2017 et 2018 |
| Vitesse du courant et renouvellement de l'eau | Courantomètre dans le plus grand des trois bancs de mousse d'Irlande (lit Principal) | 27 septembre au 7 octobre 2017 |
| | Hauteur des marées, température et salinité à l'aide d'enregistreurs de pression, de température et de conductivité à fonctionnement continu | Saison d'eau libre 2016-2018 |
| | Profils verticaux continus de la vitesse et de la direction du courant au quai provincial/à la rampe d'accès à l'eau, enregistrés à l'aide d'un profileur de courant à effet Doppler | 26 juin au 1er août 2017 |

Tableau 2.9. Études à court terme d'autres structures physiques de la lagune de Basin Head réalisées au cours des dernières années.

| Mesure | Information recueillie | Fréquence d'échantillonnage |
|--|--|--|
| Structure des marais salés et taux d'érosion | Analyses géoréférencées des photos aériennes provinciales disponibles pour retracer les changements dans l'emplacement des bords du marais et établir des estimations des taux d'érosion du marais. | 1935, 1958, 1968, 1974, 1990, 2000, 2010 |
| | Insertion de tiges à 5 m d'intervalle le long d'un transect s'étendant d'est en ouest à une distance de 30 cm du bord du marais pour surveiller les taux d'érosion. | Janvier 2017 à aujourd'hui |
| | Déplacement et devenir des mottes d'herbe des marais déplacées dans le bras Nord-Est. Analyse d'échantillons de carottes de mottes d'herbe et de sédiments environnants pour déterminer le pH humide, la distribution granulométrique, le pourcentage de matière organique et les concentrations de nutriments. | 2017, 2018 |
| | Carottage pour documenter l'épaisseur et la composition de la zone des racines vivantes et des couches de tourbe sous-jacentes, analyse de la salinité et des nutriments (nitrate, phosphore, silicate et ammonium). | 2017 |
| Récifs d'huîtres | Données démographiques sur les huîtres d'après les animaux trouvés sur des échantillons de 0,5 m ² à des intervalles de 5 m le long de transects au lit Principal et à chemin Corduroy. | 2015 |

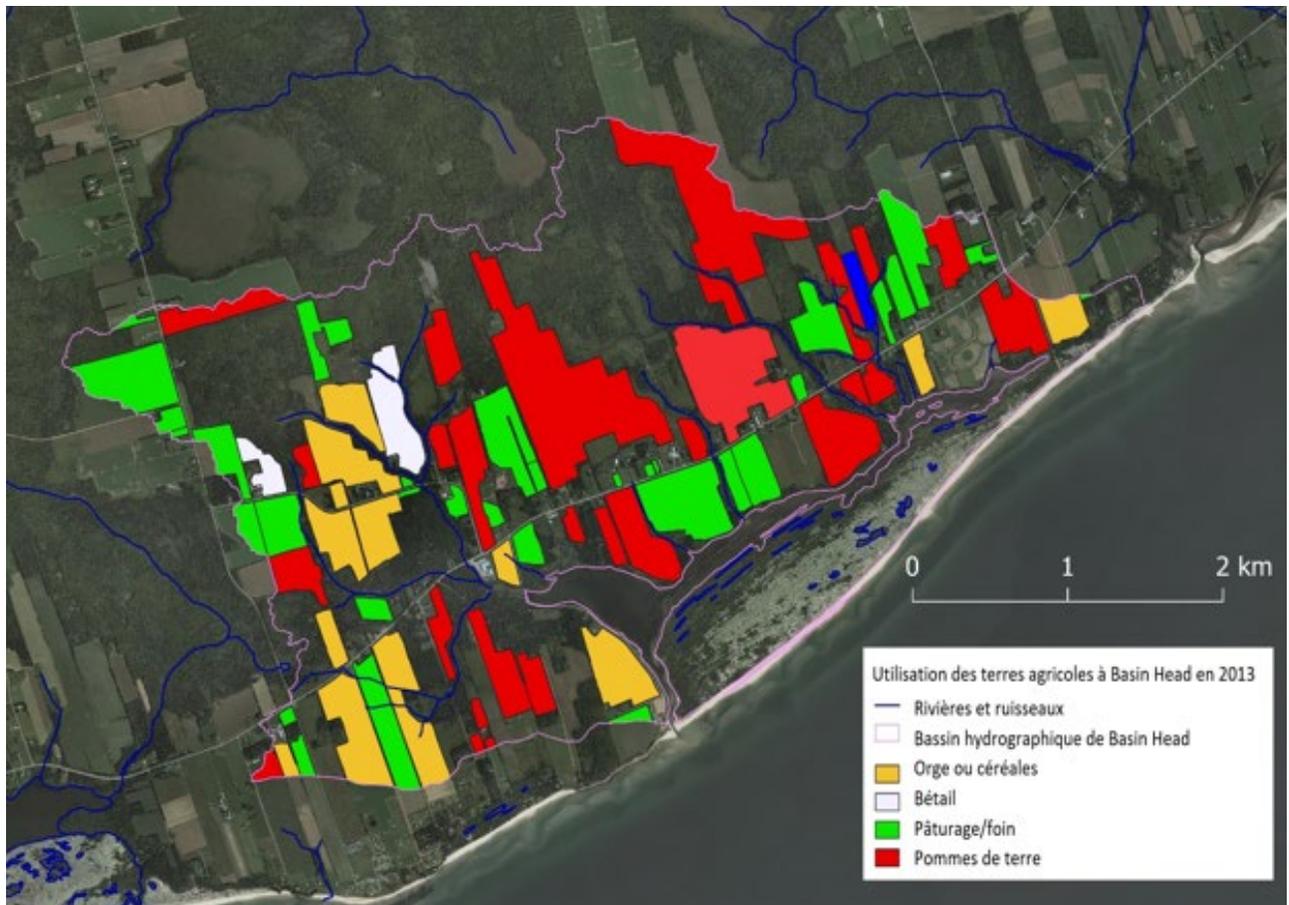


Figure 2.12. Utilisation des terres agricoles dans le bassin versant de Basin Head en 2013, d'après des entrevues avec les agriculteurs, l'observation directe des cultures dans les champs et l'analyse des images satellitaires fédérales.

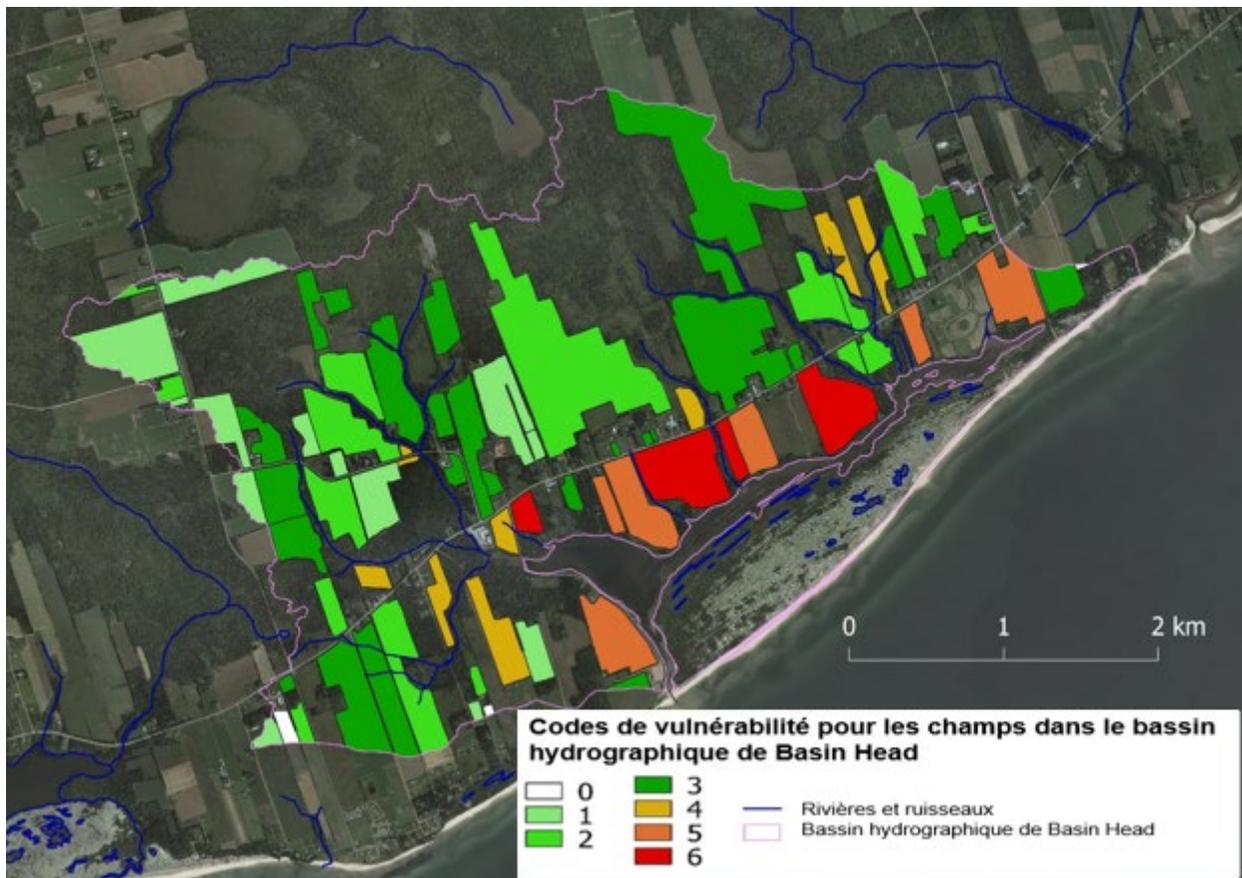


Figure 2.13. Bassin hydrographique avec tous les champs agricoles codés de 1 à 6 pour la vulnérabilité à l'érosion des sols définie comme la somme de la pente (faible = 1, moyenne = 2, élevée = 3) et du contact avec les eaux de surface (0 = aucune, 1 = cours d'eau seulement, 2 = estuaire seulement, 3 = cours d'eau + estuaire).

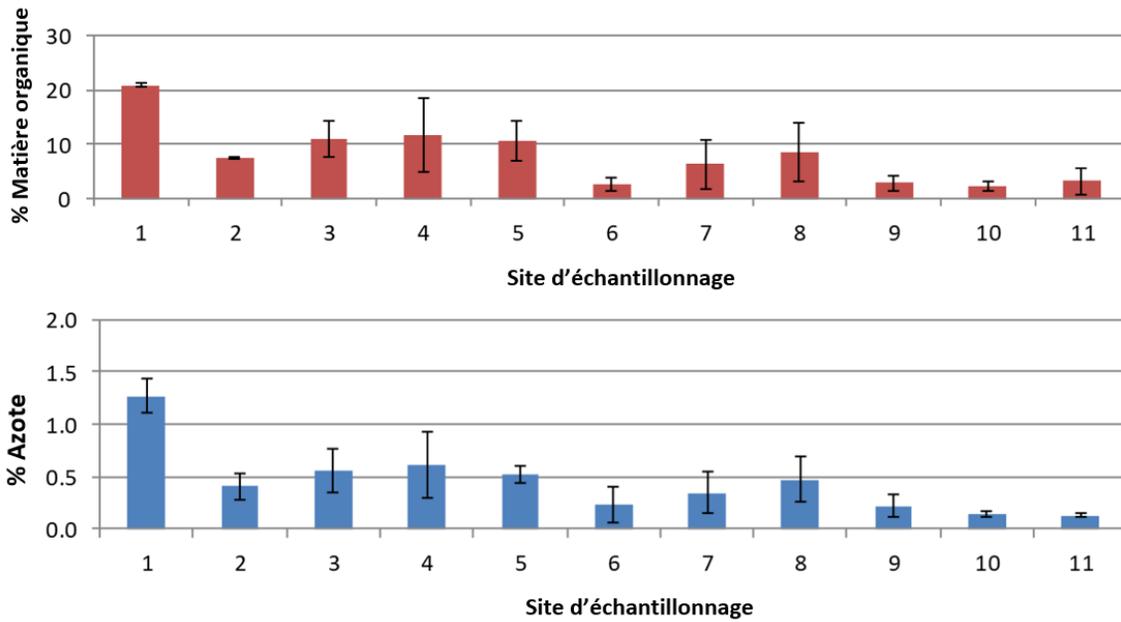


Figure 2.14. Tendances est-ouest en pourcentage de matières organiques et en pourcentage d'azote (moyenne, barres représentant +/- 1 écart-type) dans les sédiments recueillis le long des bords du bras Nord-Est, 2016 à 2017 (voir la figure 3.4 pour les emplacements d'échantillonnage). Le site 1 se trouve à l'extrémité est du bras (marais Elliott) et le site 11 (banc de Mollusques) est situé à l'ouest de banc Fireweed.



Figure 2.15. Sites d'échantillonnage des sédiments et valeurs correspondantes de l'épaisseur des sédiments en octobre 2016.



Figure 2.16. Emplacement des transects dans le bras Nord-Est de la ZPM de Basin Head (été 2016) et étendue estimative de l'habitat potentiel de la mousse d'Irlande (en mauve).

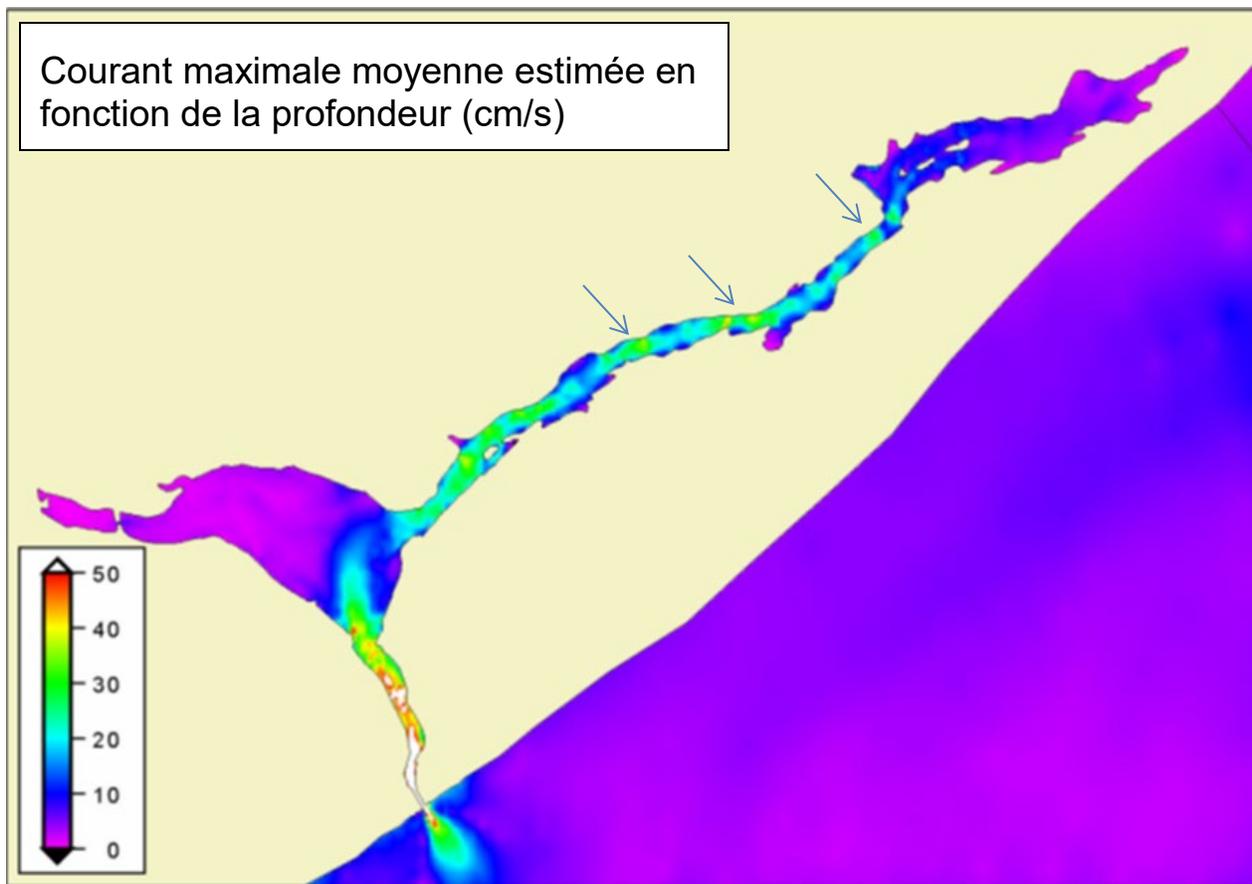


Figure 2.17. Vitesse du courant maximale moyenne estimée en fonction de la profondeur dans la lagune de Basin Head (Source : Chassé comm. pers. 2008). Les flèches indiquent l'emplacement des bancs de mousse d'Irlande, d'ouest en est, comme banc Fireweed, le lit Principal et chemin Corduroy.

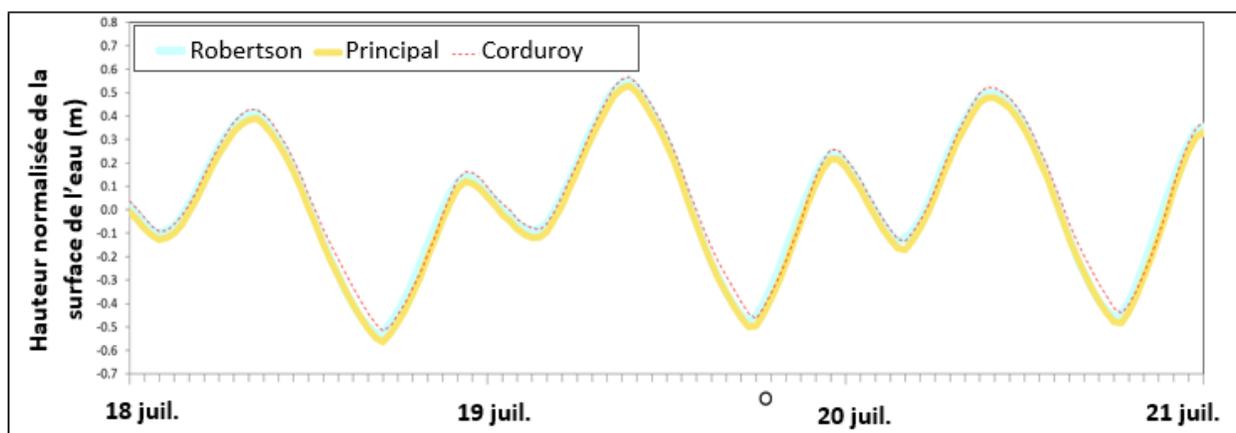


Figure 2.18. Cycle maréal, exprimé en hauteur normalisée de la surface de l'eau autour de la pleine lune à trois sites dans le bras Nord-Est, du 18 au 21 juillet 2016.

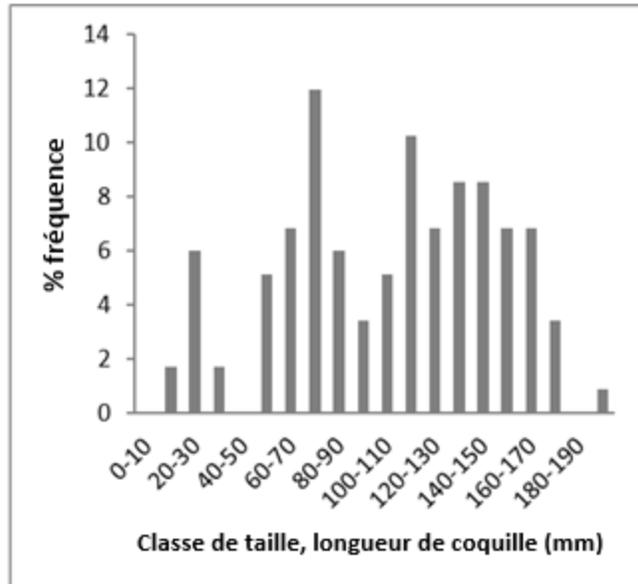


Figure 2.19. Données démographiques sur les huîtres échantillonnées à partir de quadrats de transects dans les bancs de mousse d'Irlande en 2015, exprimées en pourcentage de la fréquence de chaque catégorie de taille d'écailles.

3. OBJECTIF DE CONSERVATION 3 : PRÉSERVER LA SANTÉ (LA BIOMASSE ET LA COUVERTURE) DE LA MOUSSE D'IRLANDE DE BASIN HEAD

Auteur : I. Novaczek

3.1. CONTEXTE

En 1979, il a été estimé que 15 000 m² du fond étaient occupés par des amas de mousse d'Irlande et moules (McCurdy 1979). La biomasse de mousse d'Irlande a été estimée à 100 000 lbs. Au moment de l'établissement de la ZPM à Basin Head en 2005, le banc avait déjà rétréci à environ 2 500 m² et a continué à rétrécir, s'approchant de la disparition (1,88 m²) en 2013 (figure 1.2). La surveillance des macroalgues a toujours porté sur la mousse d'Irlande de Basin Head, mais à la suite d'un avis scientifique en 2008, il a été recommandé de surveiller également les proliférations d'*Ulva*. Cette mesure a été prise et fera l'objet d'un rapport dans le cadre du présent objectif de conservation. La recherche d'une troisième forme de végétation aquatique submergée, la zostère marine, a été entreprise dans le cadre d'un relevé à la nage mené en 2014, et la présence de zostère marine a toujours été notée pendant les travaux sur le terrain de 2014 à 2018. Ces observations seront également rapportées dans la présente section. La figure 3.1 montre les emplacements dans la ZPM mentionnés dans les sections ci-dessous. Les activités de surveillance associées à l'évaluation de l'abondance et de la répartition de la mousse d'Irlande dans la lagune de Basin Head sont décrites ci-dessous et résumées dans le tableau 3.1.

3.2. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 1 : ÉTENDUE DU BANC DE MOUSSE D'IRLANDE

3.2.1. Méthodes

Relevés à gué et à la nage de la mousse d'Irlande

Le Plan de gestion opérationnel de Basin Head prévoit la prise de photographies aériennes pour documenter l'abondance de la mousse d'Irlande dans l'estuaire, ou au minimum dans le bras Nord-Est, une fois tous les trois ans. Des relevés aériens ont été effectués chaque année de 2001 à 2010, mais ils ont été interrompus lorsque la répartition de la mousse d'Irlande est devenue trop fragmentée pour être quantifiée de façon fiable. Depuis 2012, la population fait l'objet d'une surveillance par la méthode à gué (D. Cairns et R. Melanson comm. pers.). Depuis 2015, la photographie par drones est utilisée pour élaborer des cartes de base pour visualiser la distribution des amas documentés par des relevés à gué.

Les relevés à gué de 2012 et 2013 ont permis de recueillir des données sur le nombre et le diamètre des frondes de mousse d'Irlande découvertes pendant les relevés à gué au-dessus des petits fonds nord du lit Principal guidés par des poteaux placés à des intervalles de 4 m. Les transects étudiés avaient 2 m de largeur et étaient contigus, de sorte que toutes les zones intertidales et subtidales du fond dans la zone d'étude ont été inspectées, et que tous les amas de mousse d'Irlande ont été mesurés et comptés. Des tentatives ont également été faites pour documenter les amas en eau plus profonde à l'aide d'un bateau à fond de verre, mais sans succès.

En juin 2014, on a appliqué la méthode des relevés à gué sur une section de 100 m de longueur au milieu du bras Nord-Est (lit Principal), y compris les zones peu profondes et profondes. La même méthode de relevés à gué exhaustive a été utilisée chaque année de 2014 à 2017. Les travailleurs sur le terrain ont patauté le long de transects contigus de 2 m, localisant et mesurant le diamètre de chaque fronde de mousse d'Irlande visible dans le bras Nord-Est pour fournir une estimation de la couverture de mousse d'Irlande (m²). Les colonies de moules sans mousse d'Irlande ont également été comptées. Des drapeaux et des étiquettes numérotées uniques ont été utilisés initialement pour marquer la position de chaque amas. Bien que le nombre d'amas se soit situé dans les centaines (de 2014 à 2016), nous avons sondé de nouveau tous les bancs où c'était possible de le faire aux marées de vives-eaux et de mortes-eaux pendant les mois d'été. Les taux et les tendances du mouvement des amas ont été établis en consignait le moment où l'amas s'éloignait de son drapeau ainsi que l'apparence des amas dans les endroits sans drapeaux. Les conditions du fond (profondeur de l'eau, épaisseur des sédiments) autour de chaque amas ont également été consignées.

Un relevé à la nage effectué en juillet 2014 visait à trouver de la zostère marine et de la mousse d'Irlande à l'extérieur du lit Principal en plongeant avec tuba en diagonale le long de neuf transects entre les rives nord et sud du bras Nord-Est, à partir de l'est de chemin Corduroy et jusqu'à champ Robertson, englobant ainsi toutes les zones occupées par le banc historique de mousse d'Irlande et de moules (McCurdy 1979, 1980). La fin de chaque transect transversal est devenue le début de la suivante, et des notes ont été prises au moyen d'un crayon et d'une ardoise sous-marine. Une règle de 1 m a été utilisée pour mesurer la profondeur de l'eau et l'épaisseur des sédiments mous. La présence de plantes, d'animaux et de roches au fond a été enregistrée pour chaque transect.

Les méthodes de géolocalisation des amas ont évolué au fil du temps. En 2014, nous avons utilisé une méthode (développée par D. Cairns et R. Melanson comm. pers.) pour documenter la distance de chaque amas par rapport au bord de la végétation du marais salé en fonction du nombre de pas à partir de la rive, à l'intérieur des transects numérotés. En 2015, nous avons mis à l'essai un télémètre pour trianguler les positions des amas par rapport aux marqueurs de

relevé permanents, ce qui a augmenté l'exactitude, mais était fastidieux. Par la suite, nous avons utilisé un GPS portatif pour géolocaliser les plantes (\pm exactitude horizontale de 3 m), mais cette précision n'était pas suffisante pour nous permettre de trouver rapidement les plantes surveillées. En 2016 et 2017, un GPS Trimble Geo 7 de qualité arpentage a fourni des données de position \pm d'une précision à quelques cm près. À l'aide de photographies prises par des drones et des SIG, des cartes de base ont été produites pour situer les positions des amas étudiés.

Les efforts de rétablissement (voir la section 6) ont rapidement augmenté le nombre d'amas au point où il n'était plus pratique de procéder à des relevés à gué exhaustifs et d'étiqueter individuellement les amas. En 2018, les relevés à gué ont été limités à 2 m de largeur dans chacun des trois bancs de mousse d'Irlande (lit Principal, chemin Corduroy et banc Fireweed). Là où la densité des amas étaient clairsemés, nous avons sondé deux largeurs contiguës. L'emplacement, la taille et l'état des amas ont été consignés, et le nombre d'amas par mètre carré a été comparé à la densité estimée dans cette zone en 2017. La densité de référence de 2017 a été dérivée à l'aide des SIG pour établir une carte montrant où les amas avaient été localisés (par relevé à gué) ou plantés en 2017.

Cartographie réalisée à l'aide de drones

Une méthode d'élaboration de photomosaïques d'images recueillies à l'aide d'un appareil sur drone a été établie en 2015-2016. Les emplacements des points de contrôle au sol ont été mesurés au moyen d'un GPS de qualité arpentage. Des photos ont été prises par des quadricoptères DJI Phantom 2 et 3© dans des conditions météorologiques calmes pendant les plus basses marées diurnes de l'été. La préparation de cartes à partir d'images de drones a nécessité un ajustement photogrammétrique pour corriger la distorsion radiale de la photo, l'assemblage d'images en mosaïque et le géo-pointage à la grille de coordonnées de la terre. La qualité de la mosaïque générée par cinq programmes de mise en forme de panoramiques a été comparée à l'aide d'images précorrigees pour la distorsion radiale. Les mosaïques ont été géo-enregistrées dans QGIS à l'aide des points de contrôle au sol visibles dans les images. Une méthode de mise en forme des panoramiques utilisant Adobe Photoshop© a produit des images qui correspondaient à la qualité de sortie d'autres logiciels ou la dépassaient, à un coût moindre. Les images par drone obtenues en 2015 ont servi à préparer une carte composite pour la partie centrale du bras Nord-Est, et les images obtenues en 2016 ont servi à préparer une carte composite pour la totalité du bras Nord-Est (figure 3.2). Dans la plupart des images, la résolution était suffisante pour montrer des objets de 2 cm ou moins. La résolution s'est améliorée avec une faible altitude de vol et des conditions ensoleillées.

Une reconnaissance par drone utilisant des appareils photo plus avancés (DJI Mavic Pro Platinum© et DJI Matrice 100© équipés d'un appareil Zenmuse X5©) a été tentée en août 2018 (AGRG 2019). L'objectif était de recueillir des images supérieures et d'entrer la mosaïque géoréférencée résultante dans deux logiciels différents (eCognition© et ESRI ArcMap©) pour déterminer si l'analyse des images pouvait trouver et mesurer les amas de mousse d'Irlande, et générer des données sur la couverture en mètres carrés.

L'interprétation manuelle des photos à l'aide des SIG a également été lancée à l'aide d'images recueillies en 2017 à partir de vols de drones lents et à basse altitude, prises dans de meilleures conditions atmosphériques qu'en 2018 et désembrouillées à répétition à l'aide de Photoshop©.

3.2.2. Résultats et analyse

Relevés à gué et relevés à la nage

En 2014, les relevés à gué et à la plongée ont révélé plus d'amas qu'en 2013 et 2012 en raison de la plus grande superficie observée et de la découverte d'une deuxième population à l'extrémité est du bras (chemin Corduroy) [tableau 3.2]. En 2014, il y avait 292 amas de mousse d'Irlande et de moules : 227 au lit Principal (4,2 m²) et 65 à chemin Corduroy (1 m²) [tableau 3.3]. Les frondes de mousse d'Irlande étaient ancrées par au plus cinq moules individuelles et vieilles. Dans la plupart des cas, il y avait moins de trois moules fixées, et certaines frondes étaient lestées seulement par des bigorneaux ou des déchets d'écaillés. La majorité des amas se trouvaient sur un fond peu profond relativement sablonneux et ferme (figure 3.3 et figure 3.4). Les amas se déplaçaient, atterrissant parfois dans des sédiments mous et épais où ils risquaient d'être étouffés. Les grandes plantes (> 15 cm de diamètre) sont devenues fragiles à mesure que la température de l'eau atteignait son point culminant, et certaines se sont fragmentées en août, septembre et octobre. La repousse des plantes à partir de fragments qui n'avaient pas été visibles plus tôt dans la saison a été observée à l'automne.

Le seuil d'intervention (réduction de la population) avait été dépassé au point où la population risquait d'être extirpée. Par conséquent, en 2015, les moules adultes (> 50 mm de longueur) provenant de stocks cultivés récoltées dans la baie Tracadie (Île-du-Prince-Édouard) ont été amenées à Basin Head pour être ajoutées aux colonies existantes. Des amas artificiels ont également été faits à l'aide de mousse d'Irlande géante cultivée sur des lignes de culture à Basin Head. Ils ont été plantés dans le lit Principal et le banc de chemin Corduroy. Le nombre de colonies de moules et la quantité de couverture de mousse d'Irlande augmentent maintenant d'une année à l'autre en raison des efforts de rétablissement continus (voir la section 6). Pour la période de 2014 à 2016, les pertes d'amas estimées étaient de 7 % au lit Principal et de 13 % à chemin Corduroy (tableau 3.4). Au cours des années subséquentes, les plantations ont permis de tester l'habitat le moins approprié dans chaque banc, et les pertes estimatives de mousse d'Irlande au cours de l'hiver ont augmenté par la suite (d'après des échantillons limités et non des relevés exhaustifs). Toutefois, les colonies de moules ont survécu même là où la mousse d'Irlande a été enlevée ou est morte, et le rythme de plantation a assuré une augmentation nette continue de la population de mousse d'Irlande.

Cartographie réalisée à l'aide de drones

La photographie à l'aide de drones pendant les marées basses printanières dans des conditions météorologiques calmes est une technologie performante de surveillance des changements dans les structures fondamentales qui soutiennent la mousse d'Irlande dans la ZPM de Basin Head. Les essais de 2018 à l'aide de capteurs plus puissants montés sur des drones n'ont pas fourni d'images convenant à l'analyse automatisée de la densité des amas de mousse d'Irlande en raison de conditions météorologiques défavorables (AGRG 2019). Le temps calme et sec, l'eau claire et le soleil sont essentiels à une imagerie réussie. Bien qu'elles aient été prises avec de l'équipement de base, les images de 2017 ont été captées de près à basse vitesse dans des conditions calmes et étaient donc de grande qualité, ce qui donne à penser qu'il serait possible d'utiliser les photomosaïques non seulement comme cartes de base, mais aussi comme sources de données pour obtenir une estimation raisonnable de la couverture de mousse d'Irlande. L'interprétation des images traitées (figure 3.5) est en cours et les résultats jusqu'à présent sont prometteurs du point de vue de l'identification des amas, et de la facilité et la rapidité de production des données au moyen des outils des SIG. La technique fonctionne au mieux dans les petits fonds, là où se trouvent la plupart des amas. Dans des conditions calmes et ensoleillées, une ombre est projetée par la haute visibilité d'un tapis d'*Ulva* reposant sur un amas, alors qu'*Ulva* est en soi trop plate pour projeter une ombre. Cette technique peut être

utilisée pour identifier les amas recouverts par *Ulva* à condition que le tapis ne soit pas trop épais. Toutefois, les ombres ne sont visibles que dans de l'eau relativement peu profonde et après le milieu de l'après-midi, lorsque le soleil est à un angle suffisamment bas pour projeter de l'ombre. Il est possible d'enlever *Ulva* avant les vols de drone, mais le processus est lent et fastidieux. Le déblaiement requiert que l'on marche à gué et que l'on plonge au travers des bancs, ce qui dérange les sédiments et risque d'endommager les amas.

Les relevés au moyen de drones exigent une vérification au sol. On a lancé cette technique en 2018 en procédant au relevé de bandes choisies de fond dans chaque banc, mais les images de drone pour l'année en question n'étaient pas utilisables. Les mêmes bandes ont été étudiées en 2019 pour appuyer un autre relevé par drones. Les relevés par bandes comportent des marges d'erreur liées à l'exactitude du GPS, à une géolocalisation inexacte des amas plantés et aux différences d'une année à l'autre dans la zone exacte visée par l'étude. Toutefois, ils devraient détecter un changement catastrophique dans l'abondance de la mousse d'Irlande et être adéquats pour la vérification au sol des images provenant des relevés de banc complet par drone.

Les herbiers de zostère marine, les récifs d'huîtres, les proliférations d'*Ulva* et l'érosion des bordures d'un marais peuvent également se prêter à une surveillance photographique par drone. Des vols de drone rapides à plus haute altitude pourraient être utilisés pour documenter les changements de largeur de la dune et du chenal d'entrée.

À l'avenir, à mesure que le climat deviendra moins stable, il pourrait y avoir moins d'occasions de faire voler des drones de façon sécuritaire et efficace au cours des fenêtres étroites des marées de vives-eaux et de mortes-eaux diurnes.

3.3. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 2 : AMPLEUR DES PROLIFÉRATIONS D'*ULVA*

3.3.1. Méthodes

Lorsque la population de mousse d'Irlande géante a été étudiée pour la première fois (McCurdy 1979), la présence d'*Ulva* qui a étouffé et tué la mousse d'Irlande le long des bords du banc a été documentée. Sharp *et al.* (2003) ont cartographié l'étendue de la couverture du fond par *Ulva*, la mousse d'Irlande ou la zostère marine, et ont par la suite mené des expériences pour documenter les taux de croissance d'*Ulva*, et explorer les liens entre la charge de nutriments et les proliférations d'*Ulva* (Sharp *et al.* 2010). L'échantillonnage mensuel effectué par le Programme communautaire de surveillance aquatique (PCSA) de mai à août pourrait être entravé par l'accumulation d'*Ulva* dans les sennes de plage; par conséquent, les occurrences d'abandon de la pêche à la senne en raison de l'encrassement par *Ulva* ont été proposées comme mesure de surveillance.

À partir de 2011, des photos ont été prises à intervalles hebdomadaires pendant les mois d'été pour surveiller la croissance des proliférations d'*Ulva*. Les sites d'échantillonnage comprenaient marais Elliott, baie Fausse et pont de Ching. Une analyse qualitative du dossier de photos de marais Elliott a été réalisée en 2017-2018, en tenant compte de l'influence possible du moment de la formation et de la fonte des glaces, des températures de l'eau de mer et de la charge en nutriments dans l'estuaire causée par les pluies.

Les photographies prises à intervalles de 30 minutes pendant le jour par un appareil photo pour prises de vue à intervalles fixé à un arbre au lit Principal ont fait l'objet d'un examen visant à détecter les schémas de croissance d'*Ulva* sur la boue intertidale. Le pourcentage de couverture d'*Ulva* a été estimé à partir d'images montrant la zone intertidale à marée basse.

Depuis 2015, la surveillance des plantations de mousse d'Irlande a documenté les impacts des tapis d'*Ulva* sur les amas plantés. Les données recueillies comprenaient le pourcentage de couverture et/ou de biomasse (poids humide en g) d'*Ulva* dans les parcelles d'essai, le pourcentage de mortalité des moules, le poids humide de la mousse d'Irlande et l'indice de condition de la mousse d'Irlande. L'échantillonnage des parcelles a été effectué systématiquement sur plusieurs mois ou années.

3.3.2. Résultats et analyse

De nombreuses images prises pour la surveillance d'*Ulva* ont été jugées inutiles parce que la marée haute a obscurci les proliférations d'*Ulva*. Ceci était particulièrement vrai pour le site de baie Fausse qui, contrairement aux deux autres sites, ne pouvait pas être photographié facilement à partir de la route à marée basse. La pleine ampleur de la prolifération d'*Ulva* n'était visible dans aucune photo du site baie Fausse.

La prolifération d'*Ulva* à marais Elliott a toujours été bien développée en mai, décolorée et pourrie au milieu de l'été, et probablement évacuée de l'estuaire par les tempêtes en octobre. La vitesse de croissance d'*Ulva* et le moment de l'effondrement des proliférations ont différé quelque peu d'une année à l'autre, ce qui a semblé dépendre des conditions météorologiques. La prolifération était plus importante en mai dans les années où la glace a fondu tôt (c.-à-d. en mars plutôt qu'en avril). Les conditions chaudes et sèches ont limité la croissance d'*Ulva*, une sénescence plus rapide s'est produite pendant les étés très chauds, et la prolifération a été plus importante et persistante par temps frais et humide.

En 2016, après un hiver où la couverture de glace et la neige ont été relativement légères et qu'il n'y a pas eu de longue période de températures sous zéro, le fond du bras Nord-Est, y compris le lit Principal, était déjà infesté de jeunes *Ulva* le 22 avril. En 2017, la prolifération intertidale au lit Principal qui a fait l'objet d'une surveillance photographique est devenue visible plus tard que la prolifération à marais Elliott, et a connu des poussées de croissance et de sénescence entre le printemps et l'automne.

Chaque année, des tapis d'*Ulva* lâche ont flotté dans le bras du printemps jusqu'à la mi-août au moins, et se sont accrochés à tout objet faisant saillie du fond, y compris les amas de mousse d'Irlande. À la fin août, les limbes d'*Ulva* étaient mous et tombaient.

Dans la plantation de croix aux Huîtres, établie en 2016, il y avait des zones de fond relativement fermes, balayées par le courant et d'autres où le mouvement lent de l'eau encourageait le dépôt de sédiments. *Ulva* et d'autres algues à croissance rapide ont couvert la plantation du début du printemps jusqu'à l'été. En surveillant et échantillonnant les différentes zones de la plantation, nous avons été à même de confirmer que dans les zones où le courant est relativement lent, le limon s'est accumulé sous les tapis d'*Ulva*. Cela a finalement tué la majeure partie de la mousse d'Irlande dans les zones touchées, tandis que d'autres parties de la plantation, davantage balayées par le courant, ont conservé leur couverture de mousse d'Irlande. Nous concluons que l'étouffement par *Ulva*, en combinaison avec l'accumulation de sédiments, est mortel pour la population de mousse d'Irlande géante.

La prédation des moules par le crabe vert invasif est considérée comme un facteur clé du déclin de la mousse d'Irlande (Cairns *et al.* comm. pers.). En raison de la baisse de 90 % du nombre de crabes verts après les hivers rigoureux de 2013 à 2014 et de 2014 à 2015 (figure 3.6), il est maintenant davantage possible que les moules recrutées au printemps survivront à leur première année et domineront leur vulnérabilité à la prédation par le crabe vert. À l'heure actuelle, les facteurs qui touchent le plus la population de mousse d'Irlande pourraient être l'étouffement par *Ulva* en combinaison avec la sédimentation et non pas tant la population de crabes verts.

3.4. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 3 : ÉTENDUE DES HERBIERS DE ZOSTÈRE MARINE

3.4.1. Méthodes

La lagune de Basin Head a été décrite comme étant un système dominé par la zostère marine (McCurdy 1979) et les répondants locaux ont décrit comment, dans les années 1950, les hélices des bateaux de pêche s'arrêtaient parce qu'elles étaient empêtrées dans de denses herbiers de zostère marine (Souris and Area Branch of PEI Wildlife Federation rapport non publié 2015)². Les données tirées de rapports de terrain non publiés et de bases de données archivées semblent indiquer que la zostère a connu un important déclin entre 2006 et 2008. La zostère marine est disparue du site d'échantillonnage du PCSA, dans l'ouest du bras Nord-Est, en 2009 (voir la section 5). En juillet 2014, on a procédé à une recherche pour trouver de la zostère marine partout dans le bras Nord-Est, au moyen de relevés à la plongée. Au cours du travail sur le terrain effectué depuis 2014, le personnel a toujours été à la recherche de zostère marine.

3.4.2. Résultats et analyse

Dans le Plan de gestion opérationnel de 2014, le seuil déclencheur de gestion indiqué prévoit des mesures d'atténuation lorsqu'il y a diminution de la couverture de zostère marine, mais n'indique pas quelle base de référence devrait être utilisée pour cette couverture (MPO 2016). La couverture de zostère marine dans Basin Head a été échantillonnée entre 2001 et 2008 dans le cadre du processus annuel d'évaluation de la population de mousse d'Irlande. Jusqu'en 2008, il a existé des plaques entièrement constituées de zostère marine dans le banc de mousse d'Irlande. Au cours du travail sur le terrain et du relevé à la plongée de 2014, aucune zostère marine n'a été détectée dans le bras Nord-Est. En 2015 et 2016, une très petite parcelle (< 0,5 m²) de zostère marine a été trouvée à l'ouest de chemin Corduroy. En 2017, alors que l'on cherchait un emplacement pour une plantation de rétablissement de la zostère, un petit nombre de limbes de zostère a été trouvé le long de la rive en aval de champ Robertson. En 2018, des plaques de zostère sont devenues visibles dans de nombreuses parties du bras Nord-Est jusqu'à l'est de chemin Corduroy. Une résurgence similaire a été observée dans d'autres estuaires de l'est de l'Île-du-Prince-Édouard, y compris au port de Souris (Fred Cheverie comm. pers.). En raison du récent déclin du crabe vert (figure 3.6), les chances de récupération de la zostère sont plus élevées, à condition que la clarté de l'eau permette une pénétration adéquate de la lumière. Une fois rétablis, les herbiers de zostère pourraient aider à stabiliser les sédiments du fond et ainsi améliorer davantage la clarté de l'eau (Ferriss *et al.* 2019), mais la rétention des sédiments pourrait augmenter la vitesse de diminution de la profondeur. La zostère marine peut également jouer un rôle dans la stabilisation des amas et empêcher leur élimination du système (Reusch et Chapman 1995). Toutefois, les plaques de zostère ralentiront également les courants et immobiliseront les tapis d'*Ulva*, ce qui pourrait étouffer le fond environnant.

Benson *et al.* (2013) ont déterminé que la survie de la zostère nécessite $\geq 100 \mu\text{Mol photons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ de lumière (environ 4 350 lux de lumière du jour naturelle) et des concentrations totales moyennes d'azote engendrées par la marée inférieures à $0,34 \text{ mg L}^{-1}$ ($24,3 \mu\text{Mol L}^{-1}$). Au cours de chaque saison de terrain depuis 1999, les concentrations de nitrate dans les échantillons d'eau prélevés au-dessus des bancs de mousse d'Irlande (sites d'échantillonnage des nutriments B et C, voir la figure 1.1) sont généralement demeurées inférieures à $24 \mu\text{mol/L}$, sauf au printemps, lorsque le ruissellement du bassin versant peut temporairement augmenter les concentrations de nitrate à $50 \mu\text{mol/L}$ ou plus (voir la section 2). Dans Basin Head, la lumière atteignant des profondeurs typiques des bancs de mousse d'Irlande était au mieux de 7 500 lux

à la mi-juillet. Les lectures diurnes étaient généralement inférieures à 3 000 lux au fond, qui était à 30 cm de profondeur à marée basse (figure 3.7). Par conséquent, même si les concentrations de nitrate ambiant ne semblent pas poser de problème pour la zostère marine, la limitation de la lumière causée par *Ulva*, l'envasement et la turbidité pourraient nuire au rétablissement de la zostère.

Tableau 3.10. Activités de surveillance associées à l'évaluation de l'abondance et de la répartition de la mousse d'Irlande dans la lagune de Basin Head.

| Méthode | Information recueillie | Fréquence d'échantillonnage |
|--|--|-----------------------------|
| Relevé à gué et plongée avec tuba | Nombre et diamètre des frondes de mousse d'Irlande le long de transects continus de 2 m de largeur sur les petits fonds nord du lit Principal. | 2012 – 2013 |
| | Nombre et diamètre des frondes de mousse d'Irlande le long de transects continus de 2 m de largeur dans toutes les zones du bras Nord-Est où la présence de mousse d'Irlande est avérée. | 2014 – 2017 |
| | Relevés à gué, bandes de 2 m de largeur (3 à 5 par banc) dans chacun des trois bancs de mousse d'Irlande. | 2018 |
| Cartographie réalisée à l'aide de drones | Images aériennes permettant d'élaborer une carte composite pour le bras Nord-Est. | 2015 – 2018 |
| | Cartographie aérienne de la répartition de la mousse d'Irlande et quantification de la zone. | 2017 |

Tableau 3.11. Résultats des relevés de mousse d'Irlande effectués au lit Principal en 2012 et 2013, comparativement aux résultats de deux jours de travail sur le terrain en juin 2014. À la fin de la saison de terrain 2014, nous avons sondé une plus grande portion du fond et détecté un plus grand nombre d'amas.

| Dates de relevé | Hauteur de marée basse prévue (m) | Nombre d'amas de mousse d'Irlande consignés | Diamètre (cm) des amas de mousse d'Irlande (moyenne; +/- 1 écart-type) | Superficie estimée (m ²) des amas de mousse d'Irlande | Remarques sur les relevés (étendue, conditions) |
|------------------------------------|-----------------------------------|---|--|---|---|
| 2012 28 sept. | 0,6 | 28 | 11 ± 4 | 1,63 | Sept transects parallèles à la rive, couvrant 18,7 % du lit Principal. Bonne visibilité. Crabes verts abondants. |
| 2013; 25 juillet, 20-21 août | 0,3 | 38 | 17 ± 7 | 1,88 | 24 transects transversaux couvrant 33 % du lit Principal. Partie profonde du chenal trop profonde pour des relevés à gué. Visibilité limitée. |
| 2014; 12-13 juin | 0,2 à 0,3 | 61 | 14 ± 8 | 1,39 | 41 transects transversaux couvrant 76 % du lit Principal, à l'exception des zones profondes du chenal et des zones très envasées. |

Tableau 3.12. Nombre d'amas de mousse d'Irlande consignés, plantés, qui se sont déplacés et superficie estimative (m²) de tous les amas dans le lit Principal et au banc de chemin Corduroy de 2014 à 2017. Dans le tableau, « S. O. » signifie qu'aucune donnée n'est disponible.

| Caractéristique | Année | Banc principal | chemin Corduroy |
|---|-------|----------------|-----------------|
| Nombre d'amas de mousse d'Irlande documentés après l'hivernage | 2014 | 227 | 65 |
| | 2015 | 201 | 55 |
| | 2016 | 314 | 140 |
| | 2017 | 657 | 356 |
| Nombre d'amas de mousse d'Irlande plantés | 2014 | 0 | 0 |
| | 2015 | 144 | 96 |
| | 2016 | 528 | 330 |
| | 2017 | 1 613 | 548 |
| Pourcentage d'amas qui se sont déplacés (mai à nov.) | 2014 | 14,5 | 30,0 |
| | 2015 | 15,0 | 12,0 |
| | 2016 | 4,0 | 9,0 |
| | 2017 | S. O. | S. O. |
| Nombre estimé d'amas présents en novembre | 2014 | 194 | 45 |
| | 2015 | 300 | 139 |
| | 2016 | 838 | 428 |
| | 2017 | 2 270 | 904 |
| Superficie estimée de la mousse d'Irlande (m ²) en novembre | 2014 | 4,2 | 1,0 |
| | 2015 | 5,2 | 1,9 |
| | 2016 | 14,7 | 8,6 |
| | 2017 | 39,7 | 15,5 |

Tableau 3.13. Perte calculée (attrition) des amas de mousse d'Irlande et de moules au lit Principal et au banc de chemin Corduroy de 2014 à 2016.

| Caractéristique | Lit Principal | chemin Corduroy |
|--|--------------------|---------------------|
| Nombre initial d'amas en 2014 | 227 | 65 |
| Amas plantés en 2015 | 144 | 96 |
| Amas plantés en 2016 | 528 | 330 |
| Nombre prévu d'amas en novembre 2016 | 899 | 491 |
| Nombre réel d'ams en novembre 2016 | 838 | 428 |
| Différence (différence en pourcentage) | 61 amas (- 7 %) | 63 amas (- 13 %) |

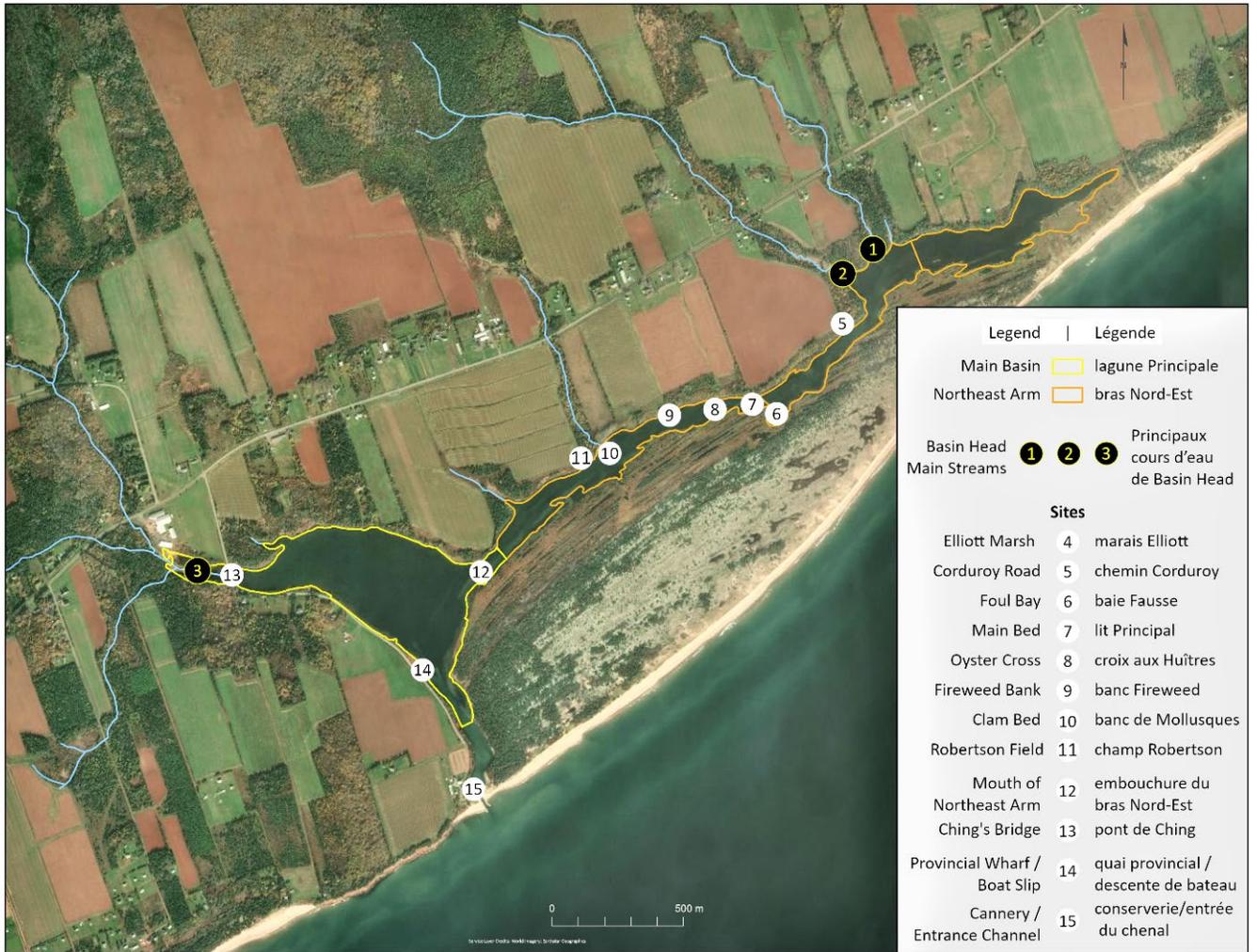


Figure 3.20. Emplacements dans la ZPM de Basin Head mentionnés dans le texte.

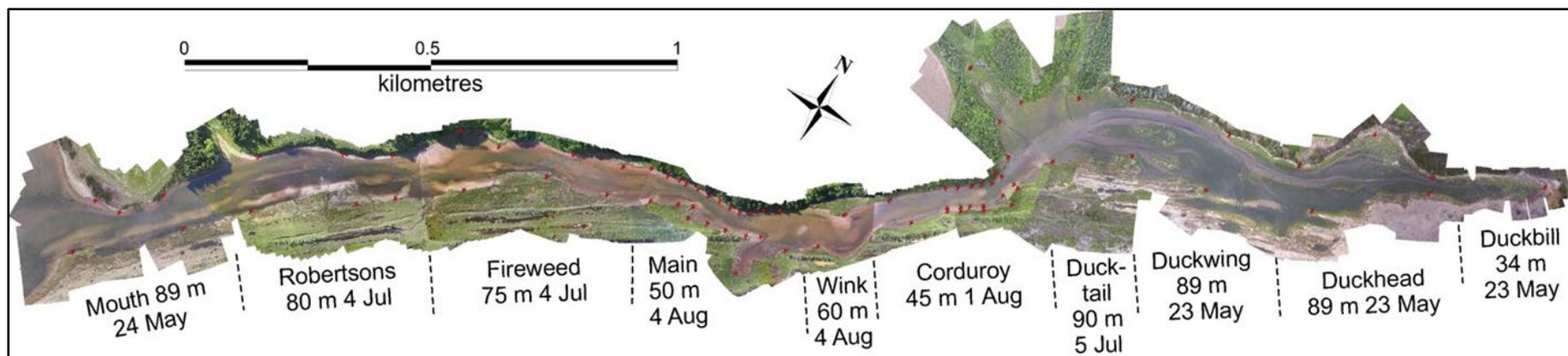


Figure 3.21. Photomosaïque géoréférencée de la portion du bras Nord-Est de Basin Head. Les points rouges sont les positions des points de contrôle au sol.

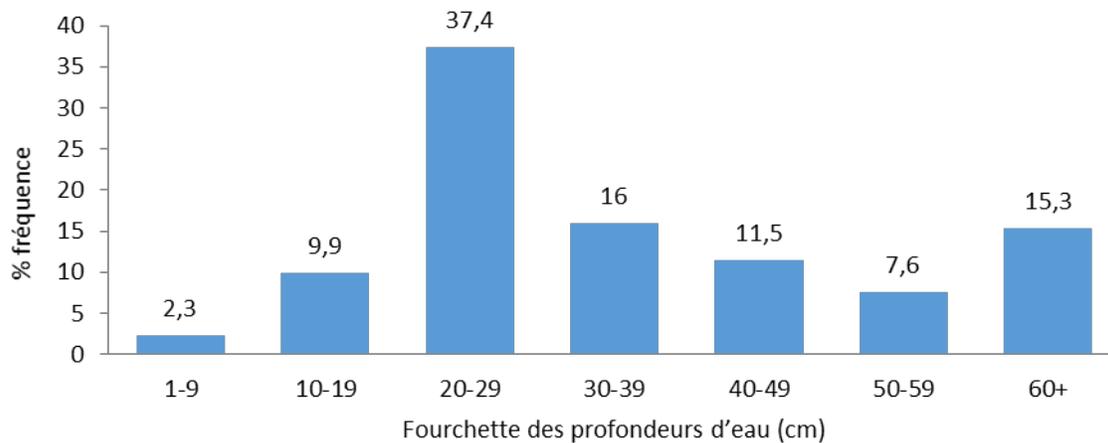


Figure 3.22. Répartition relative (%), selon la profondeur de l'eau, des amas indigènes (non plantés) de mousse d'Irlande et de moules à Basin Head en 2015.

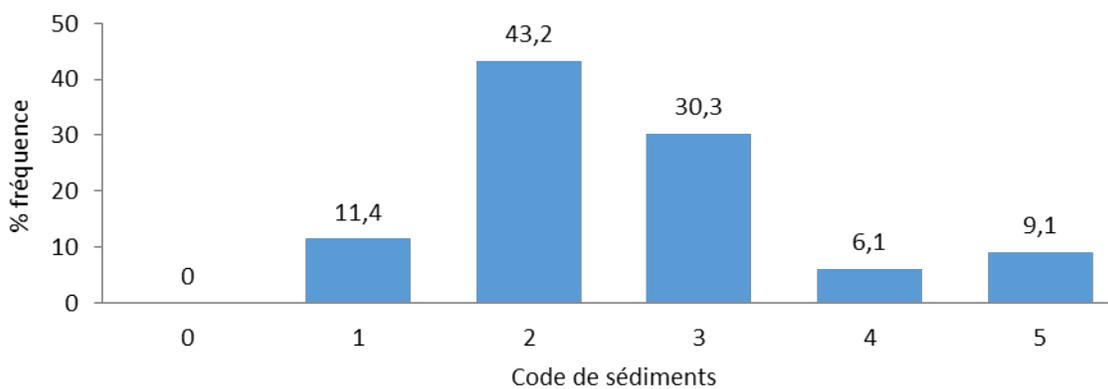


Figure 3.23. Répartition relative (%), selon le type de sédiments, des amas de mousse d'Irlande indigènes (non plantés) à Basin Head en 2015. Le type de sédiments est défini et codé comme suit : 0 = roche, 1 = sable dur propre (la tige pénètre à moins de 10 cm), 2 = fond ferme (pénétration de 10 à 14 cm), 3 = limon modéré (pénétration de 15 à 19 cm), 4 = limon profond (pénétration de 20 à 24 cm) et 5 = limon très profond (≥ 25 cm).

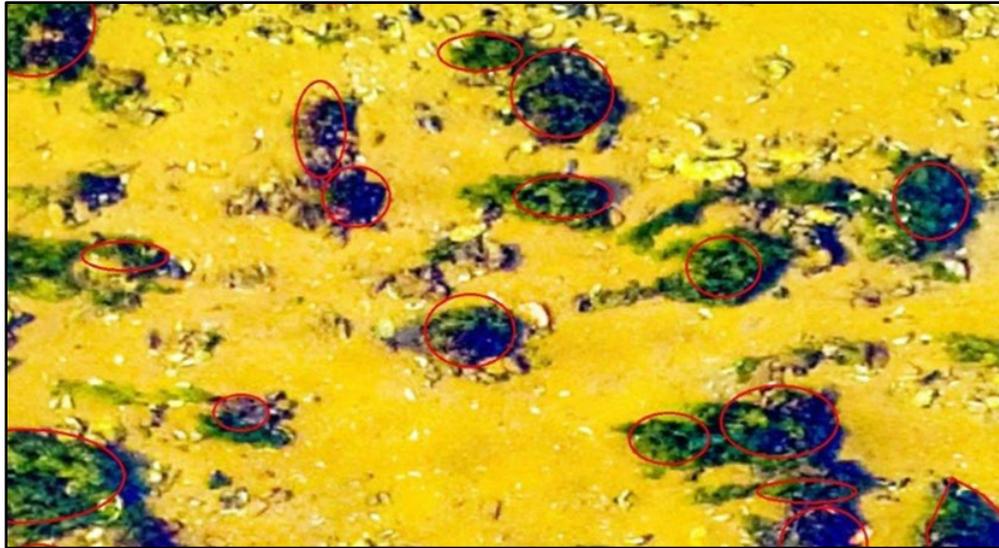


Figure 3.24. Exemple d'une photo prise par drone du fond du lit Principal montrant des amas de mousse d'Irlande qui ont été encerclés pour permettre le calcul de la couverture du fond à l'aide d'outils des SIG.

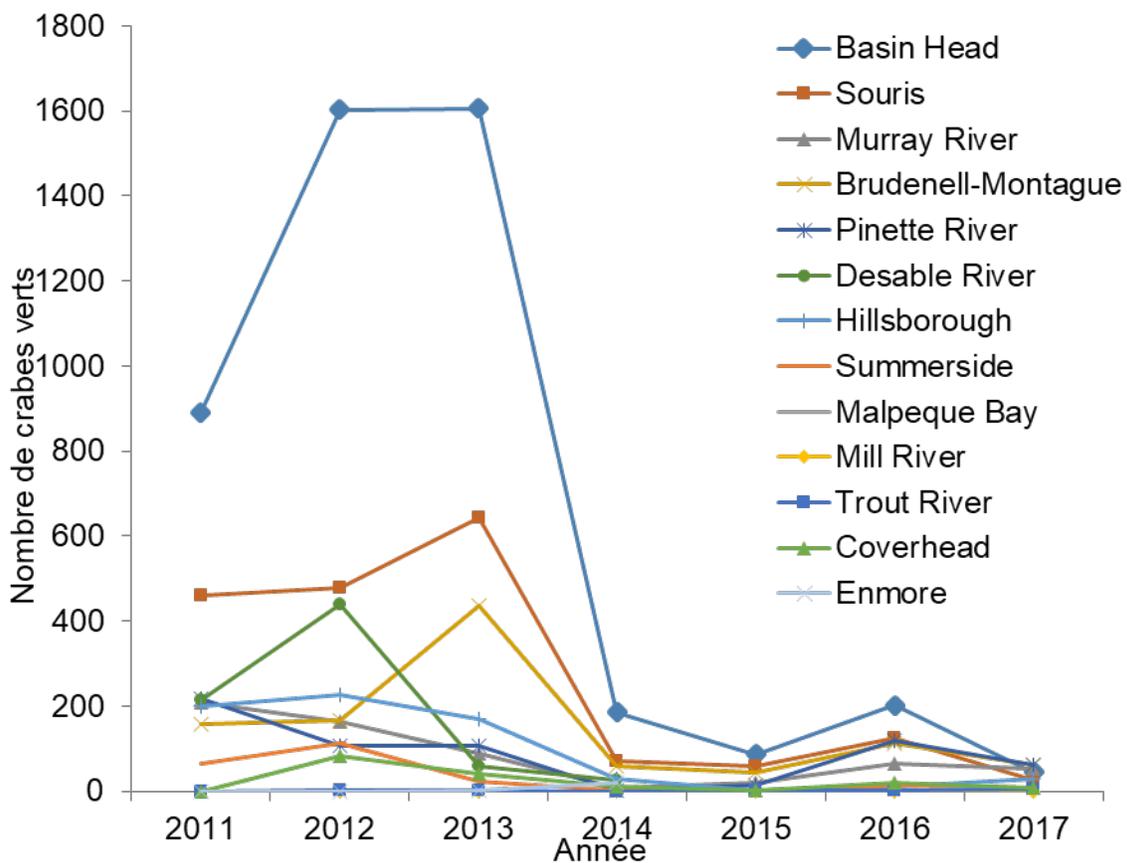


Figure 3.25. Série chronologique du nombre de crabes verts capturés dans des échantillons de senne par le PCSA dans des estuaires de l'Î.-P.-É., de 2011 à 2017.

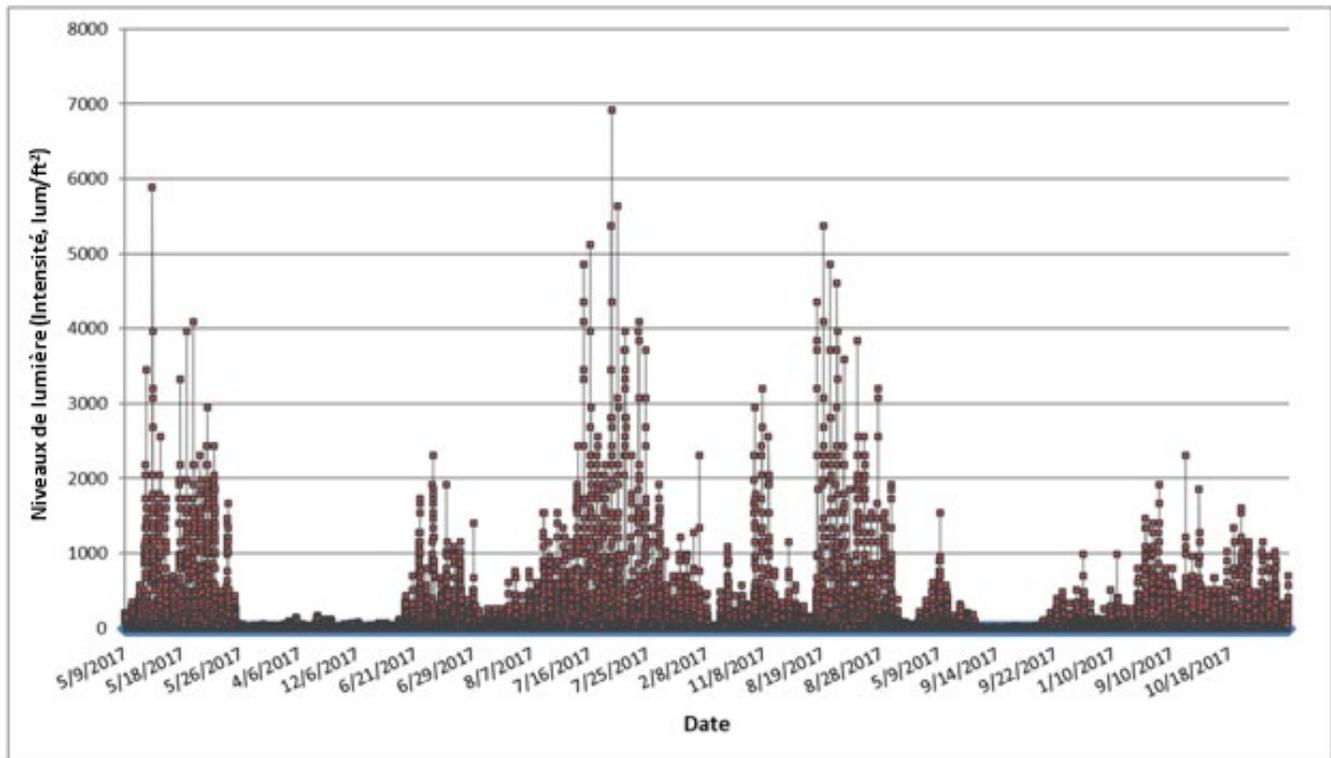


Figure 3.26. Niveaux de lumière (lux) au fond (profondeur de 50 cm à marée basse) dans le bras Nord-Est mesurés par un enregistreur de luminosité (aux 15 minutes) du 11 mai au 22 octobre 2017. Les périodes pendant lesquelles peu de lumière a atteint l'enregistreur indiquent un étouffement par des sédiments, des débris ou Ulva.

4. OBJECTIF DE CONSERVATION 4 : MAINTENIR L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE DE LA LAGUNE ET DU CHENAL INTÉRIEUR DE BASIN HEAD

4.1. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 1 : TENDANCES RELATIVES À L'ABONDANCE ET À LA DIVERSITÉ DES POISSONS ET DES INVERTÉBRÉS BENTHIQUES DANS LA LAGUNE DE BASIN HEAD

Auteur : M. Boudreau

4.1.1. Contexte

Le Programme communautaire de surveillance aquatique (PCSA) utilise des relevés de senne de plage dans certains estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent pour évaluer les variations et les changements dans les communautés côtières de poissons. Lancé en 2004, le PCSA a pour objectifs de :

- déterminer s'il existe un lien entre la santé des estuaires, et la diversité et l'abondance des communautés littorales de poissons;
- mettre sur pied un programme de sensibilisation pour permettre à Pêches et Océans Canada (MPO) d'interagir avec des organisations non gouvernementales environnementales (ONGE) afin de mieux faire connaître l'écologie des estuaires dans le sud du golfe du Saint-Laurent;
- recueillir des données de base sur l'abondance, la diversité et les assemblages des communautés côtières aux fins de comparaisons futures.

Le PCSA est une collaboration entre le MPO et environ 30 ONGE. Depuis son lancement en 2004, le PCSA est passé de 16 à 33 estuaires en 2018. En raison d'un ensemble de données croissant, la fréquence d'échantillonnage, qui était à l'origine de mai à septembre, a été réduite de juin à août en 2011. Depuis 2018, l'échantillonnage n'est mené qu'une fois par année, en juin.

L'objectif du PCSA dans Basin Head est de répondre au quatrième objectif de conservation de cette ZPM, qui est de maintenir la diversité de la faune indigène en surveillant la diversité et l'abondance de la communauté de poissons au fil du temps. Toutefois, le centre d'intérêt principal du maintien de la biodiversité dans Basin Head est la zone où la mousse d'Irlande est présente, dans le bras Nord-Est. Étant donné que le PCSA utilise une senne de plage qui pourrait nuire à la mousse d'Irlande, aucune station du PCSA n'est située dans les bancs de mousse d'Irlande. Par conséquent, l'évaluation de la biodiversité n'est pas effectuée dans l'aire prioritaire de cette ZPM.

4.1.2. Méthode

L'échantillonnage est effectué à six stations dans chaque estuaire. Les stations d'échantillonnage dans Basin Head (figure 4.1) ont été choisies pour leur facilité d'accès par canot, sans perturbation de la mousse d'Irlande causée par la senne de plage dans le bras Nord-Est. Par conséquent, toutes les stations d'échantillonnage sont situées dans la lagune Principale ou à proximité de celui-ci. Les communautés littorales de poissons (poissons, crabes et crevettes) sont recueillies à l'aide d'une senne de plage de 30 m x 2 m, placées dans un bassin aéré, identifiées et comptées, puis ont été relâchés vivants. Des paramètres supplémentaires sont surveillés à chaque station d'échantillonnage pour comprendre comment les caractéristiques de l'habitat, comme la végétation aquatique submergée, la composition des sédiments, la température de l'eau, la salinité, l'oxygène dissous et les concentrations de

nutriments, peuvent influencer sur la structure de la communauté de poissons. Pour estimer le pourcentage de couverture de la végétation aquatique submergée, on lance au hasard un quadrat de 50 x 50 cm trois fois dans la zone échantillonnée. La végétation aquatique submergée est divisée en neuf catégories pour faciliter l'identification [1 : zostère marine (*Zostera marina*), 2 : ruppie (*Ruppia maritima*), 3 : algue verte (*Ulva* sp., *Monostroma* sp., *Cladophora* sp.), 4 : algue filamenteuse brune (*Pilayella littoralis*), 5 : fucus bifide (*Fucus* sp), 6 : algue rouge commune (*Chondrus crispus*, *Polyides rotundus*, *Gracilaria tikvahiae*, *Dasya baillouviana*, *Polysiphonia* sp.), 7 : algue brune commune (*Stilophora rhizodes*, *Sphaerotrichia divaricata*, *Scytosiphon lomentaria*, *Chorda tomentosa*), 8 : laminariées (*Saccharina latissima*, *Laminaria digitata*) et 9 : algue verte (*Codium fragile*)]. Un échantillon de sédiments superficiels (10 cm de profondeur) a été prélevé en août et est maintenant prélevé en juin dans chacune des stations pour permettre d'évaluer la teneur en humidité, la teneur en matières organiques et la distribution des tailles de grain des sédiments. Deux échantillons d'eau de 15 ml par station ont été recueillis à compter de 2006 pour quantifier le nitrate (NO₃), le nitrite (NO₂) et le phosphate (PO₄), mais ils ne seront plus recueillis à compter de 2019 parce que la ZPM de Basin Head a sa propre surveillance des nutriments. La température de l'eau (°C), la salinité (ppm) et l'oxygène dissous (mg/L) sont mesurés au moyen d'une sonde portative YSI Professional Plus. Aux fins de la présente étude, les données du PCSA de 2004 à 2017, de juin à août seulement, ont été évaluées. Vous trouverez de plus amples renseignements sur la méthodologie du PCSA à Basin Head dans Thériault et Courtenay (2010).

Afin de déterminer l'efficacité du PCSA à surveiller la diversité et l'abondance de la faune indigène à Basin Head, des analyses ont été effectuées pour déterminer si des changements se sont produits dans la communauté de poissons de Basin Head depuis le début du programme en 2004 et, le cas échéant, pour explorer les causes possibles de ces changements. Sont également inclus les résultats d'une comparaison de la communauté de poissons de Basin Head avec ceux aux sites de référence du PCSA dans le sud du golfe du Saint-Laurent (tableau 4.1). Trefor Reynoldson (GHOST Environmental Consultants) a effectué ces analyses en 2017 et n'a inclus les données de juin que de 2010 à 2015.

Analyses statistiques

Communauté de poissons de Basin Head

Les changements dans la structure de la communauté de poissons de 2004 à 2017 ont été évalués à l'aide du logiciel PRIMER (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research) version 7 avec PERMANOVA+ (PRIMER-E Ltd, Plymouth) conformément aux procédures décrites dans Clarke et Gorley (2006), Anderson *et al.* (2008) et Clarke *et al.* (2014). Avant l'analyse, les stades de développement (adultes et jeunes de l'année) ont été combinés pour obtenir l'abondance totale par espèce. Les catégories qui n'ont pas pu être identifiées au niveau de l'espèce ont été éliminées, c'est-à-dire *Gasterosteus* (toutes les espèces d'épinoche) et la plie (toutes les espèces de plie). Les données sur l'abondance ont fait l'objet d'une transformation racine carrée avant la production de matrices de similarité Bray-Curtis. Ces matrices ont servi à effectuer des mesures répétées PERMANOVAs, avec l'année de test comme facteur fixe et la station comme facteur aléatoire, c'est-à-dire que l'unité d'échantillonnage non répliquée a été examinée de façon répétée chaque année. Comme la communauté de poissons a été évaluée de juin à août, chaque mois a fait l'objet de tests séparés visant à déterminer si la structure de la communauté avait changé au cours de l'été. Après qu'on a relevé des différences significatives dans les mesures PERMANOVA, une routine de pourcentage de similarité (SIMPER) a permis de déterminer quelles espèces au sein de la communauté ont contribué le plus aux différences observées entre les années et les stations. Pour visualiser les dissimilarités entre les groupes, des analyses des coordonnées principales (COP) ont été créées pour chaque mois à l'aide des matrices de ressemblance Bray-Curtis.

Des superpositions vectorielles sur les COP ont été utilisées pour montrer les corrélations de Pearson entre les espèces ou les paramètres environnementaux et les axes des COP ($r > 0,3$ pour les espèces et $r > 0,2$ pour les paramètres environnementaux). Avant d'inclure les superpositions vectorielles des paramètres environnementaux dans les COP, on a utilisé des tracés pour choisir les transformations de données appropriées. L'asymétrie a été corrigée au moyen d'une transformation racine carrée. Étant donné que les paramètres environnementaux sont sur des échelles différentes, ces données ont également été normalisées à la suite des transformations.

Comparaison des communautés de poissons dans Basin Head et aux sites de référence du PCSA

Basin Head est touchée par des charges élevées de nutriments et de sédiments (voir les sections 1 et 2). Ces facteurs de stress avaient une incidence sur ce système avant le début du PCSA. Par conséquent, pour avoir une meilleure compréhension de la santé de la communauté de poissons dans Basin Head, une comparaison de cette communauté avec d'autres sites du PCSA est également incluse. Ces comparaisons visent à déterminer s'il existe un lien entre les conditions physiques dans les estuaires d'une part, et la diversité et l'abondance des communautés littorales de poissons d'autre part, plus précisément, si les estuaires eutrophiques possèdent un assemblage particulier de poissons comparativement aux estuaires oligotrophiques. L'approche utilisée pour examiner cette relation était l'approche des conditions de référence (ACR), qui est la méthode du Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA) d'Environnement et Changement climatique Canada pour évaluer les différences dans la structure des communautés d'animaux (Reynoldson *et al.* 1997). Cette méthode utilise un éventail de sites de référence pour capter la variation naturelle de la structure des communautés d'animaux dans différentes régions géographiques. Les conditions de référence sont élaborées à l'aide de sous-ensembles de sites de référence fondés sur des conditions d'habitat précises. Compte tenu des conditions d'habitat au site d'essai (exposé), un modèle est généralement utilisé pour sélectionner le groupe approprié de sites de référence à comparer à ce site d'essai, mais un tel modèle n'était pas disponible pour le PCSA, de sorte que l'ensemble complet de sites de référence (un modèle « nul ») a été utilisé (van Sickle *et al.* 2005) [tableau 4.1]. Les sites qui n'étaient pas des sites de référence étaient touchés par des effets dus à des nutriments ou par des rejets provenant de sources ponctuelles, ou étaient considérés comme ayant des paramètres d'habitat différents (habituellement une salinité plus élevée) par rapport aux autres sites du PCSA, d'après les concentrations de nutriments documentées, la salinité et les observations sur le terrain. Pour tester les données du PCSA pour Basin Head par rapport aux données pour les sites du PCSA considérés comme pouvant être des sites de référence, deux analyses différentes ont été effectuées. La première, l'analyse de similarité (ANOSIM), a été utilisée pour déterminer si la communauté de poissons aux stations d'échantillonnage de Basin Head était significativement différente des communautés aux sites de référence (PRIMER version 7 avec PERMANOVA+; PRIMER-E Ltd, Plymouth). La deuxième, les bandes d'évaluation d'Environnement et Changement climatique Canada, a servi à faire une comparaison globale entre la communauté de poissons aux stations d'échantillonnage de Basin Head et les communautés de poissons aux sites de référence. Pour détecter les écarts par rapport aux sites de référence, on a utilisé l'approche BEAST. Cette approche mesure la similitude entre les échantillons exposés (testés) et les sites de référence en reportant les deux ensembles de sites dans l'espace d'ordination. Les ellipses de probabilité construites autour des sites de référence donnent une indication du degré de différence. Cette méthode est analogue à l'utilisation des valeurs P en statistiques univariées. Les bandes utilisées sont celles qui sont recommandées par Reynoldson *et al.* (1997) et Rosenberg *et al.* (2000) et par le programme RCBA d'Environnement et Changement climatique Canada :

-
- Bande 1 : à l'intérieur de l'ellipse de référence à 90 % – équivalent aux sites de référence
 - Bande 2 : entre les ellipses à 90 % à 99 % – peut-être différent des sites de référence
 - Bande 3 : entre les ellipses à 99 % et 99,9 % – différent des sites de référence
 - Bande 4 : à l'extérieur de l'ellipse à 99,9 % – très différente des sites de référence

Pour visualiser les dissimilarités entre les groupes, on a créé une mise à l'échelle multidimensionnelle (EMD) non métrique en utilisant les matrices de ressemblance de similarité Bray-Curtis. Des superpositions vectorielles ont été utilisées pour montrer les corrélations entre les espèces ou les paramètres environnementaux et les axes EMD. Les paramètres environnementaux sont ceux qui sont mentionnés à la section précédente, sauf pour les concentrations de nitrate qui ont été classées en trois catégories : 1) faible ($\leq 0,1$ mg/L), 2) moyenne ($> 0,1 - < 1,0$ mg/L) et 3) élevée ($\geq 1,0$ mg/L).

4.1.3. Résultats

Communauté de poissons de Basin Head

Lors de l'évaluation individuelle effectuée chaque mois, des différences significatives ont été observées dans la communauté de poissons pour les deux facteurs testés (année et station) [tableau 4.2]. Les espèces qui, selon la routine SIMPER, contribuaient à plus de 10 % de la dissimilarité entre les années pour chaque mois sont énumérées dans le tableau 4.3. Comme la comparaison de chaque année de 2004 à 2017 a donné lieu à 91 comparaisons par paire, les résultats détaillés n'ont pas pu être inclus. Par conséquent, le tableau 4.3 ne fournit que la liste des espèces qui ont été définies au moins une fois comme contribuant à plus de 10 % à la dissimilarité entre les années. Ce tableau indique également à quelle fréquence une espèce a contribué le plus à la dissimilarité des comparaisons par paire. Les résultats de la routine SIMPER pour les comparaisons par paire des données d'août de la station 3 et des stations de référence sont inclus dans le tableau 4.4. La station 3 est le site d'échantillonnage situé à l'intérieur de l'embouchure du bras Nord-Est et donc, le plus près des bancs de mousse d'Irlande. Les ordinations COP pour tous les mois sont incluses dans la figure 4.2, et les corrélations des espèces avec les axes COP sont incluses dans le tableau 4.5. Chaque mois, trois grands groupes de communautés ont pu être observés dans Basin Head. Ces regroupements variaient par mois, mais étaient principalement composés des stations 3, 4 et 6 pour les années antérieures à 2010. La communauté de poissons de ces stations était dominée par le choquemort. La communauté de poissons du plus grand groupe de stations, qui incluait les stations 1, 2 et 5 au cours des années antérieures, et la plupart des stations après 2010, était dominée par la crevette de sable. La communauté de poissons d'un troisième groupe de stations plus petit, principalement composé des stations 3 et 5 entre 2004 et 2007, était dominée par l'épinoche à trois épines en juin. En juillet, ce troisième groupe était principalement composé des stations 4 et 5 pour les années 2004 à 2007 et était dominé par le crabe vert. En août, la communauté d'un groupe beaucoup plus important de stations (qui comprenait les stations 1, 3 et 5 de 2004 à 2016) était associée au crabe vert. La communauté dominée par le choquemort était accompagnée d'épinoches à quatre épines et d'épinoches à neuf épines au cours de tous les mois, avec l'ajout de l'épinoche à trois épines en juillet et de la capucette en août (figure 4.2). Aux stations 1, 2 et 5, la communauté dominée par la crevette de sable comprenait également la plie rouge en juin, le bouc de varech et la plie lisse en juillet, et la plie lisse en août. Vers 2010, un changement s'est produit dans les stations auparavant dominées par le choquemort; elles sont aussi devenues dominées par la crevette de sable. Ce changement a été observé tous les mois. Des vecteurs montrant l'association entre les communautés de poissons et les paramètres environnementaux ont également été inclus dans les COP (figure 4.2). En juin, la communauté dominée par le choquemort était associée à la

zostère marine, tandis que la communauté dominée par la crevette de sable était associée aux algues brunes communes, aux algues rouges communes, à *Fucus*, aux algues filamenteuses brunes et au varech. En juillet et en août, aucun paramètre environnemental n'était associé aux communautés de choquemorts ou de crevettes de sable. En juin, l'épinoche à trois épines était associée à la température. En juillet, la communauté de crabes verts était associée à des algues vertes et en août, à la température.

Comparaison des communautés de poissons dans Basin Head et aux sites de référence du PCSA

Avec l'approche BEAST, sur 34 stations échantillonnées pour évaluer la communauté de poissons dans Basin Head de 2010 à 2015, 64,7 % étaient dans une condition dite de référence (tableau 4.6). Un examen plus détaillé (tableau 4.6 et figure 4.3) a révélé que la communauté aux stations 2, 4 et 6 était la plus perturbée (tableau 4.7), et que plus de la moitié des stations échantillonnées étaient hors référence. Cependant, pour deux années plus récentes (2014 et 2015), la communauté de poissons d'une seule station était hors référence. Ces deux années, ainsi que 2010 et 2011, n'étaient pas très différentes des années de référence (tableau 4.7).

Pour examiner les effets précis de l'enrichissement en azote, nous avons comparé la communauté de poissons aux stations dans les trois catégories d'enrichissement avec les sites de référence (figure 4.4). Bien que tous les sites de Basin Head soient situés à l'extrémité supérieure d'un gradient de concentration de nitrate, il convient de noter que la communauté aux stations de la catégorie de nitrate la plus élevée est en fait plus semblable aux sites de référence et que celles dans les catégories d'enrichissement faible et moyen sont plus semblables aux sites enrichis (figure 4.4 et tableau 4.7). On soupçonne donc que d'autres facteurs que la concentration de nitrate peuvent causer ces effets.

Le changement dans la communauté de poissons aux stations des bandes 2 et 3 entraîne une dissimilitude par rapport aux sites de référence dans plus de 80 % des stations de Basin Head, principalement en raison d'une augmentation du nombre de crevettes de sable. Aux sites de référence, la moyenne de crevettes de sable est de 280 individus par échantillon, comparativement à 2 258 dans la bande 2 et 4 365 dans la bande 3 (tableau 4.8 et figure 4.5). Ces chiffres laissent supposer une réponse globale à l'enrichissement aux stations des bandes 2 et 3. Toutefois, les espèces qui sont à l'origine de ce changement dans la communauté (crevettes de sable) ne sont habituellement pas présentes dans les zones considérées comme enrichies. Les choquemorts sont le plus souvent présents en grand nombre dans les zones considérées comme enrichies (Schein *et al.* 2011).

Un examen initial des facteurs d'habitat pouvant être associés à ces changements a également été effectué. Il est reconnu que les différences dans les échelles spatiales et temporelles signifient que toute conclusion doit être examinée judicieusement; néanmoins, l'analyse peut fournir une indication de la cause. Comme pour les données sur les communautés de poissons, les données sur l'habitat des sites de référence sont les moyennes de juin pour les sites documentés par année d'échantillonnage. Les vecteurs d'habitat ont été reportés dans l'espace d'ordination biologique, et des neuf variables d'habitat, la taille des particules, le nitrate, le nitrite et la température semblent être les variables associées au gradient biologique (figure 4.4 et tableau 4.9).

4.1.4. Discussion

La communauté de poissons du bassin principal de Basin Head est actuellement dominée par la crevette de sable. Toutefois, avant 2010, la communauté de poissons de certaines stations d'échantillonnage, principalement les stations 3, 4 et 6, était dominée par le choquemort. Vers 2010, un changement s'est produit dans la communauté de poissons à ces stations et la

crevette de sable est devenue l'espèce dominante. Ce changement a été observé pendant tous les mois. Au cours de cette même période, soit de 2006 à 2008, il s'est produit une perte importante de l'habitat de la zostère marine à Basin Head (voir la section 4). Avant ce déclin, un habitat dense de zostère marine dominait ce système (McCurdy 1979). Ce déclin de la zostère marine peut expliquer le changement dans la communauté à ces stations. Des études montrent que le poisson est généralement plus abondant dans les habitats de zostère marine, tandis que les décapodes, comme la crevette de sable, sont aussi abondants dans les habitats de zostère marine que dans les habitats sablonneux non végétalisés (Joseph *et al.* 2006). Cela concorde avec nos résultats, qui ont montré une association entre la zostère marine et le choquemort en juin (figure 4.2).

La grande abondance de crevettes de sable à Basin Head est très différente de la structure de la communauté observée à d'autres sites du PCSA touchés par les impacts dus aux nutriments (MPO 2011a; Schein *et al.* 2011). À ces sites, le choquemort domine souvent la communauté. Bien que le choquemort puisse être associé aux habitats de zostère marine, l'abondance du choquemort dans les sites touchés par des impacts dus aux nutriments est associée à de grandes quantités d'*Ulva* (Schein *et al.* 2011). À Basin Head, *Ulva* se reproduit principalement à l'extrémité est du bras Nord-Est et à pont de Ching dans la lagune Principale. Bien qu'il y ait une certaine accumulation d'*Ulva* dans d'autres parties de la lagune Principale, elle n'est abondante dans aucune des stations du PCSA. Les sites touchés par les effets dus aux nutriments ont également moins de crevettes de sable que les sites de référence du PCSA. C'est le contraire de ce qui est observé à Basin Head, où certaines stations d'échantillonnage avaient de dix à vingt fois plus de crevettes de sable que les sites de référence du PCSA (tableau 4.8). Dans la plupart des stations d'échantillonnage du PCSA, le manque de zostère marine et d'*Ulva*, qui résulte dans un habitat sablonneux nu, peut expliquer l'abondance de la crevette de sable et le faible nombre de choquemorts.

Dans cette évaluation de la communauté de poissons de Basin Head, il faut faire preuve de prudence lorsqu'on examine la relation entre les catégories de nitrate et la communauté de poissons (figure 4.4). Les catégories de nitrate étaient fondées sur les données sur les nutriments du PCSA qui sont recueillies aux stations d'échantillonnage du PCSA dans l'estuaire. Dans les estuaires, le cycle des nutriments est complexe (Kellogg *et al.* 2014). Par conséquent, les concentrations de nutriments peuvent ne pas refléter les impacts des nutriments, ce qui explique pourquoi le PCSA ne prélèvera plus d'échantillons pour mesurer les concentrations de nutriments. Une façon plus efficace d'évaluer les effets des nutriments sur les communautés de poissons dans les estuaires consiste à documenter la quantité d'*Ulva* ou d'autres algues vertes opportunistes qui résultent de charges élevées de nutriments. Ces changements dans l'habitat sont la cause des changements dans la communauté animale (Coffin *et al.* 2018a), et non les concentrations de nutriments en elles-mêmes.

Tableau 4.14. Sites de référence du PCSA dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

| Sites de référence du PCSA |
|----------------------------|
| Antigonish (N.-É.) |
| Pugwash (N.-É.) |
| Tatamagouche (N.-É.) |
| Mabou (N.-É.) |
| Bouctouche (N.-B.) |
| Caraquet (N.-B.) |
| Cocagne (N.-B.) |
| Neguac (N.-B.) |
| Tabusintac (N.-B.) |
| Tracadie (N.-B.) |
| Cap-Pelé (N.-B.) |
| Richibucto (N.-B.) |
| Malpègue (Î.-P.-É.) |

Tableau 4.15. Résultats des mesures PERMANOVA répétées pour évaluer les différences dans la communauté de poissons de Basin Head entre les années (facteur fixe) et les stations (facteur aléatoire) en juin, juillet et août. Les statistiques sommaires présentées comprennent : dl = degrés de liberté; SC = sommes des carrés; CM = carrés moyens; Pseudo-F = distribution Pseudo-Fisher-Snedecor; P (perm.) = valeur de probabilité calculée par permutations; perm. uniques = permutations uniques.

| Mois | Source | dl | SC | CM | Pseudo-F | P (perm.) | Perm. uniques |
|---------|---------|----|------------------------|------|----------|-----------|---------------|
| Juin | Année | 13 | 36 777 | 2829 | 4,150 | 0,001 | 997 |
| | Station | 5 | 6811 | 1362 | 1,998 | 0,003 | 998 |
| | Résidu | 63 | 42 951 | 682 | - | - | - |
| | Total | 81 | 86 757 | - | - | - | - |
| Juillet | Année | 13 | 51 492 | 3961 | 4,210 | 0,001 | 999 |
| | Station | 5 | 13 535 | 2707 | 2,877 | 0,001 | 999 |
| | Résidu | 64 | 60 217 | 941 | - | - | - |
| | Total | 82 | 1,25 x 10 ⁵ | - | - | - | - |
| Août | Année | 13 | 62 699 | 4823 | 5,007 | 0,001 | 999 |
| | Station | 5 | 13 868 | 2774 | 2,879 | 0,001 | 997 |
| | Résidu | 64 | 61 651 | 963 | - | - | - |
| | Total | 82 | 1,38 x 10 ⁵ | - | - | - | - |

Tableau 4.16. Sommaire des espèces identifiées par un X dans les analyses des pourcentages de similitude (routine SIMPER) comme contribuant à au moins 10 % de dissimilarité dans les communautés de poissons entre les années dans Basin Head pour chaque mois. Le pourcentage des comparaisons pour lesquelles une espèce représente le pourcentage le plus élevé de dissimilarité figure également entre parenthèses.

| <i>Espèce</i> | <i>Juin</i> | <i>Juillet</i> | <i>Août</i> |
|--------------------------------|-------------|----------------|-------------|
| <i>Crevette de sable</i> | X (95,0 %) | X (84,6 %) | X (51,6 %) |
| <i>Choquemort</i> | X (5,0 %) | X (7,7 %) | X (20,9 %) |
| <i>Crabe vert</i> | X | X (1,1 %) | X |
| <i>Épinoche à neuf épines</i> | X | X (6,6 %) | X (4,4 %) |
| <i>Capucette</i> | - | X | X (23,1 %) |
| <i>Épinoche à trois épines</i> | X | X | X |
| <i>Épinoche tachetée</i> | X | X | - |
| <i>Épinoche à neuf épines</i> | - | - | X |
| <i>Bouc de varech</i> | - | - | X |
| <i>Plie rouge</i> | - | - | X |

Tableau 4.17. Espèces identifiées dans les analyses des pourcentages de similarité (routine SIMPER) qui contribuent à la dissimilarité des communautés de poissons pour les comparaisons par paire entre la station 3 située en bordure du bras Nord-Est et d'autres stations d'échantillonnage dans Basin Head pour le mois d'août.

| Espèce | Abondance relative moyenne | | | | | | Dissimilarité moyenne | % de contribution |
|--------------------------|----------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------------------|-------------------|
| | Station 1 | Station 2 | Station 3 | Station 4 | Station 5 | Station 6 | | |
| Choquemort | 4,72 | - | 6,34 | - | - | - | 8,47 | 19,81 |
| Épinoche à quatre épines | 9,62 | - | 3,27 | - | - | - | 7,07 | 16,53 |
| Crevette de sable | 14,66 | - | 14,79 | - | - | - | 6,65 | 15,56 |
| Épinoche à neuf épines | 4,97 | - | 0,99 | - | - | - | 4,54 | 10,62 |
| Capucette | 3,92 | - | 1,33 | - | - | - | 3,57 | 8,36 |
| Crevette de sable | - | 11,53 | 14,79 | - | - | - | 9,42 | 23,22 |
| Choquemort | - | 3,84 | 6,34 | - | - | - | 8,00 | 19,71 |
| Capucette | - | 3,80 | 1,33 | - | - | - | 5,85 | 14,42 |
| Crabe vert | - | 2,47 | 5,28 | - | - | - | 4,84 | 11,93 |
| Épinoche à quatre épines | - | 2,26 | 3,27 | - | - | - | 3,87 | 9,53 |
| Crevette de sable | - | - | 14,79 | 15,32 | - | - | 12,04 | 26,19 |
| Capucette | - | - | 1,33 | 9,13 | - | - | 10,09 | 21,94 |
| Choquemort | - | - | 6,34 | 4,01 | - | - | 5,99 | 13,03 |
| Épinoche à quatre épines | - | - | 3,27 | 2,45 | - | - | 5,01 | 10,89 |
| Choquemort | - | - | 6,34 | - | 10,61 | - | 8,77 | 23,03 |
| Crevette de sable | - | - | 14,79 | - | 16,04 | - | 8,12 | 21,32 |
| Capucette | - | - | 1,33 | - | 8,86 | - | 7,53 | 19,78 |
| Épinoche à neuf épines | - | - | 0,99 | - | 3,97 | - | 3,59 | 9,42 |
| Choquemort | - | - | 6,34 | - | - | 17,46 | 12,22 | 28,92 |
| Crevette de sable | - | - | 14,79 | - | - | 13,22 | 10,25 | 24,27 |
| Capucette | - | - | 1,33 | - | - | 7,02 | 6,25 | 14,78 |
| Bouc de varech | - | - | 0,84 | - | - | 3,71 | 3,02 | 7,16 |

Tableau 4.18. Variation expliquée par les axes des COP et les corrélations de Pearson entre les espèces et chaque axe des COP pour juin, juillet et août pour les espèces dont les corrélations vectorielles sont supérieures à 0,3 (figure 4.2).

| Caractéristique | Juin | | Juillet | | Août | |
|--------------------------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|
| | COP1 | COP2 | COP1 | COP2 | COP1 | COP2 |
| Variation expliquée (%) | 42,1 % | 18,2 % | 31,4 % | 19,9 % | 24,9 % | 19,3 % |
| Crevette de sable | 0,87 | 0,38 | -0,86 | -0,16 | 0,77 | 0,46 |
| Choquemort | -0,56 | 0,58 | 0,11 | 0,73 | 0,52 | -0,50 |
| Épinoche à quatre épines | -0,30 | 0,43 | -0,13 | 0,71 | 0,28 | -0,49 |
| Épinoche à trois épines | 0,01 | 0,37 | -0,12 | 0,52 | - | - |
| Épinoche à neuf épines | -0,18 | 0,30 | -0,17 | 0,51 | 0,43 | -0,32 |
| Plie lisse | - | - | -0,41 | 0,08 | 0,40 | 0,24 |
| Capucette | - | - | - | - | 0,25 | -0,47 |
| Plie rouge | 0,24 | 0,24 | - | - | - | - |
| Crabe vert | - | - | -0,47 | 0,44 | 0,66 | 0,018 |
| Bouc de varech | - | - | -0,31 | 0,05 | - | - |
| Syngnathe brun | - | - | - | - | 0,29 | -0,09 |

Tableau 4.19. Attribution de stations individuelles de Basin Head par année à chaque bande de qualité BEAST (PE = pas d'échantillon). Les stations de la bande 1 se trouvent à l'intérieur de l'ellipse de référence à 90 % et sont équivalentes aux sites de référence; les stations de la bande 2 se situent entre les ellipses à 90 % et 99 % et peuvent être différentes des sites de référence; les stations de la bande 3 se situent entre les ellipses à 99 % et 99,9 % et sont différentes des sites de référence.

| Année | Station 1 | Station 2 | Station 3 | Station 4 | Station 5 | Station 6 |
|-------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| 2010 | PE | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 |
| 2011 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 2 |
| 2012 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 2 |
| 2013 | 1 | 3 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| 2014 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 2015 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 |

Tableau 4.20. Comparaison de la capacité des variables (catégories de nitrate, années, stations et bandes de qualité) à distinguer les stations d'essai des sites de référence en fonction des valeurs r ANOSIM.

| Effet | R paires | Signification |
|--|----------|---------------|
| Nitrate faible ($\leq 0,1$ mg/L NO ₃) | 0,416 | 0,006 |
| Nitrate moyen ($> 0,1$ à $< 1,0$ mg/L NO ₃) | 0,301 | 0,001 |
| Nitrate élevé ($\geq 1,0$ mg/L NO ₃) | -0,054 | 0,576 |
| 2010 | 0,038 | 0,355 |
| 2011 | 0,229 | 0,031 |
| 2012 | 0,560 | 0,001 |
| 2013 | 0,444 | 0,003 |
| 2014 | 0,066 | 0,254 |
| 2015 | 0,249 | 0,020 |
| Station 1 | 0,223 | 0,051 |
| Station 2 | 0,391 | 0,002 |
| Station 3 | 0,225 | 0,048 |
| Station 4 | 0,308 | 0,008 |
| Station 5 | 0,106 | 0,158 |
| Station 6 | 0,324 | 0,007 |
| Bande 1 (ellipse de référence à 90 %) | 0,132 | 0,013 |
| Bande 2 (ellipses à 90 à 99 %) | 0,578 | 0,001 |
| Bande 3 (ellipses à 99 à 99,9 %) | 0,805 | 0,001 |

| Effet | R paires | Signification |
|---|----------|---------------|
| Bande 4 (en dehors de l'ellipse à 99,9 %) | S. O. | S. O. |

Tableau 4.21. Comparaison (SIMPER) du biote dans les bandes de qualité BEAST aux sites de référence pour les taxons contribuant aux différences par rapport aux sites de référence. Les stations dans la bande 1 se trouvent à l'intérieur de l'ellipse de référence à 90 % et équivalent aux sites de référence; les stations dans la bande 2 se situent entre les ellipses à 90 % et 99 %, et peuvent être différentes des sites de référence; les stations dans la bande 3 se situent entre les ellipses à 99 % et 99,9 %, et sont différentes des sites de référence.

| Espèce | Référence | Bande 1 | Bande 2 | Bande 3 |
|--------------------------|-----------|---------|---------|---------|
| Crevette de sable | 279,85 | 864,36 | 2258,60 | 4365,00 |
| Choquemort | 82,41 | 27,09 | 95,80 | - |
| Épinoche tachetée | 19,34 | 30,59 | - | - |
| Épinoche à quatre épines | 22,25 | 9,64 | - | - |
| Crabe vert | 4,18 | 20,45 | - | - |

Tableau 4.22. Corrélation de neuf variables d'habitat avec les axes d'ordination biologique.

| Variable | r |
|------------------------------------|-------|
| Température | 0,448 |
| Salinité | 0,289 |
| Oxygène dissous | 0,268 |
| Humidité des sédiments | 0,428 |
| Carbone organique des sédiments | 0,017 |
| Taille des particules de sédiments | 0,587 |
| Phosphate (PO ₄) | 0,159 |
| Nitrate (NO ₃) | 0,508 |
| Nitrite (NO ₂) | 0,403 |

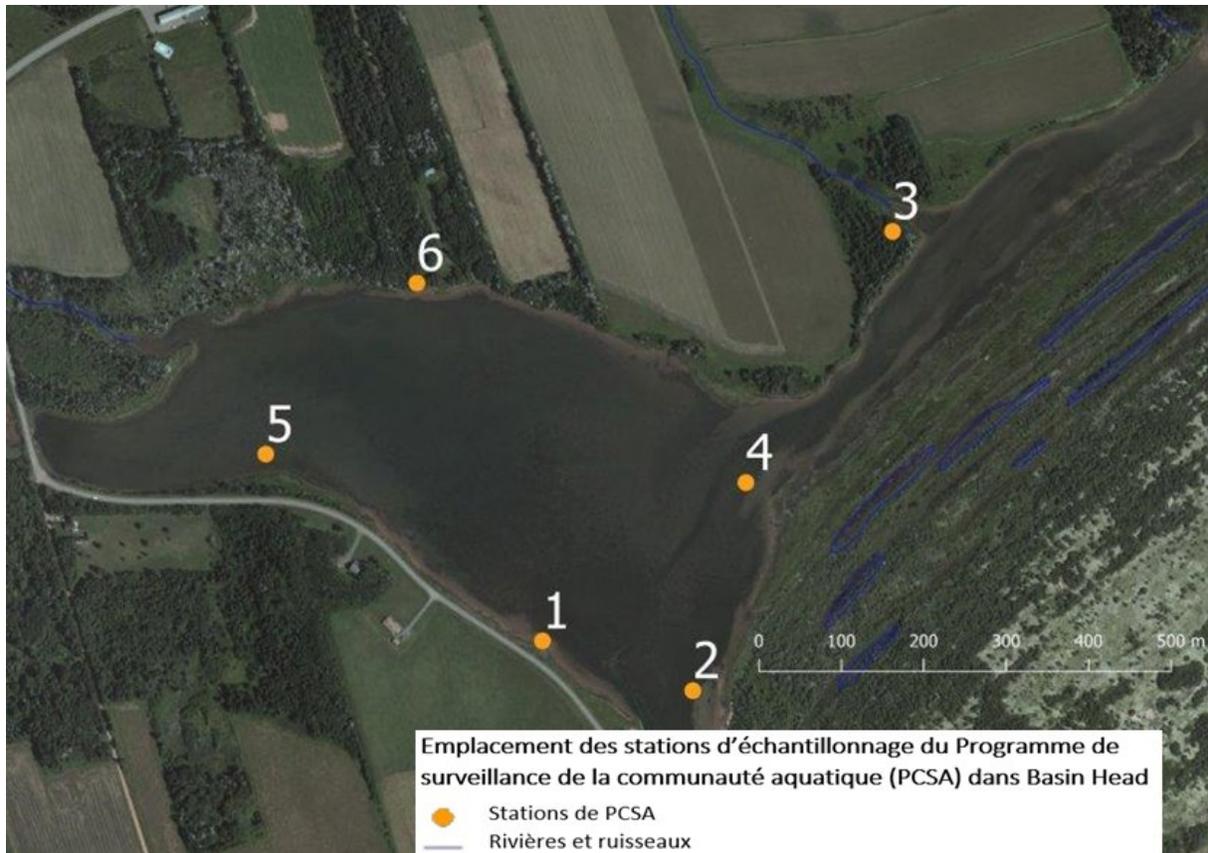


Figure 4.27. Emplacement des stations d'échantillonnage du PCSA dans Basin Head.

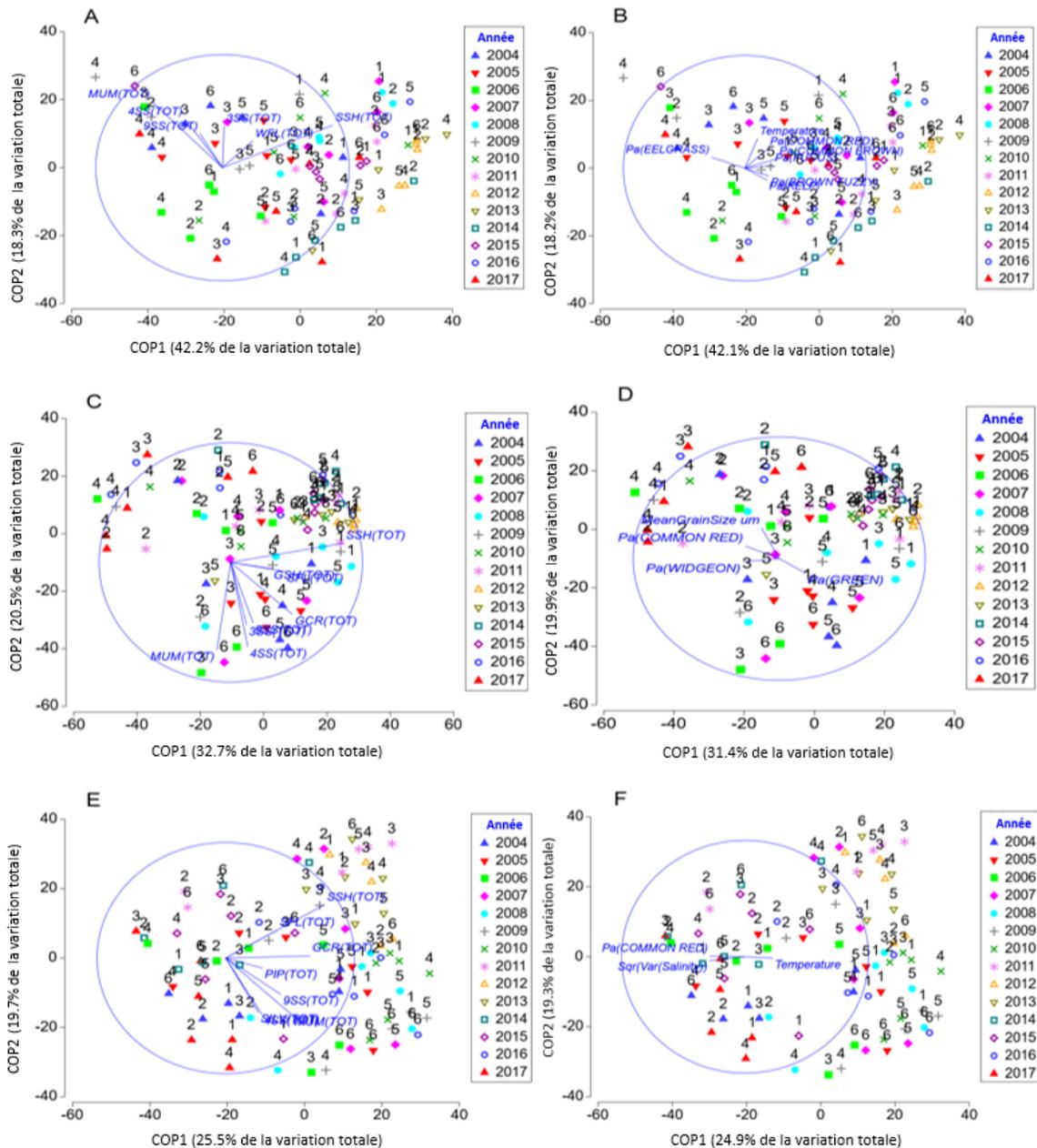


Figure 4.28. Analyses des coordonnées principales (COP) pour juin (graphiques A, B), juillet (graphiques C, D) et août (graphiques E, F) montrant les dissimilarités entre les communautés de poissons aux stations du PCSA à Basin Head de 2004 à 2017. Les COP ont été créés à l'aide des matrices de ressemblance Bray-Curtis S17 sur les données soumises à une transformation racine carrée. Les superpositions de vecteurs montrent les corrélations entre les espèces pour $r > 0,3$ (graphiques A, C, E) ou les paramètres environnementaux pour $r > 0,2$ (graphiques B, D, F) et les axes COP. Les acronymes des espèces sont les suivants : SSH = crevette de sable; GSH = bouc de varech; MUM = choquemort; 3SS = épinoche à trois épines; 4SS = épinoche à quatre épines; 9SS = épinoche à neuf épines; BSS = épinoche tachetée; SILV = capucette; GCR = crabe vert; SFL = plie lisse; WFL = plie rouge; PIP = syngnathe brun.

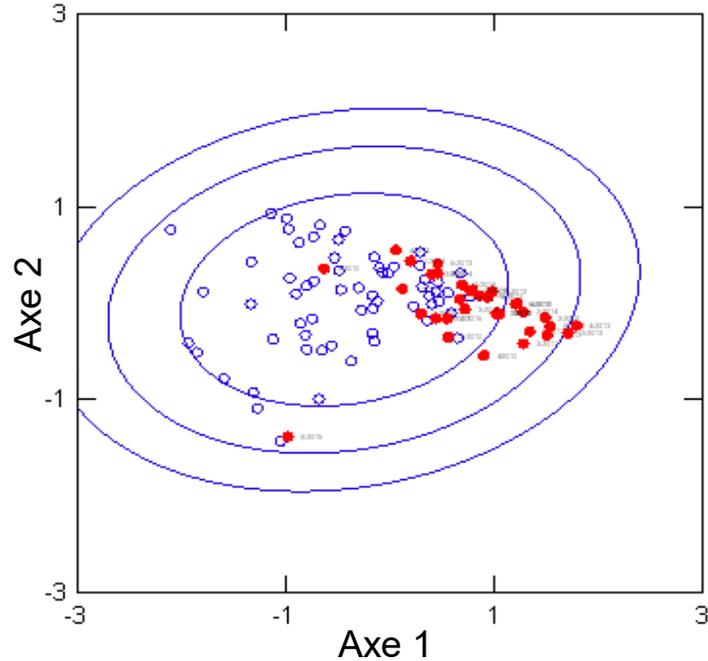


Figure 4.29. Tracé BEAST des sites de référence (ouverts) (avec trois ellipses de probabilité représentant une couverture à 90, 99 et 99,9 %) et des stations de Basin Head (rouges pleins) pour 2010 à 2015.

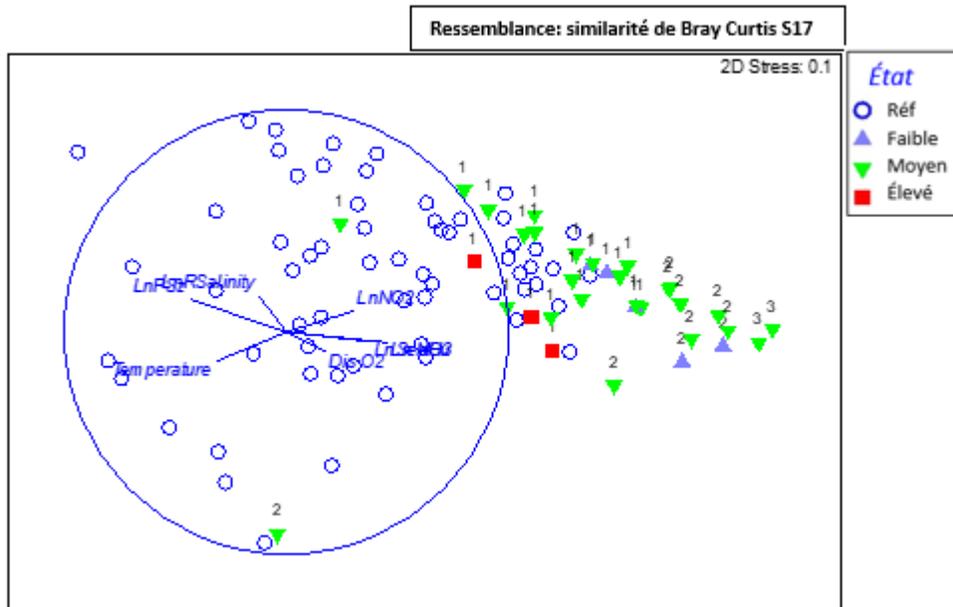


Figure 4.30. Ordination (EMD) des sites de référence et des stations de Basin Head indiquant les catégories d'enrichissement en nitrate (faible, moyen, élevé) et les vecteurs d'habitat. Les acronymes sont les suivants : Dis O₂ = oxygène dissous; LnPstSalinity = logarithme naturel de la salinité; LnPstSed H = logarithme naturel de l'humidité des sédiments; LnPstSz = logarithme naturel de la taille des particules sédimentaires; LnPstNO₃ = logarithme naturel du nitrate; LnPstNO₂ = logarithme naturel du nitrite.

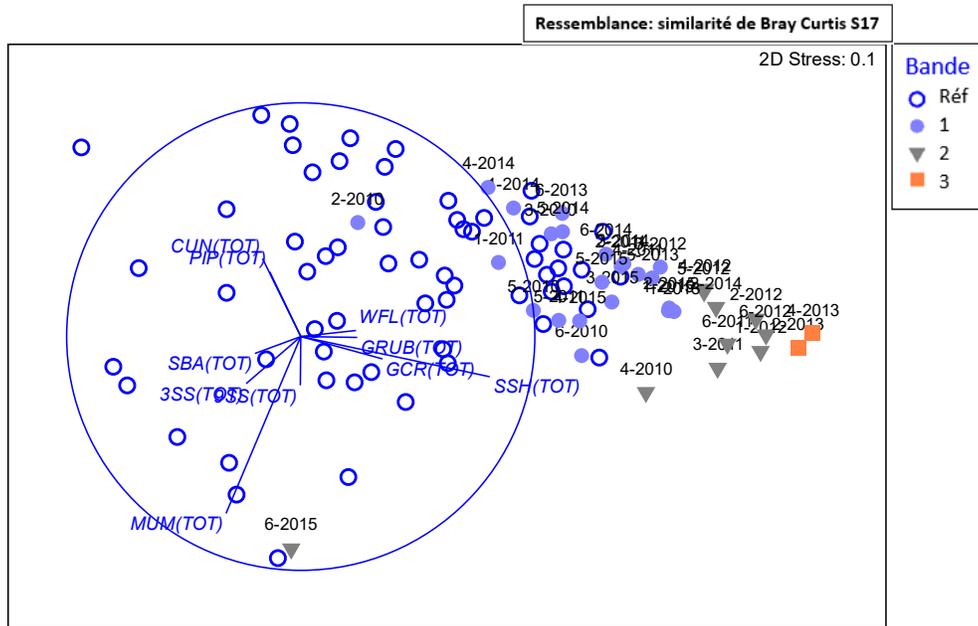


Figure 4.31. Ordination (EMD) des sites de référence et des stations de Basin Head indiquant les bandes de qualité BEAST (1, 2, 3) et les vecteurs d'espèces. Les acronymes des espèces sont les suivants : SSH = crevette de sable; MUM = choquemort; 3SS = épineche à trois épines; 9SS = épineche à neuf épines; GCR = crabe vert; WFL = plie rouge; CUN = tanche-tautogue; PIP = syngnathe brun; GRUB = chaboisseau bronzé; SBA = bar rayé. L'acronyme de chaque espèce est suivi des lettres TOT pour total, ce qui indique que les deux stades de vie (adultes et juvéniles) ont été inclus dans l'analyse.

4.2. INDICATEUR ÉCOLOGIQUE 2 : TENDANCES DE L'ABONDANCE DES COMMUNAUTÉS, ET DE LA DIVERSITÉ DES POISSONS ET DES INVERTÉBRÉS BENTHIQUES DANS LE BRAS NORD-EST DE BASIN HEAD (AUTRES RELEVÉS)

Auteur : I. Novaczek

4.2.1. Contexte

McCurdy (1979, 1980) a échantillonné la biodiversité dans le bras Nord-Est de Basin Head à l'aide d'une benne d'Ekman. Les différentes espèces trouvées dans quatre zones du bras ont été enregistrées, et les nombreuses espèces associées à la population d'amas de mousse d'Irlande et de moules ont été documentées explicitement. McCurdy (1979, 1980) a signalé 43 taxons benthiques, y compris au moins 17 plichètes différents, 2 vers rubans, des nématodes non identifiés, 6 gastropodes, 6 bivalves (y compris des moules), 1 isopode, 9 amphipodes, mysidacés et crabes communs (*Cancer irroratus*). Une plus petite endofaune était communément présente à des densités de plus de 100 par m², ou plus de 1 000 par m² dans le cas des vers *Hediste diversicolor* et *Polydora cornuta*. McCurdy (1979, 1980) a également répertorié six poissons, un cténaire, trois cnidaires et 20 algues. Une liste limitée d'espèces a été produite à partir d'un échantillonnage effectué en 1999 (Sharp *et al.* 2003) qui comprenait deux gastropodes et trois isopodes non énumérés par McCurdy (1979, 1980).

La thèse de Griffin (1973) sur le marais salé de Basin Head a relevé le long de la bordure inférieure du marais deux espèces qui peuvent être importantes sur le plan écologique. La macroalgue libre *Ascophyllum nodosum* forme *mackii* est comme la mousse d'Irlande géante, car elle manque de crampons et ne se reproduit que par fragmentation. Il s'agit peut-être de l'une des macroalgues les plus abondantes de l'estuaire, mais sa prévalence n'a jamais été documentée. La moule brune côtelée *Geukensia demissa* est à sa limite géographique nordique dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Dans les marais salés tempérés chauds, *Geukensia* peut atténuer l'érosion de la bordure des marais (Reusch et Chapman 1995). Elle n'est pas abondante dans Basin Head, mais pourrait augmenter en nombre à mesure que le climat change. Il n'y a jamais eu de recensement de cette moule.

Outre les évaluations de la biodiversité décrites ci-dessus, il n'y a pas eu de surveillance systématique et continue de la biodiversité depuis la création de la ZPM en 2005, sauf pour le programme PCSA, qui documente les petites espèces mobiles pouvant être capturées à la senne de plage. De récentes études sur le terrain visant à documenter la biodiversité dans la ZPM de Basin Head suivent.

4.2.2. Méthodes

Évaluation de la biodiversité benthique

Des relevés de transect des organismes benthiques dans le lit Principal et à chemin Corduroy ont été effectués durant les marées viables les plus basses entre le 29 juillet et le 11 août 2015. Le fond semblait presque dépourvu de vie sur de grandes surfaces, particulièrement le long des bords du bras, où d'épais dépôts de sédiments se sont accumulés. Notre intention était d'obtenir un aperçu de la diversité et de la productivité benthiques, l'effort étant limité par le manque d'expertise taxonomique à l'interne, ainsi que par les brèves périodes de conditions de faible marée diurne appropriées dans lesquelles des travailleurs portant des bottes-pantalons pouvaient atteindre le fond des chenaux profonds. En raison de la brièveté des marées basses et de la rapidité des marées montantes, l'échantillonnage a dû être abandonné puis repris à une date différente dans plusieurs cas. Le fond de certains chenaux était si mou ou profond même à

marée basse que le personnel sur le terrain n'était pas en mesure de recueillir des échantillons. À l'aide de bornes d'arpentage utilisées comme points d'extrémité, des échantillons ont été recueillis (dans la mesure du possible) à des intervalles de 5 m le long de trois transects à chemin Corduroy et de quatre transects au lit Principal (figure 4.6 et figure 4.7). À chaque point d'échantillonnage, la profondeur de l'eau et l'épaisseur des sédiments pénétrables ont été documentées. Le pourcentage de couverture de la mousse d'Irlande, *d'Ulva* et de la zostère marine a été évalué dans un quadrat de 1 m². La moitié du quadrat a été dégagée à la main de tous les organismes superficiels. Les huîtres et les moules ont été comptées; jusqu'à dix huîtres et dix moules par échantillon ont été mesurées (longueur et hauteur en mm); une catégorie d'abondance a été attribuée aux autres animaux (0, 1 à 10 ou 11 à 50). Une carotte de sédiments de 10 cm de hauteur et de 15 cm de diamètre a été retirée du centre du quadrat. Les carottes de sédiments ont été versées dans un seau à tamis en mailles de 400 µm. Après le tamisage des sédiments, tous les organismes retenus par les mailles ont été déversés sur une petite table pour être triés par unité taxonomique et classés par catégorie d'abondance. Tous les animaux ont été retournés vivants dans la zone d'échantillonnage. L'identification était parfois possible au niveau de l'espèce, mais de nombreux organismes ne pouvaient être identifiés qu'au niveau du genre (*Littorina* spp.) ou comme membres d'un groupe écologique (annélides, vers à tube, palourdes américaines).

Prises accessoires de crabe vert

Du piégeage est effectué à Basin Head depuis 2016 à l'aide de pièges divers. Les prises accessoires à ces pièges donnent un aperçu des grandes espèces mobiles présentes dans l'estuaire.

Espèces peuplant la mousse d'Irlande

Des chercheurs de l'Université de l'Île-du-Prince-Édouard ont exploré la communauté d'invertébrés qui colonise naturellement les amas de mousse d'Irlande géante et se sont concentrés sur les effets potentiels de leurs brouteurs les plus abondants. Des transects avec des amas créés artificiellement ont été déployés pendant deux semaines dans le bras Nord-Est. Quatre types distincts d'amas ont été utilisés pour simuler les amas de mousse d'Irlande géante dans son état naturel *in situ* : a) les amas de mousse d'Irlande suspendus près de la surface; b) les amas de mousse d'Irlande au fond; c) la mousse d'Irlande mélangée à de grosses moules (> 4 cm de longueur) et suspendue près de la surface; d) la mousse d'Irlande mélangée à de grandes moules au fond. Le but de ces transects était de déterminer quelles espèces, en plus du crabe vert, colonisaient les amas et pouvaient les utiliser comme refuge ou comme source de nourriture.

4.2.3. Résultats et analyse

Évaluation de la biodiversité benthique

Au total, 46 échantillons ont été prélevés à la surface des transects des sites d'échantillonnage et 43 carottes de sédiments ont été prélevées (tableau 4.10). De la mousse d'Irlande n'a été trouvée qu'à trois reprises, et la zostère était absente, mais 59 % des échantillons de surface contenaient des algues du genre *Ulva*. En moyenne, il y avait quatre moules par mètre carré et trois huîtres par mètre carré. Les seuls gastropodes trouvés à la surface étaient les bigorneaux, qui étaient présents dans 63 % des échantillons de surface. Dans tous les échantillons sauf un, les nombres de bigorneaux étaient faibles (< 10). Dans les carottes de sédiments, des néréides dans la catégorie d'abondance de 1 à 10 ont été trouvées dans 72 % des échantillons (habituellement seulement de un à trois par échantillon). Des vers à tube dans la catégorie d'abondance de 1 à 10 ont été trouvés dans 14 % des échantillons (habituellement un par

échantillon). Les myes (*Mya arenaria*) et les palourdes américaines (espèces de *Macoma* et/ou *Mercenaria*) dans la catégorie d'abondance 1 à 10 ont été trouvées dans 7 % et 2 % des échantillons, respectivement. Les espèces en mouvement rapide n'étaient habituellement pas captées par l'équipement d'échantillonnage, mais nous avons mis la main sur une crevette de sable et un bernard-l'ermite. Aucun autre organisme n'a été trouvé.

Les listes d'espèces compilées pour Basin Head au cours des décennies précédentes ont montré que la biodiversité variait d'un endroit à l'autre à l'intérieur de la lagune, avec moins de taxons évidents à l'extrémité intérieure du bras Nord-Est et dans la lagune Principale, et une plus grande diversité dans le bras central nord-est, où la mousse d'Irlande et la zostère marine dominaient (McCurdy 1979, McCurdy 1980). En 1999, une évaluation s'est concentrée sur la documentation de la biodiversité dans le banc de mousse d'Irlande, où 52 espèces animales et 42 espèces de plantes marines ont été enregistrées (plancton non inclus) [Sharp *et al.* 2003]. Par conséquent, le nombre d'espèces et la biomasse d'organismes benthiques ont diminué considérablement entre 1999 et 2015. Une fois les essais de rétablissement amorcés en 2015 et 2016 à l'aide de plantations expérimentales d'amas de mousse d'Irlande et de moules, une surveillance périodique a montré qu'avec le temps, les types et le nombre d'organismes benthiques augmentaient dans les zones plantées.

Prises accessoires de crabe vert

De 2015 à 2018, des chercheurs de l'Université de l'Île-du-Prince-Édouard qui effectuaient un recensement du crabe vert à l'aide de pièges à ménés et de pièges Fukui ont également attrapé dix-huit espèces différentes de poissons, des homards, deux espèces de crabes de boue, des bernard-l'ermite, deux espèces de crevettes, deux gastropodes, et des méduses et des étoiles de mer non identifiées (tableau 4.11).

Espèces peuplant la mousse d'Irlande

Une gamme variée d'invertébrés (31 taxons) a été recueillie à partir de la mousse d'Irlande et réintroduite dans la ZPM. La liste de ces invertébrés est résumée au tableau 4.12. La composition des espèces et l'abondance de ces assemblages ont été comparées pour les quatre types d'amas. Les amphipodes des familles des gammaridés et des corophiidés étaient les taxons les plus abondants, quatre espèces représentant 91,5 % de l'abondance de tous les organismes trouvés : *Gammarus oceanicus*, *Gammarus mucronatus*, *Gammarus lawrencianus* et *Corophium volutator*. Ces résultats indiquent le type d'augmentation de la biodiversité à prévoir alors que le rétablissement de la population de mousse d'Irlande et de moules se poursuit.

Tableau 4.23. Tableau sommaire pour le relevé benthique du 29 juillet au 13 août 2015.

| Type d'espèce | Nombre d'échantillons | Taxons | Unité d'échantillonnage | Pourcentage d'échantillons avec taxons | Nombre d'individus | Type d'abondance | Abondance moyenne sur tous les échantillons (gamme) |
|---------------|-----------------------|-----------------------|---------------------------------|--|------------------------|---|---|
| Épibenthique | 46 | Mousse d'Irlande | Quadrat (1 m ²) | 6,5 % | 3 (frondes flottantes) | Pourcentage de couverture | 0,31 % (0 - 5 %) |
| Épibenthique | 46 | <i>Ulva</i> | Quadrat (1 m ²) | 59 % | - | Pourcentage de couverture | 4,80 % (0 - 25 %) |
| Épibenthique | 46 | Moules | Quadrat (0,5 m ²) | 54 % | 231 | Nombre par unité d'échantillonnage | 4,27 (0 - 32) |
| Épibenthique | 46 | Huîtres | Quadrat (0,5 m ²) | 59 % | 137 | Nombre par unité d'échantillonnage | 3,04 (0 - 22) |
| Épibenthique | 46 | Bigorneaux | Quadrat (0,5 m ²) | 63 % | - | Catégorie d'abondance par unité d'échantillonnage | < 10 |
| Endofaune | 43 | Annélides | Carotte (0,017 m ²) | 72 | - | Catégorie d'abondance par carotte | < 10 |
| Endofaune | 43 | Vers à tube | Carotte (0,017 m ²) | 14 | - | Catégorie d'abondance par carotte | < 10 |
| Endofaune | 43 | Myes | Carotte (0,017 m ²) | 7 | - | Catégorie d'abondance par carotte | < 10 |
| Endofaune | 53 | Palourdes américaines | Carotte (0,017 m ²) | 2 | - | Catégorie d'abondance par carotte | < 10 |

Tableau 4.24. Prises accessoires par des chercheurs de l'Université de l'Île-du-Prince-Édouard dans la lagune de Basin Head, dans les pièges destinés au crabe vert de 2015 à 2018.

| Nom latin | Nom commun |
|---|-------------------------------|
| <i>Alosa sp. (A. pseudoharengus)</i> | Gaspareau |
| <i>Anguilla rostrata</i> | Anguille d'Amérique |
| <i>Apeltes quadracus</i> | Épinoche à quatre épines |
| <i>Dyspanopeus sayi</i> | Crabe de boue |
| <i>Rhithropanopeus harrisi</i> | Crabe de boue à doigts blancs |
| <i>Ecrobia truncata (Hydrobia minuta)</i> | Nasse |
| <i>Gasterosteus aculeatus</i> | Épinoche à trois épines |
| <i>Gasterosteus wheatlandii</i> | Épinoche tachetée |
| <i>Homarus americanus</i> | Homard |
| <i>Menidia menidia</i> | Capucette |
| <i>Microgadus Tomcod</i> | Poulamon |
| <i>Morone americana</i> | Malachigan |
| <i>Myoxocephalus aeneus</i> | Chaboisseau bronzé |
| <i>Nassarius spp.</i> | Escargot |
| <i>Osmerus mordax</i> | Éperlan arc-en-ciel |
| Paguridae (famille) | Bernard-l'ermite |
| <i>Pleuronectes americanus</i> | Plie rouge |
| <i>Pleuronectes putnami</i> | Plie lisse |
| <i>Salvelinus fontinalis</i> | Omble de fontaine |
| <i>Scophthalmus aquosus</i> | Turbot de sable |
| <i>Tautoglabrus adspersus</i> | Tanche-tautogue |
| <i>Urophycis tenuis</i> | Merluche blanche |
| <i>Crangon septemspinosa</i> | Crevette de sable |
| <i>Palaemonetes vulgaris</i> | Bouc de varech |
| <i>Fundulus spp.</i> | Choquemort/Fondule |
| <i>Syngnathus fuscus</i> | Syngnathe |
| Scyphozoaires (classe) | Méduse |
| Astériidae (famille) | Étoile de mer |

Tableau 4.25. Composition et densité des espèces (moyenne +/- 1 E.T.) d'organismes par amas qui colonisaient les quatre types d'amas de mousse d'Irlande géante déployés à Basin Head. Les acronymes pour les amas de mousse d'Irlande sont les suivants : MI = mousse d'Irlande; MIMB = mousse d'Irlande géante combinée à des moules bleues. Les groupes d'espèces indiqués entre parenthèses sont les suivants : A = amphipodes; I = isopodes; D = décapodes; G = gastropodes; P = ptychètes; B = bivalves.

| Espèces (groupe taxonomique) | MI Suspendue | MI Fond | MIMB suspendue | MIMB Fond |
|--|---------------|--------------|----------------|--------------|
| <i>Gammarus oceanicus</i> (A) | 60,50 ± 6,89 | 39,70 ± 6,41 | 44,10 ± 3,94 | 95,60 ± 7,75 |
| <i>Gammarus mucronatus</i> (A) | 47,10 ± 6,52 | 4,70 ± 1,20 | 41,90 ± 6,53 | 16,70 ± 4,57 |
| <i>Gammarus lawrencianus</i> (A) | 84,80 ± 14,45 | 36,60 ± 9,26 | 18,90 ± 4,60 | 15,10 ± 6,30 |
| <i>Corophium volutator</i> (A) | 35,30 ± 10,07 | 5,40 ± 1,10 | 117,70 ± 17,73 | 52,50 ± 5,72 |
| <i>Caprella linearis</i> (A) | 0,60 ± 0,25 | 0,07 ± 0,07 | 1,13 ± 0,45 | 0,07 ± 0,07 |
| <i>Paracaprella tenuis</i> (A) | 2,60 ± 0,80 | 0,13 ± 0,09 | 2,80 ± 0,95 | 0,07 ± 0,07 |
| <i>Unciola serrata</i> (A) | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 1,40 ± 0,56 | 0,07 ± 0,07 |
| <i>Jaera marina</i> (I) | 0,07 ± 0,07 | 0,67 ± 0,27 | 0,07 ± 0,07 | 1,13 ± 0,41 |
| <i>Idotea balthica</i> (I) | 0 ± 0 | 0,07 ± 0,07 | 0,07 ± 0,07 | 0 ± 0 |
| <i>Idotea phosphorea</i> (I) | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0,33 ± 0,19 | 0 ± 0 |
| <i>Carcinus maenas</i> (D) | 0,14 ± 0,09 | 0,07 ± 0,07 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| <i>Cancer irroratus</i> (D) | 1,00 ± 0,41 | 0,40 ± 0,19 | 0,07 ± 0,07 | 0,93 ± 0,33 |
| <i>Panopeus herbstii</i> (D) | 0 ± 0 | 0,73 ± 0,15 | 0 ± 0 | 0,47 ± 0,13 |
| <i>Littorina obtusata</i> (G) | 0 ± 0 | 2,40 ± 1,20 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| <i>Littorina littorea</i> (G) | 0,40 ± 0,24 | 36,00 ± 7,70 | 0,20 ± 0,20 | 1,87 ± 0,49 |
| <i>Lacuna vincta</i> (G) | 0 ± 0 | 0,13 ± 0,09 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| <i>B totteni</i> (<i>Boonea bisuturalis</i>) (G) | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 1,27 ± 0,30 | 0,67 ± 0,23 |
| <i>Neptunea decemcostata</i> (G) | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0,80 ± 0,24 | 1,53 ± 0,43 |
| <i>Nassarius trivittatus</i> (G) | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0,07 ± 0,07 | 0 ± 0 |
| Hydrobiidae (G) | 0 ± 0 | 0,07 ± 0,07 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Nereidae (P) | 0,60 ± 0,24 | 0,27 ± 0,15 | 0,93 ± 0,32 | 0,13 ± 0,13 |
| <i>Scolelepis squamata</i> (P) | 0,20 ± 0,11 | 0,07 ± 0,07 | 0,07 ± 0,07 | 0 ± 0 |
| Phyllodocidae (P) | 0 ± 0 | 0,47 ± 0,19 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| <i>Harmathoe extenuata</i> (P) | 0 ± 0 | 0,27 ± 0,18 | 0,07 ± 0,07 | 1,27 ± 0,25 |
| <i>Harmathoe imbricata</i> (P) | 0 ± 0 | 0,07 ± 0,07 | 0,13 ± 0,13 | 0,07 ± 0,07 |
| <i>Eusyllis blomstrandii</i> (P) | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0,13 ± 0,13 |
| Platyhelminthes (inconnu) | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0,07 ± 0,07 |
| Oligochaeta (inconnu) | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0,07 ± 0,07 |
| <i>Periploma leanum</i> (B) | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0,27 ± 0,15 | 0,47 ± 0,27 |
| <i>Lyonsia hyalina</i> (B) | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0,07 ± 0,07 | 0 ± 0 |
| <i>Crassostrea virginica</i> (B) | 0 ± 0 | 0,07 ± 0,07 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |

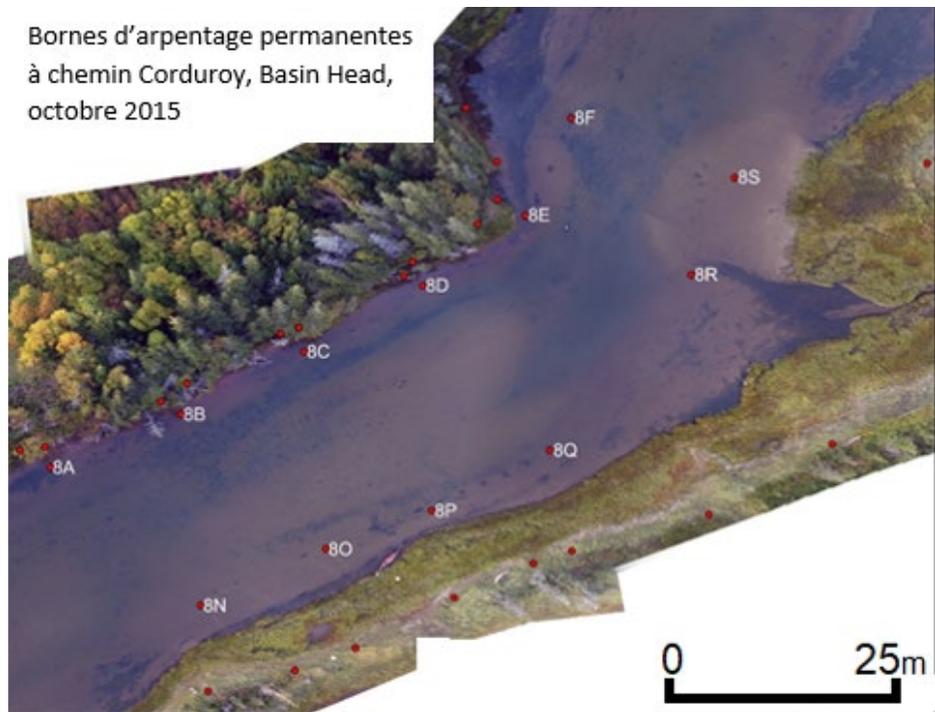


Figure 4.32. Emplacement des transects de chemin Corduroy définis par les bornes d'arpentage 8A à 8N, 8B à 8O et 8C à 8P.

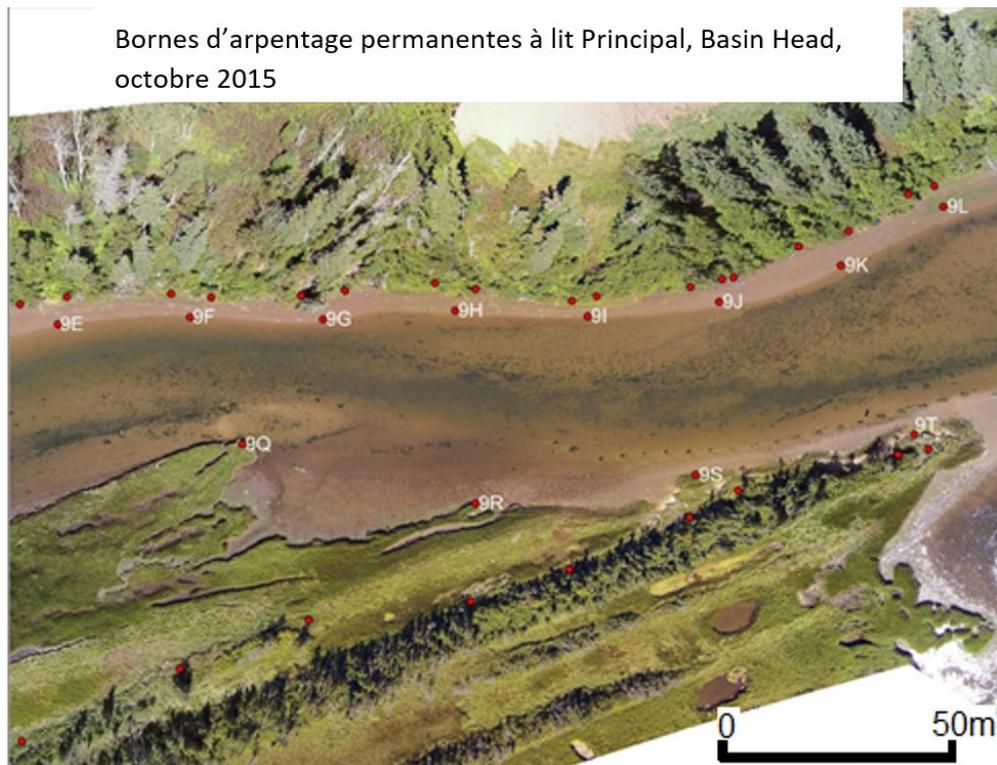


Figure 4.33. Emplacement des transects du lit Principal définis par les bornes d'arpentage : 9F à 9Q, 9H à 9R, 9I à 9S, et 9K à 9T.

5. EFFORTS DE RÉTABLISSEMENT

Auteurs : I. Novaczek, M-H. Thériault, M-A. Plourde, P.A. Quijon et P. Tummon Flynn

5.1. RÉTABLISSEMENT DES AMAS MOUSSE D'IRLANDE-MOULES

5.1.1. Contexte

La culture sur terre de la mousse d'Irlande à Basin Head a été lancée en 2008 dans des réservoirs du laboratoire maritime du Conseil national de recherches à Sandy Cove, en Nouvelle-Écosse. L'objectif était de fournir une source de matériel viable pour la recherche et potentiellement pour la transplantation dans la lagune de Basin Head. En raison de la quasi-disparition de la mousse d'Irlande de Basin Head, et du financement accru pour la gestion et la conservation de la ZPM de Basin Head, de la recherche a été effectuée sur les stratégies de rétablissement. La plantation d'amas de mousse d'Irlande et de moules construits artificiellement a commencé en 2015. De nombreuses études à court terme, rapportées ci-dessous, ont été menées pour mieux comprendre le devenir des amas artificiels dans différentes conditions. Ces amas ont fait l'objet d'un suivi afin que l'on dispose d'information pour la conception des travaux de rétablissement additionnels qui sont en cours.

5.1.2. Méthodes

Conservation des stocks existants (2014 à 2016)

En 2014, des cages faites de sacs en mailles de plastique et des anneaux Vexar rigides ont été utilisés pour stabiliser les fragments flottants de mousse d'Irlande et les amas de mousse d'Irlande et de moules, et pour compenser le petit nombre de moules qui restent dans le bras Nord-Est. En 2015, des moules de l'Île-du-Prince-Édouard cultivées commercialement, nettoyées pendant 24 heures dans de l'eau douce courante à une température de 7 à 8 C (la température ambiante de l'eau souterraine) afin d'éliminer toute espèce envahissante, ont été placées autour des amas existants dans le but de réduire la mobilité des amas, mobilité qui pourrait mener à la mort des amas dans des poches de limon épais. En 2015 et en 2016, on a utilisé des filets Gill tendus en travers du bras à champ Robertson, au lit Principal et à chemin Corduroy pour déterminer si les fragments de mousse d'Irlande étaient entraînés en mer avec la marée descendante, ou dans la zone boueuse et anoxique saisonnière à l'est de chemin Corduroy avec la marée montante.

À l'automne 2016, 200 kg de moules ont été répandus sur le fond marin dans des zones désignées du lit Principal et de chemin Corduroy. L'année suivante, les données de relevés à gué pour ces zones ont été comparées aux données pour des zones adjacentes afin de déterminer si les petites colonies de moules (avec ou sans mousse d'Irlande attachée) étaient plus abondantes là où des moules avaient été ajoutées.

Production et plantation d'amas artificiels (2015 à 2018)

En vue d'expériences sur le terrain, de la mousse d'Irlande géante de Basin Head cultivée dans des réservoirs sur terre à la station maritime du Conseil national de recherches à Sandy Cove (Nouvelle-Écosse) a été apportée à Basin Head. Comme nous l'avons mentionné précédemment, des moules bleues de l'Île-du-Prince-Édouard cultivées commercialement ont également été apportées à Basin Head en vue de la création d'amas artificiels. Dans la plupart des cas, environ 10 % des moules sont mortes dans la semaine qui a suivi le traitement, ce qui est conforme à une étude de Bailey *et al.* (1996) dans le cadre de laquelle des moules exposées à de l'eau distillée (0 ppm) pendant une semaine ont présenté de faibles taux de mortalité. Des amas de mousse d'Irlande et de moules de diverses tailles et formes ont été

testés, et, par tâtonnements, une méthode efficace de production et de plantation des amas a été élaborée comme suit. Au moins 20 moules adultes ont été placées dans un sac en mailles (PEI Bag Co©) avec deux grandes coquilles d'huîtres au fond (utilisées pour empêcher les amas de s'enfoncer dans les sédiments mous) et une petite poignée de mousse d'Irlande cultivée. Les sacs ont été suspendus à une filière de culture pendant 48 heures ou jusqu'à ce que les amas soient bien agglutinés. Lorsque la température de l'eau a atteint son point culminant, elle a compromis la production de byssus et a ralenti l'agglutination.

Des amas ont été transportés dans des bacs à poissons jusqu'aux zones de plantation. Au départ, les amas étaient disposés à la main à marée basse, à des intervalles de 30 à 50 cm entre les amas existants au lit Principal et à chemin Corduroy. En 2018, la plantation a été plus intensive et rarement effectuée à marée basse, de sorte que les amas étaient simplement mis à l'eau à partir d'un canot. Le nombre total d'amas plantés par zone est enregistré et un GPS portatif est utilisé pour déterminer l'emplacement général des amas nouvellement plantés. Ces données sont ensuite ajoutées à une carte indiquant l'emplacement approximatif de tous les amas, y compris ceux déjà présents et ceux nouvellement plantés (figure 5.1).

La plantation d'amas en 2015 et 2016 s'est concentrée sur le remplissage des espaces au lit Principal et à chemin Corduroy. La plantation de rétablissement a été élargie en 2017 et 2018 pour inclure banc Fireweed, qui avait été le centre de la biomasse de mousse d'Irlande dense avant 2004 (Sharp *et al.* 2003).

Expériences avec des cages d'inclusion/exclusion du crabe vert (2015)

Des expériences sur le terrain ont exploré les relations positives et négatives qui existent entre la mousse d'Irlande, la moule bleue et le crabe vert dans diverses conditions de profondeur d'eau et d'épaisseur des sédiments de fond. En 2015, quatorze cages expérimentales en mailles de plastique, contenant chacune deux amas de mousse d'Irlande et de moules, ont été placées sur un banc de sable au milieu du chenal à l'ouest du lit Principal. La profondeur de l'eau à marée basse variait de 47 cm à 67 cm. L'épaisseur des sédiments pénétrables autour de chaque cage variait de 7 cm à 32 cm. Sept cages contenaient chacune un crabe vert de taille connue, tandis que les sept autres ne contenaient pas de crabes. Pour évaluer la mortalité des moules et la condition de la mousse d'Irlande, on a retiré et documenté les amas de chaque cage après deux jours, et de nouveau après six jours. Cette expérience a été répétée en août avec uniquement des amas de moules (c.-à-d. sans mousse d'Irlande) pour remplir les mêmes quatorze cages. Dans ce cas, les crabes utilisés dans les sept cages d'inclusion des crabes étaient plus grands (moyenne de 62 mm) et les amas ont été retirés des cages après trois et dix jours.

Sort des amas dans de petites parcelles ouvertes (2015 à 2016)

À l'été 2015, cinq parcelles de 1 m² destinées à recevoir des moules et de la mousse d'Irlande ont été aménagées; trois à banc Fireweed (fond ferme) et deux à Gazebo, près de croix aux Huîtres (fond mou). Dans chaque cas, 400 moules de taille connue (de 30 mm à 65 mm de longueur) ont été réparties uniformément sur chaque parcelle. Trois petits amas de mousse d'Irlande et de moules ayant un nombre connu de moules et un poids humide connu de mousse d'Irlande ont également été ajoutés à chaque parcelle. Les objectifs étaient d'observer la façon dont les moules se sont agglutinées ou sont disparues de la parcelle, le pourcentage de mortalité des moules, si de nouveaux amas de moules ont capté des fragments de mousse d'Irlande, et la variation du poids, de la position et de la condition de la mousse d'Irlande au fil du temps. Les parcelles faisaient l'objet d'une surveillance occasionnelle visant à déterminer si elles étaient étouffées par le limon, *Ulva* ou des débris, et si la mousse d'Irlande était toujours présente. Une parcelle de chaque site a été récoltée après deux mois, tandis que les parcelles restantes sont demeurées intactes pendant environ un an. Lors de la récolte, tous les

organismes vivants et morts dans chaque quartier de la parcelle ainsi que dans les zones adjacentes correspondant à 0,25 m² du fond marin ont été recueillis à la main, mis en sac séparément et apportés au laboratoire pour traitement. Le traitement consistait à mesurer toutes les moules vivantes et les coquilles mortes, à peser la mousse d'Irlande et les algues *Ulva* présentes, à identifier et à compter toutes les autres plantes et la macrofaune présentes, et à noter la présence de limon accumulé, de mottes d'herbe des marais et de débris organiques.

Plantations d'essai (2015 à 2018)

Des plantations d'essai de différentes tailles ont été lancées et ont ensuite fait l'objet d'une surveillance visant à déterminer la survie de la mousse d'Irlande et des moules, ainsi que la couverture d'algues *Ulva*. En septembre 2015, à croix aux Huîtres (à l'ouest du lit Principal), 320 amas de mousse d'Irlande et de moules ont été placés le long de deux bandes d'écaillés d'huître de 40 cm de largeur formant une croix. La bande est-ouest mesurait 17 m de longueur et la bande nord-sud (chenal transversal), 13 m de longueur. Chaque bande de la croix était distincte du point de vue de la profondeur de l'eau et de l'épaisseur des sédiments. En 2017, un total de treize échantillons benthiques de 0,25 m² ont été prélevés de tous les bras de la croix, au moyen d'une boîte d'échantillonnage. Le pourcentage de couverture d'*Ulva*, les poids humides d'*Ulva* et de la mousse d'Irlande, la condition de la mousse d'Irlande, le nombre et la taille des moules vivantes et mortes (y compris les naissains) et le nombre d'autres espèces ont été documentés pour chaque échantillon. Les zones échantillonnées ont ensuite été réapprovisionnées en amas de mousse d'Irlande et de moules, et des relevés annuels ont documenté les changements subséquents dans le nombre d'amas de moules seulement et d'amas de mousse d'Irlande et de moules le long de chaque bras.

Pour rechercher les sites de plantation potentiels dans d'autres parties du bras Nord-Est, des amas de mousse d'Irlande et de moules ont étéensemencés à des intervalles de 2 m le long de sept transects benthiques où un fond sablonneux ferme a été rencontré en 2016. Ces transects ont fait l'objet en 2017 et 2018 d'une surveillance annuelle visant à déterminer si les amas de moules et la mousse d'Irlande persistaient au fil du temps.

Dynamique des amas à banc Fireweed (2017)

En mai 2017, une expérience a été réalisée à banc Fireweed sur un fond sablonneux propre de 10 m² qui se trouvait historiquement au centre d'une couverture dense de mousse d'Irlande. Cette parcelle a été divisée en trois sections à des fins d'échantillonnage (bord peu profond, centre et bord profond), et chaque section a été remplie d'un nombre égal d'amas de moules seulement et d'amas de mousse d'Irlande et de moules. Chaque amas renfermait 15 grosses moules de plus de 48 mm de longueur et cinq petites moules de taille sujette à la prédation par le crabe vert. Des moules détachées de tailles connues ont été étalées au fond entre les rangées d'amas à un ratio de dix moules par 0,25 m² (sept grandes et trois petites). Des échantillons d'amas avec et sans mousse d'Irlande ont été recueillis à la main dans chaque section de la parcelle en juillet, août et septembre 2017. De plus, toutes les coquilles et tous les débris susceptibles d'accueillir des naissains ont été recueillis dans les zones sans amas au moyen d'une boîte d'échantillonnage de 0,25 m². Les données recueillies pour chaque échantillon comprenaient : la taille des moules (longueur et hauteur), le nombre et la taille des moules mortes, le nombre et la taille des naissains sur les amas et la litière benthique, et le poids humide et la condition de la mousse d'Irlande. Le poids sec de la chair de moule, l'indice de condition et l'indice gonadique ont été évalués en mai et en septembre. Les crabes verts et les crabes communs ont été comptés dans la plantation à chaque date d'échantillonnage. Les nombres de crabes ont également été comptés dans une zone adjacente de 10 m² sans amas, et les résultats ont été comparés.

Interactions entre la mousse d'Irlande et les moules dans la culture suspendue (2017)

Les interactions entre les espèces comprennent non seulement la compétition et la prédation, mais aussi les interactions positives et la facilitation. Étant donné que les expériences réalisées dans les cages placées sur le fond marin ont été rendues difficiles par l'envasement, une série d'expériences visant à vérifier les interactions positives ont été tentées au moyen d'enceintes suspendues dans la colonne d'eau du bras Nord-Est. De mai à septembre 2017, des cages en mailles Vexar ont été suspendues pour abriter des moules, de la mousse d'Irlande ou des amas combinés (neuf répliquats par traitement) pour déterminer si l'une ou l'autre des espèces tirait un avantage détectable du fait qu'elles se développaient ensemble. En raison de l'encrassement des cages Vexar par les naissains de moules, *Ulva* et les algues filamenteuses, cette expérience a été répétée une fois à l'automne (de septembre à novembre 2017), avec des répliquats (mousse d'Irlande seulement, moules seulement ou amas de mousse d'Irlande et de moules) confinés dans des boudins de mailles sans cages protectrices. À la fin de chaque essai, le changement dans le poids humide et la condition de la mousse d'Irlande, la mortalité des moules, et la longueur et la hauteur des moules pour chaque traitement ont été documentés et comparés. On a également noté la taille et le nombre de naissains de moules qui se sont fixés sur la mousse d'Irlande et les moules expérimentales.

5.1.3. Résultats et analyse

Conservation des stocks existants (2014 à 2016)

La protection des fragments de mousse d'Irlande dans les cages en mailles de plastique placées au fond en 2014 a échoué en raison de l'envasement des cages. La protection des amas de mousse d'Irlande et de moules à l'aide d'anneaux Vexar ouverts a réduit la mobilité des amas au cours de l'été, mais les structures ont été écrasées par la glace ou remplies de limon au cours de l'hiver. Toutes les cages et tous les anneaux ont été retirés dès que possible en 2015. Comme solution de rechange, nous avons placé les moules adultes autour des amas existants en 2015. Cela a accru leur stabilité au cours de l'été, sans répercussions négatives appréciables. Le relevé des amas de 2016 a montré qu'une fois stabilisés avec des moules supplémentaires, les amas ont conservé leur position dans les bancs pendant l'hiver.

L'échantillonnage au filet maillant pour les frondes mobiles de mousse d'Irlande a montré que très peu de mousse d'Irlande flottait hors de l'estuaire avec la marée et qu'aucune fronde ne se déplaçait vers l'est dans la zone anoxique saisonnière.

Dans les zones du lit Principal et de chemin Corduroy où les moules avaient été éparpillées au fond à l'automne 2016, on a trouvé un nombre supérieur à la moyenne de petits amas de moules seulement et d'amas contenant de petits fragments de mousse d'Irlande. Plus précisément, au printemps 2017, 182 amas de moules seulement ont été trouvés au lit Principal et 131 à chemin Corduroy. Ces amas découlaient vraisemblablement des effets combinés de l'élimination de la mousse d'Irlande par la glace d'hiver et de la formation de nouveaux amas par les moules ajoutées aux bancs. Les données de relevé ont révélé que la majorité des amas composés uniquement de moules (62 % au lit Principal et 61 % à chemin Corduroy) se trouvaient dans des zones qui avaient étéensemencées de moules non attachées. Ces superficiesensemencées représentaient 45 % du lit Principal et 56 % de chemin Corduroy. On a également vérifié dans les données de relevé si des amas de moules nouvellement formés avaient saisi des fragments de mousse d'Irlande pendant l'hiver. En supposant que les fragments de mousse d'Irlande nouvellement saisis ont un diamètre de 5 cm ou moins, nous avons calculé la proportion d'amas qui entrent dans cette catégorie de taille. Au lit Principal, 53 amas de mousse d'Irlande et de moules renfermaient moins de 6 g de mousse d'Irlande, dont 33 (62 %) se trouvaient dans des zonesensemencées de moules libres. À chemin

Corduroy, il y avait 32 amas contenant moins de 6 g de mousse d'Irlande, dont 28 (88 %) dans des zonesensemencées de moules libres. Ces résultats laissent croire que l'ensemencement pourrait favoriser le développement de nouveaux amas de moules et accroître la possibilité que les amas de moules saisissent des fragments de mousse d'Irlande.

Production et plantation d'amas artificiels (2015 à 2018)

Les amas plantés sur un fond balayé par le courant dans les bancs de mousse d'Irlande existants affichaient un taux de rétention de 90 % entre 2015 et 2017. Les données de relevé recueillies en 2018 et 2019 à partir de transects choisis ont indiqué des pertes plus accentuées de mousse d'Irlande au cours de l'hiver pour les amas jetés d'un canot plutôt que plantés à la main. Cela reflète la plus grande probabilité que des amas plantés en masses atterrissent sur un fond inadapté (c.-à-d., vaseux ou très peu profond). À la fin de 2018, il y avait environ 90 m² de mousse d'Irlande (7 398 amas) dans le bras Nord-Est (figure 5.2).

Expériences avec des cages d'inclusion/exclusion du crabe vert (2015)

D'après les observations des amas de mousse d'Irlande et de moules qui ont été faits durant les relevés, les frondes sont mortes dans les jours qui ont suivi leur mise en place près de sédiments épais non consolidés. Dans les expériences menées avec des cages, la condition de la mousse d'Irlande a diminué le plus dans les cages où l'envasement était prononcé. Dans la première expérience, la mortalité des moules variait de 6,5 % à 24,8 % dans les cages fortement envasées, comparativement à 2,5 % à 4 % dans les cages avec peu ou pas d'envasement. Les effets de l'envasement sur la mortalité des moules n'étaient pas évidents dans l'expérience 2, lorsque les accumulations dans les cages étaient principalement des débris organiques grossiers plutôt que du limon fin. Les mortalités de moules sont restées inférieures à 11 %. Un crabe est mort durant l'expérience 2, dans la cage d'inclusion qui avait accumulé le plus de sédiments.

Qu'ils aient attaqué des amas de mousse d'Irlande et de moules (expérience 1) ou des amas de moules seulement (expérience 2), les crabes verts ont principalement consommé les petites moules (principalement < 38 mm et occasionnellement de 38 à 43,9 mm). Toutefois, les crabes plus gros utilisés dans l'expérience 2 ont également attaqué et consommé un petit nombre de moules de 44 à 47,5 mm de longueur. Le stress causé par l'envasement peut amener les moules à s'ouvrir (Novaczek obs. pers.), et peut rendre les grosses moules vulnérables à la prédation.

Sort des amas dans de petites parcelles ouvertes (2015 à 2016)

En deux mois, les plantations de 1 m² qui ont chacune étéensemencées de 400 moules et de trois amas de mousse d'Irlande et de moules ont été peuplées d'huîtres, de bigorneaux, de crabes de boue, de crépidules et de vers annélides. Après onze à douze mois, ils avaient été rejoints par des myes, des palourdes américaines, des crabes communs, des bernard-l'ermite, des amphipodes et des crevettes de sable. On a souvent observé des épinoches autour des amas qui conservaient leur mousse d'Irlande. Le sable nu avoisinant est demeuré stérile. Les huîtres se déplaçaient le long du fond avec la marée, réunies en îlots d'amas, tout comme les sédiments lâches et les débris organiques. Le taux de mortalité des moules le plus élevé a été observé au cours des deux premiers mois, et la mortalité globale a été plus élevée à Gazebo (fond plus mou) qu'à banc Fireweed (fond plus ferme) [figure 5.3]. Après un an au fond, le poids de la mousse d'Irlande a été réduit d'au moins 90 % dans toutes les parcelles tandis qu'à Gazebo, presque toute la mousse d'Irlande était disparue. Cela concorde avec les expériences avec les cages, dans lesquelles la perte de mousse d'Irlande était corrélée avec un fort envasement.

Plantations d'essai (2015-2018)

Après que 320 amas de mousse d'Irlande et de moules ont été plantés à croix aux Huîtres en 2015, jusqu'à 100 % de la mousse d'Irlande et 50 % des moules sont mortes en un an sur les parties de la croix qui étaient entourées de dépôts épais de sédiments meubles. Sur un fond plus ferme, les amas ont réussi à persister et à s'épanouir d'une année à l'autre malgré l'étouffement annuel par *Ulva* et d'autres algues éphémères. Nous avons observé une fusion des amas qui a entraîné une diminution du nombre d'amas en 2016 et 2017, ainsi qu'une fragmentation des gros amas en cas de mortalité de moules au centre, ce qui a fait augmenter le nombre d'amas en 2018. Les bigorneaux ont été les recrues dominantes de la plantation, mais au moins quatre espèces de vers annélides, des myes, des huîtres, des crabes de boue, des bernard-l'ermite, des vers à tube, des écailles de crépidules et deux macroalgues (*Ascophyllum* et *Gracilaria*) ont également été détectés dans des échantillons prélevés en 2016. Lors du relevé effectué en 2018, le nombre d'amas de moules sur croix aux Huîtres s'élevait à 320, mais seulement 61 (19 %) comportaient de la mousse d'Irlande et ceux-ci étaient concentrés dans des zones de sable ferme.

Sur les sept transects étudiés, seul le transect à banc Fireweed a conservé tous ses amas de moules et une proportion élevée de mousse d'Irlande pendant l'hiver. Dans d'autres zones, particulièrement là où les sédiments de fond étaient les plus épais, la plupart des amas sont disparus. Par conséquent, banc Fireweed a été choisi comme site expérimental et comme zone de rétablissement.

Dynamique des amas à banc Fireweed (2017)

Les échantillons prélevés dans la plantation d'essai de Fireweed ont systématiquement révélé plus de fixations de naissains de moules sur des amas de mousse d'Irlande et de moules que sur des amas de moules seulement ou des déchets de coquilles. C'est peut-être parce que les frondes de mousse d'Irlande « attrapent » les naissains avant qu'ils puissent être filtrés hors de la colonne d'eau par les moules (Davenport *et al.* 2000). La croissance des naissains a été plus rapide sur la mousse d'Irlande, peut-être parce que la turbulence accrue dans la limite des frondes mobiles augmente la probabilité de rencontrer des proies (Commito et Rusignuolo 2000; Hurd 2000; Johnson 2001). Les naissains peuvent aussi bénéficier de la consommation d'exsudats de mousse d'Irlande (Sieburth 1969). La rétention des naissains sur les amas de mousse d'Irlande et de moules peut être améliorée parce que les moules produisent plus de byssus et créent donc des amas plus serrés en présence de mousse d'Irlande (I. Novaczek obs. pers.), ce qui peut rendre difficile pour les crabes de trouver et d'extraire de petites moules de l'amas. La rétention des naissains doit être très importante pour la survie de la mousse d'Irlande, car elle garantit un attachement continu au fond après la mort des moules âgées.

Les frondes de mousse d'Irlande sont passées de 10 g de poids humide à 180 g entre le 11 mai et le 19 septembre 2017 (132 jours). La croissance a été la plus forte au milieu de la parcelle et le long du bord profond. La mousse d'Irlande était plus petite le long du bord peu profond, où le broutage (probablement par des amphipodes) réduisait la condition moyenne des bouts en croissance.

En plus des espèces observées précédemment peuplant les petites parcelles ouvertes et la plantation décroix aux Huîtres (voir ci-dessus), les crépidules et les bourgots ont également migré à banc Fireweed. Comme la plantation de Fireweed se trouvait sur un fond plus ferme que les autres sites d'essai, cela pourrait indiquer que les crépidules et les bourgots nécessitent des conditions de fond relativement propres.

Peut-être parce que les crabes étaient piégés tout au long de l'été, peu de crabes verts (23 en tout) et encore moins de crabes communs (trois) ont été détectés au cours des trois relevés au site expérimental. La majorité des crabes verts comptés (treize) étaient présents en juillet. Sur les 10 m² adjacents du fond où des amas n'avaient pas été plantés, le nombre de crabes était encore plus bas : un total de cinq crabes verts et de deux crabes communs ont été vus en juillet et en août, et aucun en septembre.

Interactions entre la mousse d'Irlande et les moules dans la culture suspendue (2017)

Nous avons émis l'hypothèse que la mousse d'Irlande pourrait bénéficier de l'azote libéré par les moules. Toutefois, aucun avantage mesurable n'a été relevé pour la mousse d'Irlande ou les moules lorsqu'elles étaient cultivées ensemble plutôt que séparément. Dans les cages et les boudins expérimentaux suspendus dans la colonne d'eau, la croissance de la mousse d'Irlande s'est améliorée lorsqu'elle était cultivée seule (tableau 5.1), car les byssus de moules ont tendance à recouvrir les bouts en croissance. La mousse d'Irlande bénéficiant d'une lumière limitée dans les cages a souffert du broutage par des amphipodes et s'est couverte d'épiphytes. Les naissains de moules et d'huîtres se sont fixés, et ont été retenus en plus grand nombre sur la mousse d'Irlande que sur les amas de moules seulement, et les naissains se sont développés plus rapidement dans les cages suspendues au-dessus d'un fond sablonneux balayé par le courant que dans les cages suspendues au-dessus d'un fond plus mou (tableau 5.2).

5.2. PROGRAMME DE CONTRÔLE DU CRABE VERT

5.2.1. Contexte

Il a été suggéré que la situation actuelle de la mousse d'Irlande à Basin Head est le résultat des effets cumulatifs d'un certain nombre de facteurs de stress, dont l'invasion du crabe vert à la fin des années 1990 (MPO 2008). La mousse d'Irlande géante ne peut persister à Basin Head que si elle est ancrée au fond par les byssus de la moule bleue indigène et, comme les données laissent supposer que la population de moules a été réduite par la prédation du crabe vert, inévitablement, la population de mousse d'Irlande a également eu un impact indirect. De tous les facteurs de stress qui semblent avoir entraîné une baisse importante de l'abondance de la mousse d'Irlande, le crabe vert pourrait être le facteur le plus propice à une intervention de gestion.

L'éradication complète d'une espèce envahissante dans un milieu aquatique est pratiquement impossible une fois l'organisme établi (Bax *et al.* 2003; Lodge *et al.* 2006). Dans Basin Head, l'éradication du crabe vert n'est plus considérée comme une option; par conséquent, les efforts sont maintenant axés sur l'atténuation pour supprimer la population de crabes verts, ralentir sa propagation et réduire au minimum ses effets négatifs. Des études d'atténuation ont révélé que l'élimination directe du crabe par piégeage ciblé est une technique de contrôle efficace, qui est devenue la méthode standard d'atténuation sur les côtes est et ouest du Canada (MPO 2010b; MPO 2011b; Duncombe et Therriault 2017). À Basin Head, le MPO a tenté pour la première fois le piégeage de la population de crabes verts en 2009 et 2010. Il s'agissait d'un projet pilote visant à évaluer la faisabilité de la gestion du crabe vert, dans le but de faciliter le rétablissement d'une population de mousse d'Irlande en santé. Plus précisément, le projet visait à réduire la population de crabes verts sous un seuil d'abondance où la prédation n'empêcherait plus le recrutement de classes de moules de taille vulnérable. Le crabe vert a été piégé dans la lagune Principale à l'aide de pièges Fukui et récolté manuellement dans le bras Nord-Est à l'aide d'équipement de plongée avec tuba. Ce projet n'a pas été prolongé au-delà de la saison 2010 en raison d'un manque de capacité et des efforts importants requis pour réduire avec succès la population de crabes verts.

En 2016, le piégeage du crabe vert a été relancé dans Basin Head à titre de projet pilote (huit semaines) à l'aide d'une méthode légèrement différente de celle utilisée en 2009 et 2010. Ce projet pilote a mené à la prolongation du piégeage du crabe vert à titre de mesure de contrôle pour une période maximale de quatre ans (2017 à 2021). Les objectifs étaient les suivants : 1) éliminer le plus de crabes verts possible et réduire leur taille (largeur de carapace < 35 mm); 2) augmenter la population de moules et sa structure de tailles; 3) accroître la biodiversité. Le MPO a retenu les services de la Fédération de la Faune de L'IPE Section de la région de Souris pour effectuer le piégeage et la production de données.

5.2.2. Méthode

Depuis le lancement du projet pilote en 2016, il y a eu un certain nombre de variations dans le régime de piégeage, y compris en ce qui touche les types et les nombres de pièges, les lieux de déploiement, les temps d'immersion et le nombre total de jours de pêche. En 2018, les pièges ont été immergés pendant une longue période (210 jours), comparativement à 2016 et 2017 (50 et 92 jours, respectivement) [tableau 5.3]. Le nombre de jours pendant lesquels les pièges ont été pêchés (c.-à-d. pendant lesquels le crabe vert a été enlevé) a varié d'un mois à l'autre en 2017 et 2018. Par exemple, en 2018, les pièges ont été pêchés (c.-à-d. levés, vidés, réappâtés et réinstallés) huit fois par mois en juin, août, septembre et novembre, alors qu'ils ont été pêchés 21 fois en mai et en juillet, et 15 fois en octobre. Le nombre de pièges a augmenté en 2018, passant de 35 (2016 et 2017) à 45 au début de la saison (mai) et à 53 en septembre, point auquel 15 pièges Luke individuels ont été placés dans le bras Nord-Est et douze ensembles de trois pièges Luke, un piège Russel et un piège Delbert ont été placés dans la lagune Principale (tableau 6.3 et figure 5.4). Les pièges Fukui utilisés durant la phase initiale du projet ont été remplacés graduellement par un nouveau type de piège (piège Luke) comparable à une version plus petite du piège à crabes des neiges. Les essais initiaux avec les pièges Luke ont indiqué qu'ils étaient plus efficaces pour attraper le crabe vert que les pièges Fukui puisqu'ils conservaient plus de crabes pendant de plus longues périodes, qu'ils avaient la capacité d'attraper des crabes plus petits en raison de mailles plus petites et qu'ils réduisaient considérablement les prises accessoires. Les pièges dans la lagune Principale ont été pêchés en ensembles de trois, attachés à environ trois mètres de distance, tandis que les pièges dans le bras Nord-Est ont été pêchés individuellement pour éviter d'endommager le fond marin.

Lorsque les pièges ont été pêchés, on a enlevé les crabes verts et les prises accessoires, et on a réappâtés les pièges avec du hareng congelé. Toutes les prises accessoires ont été dénombrées et enregistrées pendant la pêche, et remises à l'eau. Les prises accessoires les plus fréquentes étaient le crabe commun et, à l'occasion, la plie. Les crabes communs ont été relâchés à l'embouchure de la lagune pour les dissuader d'entrer de nouveau dans les pièges. Les crabes verts ont été comptés par piège, et le tiers de la prise totale a été mesuré et sexé. Tous les crabes verts ont été euthanasiés dans un bain d'eau douce et éliminés dans une décharge.

Au cours des trois premières années (2016 à 2018), de nombreux essais ont été menés dans le but de maximiser les taux de prise et de déterminer le meilleur régime de piégeage. Comme le piégeage initial était strictement axé sur le contrôle de la population de crabes verts, aucun effort n'a été déployé pour surveiller la population (c.-à-d. l'efficacité du piégeage), ce qui a donné lieu à un protocole de pêche très variable (comme nous l'avons vu plus haut). Par conséquent, l'ensemble de données actuel ne permet pas d'analyses statistiques ni de comparaisons annuelles ou saisonnières. À l'avenir, l'objectif est d'établir un protocole normalisé de piégeage afin d'évaluer l'efficacité du programme d'élimination du crabe vert, et de veiller à ce que le programme ait un effet bénéfique sur la population de moules et la biodiversité en général.

5.2.3. Résultats et analyse

Au total, 33 799 crabes verts ont été capturés en 2016 (octobre et novembre), 32 821 en 2017 (août à novembre) et 45 578 en 2018 (mai à novembre) (figure 5.5). Les distributions mensuelles des classes de taille dans les sous-échantillons sont présentées à la figure 5.6. En général, plus de mâles que de femelles ont été capturés, sauf en mai et octobre 2018, où plus de femelles ont été capturées (figure 5.7). Les ratios des sexes obtenus par piégeage peuvent être influencés par plusieurs facteurs, dont le comportement reproducteur (p. ex. les femelles ovigères ont tendance à être inactives ou à ne pas réagir aux appâts pour éviter la prédation), la mue, l'intimidation (les femelles ont tendance à éviter les pièges contenant de grands mâles) et les conditions environnementales. Il est probable que l'augmentation du nombre de femelles au printemps et à l'automne 2018 découle du comportement de recherche de nourriture (c.-à-d. une alimentation accrue au printemps en préparation de la reproduction et à l'automne avant la quiescence hivernale).

Le nombre de crabes verts capturés par site en 2018 est indiqué à la figure 5.8. Les pièges des sites 5 et 6 du bassin principal ont apparemment capturé plus de crabes, et ont produit 26 % du total des prises de crabes verts en 2018. La plupart étaient des crabes de taille petite ou moyenne. Ces deux sites ont également capturé le moins de crabes communs. Ces observations concordent avec les données de 2017 et pourraient être liées à la tendance du crabe vert à rester près de l'embouchure des cours d'eau dans de l'eau saumâtre, probablement pour éviter la prédation en profitant des tolérances de salinité (Klassen et Locke 2007).

5.3. ÉVALUATION DE LA POPULATION DE CRABE VERT

5.3.1. Contexte

Les recherches menées par l'Université de l'Île-du-Prince-Édouard ont été effectuées dans Basin Head afin de mieux comprendre les interactions entre la mousse d'Irlande et le crabe vert. L'un des objectifs de ces recherches était d'évaluer les densités de population de crabe vert et d'élaborer un indice de densité de population pour les zones situées près des bancs de mousse d'Irlande et dans la lagune Principale de Basin Head.

5.3.2. Méthode

De 2015 à 2018, des pièges Fukui ont été déployés pendant toute la nuit (24 h) à une fréquence d'environ deux semaines afin de recueillir de l'information sur le nombre de crabes verts et la structure de la population. Deux sites de Basin Head ont été échantillonnés : la lagune Principale et l'extrémité ouest du bras Nord-Est, à proximité de l'endroit où la mousse d'Irlande a été trouvée à l'origine. Des pièges ont été déployés sur des fonds subtidiaux également peu profonds, auxquels on a accédé à l'aide d'un canot ou à gué à partir de la rive. Deux sites additionnels à Murray Harbour (Île-du-Prince-Édouard) ont fait l'objet d'une surveillance simultanée dans le but d'avoir une zone de référence à l'extérieur de Basin Head. Dans cette zone, des pièges Fukui ont été utilisés selon le même protocole et la même fréquence de déploiement qu'à Basin Head.

Au cours de la saison de terrain 2017, des renseignements supplémentaires sur le crabe vert ont été recueillis à Basin Head et Murray Harbour, y compris les ratios mâles-femelles, et le développement des ovaires/œufs. L'objectif était de surveiller des aspects du cycle biologique des populations de crabe vert pouvant être pertinents du point de vue des décisions de gestion futures. Les ratios mâles-femelles sont instructifs parce que la plupart des incidences du crabe vert décrites dans la littérature sont directement associées au comportement des gros mâles,

considérés globalement comme étant les plus agressifs et potentiellement les plus nuisibles pour les populations de proies et les milieux (Pickering *et al.* 2017). La taille présente également un avantage sur le plan de la reproduction, car les mâles de plus grande taille peuvent fertiliser plus d'œufs soit en transférant une plus grande quantité de spermatophores à une seule femelle, soit en s'accouplant avec plus de femelles.

5.3.3. Résultats et analyse

Le tableau 5.4 et le tableau 5.5 résument les densités moyennes annuelles (nombre de crabes par piège par jour) de crabes verts et de crabes communs (prises accessoires principales), respectivement, qui ont été capturées à Basin Head et Murray Harbour de 2015 à 2018. Dans l'ensemble, les densités moyennes de crabes verts étaient plus élevées dans le bras Nord-Est que dans la lagune Principale. La densité de crabes verts variait considérablement dans le bras Nord-Est, les valeurs moyennes variant entre 0 et environ 88 crabes par piège par jour. La moyenne globale (pour tous les échantillons des quatre années) était de 23,6 crabes par piège par jour. Compte tenu du niveau élevé de variation entre les années, la médiane globale et les valeurs du 25^e et du 75^e centiles de chaque année sont également présentées dans le tableau 5.4 et le tableau 5.5. Les densités moyennes de crabes verts dans la lagune Principale se situaient entre 0 et environ 25 crabes par piège par jour, la valeur moyenne globale étant de 3,4 crabes par piège par jour.

Les densités moyennes de crabes communs dans le bras Nord-Est étaient plus faibles que pour le crabe vert, variant entre 0 et environ 52 crabes par piège par jour, avec une valeur moyenne globale de 14,8 crabes par piège par jour. Dans la lagune Principale, les densités moyennes de crabes communs étaient légèrement plus élevées que dans le bras Nord-Est et beaucoup plus élevées que pour le crabe vert. Les valeurs moyennes variaient entre 0 et environ 58 crabes par piège par jour, la moyenne globale étant de 17,0 crabes communs par piège par jour.

Au cours des quatre années d'échantillonnage (2015 à 2018), on a observé une réduction du nombre de mâles de grande taille dans Basin Head, probablement en raison du programme d'élimination du crabe vert. On n'a pas observé une telle baisse de la proportion de gros crabes mâles à Murray Harbour. Les crabes verts femelles à Basin Head n'ont présenté que des changements mineurs de taille au cours des quatre années. Un examen des classes de taille pour les crabes communs femelles et mâles à Basin Head indique des changements mineurs de taille et aucun déclin important. Durant la saison 2017, le nombre de femelles à Basin Head était le plus élevé en mai (figure 5.9). Les ratios mâles-femelles estimés en 2017 ont révélé une prédominance du crabe vert mâle dans tous les échantillons subséquents (après mai). De plus, les femelles dont les ovaires/ovules sont au stade 4 (stade juste avant l'extrusion) étaient prédominantes au début de la saison de terrain (mai à juin) et à la fin de l'automne (mi-octobre). Les premiers stades, principalement les femelles au stade 1, ont été observés principalement durant les mois d'été.

5.4. PROGRAMME DE RÉTABLISSEMENT DE LA ZOSTÈRE MARINE

5.4.1. Contexte

La zostère marine était auparavant abondante dans Basin Head, mais les données disponibles provenant de rapports non publiés, de bases de données et d'observations sur le terrain laissent supposer que la zostère marine a diminué considérablement entre 2006 et 2008. La zostère marine est une structure physique clé de l'estuaire qui améliore la qualité de l'environnement en stabilisant les sédiments et en offrant un habitat, comme des aires de croissance, pour de nombreuses espèces (MPO 2009). Par conséquent, nous avons exploré le potentiel de rétablissement de la zostère marine en plantant des parcelles de zostère à l'aide

d'une technique mise au point par la Section de la région de Souris et ayant fait ses preuves au port de Souris (Île-du-Prince-Édouard).

5.4.2. Méthode

De 2017 à 2018, des pousses de zostère marine ont été transplantées dans trois parcelles expérimentales de 10 m x 10 m dans la lagune Principale et le bras Nord-Est, où la zostère avait toujours prospéré et où de nouvelles pousses avaient été observées en 2017. Des pousses viables ont été recueillies à partir de la ligne de varech au port de Souris, où des plantes échouées s'accumulent pendant de forts vents automnaux. Après un bain d'eau douce de 24 h dans des contenants Lock Tech respirants afin d'assurer l'éradication de tuniciers invasifs, des tiges de différents diamètres ont été passées dans des trous percés dans des écailles d'huîtres pour stabiliser les tiges de zostère sur le fond marin, et ont été plantées à des sites désignés. Les écailles d'huîtres ont été choisies parce qu'elles sont faciles à obtenir, qu'elles ont une flottabilité négative et qu'elles ne se fragmentent pas lorsqu'elles sont percées.

5.4.3. Résultats et analyse

Les observations sur le terrain ont révélé que la parcelle créée en 2017 était encore viable en 2018 et que la croissance de la zostère marine se poursuivait. Deux autres parcelles ont été plantées à l'automne 2018 et feront l'objet d'une surveillance pour la première fois en juin 2019. La réussite des plantations sera évaluée à la fin de la saison de terrain de 2019 et la possibilité de planter d'autres parcelles à l'avenir sera prise en compte à ce moment. Avant d'investir temps et argent dans la plantation d'autres parcelles, il est important de surveiller le succès des trois parcelles existantes afin d'évaluer la survie de la zostère dans les conditions actuelles de qualité médiocre de l'eau, de températures estivales élevées de l'eau, de limitation de la lumière (turbidité), d'étouffement par *Ulva*, de sédimentation et d'abondance du crabe vert. Les observations sur le terrain indiquent que la zostère marine se rétablit naturellement dans le bras Nord-Est et qu'un rétablissement similaire a été observé par les travailleurs sur le terrain de la Section de la région de Souris qui rétablissent la zostère dans d'autres estuaires, y compris au port de Souris. Une tentative de reproduction dans un banc de zostère le long de la côte est de l'Île-du-Prince-Édouard, où le déracinement de la zostère et son entraînement subséquent dans l'estuaire par une tempête, comme l'onde de tempête de la fin de l'automne 2016, peuvent avoir précipité la résurgence. Les récents hivers froids qui ont vraisemblablement joué un rôle dans la réduction de la population de crabes verts peuvent également avoir contribué au rétablissement réussi de la zostère marine. Les efforts continus visant à réduire la population de crabes verts à Basin Head devraient accroître les chances de rétablissement de la zostère marine.

Tableau 5.26. Poids final moyen (g) et condition de la mousse d'Irlande (MI) après avoir été en culture suspendue pendant 96 jours, seule ou avec un amas de moules (N = Neuf répliquats par traitement). Niveau de signification fondé sur l'analyse de la variance interprétée comme suit :

** = <0,01, *** = < 0,001.

| Caractéristique | Poids frais final (g); Moyenne (un ET) | Indice de la condition de la MI; Moyenne (un ET) |
|---------------------------------|---|--|
| Mousse d'Irlande seule | 12,3 (0,58) | 9,42 (0,31) |
| Mousse d'Irlande avec moules | 4,56 (0,47) | 8,28 (0,46) |
| Valeur p | 0,002** | 1,9 E-08*** |

Tableau 5.27. Résultats de l'analyse de la variance bidirectionnelle (ANOVA) indiquant les différences importantes dans la croissance des naissains avec le traitement (amas de moules avec ou sans mousse d'Irlande attachée) et type de fond sous la ligne de culture (sable dur ou limon épais). DL = degrés de liberté; F = Test F; p = probabilité.

| Termes de variance | Somme des carrés | dl | Carré moyen | F | p |
|--------------------|------------------|-----|-------------|-------|----------|
| Traitement | 180,8 | 2 | 90,4 | 17,99 | 5,41E-08 |
| Ligne | 209,9 | 2 | 104,9 | 20,88 | 4,52E-09 |
| Interaction | 28,8 | 4 | 7,2 | 1,432 | 0,22 |
| À l'intérieur de | 1175,9 | 234 | 5,0 | - | - |
| Total | 1560,7 | 242 | - | - | - |

Tableau 5.28. Résultats des valeurs p du test de Tukey indiquant les différences par paires dans la croissance des naissains avec le traitement (amas de moules avec ou sans mousse d'Irlande attachée) et type de fond sous la ligne de culture (sable dur ou limon épais).

| Effet principal | Comparaison par paires | | Valeur p |
|-----------------|-------------------------------|---------------------|----------|
| Traitement | Mousse d'Irlande seulement | Moules + mousse | 0,25 |
| Traitement | Mousse d'Irlande seulement | Moules seulement | 4,24E-08 |
| Traitement | Moules + mousse | Moules seulement | 0,0001 |
| Ligne | A | B | 0,038 |
| Ligne | A | C | 2,42E-09 |
| Ligne | B | C | 0,0003 |

Tableau 5.29. Protocoles et activités de piégeage du crabe vert au cours du programme d'élimination dirigé de 2016 à 2018.

| Année | Mois | Nombre de pièges | Types de pièges | Nombre de sites | Nombre de jours de pêche | Nombre de jours dans l'eau |
|-------|--------|-------------------------------|---|-----------------|--------------------------|----------------------------|
| 2016 | Oct. | 35 | 34 Fukui, 1 Russell | 15 | 16 | 27 |
| | Nov. | 35 | 34 Fukui, 1 Russell | 15 | 16 | 23 |
| 2017 | Août | 35 | 33 Fukui, 1 Russell, 1 Luke | 15 | 11 | 22 |
| | Sept. | 35 | 33 Fukui, 1 Russell, 1 Luke | 15 | 12 | 30 |
| | Oct. | 35 | 33 Fukui, 1 Russell, 1 Luke | 15 | 19 | 31 |
| | Nov. | 35 | 33 Fukui, 1 Russell, 1 Luke | 15 | 4 | 9 |
| 2018 | Mai | 45 | 21 Fukui, 22 Luke, 1 Russell, 1 Delbert | 23 | 21 | 31 |
| | Juin | 45 | 21 Fukui, 22 Luke, 1 Russell, 1 Delbert | 23 | 8 | 30 |
| | Juill. | 45 | 21 Fukui, 22 Luke, 1 Russell, 1 Delbert | 23 | 21 | 31 |
| | Août | 45 | 21 Fukui, 22 Luke, 1 Russell, 1 Delbert | 23 | 8 | 31 |
| | Sept. | 53 | 51 Luke, 1 Russell, 1 Delbert | 29 | 8 | 30 |
| | Oct. | 53 | 51 Luke, 1 Russell, 1 Delbert | 29 | 15 | 31 |
| Nov. | 53 | 51 Luke, 1 Russell, 1 Delbert | 29 | 8 | 26 | |

Tableau 5.30. Densité du crabe vert (nombre de crabes par piège Fukui par 24 h) selon le lieu et le site pour chaque année, et globalement (données combinées). Les valeurs présentées comprennent la moyenne, la médiane, le 25^e et le 75^e centiles.

| Lieu | Site | Année | Moyenne | Médiane | 25 ^e centile | 75 ^e centile |
|-----------------------------|------------------|-------|---------|---------|-------------------------|-------------------------|
| Basin Head | Bras Nord-Est | 2015 | 16,3 | 11,0 | 3,0 | 20,5 |
| | | 2016 | 20,6 | 14,0 | 4,0 | 32,0 |
| | | 2017 | 33,2 | 24,0 | 16,5 | 40,0 |
| | | 2018 | 26,0 | 14,0 | 3,0 | 40,5 |
| | | Total | 23,6 | 16,0 | 4,0 | 34,0 |
| | Lagune Principal | 2015 | 7,5 | 3,0 | 0,0 | 8,0 |
| | | 2016 | 3,9 | 1,0 | 0,0 | 5,0 |
| | | 2017 | 4,8 | 2,0 | 0,0 | 8,0 |
| | | 2018 | 1,9 | 0,0 | 0,0 | 3,5 |
| | | Total | 3,4 | 0,0 | 0,0 | 4,0 |
| Murray Harbour North | Zone de marais | 2015 | 2,7 | 0,0 | 0,0 | 1,0 |
| | | 2016 | 9,2 | 6,0 | 1,0 | 13,5 |
| | | 2017 | 35,4 | 32,0 | 14,0 | 50,0 |
| | | 2018 | 36,4 | 27,0 | 10,0 | 52,0 |
| | | Total | 21,9 | 12,0 | 2,0 | 32,0 |
| | Zone du quai | 2015 | 4,9 | 2,0 | 0,0 | 6,0 |
| | | 2016 | 3,6 | 2,0 | 1,0 | 6,3 |
| | | 2017 | 22,7 | 21,0 | 11,0 | 31,0 |
| | | 2018 | 16,4 | 17,0 | 6,5 | 22,5 |
| | | Total | 11,9 | 7,0 | 1,0 | 19,0 |

Tableau 5.31. Densité de crabes communs (nombre de crabes par piège Fukui par 24 h) selon le lieu et le site pour chaque année, et globalement (données combinées). Les valeurs présentées comprennent la moyenne, la médiane, le 25^e et le 75^e centiles.

| Lieu | Site | Année | Moyenne | Médiane | 25 ^e centile | 75 ^e centile |
|-------------------------------------|---------------------|-------|---------|---------|-------------------------|-------------------------|
| Basin Head | Bras Nord-Est | 2015 | 11,7 | 7,0 | 0,5 | 15,5 |
| | | 2016 | 7,4 | 3,0 | 0,0 | 9,0 |
| | | 2017 | 26,0 | 18,0 | 9,0 | 39,5 |
| | | 2018 | 15,4 | 12,0 | 3,0 | 20,0 |
| | | Total | 14,8 | 9,0 | 2,0 | 21,0 |
| | Lagune Principal | 2015 | 15,4 | 11,0 | 4,5 | 22,5 |
| | | 2016 | 8,1 | 5,0 | 1,0 | 11,0 |
| | | 2017 | 22,3 | 18,0 | 9,8 | 29,3 |
| | | 2018 | 24,4 | 20,0 | 9,0 | 32,0 |
| | | Total | 17,0 | 12,0 | 5,0 | 24,0 |
| Murray Harbour North | Zone de marais | 2015 | 5,2 | 4,0 | 1,0 | 7,0 |
| | | 2016 | 0,6 | 0,0 | 0,0 | 1,0 |
| | | 2017 | 0,8 | 0,0 | 0,0 | 1,0 |
| | | 2018 | 0,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | | Total | 1,9 | 0,0 | 0,0 | 3,0 |
| | Zone du quai | 2015 | 9,2 | 8,0 | 3,0 | 13,0 |
| | | 2016 | 1,9 | 1,0 | 0,0 | 3,0 |
| | | 2017 | 3,9 | 2,0 | 0,0 | 5,0 |
| | | 2018 | 4,6 | 2,0 | 0,0 | 8,0 |
| | | Total | 5,0 | 2,0 | 0,0 | 8,0 |

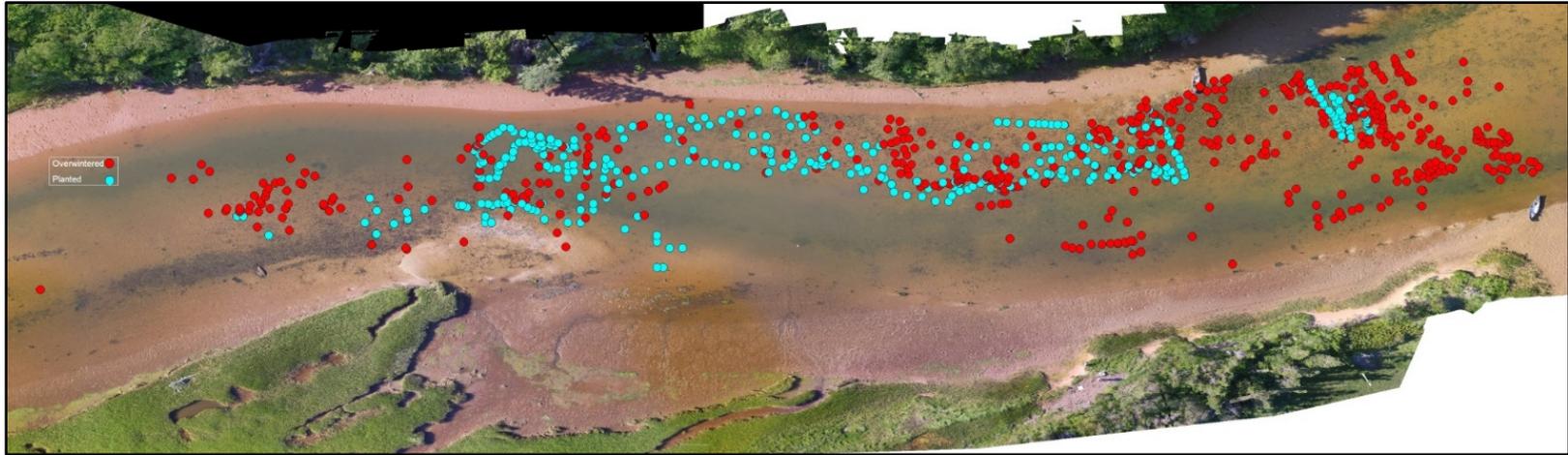


Figure 5.34. Emplacements des amas au lit Principal à la fin de 2017; présents en 2016 (rouge) et plantés en 2017 (bleu).

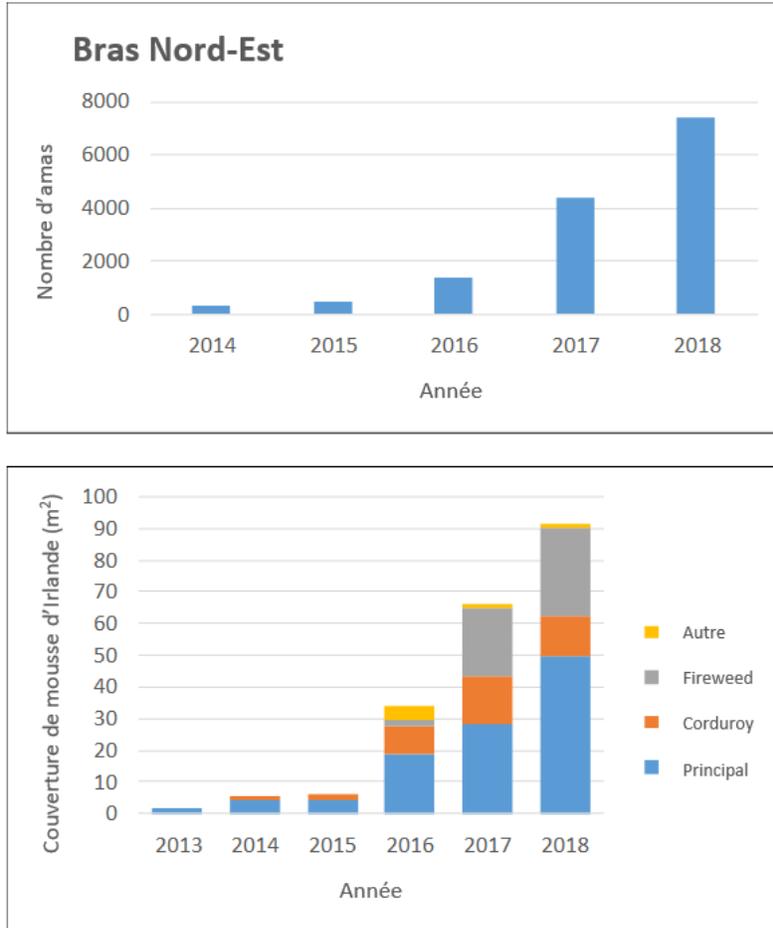


Figure 5.35. Nombre d'amas de mousse d'Irlande et de moules dans le bras Nord-Est de 2014 à 2018 (partie du haut) et couverture de mousse d'Irlande estimée (m²) dans le bras Nord-Est entre 2013 et 2018 (partie du bas). En 2018, la couverture estimée est fondée sur un relevé de transects choisis plutôt que sur un relevé exhaustif.

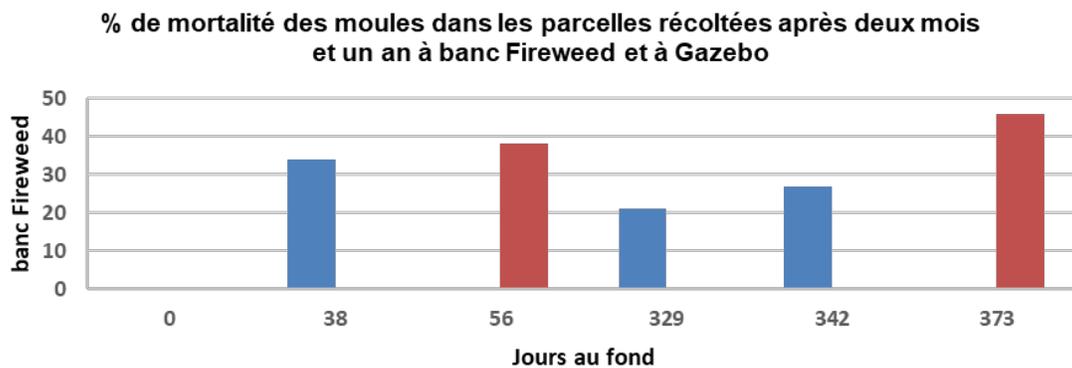


Figure 5.36. La mortalité des moules dans les parcelles expérimentales de Gazebo (rouge) et banc Fireweed (bleu) était élevée (entre 30 % et 40 %) dans les parcelles récoltées après les deux premiers mois. Dans les parcelles échantillonnées l'année suivante (après 329 à 373 jours au fond), la mortalité était plus élevée à Gazebo (plus de 40 %), mais moins élevée à banc Fireweed (moins de 30 %).



Figure 5.37. Emplacement des pièges utilisés pour capturer le crabe vert dans la lagune Principale et le bras Nord-Est en septembre 2018. Dans la lagune Principale, douze ensembles de trois pièges Luke, un piège Russel (emplacement 2) et un piège Delbert (emplacement 13) ont été déployés. Dans le bras Nord-Est, 15 pièges Luke individuels ont été déployés.

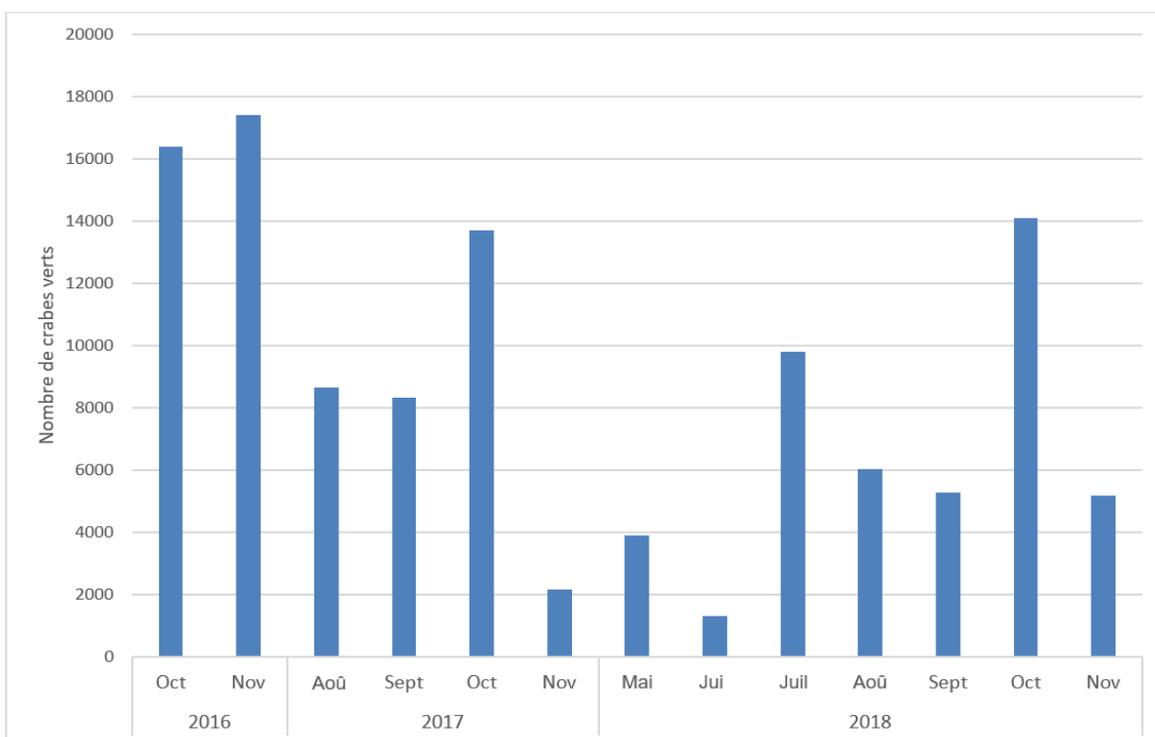


Figure 5.38. Nombre total de crabes verts capturés par mois dans la zone de protection marine de Basin Head au cours des saisons de terrain 2016 à 2018

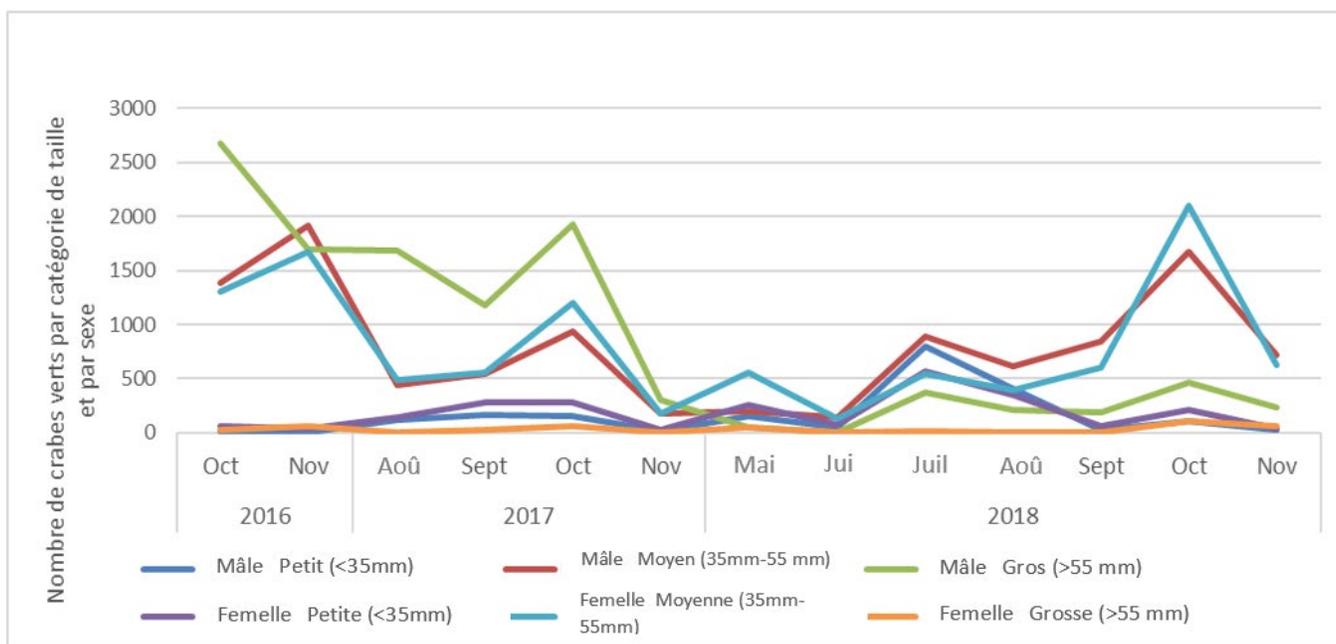


Figure 5.39. Nombre de crabes verts, par catégorie de taille et sexe, par mois et par année. Les données sont fondées sur des sous-échantillons d'un tiers des prises totales de crabes verts dans chaque piège ou ensemble de pièges.

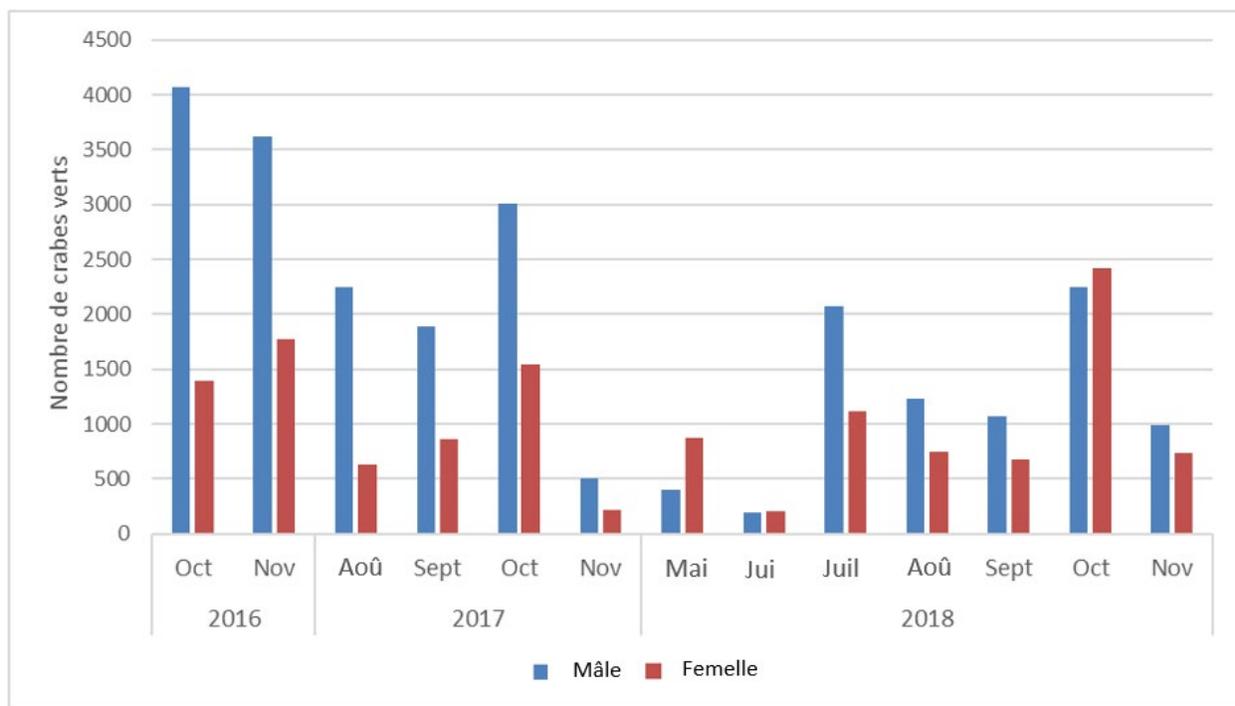


Figure 5.40. Nombre de crabes verts par sexe pour chaque mois d'échantillonnage de 2016 à 2018. Les données sont fondées sur des sous-échantillons d'un tiers des prises totales de crabes verts dans chaque piège ou ensemble de pièges.

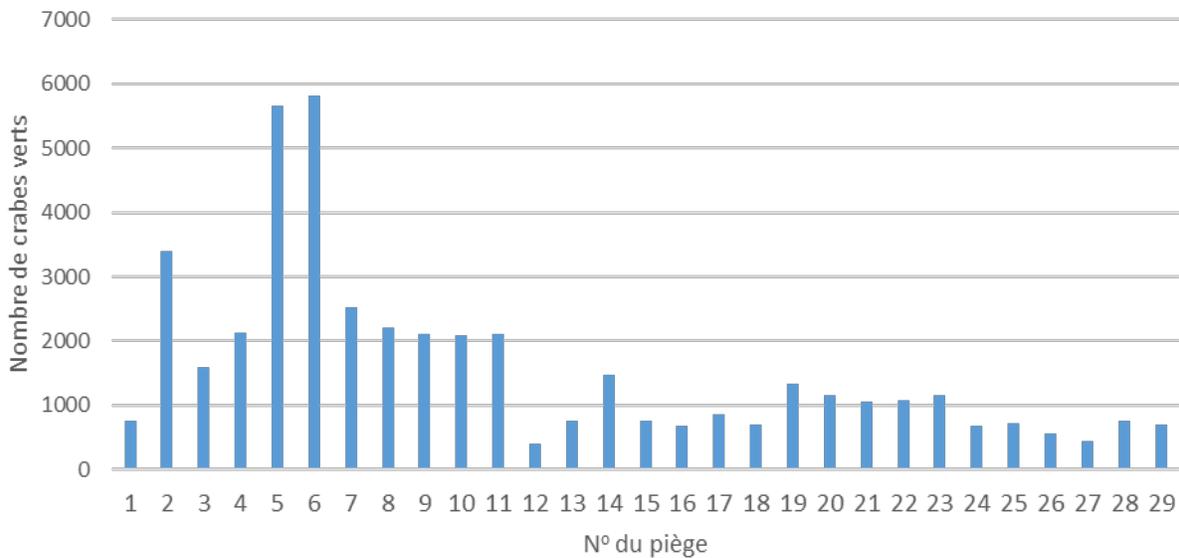


Figure 5.41. Nombre de crabes verts capturés par piège ou ensemble à des sites individuels en 2018.

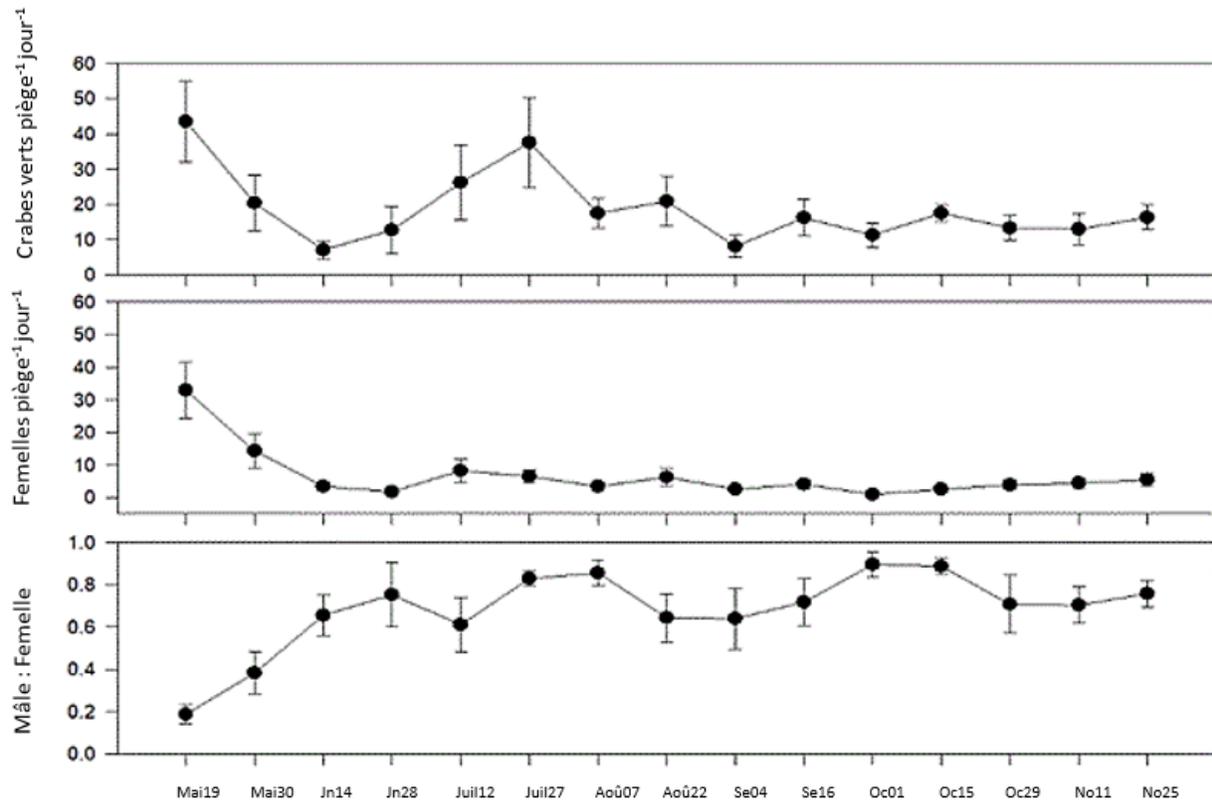


Figure 5.42. Densités moyennes de crabes verts (nombre de crabes par piège par jour; moyenne avec +/- 1 barre ET) à Basin Head, avec les sexes combinés (partie supérieure), les femelles seulement (partie moyenne) et les ratios mâles-femelles (partie inférieure) par période en 2017. Les données proviennent des prises combinées aux pièges dans la lagune Principale et le bras Nord-Est.

6. RÉFÉRENCES

- AGRG. 2019. Remote sensing mapping of Irish moss in Basin Head Marine Protected Area, PEI: Final Report. Technical report, Applied Geomatics Research Group (AGRG), NSCC Middleton, NS. 68 pp.
- Alberto A., St-Hilaire, A., Courtenay, S.C. and van den Heuvel, M. R. 2017. Monitoring stream sediment loads in response to agriculture in Prince Edward Island. *Environ. Monit. Assess.* 2016 July 188 (7):415.
- Anderson M.J., Gorley, R.N., and Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- Babarro, J.M.F., and DeZwaan, A. 2002. Influence of abiotic factors on bacterial proliferation and anoxic survival of the sea mussel *Mytilus edulis* L. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 273: 33–49.
- Babarro, J.M.F., and DeZwaan, A. 2008. Anaerobic survival potential of four bivalves from different habitats. A comparative survey. *Comp. Biochem. Phys. (A)*. 151: 108-113.
- Bailey, J., Parsons, J., and Couturier, C.A. 1996. Salinity tolerance in the Blue Mussel, *Mytilus edulis*. *Bulletin of the Aquaculture Association of Canada*. St. Andrews NB. Iss. 96-3.
- Bax, N., Williamson, A., Aguero, M., Gonzalez, E., and Geeves, W. 2003. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy* 27: 313-323.
- Bayne, B. L., Salkeld, P. N. and Worrall, C. M. 1983. Reproductive effort and reproductive value in different populations of *Mytilus edulis* L. *Oecologia*, 59: 18-26
- Benson, J.L., Schlezinger, D., and Howes, B.L. 2013. Relationship between nitrogen concentration, light, and *Zostera marina* habitat quality and survival in southeastern Massachusetts estuaries. *J. Environ. Manag.* 131: 129-137.
- Bugden, G., Jiang, Y., van den Heuvel, M., Vandermeulen, H., MacQuarrie, K., Crane, C., and Raymond, B. 2014. Nitrogen Loading Criteria for Estuaries in Prince Edward Island. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3066, vii + 43 p.
- Burkholder J.M., Tomasko D.A., and Touchette, B.W., 2007. Seagrass and Eutrophication. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 350: 46–72.
- Burkholder, J.M., Glasgow Jr., H.B., and Cooke, J.E. 1994. Comparative effects of water-column nutrient enrichment on eelgrass *Zostera marina*, shoalgrass *Halodule wrightii* and widgeongrass *Ruppia maritima*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 105:121-138.
- Burkholder, J.M., Mason, K.M., and Glasgow Jr., H.B. 1992. Water-column nitrate enrichment promotes decline of eelgrass *Zostera marina*: evidence from seasonal mesocosm experiments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 81:163-178.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., Somerfield, P.J., and Warwick, R.M. 2014. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 3rd edition. PRIMER-E: Plymouth.
- Clarke, K.R., and Gorley, R.N. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E: Plymouth.
- Coffin, M.R.S, Courtenay, S.C., Knysh, K.M., Pater, C.C., and van den Heuvel, M.R. 2018a. Impacts of hypoxia on estuarine macroinvertebrate assemblages across a regional nutrient gradient. *FACETS* 3: 23–44.
- Coffin, M., Courtenay, S.C., Pater, C., and van den Heuvel, M. 2018b. An empirical model using dissolved oxygen as an indicator for eutrophication at a regional scale. *Marine Pollution Bulletin.* 133. 10.1016/j.marpolbul.2018.05.041.

-
- Commito, J.A., and Rusignuolo, B.R. 2000. Structural complexity in mussel beds: the fractal geometry of surface topography. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 255: 133-152.
- Connolly, K. 2002. Baseline limnology and nutrient study of Basin Head lagoon, P.E.I. with management implications. MSc thesis, Wilfred Laurier U. 134 p.
- Davenport, J., Smith, R.J.J., and Paker, M. 2000. Mussels *Mytilus edulis*: significant consumers and destroyers of mesozooplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 198: 131-137.
- Deegan, L.A., Johnson, D.S., Warren, R.S., Peterson, B.J., Fleeger, J.W., Fagherazzi, S., and Wollheim, W.M. 2012. Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature* 490: 388-392.
- Duncombe, L.G., and Therriault, T.W. 2017. Evaluating trapping as a method to control the European green crab, *Carcinus maenas*, population at Pipestem Inlet, British Columbia. *Management of Biological Invasions* 8: 235-246.
- Environment Canada & PEI Dept. Fisheries and Environment, 1996. [Water on Prince Edward Island: understanding the resource, knowing the issues.](#) Charlottetown PEI, Island Offset, 48 p.
- Ferriss, B.E., Conway-Cranos, L.L., Sanderson, B.L., and Hoberecht, L. 2019. Bivalve aquaculture and eelgrass: A global meta-analysis. *Aquaculture* 498: 254-262.
- Gilbert, P.C., Madden, J., Boynton, W., Flemer, D., Heil, C., and Sharp, J. 2010. Nutrients in Estuaries: A Summary Report of the National Estuarine Experts Workgroup 2005–2007. EPA.
- Giles, P.T. 2002. Historical coastline adjustment at MacVanes Pond Inlet, Eastern Prince Edward Island. *The Canadian Geographer* 46: 6-16.
- Griffin, D.F. 1973. An ecological study of Basin Head sand dune system. M.Sc. thesis, Acadia U. 71 p.
- Grizard, P. 2013. Modeling nitrate loading from watersheds to coastal waters of the Northumberland Strait. M.Sc. University of New Brunswick.
- Hemminga, M.A., and Duarte, C.M. 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press.
- Howarth, R.W., and Marino, R. 2006 Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades *Limnol. Oceanogr.* 51(1, part 2): 364–376.
- Hurd, C. 2000. Water motion, marine macroalgal physiology, and production. *J. Phycol.* 36,: 453–472.
- Jiang, Y., Nishimura, P., van den Heuvel, M., Macquarrie, K., Crane, C., Xing, Z., Raymond, B., and Thompson, B. 2015. [Modeling land-based nitrogen loads from groundwater-dominated agricultural watersheds to estuaries to inform nutrient reduction planning.](#) *Journal of Hydrology.* 529. Part 1. 213-230
- Johnson, A.S. 2001. Drag, Drafting, and Mechanical Interactions in Canopies of the Red Alga *Chondrus crispus*. *Biol. Bull.* 201: 126-135.
- Joseph, V., Locke, A., and Godin, J-G. 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: 111-123.

-
- Kellogg, M.L., Smyth, A.R., Luckenbach, M.W., Carmichael, R.H., Brown, B.L., Cornwell, J.C., Piehler, M.F., Owens, M.S., Dalrymple, D.J., and Higgins, C.B. 2014. Use of oysters to mitigate eutrophication in coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 151: 156-168.
- Klassen, G., and Locke, A. 2007. A biological synopsis of the European Green crab, *Carcinus maenas*. *Can. Manus. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2818.
- Knysh, M., Giberson, D.J., and van den Heuvel, M.R. 2016. The influence of agricultural land-use on plant and macroinvertebrate communities in springs. *Limnol. Oceanogr.* 61 (2015): 518-530.
- LeBlanc, N., Landry, T., Davidson, J., Tremblay, R., and McNiven, M. 2010. The Effect of Elevated Water Temperature Stress on the Mussel *Mytilus edulis* (L.), Survival and Genetic Characteristics. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2900: vii + 19p.
- Lodge, D.M., Williams, S., MacIsaac, H.J., Hayes, K.R., Leung, B., Reichard, S., Mack, R.N., Moyle, P.B., Smith, M., Andow, D.A., Carlton, J.T., and McMichael, A. 2006. Biological Invasions: Recommendations for U.S. Policy and Management. 2006. *Ecol. Appl.*, 16 (6): 2035-2054.
- Lüning, K., Guiry, M.D., and Masuda, M. 1986. Upper temperature tolerance of North Atlantic and North Pacific geographical isolates of *Chondrus* species. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 41:297-306.
- McCurdy, P. 1979. A preliminary study of the ecology of Basin Head harbour and South Lake P.E.I. Final report, Canada Summer Job. Corps Project 16-01-009S. 57 p.
- McCurdy, P. 1980. Investigation of a unique population of *Chondrus crispus* in Basin Head Harbour, Prince Edward Island. Internal report to National Research Council of Canada under Contract CS155-0-6302, 080-005, 34 pp.
- Meeuwig, J.J. 1999. Predicting coastal eutrophication from land-use: an empirical approach to small non-stratified estuaries *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 176: 231-241.
- MPO. 2008. [Évaluation écologique de la mousse d'Irlande \(*Chondrus crispus*\) de la zone de protection marine Basin Head](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2008/059.
- 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. 2010a. [Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes marins canadiens en 2010](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2010/030(révisé).
- MPO. 2010b. [Évaluation écologique du crabe vert \(*Carcinus maenas*\) envahissant à Terre-Neuve entre 2007 et 2009](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/033.
- MPO. 2011a. [Compte-rendu du Processus de consultation régional de l'examen du Programme communautaire de surveillance aquatique \(PCSA\) et de son utilité pour renseigner sur la santé écologique des baies et des estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent, les 17 et 18 mars, 2010](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2011/029.
- MPO. 2011b. [Compte rendu du processus de consultation scientifique régional sur la populations de crabes verts Européens \(*Carcinus maenas*\) et sur les mesure d'atténuation à Terre-Neuve](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu. 2011/020.
- MPO. 2016. Zone de Protection Marine de Basin Head: 2014 Plan.de gestion opérationnel, Série sur la Gestion de Basin Head. 2016/01: viii + 40p.
-

-
- MPO. 2020. [Examen de l'efficacité des activités de surveillance dans la zone de protection marine de Basin Head pour évaluer l'atteinte des objectifs de conservation](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/003.
- Pickering, T., Poirier, L., Barrett, T., McKenna, S., Davidson, J., and Quijón, P.A. 2017. Non-indigenous predators threaten ecosystem engineers: interactive effects of Green crab and oyster size on American oyster mortality. *Marine Environmental Research* 127: 24-31.
- Prince, J.S., and Kingsbury, J.M. 1973 The ecology of *Chondrus crispus* at Plymouth, Massachusetts. III. Effect of elevated temperature on growth and survival. *Biol. Bull.* 145: 580–588.
- Reusch, T.B.H., and Chapman, A.R.O. 1995. Storm effects on eelgrass (*Zostera marina* L.) and Blue Mussel (*Mytilus edulis* L.) beds. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.* 192: 257-271.
- Reynoldson, T.B., Norris, R.H., Resh, V.H., Day, K.E., and Rosenberg, D.M. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16: 833-852.
- Riedel, B., Pados, T., Pretterebner, K., Schiemer, L., Steckbauer, A., Haselmair, A., Zuschin, M., and Stachowitsch, M. 2014. Effect of hypoxia and anoxia on invertebrate behaviour: ecological perspectives from species to community level. *Biogeosciences* 11, 1491–1518.
- Rosenberg, D.M., Reynoldson, T.B., and Resh, V.H. 2000. Establishing reference conditions in the Fraser River catchment, British Columbia, Canada, using the BEAST (Benthic Assessment of SedimentT) predictive model. *In* Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. *Edited by* J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, and M.T. Furse. Freshwater Biological Association, Ambleside, U.K. pp. 181-194.
- Schein, A., Courtenay, S.C., Crane, C., Teather, K.L., van den Heuvel, M.R. 2011. The Role of Submerged Aquatic Vegetation in Structuring the Nearshore Fish Community within an Estuary of the Southern Gulf of St. Lawrence. *Estuaries and Coasts* 35: 799-810.
- Sharp, G., Semple, R., Vandermeulen, H., Wilson, M., LaRocque, C. and Nebel, S. 2010. The Basin Head *Chondrus* (*Chondrus crispus*) population abundance and distribution 1980 to 2008. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/054. vi + 32 p.
- Sharp, G., Semple, R., Connolly, K., Blok, R., Audet, D., Cairns, D., and Courtenay, S. 2003. Ecological assessment of the Basin Head lagoon: A proposed Marine Protected Area. *Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2641, 69 pp.
- Sieburth, J.M. 1969. Studies on algal substances in the sea III. The production of extracellular organic matter marine algae. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.* 3(3): 290-309.
- Tallis, H.M., Ruesnick, J.L., Dumbauld B., Hacker, S., and Wisehart, L.M. 2009. Oysters and aquaculture practices affect eelgrass density and production in a Pacific Northwest estuary. *J. Shellfish Res.* 28: 251-261.
- Thériault, M.-H., and Courtenay, S. 2010. Overview analyses of the Community Aquatic Monitoring Program (CAMP) in the Basin Head Lagoon from 2002 to 2008. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/001. iv + 34 p.
- Valiela, I., Collins, G., Kremer, J., Laitha, K., Geist, M., Seely, B., Brawley, J., and Sham, C.H. 1997. Nitrogen loading from coastal watersheds to receiving estuaries: New method and application. *Ecological Applications* 7(2): 358–380.
-

-
- Van den Heuvel, M.R. 2009. Site specific guidelines for phosphorus in relation to the water quality index calculations for Prince Edward Island. Prepared for the PEI Department of Environment, Energy and Forestry. 35 p.
- Van Sickle, J., Hawkins, C.P., Larsen, D.P., and Herlihy, A.T. 2005. A null model for the expected macroinvertebrate assemblage in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 178-191.
- Vaquer-Sunyer, R., and Duarte, C.M. 2008. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105: 15452–15457.
- Zebarth, B.J., Danielescu, S., Nyiraneza, J.M., Ryan, C., Jiang, Y., Grimmett, M., and Burton, D.L. 2015. Controls on nitrate loading and implications for BMPs under intensive potato production systems in Prince Edward Island, Canada. *Groundwater Monitoring and Remediation*. 35: 30-42.