Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts

Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada

Sous la coordination de

Pascal Bernatchez

Serge Jolicoeur

Jean-Pierre Savard

Mars 2016









Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

UNIVERSITÉ DE MONCTON

OURANOS

Équipe de réalisation

Coordination
Pascal Bernatchez, Ph. D.
Professeur titulaire de la Chaire du Québec en géoscience côtière
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières (LDGIZC)
Département de biologie, chimie et géographie
Université du Québec à Rimouski
Courriel : pascal_bernatchez@uqar.ca

Serge Jolicoeur, Ph. D.
Département d'histoire et de géographie
Université de Moncton
Courriel : serge.jolicoeur@umoncton.ca

Jean-Pierre Savard, M.Sc.
Coordonnateur scientifique du programme " Environnement maritime "
OURANOS
Courriel : savard.jean-pierre@ouranos.ca

Professionnelles de recherche, Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR (Québec)
Chantal Quintin, M. Sc.
Numérisation des écosystèmes, analyse spatiale (SIG), développement de l'approche méthodologique (indice), revue de littérature et analyse bibliométrique, analyse des résultats et rédaction du rapport
Courriel : chantal_quintin@uqar.ca

Maude Corriveau, M. Sc.
Analyse des résultats et rédaction du rapport
Courriel : maude_corriveau@uqar.ca

Susan Drejza, M.Sc.
Réalisation du recueil cartographique numérique et révision du rapport
Courriel : susan_drejza@uqar.ca

Professionnels de recherche (Nouveau-Brunswick)
Hédia Sammari
Département d'histoire et de géographie, Université de Moncton

Stéphane O'Carroll
Département d'histoire et de géographie, Université de Moncton
Courriel : geolittoral@gmail.com

Collaboration
François Morneau, M. Sc., Coordonnateur de programme, Ouranos

Photographies de la page couverture :
Québec maritime : marais maritime à Kamouraska; terrasse de plage à Sainte-Flavie; marais maritime à Montmagny; marais maritime à Rivière-du-Loup (source : LDGIZC-UQAR, 2010).
Nouveau-Brunswick : Vue aérienne du secteur de Pointe Belloni – Pointe Carron; Enrochement au point d'ancrage de la Pointe Carron; Dune littorale, secteur de L'Aboiteau.

Référence à citer :

Bernatchez, P., Jolicoeur, S., Quintin, C., Savard, J.-P., Corriveau, M., O'Carroll, S., Bérubé, D., Garneau, M., Chmura, G.L., Nguyen-Quang, T., Lieou, C.K., Torio, D., Van Ardenne, L., Sammari, H., St-Pierre, M. 2016. Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada, mars 2016, 189 p. + annexe.

Remerciements
La présente étude a été réalisée avec l'appui financier du ministère des Ressources naturelles Canada et du consortium sur la climatologie régionale et l'adaptation aux changements climatiques (OURANOS).

Ressources naturelles Canada
Natural Resources Canada
Canada

OURANOS

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX ..... **III**

LISTE DES FIGURES ..... **V**

SOMMAIRE DÉCISIONNEL ..... **IX**

INTRODUCTION **1**

OBJECTIFS **4**

STRUCTURE DU RAPPORT **6**

RÉFÉRENCES **7**

1. QU'EST-CE QUE LE *COASTAL SQUEEZE* ? **10**

1.1. ORIGINE ET DÉFINITION DU *COASTAL SQUEEZE* 11
1.2. L'ÉVOLUTION DU TERME À PARTIR D'UNE ANALYSE BIBLIOMÉTRIQUE 12
1.3. DÉFINITION DU *COASTAL SQUEEZE* DANS LE CADRE DE CETTE ÉTUDE 15
1.4. RÉFÉRENCES 17

2. QUEL EST L'IMPACT DU *COASTAL SQUEEZE* SUR LES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS MEUBLES AU QUÉBEC MARITIME ? **19**

2.1. INTRODUCTION 20
2.1.1. Les écosystèmes côtiers du Québec maritime; fragilisés par les activités humaines et les aléas côtiers *20*
2.1.2. Évolution du niveau marin au Québec maritime *21*
2.2. PORTRAIT DE LA SUPERFICIE DES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS MEUBLES AU QUÉBEC MARITIME 23
2.2.1. Méthodologie *23*
2.2.2. Résultats *26*
2.3. NIVEAU DE SENSIBILITÉ DES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS MEUBLES AU *COASTAL SQUEEZE* D'ICI 2060 ET 2100 29
2.3.1. Méthodologie *29*
2.3.2. Résultats *36*
2.4. ÉVOLUTION DE LA SUPERFICIE DES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS AU COURS DES 50 DERNIÈRES ANNÉES ET IDENTIFICATION DES CAUSES ASSOCIÉES AUX CHANGEMENTS OBSERVÉS 47
2.4.1. Introduction *47*
2.4.2. Méthodologie *47*
2.4.3. Résultats *49*
2.5. NIVEAU DE VULNÉRABILITÉ DES SERVICES ÉCOLOGIQUES OFFERTS PAR LES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS D'ICI 2060 85
2.5.1. Méthodologie *86*
2.5.2. Résultats *88*
2.6. DISCUSSION SYNTHÈSE: BILAN DE L'ÉVOLUTION DES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS MEUBLES (ÉROSION-ACCUMULATION ET *COASTAL SQUEEZE*) ET PRINCIPAUX FACTEURS RESPONSABLES DES CHANGEMENTS OBSERVÉS 92
2.6.1. Estuaire moyen *93*
2.6.2. Estuaire maritime et golfe du Saint-Laurent *95*
2.6.3. Baie des Chaleurs *96*
2.6.4. Îles-de-la-Madeleine *97*
2.7. RÉFÉRENCES 98

3. QUEL EST L'IMPACT DU *COASTAL SQUEEZE* SUR LES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS DU NOUVEAU-BRUNSWICK 107

3.1. INTRODUCTION 108
3.2. PORTRAIT DES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS MEUBLES DU NOUVEAU-BRUNSWICK 108
3.2.1. Terminologie 108
3.2.2. Répartition des habitats côtiers du Nouveau-Brunswick 108
3.3. SENSIBILITÉ DES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS AU *COASTAL SQUEEZE* D'ICI 2100 À L'ÉCHELLE DU NOUVEAU-BRUNSWICK 111
3.3.1. Un premier indicateur relatif au coastal squeeze : la Distance de migration potentielle (DMP) 111
3.3.2. Un second indicateur relatif au coastal squeeze : la Superficie potentiellement érodée et submergée (SPÉS) 112
3.3.3. Un troisième indicateur relatif au coastal squeeze : la Superficie potentiellement érodée et submergée en contexte dynamique (SPÉS-D) 115
3.4. EXAMEN DU *COASTAL SQUEEZE* DANS DES SECTEURS REPRÉSENTATIFS : CHANGEMENTS OBSERVÉS DANS LES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS DEPUIS UNE CINQUANTAINE D'ANNÉES 117
3.4.1. Secteur de Le Goulet étendu (sous-secteur de Le Goulet-village) 119
3.4.2. Secteur de Pointe Belloni – Pointe Carron 122
3.4.3. Site de la Pointe Carron 126
3.4.4. Secteurs de L'Aboiteau et de Cadman Corner – Grant's Beach 127
3.5. EXAMEN DU *COASTAL SQUEEZE* DANS DES SECTEURS REPRÉSENTATIFS : MODÉLISATION NUMÉRIQUE DE LA MIGRATION DES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS AU XXI^{E} SIÈCLE 134
3.5.1. Méthodologie 134
3.5.2. Résultats de la modélisation numérique 141
3.6. APERÇU DE L'IMPACT DU *COASTAL SQUEEZE* SUR LES SERVICES ÉCOLOGIQUES OFFERTS PAR LES HABITATS CÔTIERS 155
3.7. RÉFÉRENCES 159

4. QUELLES STRATÉGIES D'ADAPTATION À PRIVILÉGIER POUR ATTÉNUER L'IMPACT DU *COASTAL SQUEEZE* ? 161

4.1. PROCESSUS D'ADAPTATION DES ÉCOSYSTÈMES CÔTIERS 161
4.1.1. Accrétion verticale 161
4.1.2. Migration latérale 164
4.2. L'ADAPTATION AU *COASTAL SQUEEZE* À L'INTERNATIONAL 167
4.3. MESURES DE GESTION LÉGISLATIVE ET ÉCOLOGIQUE ACTUELLES 175
4.3.1. Au Québec 175
4.3.2. Au Nouveau-Brunswick 183
4.3. RÉFÉRENCES 186

CONCLUSION 188

ANNEXE 1. RECUEIL CARTOGRAPHIQUE - QUÉBEC 190

Liste des tableaux

Tableau 1. Répartition selon la zone d'étude du nombre d'articles scientifiques où le terme *coastal squeeze* a été employé au moins à deux reprises entre 1991 et 2014 14
Tableau 2. Tendance de l'évolution du niveau marin pour l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent 22
Tableau 3. Définition des types d'écosystèmes côtiers meubles cartographiés 24
Tableau 4. Imagerie utilisée pour la numérisation des contours des écosystèmes côtiers meubles du territoire à l'étude 25
Tableau 5. Répartition du nombre et de la superficie des écosystèmes côtiers meubles au Québec maritime selon les divisions du Saint-Laurent 28
Tableau 6. Description des éléments considérés pour le calcul de la distance de migration potentielle (DMP) des écosystèmes côtiers meubles au Québec maritime 33
Tableau 7. Description et classification des critères pour le calcul de l'ISACS 35
Tableau 8. Répartition de la longueur des segments des écosystèmes côtiers meubles selon leur distance par rapport à un type de contrainte artificielle et naturelle 39
Tableau 9. Répartition du nombre d'écosystèmes côtiers selon leur distance de migration potentielle (DMP) par division du Saint-Laurent 46
Tableau 10. Répartition du nombre de segments d'écosystèmes côtiers selon les contraintes identifiées par divisions du Saint-Laurent 46
Tableau 11. Orthophotographies aériennes utilisées pour chacun des secteurs à l'étude 48
Tableau 12. Catégories utilisées pour l'analyse des changements observés pour les secteurs à l'étude 48
Tableau 13. Description des causes associées aux changements observés de la superficie des écosystèmes côtiers au cours des 50 dernières années 49
Tableau 14. Évolution des superficies (ha) des écosystèmes côtiers de Baie-des-Sables pour la période 1963-2009 50
Tableau 15. Évolution des superficies (ha) des écosystèmes côtiers de Penouille pour la période 1963-2008 56
Tableau 16. Évolution des superficies (ha) des écosystèmes côtiers de Sandy Beach pour la période 1948-2008 63
Tableau 17. Évolution des superficies (ha) des écosystèmes côtiers de Sept-Îles pour la période 1965-2006 70
Tableau 18. Indicateurs du sens de l'évolution du système côtier 77
Tableau 19. Évolution des superficies (ha) des écosystèmes côtiers de Pointe-aux-Loups pour la période 1963-2008 79
Tableau 20. Liste des services écologiques offerts selon le type d'écosystèmes côtiers 88
Tableau 21. Résultats de l'analyse surfacique des écosystèmes côtiers au cours de la période récente ainsi que celle prévisionnelle pour chaque site à l'étude 89
Tableau 22. Statistiques relatives aux habitats côtiers (BDTN1998) 110
Tableau 23. Pertes et gains des écosystèmes côtiers d'ici l'an 2100 selon la *SPÉS* (A) et selon la *SPÉS-D* (B) 114
Tableau 24. Superficie des secteurs, sous-secteurs et sites (ha), 1963/1966/1971-2011/2012 118

Tableau 25. Fourchettes d'altitude des unités de végétation (l'ordre des espèces est celui de leur distribution selon l'altitude) 141
Tableau 26. Résultats des modélisations fondées sur les données de terrain (automne 2014) Superficies des unités de marais présentes sur les sites en 2014 et projections pour 2050 et 2100. A. Pointe Carron, B. Grant's Beach 144
Tableau 27. Aperçu de certains services écologiques dans les quatre secteurs retenus dans cette étude 155

Liste des figures

Figure 1. Schéma illustrant la migration d'un marais maritime vers l'intérieur des terres (a) en l'absence de contraintes et (b) en présence d'une contrainte d'origine anthropique et (c) en présence d'une contrainte naturelle 3
Figure 2. Localisation du territoire à l'étude au Québec maritime 5
Figure 3. Localisation du territoire à l'étude au Nouveau-Brunswick 6
Figure 4. Nombre d'articles scientifiques dans lesquels le terme *coastal squeeze* a été employé au moins à deux reprises entre 1991 et 2014 14
Figure 5. Schéma illustrant les facteurs qui influencent le *coastal squeeze*. Déplacement de l'écosystème côtier en absence de contraintes (a). Déplacement de l'écosystème côtier bloqué par une contrainte naturelle (b). Déplacement de l'écosystème côtier bloqué par une contrainte anthropique (c et d) 16
Figure 6. Limite des formations végétales utilisée pour la numérisation de la surface des écosystèmes côtiers meubles du territoire à l'étude 25
Figure 7. Répartition de la superficie des écosystèmes côtiers meubles au Québec maritime 26
Figure 8. Schéma méthodologique montrant l'approche spatio-temporelle à multiéchelle 29
Figure 9. Schéma méthodologique de l'approche multicritère appliqué dans un SIG pour évaluer la sensibilité des écosystèmes côtiers au *coastal squeeze* d'ici 2060 et 2100 30
Figure 10. Détermination de la distance de migration potentielle (DMP) par classe dans un SIG 32
Figure 11. Répartition de la longueur des segments des écosystèmes côtiers meubles selon leur distance de migration potentielle 37
Figure 12. Cartographie du potentiel de migration des écosystèmes côtiers à l'échelle de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (en haut) et à une échelle plus fine, secteur de la MRC de Kamouraska et de L'Islet (en bas) 38
Figure 13. Contraintes artificielles présentes le long du Saint-Laurent. Présence d'aboiteaux près de marais maritimes, Kamouraska (en haut à gauche), terrasses de plage et plages à proximité de bâtiments et de la route 132, Sainte-Flavie (en haut à droite), route 199 sur un cordon-tombolo, Îles-de-la-Madeleine (en bas à gauche) et autoroute 20 près du marais maritime, Rivière-du-Loup (en bas à droite). 40
Figure 14. Superficie des écosystèmes côtiers susceptible d'être perdue selon les scénarios d'érosion et de submersion côtière d'ici 2060 (en haut) et 2100 (en bas) 41
Figure 15. Répartition du niveau de sensibilité au *coastal squeeze* selon la superficie des écosystèmes côtiers d'ici 2060 (à gauche) et 2100 (à droite) 42
Figure 16. Répartition de la superficie des écosystèmes côtiers meubles selon leur niveau de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060 et 2100 43
Figure 17. Localisation et répartition des écosystèmes côtiers meubles en fonction de leur niveau de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060 et 2100 selon les divisions du Saint-Laurent 45
Figure 18. Secteurs retenus pour l'analyse du bilan des pertes et des gains de la superficie des écosystèmes côtiers au cours des 50 dernières années. 47
Figure 19. Cartographie de la superficie des écosystèmes côtiers de la zone analysée de Baie-des-Sables pour la période de 1963 à 2009 51

Figure 20. Bilan des gains et des pertes de superficie (ha) des terrasses de plages pour le site de Baie-des-Sables pour la période 1963-2009 52
Figure 21. Causes des pertes et des gains des terrasses de plage pour le site de Baie-des-Sables pour la période 1963-2009 52
Figure 22. Recul d'un tronçon routier de la route 132 à Baie-des-Sables 53
Figure 23. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de plages pour le site de Baie-des-Sables pour la période 1963-2009 54
Figure 24. Causes des pertes et des gains d'écosystème de plage pour le site de Baie-des-Sables pour la période 1963-2009 54
Figure 25. Cartographie de la superficie des écosystèmes côtiers de la zone analysée de Penouille pour la période de 1963-2008 57
Figure 26. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de marais pour le site de Penouille pour la période 1963-2008 58
Figure 27. Causes des pertes et des gains d'écosystème de marais pour le site de Penouille pour la période 1963-2008 58
Figure 28. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de flèche littorale pour le site de Penouille pour la période 1963-2008 59
Figure 29. Causes des pertes et des gains d'écosystème de flèche littorale pour le site de Penouille pour la période 1963-2008 60
Figure 30.Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de plages pour le site de Penouille pour la période 1963-2008 61
Figure 31. Causes des pertes et des gains d'écosystème de plages pour le site de Penouille pour la période 1963-2008 61
Figure 32. Cartographie de la superficie des écosystèmes côtiers de la zone analysée de Sandy Beach pour la période de 1948 à 2008 64
Figure 33. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de flèche littorale pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008 65
Figure 34. Causes des pertes et des gains d'écosystème de flèche littorale pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008 65
Figure 35. Ensablement du marais maritime, Sandy Beach, 2010 66
Figure 36. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de marais pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008 67
Figure 37. Causes des pertes et des gains d'écosystème de marais pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008 67
Figure 38. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de plages pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008 68
Figure 39. Causes des pertes et des gains d'écosystème de plages pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008 68
Figure 40. Cartographie de la superficie des écosystèmes côtiers de la zone analysée de Sept-Îles pour la période de 1965 à 2006 71
Figure 41. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de terrasses de plage pour le site de Sept-Îles pour la période 1965-2006 72
Figure 42. Causes des pertes et des gains d'écosystème de terrasses de plage pour le site de Sept-Îles pour la période de 1965-2006 73

Figure 43. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de flèche littorale pour le site de Sept-Îles pour la période 1965-2006 74
Figure 44. Causes des pertes et des gains d'écosystème de flèche littorale pour le site de Sept-Îles pour la période de 1965-2006 74
Figure 45. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de flèche littorale pour le site de Sept-Îles pour la période 1965-2006 75
Figure 46. Causes des pertes et des gains d'écosystème plages pour le site de Sept-Îles pour la période 1965-2006 76
Figure 47. Empiètement anthropique sur les écosystèmes côtiers entre 1965 et 2006, Sept-Îles78
Figure 48. Cartographie de la superficie des écosystèmes côtiers de la zone analysée de Pointe-aux-Loups pour la période 1963 à 2008 80
Figure 49. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de cordon-tombolo pour le site de Pointe-aux-Loups pour la période 1963-2008..... 81
Figure 50. Causes des pertes et des gains d'écosystème de cordon-tombolo pour le site de Pointe-aux-Loups pour la période 1963-2008..... 81
Figure 51. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de plages pour le site de Pointe-aux-Loups pour la période 1963-2008..... 82
Figure 52. Causes des pertes et des gains d'écosystème de plages pour le site de Pointe-aux-Loups pour la période 1963-2008 83
Figure 53. Tronçon de la route 199 sur le cordon-tombolo, Pointe-aux-Loups, Îles-de-la-Madeleine..... 84
Figure 54. Cadre conceptuel de la mesure des biens et services écosystémiques 85
Figure 55. Effet des changements climatiques et de la hausse du niveau de la mer sur les écosystèmes côtiers et les services écologiques rendus aux communautés côtiers 86
Figure 56. Évaluation de la vulnérabilité des services écologiques..... 91
Figure 57. Terminologie : Flèches littorales, Îles-barrières, habitats côtiers et terres non côtières 108
Figure 58. Répartition des 13 464 hectares d'habitats côtiers du littoral étudié, par régions et par type d'habitat (BDTN1998)..... 109
Figure 59. Croquis illustrant les classes de distance de migration potentielle (DMP) 111
Figure 60. Proportion des types d'habitats dont la *DMP* est de moins de 100 m (A) et de moins de 25 m (B) (BDTN1998)..... 112
Figure 61. Croquis illustrant les pertes de superficies potentielles. A) La superficie potentielle érodée et submergée (*SPÉS*), B. La superficie potentiellement érodée et submergée en contexte dynamique (*SPÉS-D*) 113
Figure 62. Plage Downing (Cap-des-Caissie, Détroit de Northumberland) : enrochement et *DMP* nulle 114
Figure 63. Localisation des quatre secteurs représentatifs retenus pour cette étude 117
Figure 64. Développement résidentiel sur la flèche de la Pointe Carron, 1966 et 2012 118
Figure 65. Sous-secteur de Le Goulet-village, 1963 et 2012 120
Figure 66. Effet des tempêtes de décembre 2010, Sous-secteur de Le Goulet-village 121
Figure 67. Vue aérienne du secteur de Pointe Belloni – Pointe Carron..... 122
Figure 68. Artificialisation des falaises de la Pointe Belloni, 1966-2012..... 123

Figure 69. Artificialisation du trait de côte et absence de plage à marée haute sur 550 m au point d'ancrage de la Pointe Carron, 2012 123
Figure 70. Évolution de la flèche de la rivière Bass entre 1939 et 2012 125
Figure 71. Enrochement au point d'ancrage de la Pointe Carron, 2009 126
Figure 72. Évolution de la flèche de Robichaud entre 1945 et 2011, Secteur de L'Aboiteau 128
Figure 73. Recul du cordon littoral sur les milieux humides, Secteur de L'Aboiteau, 1944-2001 129
Figure 74. Recul de la dune littorale par transferts sableux dans le parc de Sandy Beach, Secteur de L'Aboiteau, 2005 130
Figure 75. Cartographie des habitas et des aménagements, Secteur de Cadman Corner – Grant's Beach, 2011 132
Figure 76. Allongement de la flèche de Grant's Beach, 1944-1971-2011 132
Figure 77. Localisation des transects et des stations de mesure et d'échantillonnage, sites de la Pointe Carron et de Grant's Beach, été et automne 2014 135
Figure 78. Modélisation du recul du cordon littoral de L'Aboiteau avec *ArcGIS* 137
Figure 79. Modélisation de l'Érosion du front du marais de Le Goulet-est avec *ArcGIS* 137
Figure 80. Modélisation de la migration de la plage estuarienne de la Pointe Carron avec *ArcGIS* 138
Figure 81. Résultats de la modélisation numérique du marais maritime du site de la Pointe Carron, A) Scénario « contraint » (*SLAMM/ArcGIS*), B) Scénario « libre » (*SLAMM/ArcGIS*) et C) Scénario « libre » (*ArcGIS* et données de terrain) 142
Figure 82. Résultats de la modélisation numérique du marais maritime du site de Le Goulet-est, scénario « contrait » (*SLAMM/ArcGIS*) 146
Figure 83. Résultats de la modélisation numérique du marais maritime du site de L'Aboiteau, scénario « libre » (*SLAMM/ArcGIS*) 148
Figure 84. Accrétion à l'extrémité du secteur de L'Aboiteau, 1971-2011 148
Figure 85. Résultats de la modélisation numérique du marais maritime du site de Grant's Beach, A) Scénario « contraint par la dynamique naturelle » *(SLAMM/ArcGIS)* et B) Scénario « libre » (*ArcGIS* et données de terrain) 150
Figure 86. Distance de migration projetée de la limite des terres côtières (limite interne de marais de transition) au site de Grant's Beach selon la modélisation avec *SLAMM* (2011-2100) 153

Sommaire décisionnel

Le projet « Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts » a débuté en 2013 avec le financement de Ressources naturelles Canada et d'Ouranos. D'une durée de deux ans, le projet réalisé par l'Université du Québec à Rimouski, l'Université de Moncton et Ouranos a pour objectif d'évaluer l'impact conjoint des changements climatiques et de l'activité humaine sur l'évolution des écosystèmes côtiers dans le GESL et d'examiner des pistes de solutions permettant d'atténuer les impacts. Le territoire d'étude couvre au Québec, de Berthier-sur-Mer sur la rive sud à Pointe-à-la-Croix dans la baie des Chaleurs et de Tadoussac à Natashquan sur la rive nord ainsi que les Îles-de-la-Madeleine et l'ensemble du littoral du golfe du Saint-Laurent du Nouveau-Brunswick. Le sommaire décisionnel présente les principaux constats pour le Québec maritime et pour le Nouveau-Brunswick.

Constats spécifiques au Québec maritime

Résultats à l'échelle du GESL

Portrait des écosystèmes côtiers meubles

Cette étude présente le premier portrait des écosystèmes côtiers meubles à l'échelle de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Sur une longueur de 3 306 km linéaires côtiers analysés, les écosystèmes côtiers meubles comptent pour 55 %. La superficie totale des écosystèmes côtiers meubles cartographiés et analysés totalise 11 363,82 ha et se répartit en cinq types (tableau A) : les plages (3 039 ha, soit 27 %), les marais maritimes (schorre supérieur; 2 956 ha, soit 26 %), les flèches littorales (2 310 ha, soit 20 %), les cordons-tombolos avec et sans dune (2 140 ha, soit 19 %) et les terrasses de plage (918 ha, soit 8%). Les écosystèmes côtiers sableux comptent ainsi pour 74 % de la superficie totale des écosystèmes meubles. Or, jusqu'à maintenant, ces écosystèmes ont été beaucoup moins étudiés que les marais maritimes. Les terrasses de plage constituent, avec les plages, l'écosystème le plus fréquent (nombre de fois qu'un habitat de terrasse de plage est répertorié). Étant généralement étroites, celles-ci ne comptent que pour 8 % de la superficie totale des écosystèmes côtiers analysés du GESL. Il est probable que, comparativement aux marais maritimes qui couvrent de vastes étendues, leur faible superficie ait fait en sorte qu'elles aient reçu moins d'attention. Il n'en demeure pas moins que celles-ci sont des écosystèmes importants qui assurent divers services écologiques.

Tableau A. Définition des types d'écosystèmes côtiers meubles cartographiés

Type d'écosystème	Exemple photographique	Définition
Marais maritime		Zones d'accumulation de sédiments fins colonisées par de la végétation herbacée inondée lors de la pleine mer supérieure de grande marée.
Terrasse de plage		Accumulation de sable ou de gravier littoral formée d'un replat colonisé par des plantes littorales (principalement ammophile à ligule courte et élyme des sables). Le replat de la terrasse est très rarement submergé par les marées. Le replat est parfois bordé dans sa partie inférieure par un talus d'érosion (microfalaise) de moins de 2 m de hauteur et sa surface est parfois affectée par l'activité éolienne. Il se forme alors des dunes bordières, ce qui est fréquent sur la Côte-Nord. La terrasse de plage peut être suivie à l'arrière-plage ou l'arrière-côte d'une falaise morte ou d'un terrain plat.
Tombolo et cordon littoral		Accumulation basse de sable ou de graviers qui relie la côte à un îlot souvent rocheux ou deux îlots rocheux entre eux. Ce type de côte est souvent bordé d'une lagune. Le cordon littoral peut ne pas être attaché à la côte et est souvent parallèle à celle-ci. Ces systèmes sont généralement dunifiés, notamment aux Îles-de-la-Madeleine. Ce système est recouvert d'une végétation littorale (principalement ammophile à ligule courte et élyme des sables).
Flèche littorale		Accumulation de sable ou de gravier qui s'attache d'un côté à la côte et qui s'étire généralement parallèlement à la côte; l'extrémité est libre. La zone de la flèche qui est rarement exposée aux vagues et aux marées est colonisée par des plantes littorales (principalement ammophile à ligule courte et élyme des sables).
Plage (au pied de falaises ou le long de côtes basses)		Accumulation de sable ou de gravier littoral située entre la flexure et la ligne de rivage. Les plages peuvent être localisées au pied d'une falaise ou le long de côtes basses.

Sensibilité des écosystèmes côtiers meubles au coastal squeeze

Le *coastal squeeze* est le processus lié à la perte de la superficie d'un écosystème côtier dû à la présence d'une contrainte physique naturelle ou anthropique limitant la migration naturelle de l'écosystème vers l'intérieure des terres en situation de hausse du niveau de la mer (figure A).

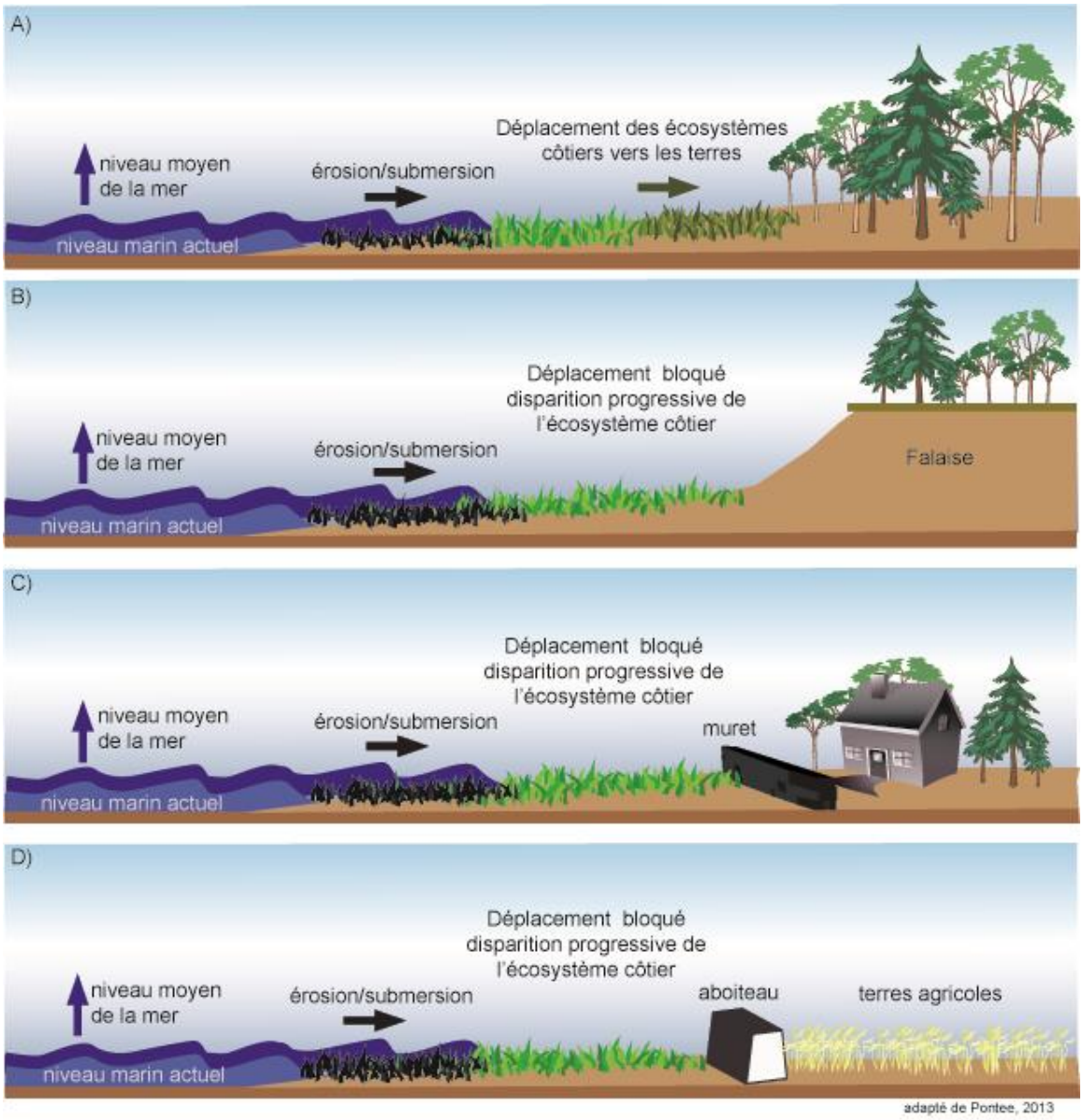
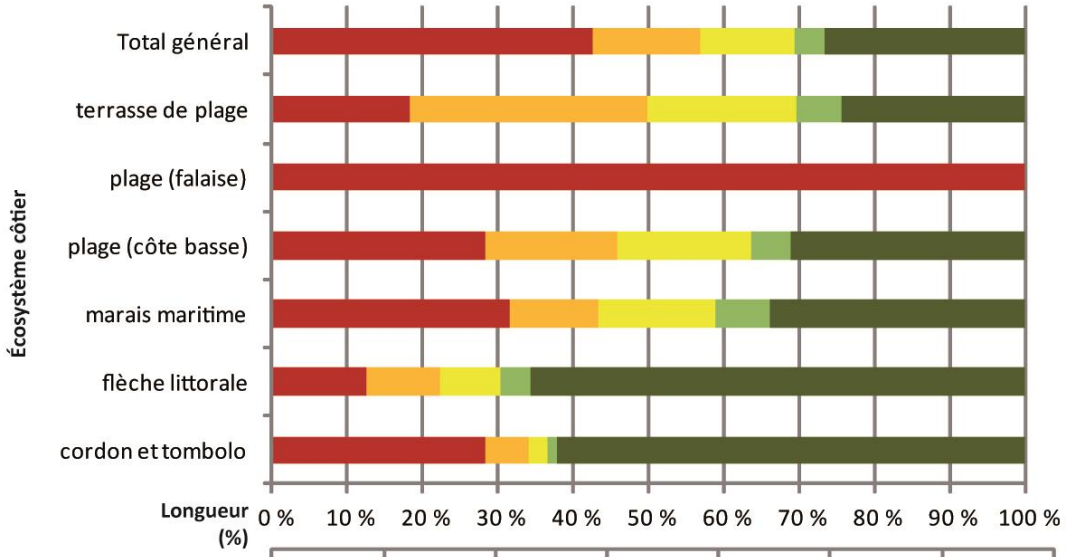


Figure A. Schéma illustrant les facteurs qui influencent le *coastal squeeze*. Déplacement de l'écosystème côtier en absence de contraintes (a). Déplacement de l'écosystème côtier bloqué par une contrainte naturelle (b). Déplacement de l'écosystème côtier bloqué par une contrainte anthropique (c et d).

Dans le cadre de cette étude, la distance entre la limite supérieure des écosystèmes côtiers et la première contrainte rencontrée vers l'intérieure des terres a été calculée sur des segments de 100 m. Tant les contraintes naturelles (falaise morte, embouchure d'un cours d'eau, rupture de pente) que les contraintes anthropiques (route, voie ferrée, bâtiment, ouvrage de défense côtière) ont été identifiées. En raison de la présence de ces contraintes, 43 % des écosystèmes côtiers meubles ont un potentiel de migration nul (inférieur à 5 m) et 57 % ont une capacité de migration inférieure à 30 m (figure B). Parmi l'ensemble des écosystèmes analysés, 50 % des terrasses de plage et 43 % des marais maritimes ont un potentiel de migration inférieur à 30 m (figure B). Les types d'obstacles susceptibles de freiner la migration des écosystèmes côtiers vers l'intérieur des terres ont été analysés lorsqu'ils étaient situés à moins de 95 m de leur limite supérieure (tableau B). Les résultats indiquent que près de 52 % des contraintes sont d'origines anthropiques représentant 795 km linéaires de segments d'écosystèmes côtiers. Plus du trois quarts des contraintes artificielles sont situées à moins de 30 m de la limite supérieure des écosystèmes côtiers. Parmi celles-ci, les ouvrages de défense côtière, les routes, les bâtiments et les aboiteaux représentent les longueurs respectives les plus élevées avec 266 km, 166 km, 96 km et 68 km (figure C). Quant aux principales contraintes naturelles localisées à moins de 30 m de la limite supérieure des écosystèmes côtiers, les falaises mortes représentent à elles seules 83 %.



	cordon et tombolo (km)	flèche littorale (km)	marais maritime (km)	plage (basse) (km)	plage (falaise) (km)	terrasse de plage (km)	Total général (km)
nulle (0-5 m)	29	13	78	235	476	63	894
faible (6-29 m)	6	10	29	146	0	108	299
modérée (30-69 m)	3	8	39	146	0	68	264
élevée (70-94 m)	1	4	18	43	0	20	86
très élevée (95 m et +)	63	67	84	260	0	84	558

Figure B. Répartition de la longueur des segments des écosystèmes côtiers selon leur distance de migration potentielle

Tableau B. Répartition de la longueur des segments des écosystèmes côtiers selon leur distance par rapport à un type de contrainte artificielle et naturelle

Type de contrainte	Artificielle					Naturelle					Total
	nulle (0-5 m)	faible (6-29 m)	modérée (30-69 m)	élevée (70-94 m)	sous-total	nulle (0-5 m)	faible (6-29 m)	modérée (30-69 m)	élevée (70-94 m)	sous-total	
	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km
Aboiteau	(4) 62,41	(0) 5,20	(0) 2,54	(0) 1,40	(5) 71,55						(5) 71,55
Bâtiment	(1) 14,91	(5) 80,92	(5) 73,02	(1) 14,60	(12) 183,46						(12) 183,46
Structure de protection	(17) 261,28	(0) 4,30	(0) 0,79	(0) 0,03	(17) 266,39						(17) 266,39
Quai	(0) 2,27	(0) 0,50	(0) 0,20		(0) 2,97						(0) 2,97
Voie ferrée	(0) 1,00	(0) 6,38	(0) 2,96	(0) 0,50	(1) 10,85						(1) 10,85
Route	(4) 68,48	(6) 97,45	(4) 67,55	(2) 25,84	(17) 259,31						(17) 259,31
Courbe de niveau (10 m)						(1) 14,67	(5) 75,21	(6) 90,30	(2) 34,38	(14) 214,56	(14) 214,56
Falaise morte						(30) 464,13	(2) 24,82	(1) 18,95	(0) 6,34	(33) 514,23	(33) 514,23
Cours d'eau						(0) 3,98	(0) 3,85	(0) 7,16	(0) 3,17	(1) 18,16	(1) 18,16
Total	(27) 410,35	(13) 194,76	(10) 147,06	(3) 42,37	(52) 794,53	(31) 482,48	(7) 103,89	(8) 116,40	(3) 43,89	(48) 746,95	(100) 1 541,48



Figure C. Contraintes artificielles présentes le long du Saint-Laurent. Présence d'aboiteaux près de marais maritimes, Kamouraska (en haut à gauche), terrasses de plage et plages à proximité de bâtiments et de la route 132, Sainte-Flavie (en haut à droite), route 199 sur un cordon-tombolo, Îles-de-la-Madeleine (en bas à gauche) et autoroute 20 près du marais maritime, Rivière-du-Loup (en bas à droite).

À partir de scénarios d'érosion côtière et de hausse du niveau marin relatif (scénario RCP 8.5 du GIEC (2013) corrigé pour tenir compte des variations isostatiques régionales (Koohzare et al., 2008)) pour l'horizon 2060 et 2100, un indice de sensibilité au *coastal squeeze* a été calculé (ISACS).

Cet indice est basé sur trois paramètres : 1) la distance de migration potentielle (DMP); 2) la superficie potentiellement érodée (SPÉ) et 3) la superficie potentiellement submergée (SPS). L'ISACS est calculé de la façon suivante :

$$\text{ISACS} = \text{DMP}(\text{SPÉ} + \text{SPS})$$

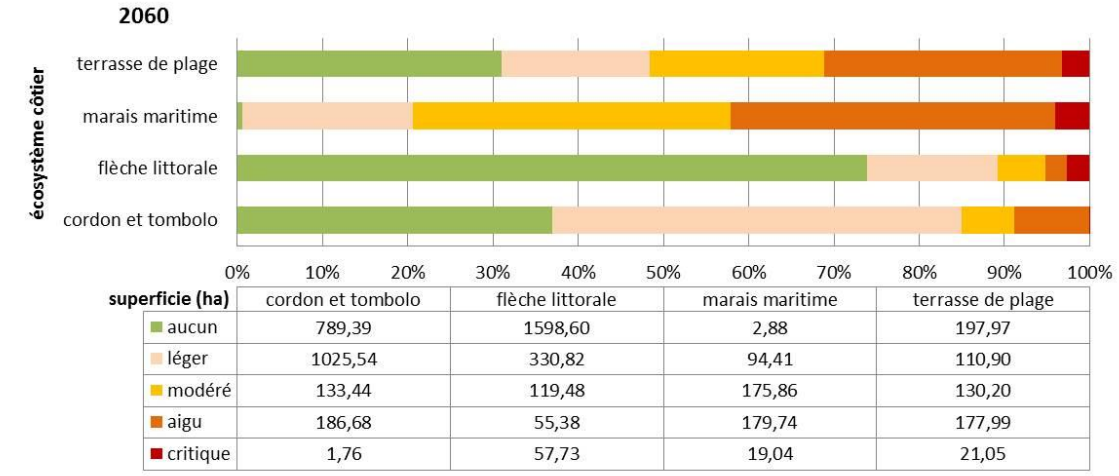
Compte tenu du manque de données sur l'évolution côtière des plages celles-ci ont été exclues de l'analyse de l'ISACS. De plus, en l'absence de données LiDAR et de scénarios d'érosion côtière pour certains secteurs, l'ISACS a pu être calculé pour 578 polygones (écosystèmes), ce qui représente 5 408,85 ha, soit 65 % de la superficie des écosystèmes étudiés.

Les résultats révèlent que d'ici 2060, plus du trois quarts des écosystèmes côtiers sont susceptibles d'être sensibles au *coastal squeeze*, ce qui représente 2 817 ha soit 52% de la superficie totale analysée. 13 % de la superficie des écosystèmes côtiers sont susceptibles d'avoir un niveau de sensibilité aigu à critique alors que 39 % présentent un niveau de sensibilité léger à modéré. D'ici 2100, près de 85% des écosystèmes côtiers sont susceptibles d'être

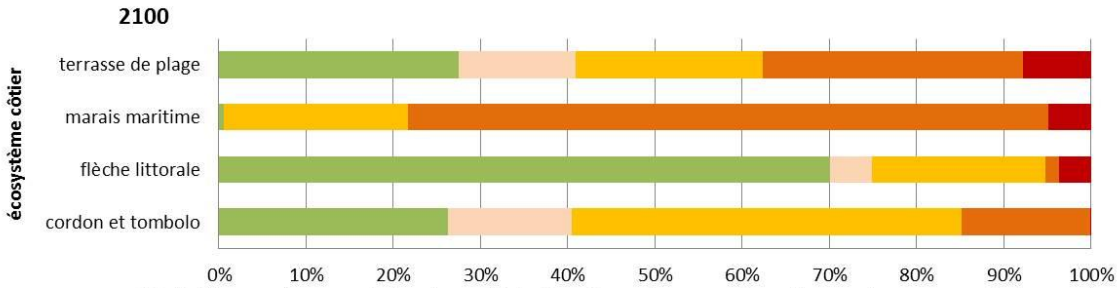
sensibles au *coastal squeeze*, représentant ainsi 3 152 ha, soit 58% de la superficie totale des écosystèmes analysés. 19 % de la superficie sont susceptibles d'avoir un niveau de sensibilité aigu à critique alors que 39 % présentent un niveau de sensibilité léger à modéré.

D'ici 2060 et 2100, la proportion du niveau de sensibilité aigu à critique des terrasses de plage au *coastal squeeze* passera de 31 % à 38 % alors que celui des marais maritimes passera de 42 % à 78 % (figure D). Les flèches littorales et les cordons-tombolos présentent une sensibilité beaucoup plus faible au *coastal squeeze* puisqu'entre 2060 et 2100, la proportion ne présentant aucune sensibilité au *coastal squeeze* passera de 74 % à 70 % pour les flèches littorales et de 37 % à 26 % pour les cordons-tombolos.

La rive sud du Saint-Laurent présente les écosystèmes côtiers les plus sensibles au *coastal squeeze* avec une proportion de 62 % dans la catégorie élevée à critique pour l'horizon 2060. Pour cette région, les contraintes artificielles représentent 75 % des types de contraintes (tableau C) et ce sont principalement des routes (28 %), des aboiteaux (27 %) et des bâtiments (14 %). Sur la rive nord du Saint-Laurent, 51 % des écosystèmes côtiers présentent une sensibilité au *coastal squeeze* qui est élevée à critique d'ici 2060. Pour la rive nord, les contraintes sont associées principalement à l'augmentation de la pente (38 %), suivi des bâtiments (28 %) et des routes (24 %). Enfin, un peu moins du tiers des écosystèmes côtiers des Îles-de-la-Madeleine présente une sensibilité élevée à critique au *coastal squeeze* (30 %) alors que 42 % ne présentent aucune sensibilité pour l'horizon 2060. Toujours pour les Îles-de-la-Madeleine, 82 % des contraintes sont artificielles (tableau C) et la principale contrainte est le réseau routier (74 %).



superficie (ha)	cordon et tombolo	flèche littorale	marais maritime	terrasse de plage
aucun	789,39	1598,60	2,88	197,97
léger	1025,54	330,82	94,41	110,90
modéré	133,44	119,48	175,86	130,20
aigu	186,68	55,38	179,74	177,99
critique	1,76	57,73	19,04	21,05



superficie (ha)	cordon et tombolo	flèche littorale	marais maritime	terrasse de plage
aucun	560,39	1513,86	2,88	175,91
léger	304,96	104,87		86,07
modéré	954,09	430,25	99,57	136,62
aigu	315,60	32,90	346,72	190,94
critique	1,76	80,13	22,98	50,23

Figure D. Répartition de la superficie des écosystèmes côtiers selon leur niveau de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060 et 2100

Tableau C. Répartition du nombre d'écosystèmes côtiers selon leur distance de migration potentielle (DMP) par division du Saint-Laurent

Division du Saint-Laurent	Distance de migration potentielle (DMP)										
	Contrainte artificielle					Contrainte naturelle					**Total général**
	nulle (0-5)	faible (6-29)	modérée (30-69 m)	élevée (70-94 m)	*total*	nulle (0-5 m)	faible (6-29 m)	modérée (30-69 m)	élevée (70-94 m)	*total*	
Îles-de-la-Madeleine	**57%**	**15%**	**8%**	**2%**	***82%***	**3%**	**7%**	**5%**	**4%**	***18%***	**100%**
Golfe du Saint-Laurent	57%	15%	8%	2%	*82%*	3%	7%	5%	4%	*18%*	**100%**
Rive Nord	**6%**	**22%**	**21%**	**6%**	***55%***	**5%**	**13%**	**19%**	**7%**	***45%***	**100%**
Estuaire maritime	5%	10%	13%	5%	*34%*	10%	21%	27%	9%	*66%*	**100%**
Golfe du Saint-Laurent	6%	28%	24%	7%	*66%*	3%	9%	15%	7%	*34%*	**100%**
Rive Sud	**40%**	**24%**	**8%**	**3%**	***75%***	**9%**	**6%**	**7%**	**3%**	***25%***	**100%**
Baie des Chaleurs	13%	19%	10%	5%	*47%*	38%	7%	5%	2%	*53%*	**100%**
Estuaire maritime	30%	36%	8%	3%	*76%*	2%	6%	11%	4%	*24%*	**100%**
Estuaire moyen	69%	11%	8%	3%	*90%*	0%	3%	4%	2%	*10%*	**100%**
Golfe du Saint-Laurent	19%	32%	6%	2%	*58%*	28%	11%	2%	1%	*42%*	**100%**
Total général	**30%**	**22%**	**13%**	**4%**	**69%**	**7%**	**8%**	**11%**	**5%**	**31%**	**100%**

Sensibilité des écosystèmes côtiers à l'érosion et la submersion

Outre le *coastal squeeze* qui affecte les écosystèmes côtiers, ils sont aussi susceptibles de perdre de leur superficie en raison de l'érosion côtière et de la submersion associée à la hausse du niveau de la mer. Sur une superficie totale analysée de 6 182 ha, la perte de la superficie des écosystèmes côtiers est estimée à 25 % en raison de l'érosion côtière d'ici 2060 (figure E). Quant à la perte de la superficie par la submersion, 23 % de la superficie totale analysée de 6 640 ha sera perdue d'ici 2060 (figure E). En 2100, ces chiffres s'élèvent pour atteindre une perte de 35 % de leur superficie associée à l'érosion côtière et de 41 % à la submersion.

Les marais maritimes et les terrasses de plage sont les écosystèmes côtiers qui sont susceptibles de perdre la plus grande superficie selon les scénarios d'érosion et de submersion côtières. Les scénarios d'érosion côtière montrent que la superficie des terrasses de plage diminuera de 40 % d'ici 2060 et de 45 % d'ici 2100, alors que la perte des marais maritimes (schorre supérieur) sera de 28 % en 2060 et de 35 % en 2100. Selon les scénarios de hausse du niveau de la mer, la superficie des marais maritimes (schorre supérieur) diminuera de 43 % en 2060 et de 74 % en 2100 par rapport à leur superficie initiale.

Il faut toutefois mentionner que ces résultats sont préliminaires puisqu'ils ne tiennent pas compte des apports sédimentaires pour le futur, et donc du bilan sédimentaire futur.

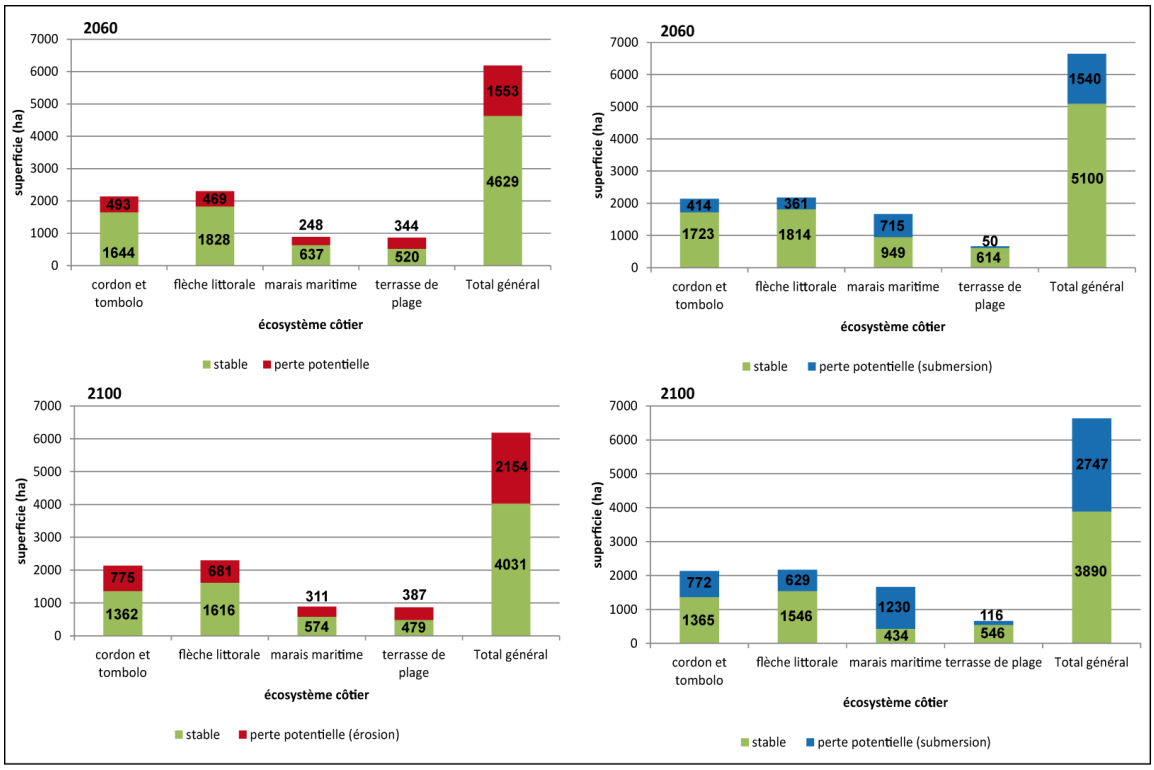


Figure E. Superficie des écosystèmes côtiers susceptible d'être perdue selon les scénarios d'érosion et de submersion côtières d'ici 2060 (en haut) et 2100 (en bas)

Résultats à l'échelle régionale

Une analyse rétrospective de cinq secteurs, situés dans La Matanie, à Sept-Îles, dans la baie de Gaspé et aux Îles-de-la-Madeleine, qui présentent une diversité d'écosystèmes côtiers et de dynamique d'évolution a été réalisée à partir de deux couvertures de photographies aériennes. Ces analyses ont permis de quantifier le bilan des pertes et des gains de la superficie des écosystèmes côtiers meubles au cours des 50 dernières années et d'identifier les causes associées aux changements observés.

Les résultats montrent l'importance de conserver un espace pour maintenir la capacité de migration des écosystèmes côtiers vers l'intérieur des terres, et ce particulièrement pour ceux qui sont sensibles à l'érosion et la submersion côtières. De manière générale, on constate une perte de superficie des écosystèmes côtiers meubles pour l'ensemble des secteurs analysés, à l'exception de celui de Baie-des-Sables où la terrasse de plage a connu un gain significatif de 76 % entre 1963 et 2009. Ce gain est attribuable principalement à un retrait anthropique (notamment un déplacement vers les terres d'un tronçon routier), mais aussi à la progradation du littoral ce qui indique un bilan sédimentaire plutôt positif. Des cinq secteurs, les changements les plus importants ont été observés à Sandy Beach et à Sept-Îles et dans une moindre mesure aux Îles-de-la-Madeleine. À Sandy Beach, la perte de superficie des plages (80

%) et de la flèche littorale (8%) est associée à l'érosion tandis que la perte d'un peu plus de 25 % de la superficie du marais est associée en bonne partie à son ensablement par la migration de la flèche littorale et dans une moindre mesure à l'érosion. À Sept-Îles, les causes des pertes de la superficie des écosystèmes côtiers sont principalement liées aux empiètements anthropiques et dans une moindre mesure à l'érosion. Aux Îles-de-la-Madeleine, l'érosion et le recul des cordons-tombolos entraînent une substitution au profit des plages, qui sont elles-mêmes fortement en érosion. Ce système est donc déficitaire. Les secteurs les plus stables ont été ceux de Baie-des-Sables et de Penouille. Ils ont bénéficié d'un bilan sédimentaire positif combiné à des actions de retraits stratégiques d'infrastructures humaines.

La hausse appréhendée du niveau de la mer pourrait changer la dynamique côtière dans certains secteurs actuellement stables, surtout si les apports sédimentaires ne sont pas suffisants et que la présence de contraintes d'origine anthropique situées à proximité des écosystèmes côtiers, contribue à augmenter leur sensibilité au *coastal squeeze* au cours des prochaines décennies. La réduction de la superficie des écosystèmes côtiers entraîne aussi un changement dans la structure et les fonctions des écosystèmes. La détérioration des écosystèmes côtiers réduit aussi la connectivité entre les écosystèmes intertidaux et supralittoraux. Les écosystèmes côtiers offrent une panoplie de services écologiques bénéfiques pour les populations. Or, le *coastal squeeze* entraîne la dégradation et dans certains cas la disparition des écosystèmes côtiers. Ces effets se répercutent sur les communautés côtières, notamment par la réduction du rôle de régulation des risques naturels côtiers et en affectant des activités traditionnelles et récréatives.

À la lumière des constats synthétisés ci-haut et décrits dans le présent rapport, nous émettons les **recommandations suivantes pour le Québec maritime** :

1) Adopter une réglementation pour réduire autant que possible l'artificialisation du littoral, ce qui consiste le plus souvent à accepter de perdre des terrains au profit des écosystèmes ou bien à choisir des solutions plus harmonieuses de l'environnement.
2) Favoriser des solutions qui favorisent l'accrétion et la restauration des écosystèmes côtiers.
3) Identifier les segments côtiers qui contribuent aux apports sédimentaires et en imposer une zone non-constructible permettant d'éviter la construction de résidences et de commerces au sommet de ces systèmes côtiers.
4) Déterminer un espace de liberté pour que les écosystèmes côtiers puissent migrer naturellement.
5) Revoir le processus de sélection des sites de conservation sur la base d'études scientifiques pour tenir compte de la viabilité des sites à long terme face au *coastal squeeze*.
6) Améliorer la sensibilisation à la problématique du *coastal squeeze* auprès des décideurs gouvernementaux (fédéral, provincial et municipal), des populations côtières et de la population en général. Il est nécessaire de faire connaître l'importance socio-écologique, culturelle et la valeur économique des écosystèmes côtiers, de faire

connaître leur vulnérabilité au *coastal squeeze* et d'expliquer les options de solutions disponibles pour atténuer le problème.

7) Renforcer la connaissance scientifique en identifiant les écosystèmes ayant un potentiel élevé de résilience ou d'accrétion verticale et de migration horizontale et ceux qui ne peuvent échapper à la disparition causée par le *coastal squeeze* et l'érosion côtière. Ces connaissances permettraient de mieux cibler les sites à protéger et d'éviter d'investir beaucoup d'efforts pour protéger des sites non résilients et voués de toute manière à la disparition. La recherche sur les écosystèmes littoraux devrait aussi porter sur leur rôle écologique et les liens entre ces écosystèmes et le milieu aquatique marin ainsi que le milieu terrestre (incluant les populations humaines).
8) S'assurer que les organismes voués à la concertation, notamment comme Stratégies Saint-Laurent, les Tables de concertation régionales pour la gestion intégrée du Saint-Laurent, les comités ZIP (zone d'intervention prioritaire) puissent avoir un financement qui garantit leur pérennité. La lutte visant à réduire le *coastal squeeze* et la perte des écosystèmes côtiers devrait faire partie d'un processus de gestion intégrée de la zone côtière qui tient compte à la fois de l'aménagement urbain, du développement économique et social, de l'accès au littoral et de l'exploitation des ressources.
9) Une partie importante et même critique de l'adaptation passera par l'acquisition de terrains situés au-dessus de la ligne actuelle des hautes eaux afin d'augmenter les espaces de liberté des écosystèmes côtiers. L'acquisition foncière requiert des fonds importants et la surveillance de l'application des règlements et des lois sur la protection des sites est tout aussi importante que l'acquisition elle-même. Il importe que la structure de financement de ces activités soit suffisante pour en permettre le développement rapide.
10) S'inspirer du Conservatoire du littoral français pour se doter d'un organisme sur le littoral qui serait voué à une gestion intégrée de la zone côtière avec un mode de gouvernance capable d'intégrer l'ensemble des acteurs, la capacité de soutenir un processus d'intégration et le pouvoir de développer et de mettre en œuvre des politiques et des solutions d'adaptation en zone côtière et d'acquérir et de gérer des terrains côtiers.

Constats spécifiques au Nouveau-Brunswick

Évolution historique récente des habitats côtiers représentatifs du Nouveau-Brunswick

L'évolution récente (1963-1966-1971/2011-2012) de quatre secteurs représentatifs montre à la fois l'importance des processus naturels dans la destruction, la transformation et la création de nouveaux habitats côtiers, et la présence d'une tendance au développement immobilier de la zone côtière (tous les secteurs). Ces développements n'ont pas forcément entraîné une importante modification directe des habitats côtiers dans les secteurs retenus (ce qui peut par contre être le cas dans beaucoup d'autres secteurs du littoral néobrunswickois du golfe du Saint-Laurent, telle la côte du Détroit de Northumberland entre Bouctouche et Cap Pelé, ce « front d'urbanisation du Grand Moncton »), mais ils peuvent favoriser le *coastal squeeze* par le confinement strict des habitats à l'intérieur des limites actuelles de la zone côtière (situation de

distance de migration potentielle nulle). Les développements peuvent aussi avoir un effet indirect sur les habitats côtiers par l'artificialisation du trait de côte, tel l'impact des enrochements subséquents à la construction de bâtiments trop près de la côte : en plus d'occuper l'espace et d'oblitérer des habitats côtiers (effet direct sur les plages, les dunes littorales ou la face des falaises), ces structures excluent du système littoral des sources de sédiments qui devraient alimenter la côte (effet indirect sur le bilan sédimentaire et la dynamique du système côtier, tant pour la réponse à court terme face aux tempêtes que pour l'évolution à plus long terme de la côte).

Sensibilité au *coastal squeeze* d'habitats types du Nouveau-Brunswick

Les indicateurs provinciaux (calculés en excluant les flèches littorales et îles barrières non développées) montrent que les plages et les dunes littorales sont actuellement les habitats côtiers les plus exposés au *coastal squeeze*, en grande partie à cause de l'attrait des côtes sableuses pour le développement immobilier : un obstacle était déjà présent à moins de 100 m derrière 28% des plages et 14,8% des dunes littorales en 1996 (figure F).

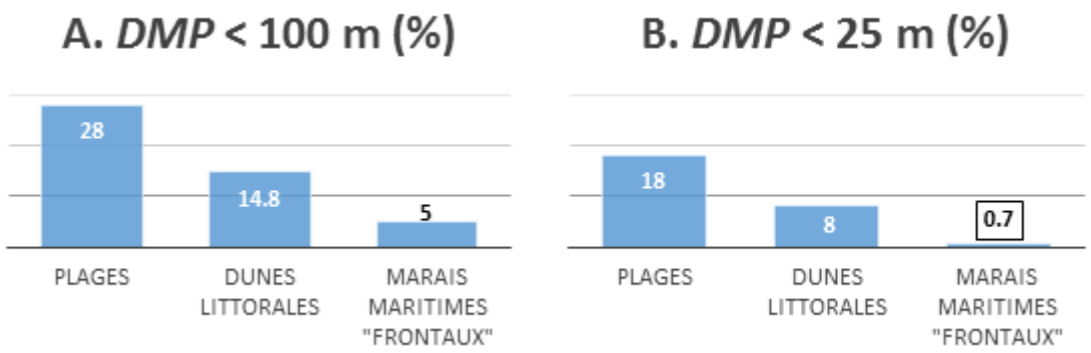


Figure F. Proportion des types d'habitats dont la DMP est de moins de 100 m (A) et de moins de 25 m (B) (BDTN1998)

À cette date, 18% des plages et 8% des dunes littorales de la côte néobrunswickoise du golfe du Saint-Laurent étaient à moins de 25 m d'un obstacle gênant leur migration), ces chiffres masquant l'opposition entre des secteurs peu développés et des secteurs urbanisés où une *distance de migration potentielle* (*DMP*) nulle est courante.

La *Superficie potentiellement érodée et submergée* (*SPÉS*) évalue le potentiel de pertes (en superficie) des trois types d'habitats à l'horizon 2100 à 74,4% (plages) et, 56,6% (dunes littorales). Elles seraient d'au moins 54,2% de l'ensemble des marais maritimes même si le calcul ne porte que sur les marais dits « frontaux ».

Au total, la *SPÉS* indique que ce sont 55% des habitats côtiers de cette côte qui seraient perdus d'ici l'an 2100 si tous les habitats étaient en situation de *coastal squeeze* dès maintenant (*DMP* nulle). L'enjeu est donc considérable pour les planificateurs.

La réponse des plages et des dunes littorales à la hausse du niveau marin relatif devrait être une migration vers l'intérieur des terres ; leur blocage entraîne au contraire leur érosion et leur submersion. Une partie des volumes de sable qui seront érodés des plages et des dunes littorales pourrait aller s'accumuler en d'autres endroits et y contribuer à la création d'habitat, mais un bilan net négatif reste prévisible d'ici l'an 2100. Cela dit, l'étude de l'évolution actuelle des plages reste à faire au Nouveau-Brunswick.

Le calcul de la *Superficie potentiellement érodée et submergé*e en contexte dynamique (*SPÉS-D*), calculé pour les seuls marais frontaux, montre qu'en permettant aux habitats côtiers de s'étendre sur les terres non côtières, à mesure que la hausse relative du niveau marin se produit, on permet la création de nouveaux habitats qui compensent les pertes par érosion et submersion : aux 3070 hectares perdus selon le calcul de la *SPÉS*, il faut opposer la création de 3450 hectares gagnés sur les terres non côtières, pour un gain net de 380 hectares de la superficie occupée par les marais frontaux d'ici l'an 2100. Ces résultats préliminaires justifient l'actualisation des données de la BDTN1998 et du calcul pour avoir un portrait plus juste de la situation telle qu'elle se présente actuellement.

Modélisation numérique de l'évolution des marais maritimes d'ici l'an 2100

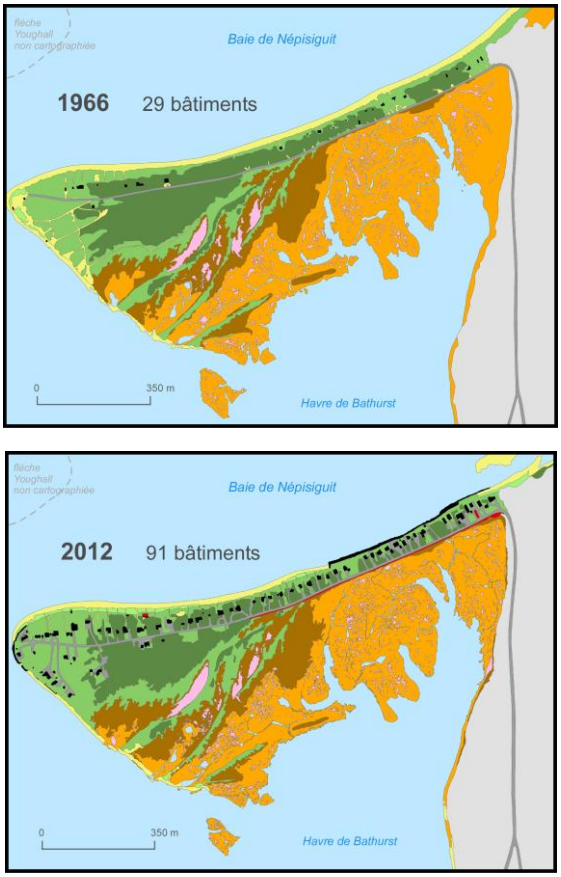
La modélisation numérique de l'évolution des marais maritimes d'ici l'an 2100 dans les quatre secteurs retenus confirme partout la tendance à la migration sur les terres non côtières, permettant des gains nets (Pointe Carron, rivière Bass, L'Aboiteau) ou limitant les pertes (Le Goulet-est, Grant's Beach).

Tous les secteurs montrent un abaissement de la position du (bas) marais côtier par rapport à la fourchette d'altitude du marnage *(tidal range)* : cette partie du marais, si elle peut en partie se maintenir à l'horizon de 2100, s'ennoie progressivement et, sans gains par extension sur les terres côtières, elle subirait des pertes nettes.

La comparaison des scénarios *libres* et *contraints* indique des pertes nettes potentielles de 2,7 hectares (Pointe Carron) et de 7,9 hectares (L'Aboiteau) si les infrastructures présentes dans la BDTN1998 (qui datent de 1996) étaient maintenues d'ici l'an 2100. Ce chiffre sous-estime la réalité puisque l'on sait que plusieurs nouveaux développements ont eu lieu depuis 1996.

Quelques recommandations de la gestion du territoire côtier et des écosystèmes pour le Nouveau-Brunswick

1. Dans le secteur de Pointe Belloni - Pointe Carron (Bathurst-est), le site de la **Pointe Carron** correspond à une basse flèche littorale qui s'est révélée vulnérable à la submersion (de la seule route d'accès) lors de tempêtes associées à des hauts niveaux d'eau ces dernières années : il serait déraisonnable de persister à développer ce secteur ou à y permettre la défense des développements déjà en place (figure G). ***Un aménagement durable devrait viser à terme l'abandon graduel de ces habitats côtiers et le retrait des infrastructures.***



*Voir la figure 65 pour la légende

Figure G. Développement résidentiel sur la flèche de la Pointe Carron, 1966 et 2012

2. Dans le sous-secteur de la **Pointe Belloni**, ***les développements au sommet des falaises devraient respecter une distance de retrait minimale*** tenant compte des taux d'érosion à long terme, avec révision régulière de ces taux à mesure que la réponse de l'érosion des falaises aux changements climatiques se précisera (figure H). Cette mesure est nécessaire pour ***éviter l'enrochement des falaises***, c'est-à-dire le rendre inutile pendant la durée de vie économique des constructions. Il faut aussi mettre de l'avant le ***principe selon lequel la défense des terrains ne justifie pas un enrochement*** puisque ce dernier a un impact sur le bilan sédimentaire du système côtier (en l'occurrence ici, sur l'évolution de la flèche littorale de la Pointe Carron et les propriétés qu'on y retrouve).

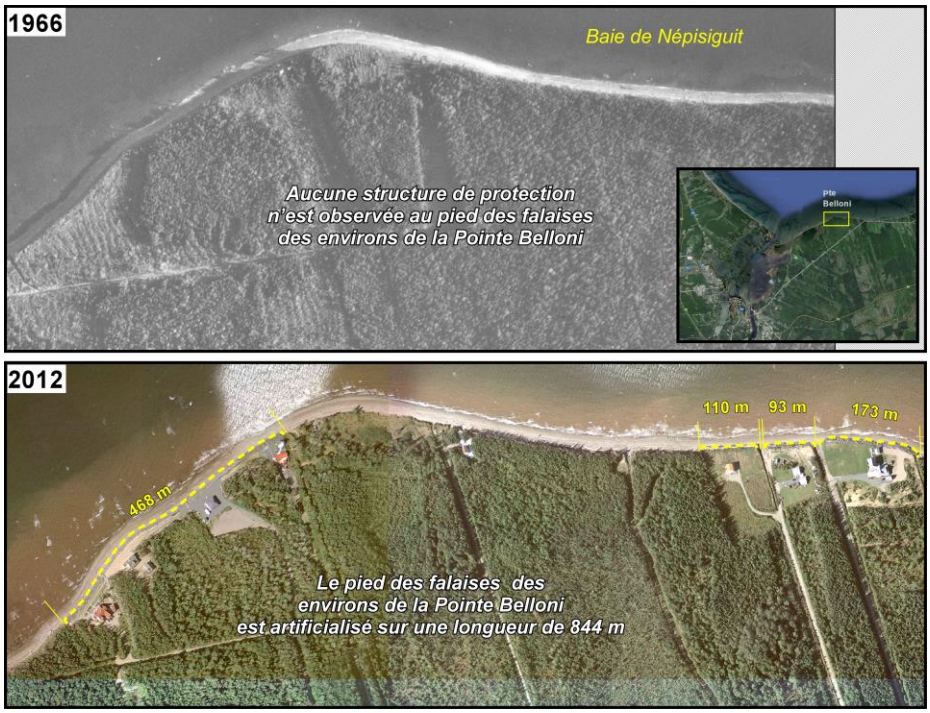


Figure H. Artificialisation des falaises de la Pointe Belloni, 1966-2012

3. Dans le secteur de **Le Goulet**, les modalités du recul du cordon littoral (couple plage/dune littorale) d'ici l'an 2100 restent à préciser. Le rythme du recul sur les milieux humides situés derrière et la réponse aux tempêtes (formation de brèches dans la dune, mise en place de nappes de débordement sableuses jusque dans les marais et les étangs) détermineront les pertes de superficie des milieux humides (par comblement) et la transformation de ceux qui sont dulcicoles (par contact accru avec les eaux marines).
    A) La hausse du niveau marin relatif devrait provoquer le recul de la *limite des terres côtières* vers l'intérieur, c'est-à-dire vers le village : comme partout ailleurs dans la province, ***le zonage municipal devrait tenir compte de cette mobilité pour éviter une situation de coastal squeeze et le développement de secteurs (déjà) vulnérables*** et qui le deviendront de plus en plus. Cette recommandation relève d'une ***attitude proactive face à l'application de la Politique de protection des zones côtières***.
    B) Il devrait y avoir maintien de la situation actuelle quant aux aménagements sur la ***côte sableuse du golfe*** (cordon littoral), où l'on ne retrouve qu'un enrochement en partie démantelé au site de l'ancienne usine *Marché de poisson Lanteig*ne. ***Le développement de tels sites et l'artificialisation abusive de la côte du Nouveau-Brunswick est à éviter désormais***, afin d'assurer au système côtier toute la flexibilité dont il a besoin pour s'ajuster au changement des conditions marines sur cette côte de forte énergie (exposition directe au bassin principal du golfe du Saint-Laurent) pendant le XXI^{e} siècle.

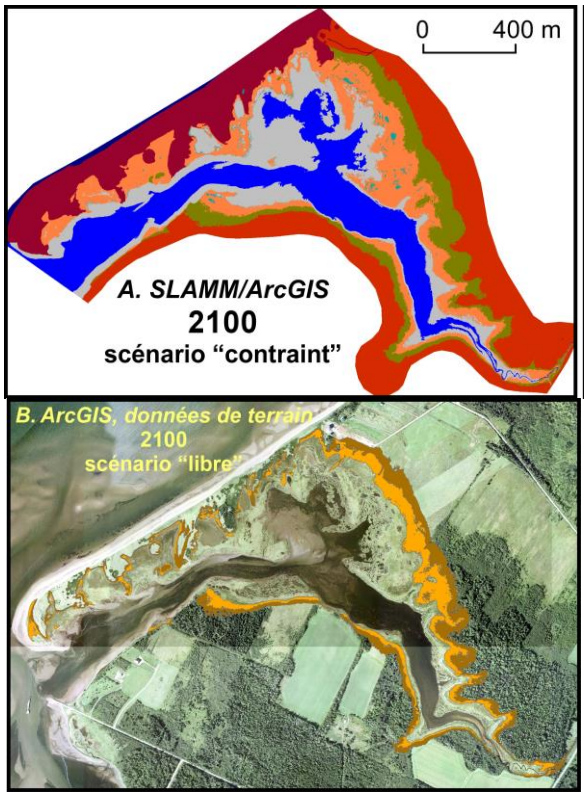
4. Dans le secteur de **L'Aboiteau** (Beaubassin-est et Cap Pelé), sur le front d'urbanisation actuel du Grand Moncton, on observe un dispositif semblable à celui de Le Goulet, quoique la crête dunaire soit ici assez élevée pour constituer une réelle protection face aux actions marines (érosion mais surtout submersion, lors de hauts niveaux marins).
    A) Le cordon littoral montre une stabilité relative dans la partie est du secteur, mais c'est une situation précaire car il y a des évidences de transferts sableux (tendance des dunes littorales au recul au site de ***Sandy Beac**h*) et la présence d'un chemin immédiatement à l'arrière de la dune littorale à l'est du bâtiment principal du **Parc de l'Aboiteau** correspond à une *DMP* nulle, ce qui augmente beaucoup la vulnérabilité des dunes face aux tempêtes et diminue d'autant leur capacité à protéger le marais maritime situé derrière : la largeur de la dune (entre le haut de plage et le chemin) n'est que de 4 m à un endroit. ***Il faudrait retirer ces obstacles au recul de la dune***, si lent soit-il.
    B) À l'**ouest du Parc de l'Aboiteau**, il y a eu recul du cordon littoral à un rythme croissant en allant vers l'ouest depuis la déstabilisation puis la disparition de l'ancienne flèche littorale de Robichaud (Robichaud, 1989) (figure I). Cette tendance persiste jusqu'au niveau de la rue Nicholas jusqu'en 2011 au moins. On assiste par ailleurs au remblaiement du marais pour le développement résidentiel, soit à une perte directe additionnelle de milieux humides, de même qu'à un développement jusqu'à la limite permise par la localisation actuelle de la limite des terres côtières, ce qui correspond à une situation de *coastal squeeze* puisqu'aucune migration des habitats côtiers n'est plus possible désormais. Ce secteur illustre bien l'importance d'établir un ***zonage tenant compte de la projection de la position future de la limite des terres côtières*** et, tout comme nous le proposons à Le Goulet, d'adopter une ***attitude proactive face à l'application de la Politique de protection des zones côtières***.

5. Dans le secteur de **Cadman Corner - Grant's Beach**, on observe une situation similaire à celle de la Pointe Belloni (voir #2, plus haut), à savoir un développement du haut des falaises, relativement ancien à Cadman Corner mais récent près de la Pointe Cadman. L'aménagement durable de ce secteur exige la prise en compte du taux de recul des falaises, tel qu'on le connaît actuellement mais à mesure qu'il pourrait changer avec les changements climatiques, pour éviter l'artificialisation (la plupart du temps un enrochement) des falaises et la déstabilisation du bilan sédimentaire du système côtier, dont l'impact pourrait affecter l'évolution de la côte plus à l'ouest, y compris de la flèche littorale de Grant's Beach. Comme à la Pointe Belloni, ce secteur souligne la nécessité de ***prévoir une distance de retrait suffisante pour les développements le long des côtes du Nouveau-Brunswick***.



Figure I. Recul du cordon littoral sur les milieux humides, Secteur de L'Aboiteau, 1944-2001 (l'année 1971 montre bien les formes et dépôts des tempêtes de 1970)

6. Les résultats de la modélisation de l'évolution du site de Grant's Beach sont inquiétants : dans une situation où (a) la projection de la hausse relative du niveau marin s'approche dans les deux secteurs du Détroit de Northumberland de la valeur la plus forte pour le XXI^{e} siècle sur la côte néobrunswikoise du golfe du Saint-Laurent (+77±38 cm, contre +78±38 cm dans la Baie Verte, 25 km au sud-est) et où (b) les apports sédimentaires (du ruisseau Grant) semblent insuffisants, une grande partie du marais s'ennoie à terme, tout particulièrement le (bas) marais côtier (figure J). Ces résultats seront validés par des travaux de terrain additionnels en 2016 car leur impact significatif en termes de conservation et de services écologiques montre l'***importance d'approfondir nos connaissances de la réponse des marais maritimes du Nouveau-Brunswick à la hausse du niveau marin relatif projetée d'ici l'an 2100***.



*Voir la figure 81 pour la légende *(SLAMM/ArcGIS)* ; Unités de la figure B : Brun (groupement à *S. Pectinata* et *J. balticus* ; orange : *J. gerardii* et *S. patens*).

Figure J. Résultats de la modélisation numérique du marais maritime du site de Grant's Beach. A. Scénario « contraint par la dynamique naturelle » *(SLAMM/ArcGIS)*, B. Scénario « libre » (*ArcGIS* et données de terrain)

Introduction

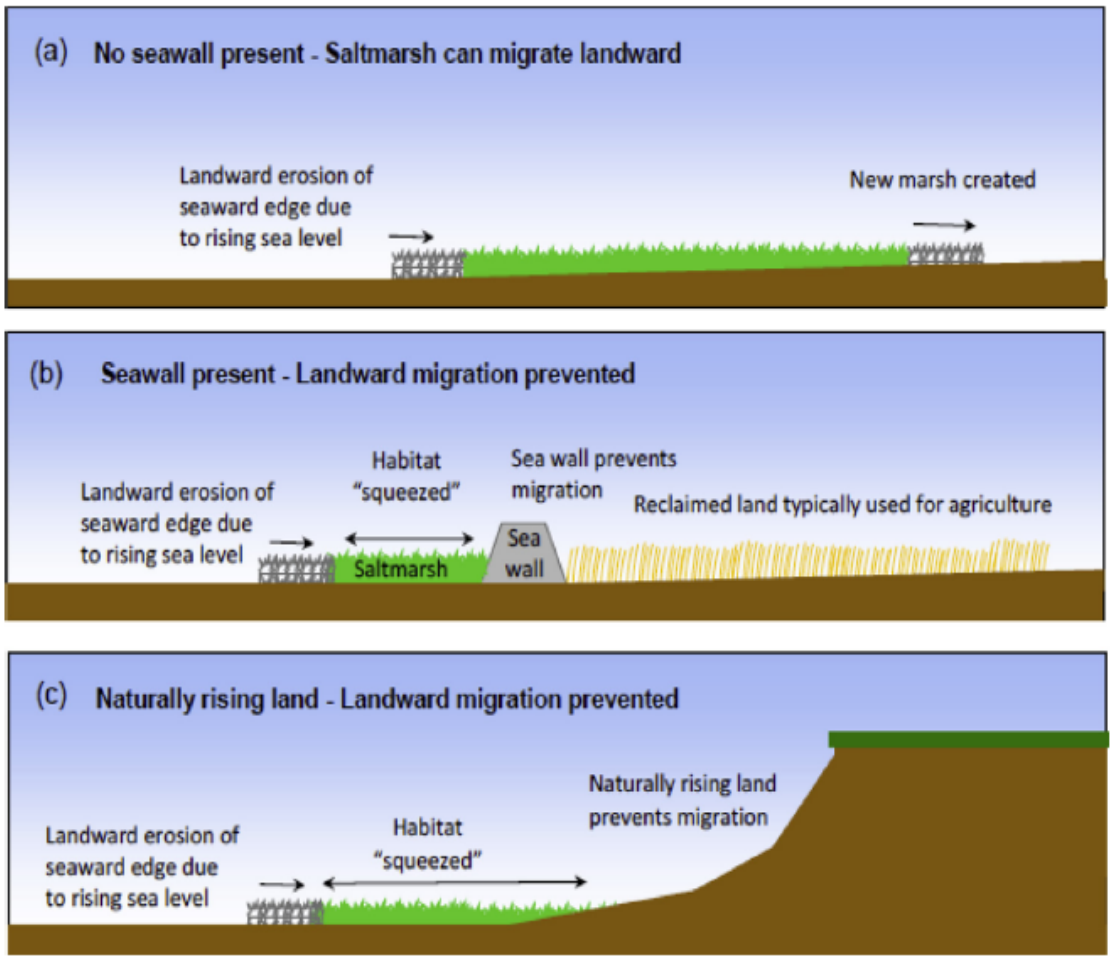
Il est maintenant reconnu que les changements climatiques et les perturbations à l'environnement mèneront à l'extinction de plusieurs espèces et à la réduction de la diversité des écosystèmes notamment pour ceux qui sont situés dans la zone côtière (GIEC, 2007). La dégradation ou la perte des écosystèmes peut nuire aux populations humaines et les rendre plus vulnérables aux aléas (UICN France, 2013). Un écosystème produit un éventail de services que les populations humaines utilisent à leur avantage. Les services écologiques sont généralement regroupés en cinq catégories : la régulation, l'approvisionnement, les services socioculturels, le support et la biodiversité (Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), 2006; UICN France, 2013). Parmi les écosystèmes côtiers, les marais maritimes et les habitats sableux (plages, terrasses de plages, flèches littorales, dunes, tombolos) font partie des écosystèmes qui fournissent une très grande diversité de services écologiques (Schleupner, 2008 ; Barbier *et al*., 2011; Conservatoire du littoral, 2011; Bernhardt et Leslie, 2013; UICN France, 2013) :

- ils participent à la production de la biomasse;
- ils interviennent dans le cycle et la qualité de l'eau par exemple en agissant comme des filtres naturels par l'absorption de contaminants par les plantes ou leur dégradation par des micro-organismes ; les écosystèmes sableux constituent aussi des aquifères qui alimentent en eau les populations;
- ils offrent des habitats en constituant des lieux d'alimentation, de reproduction, de fraie et de refuge pour plusieurs espèces, notamment les oiseaux ;
- les plages servent à de nombreuses espèces, dont des plantes, mollusques, crustacés, oiseaux ;
- ils sont bénéfiques pour l'économie, par exemple les marais sont des pouponnières à poisson, les plages servent de zones de fraie pour le capelan, donc ils contribuent à l'industrie de la pêche ;
- ils sont bénéfiques pour l'industrie écotouristique ;
- Ils contribuent au patrimoine culturel, spirituel et aux activités traditionnelles des collectivités ;
- les plages sont utilisées pour les activités récréatives ;
- ils assurent la connectivité entre les habitats infratidaux, intertidaux et supratidaux ;
- les plages et les marais atténuent l'énergie des vagues et assurent une protection du cadre bâti et des populations contre les aléas côtiers.

Ainsi, les écosystèmes côtiers fournissent divers services écologiques indispensables au maintien de la qualité de vie des populations locales. Dans le contexte des changements climatiques et de gestion des risques naturels en milieux côtiers, l'effet de régulation des évènements extrêmes offert par ces écosystèmes constitue un service écologique particulièrement important. En effet, ils constituent des zones tampons qui dissipent l'énergie et diminuent la hauteur des vagues avant que celles-ci n'atteignent la côte. Ces écosystèmes agissent ainsi comme une barrière naturelle et certains auteurs les considèrent même comme des infrastructures de protection (Barbier, 2012, Barbier *et al*., 2011; Conservatoire du littoral, 2011; Rikz *et al*., 2004). Lorsque

ces écosystèmes sont absents, en mauvais état ou en perte de superficie, les vagues frappent la côte avec une plus forte intensité et leur efficacité de protection n'est fort probablement pas suffisante pour atténuer ou réduire les dommages à l'environnement bâti. Dans le contexte des changements climatiques, plusieurs scientifiques s'accordent pour dire qu'il y aura une augmentation dans l'intensité des évènements météo-marins extrêmes et des aléas côtiers (Forbes *et al*., 2004; Geng et Sugi, 2003; Grinsted *et al*., 2012; Holland, 2012; Knutson *et al*., 2010; Rhein *et al*., 2013). Avec l'accélération récente de la hausse du niveau de la mer à l'échelle mondiale (Church et White, 2011; Boon, 2012; Cazenave *et al*., 2014; Jevrejeva *et al*., 2014; Nicholls et Cazenave, 2010; Rahmstorf *et al*., 2012), on prévoit aussi une réduction des temps de retour des évènements de vagues de tempête (GIEC, 2013). En atténuant les risques naturels côtiers tels que l'érosion et la submersion, la présence de ces écosystèmes le long de la côte réduit le degré d'exposition des populations locales et en augmente la résilience socioéconomique (Gedan *et al*., 2010).

Pour être en mesure d'offrir ses services écologiques, un écosystème doit être en bon état (UICN France, 2013). Or, les écosystèmes peuvent subir une détérioration directement attribuable aux activités anthropiques. Les ouvrages de protection côtière qui empiètent souvent sur les écosystèmes côtiers peuvent entraîner dans certains cas la disparition des plages et la perte de leurs services écologiques. Dans bien des cas, les structures de protection rigide entrainent un abaissement du niveau des plages ce qui augmente le risque de submersion (Bernatchez *et al*., 2011; Chini and Stansby, 2014; Dawson *et al*., 2009; Didier et al., 2015). En plus de la détérioration attribuable directement aux activités anthropiques décrites ci-haut, une combinaison de conditions environnementales et anthropiques peut affecter l'état des écosystèmes côtiers. Dans le contexte de l'accélération récente de la hausse du niveau de la mer à l'échelle mondiale, les écosystèmes côtiers s'adaptent en se déplaçant naturellement vers les terres. Toutefois, des contraintes naturelles, telles qu'une falaise morte, ou des contraintes d'origine anthropiques telles que des infrastructures (routières ou résidentielles) sur l'arrière-côte ou des ouvrages rigides de protection côtière, peuvent constituer une barrière contre la migration naturelle des écosystèmes. Ce phénomène est nommé le *coastal squeeze* (figure 1; Doody, 2004; 2013, Rikz *et al*., 2004; Pontee, 2013). Dans ces circonstances, l'espace d'accommodement des écosystèmes côtiers pour migrer au rythme de la hausse du niveau de la mer en est fortement réduit. Parallèlement, à l'accélération de la hausse du niveau de la mer, l'urbanisation croissante des zones côtières (Nicholls *et al*., 2008) engendre l'augmentation des contraintes artificielles en milieu côtier. La problématique du *coastal squeeze* pourrait donc prendre de l'ampleur particulièrement dans les zones bâties (Linhoss *et al*., 2015). Dans ce contexte, les écosystèmes côtiers seront de plus en plus fragilisés et subiront dans certains cas des pertes irréversibles.



Tiré de Pontee, 2013, d'après Doody, 2013.

Figure 1. Schéma illustrant la migration d'un marais maritime vers l'intérieur des terres (a) en l'absence de contraintes et (b) en présence d'une contrainte d'origine anthropique et (c) en présence d'une contrainte naturelle

Objectifs

Aucun portrait du phénomène du *coastal squeeze* et de ses impacts sur les écosystèmes côtiers n'avait été réalisé jusqu'à maintenant dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. N'ayant ni bilan des dommages passés, ni estimation des pertes futures, les décideurs publics ont peu de moyens de savoir si le problème lié au *coastal squeeze* est léger, aigu ou critique, s'il est urgent d'agir et où prioriser les actions. C'est dans ce contexte que ce projet vise principalement à évaluer l'impact conjoint des changements climatiques et de l'activité humaine sur l'évolution des écosystèmes côtiers dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) pour les régions du Québec et du Nouveau-Brunswick et d'examiner des pistes de solutions permettant d'atténuer les impacts. D'une durée de deux ans, le projet consistait à :

1. évaluer la sensibilité des écosystèmes côtiers au problème du *coastal squeeze* en fonction de scénarios de changements climatiques et de hausse du niveau marin relatif pour 2060 et 2100;

2. établir un bilan des changements de divers types d'écosystèmes côtiers du GESL au cours des 50 dernières années et en identifier les causes principales;

3. évaluer la vulnérabilité des services écologiques des écosystèmes côtiers pour l'horizon 2060;

4. documenter les solutions d'adaptation permettant d'atténuer ou de contrer les impacts anticipés sur les écosystèmes côtiers.

Localisation du territoire à l'étude au Québec maritime

Le territoire à l'étude du Québec maritime couvre trois des cinq régions du système hydrographique du Saint-Laurent (Groupe de travail Suivi de l'état du Saint-Laurent, 2014) : l'estuaire moyen (rive sud seulement), l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent (figure 2). Ceci représente un linéaire côtier de 3 306 km entre Berthier-sur-Mer sur la rive sud du Saint-Laurent et Pointe-à-la-Croix dans la baie des Chaleurs et de Tadoussac à Natashquan sur la rive nord du Saint-Laurent ainsi que les Îles-de-la-Madeleine. Notez que l'étude ne comprend pas les milieux insulaires (sauf les Îles-de-la-Madeleine), la rive nord de l'estuaire moyen et le secteur entre Natashquan et Blanc-Sablon sur la Basse-Côte-Nord.

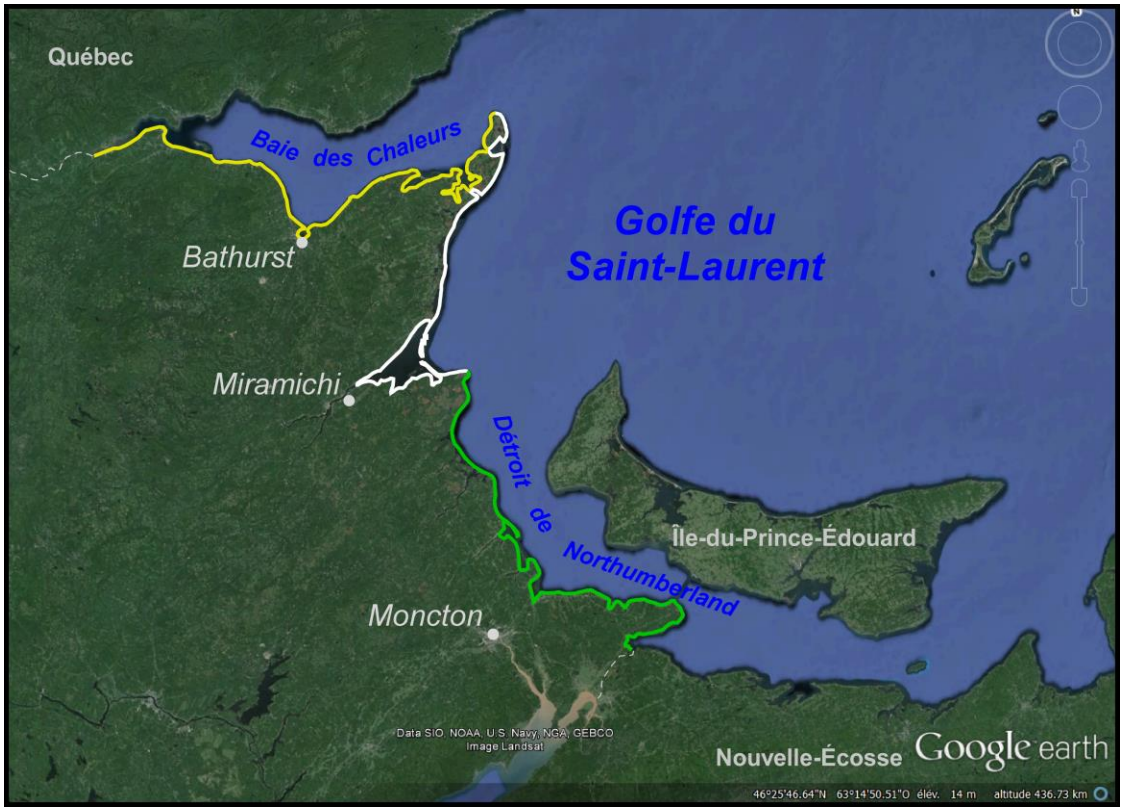


Figure 2. Localisation du territoire à l'étude au Québec maritime

Localisation du territoire à l'étude au Nouveau-Brunswick

Le territoire à l'étude au Nouveau-Brunswick couvre l'ensemble des côtes du golfe du Saint-Laurent, incluant des estuaires. Ceci représente un linéaire côtier de 3796 kilomètres, réparti entre trois régions (figure 3) :

- Baie des Chaleurs et l'ouest de la Péninsule acadienne : 935 km
- Est de la Péninsule acadienne, estuaire de la Miramichi et Parc national du Canada Kouchibouguac : 2015 km
- Détroit de Northumberland : 846 km



* Jaune : Baie des Chaleurs, Blanc : est de la Péninsule acadienne et estuaire de la rivière Miramichi, Vert : Détroit de Northumberland.

Figure 3. Localisation du territoire à l'étude au Nouveau-Brunswick

Structure du rapport

Le premier chapitre présente le phénomène du *coastal squeeze* à l'aide d'une revue de la littérature et d'une analyse bibliométrique, et ce, afin d'en tirer une définition opérationnelle qui sera utilisée dans le cadre de cette étude. Par la suite, ce rapport présente les résultats de recherche obtenus pour le Québec maritime (chapitre II) et pour le Nouveau-Brunswick (chapitre III). Les résultats permettent de réaliser : i) un portrait de la superficie des écosystèmes côtiers meubles du GESL; ii) un portrait global de l'impact du *coastal squeeze* sur les écosystèmes côtiers meubles d'ici 2060 et 2100 à l'aide de différents indices; iii) le bilan des pertes et des gains de la superficie des écosystèmes côtiers et l'identification des causes principales associées aux changements observés sur des « écosystèmes côtiers types » au cours des 50 dernières années iv) la modélisation de l'évolution des écosystèmes côtiers à l'échelle locale dans le cas du Nouveau-Brunswick et v) un bref aperçu de la vulnérabilité des services écologiques au *coastal squeeze* offerts par les écosystèmes côtiers.

Finalement, à la section 4, une revue de littérature sera présentée sur la gestion de la problématique associée au *coastal squeeze* à l'échelle internationale et des recommandations sont formulées visant à mettre en place des mesures pour atténuer son impact sur les écosystèmes côtiers du GESL.

Références

Barbier, EB., Hacker, SD., Kennedy, C., Koch, EW., Stier AC. et Silliman, BR., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological monographs, 81 (2) : 169-193

Barbier, EB., 2012. A spatial model of ecosystem services. Ecological economics, 78 : 70-79.

Bernhardt, JR. et Leslie, HM., 2013. Resilience to climate change in coastal marine ecosystems. Annual review of marine science, 5 : 371-392.

Bernatchez, P., Fraser, C., Lefaivre, D. et Dugas, S., 2011. Integrating anthropogenic factor, geomorphological indicators and local knowledge in the analysis of coastal flooding and erosion hazards. Ocean & Coastal Management, 54 : 621-632.

Boon, J. D., 2012. Evidence of Sea Level Acceleration at U.S. and Canadian Tide Stations, Atlantic Coast, North America. Journal of Coastal Research, 28(6) : 1437-1445.

Cazenave, A., Dieng, HB., Meyssignac, B., von Schuckmann, K., Decharme, B. et Berthier, E., 2014. The rate of sea-level rise. Nature climate change, 4 : 358-361.

Chini, N. et Stansby, P.K., 2014. Coupling TOMAWAC and EurOtop for Uncertainty Estimation in Wave Overtopping Predictions. [P. Gourbesville et al. (eds.)] Advances in Hydroinformatics, Springer Hydrogeology, DOI: 10.1007/978-981-4451-42-0_10, Springer Science+Business Media Singapore 2014.

Church, JA. et White, NJ., 2011. Sea-level from the late 19th to the early 21st century. Surveys in Geophysics, 32 : 585-602.

Conservatoire du littoral, 2011. Changement climatique et stratégie à long terme du conservatoire du littoral, rapport prospective. Disponible en ligne à : http://www.conservatoire-du-littoral.fr/include/viewFile.php?idtf=3019&path=5d%2F3019_403_2-Rapport_prospectif_VF.pdf

Dawson, R. J., Dickson, M. E., Nicholls, R. J., Hall, J. W., Walkden, M. J. A., Stansby, P. K.; Mokrech, M., Richards, J., Zhou, J., Milligan, J., Jordan, A., Pearson, S., Rees, J., Bates, P. D., Koukoulas, S. et Watkinson, A. R., 2009. Integrated analysis of risks of coastal flooding and cliff erosion under scenarios of long term change. Climatic Change, 95 (1-2): 249–288.

Didier, D., Bernatchez, P., Boucher-Brossard, G., Lambert, A., Fraser, C., Barnett, R.L. et Van-Wierts, S., 2015. Coastal Flood Assessment Based on Field Debris Measurements and Wave Runup Empirical Model. Journal of Marine Science and Engeneering, 3 : 560-590.

Doody, JP., 2004. Coastal squeeze, an historical perspective. Journal of coastal conservation, 10 (1) : 129-138.

Doody, JP., 2013. Coastal squeeze and management realignment in southeast England, does it tell us anything about the future ? Ocean and coastal management, 79 : 34-41

Forbes, DL., Parkes, GS., Manson, GK. et Ketch, LA., 2004. Storms and shoreline retreat in the southern Gulf of St. Lawrence. Marine Geology, 210 (1-4) : 169-204.

Groupe de travail Suivi de l'état du Saint-Laurent, 2014. Portrait global de l'état du Saint-Laurent 2014. Plan Saint-Laurent. Environnement Canada, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Parcs Canada, Pêches et Océans Canada et Stratégies Saint-Laurent, 53 p.

Gedan, KB., Kirwan, ML., Wolanski, E., Barbier, EB. et Silliman, BR., 2010. The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. Climatic Change, 106 (1) : 7-29.

Geng, Q. et Sugi, M., 2003. Possible change of extratropical cyclone activity due to enhanced greenhouse gases and sulfate aerosols — Study with a high-resolution AGCM. Journal of Climate, 16(13) : 2262-2275.

Grinsted, A., Moore, J.C. et Jevrejeva, S., 2012. Homogeneous record of Atlantic hurricane surge threat since 1923. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 109(48): 19601-19605.

GIEC, 2007. Climate change 2007: Impacts, Adaptations and vulnerability. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge, University Press, 976p.

GIEC, 2013. Climate change 2013: The physical science basis. Cambridge University Press, Cambridge.

Holland, GJ., 2012. Hurricanes and rising global temperatures. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 109 (48) : 19513-19514.

Jevrejeva, S., Moore, J.C., Grinsted, A., Matthews, A.P. et Spada, G., 2014. Trends and acceleration in global and regional sea levels since 1807. Global and Planetary Change, 113 : 11-22.

Knutson, T.R., McBride, J.L., Chan, J., Emanuel, K., Holland, G., Landsea, C. et Sugi, M., 2010. Tropical cyclones and climate change. Nature Geoscience, 3(3) : 157-163.

Linhoss, AC., Kiker, G., Shirley, M. et Frank K., 2015. Sea-Level Rise, Inundation, and Marsh Migration: Simulating Impacts on Developed Lands and Environmental Systems. Journal of Coastal Research, 31(1) : 36-46.

Nicholls, RJ. et Cazenave, A., 2010. Sea-level rise and its impact on coastal zones. Science, 328 : 1517-1520.

Nicholls, R. J., Hanson, S., Herweijer, C., Patmore, N., Hallegatte, S., Corfee-Morlot, J., Chateau, J., Muir-Wood, R. 2008. Ranking Port Cities with High Exposure and Vulnerability to Climate Extremes: Exposure Estimates. OECD Environment Working Papers, No. 1, OECD Publishing. doi:10.1787/011766.

Pontee, N., 2013. Defining coastal squeeze: A discussion. Ocean & Coastal Management, 84 : 204-207.

Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), 2006. Marine and coastal ecosystems and human well-being : A syntheses report based on the findings of the millenium ecosystem assessment, Nairobi, PNUE, 76p.

UICN France, 2013. Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France - volume 2.2 : les écosystèmes marins et côtiers. Paris, France.

Rahmstorf, S., Foster, G. et Cazenave, A., 2012. Comparing climate projections to observations up to 2011. Environmental Research Letters, 7(4) : 5pp.

Rhein, M., Rintoul, S.R., Aoki, S., Campos, E., Chambers, D., Feely, R.A., et Wang, F., 2013. Observations: Ocean. In P. M. Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J.,

RIKZ et al., 2004. Vivre avec l'érosion côtière en Europe : Espaces et Sable pour un développement durable. Document d'information pour une évaluation rapide des aléas dus à l'érosion côtière et aux submersions associées. Service contract B4-3301/2001/329175/MAR/B3 - "Coastal erosion – Evaluation of the need for action"- Direction générale de l'Environnement-Commission Européenne. 31p.

Schleupner, C., 2008. Evaluation of coastal squeeze and its consequences for the Caribbean island Martinique. Ocean & Coastal Management, 51 (5) : 383-390.

1. Qu’est-ce que le *coastal squeeze* ?



1.1. Origine et définition du *coastal squeeze*

Dans sa revue de littérature sur l'utilisation des marais, Doody (2004) indique que le *coastal squeeze* apparait au Royaume-Uni vers les années 1980. Toutefois, le phénomène du *coastal squeeze* sera davantage documenté dans les années 1990 dans le cadre d'études menées au Royaume-Uni et à la suite du changement de perceptions des gens face aux conséquences de la hausse du niveau de la mer sur les marais endigués (Doody, 2004). À plusieurs endroits, plus particulièrement dans le sud et l'est du Royaume-Uni, de vastes étendues de marais ont disparu au cours de la fin du XX^{e} siècle. Bien qu'il existe plusieurs causes pouvant entraîner la perte de superficie des marais, les travaux de Burd (1992) montrent que la diminution de leur superficie a été occasionnée par une hausse du niveau de la mer et l'incapacité du marais à migrer naturellement vers les terres dues à une contrainte anthropique, processus nommé *coastal squeeze*.

Le processus de migration des écosystèmes côtiers vers les terres lors d'une hausse du niveau de la mer est connu et est particulièrement documenté pour les marais maritime. Situés entre le milieu terrestre et marin, les marais comptent parmi les écosystèmes les plus vulnérables aux changements climatiques (Keddy, 2000). Leur évolution est liée directement à la disponibilité de sédiments dans le système et aux conditions hydrodynamiques (Pethick, 1984). Lors de variations de niveau marin le marais s'ajuste selon deux composantes soit : 1) la composante verticale, définie par l'accumulation de matière minérale et organique à la surface du marais et 2) la composante horizontale, définie par l'extension, la stabilité ou la régression latérale du marais (Adam, 1990, Keddy, 2000). L'accrétion verticale du marais est limitée par l'apport en sédiments et la productivité des plantes. Un apport constant de sédiments permet de maintenir en équilibre le marais et ainsi aucune perte n'est observée. Toutefois, si le taux d'accrétion vertical est inférieur au taux de la hausse du niveau marin, il se produit un ajustement latéral (figure 1). Si l'espace est disponible et accessible, le marais migre vers les terres ce qui compense la perte occasionnée par l'érosion et la submersion. En présence de contraintes naturelles ou anthropiques situées à proximité du marais, sa capacité de migration vers les terres est compromise, le marais est érodé ou est inondé graduellement pour finalement disparaître.

Bien que cette problématique ait été grandement documentée, notamment dans les marais endigués du Royaume-Uni, le terme « *coastal squeeze* » qui lui est associé est, selon Pontee (2011, 2013) ambiguë. On constate qu'au fil des ans, l'utilisation et la définition du terme évoluent. Dans les années 1990, le *coastal squeeze* est défini par la perte de la superficie d'un marais occasionnée par l'élévation du niveau de la mer et une barrière anthropique limitant la migration naturelle du marais vers les terres. Voici quelques exemples de définitions issues de la littérature scientifique des années 1990 :

If developed areas are protected, wetlands will be squeezed between an advancing sea and the land being protected, which has already happened in China and the Netherlands, where people have built dikes for centuries (Titus, 1991).

Although, under natural conditions, the increased mudflat area will eventually lead to a redevelopment of salt marsh as the whole intertidal system migrates upward and landward, such a process can be seriously impaired by human interference in the form of flood and sea defence embankments, since these can prevent landward migration of the whole profile and lead to a reduction in the overall intertidal habitat (Pethick, 1993).

Where migration is constrained by artificial embankments, then a rising relative sea level will result in loss of saltmarsh through coastal squeeze (French, 1997).

Dans les années 2000, le concept s'élargit à d'autres types d'écosystèmes côtiers et intègre les contraintes naturelles (ex. la topographie) qui font obstacle à la migration des écosystèmes vers les terres. Les définitions suivantes issues de la littérature en sont quelques exemples :

Trapped between urban development on the landward side and rising sea levels on the seaward side, vegetated shingle is also threatened by 'coastal squeeze' (Randall, 2004).

Hard coastline defence and accelerated sea-level rise will increase ''coastal squeeze'' on the seaward side, endangering important coastal ecosystems such as tidal flats (Wadden Sea), saltmarshes, and dunes (Sterr, 2008).

Rocky shores will also be affected by rising sea levels, yet few studies have considered what these influences might be. Where shores with a shallow slope occur beneath cliffs or where the natural seashore has been topped by an artificial sea wall, rising sea levels will squeeze the tidal-range into a be smaller horizontal extent, reducing intertidal area and steepening the shore profile (Jackson et McIlvenny, 2011).

The term coastal squeeze describes the process where rising sea levels and other factors such as increased storminess push the coastal habitats landward. At the same time in areas where land claim or coastal defense has created a static, artificial margin between land and sea or where the land rises relative to the coastal plain, habitats become squeezed into a narrowing zone (Doody, 2013).

Coastal squeeze is one form of coastal habitat loss, where intertidal habitat is lost due to the high water mark being fixed by a defence or structure (i.e. the high water mark residing against a hard structure such as a seawall) and the low water mark migrating landwards in response to SLR (Pontee, 2013).

1.2. L'évolution du terme à partir d'une analyse bibliométrique

Afin de mieux décrire l'évolution du terme *coastal squeeze*, une analyse bibliométrique a été réalisée à travers les publications scientifiques. Ce type d'analyse permet de documenter la diversité des travaux qui abordent le *coastal squeeze*, mais aussi de son émergence.

Les données ont été récoltées à partir des bases de données bibliographiques du Web of Science (WoS, depuis 1989), SCOPUS (Elsevier, depuis 1960), ScienceDirect (Elsevier, depuis 1923),

Repère et complétées avec le moteur de recherche Google Scholar. L'étude est limitée aux articles de revues scientifiques publiés aux années inférieures à 2014 et ne considère pas d'autres types de documents (résumés de congrès et colloque, livres…). La requête a porté essentiellement sur le mot-clé « *coastal squeeze* ». Chacune des références, où le terme *coastal squeeze* a été employé à au moins deux reprises, a été intégrée dans une base de données Excel et catégorisée en plusieurs thèmes : année de publication, pays (zone d'étude), nom de la revue, type d'habitats.

D'après les résultats, même si la notion de *coastal squeeze* est apparue dans les années 1980 au Royaume-Uni (Doody, 2004), cette expression est utilisée dans les revues scientifiques seulement à partir de 1991. Conséquemment, bien que les années de recherche remontent jusqu'à 1923 (Elsevier), le corpus des 179 publications analysées est limité à la période 1991-2014. Le tout premier article scientifique a été publié en 1991 et concerne le territoire des États-Unis. Il faudra attendre 1998 pour que le terme soit de nouveau utilisé dans la littérature scientifique. À partir de cette date, le corpus sur le *coastal squeeze* connaît une progression constante et ne cesse de s'enrichir (figure 4). Au cours de la seule année 2014, le nombre de publications culmine avec 35 articles couvrant des zones d'étude dans 17 pays en plus des études qui couvrent plus d'un pays (internationale). Le Royaume-Uni ressort de loin comme le pays ayant fait l'objet du plus grand nombre de publications portant sur le *coastal squeeze* avec 84 articles (47 % des publications) (tableau 1). Résultat peu surprenant étant donné que le concept du *coastal squeeze* provient de ce pays. Un nombre également important est lié à des études réalisées sur plus d'un pays. Vient ensuite l'Australie avec 7 articles représentant 4% du total des publications. Au Canada, seulement deux articles ont été publiés, l'un aux Îles-de-la-Madeleine (Jolicoeur et O'Carroll, 2007) et l'autre en Colombie-Britannique (Shaw et al., 2009). On compte aussi, quoique classé dans la catégorie internationale, l'article de Torio et Chmura (2013) qui porte aussi, en partie, sur le *coastal squeeze* des marais du parc National de Kouchibouguac au Nouveau-Brunswick.

Le corpus scientifique du *coastal squeeze* porte en grande partie sur les milieux humides, principalement les marais (n=63) et de manière marginale sur les mangroves (n=5)[1], et ce, dès la fin des années 1990. Les milieux sableux (c.-à-d. plages et dunes) constituent eux aussi un écosystème d'intérêt dans le corpus scientifique du *coastal squeeze* avec 25 publications s'y rapportant spécifiquement. Cependant, ce n'est qu'à partir de 2005 que des études portant spécifiquement sur ces milieux commencent à être publiées. Ce sont des scientifiques du Royaume-Uni qui se sont penchés sur la question à travers les effets du *coastal squeeze* sur les aires de nidifications des tortues sur les côtes des Antilles néerlandaises. L'étude du *coastal squeeze* sur les côtes rocheuses (n=1, 2011, Royaume-Uni) et les zosteraies (n=1, 2013, Australie) n'ont encore soulevé que très peu l'intérêt de la communauté scientifique.

[1] On compte deux articles qui portent sur les marais et les mangroves. Ils sont comptabilisés dans les deux sous-catégories.

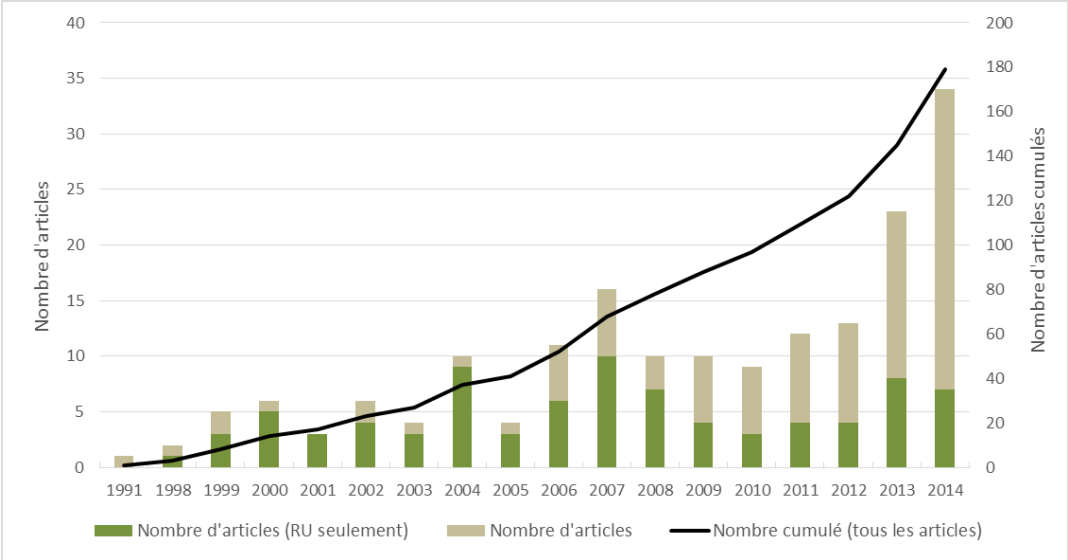


Figure 4. Nombre d'articles scientifiques dans lesquels le terme *coastal squeeze* a été employé au moins à deux reprises entre 1991 et 2014

Tableau 1. Répartition selon la zone d'étude du nombre d'articles scientifiques où le terme *coastal squeeze* a été employé au moins à deux reprises entre 1991 et 2014

Zone d'étude (Pays)	Nombre d'articles	Pourcentage
Royaume-Uni	84	47
International	29	16
Australie	7	4
Italie	5	3
Pays-Bas	5	3
Afrique	5	3
États-Unis	5	3
Belgique	4	2
Portugal	3	2
Danemark	3	2
Europe	3	2
Chine	3	2
Irlande	3	2
Mexique	2	1
Canada	2	1
Espagne	2	1
Grèce	2	1
Autres	12	7
Total	*179*	*100*

1.3. Définition du *coastal squeeze* dans le cadre de cette étude

Comme nous l'avons vue dans la section précédente, la définition du *coastal squeeze* évolue et est variable d'une étude à l'autre. La majorité des différences constatées résulte à la fois de définitions incomplètes, de la diversité des écosystèmes étudiés, mais aussi de la complexité de leur réponse à la hausse du niveau de la mer. À l'aide des analyses décrites dans les sections précédentes, la définition suivante sera adoptée dans le cadre de cette étude :

Processus lié à la perte de la superficie d'un écosystème côtier dû à la présence d'une contrainte physique naturelle ou anthropique limitant la migration naturelle de l'écosystème vers les terres en situation de hausse du niveau de la mer (figure 5**).**

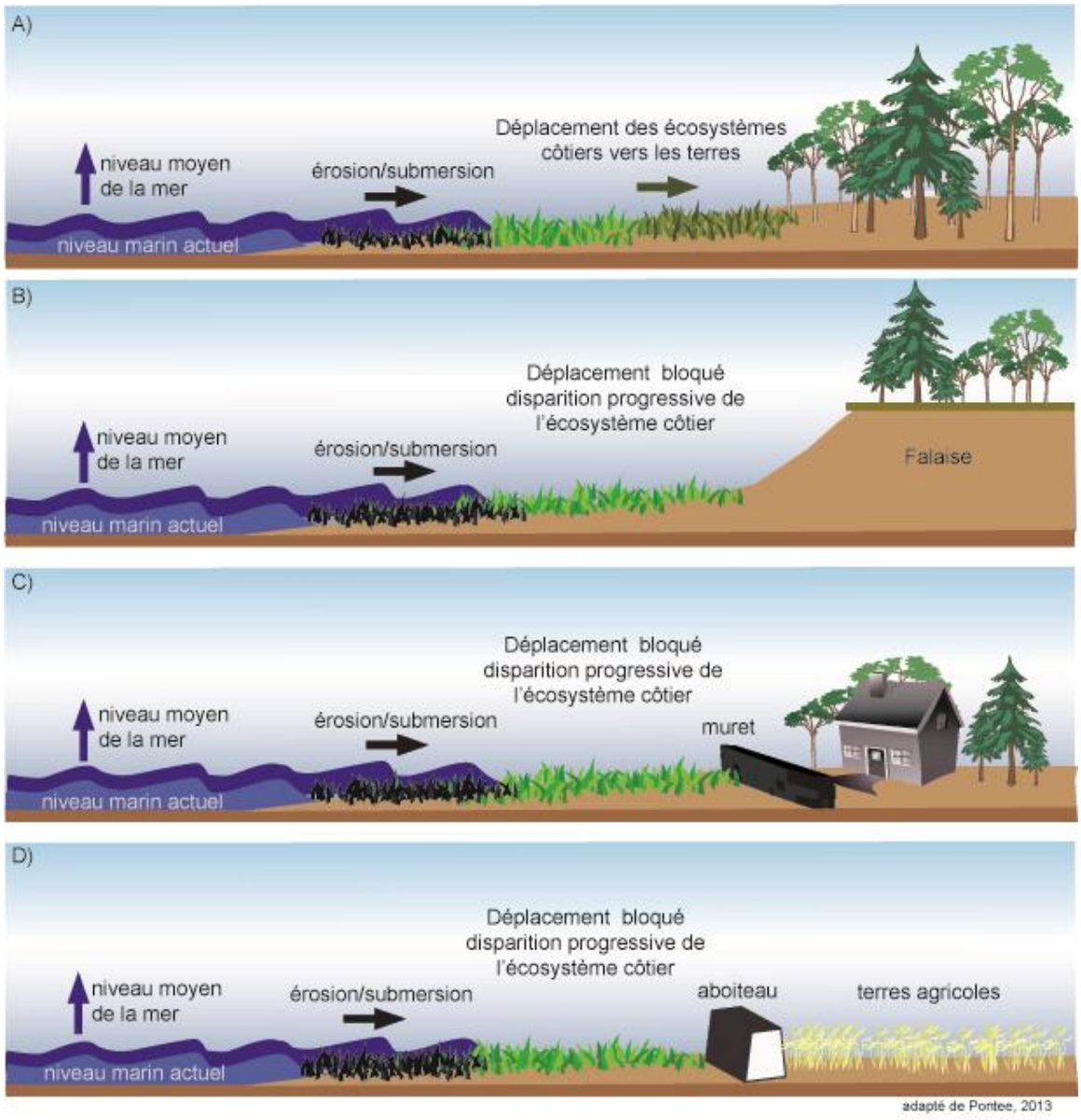


Figure 5. Schéma illustrant les facteurs qui influencent le *coastal squeeze*. Déplacement de l'écosystème côtier en absence de contraintes (a). Déplacement de l'écosystème côtier bloqué par une contrainte naturelle (b). Déplacement de l'écosystème côtier bloqué par une contrainte anthropique (c et d).

1.4. Références

Adam, P., 1990. Saltmarsh ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 461p.

Burd, F., 1992. Erosion and vegetation change on the saltmarshes of Essex and North Kent between 1973 and 1988. In: Research & Survey in Nature Conservation, vol. 42. Nature Conservancy Council, Peterborough.

Doody, JP., 2004. Coastal squeeze, an historical perspective. Journal of coastal conservation, 10 (1) : 129-138.

Doody, JP., 2013. Coastal squeeze and management realignment in southeast England, does it tell us anything about the future ? Ocean and coastal management, 79 : 34-41.

French, F. W., 1997. Coastal and Estuarine Management. London: Routledge. 256 p.

Jackson, AC. et McIlvenny, J., 2011. Coastal squeeze on rocky shores in northern Scotland and some possible ecological impacts. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 400 (1-2) : 314-321.

Jolicoeur, S. et O'Corrol, S., 2007. Sandy barriers, climate change and long-term planning of strategic coastal infrastructures, Îles-de-la-Madeleine, Gulf of St.Lawrence (Québec, Canada). Landscape and urban planning, 81 : 287-298.

Keddy, P.A., 2000. Wetland ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 614p.

Pethick, J., 1984. An introduction to coastal geomorphology, London. 260p.

Pethick, J., 1993. Shoreline adjustments and coastal management: Physical and biological processes under accelerated sea-level rise. The Geographical Journal, 159 (2) : 162-168.

Pontee, N., September 2011. Reappraising coastal squeeze: a case study from the NW England. Proceedings of the Institution of Civil Engineers, Maritime Engineering Journal, 164 (3), 127e138.

Pontee, N., 2013. Defining coastal squeeze: A discussion. Ocean & Coastal Management, 84 : 204-207.

Randall, R.E., 2004. Management of coastal vegetated shingle in the United Kingdom. Journal of Coastal Conservation, 10(1):159-168.

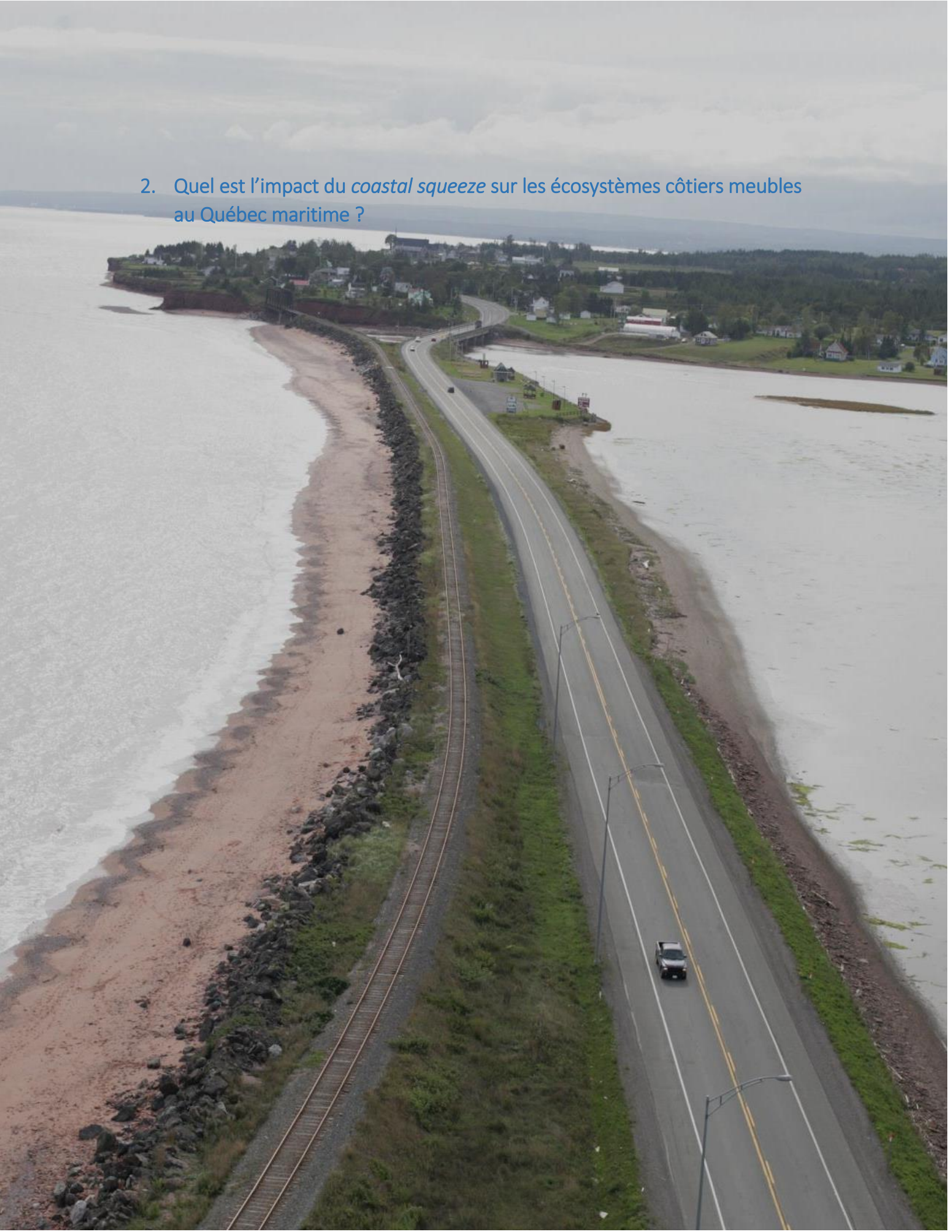
Shaw, A., Sheppard, S., Burch, S., Flanders, D., Wiek, A., Carmichael, J., Robinson, J. et Cohen, S., 2009. Making local futures tangible-Synthesizing, downscaling, and visualizing climate change scenarios for participatory capacity building. Global Environmental Change, 19 : 447-463.

Sterr, H., 2008. Assessment of vulnerability and adaptation to seal-level rise for the coastal zone of Germany. Journal of Coastal Research, 24 (2) : 380-393.

Titus, J.G., 1991. Greenhouse effect and coastal wetland policy: How Americans could abandon an area the size of Massachusetts at minimum coast. Environmental Management, 15 (1): 39-58.

Torio, DD. et Chmura, GL., 2013. Assessing Coastal Squeeze of Tidal Wetlands. Journal of Coastal Research, 29 (5) : 1049-1061.

2. Quel est l'impact du *coastal squeeze* sur les écosystèmes côtiers meubles au Québec maritime ?



2.1. Introduction

Ce chapitre présente l'impact du *coastal squeeze* sur les écosystèmes côtiers meubles au Québec maritime. Dans un premier temps, l'introduction permet d'effectuer un bref survol des connaissances sur les écosystèmes côtiers et le littoral du Québec maritime et de présenter l'évolution récente du niveau marin pour cette même région. Ensuite nous présentons les résultats qui portent successivement sur le portrait de la superficie des écosystèmes côtiers meubles du GESL et l'application d'un indice de sensibilité au *coastal squeeze* sur ces mêmes écosystèmes. Nous présentons aussi l'évolution historique de sites régionaux qui permet de quantifier le bilan des gains et des pertes de superficie des écosystèmes côtiers et d'identifier les principales causes des changements observés au cours des 50 dernières années. Une brève analyse de la vulnérabilité des services écologiques pour ces sites est aussi effectuée. Enfin, ce chapitre conclut avec une synthèse sur l'évolution des écosystèmes côtiers meubles, dressant un bilan des connaissances sur l'érosion et l'accumulation et discutant des effets du *coastal squeeze*.

Une seule étude réalisée au Québec maritime traite spécifiquement du *coastal squeeze* sur un territoire très limité de la région de Kamouraska en lien avec la présence d'un aboiteau en bordure d'un marais (Mathieu, 2008). Le *coastal squeeze* est aussi évoqué aux Îles-de-la-Madeleine pour expliquer la perte des plages en bordure des ouvrages de protection qui empêchent le système dunaire de migrer vers les terres (Jolicoeur et O'Carroll, 2007). Pourtant, les écosystèmes côtiers sont soumis à un double stress dans toutes les zones habitées du Québec dû à l'effet combiné des changements environnementaux et de l'urbanisation. De plus, on constate, à la lumière des connaissances actuelles que les écosystèmes y sont fragilisés par les activités humaines et les aléas côtiers. Les points suivants présentent un survol de ces connaissances, puis finalement nous présentons les tendances du niveau marin relatif dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent.

2.1.1. Les écosystèmes côtiers du Québec maritime; fragilisés par les activités humaines et les aléas côtiers

Sur plus de 3 500 km de linéaire côtier, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent possèdent une grande diversité de milieux et d'espèces exceptionnelles. Il existe trois grands types d'écosystèmes côtiers : les milieux rocheux, les milieux sableux et les marais. D'après les connaissances actuelles, les côtes basses et plus particulièrement les milieux sableux (plages, terrasses de plage, flèches littorales, dunes, cordons et tombolos) et les marais maritimes sont les plus sensibles aux changements environnementaux (Bernatchez et Dubois, 2004) et fournissent un large éventail de services écologiques. Les constats suivants, observés au Québec, révèlent la sensibilité de ces écosystèmes face aux changements environnementaux.

- Les projections de reculs moyens des côtes jusqu'en 2060 montrent une accélération de l'érosion anticipée sous l'effet des changements climatiques futurs (Bernatchez et al., 2008 ; Bernatchez et al., 2012a,b);

- les marais maritimes sont parmi les écosystèmes les plus sensibles au phénomène d'érosion et de submersion côtière (Dionne, 1986; Bernatchez et Dubois, 2004);
- l'érosion du schorre supérieur engendre une modification dans la distribution des plantes dans les marais (Allard et al., 2012);
- à l'embouchure de la rivière Nouvelle, dans la baie des Chaleurs, l'analyse de macrorestes végétaux réalisée à partir de carottes prélevées dans des marais montre un ajustement des communautés végétales à la hausse du niveau marin en l'absence d'obstacles physiques qui pourraient bloquer leur migration naturelle vers les terres (Quintin, 2010);
- dans la baie de Kamouraska, la construction d'aboiteaux entre 1937 et 1980, convertissant une grande partie des marais en terres agricoles, a eu pour effet de coincer l'espace intertidal (Mathieu, 2008);
- des plages situées devant les structures de protection rigides ont subi d'importants rétrécissements ou ont disparu au cours des dernières décennies (Bernatchez et Fraser, 2012). À titre d'exemple, les plages de Sept-Îles sont passées en moyenne d'une largeur de 59 m en 1931 à 8 m en 2006 devant les ouvrages de protection et dans la région de Percé, les plages, devant les terrasses de plage ayant été stabilisées par des structures de protection rigides, sont passées d'une moyenne de 34 m de largeur en 1934 à 11 m en 2001 (Bernatchez et al., 2008);
- entre Saint-Siméon et Bonaventure dans la baie des Chaleurs, le bilan de l'évolution historique, obtenu par photo-interprétation multidate (1934-2007), montre que les murets et les enrochements ont provoqué une réduction de 10 % à 75 % de la largeur des plages, entraînant même la disparition quasi complète de celles-ci pour certains segments de côte (Leclerc, 2010);
- la présence d'infrastructures humaines a occasionné la perte de superficie d'écosystèmes côtiers tels que les plages et les milieux dunaires dans la baie des Chaleurs et aux Îles-de-la-Madeleine en raison notamment du *coastal squeeze* (Jolicoeur, et O'Carroll, 2007; Bernatchez et al., 2008);
- l'érosion d'écosystèmes sableux et les changements environnementaux entraînent une modification dans les activités traditionnelles pratiquées dans la zone côtière par les collectivités (Bernatchez et al., 2012c,d,e,f);
- sur les rives de l'estuaire moyen des transformations au sein des groupements végétaux ont été observées mettant ainsi en évidence la capacité des marais maritimes à s'ajuster et à migrer vers l'intérieur des terres, en l'absence d'obstacles qui pourraient freiner cette migration (Birhy *et al*., 2013; Jean et Létourneau, 2011).

2.1.2. Évolution du niveau marin au Québec maritime

Comme le phénomène du *coastal squeeze* se produit dans les zones affectées par une élévation du niveau marin, il est important de connaître l'évolution récente du niveau marin dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Les variations verticales de la croûte terrestre influencent grandement les tendances du niveau marin relatif dans cette zone du Saint-Laurent (Koohzare et al., 2008). On constate que dans l'estuaire moyen et la partie ouest de l'estuaire maritime, le niveau marin relatif a été à la baisse historiquement en raison du relèvement isostatique post-glaciaire (tableau 2). Il en est de même dans le nord et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent où le niveau marin a été légèrement à la baisse, à l'exception de la région de Sept-Îles où le

niveau a été faiblement à la hausse. Dans le sud du golfe du Saint-Laurent en raison de l'enfoncement glacio-isostatique de la croûte terrestre (Koohzare et al., 2008), les tendances historiques du niveau marin mesurées à partir des stations marégraphiques ont été plus importantes que la moyenne mondiale (Han et al., 2015).

L'accélération récente dans la hausse du niveau marin mondial est aussi observée sur la côte Est du Canada et des États-Unis depuis la fin des années 1980 (Boon, 2012; Han et al., 2014). Cette accélération de la hausse eustatique vient même compenser le relèvement isostatique dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, ce qui se traduit par une inversion de tendance. Les valeurs de hausse du niveau marin relatif entre 2000 et 2014 ont été aussi rapides que 6,9 mm/an dans la baie des Chaleurs (Didier et al., 2015) et que 6,7 mm/an aux Îles-de-la-Madeleine (Barnett et al., 2015).

Malgré des avancées importantes sur les causes des variations du niveau marin (Slangen *et al*., 2014), les projections présentent encore des incertitudes importantes concernant les amplitudes de cette hausse (Horton *et al*., 2014). Bien que ces incertitudes soient encore plus grandes à l'échelle régionale (Church *et al*., 2013), les modèles récents de prévision de la hausse du niveau marin à l'échelle mondiale montrent que les côtes du Québec et de l'Est du Canada font partie des régions où la hausse future sera la plus importante (Slangen et al., 2012; Han et al., 2015). Or, les scénarios d'augmentation relative du niveau marin sont très variables selon les régions. Dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent, la hausse relative du niveau marin d'ici 2100 varie entre 25 et plus de 80 cm selon le réajustement glacio-isostatique (Han et al., 2014, Han et al., 2015). Quant au sud du golfe du Saint-Laurent, la hausse relative du niveau marin pourrait être plus d'un mètre selon le scénario RCP8.5 du GIEC (James et al., 2014).

Ces constats combinés à l'érosion du littoral (Bernatchez et Dubois, 2004) montrent l'importance d'évaluer l'impact du *coastal squeeze* sur les écosystèmes côtiers au Québec.

Tableau 2. Tendance de l'évolution du niveau marin pour l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent

Lieu station marégraphique	Période	Tendance linéaire du niveau marin (mm)	Références
Québec	1911-2011	-0,3±0,4	Han et al., 2015
Saint-Joseph-de-la-Rive	1967-2011	-1,05±0,42	Bernatchez et al., 2012g
Tadoussac	1966-1995	-1,21±0,21	Koohzare et al., 2008
Rimouski	1985-2011	0,3±1,9	Han et al., 2015
Pointe-au-Père	1900-2003	-0,31±0,07	Koohzare et al., 2008
Sept-Îles	1972-2003	0,19±0,11	Koohzare et al., 2008
Sept-Îles	1973-2011	0,9±0,8	Han et al., 2015
Rivière-au-Renard	1969-2003	-0,32 ±0,15	Koohzare et al., 2008
Rivière-au-Renard	1969-2012	0,99±0,37	Bernatchez et al., 2013
Harrington Harbour	1940-1988	-0,6±0,4	Han et al., 2015
Cap-aux-Meules (Îles-de-la-Madeleine)	1964-2011	4,3±0,08	Bernatchez et al., 2012g

2.2. Portrait de la superficie des écosystèmes côtiers meubles au Québec maritime

Nous présentons dans cette section le premier portrait de la superficie des écosystèmes côtiers meubles à l'échelle de la rive sud de l'estuaire moyen, de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent.

2.2.1. Méthodologie

L'identification des écosystèmes côtiers meubles susceptibles d'être sensibles au *coastal squeeze*, c'est-à-dire les plages, les terrasses de plage, les flèches littorales, les tombolos, les cordons littoraux et les marais maritimes (schorre supérieur) (tableau 3), a été réalisée à l'aide d'une segmentation côtière effectuée à partir d'images obliques héliportées acquises par le Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières de l'Université du Québec à Rimouski en septembre 2010 (Drejza *et al.*, 2014). À partir de cette identification, une numérisation des contours de ces écosystèmes a été réalisée sur des orthophotographies aériennes acquises entre 2001 et 2012 (tableau 4) permettant d'obtenir leur superficie. La limite des formations végétales littorales a été utilisée comme niveau de référence pour délimiter les écosystèmes sur les orthophotographies aériennes (figure 6). Cette limite est facile à repérer par sa teinte aussi bien que sur l'imagerie noire et blanche, infrarouge ou couleur (Xie et al., 2008). Pour les marais maritimes, seulement le schorre supérieur a été cartographié; sa limite inférieure correspondant généralement au niveau moyen des hautes mers ainsi qu'à une microfalaise lorsque le marais est en érosion (Dionne, 2004). Quant à la limite inférieure de la plage, elle correspond à la flexure soit une rupture de pente qui délimite le haut du bas estran.

Tableau 3. Définition des types d'écosystèmes côtiers meubles cartographiés

Type d'écosystème	Exemple photographique	Définition
Marais maritime		Zones d'accumulation de sédiments fins colonisées par de la végétation herbacée inondée lors de la pleine mer supérieure de grande marée.
Terrasse de plage		Accumulation de sable ou de gravier littoral formée d'un replat colonisé par des plantes littorales (principalement ammophile à ligule courte et élyme des sables). Le replat de la terrasse est très rarement submergé par les marées. Le replat est parfois bordé dans sa partie inférieure par un talus d'érosion (microfalaise) de moins de 2 m de hauteur et sa surface est parfois affectée par l'activité éolienne. Il se forme alors des dunes bordières, ce qui est fréquent sur la Côte-Nord. La terrasse de plage peut être suivie à l'arrière-plage ou l'arrière-côte d'une falaise morte ou d'un terrain plat.
Tombolo et cordon littoral		Accumulation basse de sable ou de graviers qui relie la côte à un îlot souvent rocheux ou deux îlots rocheux entre eux. Ce type de côte est souvent bordé d'une lagune. Le cordon littoral peut ne pas être attaché à la côte et est souvent parallèle à celle-ci. Ces systèmes sont généralement dunifiés, notamment aux Îles-de-la-Madeleine. Ce système est recouvert d'une végétation littorale (principalement ammophile à ligule courte et élyme des sables).
Flèche littorale		Accumulation de sable ou de gravier qui s'attache d'un côté à la côte et qui s'étire généralement parallèlement à la côte; l'extrémité est libre. La zone de la flèche qui est rarement exposée aux vagues et aux marées est colonisée par des plantes littorales (principalement ammophile à ligule courte et élyme des sables).
Plage (au pied de falaises ou le long de côtes basses)		Accumulation de sable ou de gravier littoral située entre la flexure et la ligne de rivage. Les plages peuvent être localisées au pied d'une falaise ou le long de côtes basses.

Tableau 4. Imagerie utilisée pour la numérisation des contours des écosystèmes côtiers meubles du territoire à l'étude

Zone couverte	Année	Résolution	Imagerie
Berthier-sur-Mer à La Pocatière	2001	1 m	Orthophotographie noir et blanc
La Pocatière à Sainte-Anne-des-Monts	2012	15 cm	Orthophotographie couleur
Sainte-Anne-des-Monts à Cap-des-Rosiers	2009	15 cm	Orthophotographie couleur
Cap-des-Rosiers à Port-Daniel	2008	15 cm	Orthophotographie infrarouge
Port-Daniel à Escuminac	2007	15 cm	Orthophotographie infrarouge
Escuminac à Pointe-à-la-Croix	2001	1 m	Orthophotographie noir et blanc
Tadoussac à Natashquan	2001	1 m	Orthophotographie noir et blanc
Îles-de-la-Madeleine	2008	15 cm	Orthophotographie infrarouge

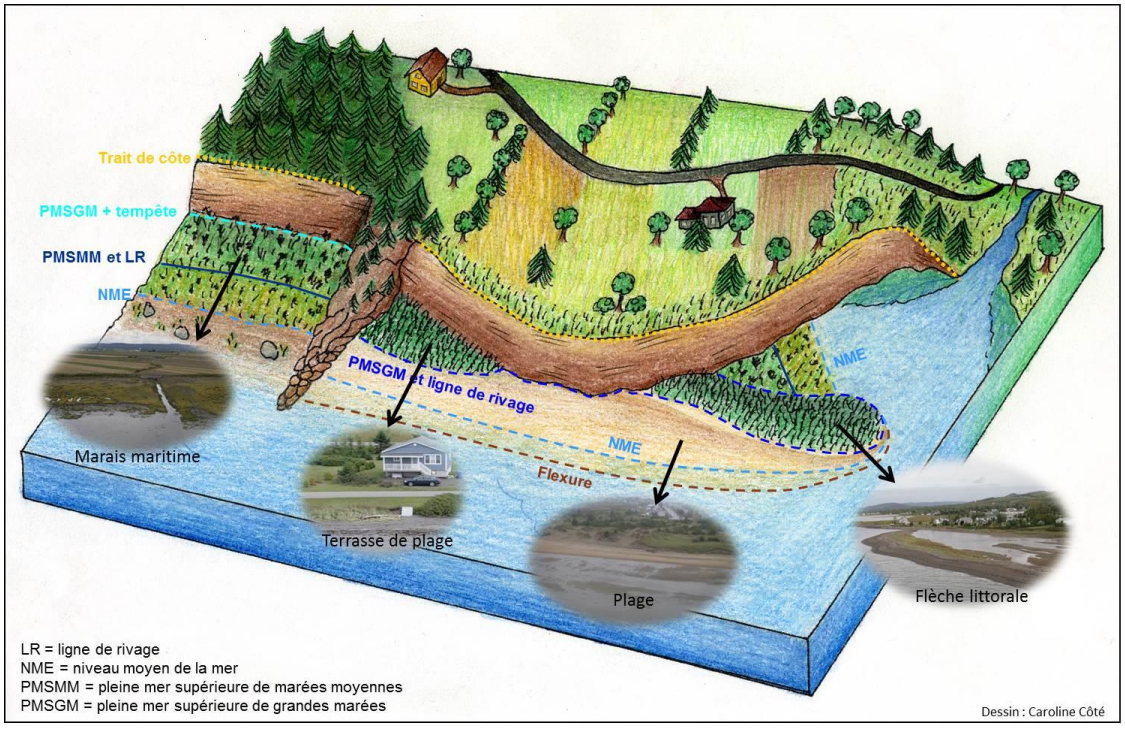


Figure 6. Limite des formations végétales utilisée pour la numérisation de la surface des écosystèmes côtiers meubles du territoire à l'étude

2.2.2. Résultats

La diversité des écosystèmes côtiers de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent est étroitement liée à son histoire glaciaire et postglaciaire. De nombreux types de sédiments ont en effet été mis en place dans la zone côtière actuelle directement par les glaciers, les eaux de fonte glaciaire et dans la Mer de Goldthwait. Cette diversité tient aussi de son histoire géologique complexe qui a donné aux côtes une grande variété de formations géologiques. Sur les 3 306 km linéaires analysés, les écosystèmes côtiers meubles comptent pour 55 %. Un total de 2 665 polygones a été numérisé totalisant une superficie de 11 359,92 ha d'écosystèmes côtiers meubles répartis en cinq types (figure 7). Les plages et marais maritimes comptent parmi les écosystèmes les plus importants en superficie représentant 27 % et 26 % respectivement de la superficie totale des écosystèmes côtiers meubles au Québec maritime. On retrouve par la suite les flèches littorales (20 %), les cordons-tombolo (19 %) et les terrasses de plage (8 %). Les écosystèmes côtiers à prédominance sableuse occupent ainsi 74 % des écosystèmes meubles. Bien que les terrasses de plage ne représentent que 8 % de la superficie totale, elles font partie avec les plages des écosystèmes les plus fréquents (tableau 5). La différence entre la proportion en nombre et celle de la superficie est liée à la taille des écosystèmes. Ces derniers sont tout aussi importants, car ils jouent un rôle écologique fondamental bien qu'ils couvrent généralement des bandes très étroites comparativement aux marais maritimes qui constituent de vastes étendues.

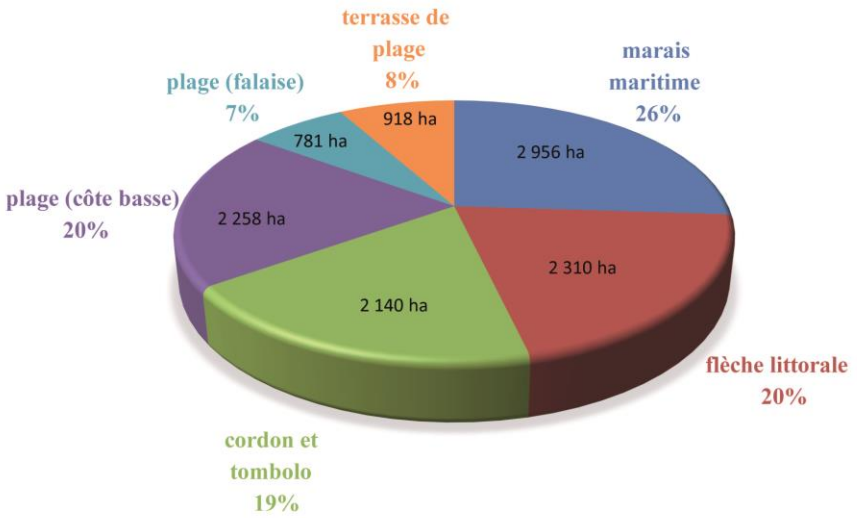


Figure 7. Répartition de la superficie des écosystèmes côtiers meubles au Québec maritime

Selon les divisions du Saint-Laurent, les marais maritimes sont particulièrement prédominants dans l'estuaire moyen (tableau 5). Cette partie du Saint-Laurent est caractérisée par la rencontre et le mélange des eaux douces et salines et par une charge sédimentaire en suspension importante formant une zone de turbidité maximale (Silverberg et Sundby, 1979; Troude et Sérodes, 1985; Lucotte et d'Anglejan, 1986; Drapeau, 1992). Le rétrécissement de la largeur de l'estuaire et la diminution de la profondeur d'eau forment un entonnoir qui a pour effet de concentrer l'onde de marée et de favoriser des amplitudes plus importantes induisant des courants de marée plus importants qui favorisent le transport en suspension des particules fines. Les marais maritimes se sont développés sur d'anciennes surfaces d'érosion taillées dans les argiles marines de la Mer de Goldthwait et dans de rares cas sur des plates-formes rocheuses ou des alluvions limono-sableuses (Dionne, 2004). Les apports sédimentaires à la côte proviennent aussi de l'incision des cours d'eau dans la plaine côtière argileuse et de l'érosion de basses falaises. La configuration de la côte est souvent conditionnée par des crêtes subparallèles schisteuses, quartziques, grésiques et pélitiques où les caps et les pointes délimitent des anses et des baies échancrées donnant alors une allure irrégulière à la côte (Bélanger, 1993). Ce contexte géomorphologique et géologique favorise également la présence de plages au fond de certaines anses et même en bordure de certains marais. Ce même type de contexte morphologique est aussi observé sur la rive sud de l'estuaire maritime. Les marais maritimes sont aussi fortement présents sur la rive nord de l'estuaire maritime. Les nombreuses baies échancrées et les longues flèches littorales forment des milieux abrités propices à la sédimentation fine. La plaine côtière de ce secteur est aussi composée d'importantes épaisseurs d'argiles glacio-marines et marines ainsi que de sédiments fins prodeltaïques (Dionne et Bernatchez, 2000; Bernatchez, 2003) qui alimentent la zone côtière en sédiments fins en raison de l'érosion des berges des cours d'eau et des falaises. Sur la rive nord du golfe du Saint-Laurent, la forte proportion de plages et de terrasses de plage sablonneuses s'explique par les apports sédimentaires des rivières qui se sont encaissées dans les dépôts quaternaires en raison du relèvement isostatique post-glaciaire (Dubois, 1979) et par l'érosion des falaises sableuses. Dans la baie des Chaleurs, les nombreuses flèches littorales qui barrent partiellement des baies fortement échancrées ont aussi favorisé le développement des marais maritimes (tableau 5). La présence de deltas fluvio-glaciaires dans la zone côtière actuelle et l'érosion des falaises de grès et de conglomérats expliquent la longueur importante des plages dans la baie des Chaleurs. Enfin, les Îles-de-la-Madeleine présentent la superficie des écosystèmes côtiers la plus élevée avec une proportion de 39 %. Ce chiffre élevé s'explique par la présence de grands systèmes de tombolos dunifiés et de flèches littorales encore à l'état naturel.

Tableau 5. Répartition du nombre et de la superficie des écosystèmes côtiers meubles au Québec maritime selon les divisions du Saint-Laurent

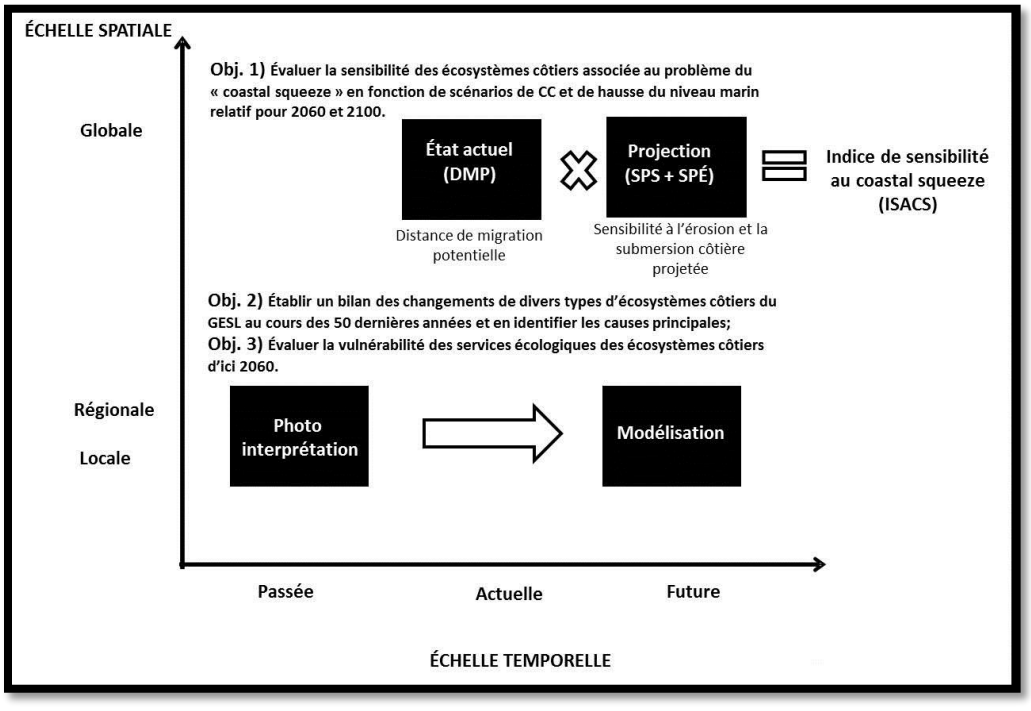
Écosystème côtier	Rive sud												Rive nord						Îles de la Madeleine			*Total*		
	Estuaire moyen			Estuaire maritime			Golfe du Saint-Laurent			Baie des Chaleurs			Estuaire maritime			Golfe du Saint-Laurent			Golfe du Saint-Laurent					
	(%) km	(%) nb	(%) ha	(%) km	(%) nb	(%) ha	(%) km	(%) nb	(%) ha	(%) km	(%) nb	(%) ha	(%) km	(%) nb	(%) ha	(%) km	(%) nb	(%) ha	(%) km	(%) nb	(%) ha	(%) km	(%) nb	(%) ha
Marais maritime	(5) 97,1	(3) 77	(10) 1 100,7	(1) 97,1	(1) 22	(3) 353,3	(0) 3,1	(0) 1	(0) 7,3	(1) 25,6	(1) 23	(4) 435,4	(2) 50,5	(2) 58	(7) 807,4	(2) 43,9	(2) 52	(2) 248,9	(0) 1,1	(0) 3*	(0) 3,1*	**(12) 248,5**	**(9) 236**	**(26) 2 956,0**
Plage	(2) 41,9	(3) 85	(0) 49,0	(11) 212,8	(10) 264	(4) 404,3	(13) 268,1	(13) 347	(4) 489,1	(6) 143,8	(7) 170	(2) 212,4	(7) 160,3	(7) 173	(3) 346,6	(15) 325,4	(14) 377	(8) 977,7	(7) 153,1	(4) 100	(5) 560,6	**(63) 1 305,6**	**(57) 1 516**	**(27) 3 039,6**
Terrasse de plage	(1) 19,4	(3) 83	(0) 20,80	(4) 76,8	(9) 241	(1) 81,9	(2) 33,8	(4) 104	(1) 60,1	(1) 13,0	(2) 45	(0) 40,1	(1) 21,3	(2) 54	(0) 50,4	(8) 172,5	(10) 267	(6) 646,8	(0) 4,4	(1) 17	(0) 17,8	**(16) 341,2**	**(30) 811**	**(8) 917,9**
Flèche littorale	-	-	-	(0) 2,2	(0) 6	(0) 4,7	(1) 12,2	(0) 7	(1) 106,9	(1) 12,40	(1) 19	(1) 124,0	(1) 25,5	(1) 17	(2) 221,6	(1) 12,9	(1) 17	(1) 104,6	(2) 36,2	(0) 12	(15) 1 747,8	**(5) 101,8**	**(3) 78**	**(20) 2 309,6**
Tombolo et cordon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0) 0,8	(0) 3	(0) 3,9	(5) 101,1	(1) 24	(19) 2 136,8	**(5) 101,9**	**(1) 27**	**(19) 2 140,7**
Total	**(8) 158,5**	**(9) 245**	**(10) 1 170,5**	**(15) 319,2**	**(20) 533**	**(7) 844,3**	**(15) 317,3**	**(17) 459**	**(6) 663,4**	**(9) 194,8**	**(10) 257**	**(7) 11,9**	**(12) 257,5**	**(11) 302**	**(13) 1425,9**	**(26) 555,4**	**(27) 716**	**(17) 1 981,8**	**(14) 296,0**	**(6) 156**	**(39) 4466,0**	**(100) 2098,5**	**(100) 2 668**	**(100) 11 363,8**

2.3. Niveau de sensibilité des écosystèmes côtiers meubles au *coastal squeeze* d'ici 2060 et 2100

2.3.1. Méthodologie

2.3.1.1. Description de l'approche méthodologique

Différentes approches sont utilisées dans l'analyse du *coastal squeeze*. Parmi celles-ci, mentionnons l'évaluation de la sensibilité du milieu à l'aide d'indices (Schelpneur, 2008; Torio et Chmura 2013), l'analyse historique par photo-interprétation (Appeaning Addo, 2013; Cooper et al., 2001) et la projection de scénarios de hausse de niveau de la mer par le biais de modèles (Trail et al., 2011; Feagin et al., 2010). Certaines approches s'appliquent davantage à petite échelle et d'autres à grande échelle. La question d'échelle spatiale est importante dans l'analyse de processus tel que le *coastal squeeze*. Différentes échelles ont tendance à refléter différentes priorités et l'influence d'une variable va diminuer ou augmenter selon le type d'échelle utilisé (McLaughlin et Cooper, 2010). Bien qu'une approche multiéchelle permette de développer des outils pour aider les acteurs du milieu dans la prise de décision sur les mesures d'adaptation côtière, très peu d'études privilégient cette approche (McLaughlin et Cooper, 2010). Afin d'évaluer l'impact conjoint des changements climatiques et de l'activité humaine sur l'évolution des écosystèmes côtiers sur les rives du GESL et d'examiner des pistes de solutions permettant d'atténuer les impacts, une approche spatio-temporelle à multiéchelle est proposée (figure 8).



*Les éléments présentés dans cette figure sont décrits aux sections suivantes

Figure 8. Schéma méthodologique montrant l'approche spatio-temporelle à multiéchelle

Pour chacune des échelles, une méthode est développée. Les méthodes ont été élaborées en fonction des avantages et des inconvénients identifiés dans la littérature scientifique et la disponibilité des données. À l'échelle du GESL (l'échelle dite globale ou provinciale), un indice de sensibilité des écosystèmes côtiers au *coastal squeeze* (ISACS) pour les horizons 2060 et 2100 a été élaboré et appliqué. La spatialisation de l'ISACS a permis notamment d'identifier les secteurs à prioriser pour l'analyse passée et future à l'échelle régionale. Le bilan passé des pertes et des gains des superficies des écosystèmes côtiers sera effectué à l'aide d'une photo-interprétation historique non seulement des écosystèmes mais aussi de l'occupation du sol sur une période d'année d'environ 50 ans. La superposition de l'information permet d'identifier les causes des changements observés à l'échelle régionale/locale.

2.3.1.2. Calcul de l'Indice de sensibilité au coastal squeeze (ISACS)

L'ISACS a été évalué à l'aide d'une analyse multicritère à l'intérieur d'un système d'information géographique (SIG) en tenant compte de la superficie d'un écosystème susceptible d'être perdue selon un scénario d'érosion et de submersion côtière et de son potentiel de migration vers l'intérieur des terres. La figure 9 montre les principales étapes de l'analyse multicritère. Elle consiste dans un premier temps à effectuer un inventaire des données existantes et de numériser la surface des écosystèmes côtiers. Par la suite, les critères qui serviront au calcul de l'indice sont choisis. La base de données est élaborée afin d'assigner une valeur aux critères pour chacun des écosystèmes. La combinaison des valeurs des critères permet d'obtenir l'indice qui est par la suite spatialisé dans ArcGIS. Bien que la mise en œuvre de l'analyse multicritère soit simple, la fiabilité des résultats dépend essentiellement de la disponibilité et de l'homogénéité des données (Mcleod et al., 2010; Malczewski, 2006; Prévil et al., 2003).

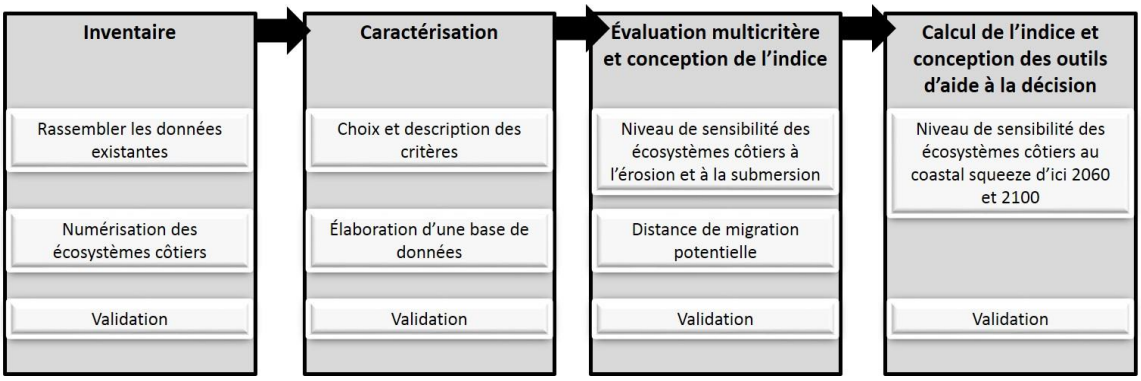


Figure 9. Schéma méthodologique de l'approche multicritère appliqué dans un SIG pour évaluer la sensibilité des écosystèmes côtiers au *coastal squeeze* d'ici 2060 et 2100

L'indice de sensibilité au *coastal squeeze* (ISACS) intègre trois critères : 1) la distance de migration potentielle (DMP); 2) la superficie potentiellement érodée (SPÉ) et 3) la superficie potentiellement submergée (SPS). L'ISACS est calculé de la façon suivante :

$$\mathrm{ISACS} = \mathrm{DMP}(\mathrm{SPÉ} + \mathrm{SPS})$$

L'ISACS compris entre 0 (aucune sensibilité au *coastal squeeze*) et 32 (sensibilité critique au *coastal squeeze*) a été attribué à chacun des écosystèmes. La valeur de l'indice dépend des résultats obtenus pour chacun des critères et de leur classification (tableau 7). Parmi les méthodes de classification des résultats employées dans la littérature, celle par intervalle prédéfini a été choisie. Dans l'analyse du *coastal squeeze*, elle permet notamment d'identifier les seuils qui ont une signification particulière (Schleupner, 2008). Ainsi, 0 étant affecté à un critère dont l'influence du *coastal squeeze* est marginale sur la sensibilité de l'écosystème et 4 est assigné à un critère dont l'évolution probable pourrait agir négativement sur l'écosystème côtier et augmenter sa sensibilité au *coastal squeeze* (tableau 7). Le produit entre la DMP et la somme des aléas côtiers (érosion et submersion projetée d'ici 2060 et 2100) permet d'obtenir dans le cas où le potentiel de migration n'est pas bloqué par une contrainte, un écosystème n'ayant aucune sensibilité au *coastal squeeze* bien qu'il pourrait subir une forte perte selon le scénario d'érosion et de submersion côtière.

2.3.1.2.1. Distance de migration potentielle (DMP)

Récemment le *coastal squeeze* a été documenté sur plusieurs types d'écosystèmes côtiers (Schleupner, 2008; Mendoza-Gonzalez et al., 2013; Martinez et al., 2014; Nicholls, 2004; Doody, 2013; Torio et Chmura, 2013) et les contraintes peuvent également être associées à des infrastructures anthropiques (Mendoza-Gonzalez et al., 2013; Schleupner, 2008) ou à des éléments naturels tels que la pente ou la présence d'une falaise morte (Pontee, 2013). L'intégration des contraintes dans l'analyse du *coastal squeeze* s'effectue généralement dans un SIG par une cartographie surfacique de l'occupation du sol (Torio et Chmura, 2013; Scheulpner, 2008; Martinez et al., 2014). Considérant la longueur linéaire du territoire d'étude, nous avons utilisé comme critère la distance de migration potentielle (DMP). La DMP correspond à la distance entre la limite supérieure des écosystèmes côtiers et la première contrainte rencontrée vers les terres (figure 10). Elle a été calculée sur des segments de 100 m à l'aide d'un Système d'information géographique (SIG). Les contraintes ont été classées en deux catégories, soit naturelles ou artificielles (tableau 6). Le type de contrainte a été par la suite associé au type d'écosystème côtier pour chacun des segments. La DMP a été classée en cinq catégories (figure 10): nulle (0-5 m), faible (6-29 m), modérée (30-69 m), élevée (70-94 m) et très élevée (95 m et plus).

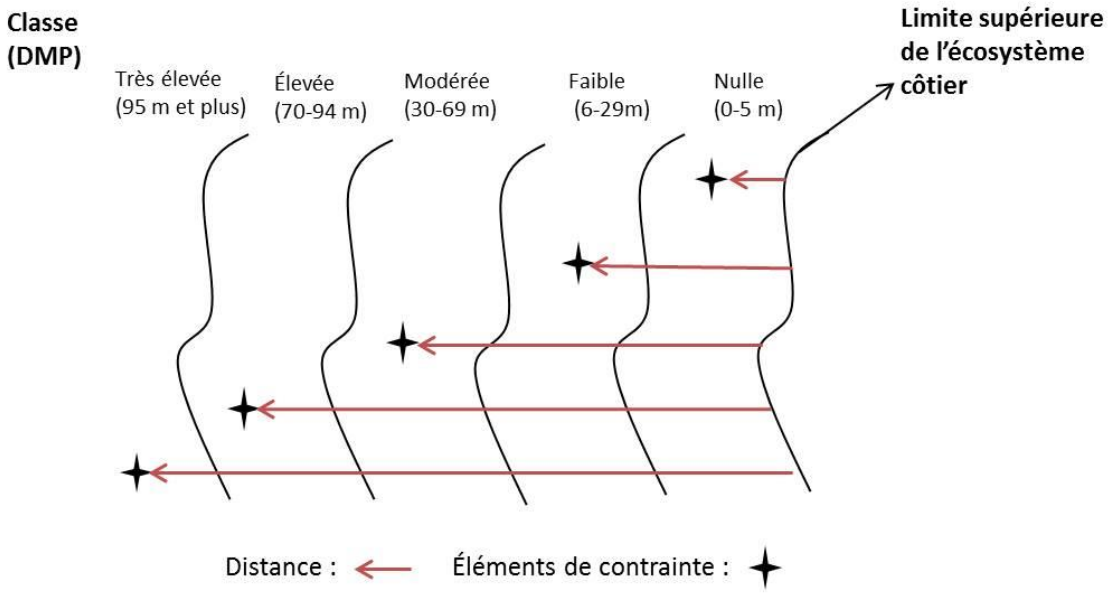


Figure 10. Détermination de la distance de migration potentielle (DMP) par classe dans un SIG

Tableau 6. Description des éléments considérés pour le calcul de la distance de migration potentielle (DMP) des écosystèmes côtiers meubles au Québec maritime

Type de contraintes	Éléments de contraintes	Sources
Naturelle	Falaise morte	LDGIZC-UQAR (numérisation sur les photographies aériennes de 2001 à 2012, selon le secteur, voir tableau 4)
	Embouchure de cours d'eau	BDTQ 20K, MRNF, 1999
	Courbe de niveau 10m	BDTQ 20K, MRNF, 1999
Artificielle	Ouvrage de défense côtière	LDGIZC-UQAR (numérisation sur les photographies aériennes de 2001 à 2012, selon le secteur, voir tableau 4)
	Bâtiment	Rôle d'évaluation 2010 (Bâtiments des MRC Avignon-Bonaventure intégrés sur les orthophotographies de 2007 et 2008 pour les Îles-de-la-Madeleine, tiré de Fraser et al., 2014a,b) BDTQ 20K, MRNF, 1999 (et mise à jour à l'aide de l'imagerie de 2001 à 2012, selon le secteur, voir tableau 4)
	Route et voie ferrée	Drejza et al. 2014 (mise à jour à l'aide de l'imagerie de 2001 à 2012, selon le secteur, voir tableau 4, pour la Côte-Nord, le Bas-Saint-Laurent, la Gaspésie, Îles-de-la-Madeleine) BDTQ 20K, MRNF, 1999 (région de La Pocatière à Berthier-sur-Mer)

Superficie potentiellement érodée (SPÉ)

Les écosystèmes côtiers subissent les impacts de l'érosion côtière et la hausse du niveau de la mer par une perte de leur superficie (Nicholls et al., 2007; Gornitz, 1991). Au Québec la problématique liée à l'érosion côtière a été documentée (Bernatchez et Dubois, 2004) et certains secteurs connaissent une accélération du processus depuis 1990 (Bernatchez et al., 2008). Afin d'évaluer la sensibilité des écosystèmes côtiers meubles à l'érosion côtière, la proportion de leur superficie susceptible d'être perdue d'ici 2060 et 2100 par rapport à leur superficie initiale a été estimée. Bien qu'il existe différentes approches pour l'analyse prévisionnelle de l'érosion côtière, celle dite historique a été favorisée. Elle consiste d'appliquer un taux d'évolution historique issu par photo-interprétation, par zone géomorphologique homogène qui est susceptible de se maintenir pour un horizon de temps (Bernatchez et al., 2015), dans ce cas-ci d'ici 2060 et 2100. La méthode et les scénarios utilisés sont décrits dans Bernatchez et al. (2015). Ainsi ont été privilégiés les scénarios basés sur les taux d'évolution récents (≈1990 à aujourd'hui) puisque ces valeurs tiennent compte du réchauffement climatique récent, de la réduction du couvert de glace et de la hausse accélérée du niveau marin relatif. Dans le cas où aucune étude historique n'avait été effectuée, le taux de déplacement moyen des

stations de suivi de l'érosion côtière du Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières de l'UQAR a été utilisé (LDGIZC, 2015). Ce réseau existe depuis 2000 sur la Côte-Nord, depuis 2005 sur la rive sud de l'estuaire moyen et maritime, depuis 2004 en Gaspésie et depuis 2005 aux Îles-de-la-Madeleine. En l'absence de donnée, aucune projection n'a été effectuée. Les résultats ont été classés en cinq catégories afin d'attribuer une valeur entre 0 (faible sensibilité à l'érosion) et 4 (sensibilité critique à l'érosion) à chacun des écosystèmes (tableau 7).

2.3.1.2.2. La superficie potentiellement submergée (SPS)

Afin d'évaluer la sensibilité des écosystèmes côtiers meubles à la submersion, la proportion de la superficie des écosystèmes susceptible d'être submergée et perdue d'ici 2060 et 2100 par rapport à leur superficie initiale a été calculée (tableau 7). Bien qu'il existe plusieurs scénarios de hausse du niveau de la mer, celui de RCP8.5 a été appliqué (Church et al., 2013). Toutefois, étant donné que le niveau de la mer n'augmente pas de façon uniforme en raison notamment du comportement de la croûte terrestre à la suite de la dernière période glaciaire (Gortniz, 1991; Gehrels et al., 2004), la valeur du GIEC a été ajustée avec la composante isostatique régionale de Koohzare et al. (2008). Le taux ajusté a été par la suite ajouté au niveau géodésique de la pleine mer supérieure de marée moyenne (PMSMM) pour les marais maritimes, et au niveau géodésique de la pleine mer supérieure de grande marée (PMSGM), pour les écosystèmes sableux végétalisés, à partir de la station marégraphique la plus proche de l'écosystème côtier. Cette valeur a été projetée sur un modèle numérique de terrain réalisé à partir de données lidar afin d'évaluer la surface qui sera inondée d'ici 2060 et 2100. La résolution spatiale des données lidar varie entre 0,75 et 1 m alors que la précision en Z varie entre 15 et 30 cm. Les levés Lidar ont été effectués entre 2007 et 2011 selon les secteurs. Les résultats ont été classés en cinq catégories afin d'attribuer une valeur entre 0 (faible sensibilité à la submersion) et 4 (sensibilité critique à la submersion) à chacun des écosystèmes (tableau 7).

Bien que le scénario RCP8.5 est le plus pessimiste du GIEC, les différentes études révèlent que ce scénario sous-estime la hausse appréhendée du niveau de la mer (Boon, 2012; Rahmstorf et al., 2012; Vermeer et Rahmstorf, 2009; Horton et al., 2014). En raison de cette incertitude, la zone susceptible d'être inondée pourrait être plus vaste. De plus, l'utilisation du niveau géodésique des PMSGM et des PMSMM pourrait sous-estimer la zone qui serait susceptible d'être inondée. En effet, leur niveau correspond à une moyenne pendant 19 ans de prédiction des plus hautes mers pour les PMSGM et de toutes les mers supérieures dans le cas des PMSMM.

La composante verticale du bilan sédimentaire n'a pu être considérée compte tenu du manque d'information. Cette composante est généralement intégrée plus spécifiquement pour les marais maritimes à une échelle spatiale locale (Torio et Chmura, 2013) et parfois régionale (Martinez et al., 2014). Ainsi dans le cas de cette étude seule la composante latérale a été prise en compte dans le bilan sédimentaire. L'absence de données sur l'ensemble du territoire à l'étude ne permettait pas d'intégrer l'érosion ou l'accrétion verticale dans une analyse voulant dresser un état de la situation de l'impact du *coastal squeeze* sur les écosystèmes côtiers à l'échelle du GESL.

Tableau 7. Description et classification des critères pour le calcul de l'ISACS

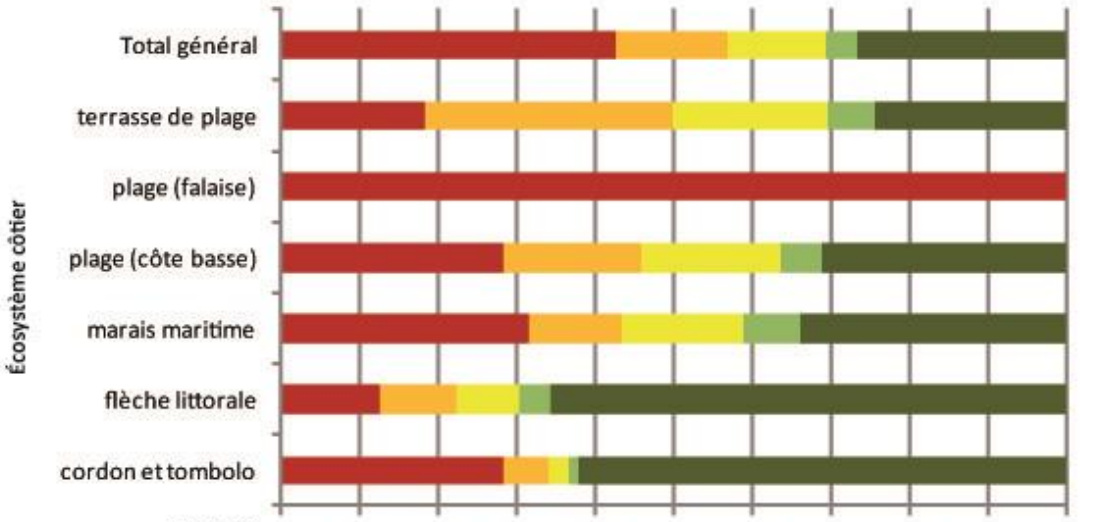
Critère	Éléments	Mesure	Interprétation	Valeur assignée selon la classification des critères					
				0	1	2	3	4	Aucune donnée
Distance de migration potentielle (DMP)	Structure de protection côtière, falaise morte, embouchure de cours d'eau, bâtiment, route, voie ferrée, courbe de niveau (10 m) .	distance (m)	Distance entre la limite supérieure des écosystèmes côtiers et la première contrainte rencontrée vers les terres.	95 et +	70-94	30-69	6-29	0-5	9999
Superficie potentiellement érodée (SPÉ) et submergée (SPS)	SPÉ : Scénario probable du LDGIZC (photo interprétation récente et historique); Station de suivi du LDGIZC (2000-2013) SPS : hausse du niveau de la mer selon le scénario RCP8.5 du GIEC (2013) 30 cm (2046-2065) et 63 cm (2081-2100). L'ajustement isostatique est basé sur Koohzare et al., 2008 pour définir une projection régionale.	Pourcentage (%) (superficie perdue/ superficie initiale)100	Superficie susceptible d'être perdue selon un scénario d'érosion et de submersion côtière d'ici 2060 et 2100.	0-9	10-29	30-59	60-79	80-100	9999
Niveau de sensibilité				Aucun	Léger	Modéré	Aigu	Critique	Nd
ISACS = DMP(SPÉ+SPS)				0	1-2	3-4	6-9	12-16	9999

2.3.2. Résultats

2.3.2.1. Distance de migration potentielle des écosystèmes côtiers meubles

L'analyse de la distance entre la limite supérieure des écosystèmes et la première contrainte rencontrée vers les terres indique que 43 % des écosystèmes côtiers ont une migration potentielle nulle, 14 % faible, 12,5 % modérée, 4 % élevée, 26,5 % très élevée (figure 11 et figure 12). La forte proportion d'écosystèmes côtiers avec une capacité de migration nulle est directement liée aux plages localisées au pied de falaise (475,6 km) ainsi qu'aux plages en bordure de côtes basses (235,1 km). On constate aussi que 50 % des terrasses de plage et 43 % des marais maritimes ont un potentiel de migration inférieur à 30 m. Actuellement, les flèches littorales, les systèmes de tombolos et de cordons littoraux et, dans une moindre mesure, les marais maritimes présentent un potentiel de migration élevé à très élevé avec respectivement 70 %, 63 % et 41 %.

Les types de contraintes susceptibles de freiner le déplacement des écosystèmes côtiers ont été analysés lorsqu'elles étaient situées à moins de 95 m de leur limite supérieure. Les résultats indiquent que près de 52 % des contraintes sont d'origine anthropique représentant un linéaire côtier de 795 km (tableau 8). Plus du ¾ des contraintes artificielles sont situées à moins de 30 m de la limite supérieure des écosystèmes côtiers. Parmi ceux-ci, par ordre décroissant, les ouvrages de défense côtière, les routes, les bâtiments et les aboiteaux ont des longueurs respectives de 265,6 km, 165,9 km, 95,8 km et 67,6 km (figure 13). Quant aux principales contraintes naturelles localisées à moins de 30 m de la limite supérieure des écosystèmes côtiers, les falaises mortes représentent à elles seules 83 %. Il s'agit d'ailleurs de la plus importante contrainte susceptible de freiner la migration des écosystèmes côtiers avec une longueur totale de 514,2 km suivis des ouvrages de défense côtière et des infrastructures routières totalisant respectivement une longueur de 266,4 km et 250,3 km (tableau 8).



	cordon et tombolo (km)	flèche littorale (km)	marais maritime (km)	plage (basse) (km)	plage (falaise) (km)	terrasse de plage (km)	Total général (km)
nulle (0-5 m)	28.88	12.73	78.26	235.14	475.56	62.55	893.12
faible (6-29 m)	5.85	9.82	29.13	146.07	0.00	107.78	298.64
modérée (30-69 m)	2.61	8.29	38.98	146.14	0.00	67.54	263.56
élevée (70-94 m)	1.21	4.06	18.10	43.10	0.00	19.78	86.25
très élevée (95 m et +)	63.30	66.55	84.03	259.55	0.00	83.54	556.96

Figure 11. Répartition de la longueur des segments des écosystèmes côtiers meubles selon leur distance de migration potentielle

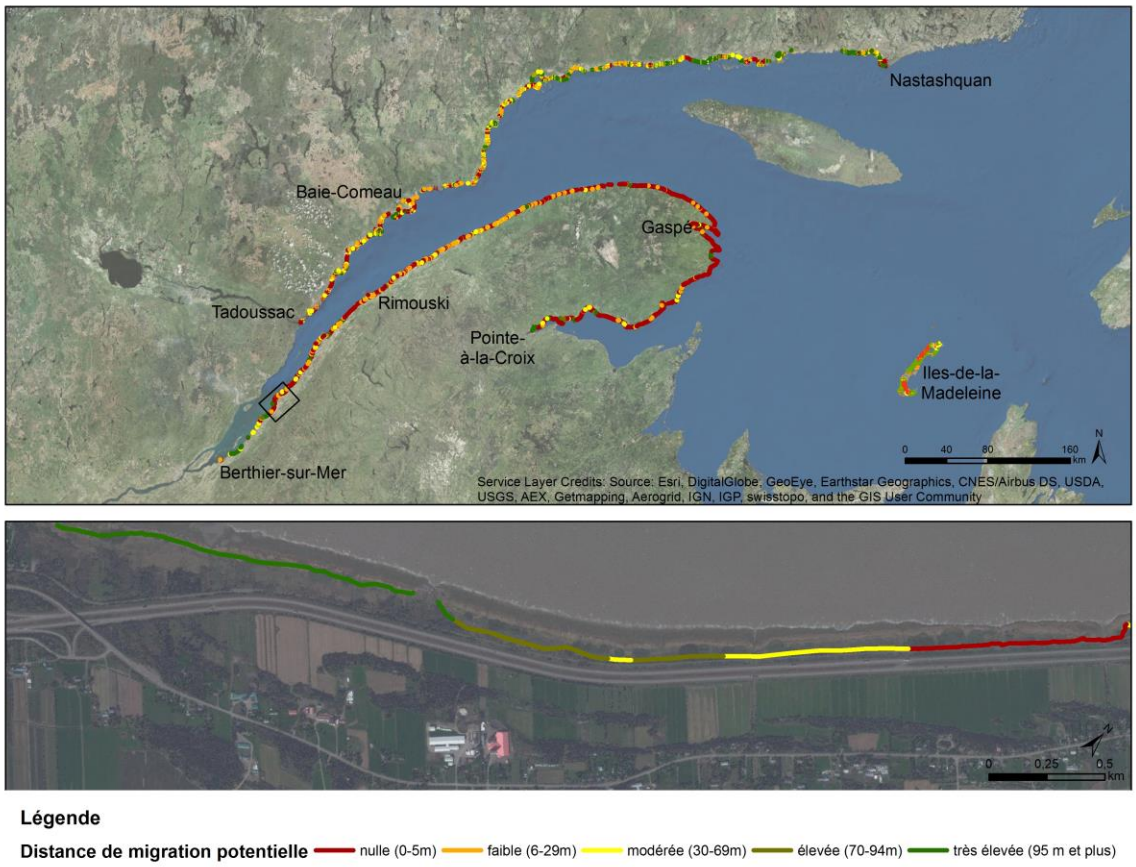


Figure 12. Cartographie du potentiel de migration des écosystèmes côtiers à l'échelle de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (en haut) et à une échelle plus fine, secteur de la MRC de Kamouraska et de L'Islet (en bas)

Tableau 8. Répartition de la longueur des segments des écosystèmes côtiers meubles selon leur distance par rapport à un type de contrainte artificielle et naturelle

Type de contrainte	Artificielle					Naturelle					Total
	nulle (0-5 m)	faible (6-29 m)	modérée (30-69 m)	élevée (70-94 m)	sous-total	nulle (0-5 m)	faible (6-29 m)	modérée (30-69 m)	élevée (70-94 m)	sous-total	
	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km	(%) km
Aboiteau	(4) 62,41	(0) 5,20	(0) 2,54	(0) 1,40	(5) 71,55						(5) 71,55
Bâtiment	(1) 14,91	(5) 80,92	(5) 73,02	(1) 14,60	(12) 183,46						(12) 183,46
Structure de protection	(17) 261,28	(0) 4,30	(0) 0,79	(0) 0,03	(17) 266,39						(17) 266,39
Quai	(0) 2,27	(0) 0,50	(0) 0,20		(0) 2,97						(0) 2,97
Voie ferrée	(0) 1,00	(0) 6,38	(0) 2,96	(0) 0,50	(1) 10,85						(1) 10,85
Route	(4) 68,48	(6) 97,45	(4) 67,55	(2) 25,84	(17) 259,31						(17) 259,31
Courbe de niveau (10 m)						(1) 14,67	(5) 75,21	(6) 90,30	(2) 34,38	(14) 214,56	(14) 214,56
Falaise morte						(30) 464,13	(2) 24,82	(1) 18,95	(0) 6,34	(33) 514,23	(33) 514,23
Cours d'eau						(0) 3,98	(0) 3,85	(0) 7,16	(0) 3,17	(1) 18,16	(1) 18,16
Total	(27) 410,35	(13) 194,76	(10) 147,06	(3) 42,37	(52) 794,53	(31) 482,48	(7) 103,89	(8) 116,40	(3) 43,89	(48) 746,95	(100) 1 541,48



Figure 13. Contraintes artificielles présentes le long du Saint-Laurent. Présence d'aboiteaux près de marais maritimes, Kamouraska (en haut à gauche), terrasses de plage et plages à proximité de bâtiments et de la route 132, Sainte-Flavie (en haut à droite), route 199 sur un cordon-tombolo, Îles-de-la-Madeleine (en bas à gauche) et autoroute 20 près du marais maritime, Rivière-du-Loup (en bas à droite).

2.3.2.2. Superficie potentiellement érodée (SPÉ) et submergée (SPS)

La sensibilité des écosystèmes à l'érosion a été largement documentée sur les rives du Saint-Laurent (Bernatchez et Dubois, 2004). Or très peu d'études ont estimé les pertes associées à des scénarios prévisionnels d'érosion et encore moins pour la submersion. Les résultats de l'étude montrent que lorsqu'on exclut la possibilité de migration des écosystèmes côtiers vers les terres dans un contexte de hausse du niveau de la mer et en tenant compte uniquement des taux prévisionnels d'érosion la superficie érodée des écosystèmes côtiers analysés est estimée à 25 % et celle submergée est de 23 % d'ici 2060. En 2100, ces chiffres s'élèvent pour atteindre une perte de 35 % de la superficie des écosystèmes côtiers dus à l'érosion côtière et de 41 % par submersion.

Lorsque l'on analyse les résultats de manière relative à chaque écosystème, les terrasses de plage et les marais maritimes (schorre supérieur) sont les écosystèmes côtiers qui sont susceptibles de perdre la plus forte superficie par érosion. Selon les scénarios d'érosion côtière, la superficie des terrasses de plage diminuera de 40 % d'ici 2060 et de 45 % d'ici 2100 alors que la perte des marais maritimes sera de 28 % en 2060 et de 35 % en 2100. Cependant, par rapport à la superficie totale des écosystèmes côtiers (en valeur absolue), ce sont les cordons et tombolos qui perdront la plus grande superficie par érosion, soit 493 ha d'ici 2060 et de 775 ha pour l'horizon 2100. Selon le scénario de hausse du niveau de la mer choisi, la superficie des marais maritimes (schorre supérieur) diminuera de 43 % en 2060 et de 74 % en 2100 par rapport à leur superficie initiale en lien avec la submersion. Par rapport à la superficie totale des

écosystèmes côtiers, les marais représentent l'écosystème côtier qui sera le plus affectée par la submersion avec une perte de 715 ha prévue d'ici 2060 et de 1230 ha pour 2100.

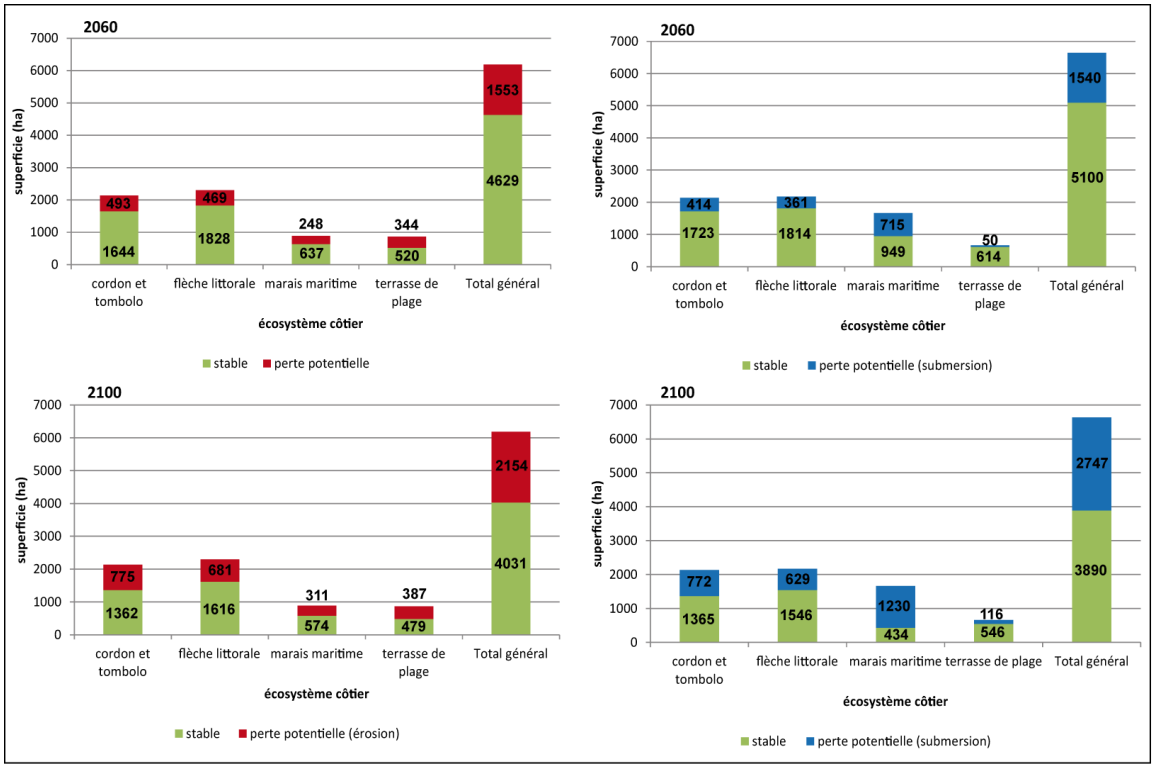


Figure 14. Superficie des écosystèmes côtiers susceptible d'être perdue selon les scénarios d'érosion et de submersion côtière d'ici 2060 (en haut) et 2100 (en bas)

2.3.2.3. Portrait global de l'ISACS

Compte tenu du manque de données sur l'évolution côtière des plages celles-ci ont été exclues de l'analyse de l'ISACS. Ainsi, l'analyse a été réalisée sur 1 149 polygones. De ce nombre, 578 se sont vus attribuer un ISACS ce qui représente 5 409 ha, soit 65 % de la superficie des écosystèmes étudiés. Lorsque les données LiDAR sont manquantes ou que le taux d'évolution côtière est non disponible, aucune valeur d'ISACS n'est attribuée.

Des 578 polygones où un ISACS a été calculé, plus du trois quarts sont susceptible d'être sensibles au *coastal squeeze* d'ici 2060 à des niveaux divers, représentant 2 817 ha, soit 52 % de la superficie totale analysée (figure 15). En considérant la superficie des écosystèmes côtiers, 13 % sont susceptibles d'avoir un niveau de sensibilité aigu à critique alors que 39 % présentent un niveau de sensibilité léger à modéré. Par contre, si nous regardons la proportion du nombre de polygones, 56 % d'entre eux auront un niveau de sensibilité au *coastal squeeze* aigu à critique. D'ici 2100, 85 % du nombre d'écosystèmes seront touchés représentant ainsi 3 152 ha

soit 58 % de la superficie totale. Ainsi, d'ici 2100 la superficie des écosystèmes côtiers présentant un niveau de sensibilité aigu à critique sera de 19 % alors que 39 % auront un niveau de sensibilité léger à modéré. Par contre, la proportion du nombre de polygones présentant un niveau de sensibilité au *coastal squeeze* aigu à critique sera de 67 %. La proportion du nombre d'écosystèmes côtiers n'ayant aucune sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060 est estimée à 24 % alors que ce nombre diminue à 16 % d'ici 2100.

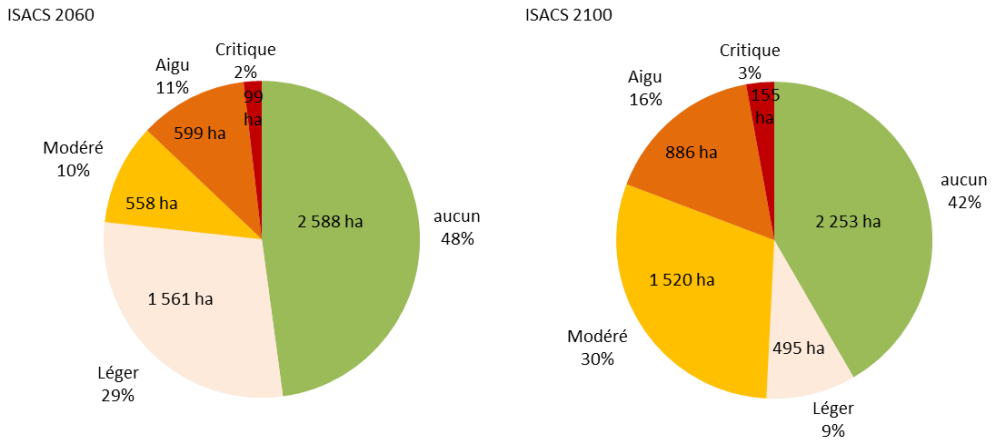
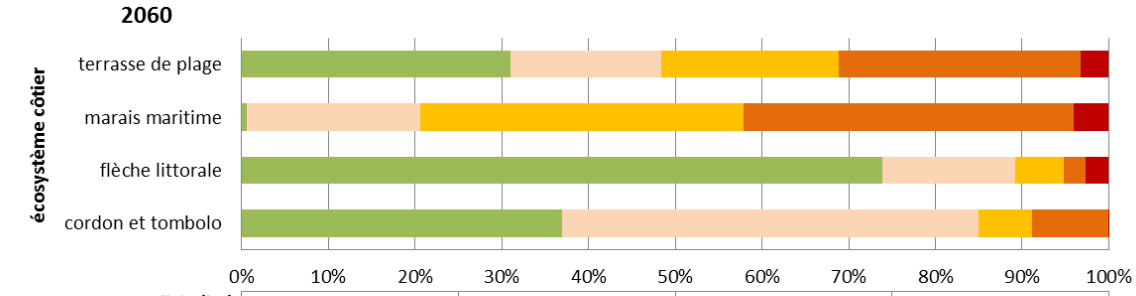


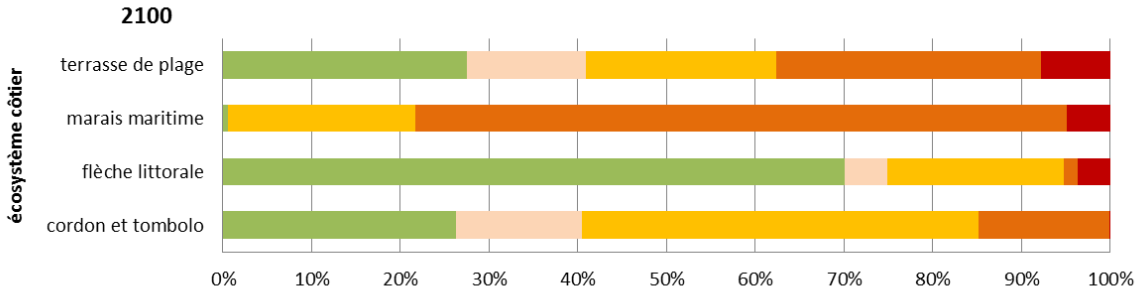
Figure 15. Répartition du niveau de sensibilité au *coastal squeeze* selon la superficie des écosystèmes côtiers d'ici 2060 (à gauche) et 2100 (à droite)

La proximité des écosystèmes côtiers à une contrainte qui pourrait limiter leur migration vers les terres explique en partie les résultats préoccupants de l'ISACS. Comme nous l'avons mentionné précédemment, 43 % des écosystèmes côtiers ont un potentiel de migration nul (inférieure à 5 m; figure 11).

La figure 16 illustre les résultats de l'ISACS selon les types d'écosystèmes côtiers analysés. D'ici 2060 et 2100, la proportion du niveau de sensibilité aigu à critique des terrasses de plage au *coastal squeeze* passera de 31 % à 38 % alors que celui des marais maritimes passera de 42 % à 78 % (figure 16). Les flèches littorales et les cordons-tombolos présentent une sensibilité beaucoup plus faible au *coastal squeeze* puisqu'entre 2060 et 2100, la proportion ne présentant aucune sensibilité au *coastal squeeze* passera de 74 % à 70 % pour les flèches littorales et de 37 % à 26 % pour les cordons-tombolos. Toutefois, pour les cordons-tombolos, la superficie sensible au *coastal squeeze* pour la classe aiguë à critique en absolu est tout de même importante, voire similaire aux terrasses de plage et aux marais maritimes pour l'horizon 2060 et supérieure aux terrasses de plage pour l'horizon 2100.



superficie (ha)	cordon et tombolo	flèche littorale	marais maritime	terrasse de plage
aucun	789,39	1598,60	2,88	197,97
léger	1025,54	330,82	94,41	110,90
modéré	133,44	119,48	175,86	130,20
aigu	186,68	55,38	179,74	177,99
critique	1,76	57,73	19,04	21,05



superficie (ha)	cordon et tombolo	flèche littorale	marais maritime	terrasse de plage
aucun	560,39	1513,86	2,88	175,91
léger	304,96	104,87		86,07
modéré	954,09	430,25	99,57	136,62
aigu	315,60	32,90	346,72	190,94
critique	1,76	80,13	22,98	50,23

Figure 16. Répartition de la superficie des écosystèmes côtiers meubles selon leur niveau de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060 et 2100

2.3.2.4. Portrait de l'ISACS selon les divisions du Saint-Laurent

La représentation cartographique de l'ISACS et sa répartition selon les divisions du Saint-Laurent montrent que le niveau de sensibilité des écosystèmes au *coastal squeeze* ne se répartit pas de façon homogène sur les rives du GESL (figure 17).

La rive sud du Saint-Laurent présente les écosystèmes côtiers les plus sensibles au *coastal squeeze* avec une proportion de 62 % dans la catégorie élevée à critique pour l'horizon 2060 (figure 17). C'est particulièrement dans la baie des Chaleurs et sur la rive sud de l'estuaire maritime que les résultats sont particulièrement préoccupants. La superficie des écosystèmes qui présente un niveau de sensibilité élevé à critique est évaluée à 63 % dans ce secteur. Toujours pour la rive sud, 75% des contraintes sont d'origine anthropique tableau 9. Les routes, les aboiteaux et les bâtiments sont les contraintes les plus fréquentes avec 28 %, 27 % et 14 % respectivement (tableau 10). Les écosystèmes côtiers de la rive sud de l'estuaire moyen

présentent le potentiel de migration le plus faible avec 68 % des écosystèmes côtiers dont la limite supérieure est à moins de 5 m d'une contrainte artificielle (tableau 9). À titre d'exemple, les aboiteaux représentent 62 % des contraintes sur la rive sud de l'estuaire moyen (tableau 10).

Sur la rive nord du Saint-Laurent, 51 % des écosystèmes présentent une sensibilité au *coastal squeeze* qui est élevée à critique d'ici 2060. Avec 75 % des écosystèmes côtiers ayant un niveau de sensibilité d'élevé à critique, l'estuaire maritime est de loin le secteur le plus sensible. Pour la rive nord, les contraintes susceptibles de freiner la migration des écosystèmes côtiers vers l'intérieur des terres sont associées principalement à l'augmentation de la pente (38 %), suivi des bâtiments (28 %) et des routes (24 %).

Enfin, un peu moins du tiers des écosystèmes côtiers des Îles-de-la-Madeleine présente une sensibilité élevée à critique au *coastal squeeze* (30 %) alors que 42 % ne présentent aucune sensibilité pour l'horizon 2060. La principale contrainte est le réseau routier (74 %), suivi des changements de pente (17 %) et des bâtiments (7 %). Ainsi, 82 % des contraintes sont artificielles.

La représentation cartographique de l'ISACS peut constituer un outil de gestion pour réduire la sensibilité des écosystèmes côtiers au *coastal squeeze*. Les écosystèmes qui présentent un indice faible, soit en raison d'un fort potentiel de migration ou d'une sensibilité à l'érosion et à la submersion côtière faible, pourraient ainsi constituer des territoires où la conservation permettrait leur maintien à long terme. À l'opposé, les écosystèmes côtiers avec un indice considéré critique et aigu sont susceptibles de perdre une superficie importante et dans certains cas une perte irréversible due à la présence d'une contrainte qui ne permet pas de compenser la perte en migrant vers les terres selon un scénario d'érosion et de submersion côtières. Pour les écosystèmes côtiers sensibles à la présence de contraintes artificielles, un changement dans l'aménagement du territoire ou encore le déplacement d'infrastructures pourraient constituer un moyen d'adaptation afin de réduire la sensibilité des écosystèmes côtiers au *coastal squeeze*.





Division du Saint-Laurent	ISACS 2060 aucun	léger	modéré	aigu	critique	*total général*	ISACS 2100 aucun	léger	modéré	aigu	critique	*total général*
Îles de la Madeleine	**42%**	**13%**	**15%**	**26%**	**4%**	***100%***	**29%**	**12%**	**21%**	**33%**	**6%**	***100%***
Golfe du Saint-Laurent	42%	13%	15%	26%	4%	*100%*	29%	12%	21%	33%	6%	*100%*
Rive nord	**26%**	**7%**	**16%**	**39%**	**12%**	***100%***	**24%**	**3%**	**24%**	**36%**	**12%**	***100%***
Estuaire maritime	6%	6%	13%	47%	28%	*100%*	14%	5%	29%	38%	14%	*100%*
Golfe du Saint-Laurent	*35%*	*8%*	*18%*	*35%*	*4%*	*100%*	42%	0%	17%	33%	8%	*100%*
Rive sud	**20%**	**4%**	**14%**	**47%**	**15%**	**100%**	**13%**	**2%**	**13%**	**53%**	**20%**	***100%***
Baie des Chaleurs	29%	2%	6%	44%	19%	100%	23%	0%	8%	35%	33%	*100%*
Estuaire maritime	16%	4%	17%	51%	12%	100%	9%	2%	14%	62%	14%	*100%*
Estuaire moyen	22%	0%	22%	44%	11%	100%	0%	0%	22%	44%	33%	*100%*
Golfe du Saint-Laurent	24%	7%	9%	39%	21%	100%	18%	3%	13%	38%	29%	*100%*
Total général	*24%*	*6%*	*15%*	*43%*	*13%*	*100%*	*16%*	*3%*	*15%*	*49%*	*18%*	*100%*

Figure 17. Localisation et répartition des écosystèmes côtiers meubles en fonction de leur niveau de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060 et 2100 selon les divisions du Saint-Laurent

Tableau 9. Répartition du nombre d'écosystèmes côtiers selon leur distance de migration potentielle (DMP) par division du Saint-Laurent

Division du Saint-Laurent	Distance de migration potentielle (DMP)										
	Contrainte artificielle					Contrainte naturelle					**Total général**
	nulle (0-5)	faible (6-29)	modérée (30-69 m)	élevée (70-94 m)	*total*	nulle (0-5 m)	faible (6-29 m)	modérée (30-69 m)	élevée (70-94 m)	*total*	
Îles-de-la-Madeleine	**57%**	**15%**	**8%**	**2%**	***82%***	**3%**	**7%**	**5%**	**4%**	***18%***	**100%**
Golfe du Saint-Laurent	57%	15%	8%	2%	*82%*	3%	7%	5%	4%	*18%*	**100%**
Rive Nord	**6%**	**22%**	**21%**	**6%**	***55%***	**5%**	**13%**	**19%**	**7%**	***45%***	**100%**
Estuaire maritime	5%	10%	13%	5%	*34%*	10%	21%	27%	9%	*66%*	**100%**
Golfe du Saint-Laurent	6%	28%	24%	7%	*66%*	3%	9%	15%	7%	*34%*	**100%**
Rive Sud	**40%**	**24%**	**8%**	**3%**	***75%***	**9%**	**6%**	**7%**	**3%**	***25%***	**100%**
Baie des Chaleurs	13%	19%	10%	5%	*47%*	38%	7%	5%	2%	*53%*	**100%**
Estuaire maritime	30%	36%	8%	3%	*76%*	2%	6%	11%	4%	*24%*	**100%**
Estuaire moyen	69%	11%	8%	3%	*90%*	0%	3%	4%	2%	*10%*	**100%**
Golfe du Saint-Laurent	19%	32%	6%	2%	*58%*	28%	11%	2%	1%	*42%*	**100%**
Total général	**30%**	**22%**	**13%**	**4%**	**69%**	**7%**	**8%**	**11%**	**5%**	**31%**	**100%**

Tableau 10. Répartition du nombre de segments d'écosystèmes côtiers selon les contraintes identifiées par divisions du Saint-Laurent

Division du Saint-Laurent	Contrainte artificielle						Contrainte naturelle				Total général
	aboiteau	bâtiment	ouvrage de protection	route	voie ferrée	total	courbe 10m	falaise morte	embouchure rivière	total	
Îles-de-la-Madeleine	**0%**	**7%**	**1%**	**74%**	**0%**	**82%**	**16%**	**2%**	**0%**	**18%**	**100%**
Golfe du Saint-Laurent	0%	7%	1%	74%	0%	82%	16%	2%	0%	18%	100%
Rive Nord	**0%**	**28%**	**2%**	**24%**	**1%**	**55%**	**38%**	**4%**	**3%**	**45%**	**100%**
Estuaire maritime	0%	12%	3%	18%	0%	34%	52%	10%	4%	66%	100%
Golfe du Saint-Laurent	0%	36%	2%	27%	1%	66%	31%	1%	3%	34%	100%
Rive Sud	**27%**	**14%**	**5%**	**28%**	**1%**	**75%**	**9%**	**14%**	**2%**	**25%**	**100%**
Baie des Chaleurs	0%	14%	4%	25%	3%	47%	5%	42%	6%	53%	100%
Estuaire maritime	11%	20%	5%	40%	0%	76%	12%	11%	1%	24%	100%
Estuaire moyen	62%	9%	3%	16%	0%	90%	10%	0%	0%	10%	100%
Golfe du Saint-Laurent	0%	14%	10%	30%	5%	58%	6%	32%	4%	42%	100%
Total général	**14%**	**19%**	**3%**	**32%**	**1%**	**69%**	**21%**	**9%**	**2%**	**31%**	**100%**

2.4. Évolution de la superficie des écosystèmes côtiers au cours des 50 dernières années et identification des causes associées aux changements observés

2.4.1. Introduction

Bien qu'il n'existe aucune étude portant sur le bilan historique des pertes et des gains de la superficie des écosystèmes côtiers de l'ensemble du Québec maritime, quelques travaux ont néanmoins fait une évaluation assez juste de l'évolution de la superficie de marais maritimes dans certaines régions le long du Saint-Laurent, plus particulièrement en amont de l'estuaire maritime (Martin et Létourneau, 2011, Allard et al., 2012; Bhiry et al., 2013). Cette section vise à documenter les causes des pertes et des gains d'écosystèmes côtiers localisés dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent.

2.4.2. Méthodologie

Cette étude est basée sur une analyse comparative de deux couvertures de photographies aériennes pour quantifier le bilan des pertes et des gains de la superficie des écosystèmes côtiers au cours des 50 dernières années pour cinq secteurs qui présentent une diversité d'écosystèmes côtiers et de dynamique d'évolution (figure 18).

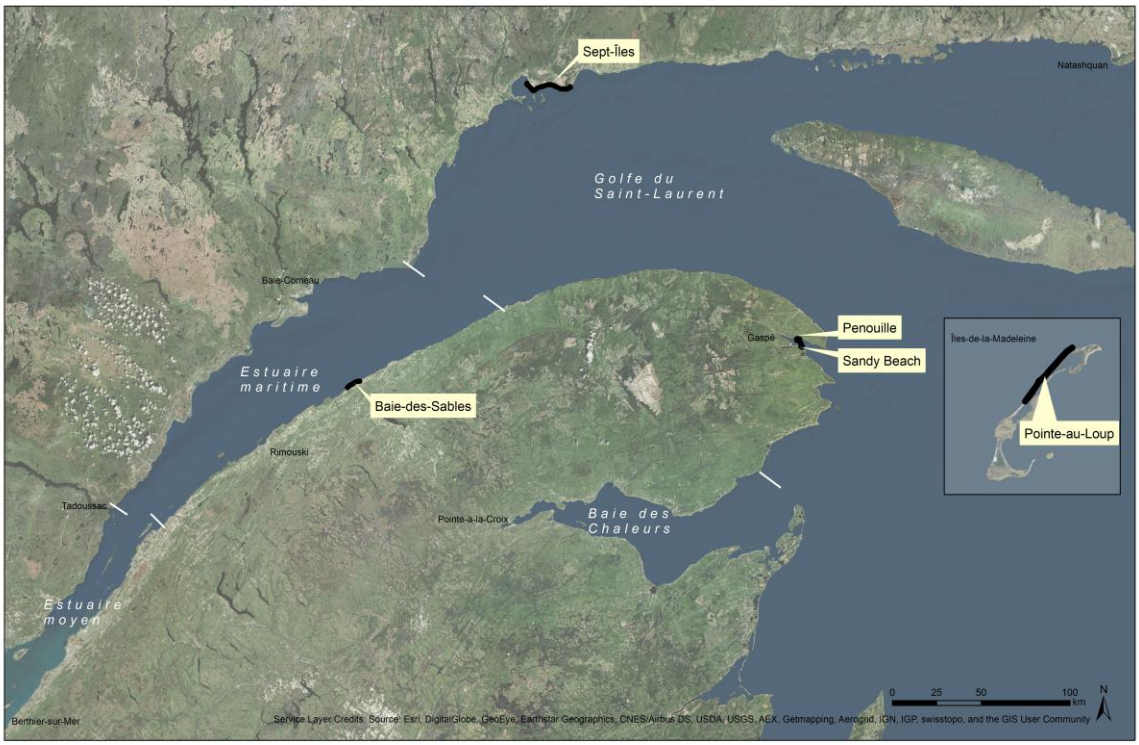


Figure 18. Secteurs retenus pour l'analyse du bilan des pertes et des gains de la superficie des écosystèmes côtiers au cours des 50 dernières années.

À l'échelle régionale, l'analyse du *coastal squeeze* s'effectue généralement dans un SIG par une cartographie surfacique des écosystèmes et de l'occupation du sol (Scheulpner, 2008; Torio et Chmura, 2013; Martinez et al., 2014). La démarche méthodologique utilisée pour documenter la dynamique des écosystèmes côtiers au cours des 50 dernières années consiste à numériser dans un SIG les contours des écosystèmes côtiers ainsi que l'occupation du sol sur des orthophotographies prises entre 1963 et 2009 pour chaque région à l'étude (tableau 11).

Tableau 11. Orthophotographies aériennes utilisées pour chacun des secteurs à l'étude

Secteur à l'étude	Période d'année
Baie-des-Sables	1963-2009
Penouille	1963-2008
Sandy Beach*	1948-2008
Sept-Îles	1965-2006
Îles-de-la-Madeleine	1963-2008

* Aucune orthophotographie de 1963 n'était disponible pour ce secteur. La photographie aérienne de 1948 a été choisie dans le cadre de cette analyse bien que la période couverte correspond à plus de 50 ans.

Pour effectuer une analyse simplifiée de l'évolution de la zone d'étude, nous avons ajouté aux types d'écosystèmes côtiers déjà existants les classes suivantes : eau peu profonde, anthropique et domaine terrestre (tableau 12). La superposition des deux cartes permet d'obtenir les changements des différentes classes pour la période donnée.

Tableau 12. Catégories utilisées pour l'analyse des changements observés pour les secteurs à l'étude

Catégorie*	Description
Terrasse de plage (TP)	Type d'écosystème côtier analysé dans le cadre de cette étude (voir tableau 3 pour les définitions)
Plage (P)	
Marais maritime (M)	
Flèche littorale (FL)	
Cordon-Tombolo (CT)	
Eau peu profonde	Zone marine peu profonde
Anthropique (ANT)	Zone aménagée par des infrastructures humaines (ex. routes, bâtiments…)
Domaine terrestre (TER) ou autre (AUT)	Domaine terrestre non aménagé par les activités humaines.

* Les abréviations entre parenthèse sont utilisées dans les figures et tableaux suivants.

L'analyse des changements des écosystèmes côtiers est effectuée selon trois possibilités. Il s'agit de situation de « perte », de « gain » ou de situations « stables » (tableau 13). Le terme « stable » se rapporte à l'ensemble des polygones pour lesquels la classe est demeurée la même entre les deux années d'analyse. La superficie du polygone compte pour un « gain » ou une « perte » lorsque que la classe y change. Pour compter une « perte », l'écosystème côtier doit être remplacé par un autre écosystème côtier (changement d'écosystème), de l'eau (érosion/submersion), des constructions anthropiques (empiètement anthropique) ou par le domaine terrestre (changement d'écosystème). Inversement, pour compter un « gain » l'écosystème côtier doit avoir remplacé un autre écosystème côtier (changement d'écosystème), l'eau (progradation/migration vers la mer), des constructions humaines (retrait anthropique) ou le domaine terrestre (changement d'écosystème). L'analyse des changements observés indiquent que les systèmes migrent vers les terres, migrent vers la mer et/ou présentent un bilan sédimentaire positif ou négatif.

Tableau 13. Description des causes associées aux changements observés de la superficie des écosystèmes côtiers au cours des 50 dernières années

Changement	Explication	Cause associée aux changements observés
Stable	Écosystème stable	Aucun changement
Gain	Écosystème côtier qui devient un autre écosystème côtier	Changement d'écosystème
	« Eau peu profonde » qui devient un écosystème côtier	Progradation (migration vers la mer)
	« Anthropique » qui devient un écosystème côtier	Retrait anthropique
Perte	Écosystème côtier qui devient eau peu profonde	Érosion/submersion
	Écosystème côtier qui devient un autre écosystème côtier	Changement d'écosystème
	Écosystème côtier qui devient la classe anthropique	Empiètement anthropique

2.4.3. Résultats

Les résultats de l'analyse du bilan des gains et des pertes de la superficie des écosystèmes côtiers sont présentés pour chacun des sites retenus.

2.4.3.1. Baie-des-Sables

Le site retenu sur la rive sud de l'estuaire maritime est situé dans la municipalité de Baie-des-Sables (figure 19). Totalisant une superficie de 169,13 ha, la zone analysée est bordée à l'ouest par le quai municipal et à l'est par la rivière Tartigou. Les plages et les terrasses de plage dominent ici le paysage côtier. Les changements observés au cours des 46 dernières années montrent que la superficie des écosystèmes côtiers meubles de ce secteur est plutôt stable, voire en croissance (tableau 14).

Tableau 14. Évolution des superficies (ha) des écosystèmes côtiers de Baie-des-Sables pour la période 1963-2009

Baie-des-Sables				
Classe	Superficie en ha (2009)	Superficie en ha (1963)	Variation en ha	Variation en % par rapport à la superficie initiale
Anthropique	72,97	78,34	-5,38	-6,86
Domaine terrestre (autre)	4,97	1,56	3,40	217,73
Eau peu profonde	63,72	65,79	-2,07	-3,15
Plage	**17,51**	**17,77**	**-0,26**	**-1,48**
Terrasse de plage	**9,97**	**5,66**	**4,31**	**76,05**
Total général	169,13	169,13	0,00	0,00

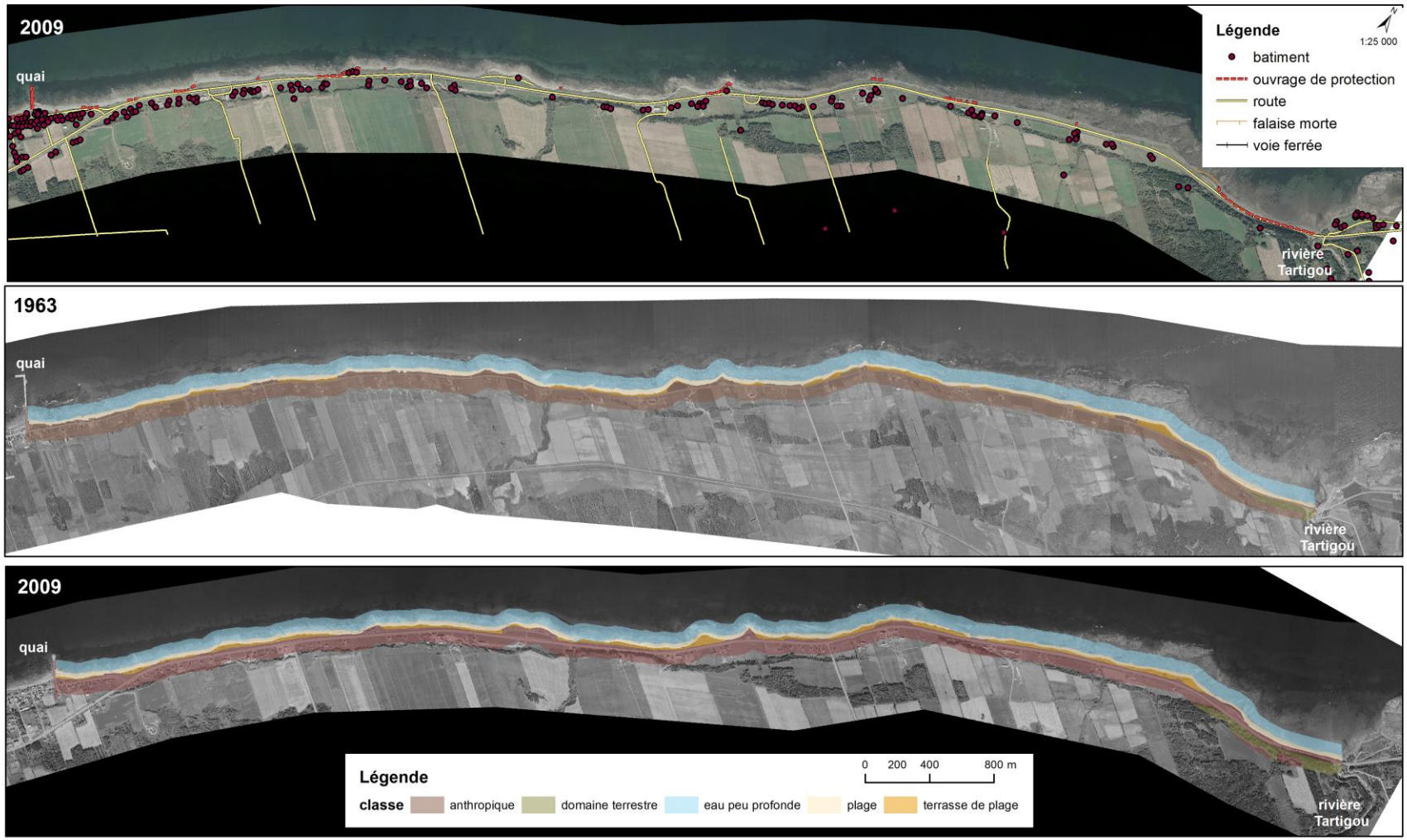
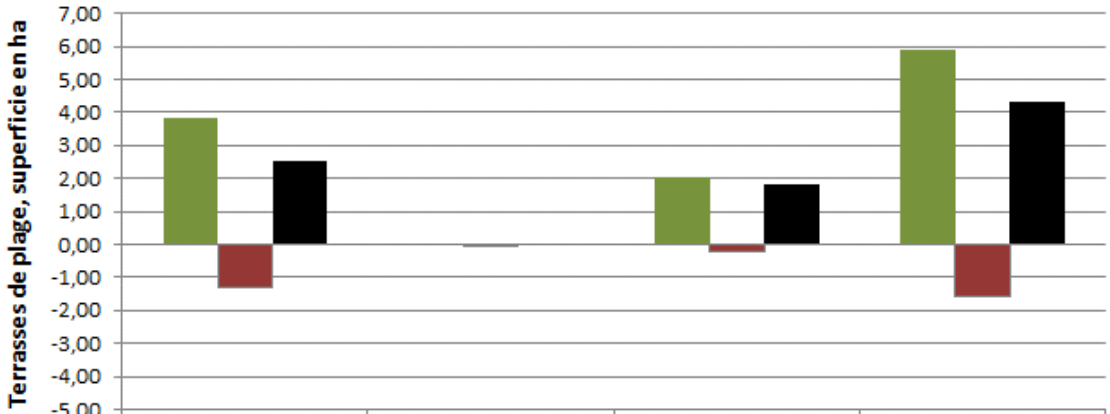


Figure 19. Cartographie de la superficie des écosystèmes côtiers de la zone analysée de Baie-des-Sables pour la période de 1963 à 2009

La superficie des terrasses de plage a connu une augmentation nette de 4,31 ha, soit une hausse de l'ordre de plus de 75 % par rapport à l'état initial de 1963 (figure 20). L'augmentation de 5,88 ha de leur superficie est attribuable à 84,3 % au retrait anthropique réalisé avec le déplacement d'un tronçon routier de la route 132 vers les terres (figure 22) et à 14,7 % au changement d'écosystème réalisé au détriment des plages (figure 21). Une perte de seulement 1,57 ha vient amoindrir les gains mesurés (tableau 14). Ces pertes sont principalement dues à de l'empiètement anthropique (84,3 %) et dans une moindre mesure au changement d'écosystème (14,7 %) qui s'est effectué au profit des plages (figure 21).



	Retrait ou empiètement anthropique	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (P vers TP ou TP vers P)	Total général
	Baie des Sables, terrasses de plage			
GAIN	3,83	0,00	2,05	5,88
PERTE	-1,33	-0,02	-0,23	-1,57
BILAN	2,51	-0,02	1,82	4,31

Figure 20. Bilan des gains et des pertes de superficie (ha) des terrasses de plages pour le site de Baie-des-Sables pour la période 1963-2009

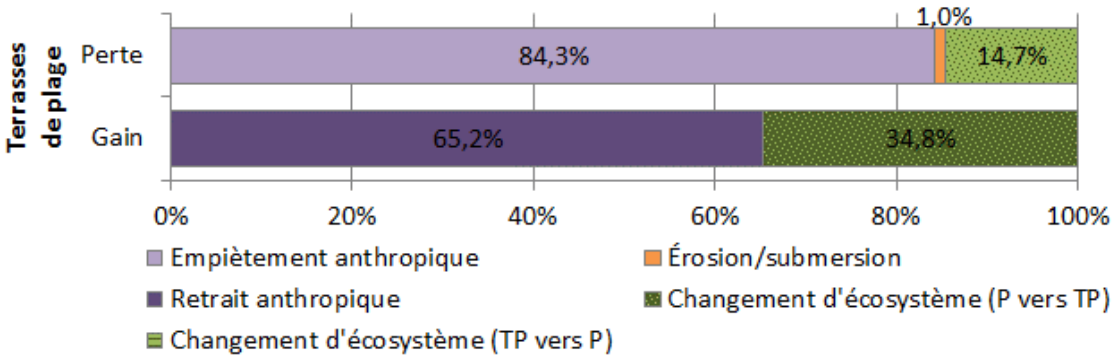


Figure 21. Causes des pertes et des gains des terrasses de plage pour le site de Baie-des-Sables pour la période 1963-2009



Figure 22. Recul d'un tronçon routier de la route 132 à Baie-des-Sables

Quant aux plages, elles ont connu, pour leur bilan net, une très légère diminution de superficie de l'ordre de 0,24 ha par rapport à la superficie de 1963, ce qui correspond à une diminution de 1,33 % (tableau 14). Leur perte, de l'ordre de 3,81 ha, a été attribuable au changement d'écosystème (53,7 %), à l'érosion (28,1 %) et dans une moindre mesure à l'empiètement anthropique (18,2 %) (figure 24). La superficie perdue a été presque complètement compensée par des gains de 3,55 ha (figure 23). Ces gains sont essentiellement le résultat de la progradation des plages (migration vers la mer) (87,8 %) et accessoirement par le retrait anthropique (5,6 %) et le changement d'écosystème au détriment de terrasses de plage (6,5 %) (figure 24). S'il n'y avait eu 0,69 ha de perte par empiètement anthropique, les plages auraient été stables et auraient possiblement connu une très légère hausse avec un bilan qui aurait été de 0,43 ha.

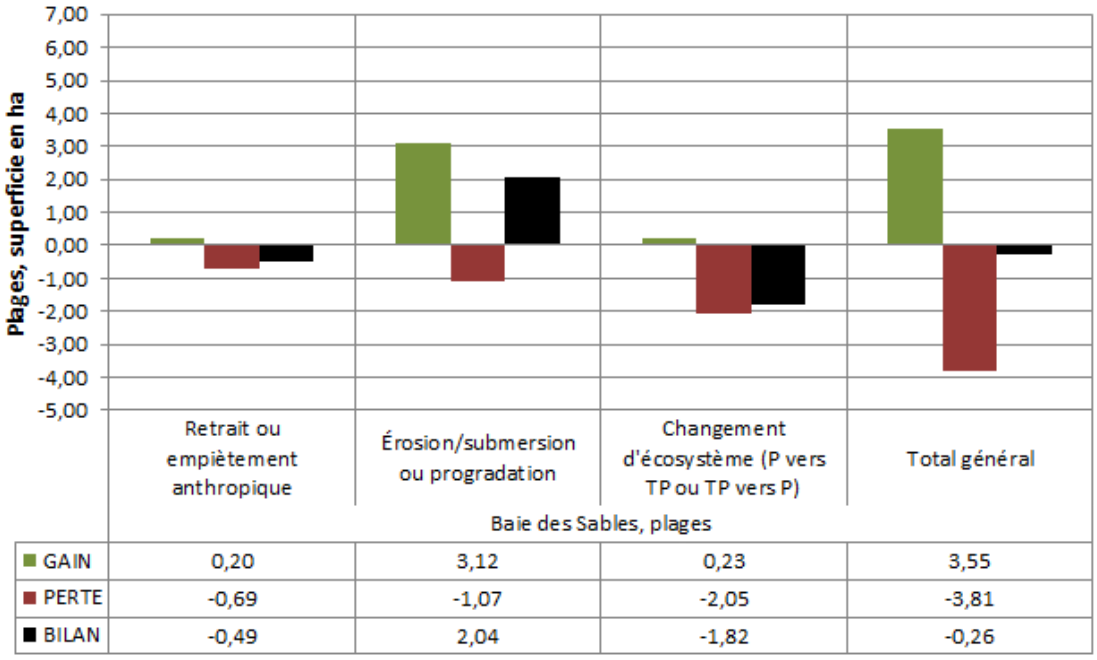


Figure 23. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de plages pour le site de Baie-des-Sables pour la période 1963-2009

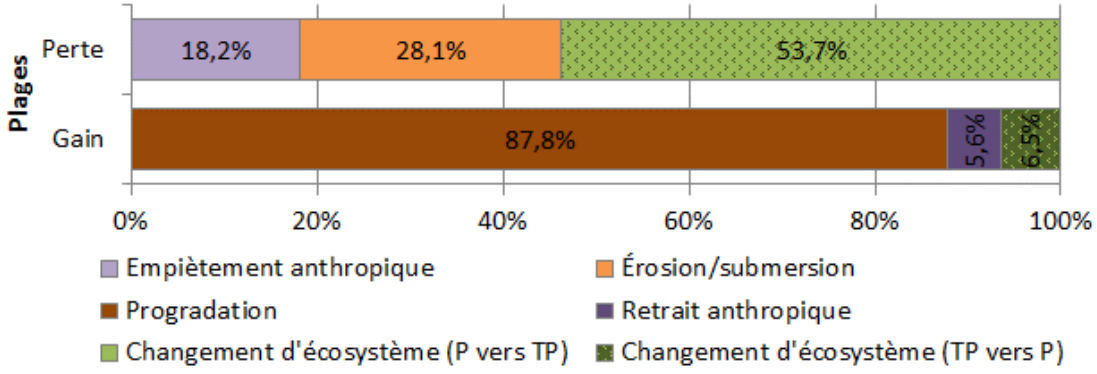


Figure 24. Causes des pertes et des gains d'écosystème de plage pour le site de Baie-des-Sables pour la période 1963-2009

Le secteur d'étude de Baie-des-Sables n'a pas été soumis au *coastal squeeze* au cours de la période 1963-2009, et ce, tout simplement en raison de la stabilité du niveau marin relatif au cours des dernières décennies. En effet, lors du dernier siècle, le niveau marin à la station marégraphique la plus proche, soit celle de Pointe-au-Père a été légèrement à la baisse avec une tendance de -0,31 mm/an (Koohzare et al.,2008) alors qu'une légère hausse de 0,3 mm/an a été mesurée entre 1985 et 2011 (Han et al., 2015). De plus, le bilan positif entre les gains de superficie des écosystèmes attribuables à une migration vers la mer (3,12 ha) par rapport aux

pertes attribuables à l'érosion (1,07 ha) indique que le bilan sédimentaire de 1963-2009 a été généralement positif.

Par contre, en raison de la hausse appréhendée du niveau marin relatif de 29 cm pour 2060 dans le futur (voir section 2.3.1.2.2) et de la présence d'infrastructures humaines, principalement la route 132 sur son emplacement actuel et la présence ponctuelle d'enrochements, les écosystèmes côtiers pourraient être sensibles au *coastal squeeze*. La distance de migration potentielle (DMP) est généralement peu élevée avec 23 % de la côte pour laquelle la DMP est nulle (0-5 m) et avec 67 %, où elle est faible (5-29 m).

Ce que soulève l'analyse de ce secteur est combien le retrait anthropique peut permettre aux écosystèmes de prendre de l'expansion dans un secteur stable. Advenant que l'équilibre entre la hausse du niveau marin et du bilan sédimentaire bascule et que le système entre en érosion, l'application de cette stratégie peut contribuer au maintien de la superficie des écosystèmes et limiter l'effet potentiel d'un *coastal squeeze*.

2.4.3.2. Penouille

Penouille est une flèche littorale située sur la rive nord de la baie de Gaspé (figure 25). Cette flèche s'est formée sur l'ancien delta du ruisseau Ascah (Fox et al., 1995) il y a moins de 1600 ans cal BP (Bernatchez et al., 2013). Depuis la création du Parc national Canada Forillon (PNCF) en 1970, son intégrité écologique est maintenue. Le secteur analysé totalise une superficie de 166 ha (tableau 15). Il s'agit d'une vaste accumulation sableuse qui est reliée à la terre ferme par un étroit cordon littoral, sur lequel est aménagé un accès afin de permettre aux visiteurs de se rendre à son extrémité. La flèche littorale ceinture partiellement une lagune, qui est bordée d'un marais maritime. Les écosystèmes côtiers de Penouille sont assez stables depuis au moins l'élaboration des premières cartes au 18^{e} siècle qui montrent que la configuration de la flèche littorale est demeurée sensiblement la même (Fox et al., 1995). L'analyse historique sur la période 1963-2008 indique également qu'il s'agit d'un secteur assez stable (tableau 15).

Tableau 15. Évolution des superficies (ha) des écosystèmes côtiers de Penouille pour la période 1963-2008

Penouille				
Classe	Superficie en ha (2008)	Superficie en ha (1963)	Variation en ha	Variation en % par rapport à la superficie historique
Anthropique	1,21	6,36	-5,15	-80,98
Domaine terrestre (autre)	54,25	46,21	8,04	17,40
Eau peu profonde	76,56	78,62	-2,06	-2,62
Marais	**21,18**	**21,21**	**-0,03**	**-0,13**
Plage	**4,48**	**3,30**	**1,18**	**35,92**
Flèche littorale	**8,33**	**10,31**	**-1,98**	**-19,24**
Total général	166,00	166,00	0,00	0,00

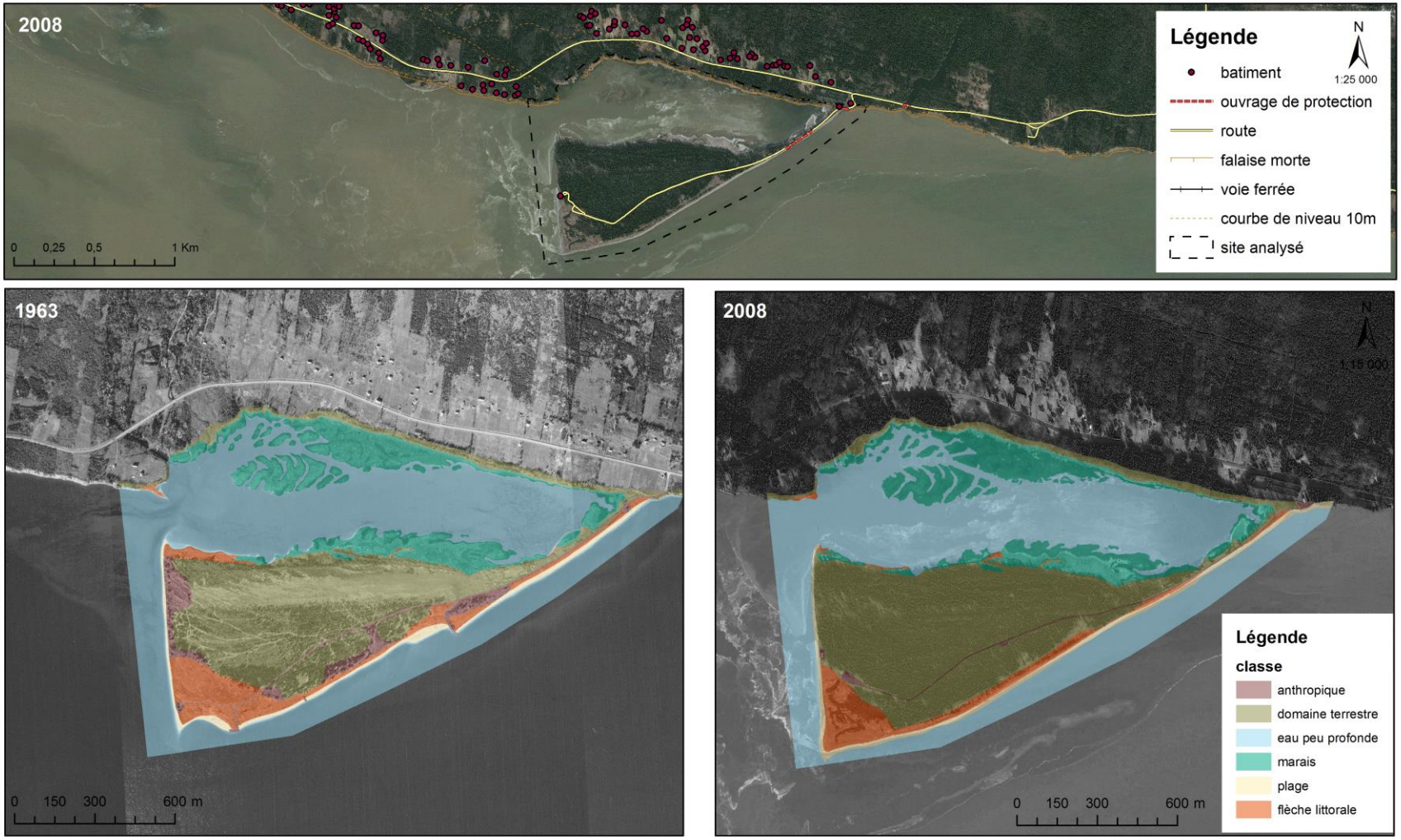
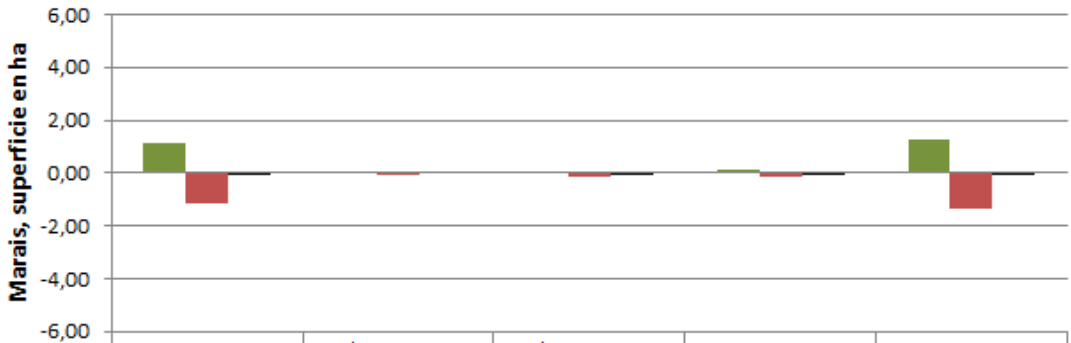


Figure 25. Cartographie de la superficie des écosystèmes côtiers de la zone analysée de Penouille pour la période de 1963-2008

L'analyse historique sur la période 1963-2008 indique que le marais maritime est un écosystème qui a été assez stable. Entre 1963 et 2008, le bilan net est à peine négatif avec une perte de 0,28 ha, soit une diminution de seulement 1,31 % par rapport à la superficie initiale de 1963 (tableau 15). C'est que 94 % de la superficie initiale du marais n'a subi aucun changement au terme de cette période. On observe des pertes pour un total de 1,32 ha généralement attribuables à l'érosion/submersion (88 %), mais celles-ci sont compensées, ailleurs, par des gains de 1,30 ha surtout obtenu via une migration vers la mer (progradation) (88 %) (figure 26 et figure 27).



	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (M vers TER ou TER vers M)	Changement d'écosystème (M vers FL ou FL vers M)	Changement d'écosystème (total)	Total général
	Penouille, marais				
GAIN	1,14	0,09	0,07	0,15	1,30
PERTE	-1,16	-0,03	-0,13	-0,16	-1,32
BILAN	-0,02	0,06	-0,06	0,00	-0,03

Figure 26. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de marais pour le site de Penouille pour la période 1963-2008

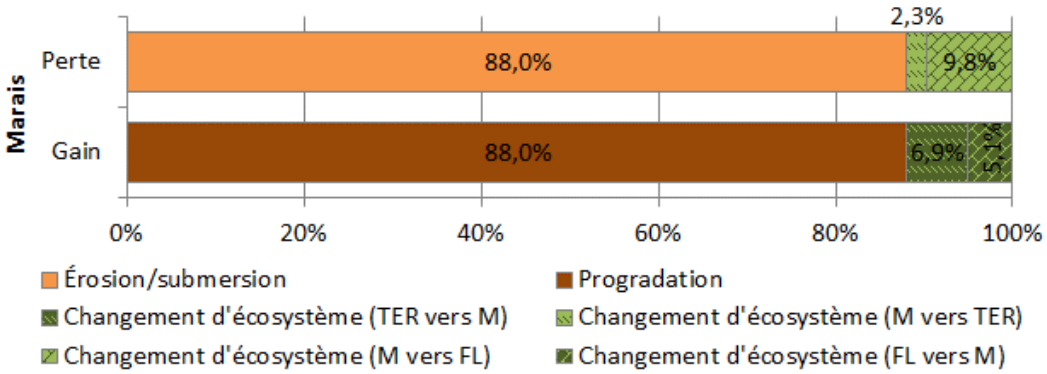


Figure 27. Causes des pertes et des gains d'écosystème de marais pour le site de Penouille pour la période 1963-2008

L'écosystème de flèche littorale a perdu, au total, une superficie de 1,98 ha ce qui correspond à une diminution de 19,24 % par rapport à la superficie initiale de 1963 (figure 28). Les pertes de l'ordre de 5,93 ha n'ont donc pas été complètement compensées par les gains de 3,94 ha. Les pertes ont été attribuables à 71,9 % à un changement d'écosystème où une portion de l'écosystème de flèche littorale est remplacée par un écosystème terrestre (4,26 ha). Avec la progradation de la ligne de rivage à la suite du démantèlement d'infrastructures côtières (notamment les quais sur le littoral sud de la flèche), des zones jusqu'alors occupées par de la végétation littorale ont été colonisées par de la végétation terrestre puisque les évènements de submersion par les grandes marées ou les tempêtes ne les atteignaient plus. On observe aussi, dans une moindre mesure, des pertes via le changement d'écosystème de flèche littorale à plage (14,3 %). Ce changement est le résultat de l'érosion de l'extrémité ouest de la flèche et donc de la migration subséquente de la plage au détriment de l'écosystème de flèche. Du côté des gains, ceux-ci sont en bonne partie attribuable à une progradation (migration vers la mer) (47,2 %) et au changement d'écosystème au détriment des plages (35,1 %) ce qui est également significatif de la migration vers la mer. De manière marginale, une faible proportion des gains de superficies s'explique par des retraits anthropiques (14,5 % des gains).



Penouille, flèche littorale	Retrait ou empiètement anthropique	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (M vers FL ou FL vers M)	Changement d'écosystème (P vers FL ou FL vers P)	changement d'écosystème (TER vers FL ou FL vers TER)	Changement d'écosystème (total)	Total général
GAIN	0,57	1,86	0,13	1,38	0,00	1,51	3,94
PERTE	-0,28	-0,47	-0,07	-0,85	-4,26	-5,18	-5,93
BILAN	0,29	1,39	0,06	0,54	-4,26	-3,66	-1,98

Figure 28. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de flèche littorale pour le site de Penouille pour la période 1963-2008

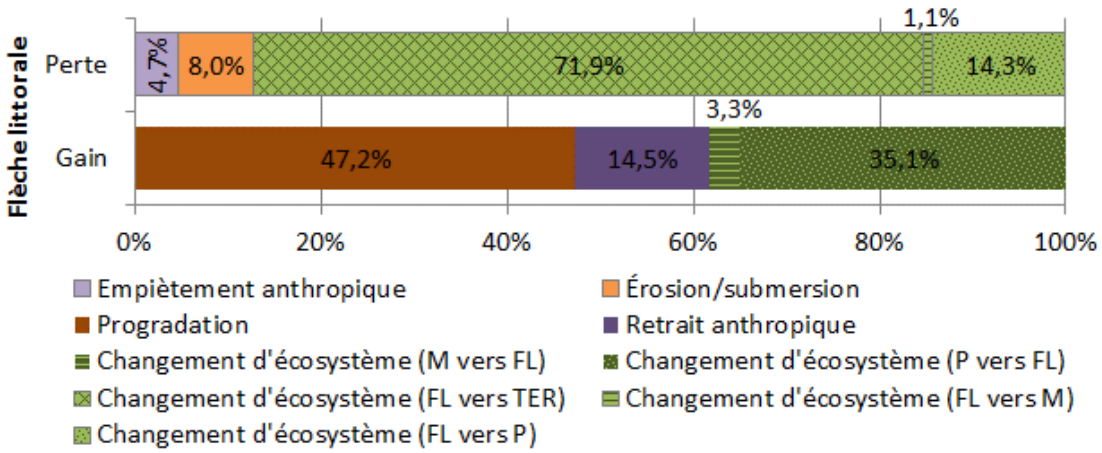
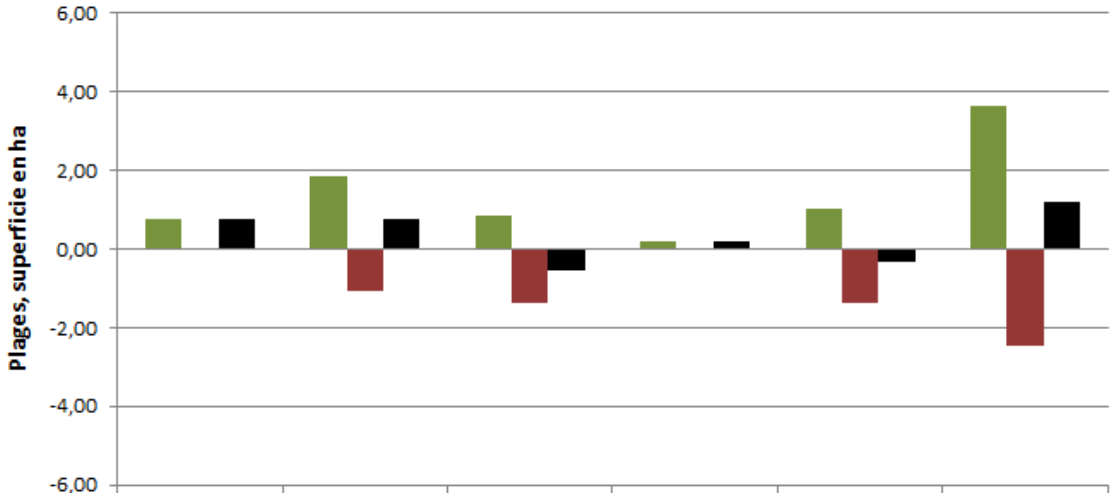


Figure 29. Causes des pertes et des gains d'écosystème de flèche littorale pour le site de Penouille pour la période 1963-2008

Les plages ont gagné une superficie nette de 1,18 ha (tableau 15). Il s'agit d'une augmentation de 35,92 % par rapport à la superficie initiale de 1963. Les pertes de 2,54 ha résultant surtout des changements d'écosystème au profit de l'écosystème de flèche littorale (56,4 %) et de l'érosion (43,6 %) ont été complètement compensées par le gain de 3,64 ha (figure 31). Les gains sont attribuables à la progradation vers la mer (50,4 %), au changement d'écosystème principalement au détriment de l'écosystème de flèche (23,2 %) et au retrait anthropique (21,0 %) (figure 31). Soulignons que les pertes de superficies par érosion/submersion (-1,07 ha) ont été complètement compensées, et même plus, par des gains de superficies par progradation (migration vers la mer, +1,83 ha) (Figure 30). Ceci indique que le système connaît un bilan sédimentaire positif.



	Retrait ou empiètement anthropique	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (P vers FL ou FL vers P)	Changement d'écosystème (P vers TER ou TER vers P)	Changement d'écosystème (total)	Total général
	Penouille, plages					
GAIN	0,76	1,83	0,85	0,20	1,04	3,64
PERTE	0,00	-1,07	-1,38	0,00	-1,38	-2,45
BILAN	0,76	0,77	-0,54	0,19	-0,34	1,18

Figure 30.Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de plages pour le site de Penouille pour la période 1963-2008

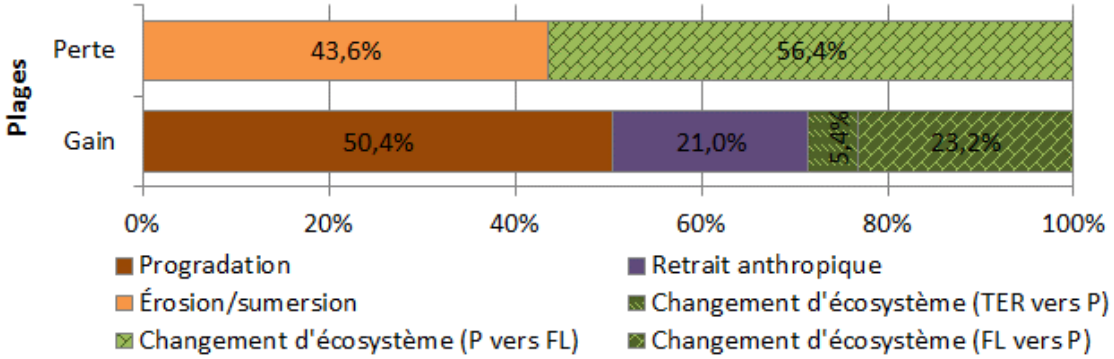


Figure 31. Causes des pertes et des gains d'écosystème de plages pour le site de Penouille pour la période 1963-2008

Malgré, une accélération de la hausse du niveau de la mer au marégraphe le plus proche (Rivière-au-Renard), où la tendance s'est inversée passant d'un niveau marin relatif de -2,98 mm/an entre 1969 et 1988 à une hausse de 4,14 mm/an entre 1989 et 2012 (Bernatchez et al., 2013), les écosystèmes côtiers, et particulièrement le marais (Gibeault, 2013), sont demeurés plutôt stables. En effet, les apports sédimentaires qui proviennent de l'érosion de la falaise

localisée en amont de la cellule hydrosédimentaire sont suffisants pour maintenir un bilan sédimentaire assez stable (Bernatchez et al., 2013). Dans le marais, les taux d'accrétion obtenus à partir de datation ^{137}Cs varient entre 1 et 2,9 mm/an alors que la moyenne obtenue à partir de plaques à sédiments pour la période de 2010-2012 est de 3,0 mm/an (Neumeier et Gibeault, 2013). La production biologique dans le marais contribue aussi à l'accrétion verticale de ce dernier et donc, à sa stabilité dans un contexte de hausse du niveau marin relatif. De plus, celui-ci est situé dans une lagune ce qui contribue à sa stabilité en le protégeant d'évènements érosifs lors de tempêtes. Les changements d'écosystème de plage vers des terrasses de plage, et de flèche littorale vers des écosystèmes terrestres traduisent une migration vers la mer et indiquent aussi que le système a été en équilibre, voire en accrétion, au cours de la période d'analyse.

Au cours de la période d'analyse 1963-2008, le retrait anthropique est directement responsable du gain de seulement 1,33 ha. Toutefois, il importe de spécifier que Penouille a connu un retrait important de structures anthropiques entre 1948 et 1979, notamment le démantèlement de chalets, de quais et de structures rigides de protection qui ont été responsables des plus importants changements morphosédimentaires du littoral (Bernatchez et al., 2013). Aussi, avec la création du Parc national Canada Forillon (PNCF) en 1970, le démantèlement des infrastructures et le maintien de l'intégrité écologique des écosystèmes côtiers ont permis au littoral de se réajuster, menant le système vers un nouvel équilibre sédimentaire. Dans le contexte de la hausse appréhendée du niveau marin relatif de 37 cm pour 2060 (voir section 2.3.1.2.2), mais qui pourrait même atteindre plus de 50 cm (Bernatchez et al., 2013), le retrait des infrastructures dans ce secteur assure que les écosystèmes ne seront pas soumis au *coastal squeeze*. Même la route d'accès qui aurait pu limiter la migration des écosystèmes côtiers, particulièrement sur l'étroit cordon qui relie l'ensemble de la flèche à la terre ferme a été enlevée. Elle a été remplacée en 2015 par un accès sur pilotis qui lui, ne constitue pas une contrainte à la migration des écosystèmes (pc.gc.ca, consulté en décembre 2015). Il n'y a généralement pas non plus de contraintes naturelles dans ce secteur, sauf dans le cas de la zone de marais maritime située au pied de la falaise qui lui, serait susceptible d'être sensible au *coastal squeeze* au cours des prochaines années. D'ailleurs c'est dans cette zone que les pertes par érosion pour la période 1963-2008 avaient surtout été observées. Ainsi de manière générale, l'absence d'infrastructure anthropique à proximité des écosystèmes côtiers, qui seront soumis à la hausse appréhendée du niveau marin relatif, devrait permettre leur migration vers les terres. En ce sens, le secteur de Penouille constitue un exemple de l'effet bénéfique du retrait d'infrastructures côtières pour les écosystèmes côtiers.

2.4.3.3. Sandy Beach

Le secteur analysé totalise une superficie de 197,10 ha (figure 32 et tableau 16). Le site de Sandy Beach se situe dans la baie de Gaspé, c'est-à-dire dans la même baie que le site de Penouille. Celle-ci est large d'environ 4 km à la hauteur des sites analysés. Ces sites sont exposés aux mêmes conditions d'évolution du niveau marin relatif. Ceci explique pourquoi nous effectuons des comparaisons entre ces sites dans cette section, et ce, à la lumière des résultats de Penouille déjà décrits dans la section précédente.

La flèche littorale de Sandy Beach est, tout comme Penouille, un vaste système sableux. Situé sur la rive sud de la baie de Gaspé, Sandy Beach forme un saillant triangulaire au bout duquel s'étire vers le nord un cordon littoral. Le saillant triangulaire ceinture un marais maritime qui est drainé par des chenaux de marée (figure 32). Bien qu'au cours des cent dernières années, Sandy Beach ait fait l'objet d'usages à vocation industrielle et militaire, ce milieu appartient désormais au MRNF et a une vocation de conservation. De plus, en 2008, il a fait l'objet d'un plan de conservation et de mise en valeur par le comité de concertation de la baie de Gaspé (Raby et al., 2008). De manière générale, le système de Sandy Beach migre vers l'intérieur de la baie et s'étire vers le nord.

Tableau 16. Évolution des superficies (ha) des écosystèmes côtiers de Sandy Beach pour la période 1948-2008

Sandy Beach				
Classe	Superficie en ha (2008)	Superficie en ha (1948)	Variation en ha	Variation en % par rapport à la superficie historique
Anthropique	3,28	9,93	-6,65	-66,98 %
Domaine terrestre (autre)	10,28	5,32	4,96	93,33 %
Eau peu profonde	141,24	110,51	30,73	27,81 %
Flèche littorale	**12,03**	**13,11**	**-1,08**	**-8,23 %**
Marais	**25,45**	**33,66**	**-8,21**	**-24,38 %**
Plage	**4,82**	**24,57**	**-19,76**	**-80,40 %**
Total général	197,10	197,10	0,00	0,00 %

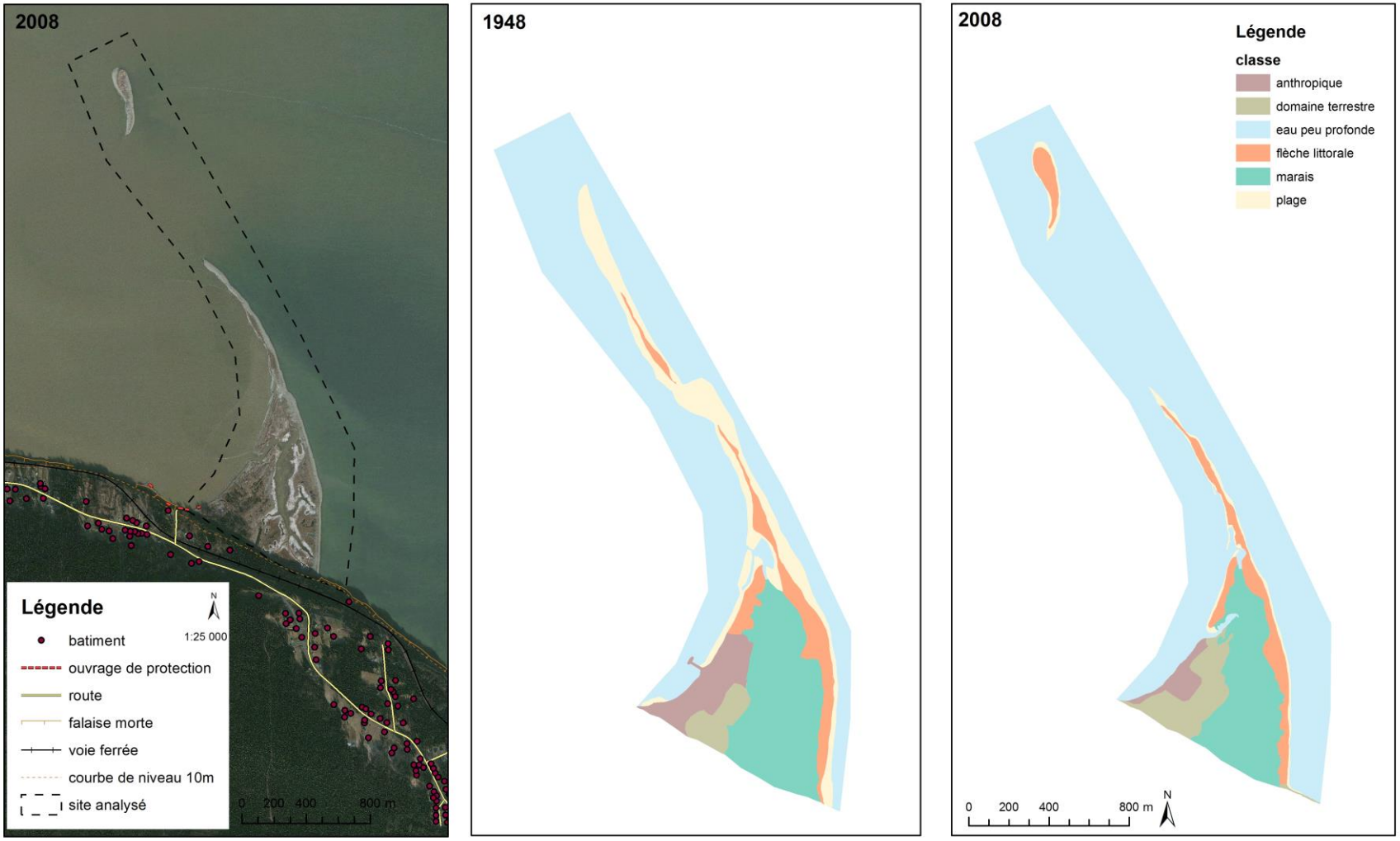
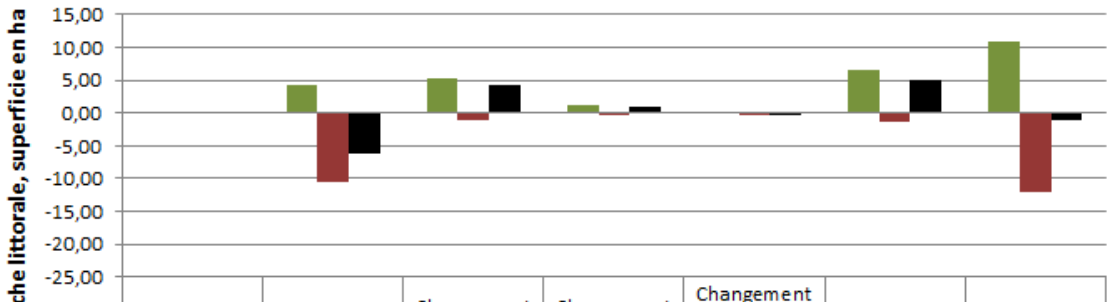


Figure 32. Cartographie de la superficie des écosystèmes côtiers de la zone analysée de Sandy Beach pour la période de 1948 à 2008

Les écosystèmes de flèches littorales de Sandy Beach présentent un bilan négatif de 1,08 ha, soit une diminution de 8,23 % par rapport à la superficie initiale de 1948 (tableau 16 et figure 33). L'érosion et la submersion sont responsables de 88,3 % des pertes (figure 34). Les gains, quant à eux, se sont surtout produits grâce à la progradation (40,2 %) et au changement d'écosystème au détriment d'écosystème de marais (49,2 %) (figure 34). En d'autres mots, les écosystèmes de flèche s'érodent, surtout le long du littoral est, mais progradent et migrent sur le marais (figure 35 et figure 32). Au cours du processus de migration qui caractérise l'ensemble du système de Sandy Beach, les plages deviennent transgressives et ensablent le marais. C'est cet apport en sable dans le marais qui permet aux écosystèmes de flèche littorale de se développer sur ces zones.



	Retrait ou empiètement anthropique	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (FL vers M ou M vers FL)	Changement d'écosystème (FL vers P ou P vers FL)	Changement d'écosystème (FL vers AUT ou AUT vers FL)	Changement d'écosystème (total)	Total général
	Flèche littorale, Sandy Beach						
GAIN	0,01	4,37	5,34	1,14	0,00	6,48	10,86
PERTE	0,00	-10,54	-1,16	-0,23	-0,01	-1,40	-11,94
BILAN	0,01	-6,17	4,18	0,91	-0,01	5,08	-1,08

Figure 33. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de flèche littorale pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008

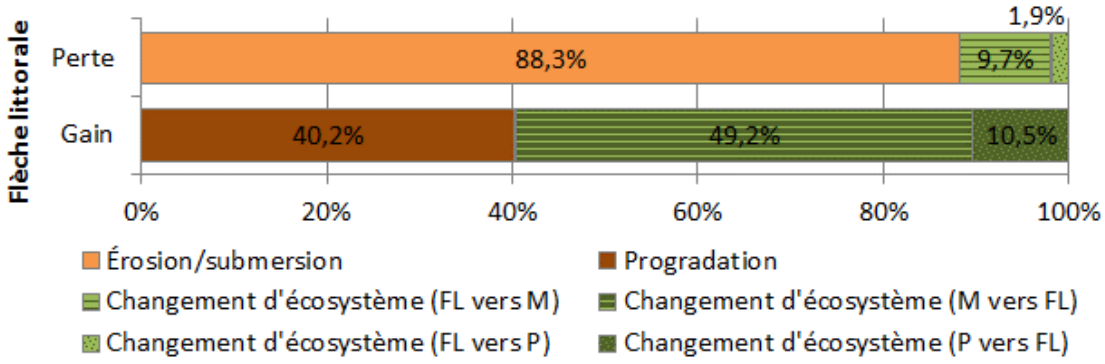
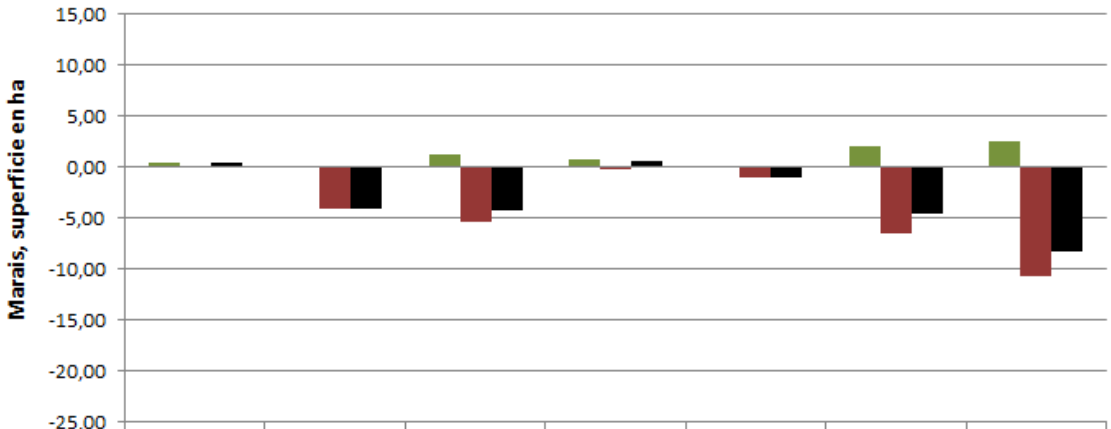


Figure 34. Causes des pertes et des gains d'écosystème de flèche littorale pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008



Figure 35. Ensablement du marais maritime, Sandy Beach, 2010

Le marais de Sandy Beach a subi une perte de 8,21 ha soit une diminution de 24,38 % par rapport à la superficie initiale de 1948 (figure 36 et tableau 16). Les pertes sont attribuables, en partie, à l'érosion/submersion (38,6 %), mais surtout au changement d'écosystème (61,4 %) (figure 37). Ce sont les changements d'écosystèmes au profit des écosystèmes de flèche littorale qui, à eux seuls, expliquent une grande partie des pertes (50%). Aussi, 9,8 % des pertes sont attribuables au changement d'écosystème qui s'effectue au profit des plages. Ces résultats sont naturellement en lien direct avec ceux décrits précédemment et illustrent le même phénomène de migration des plages et des écosystèmes de flèche littorale sur le marais. Ce ne sont que 1,99 ha qui ont été gagnés par changement d'écosystème au profit des marais et cela s'est avéré insuffisant pour assurer le maintien de la superficie du marais.



	Modification anthropique (empiètement ou retrait)	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (M vers FL ou FL vers M)	Changement d'écosystème (M vers TER ou TER vers M)	Changement d'écosystème (M vers P)	changement d'écosystème (total)	Total général
	Marais, Sandy Beach						
GAIN	0,49	0,00	1,16	0,83	0,00	1,99	2,48
PERTE	0,00	-4,13	-5,34	-0,17	-1,05	-6,56	-10,69
BILAN	0,49	-4,13	-4,18	0,66	-1,05	-4,57	-8,21

Figure 36. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de marais pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008

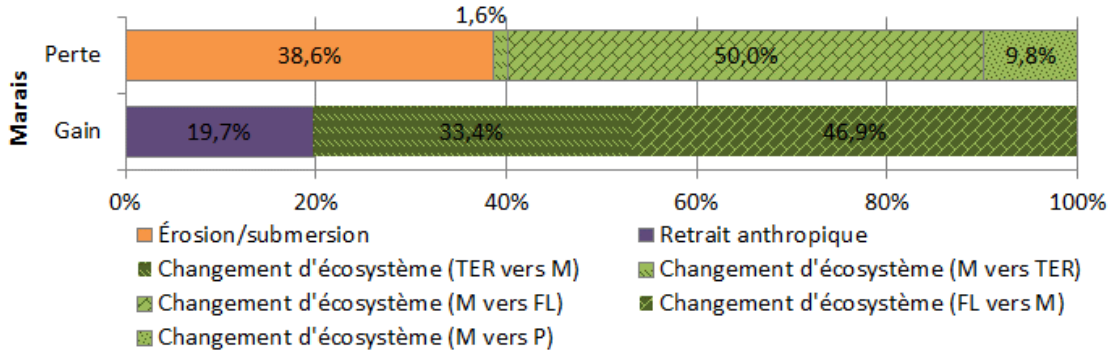


Figure 37. Causes des pertes et des gains d'écosystème de marais pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008

Les plages de Sandy Beach présentent un bilan net négatif de 19,76 ha, soit une diminution de 80,40 % par rapport à la superficie initiale de 1948 (tableau 16). Les pertes de 23,78 ha n'ont qu'à peine été compensées par le gain de 4,02 ha (figure 38). Les superficies perdues l'ont été essentiellement à cause de l'érosion/submersion des plages (94,9 %) (figure 39). Les gains par progradation (65,0 %) ou par changement d'écosystème aux profits de ces dernières (30,9 %) n'ont pas permis de compenser les pertes. Le bilan négatif des plages indique que le système a évolué dans un contexte de déficit sédimentaire. Notons aussi que la présence de brèches le long de la flèche littorale indique que le système est en déséquilibre et est très vulnérable aux tempêtes.



	Empiètement ou retrait anthropique	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (P vers FL ou FL vers P)	Changement d'écosystème (P vers TER)	Changement d'écosystème (M vers P)	Changement d'écosystème (total)	Total général
	Plages, Sandy Beach						
GAIN	0,14	2,61	0,23	0,00	1,05	1,27	4,02
PERTE	-0,03	-22,57	-1,14	-0,04	0,00	-1,17	-23,78
BILAN	0,10	-19,96	-0,91	-0,04	1,05	0,10	-19,76

Figure 38. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de plages pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008

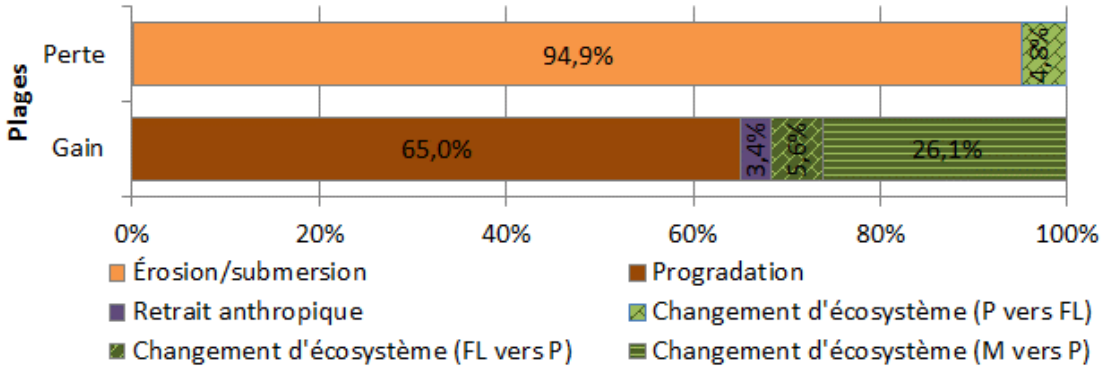


Figure 39. Causes des pertes et des gains d'écosystème de plages pour le site de Sandy Beach pour la période 1948-2008

Finalement, on retiendra de l'évolution historique de Sandy Beach que la migration du système complet vers l'intérieur de la baie s'est effectuée au détriment du marais. Celui-ci semble coincé entre le domaine terrestre, sur sa limite sud, et la mer, sur sa limite ouest, et les écosystèmes de flèche en migration sur la limite est. Notons que sa progression vers les terres (à l'extérieur du polygone d'analyse) est limitée par une falaise. Aussi, cette migration s'effectue dans un contexte de déficit sédimentaire traduit par un effondrement drastique de la superficie des plages (diminution de 80,4 % par rapport à la superficie initiale de 1948). Rappelons que les plages de Penouille, qui sont soumises aux mêmes conditions de hausse du niveau marin relatif que Sandy Beach, ont connu une hausse de 35,8 % par rapport à la superficie initiale.

L'évolution différente des écosystèmes côtiers de Penouille (1963-2008) et de Sandy Beach (1948-2008) est attribuable à des bilans sédimentaires différents, l'un en équilibre, voire positif, et l'autre, négatif. Cette différence entre les dynamiques de ces deux systèmes s'observe également sur la période 1948-2010 où la moyenne globale du taux de déplacement de la ligne de rivage a été de -1,07 m/an à Sandy Beach alors que Penouille a été stable avec +0,07/an (Bernatchez et al., 2013). Ceci permet de souligner que malgré la proximité géographique de systèmes côtiers (dans ce cas dans une même baie large d'environ 4 km à la hauteur des sites), l'évolution des écosystèmes côtiers sous l'effet de la hausse du niveau marin doit être considérée à l'intérieur des cellules hydrosédimentaires et tenir compte du bilan sédimentaire et des caractéristiques géomorphologiques. Il est donc difficile par conséquent de généraliser des résultats obtenus localement à d'autres secteurs de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Des résultats similaires ont aussi été observés dans la baie des Chaleurs dans le barachois de la rivière Nouvelle (Quintin, 2010).

Le *coastal squeeze* n'a pas été et ne sera pas en cause dans la perte de superficie des écosystèmes côtiers de flèche littorale et de plages puisqu'il n'y a dans ce secteur aucune contrainte topographique naturelle ou anthropique qui ait pu limiter leur migration. Dans le cas des écosystèmes de flèche littorale, nous avons déjà observé au cours de la période historique leur capacité à migrer ce qui devrait continuer à se produire dans le futur. Par contre, malgré l'absence de contrainte, les plages n'ont pu migrer et maintenir leur superficie, et ce, en raison du déficit sédimentaire. Dans le secteur de Percé et de Barachois, une réduction de 43 % de la largeur des plages a été mesurée entre 1934 et 2001 avec une réduction beaucoup plus significative pour la période récente (1975-2001) qui a été attribuée à l'accélération de la hausse du niveau de la mer dans des zones où les apports sédimentaires sont négligeables (Bernatchez et Fraser, 2012). Dans ces derniers secteurs, la présence d'infrastructures côtières contribue à exacerber la perte des plages en raison du *coastal squeeze* (Bernatchez et Fraser, 2012). Dans un contexte généralisé de hausse du niveau marin, le maintien des écosystèmes côtiers doit être à la fois assuré par l'absence de contrainte, mais également par un apport sédimentaire suffisant. Enfin, le marais n'a pas d'espace pour migrer et continuera, comme au cours de la période historique, de perdre en superficie, et ce, en partie en raison de l'effet de *coastal squeeze* des falaises qui le bordent du côté des terres.

2.4.3.4. Sept-Îles

Totalisant une superficie de 803,36 ha (tableau 17), le secteur analysé localisé sur la rive nord du golfe du Saint-Laurent s'étend de l'est vers l'ouest de la rivière Moisie jusqu'à la rivière du Poste, dans la région de Sept-Îles (figure 40). Le secteur est composé d'écosystèmes côtiers sableux soient : des terrasses de plage, des plages et de deux flèches littorales, l'une localisée à l'embouchure de la rivière Moisi et la seconde située à l'extrémité ouest, dans la baie des Sept Îles.

Tableau 17. Évolution des superficies (ha) des écosystèmes côtiers de Sept-Îles pour la période 1965-2006

Sept-Îles				
Classe	Superficie en ha (2006)	Superficie en ha (1965)	Variation en ha	Variation en % par rapport à la superficie historique
Anthropique	204.94	71.59	133.35	186.28
Domaine terrestre (autre)	166.04	224.44	-58.40	-26.02
Eau peu profonde	245.88	266.86	-20.98	-7.86
Flèche littorale	**18.31**	**30.51**	**-12.19**	**-39.97**
Plage	**98.62**	**119.75**	**-21.12**	**-17.64**
Terrasse de plage	**69.57**	**90.23**	**-20.66**	**-22.89**
Total général	803.36	803.36	0.00	0.00

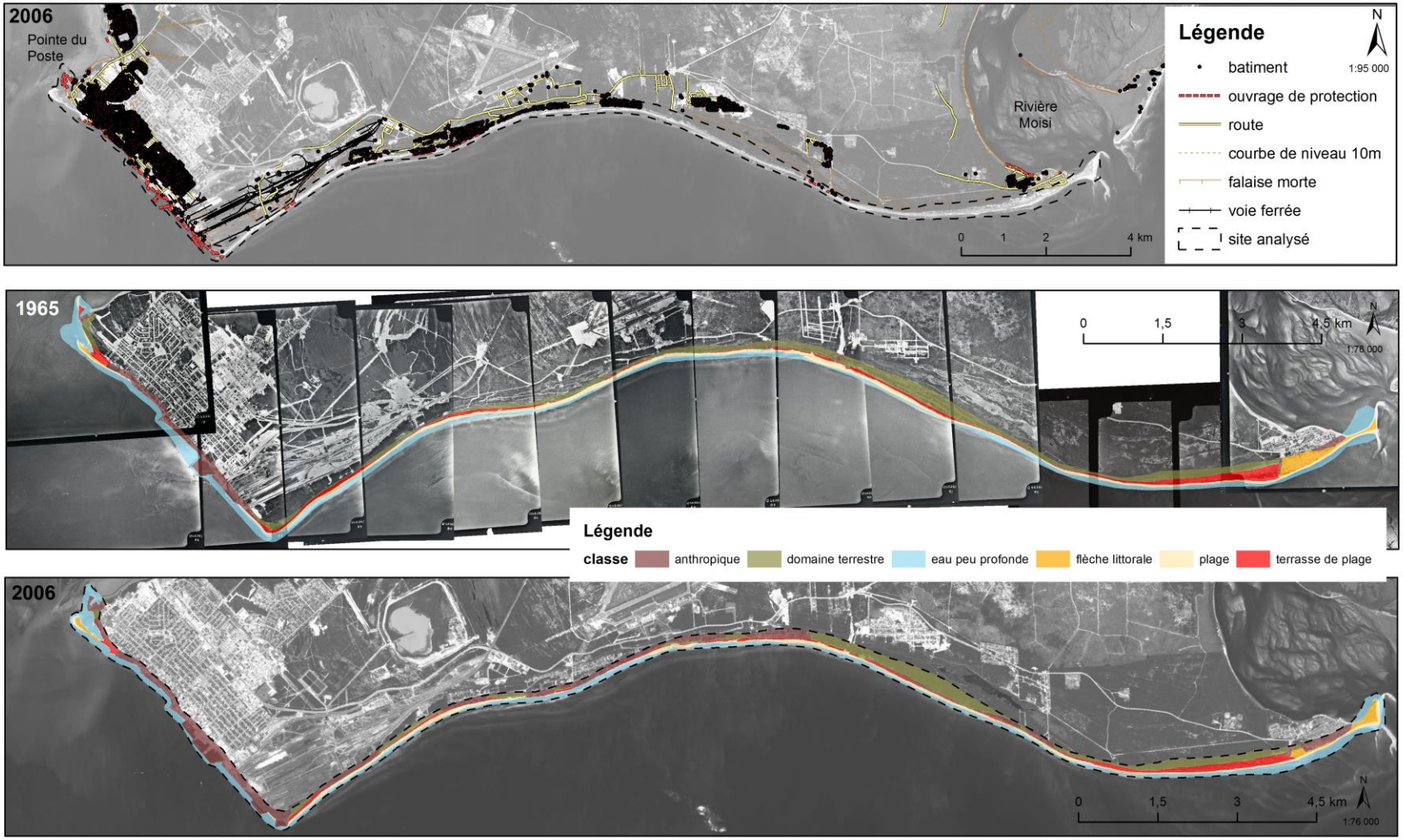


Figure 40. Cartographie de la superficie des écosystèmes côtiers de la zone analysée de Sept-Îles pour la période de 1965 à 2006

Au cours de la période d'analyse de 1965-2006, les terrasses de plages présente un bilan net négatif de 20,66 ha (soit une diminution de 22,89 % par rapport à la superficie initiale) (tableau 17 et figure 41). Ces pertes s'expliquent surtout par l'empiètement anthropique (53,3 %) et par le changement d'écosystème au profit des plages (16,2 %) et du domaine terrestre (21,6 %) (figure 42). En absolue, ce sont 25,05 ha qui ont été perdu par empiètement anthropique et 9,25 ha par changement d'écosystème au profit de plages. Ces pertes sont en partie compensées par des gains via un changement d'écosystème au détriment des plages (88,5 %) (figure 42). En d'autres mots, les terrasses de plages ont beaucoup progradé et donc, recouvert des superficies jusqu'alors occupées par des plages. En ce sens, les terrasses de plages, s'il n'y avait eu d'empiètement anthropique, auraient plutôt été marquées par une certaine stabilité.



	Modification anthropique (empiètement ou retrait)	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (TP vers P ou P vers TP)	Changement d'écosystème (TP vers FL ou FL vers TP)	Changement d'écosystème (TP vers TER ou TER vers TP)	Changement d'écosystème (total)	Total général
	Terrasse de plage, Sept-Îles						
GAIN	0,73	0,56	24,54	0,71	1,19	26,43	27,72
PERTE	-25,78	-4,33	-7,82	-0,02	-10,43	-18,27	-48,38
BILAN	-25,05	-3,77	16,72	0,69	-9,25	8,16	-20,66

Figure 41. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de terrasses de plage pour le site de Sept-Îles pour la période 1965-2006

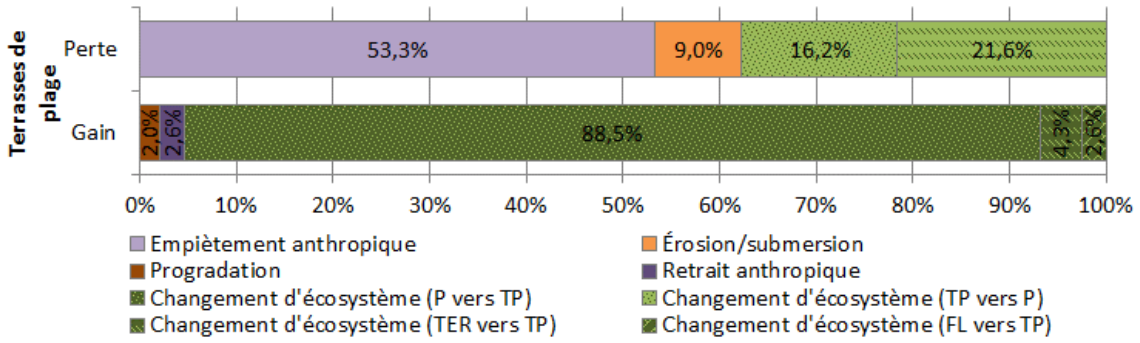
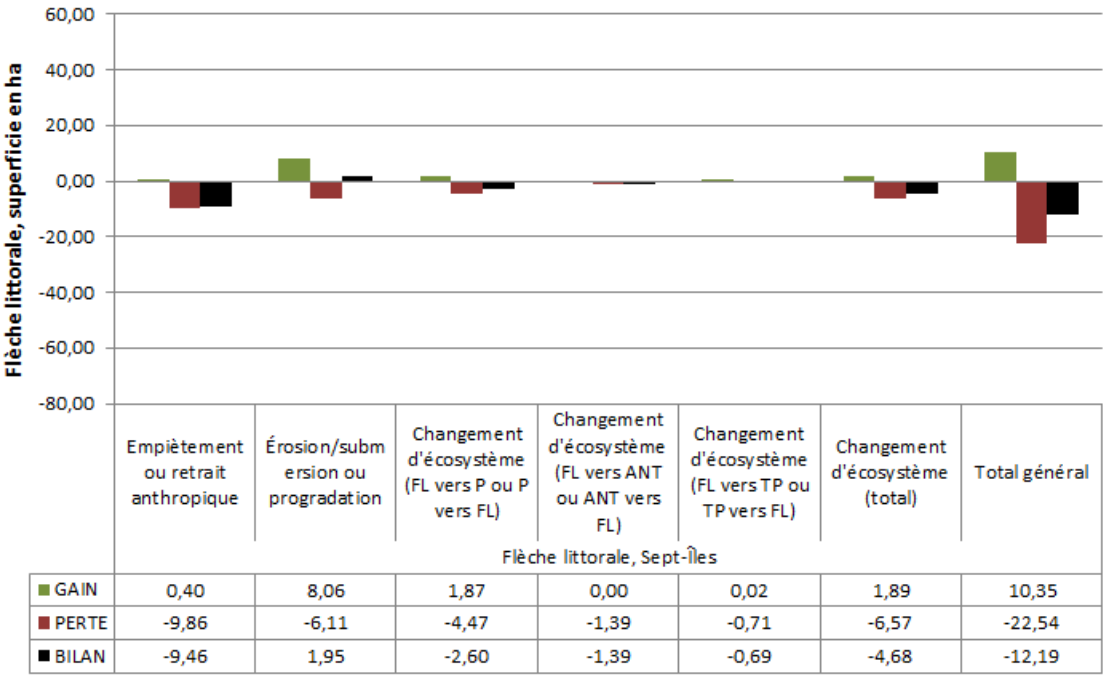


Figure 42. Causes des pertes et des gains d'écosystème de terrasses de plage pour le site de Sept-Îles pour la période de 1965-2006

Les écosystèmes de flèches littorales présentent un bilan net négatif de 12,19 ha soit une diminution de 39,97 % par rapport à la superficie initiale de 1965 (tableau 17 et figure 43). Les pertes s'expliquent par l'empiètement anthropique (43,7 %), par érosion/submersion (27,1 %) et par changement d'écosystème (29,1 %) (figure 44). Ces pertes ont été compensées en partie seulement par des gains résultant de la progradation vers la mer (77,9 %) et du changement d'écosystème au détriment de plages (18,1 %) (figure 44). S'il n'y avait eu d'empiètement anthropique, les écosystèmes de flèche littorale n'auraient subi qu'une perte de 2,24 ha (diminution de 12,23 % par rapport à la superficie initiale).

Enfin, soulignons que le cas de la pointe de Moisie (flèche à l'ouest de l'embouchure de la rivière Moisie) connaît un long historique d'occupation (dès l'occupation amérindienne). Nous évoquons ici quelques lignes de cet historique, mais il ne s'agit en aucun cas d'une couverture historique, encore moins sociologique, complète et détaillée de l'occupation de ce territoire. Ainsi, bien que la flèche ait été caractérisée comme naturelle en 1965, le secteur avait déjà été occupé par un village (cartes de 1904, 1922 et 1933 consultées dans Bernatchez, 2003). En 1967, une partie du village de Moisie est fermée et déménagée à la suite de submersion/inondation. Il s'en suit une occupation illégale de la Pointe. Beaucoup de ces occupants étaient d'anciens habitants du village de Moisie. En juin 2011, le ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (MRNF) ordonne la fin de l'occupation. À ce moment, l'écosystème de flèche est encore dégradé en raison de l'occupation historique et, plus récemment du maintien et de l'utilisation des anciennes rues et la multiplication de chemins (pédestres et/ou de VTT) et de l'installation illégale de 147 habitations plus ou moins mobiles (par ex. maison mobile, roulottes, cabanon) (Lévesque, 2013, Journal Le Nord-Côtier et images de 2011 sur Google Earth, consulté en décembre 2015). Depuis, les habitations mobiles ont été retirées, détruites ou brulées et il est désormais interdit de s'y installer. Sur le plan écologique, l'interdiction du MRNF devrait théoriquement faire en sorte que la végétation littorale de l'écosystème de flèche commence à se régénérer.



	Empiètement ou retrait anthropique	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (FL vers P ou P vers FL)	Changement d'écosystème (FL vers ANT ou ANT vers FL)	Changement d'écosystème (FL vers TP ou TP vers FL)	Changement d'écosystème (total)	Total général
	Flèche littorale, Sept-Îles						
GAIN	0,40	8,06	1,87	0,00	0,02	1,89	10,35
PERTE	-9,86	-6,11	-4,47	-1,39	-0,71	-6,57	-22,54
BILAN	-9,46	1,95	-2,60	-1,39	-0,69	-4,68	-12,19

Figure 43. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de flèche littorale pour le site de Sept-Îles pour la période 1965-2006

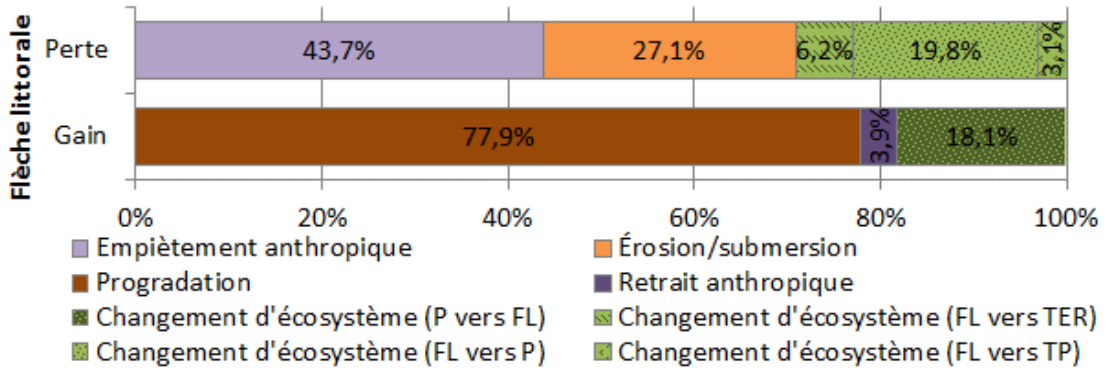


Figure 44. Causes des pertes et des gains d'écosystème de flèche littorale pour le site de Sept-Îles pour la période de 1965-2006

Les plages de ce secteur d'analyse présentent un bilan net négatif de 21,12 ha, soit une diminution de 17,64 % par rapport à la superficie initiale (tableau 17 et figure 45). Les pertes brutes totalisant 73,00 ha ont surtout été attribuables à l'érosion/submersion (46,9 %) et au changement d'écosystème (40,9 %), plus particulièrement au profit des terrasses de plage (33,6 %) (figure 46). Ces pertes ont seulement été compensées par le gain de 51,88 ha (figure 45). Ces gains se sont surtout produits grâce à la progradation (75 %) et au changement d'écosystème (24,4 %) (figure 46).

Comparativement aux écosystèmes de flèche littorale et de terrasse de plage, les plages ont peu subi de perte directe par empiètement anthropique. Par contre, l'érosion des plages demeure en partie liée à l'artificialisation de la côte. En effet, des mesures de l'évolution des plages entre 1931 et 2006 à la suite de la mise en place d'enrochement ont montré dans le secteur le plus urbanisé de Sept-Îles et la zone portuaire qu'il y a eu une réduction de 98 % de la largeur des plages, dont 25 % associés à un empiètement et 73 % à l'érosion (Bernatchez et Fraser, 2012). Ceci s'est même traduit par la disparition de la zone intertidale. Dans le secteur des plages de Sept-Îles à l'est de la pointe aux Basques (plages Monaghan, Ferguson, Routhier, Lévesque), une réduction de 69 % de la largeur des plages a été mesurée en bordure des enrochements, dont 20 % associés à l'empiètement et 49 % à l'érosion. Dans les secteurs naturels où le bilan de l'évolution de la ligne de rivage a été positif, on constate au contraire devant les ouvrages de protection que ces derniers ont même limité la progradation du littoral (Bernatchez et Fraser, 2012) et la possibilité de faire des gains tant pour les terrasses de plage que les plages.



	Empiètement ou retrait anthropique	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (P vers TP ou TP vers P)	Changement d'écosystème (P vers FL ou FL vers P)	Changement d'écosystème (P vers TER ou TER vers P)	Changement d'écosystème (total)	Total général
	Plages, Sept-Îles						
GAIN	0,34	38,89	7,82	4,47	0,35	12,65	51,88
PERTE	-8,93	-34,25	-24,54	-1,87	-3,41	-29,82	-73,00
BILAN	-8,59	4,64	-16,72	2,60	-3,06	-17,18	-21,12

Figure 45. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de flèche littorale pour le site de Sept-Îles pour la période 1965-2006

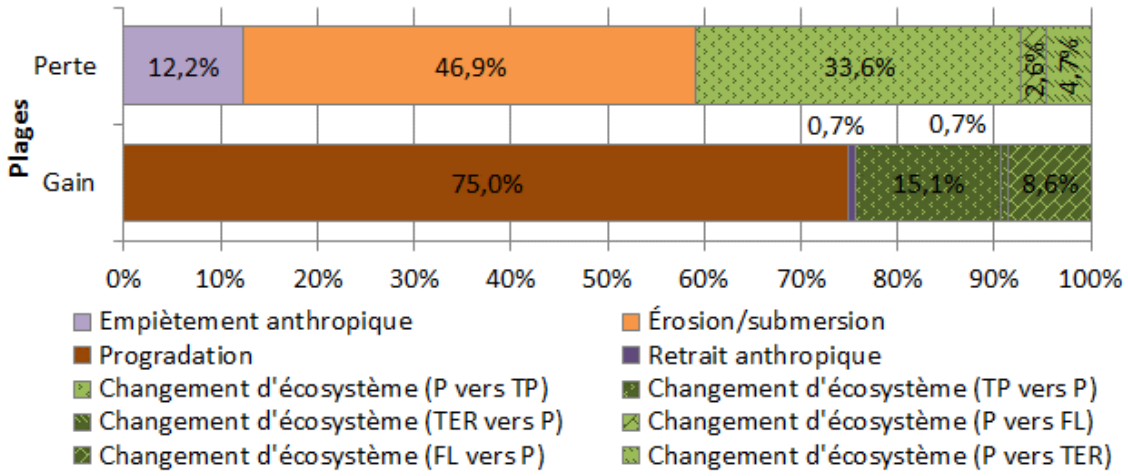


Figure 46. Causes des pertes et des gains d'écosystème plages pour le site de Sept-Îles pour la période 1965-2006

De manière générale, il s'agit d'un système qui a évolué dans un contexte de bilan sédimentaire généralement positif et de légère hausse du niveau marin relatif avec une tendance de 0,19 mm/an entre 1972 et 2003 (Koohzare et al., 2008) et de 0,90 mm/an entre 1973 et 2011 (Han et al., 2015). Les changements d'écosystèmes se sont surtout effectués dans le sens d'une migration vers la mer, c'est-à-dire que le système est en progradation via un équilibre positif entre l'évolution du niveau marin et le bilan sédimentaire (tableau 18). On compte 38,38 ha de changement d'écosystème dans cette direction. Les changements d'écosystème qui se sont effectués dans l'autre sens, c'est-à-dire dans le sens d'une migration vers la terre qui se produit lorsque l'équilibre entre l'évolution du niveau marin relatif et le bilan sédimentaire est négatif, ont été beaucoup moins importants avec 9,36 ha. Si l'on considère l'évolution en regard de l'érosion/submersion versus la progradation directement par rapport à la mer, le bilan est presque nul avec un léger surplus d'hectares en progradation.

Tableau 18. Indicateurs du sens de l'évolution du système côtier

Changements d'écosystème indicateurs de migration vers la mer	Superficie en ha	Changements d'écosystème indicateurs de migration vers la terre	Superficie en ha
P vers TP	24,54	TP vers P	7,82
P vers TER	3,41	TER vers P	0,35
TP vers TER	10,43	TER vers TP	1,19
Sous-total changement d'écosystème	**38,38**	**Sous-total changement d'écosystème**	**9,36**
Progradation	**Superficie en ha**	**Érosion/submersion**	**Superficie en ha**
Progradation des P	38,89	érosion des P	34,25
Progradation des TP	0,56	érosion des TP	4,33
Sous-total érosion/submersion et progradation	**39,45**		**38,58**
Total général	**77,83**		**47,94**

* Exclu progradation et érosion/submersion des flèches littorales, car il s'agit d'un milieu très dynamique qui ne représente pas la migration du secteur d'analyse dans son ensemble

Les résultats du secteur de Sept Îles entre 1965 et 2006 dressent un portrait préoccupant de l'impact des activités humaines sur les écosystèmes côtiers. Combiné à l'érosion et la submersion côtière, l'empiètement des activités humaines a entraîné une perte importante de la superficie des écosystèmes côtiers (figure 47). Cependant, les observations indiquent que, malgré les importantes modifications anthropiques subies, l'équilibre entre l'évolution du niveau marin relatif et le bilan sédimentaire a été positif au cours de la période 1965-2006. L'accélération du niveau marin relatif avec une hausse appréhendée de 31 à 33 cm pour 2060 (voir section 2.3.1.2.2) risque de faire basculer cet équilibre déjà fragilisé. Ces empiètements passés sur les écosystèmes côtiers et l'artificialisation du littoral par des ouvrages de défense côtière deviennent alors des contraintes à la migration des écosystèmes côtiers et pourraient entraîner le *coastal squeeze* des écosystèmes côtiers. Ce phénomène pourrait se manifester avec plus de sévérité dans la partie ouest de la zone analysée où des infrastructures portuaires et des structures de protection côtière sont particulièrement lourdes.

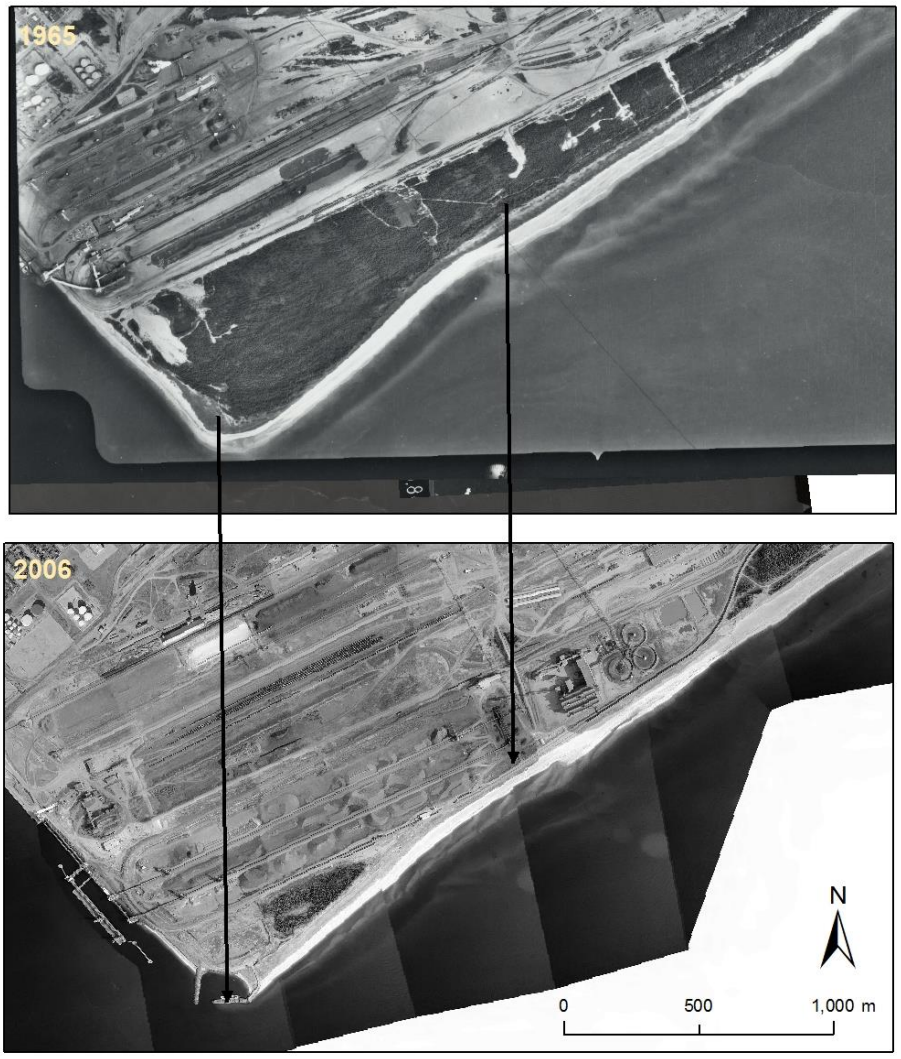


Figure 47. Empiètement anthropique sur les écosystèmes côtiers entre 1965 et 2006, Sept-Îles

2.4.3.5. Pointe-aux-Loups, Îles-de-la-Madeleine

Le secteur retenu pour l'analyse surfacique des écosystèmes côtiers aux Îles-de-la-Madeleine est celui de Pointe-aux-Loups. Totalisant une superficie de 690,99 ha (tableau 19), le secteur analysé est situé entre le cap de l'Hôpital, au sud, et le cap du Dauphin, au nord (figure 48). Le type d'écosystèmes côtiers est essentiellement sableux avec la présence de plages et de cordons-tombolos. Les cordons-tombolo sont typiques des Îles-de-la-Madeleine. Il s'agit d'un système dunifié, tant par des dunes bordières que par des dunes paraboliques avec la présence de caoudeyres (cuvette de déflation).

Tableau 19. Évolution des superficies (ha) des écosystèmes côtiers de Pointe-aux-Loups pour la période 1963-2008

Îles-de-la-Madeleine				
Classe	Superficie en ha (2008)	Superficie en ha (1963)	Variation en ha	Variation en % par rapport à la superficie historique
Anthropique	13,51	11,42	2,09	18,27
Domaine terrestre (autre)	16,92	18,30	-1,38	-7,53
Eau peu profonde	287,08	200,50	86,57	43,18
Cordon-tombolo	**285,50**	**358,21**	**-72,70**	**-20,30**
Plage	**87,98**	**102,56**	**-14,58**	**-14,21**
Total général	690,99	690,99	0,00	0,00

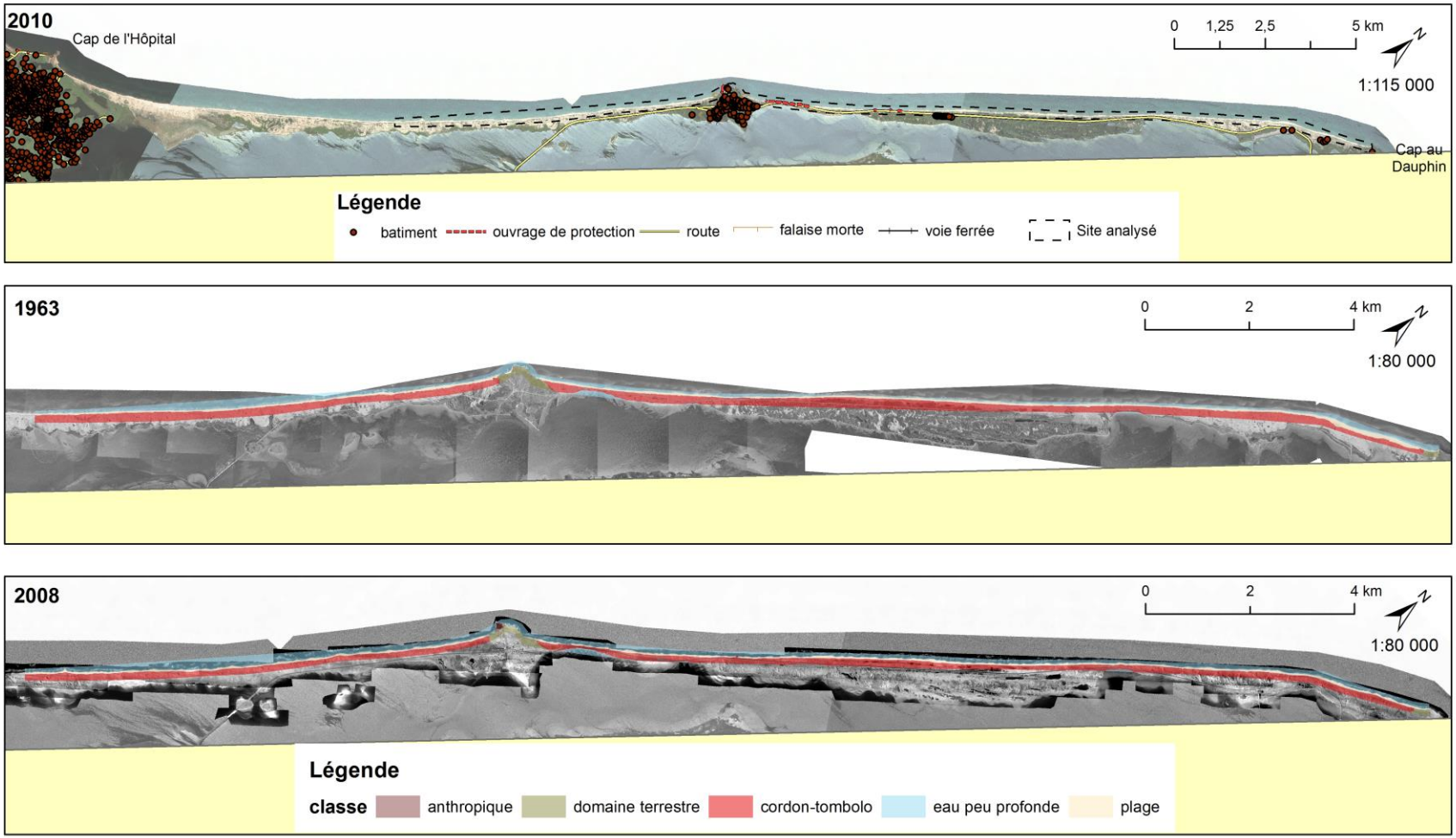


Figure 48. Cartographie de la superficie des écosystèmes côtiers de la zone analysée de Pointe-aux-Loups pour la période 1963 à 2008

Au cours de la période d'analyse 1963-2008, les écosystèmes de cordon-tombolo présentent un bilan net négatif de 72,70 ha soit une diminution de 20,30 % par rapport à la superficie initiale (tableau 19 et figure 49). Les pertes s'élèvent à 86,60 ha et s'expliquent surtout par le changement d'écosystème au profit des plages (71,4 %) (figure 49 et figure 50). Ces pertes sont en partie compensées par des gains de 13,90 ha (figure 49). Ceux-ci sont surtout attribuables à des retraits anthropiques (49,7 %) et des changements d'écosystèmes au détriment des plages (47,7 %) (figure 50). En d'autres mots, les écosystèmes de cordon-tombolo perdent en superficie et sont remplacés par les plages à mesure qu'elles migrent vers les terres, signe que l'ensemble plage-cordon-tombolo est en érosion.



	Empiètement ou retrait anthropique	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (CT vers P ou P vers CT)	Changement d'écosystème (CT vers TER ou TER vers CT)	changement d'écosystème (total)	Total général
	Cordon-tombolo, Pointe-aux-Loups					
GAIN	6,91	0,36	6,63	0,00	6,63	13,90
PERTE	-9,62	-14,39	-61,86	-0,72	-62,59	-86,60
BILAN	-2,71	-14,03	-55,24	-0,72	-55,96	-72,70

Figure 49. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de cordon-tombolo pour le site de Pointe-aux-Loups pour la période 1963-2008

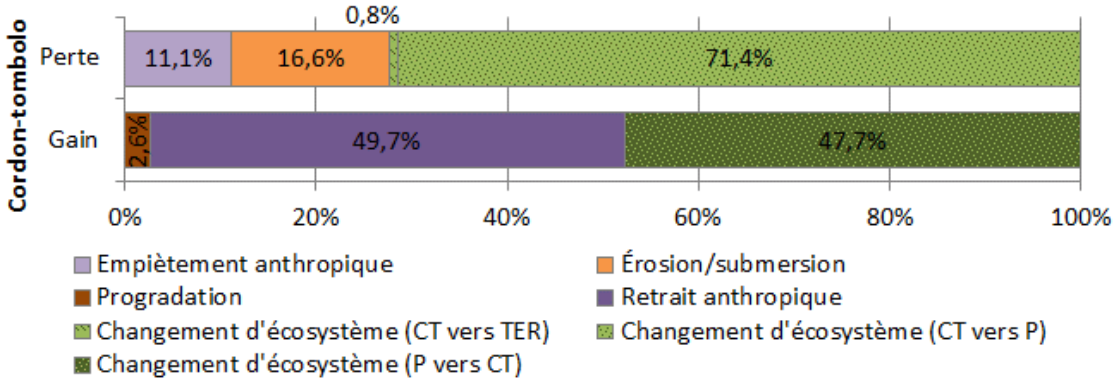


Figure 50. Causes des pertes et des gains d'écosystème de cordon-tombolo pour le site de Pointe-aux-Loups pour la période 1963-2008

Les plages présentent, au terme de la période d'analyse 1963-2008, un bilan net négatif de 14,58 ha, soit une diminution de 14,21 % par rapport à la superficie initiale. La perte de 80,79 ha s'explique essentiellement par l'érosion/submersion (91,2 %) (figure 51 et figure 52). Ces pertes ont été en partie compensées par des gains de 66,21 ha. Ceux-ci sont surtout le résultat d'un changement d'écosystème au détriment des écosystèmes de cordon-tombolo (93,44 %). Comme décrit précédemment, les plages migrent vers les terres au détriment des écosystèmes de cordon-tombolo. Par contre, en bordure des ouvrages rigides pour protéger la route 199, la perte de superficie de la plage est directement associée au *coastal squeeze* (Jolicoeur et O'Carroll, 2007).



	Empiètement ou retrait anthropique	Érosion/submersion ou progradation	Changement d'écosystème (P vers CT ou CT vers P)	Changement d'écosystème (P vers AUT ou AUT vers P)	Changement d'écosystème (total)	Total général
	Plages, Pointe-aux-Loups					
GAIN	2,83	1,07	61,86	0,44	62,30	66,21
PERTE	-0,34	-73,75	-6,63	-0,08	-6,70	-80,79
BILAN	2,50	-72,67	55,24	0,36	55,60	-14,58

Figure 51. Bilan des gains et des pertes de superficies (ha) d'écosystème de plages pour le site de Pointe-aux-Loups pour la période 1963-2008

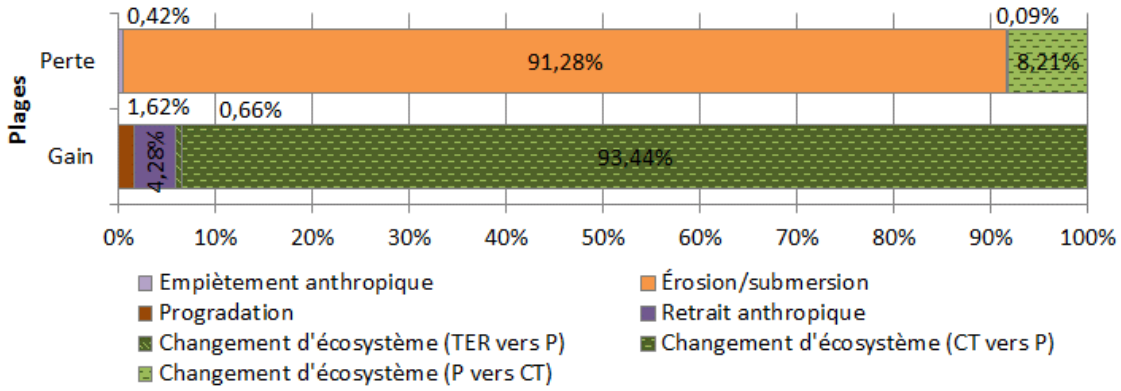


Figure 52. Causes des pertes et des gains d'écosystème de plages pour le site de Pointe-aux-Loups pour la période 1963-2008

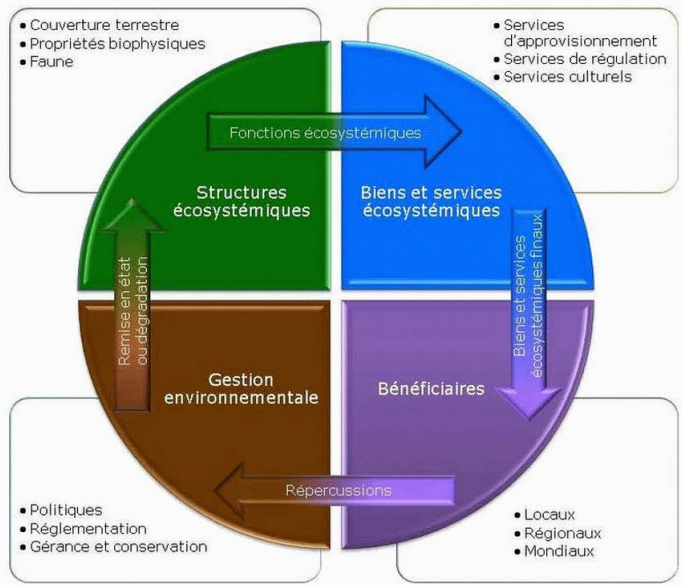
Au cours des deux derniers millénaires, le secteur de Pointe-aux-Loups a été un système transgressif c'est-à-dire que l'ensemble du système a migré vers l'intérieur des terres en raison de la hausse du niveau de la mer qui s'est effectué à un rythme de 2 mm/an (Juneau, 2012). La tendance de la hausse du niveau marin s'est accélérée passant de 3,5 mm/an au cours du dernier siècle à 4,3 mm/an entre 1969 et 2014 et à 6,7 mm/an entre 2000 et 2014 (Juneau, 2012; Barnett et al., 2015). Les observations issues de l'analyse 1963-2008 indiquent que la transgression des plages vers les écosystèmes de cordon-tombolo continue de se produire. Toutefois, à l'échelle des dernières décennies, on constate plutôt un recul par érosion de la partie inférieure du cordon-tombolo plutôt qu'une véritable migration. Ainsi pour l'unité hydrosédimentaire de la pointe aux Loups, le taux moyen d'érosion a été de -0,70 m/an entre 1963 et 2008 (Bernatchez et al., 2012). La présence de la route 199 entre le quai de Pointe-aux-Loups et le cap dauphin va nécessairement bloquer la migration du système vers les terres (figure 53). En ce sens, il s'agit d'un secteur où le *coastal squeeze* pourrait entraîner, dans les années à venir, une disparition progressive de l'écosystème sous l'effet de la hausse du niveau marin relatif de 0,48 cm pour 2060 (voir section 2.3.1.2.2).



Figure 53. Tronçon de la route 199 sur le cordon-tombolo, Pointe-aux-Loups, Îles-de-la-Madeleine

2.5. Niveau de vulnérabilité des services écologiques offerts par les écosystèmes côtiers d'ici 2060

Il est maintenant reconnu, les écosystèmes apportent un bien-être humain, tant au niveau de la sécurité et de la santé en offrant une panoplie de services écologiques (MEA, 2005). Comme l'illustre la figure 54, ces services profitent aux personnes directement à l'échelle locale, régionale et même mondiale. Étant donné que les populations utilisent et consomment ces services, les activités humaines peuvent avoir des répercussions sur l'intégrité des écosystèmes et entraîner une dégradation des structures et des fonctions des écosystèmes qui ont permis la production de ces services au départ (figure 54).

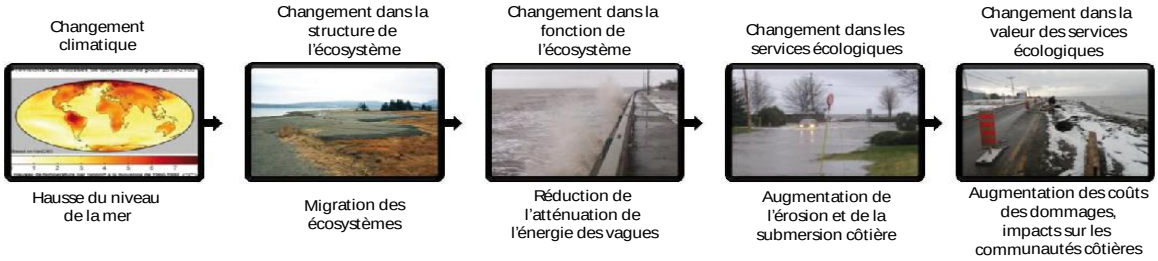


Tirée de Statistique Canada, 2013

Figure 54. Cadre conceptuel de la mesure des biens et services écosystémiques

Selon le Millenium Ecosystem Assessment (MEA), vaste étude réalisée en 2005 sous la coordination du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), avec la contribution de plus de 1300 experts du monde entier, 60% des services écologiques des écosystèmes de la planète analysés sont menacés. En effet, pour être en mesure d'offrir ses services écologiques, les écosystèmes doivent être en bon état. Or depuis plusieurs décennies les écosystèmes côtiers ont connu une forte perte de leur superficie due aux activités humaines. À titre d'exemple, 65 % des marais de la côte Atlantique ont été détruits depuis le 18e siècle en raison de la construction de digues et du drainage pour l'agriculture, pour l'aménagement industriel et récréatif (Lynch-Stewart, 1983; Wiken et al., 2003). Plus récemment les écosystèmes côtiers sont touchés par un autre facteur de stress, celui des effets des changements climatiques qui entraîneront une élévation du niveau de la mer, des modifications dans le régime de la glace et des tempêtes (GIEC, 2013). Dans les zones urbanisées ou dans les zones où il y des activités humaines le long de la côte, ce nouveau facteur amène les collectivités

côtières à se protéger dans la plupart des cas avec des techniques rigides qui diminuent la capacité de résilience des écosystèmes côtiers à s'adapter aux effets des changements climatiques pouvant mener au *coastal squeeze*. Comme il a été décrit dans les sections précédentes, le *coastal squeeze* entraîne la dégradation et dans certains cas la disparition des écosystèmes côtiers et réduisent la connectivité entre les habitats intertidaux et supratidaux. Ces effets engendrent des modifications dans la structure et les fonctions de l'écosystème et se répercutent sur les communautés côtières (figure 55). En effet, les écosystèmes côtiers jouent un rôle de premier plan en protégeant naturellement les infrastructures et les populations côtières des impacts de l'érosion et la submersion côtières. Lorsque les écosystèmes côtiers sont exposés au *coastal squeeze*, la régulation des risques naturels associés notamment aux aléas côtiers est réduite.



Modifiée de Bernhardt et Leslie, 2013

Figure 55. Effet des changements climatiques et de la hausse du niveau de la mer sur les écosystèmes côtiers et les services écologiques rendus aux communautés côtiers

Bien que l'importance des écosystèmes côtiers pour les populations ait été largement documentée au niveau international, aucune étude n'a été réalisée sur les services écologiques offerts par les écosystèmes côtiers du Québec maritime. Afin de combler en partie cette lacune, l'évaluation de la vulnérabilité des services écologiques des écosystèmes côtiers d'ici 2060 a été réalisée pour les mêmes cinq secteurs analysés au niveau du bilan d'évolution des écosystèmes côtiers (figure 18, section 2.4.2).

2.5.1. Méthodologie

Tout d'abord un inventaire sur les services écologiques offerts par type d'écosystèmes côtiers a été réalisé à partir de la littérature. Seuls les services écologiques applicables aux écosystèmes côtiers du GESL ont été retenus. La synthèse des résultats a permis de distinguer les services écologiques en quatre catégories pour les écosystèmes suivants : marais maritime, plage et écosystème sableux végétalisé (regroupe terrasse de plage, flèche littorale, cordon-tombolo, dune) (tableau 20). Ensuite une analyse surfacique de ces écosystèmes côtiers a été réalisée pour la période récente (tableau 21). Selon la disponibilité des photographies aériennes, la période couverte s'étend généralement de 1992 à 2009. Cette période correspond à un important réchauffement des températures moyennes annuelles, mais surtout des températures hivernales (Bernatchez et al., 2008). Ce réchauffement a eu des conséquences sur

la réduction du couvert de glace de mer et de la glace côtière (Senneville et al., 2014). Les écosystèmes côtiers ont donc été plus longuement exposés lors de cette période aux agents hydrodynamiques et ont été susceptibles d'être exposés à un plus grand nombre d'évènements de tempête. Enfin, comme nous l'avons abordé précédemment, cette période est caractérisée par une accélération importante de la hausse du niveau de la mer, non seulement au Québec, mais dans l'ensemble de l'Est du Canada et du nord-est des États-Unis (Boon, 2012).

Les modifications de la superficie des écosystèmes côtiers lors de cette période sont donc une conséquence de ces changements environnementaux. À l'aide des résultats obtenus par l'analyse surfacique de la période récente des sites retenus à la section précédente, le taux d'évolution (ha/an) pour chaque écosystème analysé a été projeté pour 2060. Étant donné, qu'il s'agit d'une analyse préliminaire basée sur l'évolution récente des écosystèmes côtiers, nous avons jugé l'incertitude trop grande pour faire des projections d'évolution au-delà de 2060. Le rapport entre la superficie actuelle et celle projetée a permis d'évaluer la vulnérabilité des services écologiques en quatre niveaux : perdu, dégradé, maintenu, gain. Lorsque les projections indiquent qu'un écosystème disparaîtra complètement d'ici 2060, les services écologiques sont jugés perdus. Pour une perte ou un gain de superficie de plus de 5 %, les services écologiques sont jugés respectivement comme étant dégradés ou leur état s'est amélioré. Enfin, si un écosystème enregistre une perte ou un gain en superficie entre 0 et 5 %, les services écologiques sont considérés maintenus.

Tableau 20. Liste des services écologiques offerts selon le type d'écosystèmes côtiers

	service écologique	signigfication	marais maritime	plage	sableux végétalisé
RÉGULATION	Contrôle biologique	Contrôle de maladies, pathogènes ou espèces nuisibles à la fois aux humains et aux systèmes naturels.	x		
	Régulation de l'eau	Contrôle des eaux de ruissellement et la régulation des crues, la recharge des aquifères et l'apport en eau pour les communautés.	x	x	x
	Régulation du climat	Régularise le climat par la séquestration du carbone.	x		
	Régulation des événements extrêmes	Assure une protection contre les événements extrêmes par l'atténuation de l'énergie des vagues	x	x	x
	Rétention du sol	Contrôle l'érosion côtière en retenant le sol par la végétation.	x		x
	Détoxification et la dégradation des déchets	Assure la qualité de l'eau en agissant comme un filtre naturel.	x	x	
	Formation des sols	Assure une formation et une regénération des sols en libérant des minéraux et en accumulant les matières organiques	x		x
	Régulation des nutriments	Prévention de l'eutrophisation prématurée et maintien de la fertilité des sols.	x	x	
SUPPORT et FONCTION	Cycle des nutriments	Participe aux cycle du phosphore et de l'azote.	x	x	x
	Production primaire	Contribue aux processus de photosynthèse et d'assimilation d'éléments nutritifs.	x		
	Pollénisation et dispersion des graines	Assure la pollénisation et la dispertion des graines.	x		x
	Offre d'habitats	Assure une place où les organismes résident, s'alimentent et se reproduisent.	x	x	x
APPROVISIONNEMENT	Nourriture	Source de nourriture d'origine végétale ou animale pour la consommation humaine.	x		x
	Ressource médicinale	Source de matières et produits qui peuvent être utilisés à des buts médicinaux ou pharmaceutiques.	x		
	Eau douce	Constitue des réservoirs naturels d'eau douce.		x	x
	Matériaux de base	Source de plusieurs sortes de matériaux ou substances.			x
	Ressource génétique	Réserve de ressources génétiques uniques que nous utilisons ou pourrons utiliser à des buts scientifiques, industriels, agricoles ou agroalimentaires.	x		
	Ressource ornementale	Source de produits animal et végétal pour la mode, l'artisanat.		x	x
CULTUREL	Valeur spirituelle et patrimoniale	Possède une valeur historique ou religieuse importante.	x	x	x
	Activité récréative	Offre diverses opportunités pour le tourisme et des activités de loisirs .	x	x	x
	Paysage	Offre un lieu où la beauté ou les valeurs esthétiques se retrouve.	x	x	x
	Éducation et recherche	Offre un lieu pour la recherche et l'éducation.	x	x	x

Réalisé à partir de Saint-Jean, 2014; Dupras et al., 2013; PNUE, 2006; Santos et Yoskowitz; 2012; Barbier et al., 2011

2.5.2. Résultats

Le tableau 21 montre les résultats de l'analyse surfacique au cours de la période récente et celle projetée d'ici 2060 pour chaque écosystème côtier des sites retenus qui ont servi à évaluer le niveau de vulnérabilité des services écologiques offerts. Les résultats du niveau de vulnérabilité sont présentés à la figure 56.

Tableau 21. Résultats de l'analyse surfacique des écosystèmes côtiers au cours de la période récente ainsi que celle prévisionnelle pour chaque site à l'étude

Sites	Écosystèmes côtiers	Superficie actuelle (ha)	Superficie initiale (ha)	Taux (ha/an)	Période	superficie gagnée ou perdue en 2060 (sup. projetée en 2060 - sup. actuelle) (ha)	Superficie totale projetée en 2060 (ha)
Baie-des-Sables							
	plage	17,51	18,13	-0,04	1993-2009	-1,96	15,55
	terrasse de plage	9,97	13,80	-0,24		-12,20	0
Sept-Îles							
	plage	98,62	95,54	0,31	1996-2006	16,74	115,36
	flèche littorale	18,31	25,89	-0,76		-41,04	0
	terrasse de plage	69,57	79,24	-0,97		-52,38	17,19
Penouille							
	marais	21,18	21,37	-0,01	1993-2008	-0,66	20,52
	plage	4,48	4,55	0,00		-0,23	4,25
	terrasse de plage	8,33	8,90	-0,04		-1,98	6,35
Sandy Beach							
	plage	4,81	8,32	-0,23	1993-2008	-12,17	0
	flèche littorale	12,03	11,47	0,04		1,92	13,95
	marais	25,44	26,78	-0,09		-4,65	20,79
Pointe-au-Loup							
	plage	87,98	84,64	0,21	1992-2008	10,85	98,83
	cordon-tombolo	285,50	299,90	-0,90		-46,81	238,69

2.5.2.1. Baie-des-Sables

L'ensemble des écosystèmes côtiers du site de Baie-des-Sables offre une trentaine de services écologiques. Selon les projections de la superficie des terrasses de plage, les services écologiques offerts seront susceptibles d'être complètement perdus d'ici 2060, soit une quinzaine de services écologiques. Quant à la plage, sa superficie diminuera légèrement, mais les services écologiques risquent tout de même d'être dégradés. La dégradation des services écologiques pourrait être exacerbée si de nouveaux ouvrages de protection sont implantés pour protéger les bâtiments et la route 132.

2.5.2.2. Sept-Îles

Pour le secteur de Sept-Îles, si la tendance de l'évolution récente des écosystèmes côtiers se maintien, les flèches littorales devraient disparaître et une perte importante de la superficie des terrasses de plage devrait être mesurée pour l'horizon 2060. Ainsi les services écologiques de ces écosystèmes côtiers seront fortement affectés. Seuls les services écologiques des plages devraient s'améliorer pour un peu plus d'une dizaine de services en raison d'une augmentation de leur superficie. La vulnérabilité des services écologiques de cette région est directement en lien avec la présence de contraintes artificielles.

2.5.2.3. Penouille

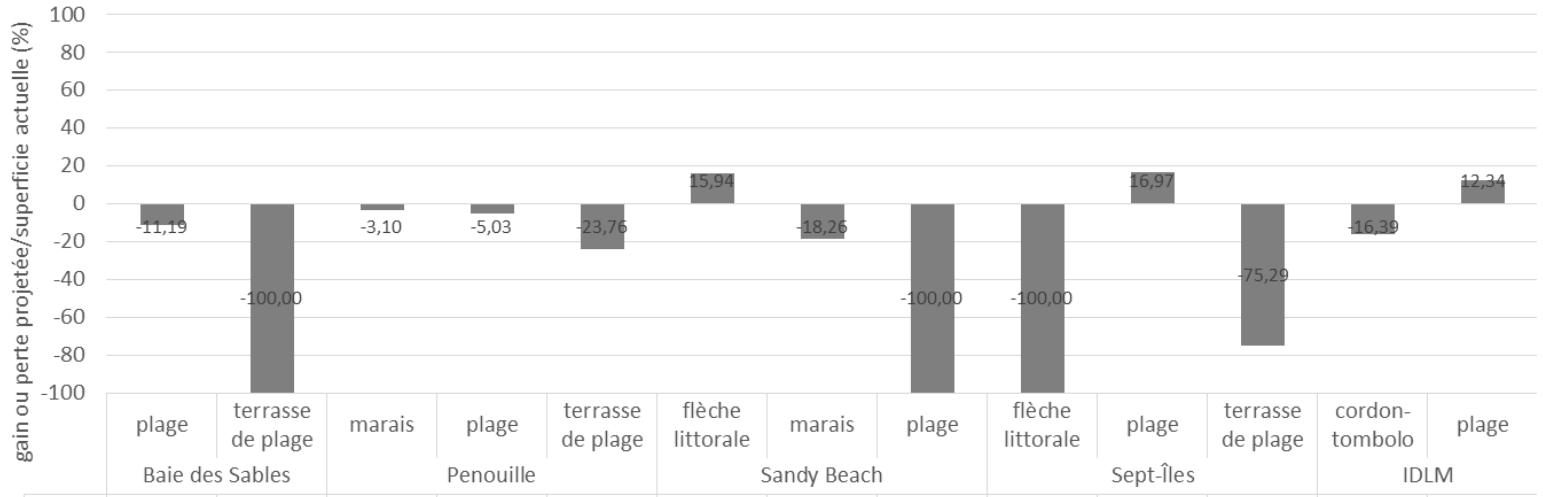
La diversité d'écosystèmes du site de Penouille permet d'offrir une panoplie de services écologiques totalisant plus d'une quarantaine de services pour l'ensemble des écosystèmes côtiers. Selon les projections, c'est surtout les terrasses de plage qui sont susceptibles de voir l'état de leurs services écologiques se dégrader. Les services écologiques du marais maritime devraient se maintenir d'ici 2060. La perte de superficie des différents écosystèmes côtiers est tout de même négligeable et considérant que ce territoire fait partie d'un parc national, la vulnérabilité des services écologiques notamment en lien avec le *coastal squeeze* devrait être plutôt faible.

2.5.2.4. Sandy Beach

Tout comme le site de Penouille, celui de Sandy Beach est également riche au point de vue des services écologiques offerts. Le marais maritime, écosystème offrant le plus grand nombre de services écologiques, est toutefois susceptible de subir une perte de sa superficie d'ici 2060 si bien que l'état des services écologiques offert risque de se dégrader. En effet, l'ensablement du marais entraîne sa diminution de superficie et une détérioration des services écologiques associés à ce type d'écosystème. À l'opposé, les services écologiques offerts par la flèche littorale devraient s'améliorer. L'utilisation des tendances récentes pour projeter la superficie de la plage, indique que cette dernière devrait disparaître d'ici 2060 ce qui est peu probable et montre les limites de la méthode. En effet, même si la plage devient plus étroite, elle devrait plutôt migrer au rythme de l'évolution de la flèche littorale, d'autant plus que le phénomène de *coastal squeeze* est nul pour ce secteur. On devrait donc plutôt s'attendre à une détérioration des services écologiques même si les résultats indiquent une perte totale.

2.5.2.5. Pointe-aux-Loups

Pour le site analysé de Pointe-aux-Loups, une perte d'un peu plus de 16 % est évaluée pour 2060, ce qui va entraîner une dégradation des services écologiques. Toutefois, considérant la grande superficie de cet écosystème et son état plutôt naturel, la vulnérabilité des services écologiques est peu préoccupante. Quant aux plages, elles semblent bénéficier de l'érosion des falaises de grès et des apports en sable puisque le bilan est plutôt positif. Leurs services écologiques devraient dans l'ensemble s'améliorer, sauf devant les ouvrages de protection où elles continueront à se dégrader si les ouvrages sont maintenus.



Services écologiques													
Régulation	3	4	8	3	4	4	8	3	4	3	4	4	3
Support et fonction	2	3	4	2	3	3	4	2	3	2	3	3	2
Approvisionnement	2	4	3	2	4	4	3	2	4	2	3	3	2
Culturel	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4

Nombre de services écologiques selon le type d'écosystèmes côtiers
(voir tableau liste des services écologiques)

Perdu	dégradé	maintenue	gain
Perte complète (100%)	Perte supérieure à 5%	Gain et perte entre 0 % et 5%	Gain supérieur à 5%

Figure 56. Évaluation de la vulnérabilité des services écologiques

2.6. Discussion synthèse: bilan de l'évolution des écosystèmes côtiers meubles (érosion-accumulation et *coastal squeeze*) et principaux facteurs responsables des changements observés

Tout d'abord, la cartographie des écosystèmes côtiers avait jusqu'à maintenant surtout porté sur les milieux humides (Groupe Dryade, 1980, 1981; Mousseau et al., 1997), principalement dans le haut et le moyen estuaire (Létourneau et Jean, 2005; Jean et Létourneau, 2011) ou encore dans les barachois du sud de la Gaspésie (Gagnon, 2002). Les résultats montrent que les écosystèmes côtiers sableux comptent pour le trois quarts des écosystèmes côtiers meubles et mériteraient une plus grande attention puisqu'ils fournissent aussi d'importants services écologiques. Par ailleurs, comme le souligne l'analyse bibliométrique, les écosystèmes rocheux n'ont pratiquement pas fait l'objet d'étude sur le *coastal squeeze* à l'échelle mondiale. Or, au Québec sur les 3 306 km linéaires analysés, les écosystèmes côtiers rocheux comptent tout de même pour 45 % de l'ensemble des écosystèmes côtiers. Ces écosystèmes côtiers risquent d'être particulièrement vulnérables avec la hausse du niveau marin notamment en bordure des falaises rocheuses où la zone intertidale devrait devenir plus étroite, ce qui risque de modifier la structure écologique de ces écosystèmes (Jackson et McIlvenny, 2011). Dans les secteurs où le recul des falaises sera faible, la zone intertidale pourrait même disparaître.

La quantification du bilan des pertes et des gains a aussi porté presque exclusivement sur les marais. L'étude la plus récente ayant couvert une vaste étendue de territoire est celle de Martin et Létourneau (2011). Cette étude dresse le portrait des changements de superficie et de végétation des milieux humides, observés entre les années 1990-1991 et 2000-2002, de Cornwall au cap Tourmente sur la rive nord du Saint-Laurent et de la Réserve nationale de faune du lac Saint-François, localisée à Dundee, jusqu'à Trois-Pistoles sur la rive sud. À l'aide d'une analyse d'imageries satellitaires, les travaux de Martin et Létourneau évaluent la superficie des marais et marécages à 22 228 ha en 1990-1991 et à 28 992 ha en 2000-2002, soit un gain de 764 ha (2,7%). Cela contraste avec l'analyse de la période de 1945 à 1976, publiée par le Groupe Dryade (1981), qui montrait que les modifications le long du Saint-Laurent entre Cornwall et Matane totalisaient une perte de 3642 ha (75%) s'étant produite de 1945 à 1960. Le gain net en superficie de milieux humides entre 1990-1991 et 2000-2002 cache toutefois d'importantes différences sectorielles (Martin et Létourneau, 2011). Durant cette période, les milieux humides de la portion analysée de l'estuaire moyen passent de 5481 ha en 1991 à 4368 ha en 2000-2002, soit une diminution de 1113 ha (20%) et dans la portion analysée de l'estuaire maritime, les milieux humides sont passés de 1617 ha à 1319 ha, soit une diminution de 298 ha (18%). Bien que ces secteurs aient été partiellement couverts, les résultats de cette étude révèlent que les changements sont attribuables principalement aux activités maritimes, portuaires et agricoles, mais aussi à l'érosion côtière (Martin et Létourneau, 2011). Les interventions humaines et le phénomène du *coastal squeeze* viennent ainsi exacerber le phénomène d'érosion côtière et la perte d'écosystèmes côtiers.

Cette sous-section présente une discussion sur l'évolution des écosystèmes côtiers meubles de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Nous présentons l'état des connaissances sur le déplacement des écosystèmes côtiers meubles (érosion-accumulation), tout en identifiant les principales causes de leur évolution et les impacts potentiels sur les écosystèmes côtiers.

2.6.1. Estuaire moyen

Plusieurs travaux ont porté sur l'étude de l'évolution des marais de l'estuaire moyen, principalement sur le recul du schorre supérieur. Le schorre supérieur serait en érosion tant sur la rive nord que sur la rive sud, à Sainte-Anne-de-Beaupré (Dionne, 2000), à Cap-Tourmente (Troude et Sérodes, 1985; Dionne, 1986), à Saint-Joseph-de-la-Rive (Quilliam et Allard, 1989), à Montmagny (Dionne et Bouchard, 2000), à Cap-Saint-Ignace (Dionne, 1986) et à Rivière-du-Loup (Dionne, 1986; Denis, 1987). Ces études couvrent généralement la période du début des années soixante à la fin des années 80 où le recul moyen du schorre supérieur a varié entre 0,7 et 2,3 m/an, mais avec des valeurs sur de courtes périodes (moins de 3 ans) pouvant atteindre 3 à 5 m/an (Troude et Sérodes, 1985; Denis, 1987). L'une des rares études portant sur l'évolution du schorre inférieur montre des valeurs de recul de 2,7 à 4,9 m/an entre 1963 et 1978 à l'anse aux Canards sur l'île d'Orléans (Allard, 1981). Plus récemment, Allard et al., (2012) ont aussi montré que les schorres supérieurs des marais de Cap-Tourmente, Montmagny et Cap-Saint-Ignace étaient en recul à des vitesses généralement plus rapides pour la période récente, du moins pour les marais de Cap-Saint-Ignace et Cap-Tourmente. À L'Isle-aux-Grues, l'évolution de la superficie du marais entre 1961 et 2010, montre une diminution importante du schorre supérieur en faveur d'une augmentation du pré humide alors que la superficie du schorre inférieur a diminué aussi laissant des surfaces dénudées (Bhiry et al., 2013). Cette diminution de la superficie du schorre supérieur serait le résultat des impacts anthropiques et l'érosion côtière (Bhiry et al., 2013). Dans la baie de Kamouraska, malgré des secteurs d'érosion et d'accumulation (Careau, 2010), le marais a connu aussi des pertes importantes au profit de terres agricoles avec la construction répétée d'aboiteaux, soit une perte totale de 72 % entre 1826 et 2008 (Mathieu, 2008). Cette dernière étude montre très bien l'effet du *coastal squeeze* sur le marais.

L'évolution future des écosystèmes côtiers et leur potentiel de se maintenir et de migrer en fonction de la hausse du niveau marin dépendent aussi fortement des apports sédimentaires. Il existe malheureusement peu d'études qui ont quantifié le bilan sédimentaire des écosystèmes côtiers sur les rives du Saint-Laurent. Les études ont porté généralement sur les taux d'accrétion ou d'érosion verticale sur de très courtes périodes, généralement moins de deux ans, à partir de tiges ou de plaques à sédiments et elles ont été réalisées principalement dans les années 80. À Montmagny, le taux d'accrétion du schorre inférieure aurait été jusqu'au début des années 80 de 1,26 mm/an alors que depuis la surface de l'estran s'abaisserait verticalement par érosion (Dionne, 2004). Dans la baie Sainte-Anne à La Pocatière, le bilan sédimentaire serait plutôt nul sur l'estran, avec un cycle saisonnier d'accumulation de vases, de redistribution des sédiments et d'érosion (d'Anglejan et al., 1981). Des observations similaires ont été observées un peu plus en aval dans la région de Kamouraska où lors de la période interglacielle de 1981, des

abaissements de la surface de l'estran de 9 mm à l'anse Saint-Denis et de 16 mm à l'anse Saint-Germain ont été mesurés alors que des accumulations de vases sous le couvert de glace viendraient compenser l'érosion verticale (Sérodes et Dubé, 1983). Dans la baie de Rivière-du-Loup, l'érosion verticale serait de 1 à 2 cm/an sur le haut estran alors qu'il y aurait une accumulation de 1,5 à 2,5 cm/an sur le bas estran principalement en hiver sous la glace (Denis, 1987). Sur le plus long terme, à partir de datations ^{14}C provenant de divers auteurs, Drapeau (1992) calcule un taux d'accrétion verticale de 2,4 mm/an pour le schorre supérieur à Kamouraska et de Rivière-du-Loup. Dionne (2004) présente l'étude la plus étoffée sur les taux d'accrétion verticale des schorres supérieurs de l'estuaire moyen et maritime du Saint-Laurent à partir de dates au ^{14}C. Les valeurs mesurées pour plus de 18 marais se situent généralement entre 1 et 2mm/an, mais avec des valeurs plus élevées pour les schorres supérieurs de Sainte-Anne-de-Beaupré (3 mm/an), de Montmagny (2,8 mm/an), de Rivière-Ouelle (2,7mm/an) et de Rivière-du-Loup (2,7mm/an) (Dionne, 2004). Plus récemment, des mesures réalisées au marais de Château-Richer à partir de plaques à sédiments lors de la période interglacielle de 2011 et 2012 montrent un taux moyen de sédimentation de 6 mm en 2011 pour l'ensemble du marais et de la slikke alors qu'en 2012 le schorre inférieur a connu une accumulation de 4,4 mm et de 19,5 mm selon les secteurs et la slikke une érosion de 32,7 mm et de 7,9 mm (Bhiry et al., 2013). Ces mêmes mesures ont été réalisées au marais de L'Isle-aux-Grues où des taux moyens d'accumulation de 16,6 mm et de 5,3 mm ont été mesurés pour le schorre inférieur et de 17 mm et 2,8 mm pour la slikke en 2011 alors qu'en 2012 les taux d'accumulation moyens ont été de 17,3 mm et 11,5 mm pour le schorre inférieur et de 30,5 et 14 mm pour la slikke (Bhiry et al., 2013).

Quoi qu'il en soit, considérant la faible accumulation sur le schorre inférieur qui est loin de compenser la perte du volume sédimentaire associée aux forts reculs du schorre supérieur dont l'épaisseur varie généralement de 0,75 à 2 m (Dionne, 2004), les marais côtiers étudiés jusqu'à maintenant montrent un déficit sédimentaire important, et ce, dans une période où ils ont évolué au cours des dernières décennies dans un contexte de baisse du niveau marin relatif (Han et al, 2015; Bernatchez et al., 2012 (tableau 2). La période récente montre toutefois une inversion de tendance où le niveau marin relatif serait plutôt à la hausse dans l'estuaire moyen selon la station marégraphique de Saint-Joseph-de-la-Rive à une vitesse moyenne de 3,96 mm/an entre 2000 et 2013.

Outre la perte de la superficie des marais provoqué par l'érosion côtière, Allard et al. (2012) montrent aussi un déclin du scirpe et un changement dans la répartition spatiale de la végétation notamment en raison de la pression exercée par l'oie des neiges, modifiant ainsi la structure écologique des marais. La hausse du niveau marin et l'augmentation de la fréquence de submersion de la partie supérieure des marais pourraient aussi modifier la répartition de la végétation (Bhiry et al., 2013), ce qui est d'autant plus préoccupant puisque le schorre supérieur présente généralement une plus grande diversité d'espèces (Gauthier et Goudreau, 1983; Quintin et al., 2006; Bhiry et al., 2013). De plus, Bhiry et al. (2013) ont indiqué que la végétation du schorre supérieur de marais du haut estuaire avait la capacité de migrer vers l'intérieur des terres permettant ainsi le maintien d'habitats essentiels à plusieurs espèces. La notion de *coastal squeeze* prend ainsi tout son sens. Les marais présentent la plus grande superficie des écosystèmes côtiers dans l'estuaire moyen, et 55 % des écosystèmes côtiers de ce secteur présentent un indice de sensibilité au *coastal squeeze* élevé à critique. Ce fort pourcentage

s'explique principalement parce que 68 % des écosystèmes présentent un potentiel de migration nulle dû à la présence des aboiteaux et dans une moindre mesure la présence d'infrastructures routières. Ces constats impliquent que l'augmentation de la capacité de résilience des marais de l'estuaire moyen passe inévitablement par une modification de l'aménagement et de l'utilisation du territoire côtier, sans quoi la présence d'infrastructures côtières, notamment des aboiteaux, ne fera qu'exacerber la tendance à la perte de la superficie des marais côtiers, principalement du schorre supérieur.

2.6.2. Estuaire maritime et golfe du Saint-Laurent

Dans l'estuaire maritime, outre l'importance des marais maritimes dont nous venons de discuter, les plages, les terrasses de plage et flèches littorales constituent des écosystèmes importants tant en longueur qu'en superficie. Bien qu'il soit difficile de faire des généralités, les tendances de l'évolution historique des sites de Sept-Îles et de Baie-des-Sables, qui ont été analysées plus en détail, sont assez représentatives de l'évolution des côtes basses sablonneuses de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent. Le bilan du déplacement de la ligne de rivage des terrasses de plage au cours des cinquante dernières années a été légèrement positif sur la rive nord de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent avec des taux moyens de 0,14 m/an dans la région de Pessamit (1950-2006), 0,45 m/an dans la région de Sept-Îles (1931-2005-06), 0,12 m/an à Mingan (1948-2005) et 1 m/an dans la région de Natashquan (1930-2005) (Bernatchez et al., 2012 c, d, e, f). La région de Pointe-à-Boisvert et de la péninsule de Manicouagan font exception puisque le bilan a été négatif avec des taux moyens de recul variant respectivement de -0,8 à -2,3 m/an (1964-1990) et de -0,5 à -2,5 m/an (1931-2001) (Bernatchez et Dubois, 2004 ; Bernatchez, 2003 ; Bernatchez et al., 2012c). Sur la rive sud, les données sont plutôt fragmentaires. Cependant, pour le secteur entre Pointe-au-Père et Sainte-Anne-des-Monts, le bilan a plutôt été stable à long terme avec une valeur moyenne de 0 m/an entre 1938 et 2012 alors que récemment le bilan a été légèrement négatif avec un taux moyen de recul des terrasses de plage de -0,13 m/an entre 1992-93 et 2012 (Marie et al., 2014). Quant aux flèches littorales, leur bilan d'évolution est très variable tant de manière spatiale que temporelle, en raison de leur forte mobilité avec des valeurs moyennes sur le long terme pouvant aller de +1,1 m/an à -1,2 m alors que sur des périodes de 10 ans les valeurs peuvent atteindre +9,5 m/an à -6 m/an. Les rares flèches littorales de la rive sud du Saint-Laurent montrent un bilan positif avec une valeur moyenne du taux de déplacement de la ligne de rivage de 0,15 m/an entre 1938 et 2012 et un bilan négatif de -0,14 m/an entre 1992-93 et 2012 (Marie et al., 2014). Les deux exemples analysés dans la baie de Gaspé, soit la flèche littorale de Penouille qui a été plutôt stable et celle de Sandy Beach qui a fortement migré, montrent très bien cette variabilité dans l'évolution de ce type d'écosystème côtier. Encore une fois, les données sur l'évolution des plages sont plutôt rares. Sur la Côte-Nord, les plages semblent plutôt déficitaires (Bernatchez, 2003 ; Bernatchez et Fraser, 2012) alors qu'il se dégage une certaine stabilité sur la rive sud.

Les causes des pertes de superficie des écosystèmes côtiers sableux sont davantage liées à des interventions humaines, notamment les empiètements associés au cadre bâti et aux infrastructures routières. La population s'est principalement établie le long des côtes du Saint-Laurent. Il n'est donc pas surprenant de constater, pour l'estuaire maritime, que l'indice de sensibilité au *coastal squeeze* pour l'horizon 2060 est élevé à critique pour 75 % des

écosystèmes côtiers de la rive nord et de 63 % pour la rive sud, ce qui est préoccupant. Alors que sur la rive nord les contraintes susceptibles de freiner la migration des écosystèmes sont principalement naturelles (66%), sur la rive sud ce sont surtout des contraintes artificielles (76%), notamment les infrastructures routières et les bâtiments. Les écosystèmes côtiers meubles du golfe du Saint-Laurent présentent un indice de sensibilité au *coastal squeeze* pour l'horizon 2060 d'élevé à critique de 39 % sur la rive nord et de 60 % sur la rive sud. Les contraintes artificielles sont prédominantes tant sur la rive nord (66 %) que sur la rive sud (58 %) et tout comme l'estuaire maritime les infrastructures routières et les bâtiments en sont responsables. L'impact des ouvrages de protection sur le *coastal squeeze* n'est pas à négliger surtout sur la rive sud du golfe du Saint-Laurent où ils représentent 10 % des contraintes susceptibles de bloquer la migration des écosystèmes côtiers vers les terres. En 2010, près de 350 km de littoral de l'Est du Québec étaient artificialisés avec des ouvrages de protection côtière, dont 74 % étaient localisés au Bas-Saint-Laurent et en Gaspésie (Drejza et al., 2014). Pour certaines MRC, comme celles de La Mitis et de la Haute-Gaspésie, plus de 40 % de leur littoral est bordé d'ouvrages de protection côtière (Drejza et al., 2014). La mise en place des ouvrages de protection au pied de falaises sableuses a eu pour effet de réduire les apports sédimentaires et de favoriser le déficit sédimentaire des écosystèmes sableux, notamment les plages et les terrasses de plage (Bernatchez et Dubois, 2004). En plus d'empêcher les écosystèmes côtiers de migrer, ces ouvrages entraînent une dégradation de certains services écologiques, notamment celui de protéger les populations côtières contre l'érosion et la submersion côtière (Barbier et al., 2011;Barbier, 2012; Bernhardt et Leslie, 2013). En effet, les enrochements et les murets engendrent souvent une réduction de la largeur des plages (Bernatchez et Fraser, 2012) et un abaissement du profil des plages entraînant une augmentation du franchissement des vagues et du risque de submersion lors de tempêtes (Dawson et al., 2009; Bernatchez et al., 2011; Chini and Stansby, 2014; Didier et al., 2015). D'autres services écologiques sont aussi vulnérables. Par exemple, sur la Côte-Nord, la dégradation des plages, des terrasses de plage et des marais maritimes affecte déjà certaines activités des communautés côtières comme la cueillette de petits fruits, la récolte de plantes médicinales, la cueillette de myes, des activités récréatives, mais aussi des sites patrimoniaux et des sites de campement traditionnels (Bernatchez et al., 2012).

2.6.3. Baie des Chaleurs

Dans la baie des Chaleurs, le fond des baies et les zones derrières les flèches littorales ont été propices au développement des marais qui représente l'écosystème le plus important en superficie. Dans le secteur de la pointe Escuminac jusqu'à la rivière Cascapédia, le taux de déplacement de la ligne de rivage des marais maritime a été plutôt stable avec un taux moyen de -0,09 m/an entre 1934 et 2007 (Bernatchez et al., 2012a). Pour ce même secteur, les flèches littorales ont aussi été assez stables avec un taux moyen de déplacement positif de 0,05m/an lors la même période. Localement, l'évolution de ces deux écosystèmes peut toutefois être très variable. En effet, dans la baie de la rivière nouvelle, le marais localisé à l'embouchure de la rivière a connu un gain en superficie de 20 % entre 1934 et 2004 (Quintin, 2010). Les activités de coupes forestières effectuées dans le bassin versant ont favorisé un bilan sédimentaire positif et l'expansion de ce marais. À l'intérieur de la même baie, le marais situé derrière la flèche littorale

a subi une perte de superficie de 73 % pour la période entre 1934 et 2007 (Quintin, 2010). L'érosion de la flèche littorale et sa migration sur le marais sont les principales causes associées à la perte de superficie observée (Quintin, 2010). Dans la MRC de Bonaventure, le taux moyen de déplacement des flèches littorales a été de -0,49 m/an alors que le seul marais étudié, celui de Saint-Siméon près de Bonaventure a connu un recul moyen de -1,44 m/an entre 1934 et 2007 (Fraser et al., 2012). Les scénarios d'évolution future pour l'horizon 2060 indiquent que les flèches littorales seront les plus sensibles à l'érosion avec une valeur de -2 m/an (Fraser et al., 2012). Comme l'évolution des marais maritimes est étroitement liée à celle des flèches littorales, on peut donc s'attendre à ce que les marais connaissent aussi une perte de superficie pour cette région dans le futur. La principale contrainte à la migration des écosystèmes vers les terres dans la baie des Chaleurs est la présence de falaises mortes (41 % des types de contraintes), suivi des infrastructures routières (26 %). Avec 63 % des écosystèmes côtiers meubles qui présentent un indice de sensibilité au *coastal squeeze* élevé à critique, on peut donc s'attendre à une détérioration des services écologiques pour la baie des Chaleurs.

2.6.4. Îles-de-la-Madeleine

Enfin, la région des Îles-de-la-Madeleine constitue en soi un environnement plutôt unique. Les systèmes de tombolos-cordons présentent de loin la plus grande superficie des écosystèmes côtiers meubles et bien que de manière générale la sensibilité au *coastal squeeze* soit plutôt faible, le bilan de l'évolution des tombolos-cordons présente un bilan plutôt négatif avec un taux moyen d'érosion de -0,34 m/an entre 1963 et 2008 (Bernatchez et al., 2012b). Les flèches littorales, qui sont aussi importantes en superficie, ont toutefois présenté un bilan plutôt stable avec une valeur de 0 m/an entre 1963 et 2008 (Bernatchez et al., 2012b). Les contraintes à la migration des écosystèmes côtiers sont majoritairement artificielles (81 %) et concernent principalement les infrastructures routières. Le *coastal squeeze* est donc une cause importante de la dégradation des écosystèmes côtiers. Il a été observé dans les milieux sans contrainte, que malgré une hausse importante du niveau de la mer au cours des derniers siècles (Juneau, 2012; Barnett et al., 2015), les marais à l'intérieur des lagunes se sont maintenus en migrant vers les terres aux dépens de la frange forestière.

2.7. Références

Allard, M., 1981. L'anse aux Canards, île d'Orléans, Québec: évolution holocène et dynamique actuelle, Géographie physique et Quaternaire, 35 : 133-154.

Allard, M., Fournier, R.A., Grenier, M., Lefebvre, J. et Giroux, J.-F., 2012. Forty years of change in the Bulrush marshes of the St.Lawrence estuary and the impact of the greater snow goose. Wetlands, 32:1175-1188.

Appeaning Addo, K., 2013. Shoreline morphological changes and the human factor. Case study of Accra Ghana. Journal of Coastal Conservation, 17 (1) : 85-91.

Barbier, 2012. A spatial model of ecosystem services. Ecological economics, 78 : 70-79.

Barbier et al., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological monographs, 81 (2) : 169-193.

Barnett, R.L., Bernatchez, P., Garneau, M., Cahill, N. 2015. 500 years of sea level variability and acceleration at les Îles-de-la-Madeleine, Canada. XIX INQUA congress, Nagoya, Japan, 26 jul-2 Aug. 2015.

Bélanger, C., 1993. Étude géomorphologique des basses terres sur la côte sud de l'estuaire laurentien. Thèse de doctorat, Département de géographie, Université Laval, Québec, 237 p.

Bernatchez, P., 2003. Évolution littorale holocène et actuelle des complexes deltaïques de Betsiamites et de Manicouagan-Outardes : synthèse, processus, causes et perspectives. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 460 p.

Bernatchez, P. et Dubois, J.-M.M, 2004. Bilan des connaissances de la dynamique de l'érosion des côtes du Québec maritime Laurentien. Géographie physique et Quaternaire, 58: 45-71.

Bernatchez, P. et Fraser, C., 2012. Evolution of coastal defence structures and consequences for beach width trends, Québec, Canada. Journal of Coastal Research, 28(6) : 1550-1566.

Bernatchez, P., Fraser, C., Friesinger, S., Jolivet, Y., Dugas, S., Drejza, S., Morissette, A., 2008. Sensibilité des côtes et vulnérabilité des communautés du golfe du Saint-Laurent aux impacts des changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport de recherche remis au Consortium OURANOS et au FACC, 256 p.

Bernatchez, P., Fraser, C., Lefaivre, D. et Dugas, S., 2011. Integrating anthropogenic factor, geomorphological indicators and local knowledge in the analysis of coastal flooding and erosion hazards. Ocean & Coastal Management, 54 : 621-632.

Bernatchez, P., Fraser, C., Dugas, S. et Drejza, S. 2012 a. Marges de sécurité en érosion côtière : évolution historique et future du littoral de la MRC d'Avignon. Chaire de recherche en géoscience côtière, Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport remis au ministère de la Sécurité publique du Québec, août 2012, 49 p. et annexes.

Bernatchez, P., Drejza, S. et Dugas, S. 2012 b. Marges de sécurité en érosion côtière : évolution historique et future du littoral des îles de la Madeleine. Chaire de recherche en géoscience côtière, Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport remis au ministère de la Sécurité publique du Québec, juillet 2012, 71 p. et annexes + recueil de 100 cartes.

Bernatchez, P., Friesinger, S., Denis, C. et Jolivet, Y. 2012 c. Géorisques côtiers, vulnérabilité et adaptation de la communauté de Pessamit dans un contexte de changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport de recherche remis au Conseil tribal Mamuitun et au Ministère des Affaires autochtones et Développement du Nord Canada, 240 pages.

Bernatchez, P., Friesinger, S., Denis, C. et Jolivet, Y. 2012 d. Géorisques côtiers, vulnérabilité et adaptation de la communauté de Uashat mak Mani-Utenam dans un contexte de changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport de recherche remis au Conseil tribal Mamuitun et au Ministère des Affaires autochtones et Développement du Nord Canada, 240 pages.

Bernatchez, P., Friesinger, S., Denis, C. et Jolivet, Y. 2012 e. Géorisques côtiers, vulnérabilité et adaptation de la communauté d'Ekuanitshit dans un contexte de changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport de recherche remis au Conseil tribal Mamuitun et au Ministère des Affaires autochtones et Développement du Nord Canada, 219 pages

Bernatchez, P., Friesinger, S., Denis, C. et Jolivet, Y. 2012 f. Géorisques côtiers, vulnérabilité et adaptation de la communauté de Nutashkuan dans un contexte de changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport de recherche remis au Conseil tribal Mamuitun et au Ministère des AADNC, 221 pages.

Bernatchez, P., G. Boucher-Brossard et M. Sigouin-Cantin, 2012 g. Contribution des archives à l'étude des événements météorologiques et géomorphologiques causant des dommages aux côtes du Québec maritime et analyse des tendances, des fréquences et des temps de retour des conditions météo-marines extrêmes. Rapport remis au ministère de la Sécurité publique du Québec. Chaire de recherche en géoscience côtière, Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 140 p.

Bernatchez, P., Quintin, C., Fraser, C., Neumeier, U., Jolivet, Y., Houde-Poirier, M., Hétu, B., Gibeault, C., Boucher-Brossard, G. et Marie, G., 2013. Dynamique de l'écosystème côtier de la péninsule de Penouille dans un contexte de changements climatiques, Parc national du Canada Forillon : Rapport final. Rapport remis au Parc national du Canada Forillon. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski, mai 2013, 410 p.

Bernatchez, P., Dugas, S., Fraser, C., Da Silva, L., 2015. Évaluation économique des impacts potentiels de l'érosion des côtes du Québec maritime dans un contexte de

changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport remis à Ouranos, 45 p. et annexes.

Bernhardt, JR. et Leslie, HM., 2013. Resilience to climate change in coastal marine ecosystems. Annual review of marine science, 5 : 371-392.

Bhiry, N., Cloutier, D., Couillard, L., Gervais, A., Lamarre, P., Normandeau, M. et Abdoul, D., Ousmane. 2013. Évolution des hauts marais de l'estuaire d'eau douce du Saint-Laurent et stratégies de protection des espèces en situation précaire dans une perspective de changements climatiques. Université Laval, Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique et Faculté de sciences et génie, Département de géographie et ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Rapport de recherche remis au Consortium OURANOS, 134 p. avec annexes.

Boon, J. D., 2012. Evidence of Sea Level Acceleration at U.S. and Canadian Tide Stations, Atlantic Coast, North America. Journal of Coastal Research, 28(6) : 1437-1445.

Careau, C., 2010. Les marais intertidaux du Saint-Laurent : complexités et dynamiques naturelles et culturelles. Mémoire de maîtrise, Département de géographie, Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Université Laval, 111p.

Chini, N. et Stansby, P.K., 2014. Coupling TOMAWAC and EurOtop for Uncertainty Estimation in Wave Overtopping Predictions. [P. Gourbesville et al. (eds.)] Advances in Hydroinformatics, Springer Hydrogeology, DOI: 10.1007/978-981-4451-42-0_10, Springer Science+Business Media Singapore 2014.

Church, J.A., P.U. Clark, A. Cazenave, J.M. Gregory, S. Jevrejeva, A. Levermann, M.A. Merrifield, G.A. Milne, R.S. Nerem, P.D. Nunn, A.J. Payne, W.T. Pfeffer, D. Stammer and A.S. Unnikrishnan, 2013: Sea Level Change. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Cooper, NJ., Cooper, T. et Burd, F., 2001. 25 years of salt marsh erosion in Essex: Implications for coastal defence and nature conservation. Journal of Coastal Conservation, 7 (1) : 31-40.

d'Anglejan, B., Ingram, R.G., Savard, J.P., 1981. Suspended-sediment exchanges between the St. Lawrence estuary and a coastal embayment. Marine Geology, 40 : 85-100.

Dawson, R. J., Dickson, M. E., Nicholls, R. J., Hall, J. W., Walkden, M. J. A., Stansby, P. K.; Mokrech, M., Richards, J., Zhou, J., Milligan, J., Jordan, A., Pearson, S., Rees, J., Bates, P. D., Koukoulas, S. et Watkinson, A. R., 2009. Integrated analysis of risks of coastal flooding and cliff erosion under scenarios of long term change. Climatic Change, 95 (1-2): 249–288.

Denis, R., 1987. Milieux humides en péril. GEOS, 16 : 19-23 p.

Didier, D., Bernatchez, P., Boucher-Brossard, G., Lambert, A., Fraser, C., Barnett, R.L. et Van-Wierts, S., 2015. Coastal Flood Assessment Based on Field Debris Measurements and Wave Runup Empirical Model. Journal of Marine Science and Engeneering, 3 : 560-590.

Dionne, J-C., 1986. Érosion récente des marais intertidaux de l'estuaire du Saint-Laurent, Québec. Géographie physique et Quaternaire, 11 : 307-323.

Dionne, J.-C., 2000. Érosion récente du schorre supérieur à Sainte-Anne-de-Beaupré, Québec. Géographie physique et Quaternaire, 54 : 69-89.

Dionne, J.-C., 2004. Âge et taux moyen d'accrétion verticale des schorres du Saint-Laurent estuarien, en particulier ceux de Montmagny et de Sainte-Anne-de-Beaupré, Québec. Géographie physique et Quaternaire, 58 : 73-108.

Dionne, J.-C. et Bernatchez, P., 2000. Les erratiques de dolomie sur le rivage des Escoumins, Côte nord de l'estuaire maritime du Saint-Laurent, Québec. Atlantic Geology, 36 : 117-129.

Dionne J.-C. et Bouchard M.-C., 2000. Nouvelles données sur l'érosion du schorre supérieur à Montmagny, moyen estuaire du Saint-Laurent. Géographie physique et quaternaire, 54(2) : 219-230.

Doody, JP., 2013. *Coastal squeeze* and management realignment in southeast England, does it tell us anything about the future ? Ocean and coastal management, 79 : 34-41.

Drapeau, G., 1992. Dynamique sédimentaire des littoraux de l'estuaire du Saint-Laurent. Géographie physique et Quaternaire, 46 : 233-242.

Drejza, S., Friesinger, S. et Bernatchez, P. 2014. Vulnérabilité des infrastructures routières de l'Est du Québec à l'érosion et à la submersion côtière dans un contexte de changements climatiques : Caractérisation des côtes, dynamique hydrosédimentaire et exposition des infrastructures routières à l'érosion et à la submersion, Est du Québec, Volume I, Projet X008.1. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Remis au ministère des Transports du Québec, 225 p. + annexes.

Dubois, J.-M.M., 1979. Environnement quaternaire et évolution post-glaciaire d'une zone côtière en émersion en bordure sud du Bouclier Canadien : la Moyenne Côte-Nord du Saint-Laurent, Québec. Thèse de doctorat, Département de géographie, Université d'Ottawa, 754p.

Dupras, J., Revéret, J-P. et He, J., 2013; L'évaluation économique des biens et services écosystémiques dans un contexte de changements climatiques : un guide méthodologique pour une augmentation de la capacité à prendre des décisions d'adaptation. Rapport de recherche remis au Consortium OURANOS, 218 p.

Feagin, R. A., Martinez, M. Luisam Mendoza-Gonzalez, G. et Costanza R., 2010. Salt marsh zonal migration and ecosystem service change in response to global sea level rise: a case study from an urban region. Ecology and Society 15(4): 14. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art14/

Fox, W.T., Haney, R.L. et Curran, H.A., 1995. Penouille Spit, evolution of a complex spit, Gaspé, Québec, Canada. Journal of Coastal Research, 11(2) : 478-493.

Fraser, C., Bernatchez, P. et Dugas, S. 2014a. Exposition potentielle des infrastructures à l'érosion côtière : développement d'un outil de planification de l'aménagement côtier; MRC d'Avignon et de Bonaventure. Chaire de recherche en géoscience côtière, Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport

remis au ministère de la Sécurité publique du Québec, juin 2014, 106 p. et annexes cartographiques.

Fraser, C., Bernatchez, P., Dugas, S. 2014b. Exposition des infrastructures à l'érosion côtière : développement d'un outil de planification de l'aménagement côtier, Québec, Canada. In Actes Colloque international Connaissance et compréhension des risques côtiers : Aléas, enjeux, représentations, gestion. 3 au 4 juillet, Brest, France, p.279-288.

Fraser, C., Bernatchez, P., Dugas, S. et Drejza, S., 2012. Marges de sécurité en érosion côtière : évolution historique et future du littoral de la MRC de Bonaventure. Chaire de recherche en géoscience côtière, Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport remis au ministère de la Sécurité publique du Québec, août 2012, 50 p. et annexes.

Gagnon, M., 2002. Étude des caractéristiques biophysiques, des usages et du potentiel myicole de six barachois du sud de la Gaspésie. Rapport de Biorex inc. Remis à la Société de Développement de l'Industrie maricole (SODIM), 150 p.

Gauthier, B. et Goudreau, M., 1983. Mares glacielles et non glacielles dans le marais salé de L'Isle-Verte, estuaire du Saint-Laurent, Québec. Géographie physique et Quaternaire, 37 : 49-66.

Gehrels, W.R., Milne, G.A, Kirby, J.R., Patterson, R.T. et Belknap, D.F., 2004. Late Holocene sea-level changes and isostatic crustal movements in Atlantic Canada. Quaternary International, 120, pp. 79–89.

Gibeault, C., 2013. Caractérisation spatiale et temporelle des sédiments de la lagune et du marais salé de Penouille (Havre de Gaspé, Gaspésie) : le rôle des facteurs environnementaux. Mémoire. Rimouski, Québec, Université du Québec à Rimouski, Institut des sciences de la mer de Rimouski (ISMER), 105 p.

GIEC, 2013. Climate change 2013: The physical science basis. Cambridge University Press, Cambridge.

Gornitz, V. 1991. Global coastal hazards from future sea level rise, Palaeogeography, palaeoclimatology, Palaeoecology, 89 (4), 379-398.

Groupe Dryade. 1980. Habitats propices aux oiseaux migrateurs le long des rives de la rivière Richelieu, de la rivière Outaouais, du fleuve Saint-Laurent, de l'estuaire du Saint-Laurent, de la côte nord du golfe du Saint-Laurent, de la péninsule gaspésienne et des Îles-de-la-Madeleine, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région de Québec, 65 p. et atlas de cartes à 1/20 000.

Groupe Dryade. 1981. Analyse des pertes de végétation riveraine le long du Saint-Laurent de Cornwall à Matane (1945 - 1976), Service canadien de la faune, Environnement Canada, région de Québec, Québec, Rapport n° 3683, 28 p.

Han G., Ma, Z., Bao, H. et Slangen, A., 2014. Regional differences of relative sea level changes in the Northwest Atlantic: Historical trends and future projections. Journal of Geophysical Research: Oceans, 119 : 156-164.

Han, G., Ma, Z., Chen, N., Thomson, R. et Slangen, A., 2015. Changes in mean relative sea level around Canada in the twentieth and twenty-First centuries, Atmosphere-Ocean, 49(1): doi:10.1080/07055900.2015.1057100

Horton, BP., Rahmstorf, S., Engelhart, SE. et Kemp, AC., 2014. Expert assessment of sea-level rise by AD 2100 and AD 2300. Quaternary Science Reviews, 84(15) : 1-6.

Jackson, A.C., McIlvenny, J. 2011. Coastal squeeze on rocky shores in northern Scotland and some possible ecological impacts. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Doi: 10.1016/j.jembe.2011.02.012.

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

Jean, M. et Létourneau, G., 2011. Changements dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent de 1970 à 2002, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec, Rapport technique numéro 511, 302 p.

Jolicoeur, S. et O'Corrol, S., 2007. Sandy barriers, climate change and long-term planning of strategic coastal infrastructures, Îles-de-la-Madeleine, Gulf of St.Lawrence (Québec, Canada). Landscape and urban planning, 81 : 287-298.

Juneau, M.-N., 2012. Hausse récente du niveau marin relatif aux îles de la Madeleine. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 174p.

Koohzare, A., Vaníček, P. et Santos, M., 2008. Pattern of recent vertical crustal movements in Canada. Journal of Geodynamics, 45 : 133-145.

Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières (LDGIZC). 2015. *Réseau de suivi de l'érosion côtière du Québec maritime - Guide pour les utilisateurs*. Université du Québec à Rimouski, octobre 2015, 52 p.

Leclerc, A.-M. 2010. Ouvrages de protection du littoral : effets sur la morphologie des plages et sur les communautés benthiques intertidales, région de Saint-Siméon et de Bonaventure, Baie des Chaleurs (Québec, Canada). Mémoire de maîtrise en géographie, Université du Québec à Rimouski, 141 p. + annexes.

Létourneau, G., et M. Jean. 2005. Cartographie par télédétection des milieux humides du Saint-Laurent (1990-1991), Environnement Canada– Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Rapport scientifique et technique ST-232, 99

Lévesque, Fanny. « Fin de l'occupation illégale : Triste spectacle à la Pointe de Moisie ». Journal le Nord-Côtier [En ligne] 29 mai 2013, http://lenord-cotier.com/fin-de-loccupation-illegale-triste-spectacle-a-la-pointe-de-moisie/ (Page consulté en décembre 2015)

Lucotte, M. et d'Anglejan, B., 1986. Seasonal control of the St. Lawrence maximum turbidity zone by tidal-flat sedimentation. Estuaries, 9(2) : 84-94.

Lynch-Stewart, P., 1983. Changements d'utilisation des terres dans les milieux humides au sud du Canada : Aperçu et bibliographie. Document de travail No 26. Direction générale des terres, Environnement Canada. Ottawa, ON. 115 p.

Malczewski, J., 2006. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature, International Journal of Geographical Information Science, 20 (7) : 703-726.

Marie, G., Bernatchez, P., Dugas, S., Fraser, C. et Drejza, S., 2014. Marges de sécurité en érosion côtière : évolution historique et future du littoral des MRC de La Mitis et de La Matanie et des municipalités de Cap-Chat et Sainte-Anne-des-Monts. Chaire de recherche en géoscience côtière, Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport remis au ministère de la Sécurité publique du Québec, octobre 2014, 77 p. et annexes.

Martin, J. et Létourneau, G., 2011. Changements dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent de 1970 à 2002, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Monitoring et surveillance de la qualité de l3eau au Québec, Rapport technique numéro 511, 302 p.

Martinez, L., Mendoza-González, G., Silva-Casarín, R. et Mendoza-Baldwin, E., 2014. Land use changes and sea level rise may induce a ‘‘coastal squeeze’’ on the coasts of Veracruz, Mexico. Global Environmental Change, 29 : 180-188.

Mathieu, K., 2008. Évolution du marais de la baie de Kamouraska : l’effet de coincement. Essai de maîtrise professionnelle en biogéosciences de l’environnement, Département de géographie, Université Laval. Québec, 51p.

McLaughlin, S.et Cooper, A., 2010. A multi-scale coastal vulnerability index: A tool for coastal managers? Environmental Hazards, 9 (3) : 233-248.

Mcleod, E., Poulter, B., Hinkel, J., Reyes, E. et Salm, R., 2010. Sea-level rise impact models and environmental conservation: A review of models and their applications, Ocean & Coastal Management, 53 : 507-517.

Mendoza- Gonzalez, G., Martínez, ML., Rojas-Soto, RO., Vázquez, G. et Gallego-Fernández, JB., 2013. Ecological niche modeling of coastal dune plants and future potential distribution in response to climate change and sea level rise. Global Change Biology, 9 (8) : 2524-2535.

Millennium ecosystem assessment (MEA), 2005. Ecosystems and human well-being : current state and trend. Washington, D.C., Island Press, 917p.

Mousseau, P., Gagnon, M., Bergeron, P., Leblanc, J. et Siron, R., 1997. Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du golfe du Saint-Laurent et de la baie des Chaleurs. Ministère des Pêches et des Océans — Région Laurentienne, Division des sciences de l'environnement marin, Institut Maurice-Lamontagne et Environnement Canada — Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaires 19, 20 et 21, 437 p.

Neumeier, U., Gibeault, C. 2013. Synthèse de la dynamique de la lagune et du marais de Penouille. p. 173-236. In Bernatchez et al. (2013). Dynamique de l’écosystème côtier de la péninsule de Penouille dans un contexte de changements climatiques, Parc national du Canada Forillon : Rapport final. Université du Québec à Rimouski, mai 2013, 410 p.

Nicholls, RJ. 2004. Coastal flooding and wetland loss in the 21st century: changes under the SRES climate and socio-economic scenarios. Global Environmental Change, 14 (1) : 69–86.

Nicholls, R.J., Wong, P.P., Burkett, V.R., Codignotto, J.O., Hay, J.E., McLean, R.F. ., Ragoonaden, S. et Woodroffe, C.D., 2007. Coastal systems and low-lying areas. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 315-356.

Parc Canada, Parc national Forillon, Un littoral en santé, la clé pour s'adapter à l'érosion, [En ligne]. http://www.pc.gc.ca/fra/pn-np/qc/forillon/gestion/Restauration-penouille.aspx#remplacer (Page consultée en décembre 2015)

Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), 2006. Marine and coastal ecosystems and human well-being : A syntheses report based on the findings of the millenium ecosystem assessment, Nairobi, PNUE, 76p.

Pontee, N., 2013. Defining coastal squeeze: A discussion. Ocean & Coastal Management, 84 : 204-207.

Prévil, C., Thériault, M., Rouffignat, J. 2003. Analyse multicritère et SIG pour faciliter la concertation en aménagement du territoire : vers une amélioration du processus décisionnel? Cahiers de géographie du Québec, 47 (130) : 35-61.

Quilliam, L. et Allard, M., 1989. Évolution géomorphologique du glissement de terrain et du marais littoral de Saint-Joseph-de-la-Rive, Charlevoix, Québec. Géographie physique et Quaternaire, 43 : 367-376.

Quintin, C., 2010. Effets des facteurs environnementaux dans l'évolution des marais intertidaux du barachois de la rivière Nouvelle, Baie des Chaleurs, Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 113p.

Quintin, C., Bernatchez, P. et Buffin-Bélanger, T., 2006. Géomorphologie et diversité végétale des marais du Cap Marteau et de L'Isle-Verte, estuaire du Saint-Laurent, Québec. Géographie physique et Quaternaire, 60(2) : 149-164.

Raby, D., Pinna, S., Joubert, J.-É., Ouellet, M. et Brière, M.-C., 2008. Plan de protection et de mise en valeur de la Barre de Sandy Beach. Réalisé pour le Comité de concertation de la Baie-de-Gaspé, Gaspé, Québec, 145 p.

Rahmstorf, S., Foster, G. et Cazenave, A., 2012. Comparing climate projections to observations up to 2011. Environmental Research Letters, 7(4) : 5pp.

Saint-Jean, N., 2014, Analyse multicritère du potentiel d'utilisation d'écosystèmes côtiers pour la gestion des désastres naturels en Inde. Essai de double diplôme présenté au Centre universitaire de formation en environnement et au Département de biologie en vue de l'obtention des grades de maître en environnement et de maître en écologie internationale. Université de Sherbrooke, 153p.

Santos, C.P. and Yoskowitz, D.W., 2012. GecoServ: Gulf of Mexico Ecosystem Services Valuation Database. World Wide Web electronic publication. http://www.GecoServ.or

Schleupner, C., 2008. Evaluation of coastal squeeze and its consequences for the Caribbean island Martinique. Ocean & Coastal Management, 51 (5) : 383-390.

Senneville,S., St-Onge Drouin,S., Dumont,D.,Bihan-Poudec,A.-C.,Belemaalem, Z.,Corriveau,M., Bernatchez,P., Bélanger,S., Tolszczuk-Leclerc, S. et Villeneuve, R., 2014. Modélisation des glaces dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent dans la perspective des changements climatiques, ISMER-UQAR, Rapport final présenté au ministère des Transports du Québec, 384p.

Sérodes, J.B. et Dubé, M., 1983. Dynamique sédimentaire d'un estran à spartines (Kamouraska, Québec). Le Naturaliste canadien, 110 : 11-26.Silverberg, N. et Sundby, B., 1979. Observations in the turbidity maximum of the St. Lawrence estuary. Canadian Journal of Earth Sciences, 16 : 939-950.

Silverberg, N. et Sundby, B., 1979. Observations in the turbidity maximum of the St. Lawrence estuary. Canadian Journal of Earth Sciences, 16 : 939-950.

Slangen, A.B., Katsman, C.A., van de Wal, R.S., Vermeersen, L.L., et Riva, R.E., 2012. Towards regional projections of twenty-first century sea-level change based on IPCC SRES scenarios, Climate Dynamics, 38 (5) : 1191–1209, doi:10.1007/s00382-011-1057-6.

Slangen, ABA., Church, JA., Zhang, X. et Monselesan, D., 2014. Detection and attribution of global mean thermosteric sea level change. Geophysical Research Letters, 41(16) : 5951-5959.

Statistique Canada, 2013. Cadre conceptuel de la mesure des biens et services écosystémiques. Division des comptes et de la statistique de l'environnement. Disponible en ligne : http://www.statcan.gc.ca/pub/16-201-x/2013000/part-partie1-fra.htm

Torio, DD. et Chmura, GL., 2013. Assessing Coastal Squeeze of Tidal Wetlands. Journal of Coastal Research, 29 (5) : 1049-1061.

Trail, L.W., Perhans, K., Lovelock, C.E., Prohaska, A., McFallan, S., Rhodes, J.R. et Wilson, K.A. 2011. Managing for change: wetland transitions under sea-level rise and outcomes for threatened species. Diversity and Distributions, 17 (6) : 1225-1233.

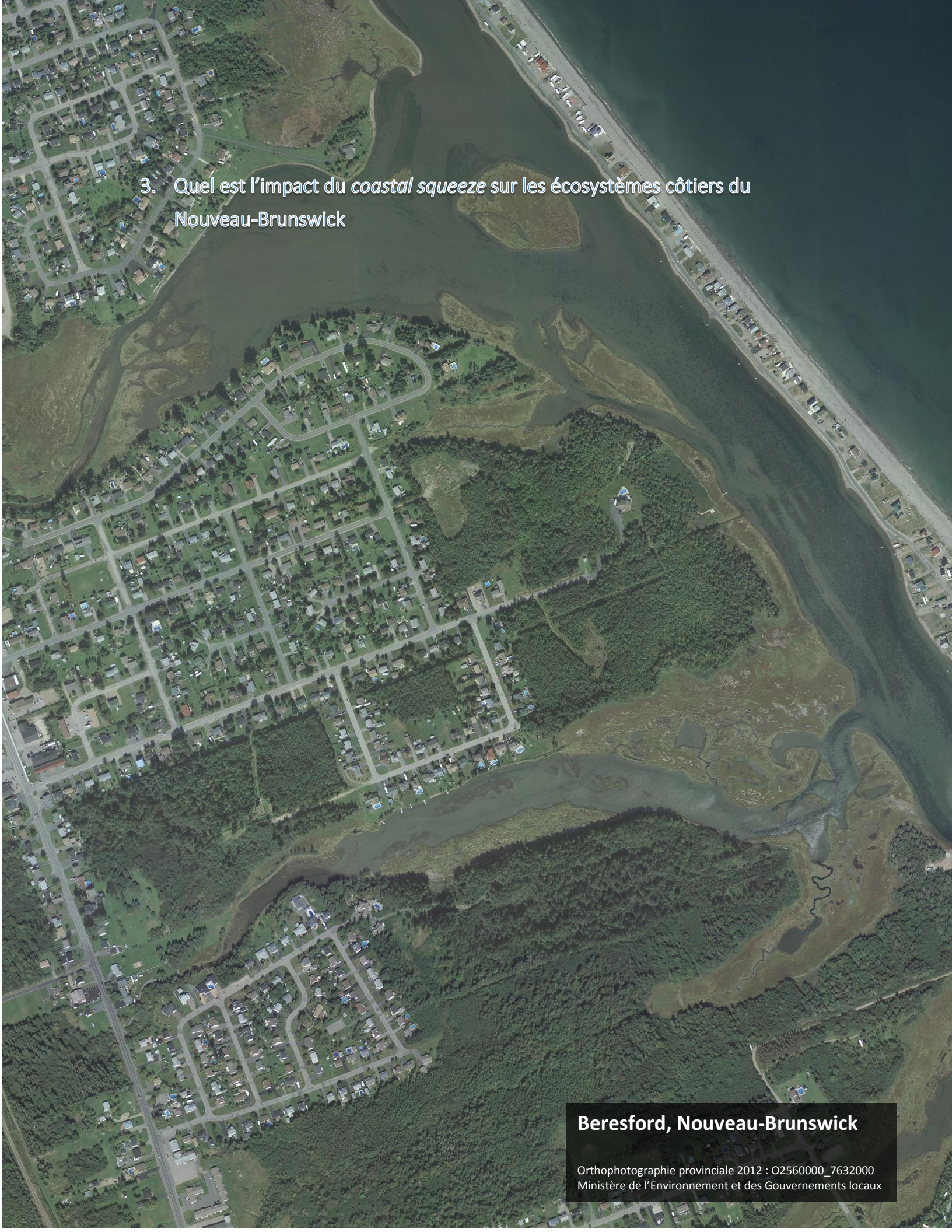
Troude, J.P. et Sérodes, J.B., 1985. Régime morpho-sédimentologique d'un estran à forte sédimentation dans l'estuaire du Saint-Laurent, p. 105-119. In D.L. Forbes, édit., Comptes-rendus : Conférence canadienne sur le littoral 1985 (Memorial University of Newfoundland, St. John's, 13 au 16 août1985), Sous-comité associé de la recherche sur l'érosion et la sédimentation littorales, 605 p.

Vermeer, M., et Rahmstorf, S. 2009. Global sea level linked to global temperature. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 106 (51) : 21527–21532.

Wiken, E., Smith, W.G.B., Cinq-Mars, J., Latsch, C. et Gauthier, D., 2003. Habitat integrity in Canada: wildlife conservation in Canada. Background paper for the national conference on guidelines and tools for the evaluation of Natura 200 sites in France, Montpellier, 3-5 March 2003. Habitat Faunique Canada. 30 p.

Xie, Y., Sha, Z. et Yu, M., 2008. Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review, Journal of Plant Ecology, 1 (1) : 9-23.

3. Quel est l'impact du *coastal squeeze* sur les écosystèmes côtiers du Nouveau-Brunswick



Beresford, Nouveau-Brunswick

Orthophotographie provinciale 2012 : O2560000_7632000
Ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux

3.1. Introduction

Ce chapitre présente l'impact potentiel du *coastal squeeze* sur certains habitats côtiers de la côte néobrunswickoise du golfe du Saint-Laurent. Après un survol des habitats considérés à l'échelle provinciale, selon les données de la BDTN1998, trois indicateurs de la situation actuelle et des pertes potentielles (en superficie) à l'horizon de 2100 sont proposés. Par la suite, l'évolution récente des habitats côtiers de quatre secteurs jugés représentatifs est présentée, suivie des résultats de la modélisation numérique de l'évolution de la localisation et de la superficie de ces habitats dans ces secteurs, à l'horizon de 2050 et de 2100. Une brève analyse de la vulnérabilité des services écologiques pour ces sites est aussi effectuée.

3.2. Portrait des écosystèmes côtiers meubles du Nouveau-Brunswick

3.2.1. Terminologie

Pour les besoins de ce rapport, nous y distinguons les terres dites « intérieures » et les îles rocheuses, d'une part, et les flèches littorales et les îles barrières, à substrat meuble, généralement sableux, d'autre part (figure 57).

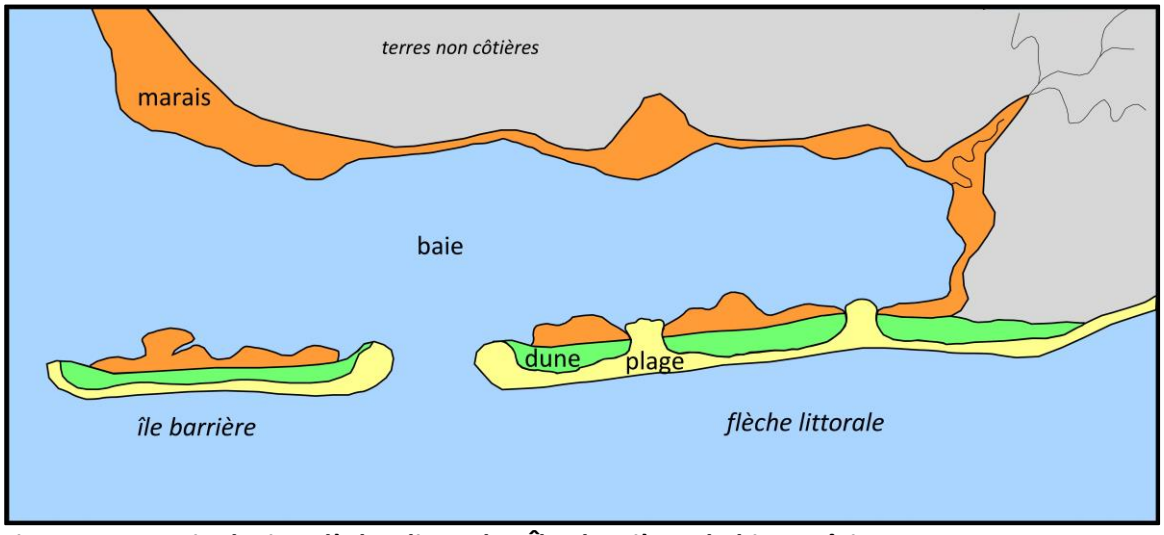


Figure 57. Terminologie : Flèches littorales, Îles-barrières, habitats côtiers et terres non côtières

3.2.2. Répartition des habitats côtiers du Nouveau-Brunswick

La cartographie des habitats côtiers du Nouveau-Brunswick est incluse dans la Banque de données territoriale numérique de la province (BDTN1998). Ces informations ont principalement été saisies par photo-interprétation à partir de la série d'orthophotographies de 1996 (1 : 10 000). S'il est clair qu'elles sont dépassées en regard des aménagements actuels et ne

permettent pas d'obtenir un portrait de la situation à l'échelle provinciale en 2015, elles restent relativement représentatives de la distribution d'ensemble des habitats côtiers de la province. Selon la BDTN1998, les habitats côtiers (plages, dunes littorales et marais maritimes)[2] de la côte du golfe du Saint-Laurent couvraient 13 465 hectares (ha) en 1996 (tableau 22 et figure 58). Cela correspond à 0,19% du territoire provincial. Les plages en constituent 5,1%, les dunes littorales 21,1% et les marais maritimes 73,8% (figure 58). On voit aussi que 52% des habitats côtiers des trois régions (6987 ha) sont situés sur des flèches littorales ou des îles barrières.

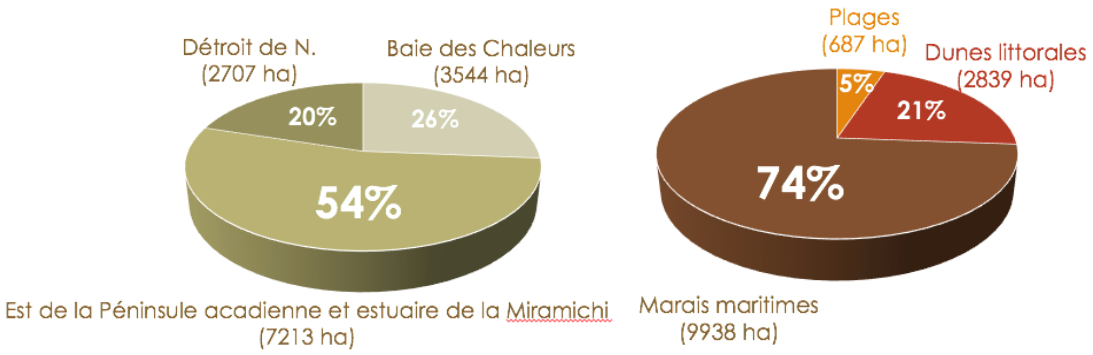


Figure 58. Répartition des 13 464 hectares d'habitats côtiers du littoral étudié, par régions et par type d'habitat (BDTN1998)

[2] Les falaises correspondaient à de simples vecteurs (trait linéaire, sans surface) dans cette base de données et n'en font pas partie.

Tableau 22. Statistiques relatives aux habitats côtiers (BDTN1998)

Région (% des habitats du la côte du golfe au N.-B.)	Longueur de la côte	Type d'habitat côtier (superficie en ha)	Superficie des habitats côtiers (ha)	
			Terres intérieures	Flèches littorales et îles barrières
Baie des Chaleurs (26,3%)	935 km	Plages (99)	53	46
		Dunes littorales (754)	446	308
		Marais maritimes (2691)	1783	908
Côte est de la Péninsule acadienne, estuaire de la rivière Miramichi et Parc National Kouchibouguac (53,6)	2015 km	Plages (417)	94	323
		Dunes littorales (1718)	104	1614
		Marais maritimes (5078)	2600	2478
Détroit de Northumberland (20,1)	846 km	Plages (171)	76	95
		Dunes littorales (367)	40	327
		Marais maritimes (2169)	1282	887
Total	**3796 km**	**13 465**	**6478**	**6987**

Les flèches littorales et îles barrière comptent pour 988 km (26%) de ce linéaire côtier total, correspondant environ au quart des côtes dans chacune des trois régions.

Le tableau 22 montre aussi que :

- les marais sont fortement représentés le long de la côte du golfe du Saint-Laurent, tant sur les côtes limitant les terres intérieures que sur les flèches littorales et sur les îles barrières ;
- les plages et les dunes littorales sont inégalement distribuées : 77,5 % des plages de la côte est de la Péninsule acadienne et 94 % de ses dunes littorales sont sur des flèches littorales et des îles barrière. De même pour 89,2% des dunes littorales du Détroit de Northumberland.
- en regard de leurs superficies brutes, les plages et dunes littorales situées sur les terres intérieures, les plus susceptibles d'être développées, paraissent particulièrement exposées, notamment dans le Détroit de Northumberland.

3.3. Sensibilité des écosystèmes côtiers au *coastal squeeze* d'ici 2100 à l'échelle du Nouveau-Brunswick

3.3.1. Un premier indicateur relatif au *coastal squeeze* : la Distance de migration potentielle (DMP)

Nous avons calculé la *distance de migration potentielle* des habitats côtiers occupant les terres intérieures et les flèches littorales développées. Espace libre situé derrière les habitats côtiers et dans lequel ces derniers peuvent se développer à mesure de la hausse du niveau marin, la *DMP* est exprimée en mètres, soit la distance entre la limite interne des plages, des dunes littorales et des marais maritimes et la première contrainte physique à leur migration (figure 59). Les contraintes physiques peuvent être d'origine naturelle, tel un plan d'eau, ou anthropique (tout développement, par exemple un bâtiment, une route ou un remblai aménagé, l'hypothèse retenue ici étant qu'on chercherait à le maintenir plutôt que de permettre la migration de l'habitat côtier).

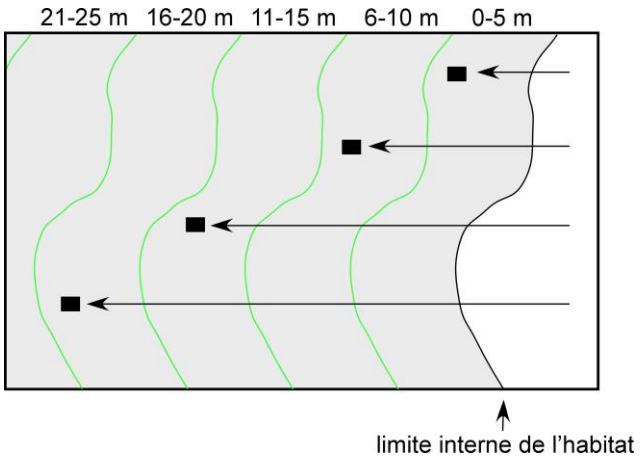


Figure 59. Croquis illustrant les classes de distance de migration potentielle (DMP)

Les résultats montrent qu'il y avait déjà présence d'une contrainte physique (obstacle à la migration) à moins de 100 m derrière 28% des plages, 14,8% des dunes littorales et 5% des marais maritimes « frontaux ». 18%, 8% et 0,7% de ces mêmes habitats montraient alors une *DMP* de moins de 25 m (figure 60).

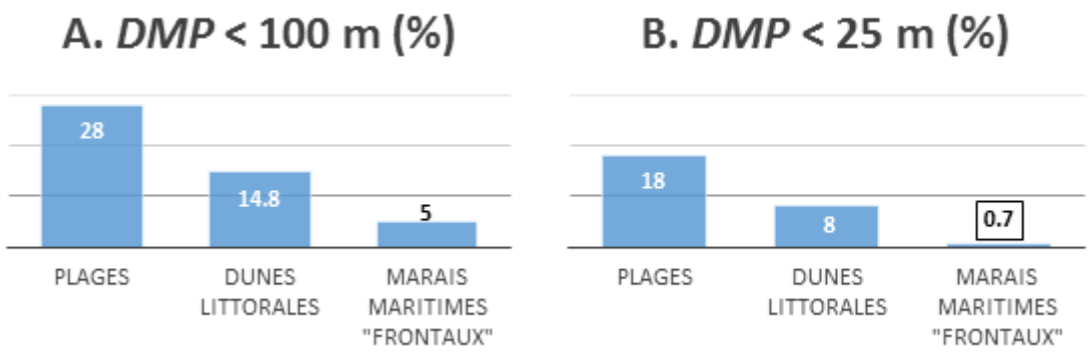


Figure 60. Proportion des types d'habitats dont la *DMP* est de moins de 100 m (A) et de moins de 25 m (B) (BDTN1998)

3.3.2. Un second indicateur relatif au *coastal squeeze* : la Superficie potentiellement érodée et submergée (*SPÉS*)

Pour estimer les pertes potentielles que pourrait occasionner le phénomène de *coastal squeeze*, nous avons calculé ce que seraient les pertes en superficie des habitats côtiers de la BDTN1998 en l'an 2100 s'ils avaient tous été en situation de *DMP* nulle pendant la période de 2014 à 2100 (figure 61).

Le calcul de la *SPÉS* projette donc les pertes par érosion des habitats côtiers occupant les terres intérieures et les flèches littorales développées, en prenant pour acquis une incapacité des habitats à migrer vers l'intérieur des terres face à la hausse du niveau marin (*DMP* nulle, figure 62). Les superficies ne changent ainsi que par poursuite de l'érosion côtière, au rythme à long terme mesuré à partir des photographies aériennes depuis la première moitié du XX^{e} siècle, et de la submersion associée à une hausse du niveau marin relatif allant de 99 cm (Baie des Chaleurs) à 122 cm (Détroit de Northumberland) d'ici l'an 2100 (Daigle, 2012), ce qui est supérieur aux valeurs qui ont été publiées par la suite (Daigle, 2014). *C'est un scénario extrême (aucune migration), qui montre les pertes potentielles en cas de blocage de tous les habitats côtiers.*

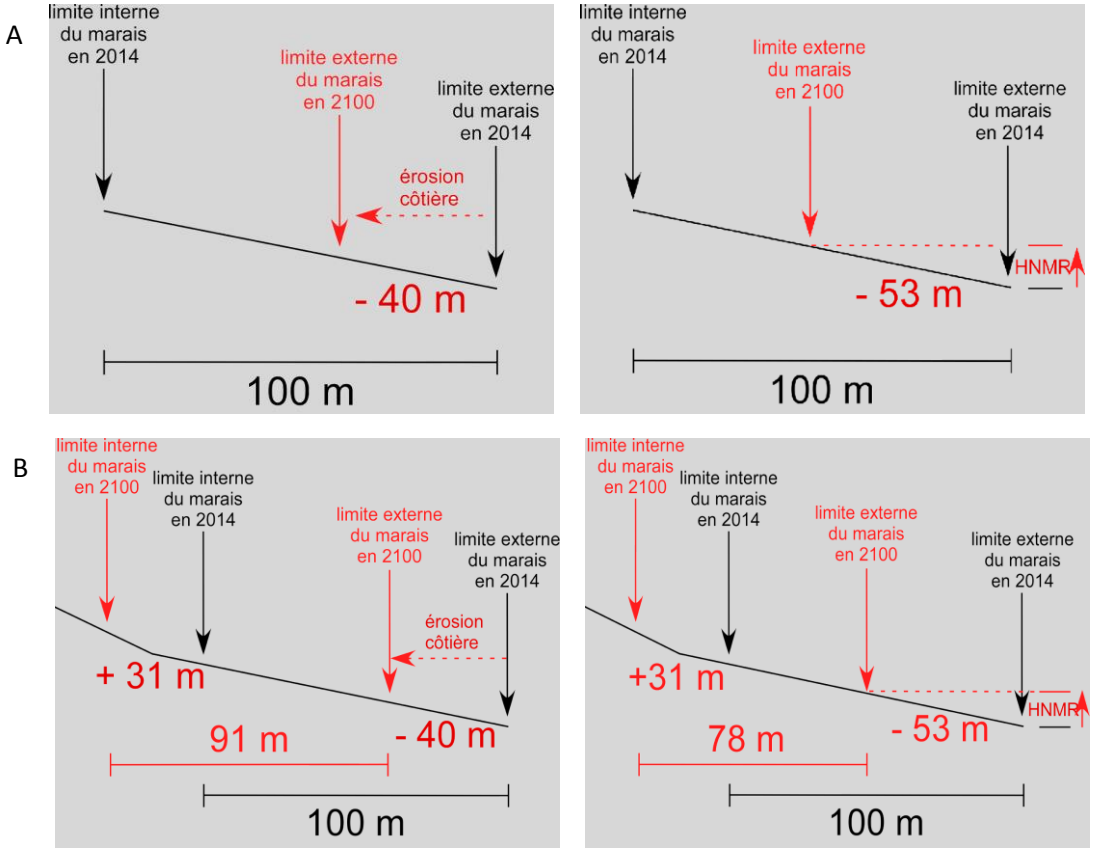


Figure 61. Croquis illustrant les pertes de superficies potentielles. A) La superficie potentielle érodée et submergée (*SPÉS*), B. La superficie potentiellement érodée et submergée en contexte dynamique (*SPÉS-D*)



Figure 62. Plage Downing (Cap-des-Caissie, Détroit de Northumberland) : enrochement et *DMP* nulle

Dans ce scénario, les plages présentes en 1996 le long de la côte du golfe du Saint-Laurent perdraient 166 ha (74,4%) en superficie d'ici l'an 2100, les dunes littorales 328 ha (56,6%) (tableau 23). À noter que cet indice statique est particulièrement grossier ici, beaucoup d'autres processus entrant en ligne de compte dans la réponse des plages et des dunes littorales, mais il est clair que ce scénario correspond néanmoins à de fortes pertes d'habitats.

Tableau 23. Pertes et gains des écosystèmes côtiers d'ici l'an 2100 selon la *SPÉS* (A) et selon la *SPÉS-D* (B)

A. *SPÉS* : Pertes brutes d'ici l'an 2100		
Plages	Dunes littorales	Marais maritimes « frontaux »
-166 ha (-74,4% face à 1996)	-328 ha (-56,6% face à 1996)	-3070 ha (= 54,2% de tous les types de marais maritimes de 1996)

B. *SPÉS-D* : Pertes et gains bruts (marais maritimes « frontaux ») d'ici l'an 2100		
Pertes	Gains	Bilan net d'ici l'an 2100
-3070 ha (= *SPÉS*)	+3450 ha	+380 ha

Concernant les marais maritimes, le calcul de la *SPÉS* a été appliqué aux marais dits « frontaux » (dont le front borde directement un plan d'eau marin, par opposition à ceux qui en sont séparés par des dunes littorales ou des plages). Les pertes seraient de 3070 ha, ce qui équivaut déjà tout de même à 54,2% de tous les marais maritimes des terres intérieures.

Pour l'ensemble des habitats côtiers des terres intérieures, le calcul de la *SPÉS* projette ainsi la perte de 3564 ha sur la côte du golfe d'ici l'an 2100, soit 55% de ceux de la BDTN1998. Il s'agit toutefois d'un « bilan brut » car ces pertes s'accompagnent de la création d'habitats, les sédiments érodés à un endroit pouvant s'accumuler ailleurs sur la côte, ou les habitats pouvant migrer sur les terres non côtières d'aujourd'hui : nous verrons à la section suivante qu'avec ce dernier processus, le bilan des pertes et de la création d'habitats côtiers peut indiquer des gains nets.

3.3.3. Un troisième indicateur relatif au *coastal squeeze* : la Superficie potentiellement érodée et submergée en contexte dynamique (*SPÉS-D*)

Pour estimer ce que serait ce bilan net, nous avons tenté de quantifier une situation sans blocage des marais maritimes dits « frontaux », c'est-à-dire un scénario qui comprendrait à la fois des pertes de superficie (par érosion ou submersion) et des gains par création d'habitat aux dépens des terres non côtières (migration des marais vers l'intérieur des terres face à la hausse du niveau marin) (figure 61) ou de la mer. En plus de la hausse du niveau marin relatif d'ici l'an 2100, le calcul a fait intervenir la pente des terres situées au-delà de la limite actuelle des terres côtières (limite interne des marais). *La SPÉS-D représente une situation à l'extrême opposé de la SPÉS : ici tous les marais frontaux cartographiés en 1996 seraient libres de migrer vers l'intérieur des terres entre aujourd'hui et 2100.*

Le calcul de la *SPÉS-D* des marais maritimes « frontaux » indique un gain net de 380 ha. En effet, d'ici l'an 2100, les 3070 ha de pertes par érosion côtière et par submersion des marais frontaux (ISSÉS) serait "contrebalancée" par des gains de 3450 ha grâce à une migration du reste de ces marais sur des terres non côtières (tableau 23B). Cette valeur de 3450 hectares correspond à 35% de la superficie de tous les marais maritimes de la côte néobrunswickoise du golfe du Saint-Laurent selon la BDTN1998, ce qui montre le potentiel important de création d'habitats côtiers par migration naturelle.

L'analyse à l'échelle provinciale, en utilisant la BDTN1998, qui n'inclut pas les développements survenus depuis les vingt dernières années dans la zone côtière, montre donc :

(1) Que déjà en 1996, la *distance de migration potentielle* d'une partie des habitats côtiers, tout particulièrement des plages et des dunes littorales, correspondait à une situation de *coastal squeeze* susceptible de mener à des pertes de superficie[3] ;
(2) Que le calcul de *superficie potentiellement érodée ou submergée,* appliqué aux plages, dunes littorales et marais maritimes dits « frontaux » des terres intérieures, selon un

[3] Selon O'Carroll *et al* (2006), 22,7 km de côte étaient alors artificialisés dans les seuls secteurs du Grand Cocagne et de la baie de Shédiac.

scénario extrême (incapacité de tous les habitats côtiers de migrer vers l'intérieur des terres), projette la perte de 3564 ha par érosion d'ici 2100 ;

(3) Que le calcul de la *superficie potentiellement érodée ou submergée en contexte dynamique*, appliqué aux marais maritimes dits « frontaux » des terres intérieures, selon un scénario extrême inverse (possibilité de cet habitat côtier de migrer vers l'intérieur des terres), projette la création de marais sur les terres non côtières actuelles, permettant des gains de 380 ha en superficie d'ici 2100.

Ces chiffres permettent d'obtenir un portrait d'ensemble grossier, dépassé en ce qui concerne la *DMP*, et des ordres de grandeur. Ils démontrent clairement l'importance potentielle des pertes en habitats côtiers si les mesures nécessaires pour éviter le phénomène de *coastal squeeze* devaient ne pas être prises. Les plages et les dunes littorales répondent naturellement à la hausse du niveau marin et en l'absence d'obstacle ou de modification à leurs sources de sédiments, elles subiront une migration et se maintiendront souvent. Si par contre elles sont empêchées de reculer face à la hausse du niveau marin, jusqu'à 74,4% des plages et 56,6% des dunes littorales des terres intérieures pourraient être perdues d'ici 2100. Au lieu d'un gain net de superficie, une situation de *coastal squeeze* pourrait y entraîner des pertes de plus de la moitié des marais maritimes. Sans mesures prévenant le *coastal squeeze*, la perte maximale potentielle de superficie de ces habitats côtiers pourrait atteindre 55% de la valeur de la BDTN1998.

3.4. Examen du *coastal squeeze* dans des secteurs représentatifs : Changements observés dans les écosystèmes côtiers depuis une cinquantaine d'années

Quatre secteurs ont été retenus pour illustrer l'évolution passée et pour simuler les effets de la hausse du niveau marin et du *coastal squeeze* sur les habitats côtiers des trois régions du Nouveau-Brunswick jouxtant le golfe du Saint-Laurent (figure 63). Leur choix a été fondé sur :

- L'existence de travaux antérieurs, généraux (Daigle, 2006) mais surtout spécifiques à certains secteurs, notamment les planches publiées par Énergie & Mines et incluant une cartographie des habitats côtiers et les taux de déplacement du trait de côte ; pour les besoins du projet, ces données ont été complétées par l'ajout de l'année 2011 ou 2012, selon le cas ;
- La distribution en fonction du gradient nord-sud de la hausse relative du niveau marin projetée d'ici l'an 2100 (hausse croissante du nord vers le sud de la province le long de la côte du golfe du Saint-Laurent) ;
- Deux configurations côtières courantes dans la province, soit (a) la présence d'une flèche littorale alimentée par les apports sédimentaires de la dérive littorale, et (b) la présence de marais maritimes ou dulcicoles séparés du plan d'eau marin principal (golfe du Saint-Laurent) par un cordon sableux (couple plage/dunes littorales) ;
- Le caractère fortement urbanisé ou encore relativement peu modifié des habitats côtiers ou des terres non côtières adjacentes.

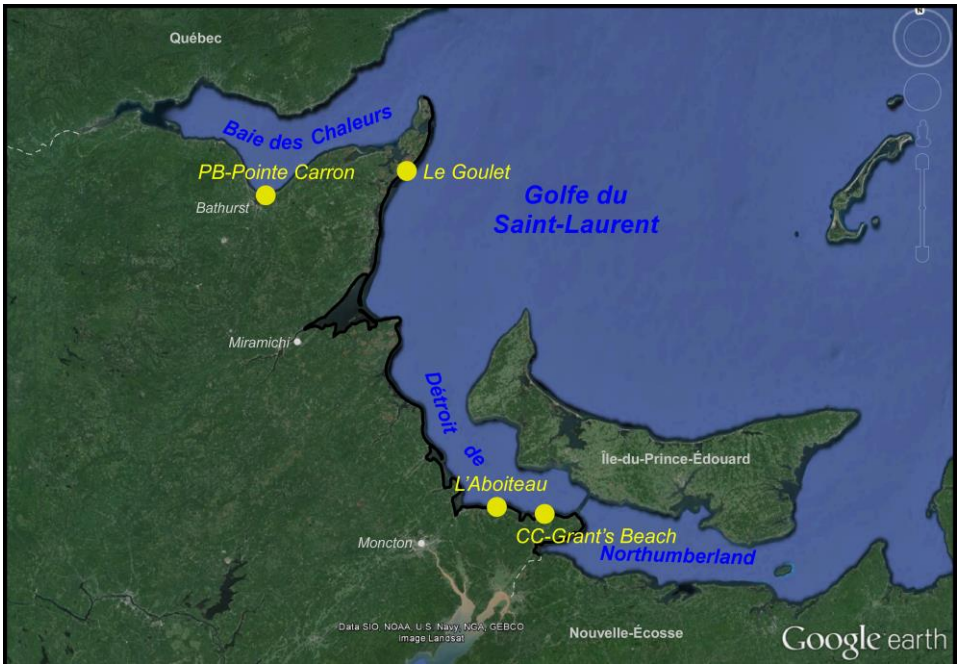
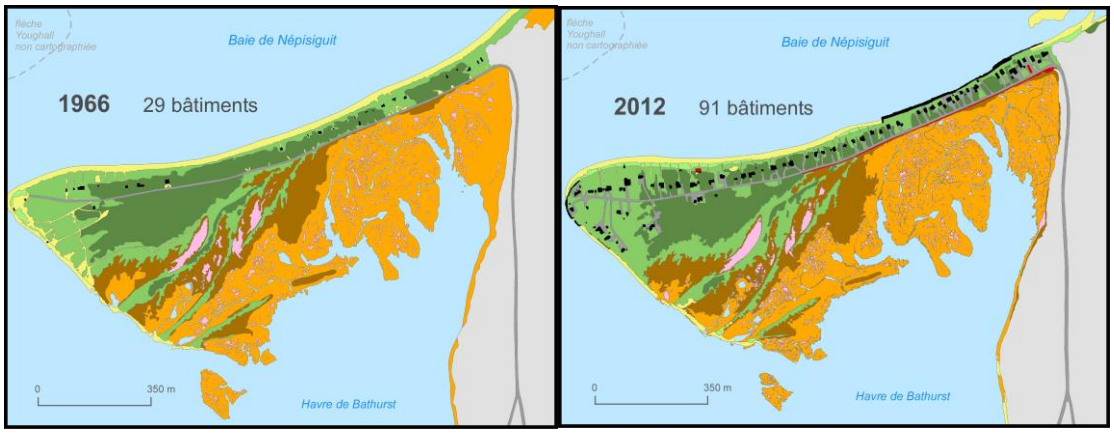


Figure 63. Localisation des quatre secteurs représentatifs retenus pour cette étude

Tableau 24. Superficie des secteurs, sous-secteurs et sites (ha), 1963/1966/1971-2011/2012

Secteur (période considérée)	Superficie totale	Superficie des habitats côtiers (année)
Pointe Belloni – Pointe Carron (1966-2012)	869	116 (2012)
Site de la Pointe Carron	*217*	*72* *(2012)*
Le Goulet *étendu* (1963-2012)	1708	435 (2012)
Sous-secteur de Le Goulet-village	*580*	*84*
L'Aboiteau (1971-2011)	1409	229 (2011)
Cadman Corner – Grant's Beach (1971-2011)	630	87 (2011)
Site de Grant's Beach	*179*	*72* *(2011)*

Les secteurs de Pointe Belloni – Pointe Carron (Bathurst-est, Baie des Chaleurs) et de Cadman Corner- Grant's Beach (Murray Corner, Détroit de Northumberland) ont été sélectionnés à cause de la présence de flèches littorales (Pointe Carron et Grant's Beach), type de forme littorale important dans les trois régions. Ces deux secteurs connaissent un développement depuis dix à quinze ans et la Pointe Carron, en particulier, a subit un fort développement depuis un demi-siècle (figure 64).



*Voir la figure 65 pour la légende

Figure 64. Développement résidentiel sur la flèche de la Pointe Carron, 1966 et 2012

Les secteurs de Le Goulet *étendu* (Chiasson-Savoy - Inkerman, Péninsule acadienne) et de L'Aboiteau (Beaubassin-est et Cap Pelé, Détroit de Northumberland) comprennent tous deux des milieux humides dulcicoles et saumâtres bordant les terres non côtières et un cordon sableux (couple plage/dune) en migration vers l'intérieur. La municipalité de Le Goulet connaît d'ailleurs des problèmes de submersion marine et d'intrusions salines des nappes d'eau douce lors de fortes tempêtes depuis une vingtaine d'années (Richardson, 2010 ; SACCA, 2012); le secteur de L'Aboiteau a quant à lui connu un fort développement dans la même période, la plage y représentant un important potentiel récréo-touristique.

Ces quatre secteurs couvrent par ailleurs le gradient nord-sud de la projection de la hausse du niveau marin relatif au XXI^{e} siècle, les dernières valeurs disponibles (Daigle, 2014) allant en augmentant de Bathurst-est (+66±38 cm) vers Le Goulet (+69±38 cm), puis vers Beaubassin-est et Murray Corner (+77±38 cm).

Les principaux changements observés depuis 1963 (Le Goulet *étendu*), 1966 (Pointe Belloni – Pointe Carron), 1971 (L'Aboiteau et Cadman Corner – Grant's Beach) et aujourd'hui relèvent de deux ordres : des changements liés aux processus naturels, plus ou moins influencés par les actions humaines, et l'occupation du territoire.

3.4.1. Secteur de Le Goulet étendu (sous-secteur de Le Goulet-village)

Dans le sous-secteur de Le Goulet-village (figure 65) par exemple, faisant face au golfe du Saint-Laurent, l'érosion et la submersion ont fait perdre 7,2 ha à la zone côtière[4] entre 1963 et 2012. Pendant cette période, la superficie de la zone côtière n'a toutefois diminué que de 5,5 ha car celle-ci a empiété sur les terres non côtières sur 1,7 hectare.

À l'intérieur de la zone côtière, les habitats côtiers ont perdu 3,8 ha aux remblais (+2,3 ha), aux chaussées (+1,8 ha) et aux bâtiments (+0,1 ha) ; bien que la superficie des surfaces artificielles soit ainsi passée de 4,7% à 9,5% du territoire, ces chiffres bruts montrent une occupation limitée des habitats côtiers et en fait, les sentiers dans la dune et dans les marais y sont moins nombreux en 2011 qu'en 1963 (-0,3 ha).

[4] Dans ce rapport, les *habitats côtiers* (plages, dunes littorales et marais maritimes) occupent la *zone côtière*, qui s'oppose aux *terres non côtières*, situées au-delà de la *limite des terres côtières*. Par ailleurs, le terme de *terres émergées* désigne sur nos cartes tout secteur situé derrière la ligne de rivage (limite externe des plages et marais maritimes, et tracé des falaises en l'absence d'une plage à leur pied), c'est-à-dire l'ensemble des terres non côtières et de la zone côtière.

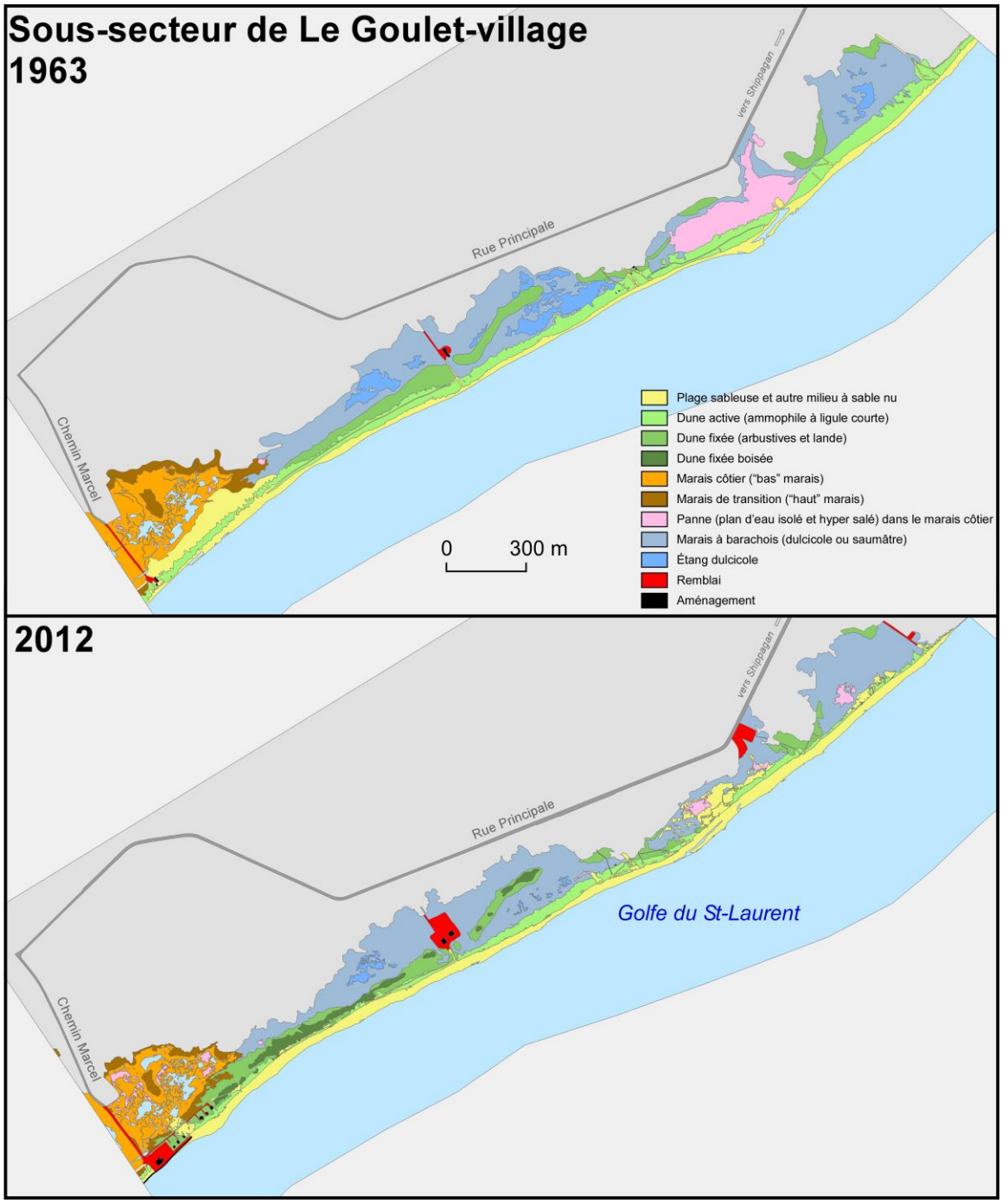
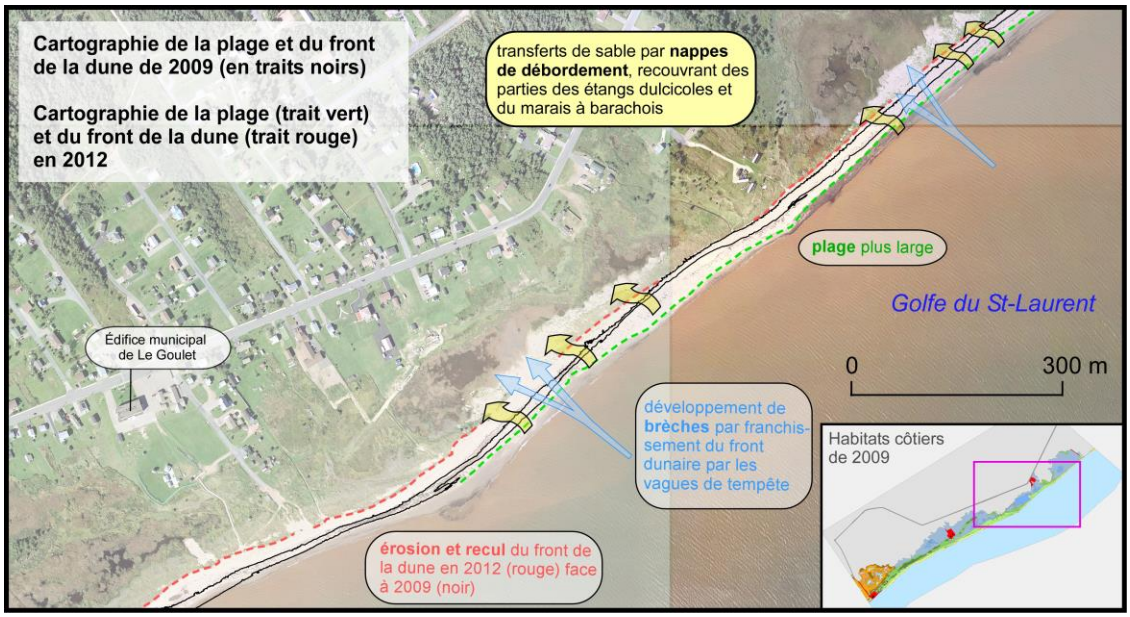


Figure 65. Sous-secteur de Le Goulet-village, 1963 et 2012

Toujours dans le sous-secteur de Le Goulet-village, la comparaison des années 2009 et 2012 permet de saisir l'impact que de fortes tempêtes, en l'occurrence celles des 5 et 21 décembre 2010, peuvent avoir sur nos statistiques (figure 66). L'effet de ces tempêtes se retrouve

évidemment d'abord dans les habitats côtiers immédiatement adjacents au golfe, soit la plage, les dunes littorales et ce qui se trouve sur leur revers interne :

- Sur l'ensemble du sous-secteur, la plage a gagné 5,6 ha entre 2009 et 2012, ce qui traduit un déplacement des sédiments et une migration des habitats vers l'intérieur plutôt qu'une perte nette d'habitats.
- Une partie des gains de la plage ont été réalisés aux dépens de la dune bordière (-2,2 ha), par érosion du front de la dune et redistribution du sable.
- D'autres dépôts de tempête, sous forme de nappes de débordement ou de surfaces sableuses indéterminées (+3,1 ha) ont recouvert la dune fixée (-0,9 ha) et les étangs dulcicoles situés derrière ont aussi été affectés (-2,6 ha, par comblement et par transformation en étangs saumâtres en contact avec la mer).



*Orthophotographie de 2012 en arrière-plan

Figure 66. Effet des tempêtes de décembre 2010, Sous-secteur de Le Goulet-village

À moins d'autres événements de tempêtes importants, les années qui viennent seront sans doute marquées par le rétablissement (réavancée) de la dune littorale et la diminution de la superficie de la plage et des surfaces de sable nu. Il est important de garder en tête que de telles variations ponctuelles peuvent affecter les comparaisons entre deux années (Forbes *et al*, 2004), lorsqu'une ou plusieurs tempêtes viennent de se produire et que le système côtier ne s'est pas encore rétabli. Il ne faut pas les confondre avec l'évolution à plus long terme que nous cherchons à déterminer dans cette étude.

3.4.2. Secteur de Pointe Belloni – Pointe Carron

À l'opposé du secteur de Le Goulet, la zone côtière du secteur de Pointe Belloni – Pointe Carron connaît un fort développement depuis 1966 (figure 64), ce qui affecte les habitats côtiers de diverses manières. Ce développement, qui concerne à la fois le nombre de bâtiments et leur nature (surtout des chalets saisonniers en 1966 et de plus en plus souvent des résidences permanentes en 2012), s'observe sur :

(1) Le haut des falaises des environs de la Pointe Belloni, où le nombre de bâtiments est passé de 7 en 1966 à 22 en 2012, entraînant l'artificialisation de la côte (enrochement de la partie inférieure de la falaise meuble) sur 846 m (figure 68);

(2) La côte dunaire de la Pointe Carron, basse flèche littorale déjà occupée en 1966 (29 bâtiments) mais développée de façon continue en 2012 (91 bâtiments). Là aussi la côte a été artificialisée : les structures de protection occupent 856 m de rivage en 2012, soit 37,7% de la longueur de la plage, au point d'ancrage de la flèche (figure 69) et face au chenal du havre de Bathurst.



*De l'avant-plan vers l'arrière-plan : marais et flèche de la rivière Bass (sectionnée), flèche de la Pointe Carron et havre de Bathurst, 2002

Figure 67. Vue aérienne du secteur de Pointe Belloni – Pointe Carron

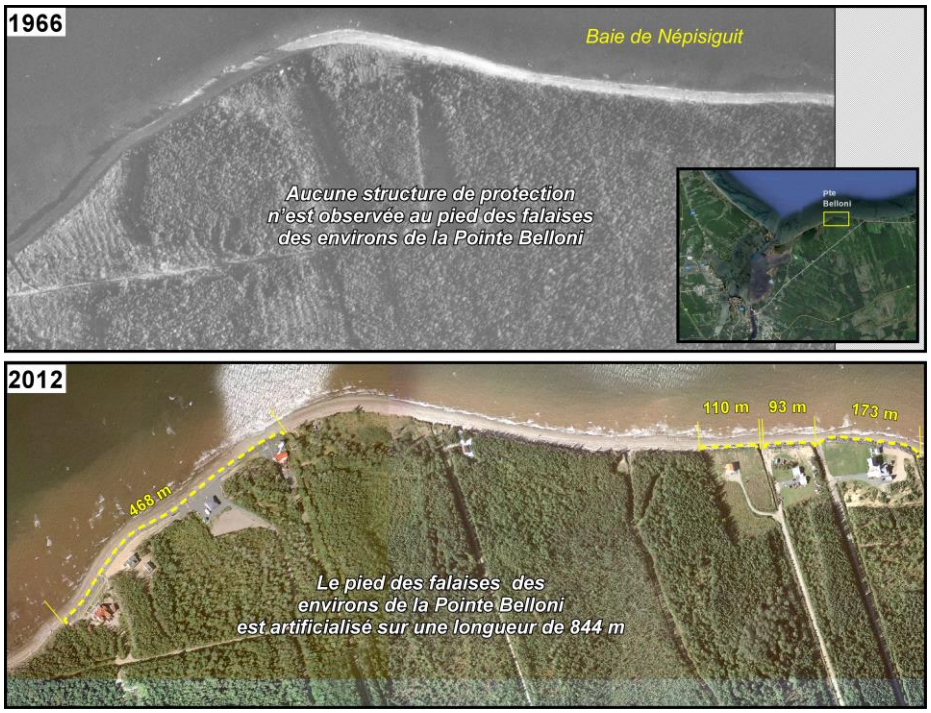


Figure 68. Artificialisation des falaises de la Pointe Belloni, 1966-2012

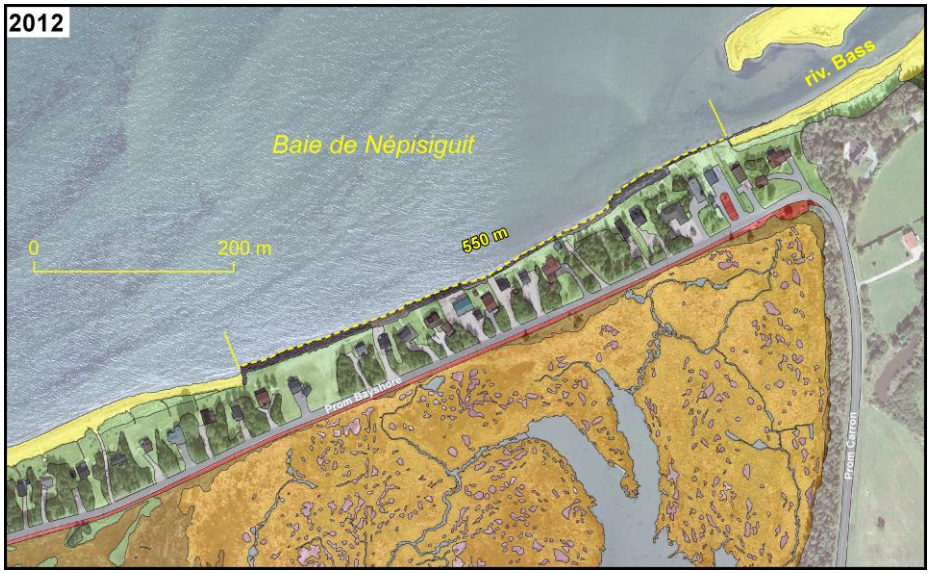
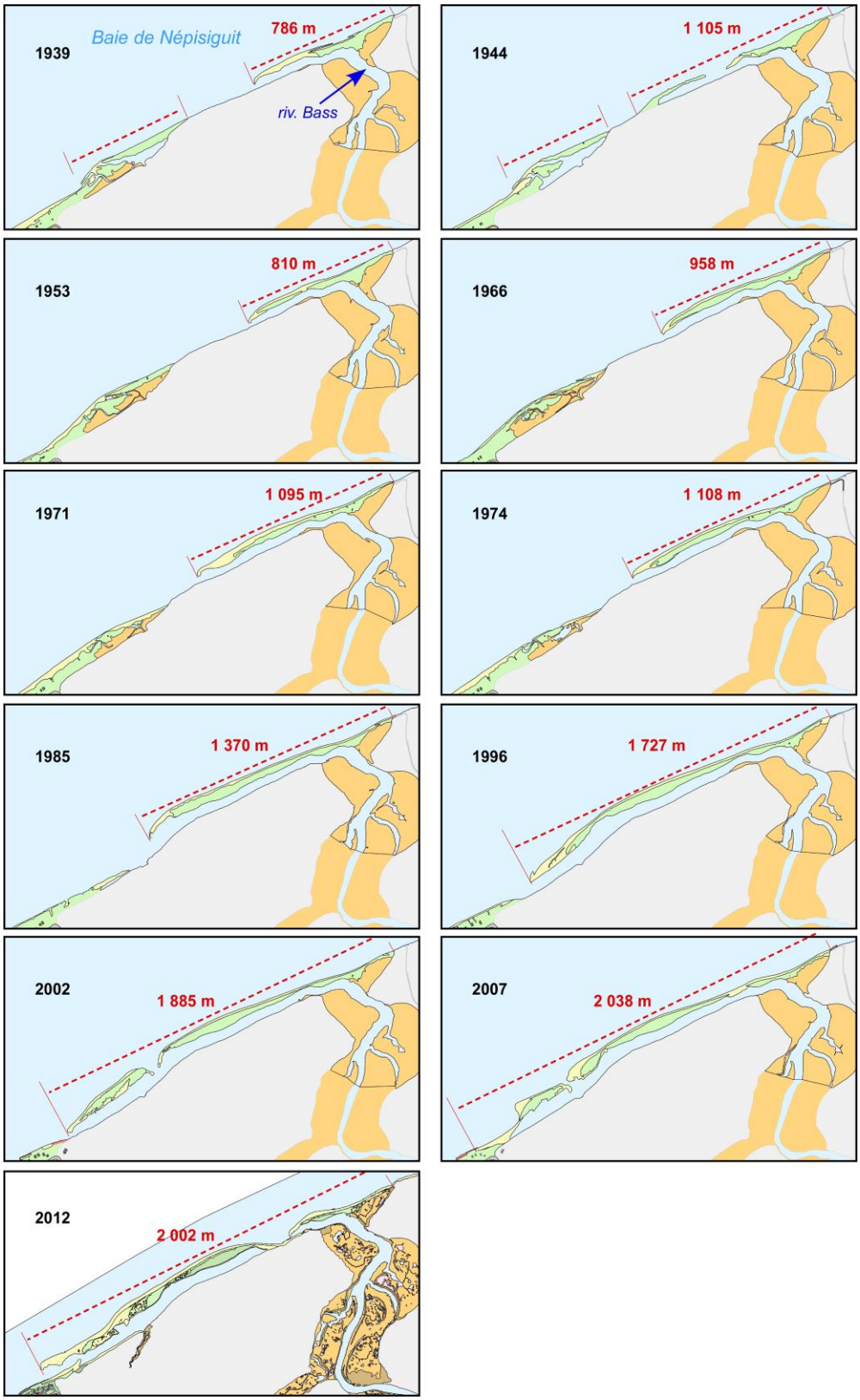


Figure 69. Artificialisation du trait de côte et absence de plage à marée haute sur 550 m au point d'ancrage de la Pointe Carron, 2012

L'évolution de la Pointe Carron est déterminée, parmi d'autres facteurs, par :

(a) Les apports sédimentaires en provenance de l'est, par la dérive littorale, incluant les matériaux érodés des falaises de la Pointe Belloni (-39 cm/an en moyenne entre 1945 et 2012, Bérubé *et al*, 2015a) et les alluvions de la rivière Bass, et ;
(b) Le développement irrégulier de la flèche de la rivière Bass (Figure 70), à l'est, qui connaît des périodes de croissance, pendant lesquelles elle stocke des volumes importants de sable, puis d'érosion, pendant lesquelles ces volumes sont libérés. Depuis le début du siècle, des périodes d'allongement de la flèche de la rivière Bass ont aussi déplacé l'embouchure de ce cours d'eau vers le point d'ancrage de la Pointe Carron, y causant des phases d'érosion de la plage du front de la dune assez importantes pour provoquer l'installation de structures de protection par les riverains, selon une séquence de « domino » caractéristique (figure 67, figure 69 et figure 71).



*jaune : plage sableuse ; vert : dunes littorales ; brun : marais maritime

Figure 70. Évolution de la flèche de la rivière Bass entre 1939 et 2012

3.4.3. Site[5] de la Pointe Carron

Les principaux changements observés sur le site de la Pointe Carron depuis 1966 sont les suivants :

- L'érosion (et peut-être la submersion) des terres émergées a provoqué une perte nette de 1,4 ha d'habitats côtiers entre 1966 et 2012;
- L'érosion côtière a provoqué une perte nette de 0,7 ha sur la côte faisant face à la baie de Nepisiguit, essentiellement aux dépens de la plage et de la dune active, quoique ce chiffre cache l'opposition entre des pertes au point d'ancrage de la flèche (causant le recours aux structures de protection) et des gains (avancée du rivage) dans la partie médiane et surtout au bout de la flèche ;
- Face aux structures de protection situées au point d'ancrage de la flèche, sur une longueur de 550 m, la plage (et le front dunaire) n'existe plus à marée haute en 2012 (figure 69et figure 71);



* Devant la structure du fond, la plage sableuse est disparue et il n'y a plus de plage à marée haute. Arrière-plan : extrémité de la flèche de la rivière Bass.

Figure 71. Enrochement au point d'ancrage de la Pointe Carron, 2009

[5] Le terme *site* indique que des travaux de terrain ont aussi eu lieu à cet endroit pour les besoins de la section III (cartographie de la végétation et modélisation numérique distinctes). Deux sites ont été retenus dans le projet, soit les flèches littorales de la Pointe Carron (secteur de Pointe Belloni – Pointe Carron) et de Grant's Beach (secteur de Cadman Corner – Grant's Beach).

- Bien qu'il s'agisse d'un milieu plus protégé, l'érosion côtière a provoqué la perte de 0,8 ha de terres émergées dans le havre de Bathurst, sur le front du (bas) marais côtier et sur le revers sud-ouest de la pointe Carron, dunaire, causant dans ce dernier cas le recours à des structures de protection (et la disparition de la plage à marée haute sur une longueur de 77 m);
- La superficie des dunes littorales de la flèche a diminué de 1,2 ha entre 1966 et 2012, à la suite de l'érosion côtière au point d'ancrage mais surtout par déboisement pour le développement (-1,4 ha). Pendant la même période, la dune fixée a malgré tout colonisé 0,6 ha (une grande partie des nappes de débordement présentes en 1966) et la superficie des sentiers dans la dune a diminué de 0,4 ha ;
- La superficie du marais maritime de ce site a diminué de 2,4 ha entre 1966 et 2012, principalement à cause d'une perte de 2,7 ha de (bas) marais côtier, par érosion (-1,7 ha) et par migration d'autres habitats côtiers, telle la plage estuarienne (-0,3 ha);
- Les surfaces artificielles couvraient 2,1 ha en 1966 sur la Pointe Carron et ce chiffre est de 5,8 ha en 2012. Entre ces deux années, les remblais (0,4 ha en 2012) et les structures de protection (0,4 ha) ont fait leur apparition. L'espace occupé par les chaussées a doublé (1,9 à 4 ha).

En somme, tout comme dans le secteur de Le Goulet, de nombreux changements ont affecté les habitats côtiers les plus exposés aux actions marines – et fluviales dans ce cas - (plage, dune active et marais), tant du côté de la baie que du havre. La différence principale entre ces deux secteurs est toutefois l'occupation de la zone côtière, relativement limitée à Le Goulet mais bien établie à la Pointe Carron : déjà présente en 1966, de façon saisonnière, elle y est bien plus forte et de caractère permanent en 2012, aux dépens de la dune, de façon directe (développement), et de façon indirecte aux dépens de la plage et de la dune active, là où la protection des bâtiments a entraîné l'installation de structures de protection.

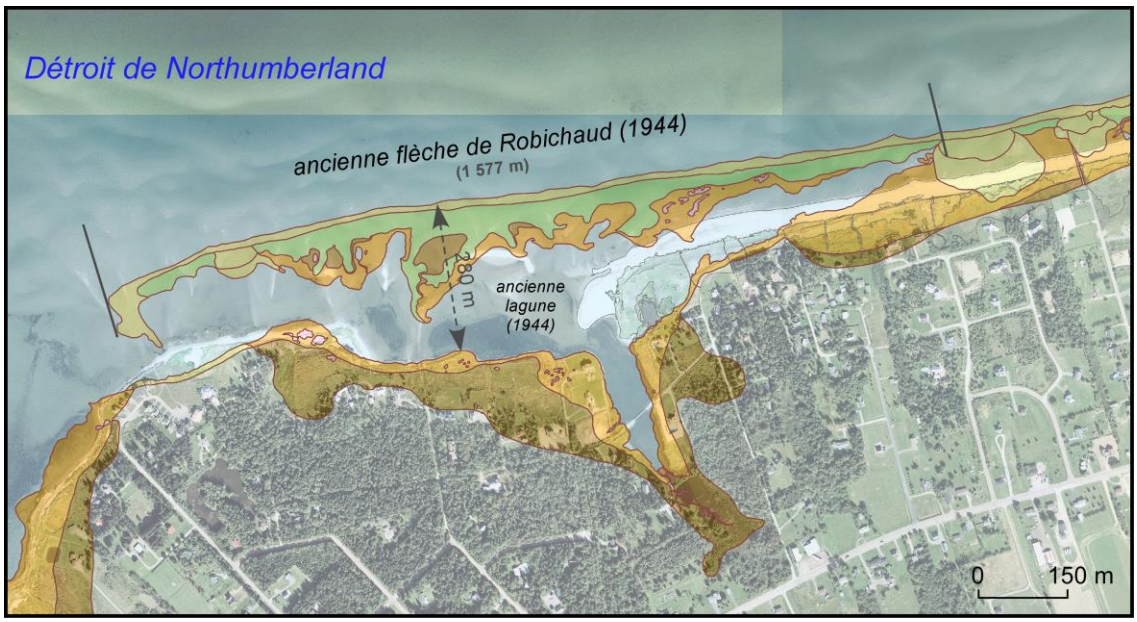
3.4.4. Secteurs de L'Aboiteau et de Cadman Corner – Grant's Beach

Les deux secteurs du Détroit de Northumberland sont situés dans le sud du Nouveau-Brunswick. La hausse du niveau marin projetée entre 2010 et 2100 y est de 77$\pm$38 cm (Daigle, 2014), en raison notamment de la subsidence des terres, qui devrait être ici de 7 cm (contre une *émergence* de 7 cm à Bathurst).

Ces deux secteurs sont aussi situés sur le front d'urbanisation récente associé à la croissance du Grand Moncton, où la pression du développement du bord de mer est importante. On y retrouve donc les deux éléments principaux du phénomène de *coastal squeeze* : une tendance à la migration des habitats vers l'intérieur des terres, en réponse à la hausse du niveau marin relatif, et un essor du développement urbain le long de la côte, les deux se télescopant (Meur-Ferec et Morel, 2004).

Le secteur de L'Aboiteau est représentatif à cet égard :

- Bien que la position du rivage soit stable dans sa partie est, vers l'ouest la plage et la dune littorale migrent vers l'intérieur des terres depuis 1944, tendance associée à la disparition de l'ancienne flèche de Robichaud (figure 72) (Robichaud, 1989) et qui s'est poursuivie depuis 1971, provoquant un ensablement des marais et des étangs situés immédiatement derrière (perte de 3,2 ha de plans d'eau entre 1971 et 2011) (figure 73).



*En 1806, la flèche faisait 2 900 m de longueur. Voir la figure 9 pour la légende.

Figure 72. Évolution de la flèche de Robichaud entre 1945 et 2011, Secteur de L'Aboiteau



*L'année 1971 montre bien les formes et dépôts des tempêtes de 1970

Figure 73. Recul du cordon littoral sur les milieux humides, Secteur de L'Aboiteau, 1944-2001

- Depuis 1944, ces marais maritimes sont aussi remblayés pour faire place à des développements (figure 73) : depuis 1971, 6,3 ha de (haut) marais de transition ont été comblés et certains développements sont localisés tout près de la nouvelle limite des terres côtières constituée par ces remblais, empêchant *de facto* toute migration des habitats côtiers vers l'intérieur à l'avenir (situation où la *DMP* est nulle).
- Au total, la plage et les dunes littorales se sont maintenues entre 1971 et 2011 (+1,4 et +5,8[6] ha, respectivement), quoique là aussi une *DMP* nulle rende par endroit la situation précaire. C'est le cas à l'extrémité est du secteur, où la basse falaise gréseuse est maintenant totalement enrochée et où la plage n'existe plus à marée haute : de 133 m d'enrochement de 1971, limités aux abords du port, c'est sur 1871 m que la côte était artificialisée en 2011, du cap jusqu'aux abords du parc de *Sandy Beach*, où ce ne sont pas les structures de protection mais les roulottes qui gênent le recul des habitats sableux (figure 74). Les marais maritimes montrent une perte de 3,9 ha dans le secteur de L'Aboiteau pendant cette période.



Figure 74. Recul de la dune littorale par transferts sableux dans le parc de Sandy Beach, Secteur de L'Aboiteau, 2005

[6] Cette seconde valeur correspond en grande partie à la recolonisation par les dunes littorales de 5 ha de dépôts sableux de tempêtes présents en 1971.

Le **secteur de Cadman Corner – Grant's Beach** (figure 75) montre certains éléments observés dans les deux secteurs du nord de la province :

- Comme à Le Goulet, sauf aux abords immédiats du quai de la Pointe Amos, les habitats côtiers de la flèche de Grant's Beach ont subi peu de modifications directes par les actions humaines jusqu'ici (remblais sur 1,1 ha, plus 0,2 ha sur les terres non côtières immédiatement adjacentes) ;
- Comme dans le secteur de la Pointe Belloni – Pointe Carron, il y a développement récent en amont de la flèche de Grant's Beach, en haut de falaises meubles (Bérubé et Thibault, 1996) : plusieurs routes y ont été construites pour avoir accès à la côte (+1,5 ha) et le nombre de bâtiments y est passé de 42 à 62 entre 1971 et 2011, malgré la disparition de certaines fermes, ce qui a conduit à l'enrochement de la base de la falaise sur une longueur de 577 m ;
- L'érosion des terres émergées a provoqué une perte nette de 4 ha entre 1971 et 2011, alors que les habitats côtiers couvraient en 2011 0,2 ha de moins qu'en 1971 ; ces bilans nets cachent un grand dynamisme :
  - Entre 1971 et 2011, le secteur de Cadman Corner – Grant's Beach a fourni des sédiments (notamment par l'érosion des falaises) qui ont permis l'allongement de la flèche de Grant's Beach sur 223 m (+877 m de linéaire côtier de plage donnant sur le Détroit et sur l'estuaire du ruisseau Grant) (figure 76);

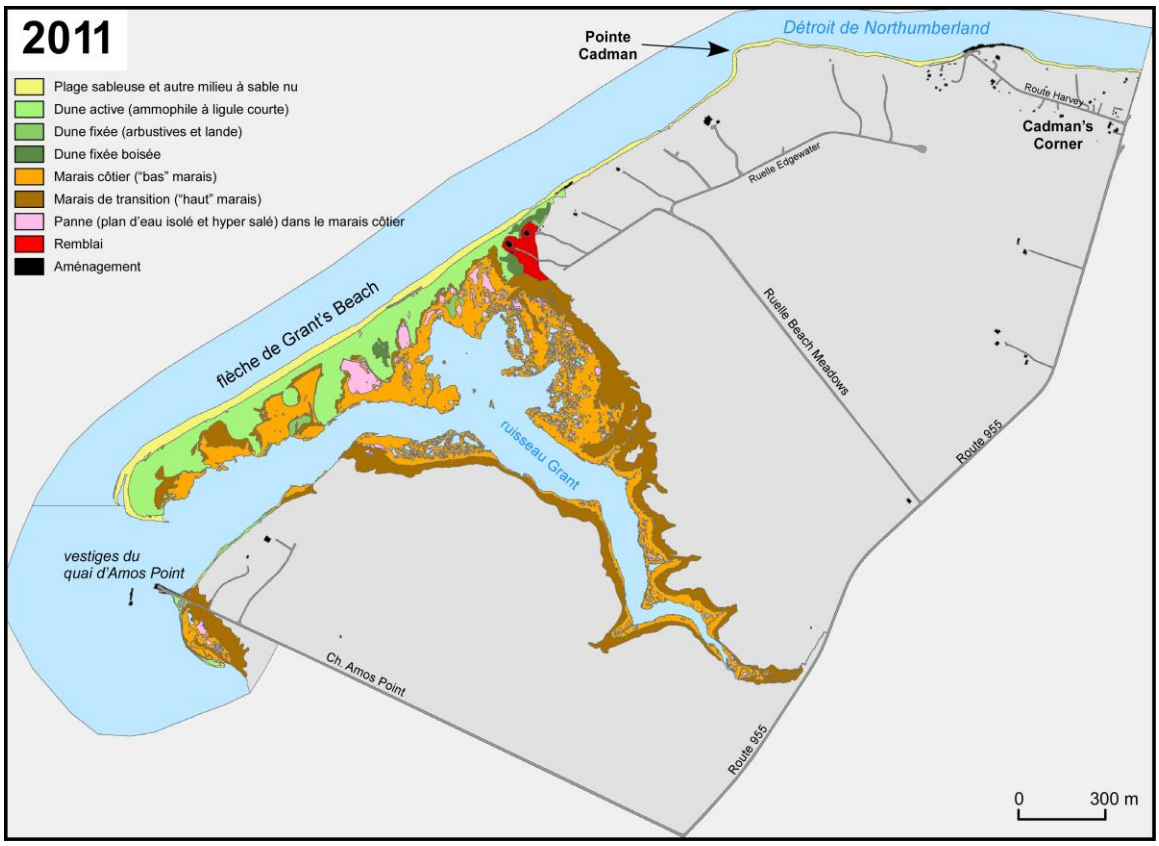


Figure 75. Cartographie des habitas et des aménagements, Secteur de Cadman Corner – Grant's Beach, 2011

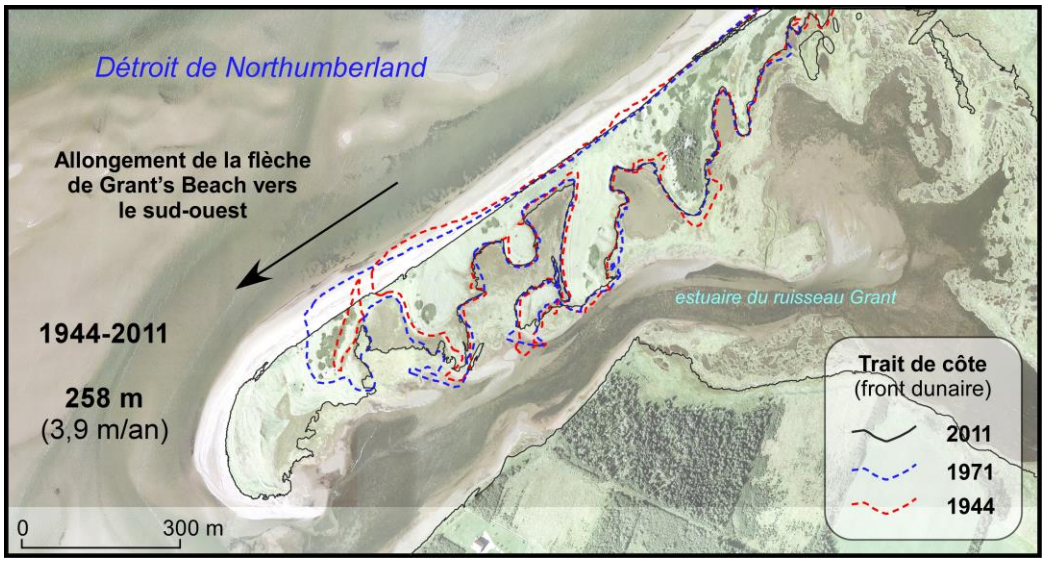


Figure 76. Allongement de la flèche de Grant's Beach, 1944-1971-2011

- La comparaison directe des cartes de 1971 et de 2011 montre la conversion de la plage de 1971 en plan d'eau marin (Détroit ou estuaire du ruisseau Grant) en 2011 (-4,3 ha), tout comme celle des terres non côtières en plage (1,4 ha) ou en (haut) marais de transition (2,3 ha), ou encore celle du (haut) marais de transition en (bas) marais côtier, correspondent à la migration des habitats vers l'intérieur des terres, par exemple :
  (a) le long du Détroit de Northumberland, le recul des falaises meubles (-37 cm/an en moyenne entre 1944 et 2001, O'Carroll *et al*, 2006), qui font place à la plage, qui elle-même laisse place à la mer ;
  (b) dans l'estuaire du ruisseau Grant, l'érosion ou la submersion du (bas) marais côtier, superficie perdue à l'estuaire (2,4 ha), accompagnées de… ;
  (c) l'extension du (bas) marais côtier aux dépens du (haut) marais de transition (2,8 ha), accompagnée de… ;
  (d) l'extension du (haut) marais de transition aux dépens des champs qui bordent la zone côtière (terres non côtières intégrées à la zone côtière avec la hausse du niveau marin) ;

- L'évolution de la plage et des marais maritimes de ce secteur entre 1971 et 2011 illustre bien le dynamisme du système côtier :
  - la plage y a perdu 3,3 ha pendant cette période, mais ceci ne correspond pas à une perte brute d'habitats côtiers car une partie correspond à la colonisation par une dune active (1,3 ha) et par un marais maritime (0,6 ha), à l'extrémité de la flèche qui s'allongeait, d'une part, et dans l'estuaire du ruisseau Grant d'autre part (figure 76);
  - les marais maritimes de l'estuaire du ruisseau Grant se sont maintenus entre 1971 et 2011 (55,4 ha), malgré la perte de 2,6 ha par érosion (et peut-être par submersion), notamment grâce à la création de 1,8 ha de marais aux dépens de l'estuaire (au gré de l'allongement et sous la protection de la flèche) et de 2,3 ha aux dépens des terres non côtières.

L'évolution récente des quatre secteurs montre donc à la fois l'importance des processus naturels dans la destruction, la transformation et la création de nouveaux habitats côtiers, et la présence d'une tendance au développement immobilier de la zone côtière (tous les secteurs). Si cette dernière n'entraîne pas forcément une importante modification directe des habitats côtiers (présence d'aménagements ou de remblaiements), comme c'est le cas à la Pointe Carron, elle peut favoriser le *coastal squeeze* par le confinement strict des habitats à l'intérieur des limites actuelles de la zone côtière (situation de *DMP* nulle, comme à L'Aboiteau). Elle peut aussi avoir un effet indirect sur les habitats côtiers par l'artificialisation du trait de côte, tel l'impact des enrochements subséquents à la construction de bâtiments trop près de la côte : non seulement ces structures occupent l'espace et oblitèrent des habitats côtiers (plage, dunes littorales ou face des falaises), mais elles excluent du système littoral des sources de sédiments qui devraient alimenter la côte, notamment les flèches comme la Pointe Carron et Grant's Beach, dont l'équilibre sédimentaire est crucial en contexte de hausse du niveau marin. C'est dans ce contexte justement que la prochaine section cherchera à projeter l'évolution des habitats côtiers des quatre secteurs d'ici 2100.

3.5. Examen du *coastal squeeze* dans des secteurs représentatifs : Modélisation numérique de la migration des écosystèmes côtiers au XXIe siècle

3.5.1. Méthodologie

Pour modéliser l'évolution de la superficie et de la localisation des habitats côtiers dans les quatre secteurs de la section A, nous avons eu recours au logiciel *SLAMM* (en collaboration avec l'équipe de l'Université Dalhousie, Truro[7]) et à la suite *ArcGIS*.

SLAMM (acronyme pour *Sea Level Affecting Marshes Model*) est un logiciel développé par la firme de consultants américaine *Warren Pinnacle Consulting, Inc*. Il a été développé pour modéliser la migration des marais maritimes face à la hausse du niveau marin. Il inclut aussi un traitement grossier de l'érosion côtière et de l'évolution des habitats sableux adjacents aux marais (ex. : plages sableuses, nappes de débordement associées aux tempêtes). Dans le cadre de notre projet, l'utilisation du logiciel a été limitée à la modélisation des marais maritimes, celle de l'érosion du front des marais et de la migration de certaines plages estuariennes ayant été réalisée dans *ArcGIS*, dont les résultats étaient intégrés à ceux obtenus dans *SLAMM*.

Cinq endroits ont servi à la modélisation avec *SLAMM* :

- Le site de la ***Pointe Carron*** (secteur de Pointe Belloni – Pointe Carron) correspond à cette basse flèche fortement urbanisée et alimentée notamment par les apports sédimentaires de la rivière Bass et de l'érosion des falaises meubles de la Pointe Belloni, de même que la mince bande de marais maritime qui prolonge le marais principal sur la rive est du havre de Bathurst ;
- Le sous-secteur de la rivière Bass, situé 1,5 km à l'est du site de la Pointe Carron et correspondant à un marais confiné par les versants de la vallée de la rivière Bass ;
- Le sous-secteur de ***Le Goulet-est*** (secteur de Le Goulet *étendu*), situé à l'extrémité est de la municipalité de Le Goulet, correspond à un marais limité par la route de la Pointe Sauvage, la rue du Havre et le port de Le Goulet ; son front fait face au havre de Shippagan ;
- Le secteur de ***L'Aboiteau***, tel que défini dans la section II;
- Le site de ***Grant's Beach*** (secteur de Cadman Corner – Grant's Beach) inclut la flèche de Grant's Beach et les rives de l'estuaire du ruisseau Grant ; la flèche présente un front dunaire plus élevé que la Pointe Carron, n'est pratiquement pas aménagée et est alimentée par l'érosion des falaises (principalement meubles) situées à l'est ; l'estuaire du ruisseau Grant est bordé par des terres forestières et des champs cultivés.

[7] Le professeur Tri Nguyen-Quang et son étudiant, M. Chinh Kiên Lieou, Département d'ingénierie de la Faculté d'agriculture.

Des travaux de terrain à l'été et à l'automne 2014 ont été réalisés sur les deux sites, pour y réaliser une cartographie de la végétation et y modéliser l'accrétion verticale du marais en vue d'une modélisation originale dans *ArcGIS* (figure 77). L'équipe de l'Université McGill[8] a effectué l'essentiel de ces travaux, avec l'appui logistique de D. Bérubé.

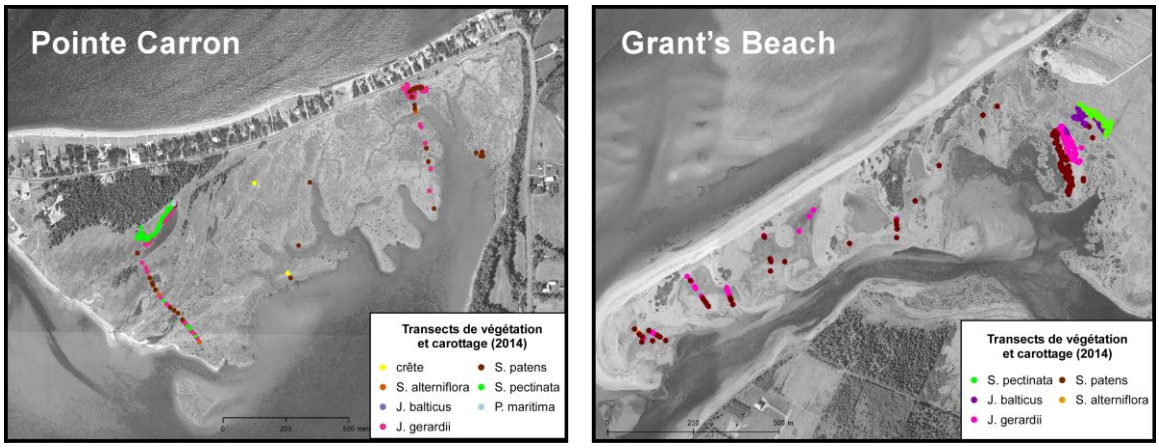


Figure 77. Localisation des transects et des stations de mesure et d'échantillonnage, sites de la Pointe Carron et de Grant's Beach, été et automne 2014

[8] La professeure Gail L. Chmura et ses étudiants Dante Torio et Lee Van Ardenne, du Département de géographie.

3.5.1.1. Modélisation dans SLAMM et dans ArcGIS, non fondée sur des données de terrain propres au projet

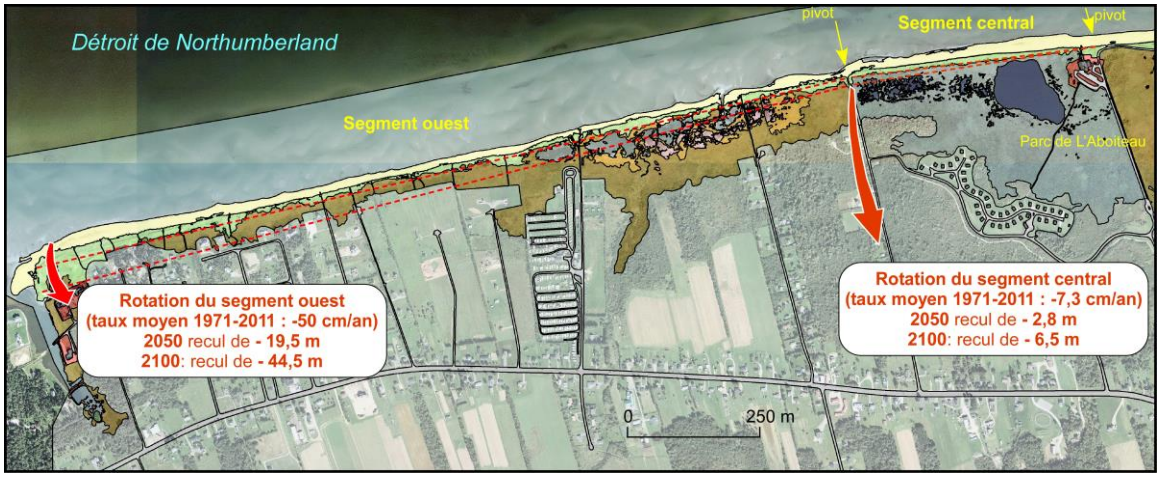
Le logiciel *SLAMM* exige différentes données :

- une image correspondant à la cartographie des habitats côtiers, qui soit traduite en cartographiques du *National Wetlands Inventory* du *U.S. Fish and Wildlife Service* : nous avons utilisé les cartes d'habitats côtiers produites par Énergie & Mines Nouveau-Brunswick en identifiant les équivalents du *NWI* pour nos unités cartographiques habituelles ;
- un modèle numérique de terrain (MNT) : Environnement et Gouvernements locaux Nouveau-Brunswick nous en a gracieusement fourni un, développé à partir de données LiDAR de 2009 à 2014 ;
- les niveaux marégraphiques de référence ; nous avons utilisé ceux de Pêches et Océans Canada pour les stations marégraphiques de Belledune et Bathurst (Pointe Carron), de Pointe-St-Pierre et Shippegan Gully (Le Goulet-est) ; de Shediac et Cap-Pelé (L'Aboiteau) ; et de Charlottetown et Cape Tormentine (Grant's Beach) ;
- un scénario de hausse du niveau marin ; D. Torio et C. Lieou ont développé des courbes à partir des valeurs de hausse relative du niveau marin proposées par Daigle (2014) et fondées sur le scénario RCP 8.5 du *GIEC* (IPCC, 2013) ;
- un taux d'accrétion verticale maximal pour le marais maritime : la moyenne des trois sites « ESCUMINAC » de Chmura et Hung (2004) a été retenue, soit 2,73 mm/an[9].

Sauf dans le cas du secteur de L'Aboiteau, aucune modélisation n'a inclut l'évolution de la plage et des dunes littorales exposées au plan d'eau marin principal (Baie de Nepisiguit, pour la flèche de la Pointe Carron et le marais de la rivière Bass ; golfe du Saint-Laurent, pour le sous-secteur de Le Goulet-est ; Détroit de Northumberland, pour la flèche de Grant's Beach). Une telle modélisation, pour arriver à des résultats acceptables, exigerait des données dont nous de disposons pas et l'exercice va de toute façon au-delà du projet actuel en posant, par exemple, la question de l'impact des changements climatiques sur l'érosion des côtes ou sur le maintien des flèches littorales (Jolicoeur *et al*, 2010 ; Bérubé *et al*, 2015b).

Le cordon littoral (ensemble « plage et dunes littorales ») du secteur de L'Aboiteau présente depuis 1945 une évolution relativement linéaire : stationnaire à l'est du Centre actuel du Parc de l'Aboiteau, le trait de côte recule sur le marais maritime selon un gradient croissant vers l'ouest, jusqu'au chemin Nicholas, y provoquant la perte des milieux humides et le comblement des étangs qui leurs sont associés. Dans ce contexte, cette migration a été modélisée dans *ArcGIS* et ces résultats ont été intégrés à ceux obtenus dans *SLAMM*, afin d'obtenir des valeurs plus réalistes de la superficie projetée des marais maritimes (figure 78). Ceci suppose évidemment la poursuite du maintien de l'intégrité du cordon sableux d'ici l'an 2100.

[9] Les travaux de terrain ont permis de valider ou pas cette valeur dans les sites de la Pointe Carron et de Grant's Beach.



*Voir la figure 75 pour la légende

Figure 78. Modélisation du recul du cordon littoral de L'Aboiteau avec *ArcGIS*

N'arrivant pas à modéliser correctement l'érosion du front du marais dans *SLAMM*, ceci a aussi été réalisé dans *ArcGIS*, puis intégré aux résultats de *SLAMM* (figure 79). Les taux à long terme (ex. : déplacement du rivage entre 1945 et 2012 dans le sous-secteur de Le Goulet-est) de la Banque de Données sur les Taux d'Érosion du Nouveau-Brunswick (BDTÉNB) d'Énergie & Mines Nouveau-Brunswick ont été utilisés.

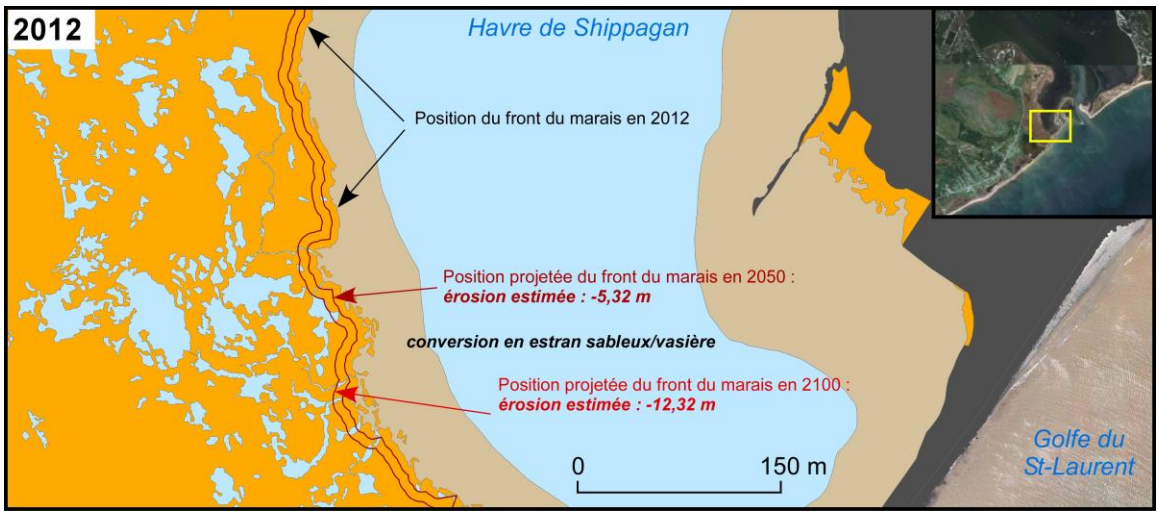


Figure 79. Modélisation de l'Érosion du front du marais de Le Goulet-est avec *ArcGIS*

Là où les photographies aériennes montraient la présence continue d'une plage estuarienne dans le passé, comme sur la rive sud-ouest de la flèche de la Pointe Carron, sa migration vers l'intérieur des terres a été modélisée dans *ArcGIS* et ces résultats intégrés à ceux de *SLAMM* (figure 80). La migration a été modélisée au rythme indiqué par le déplacement à long terme du trait de côte et en maintenant la superficie observée de la plage en 2011 ou en 2012.

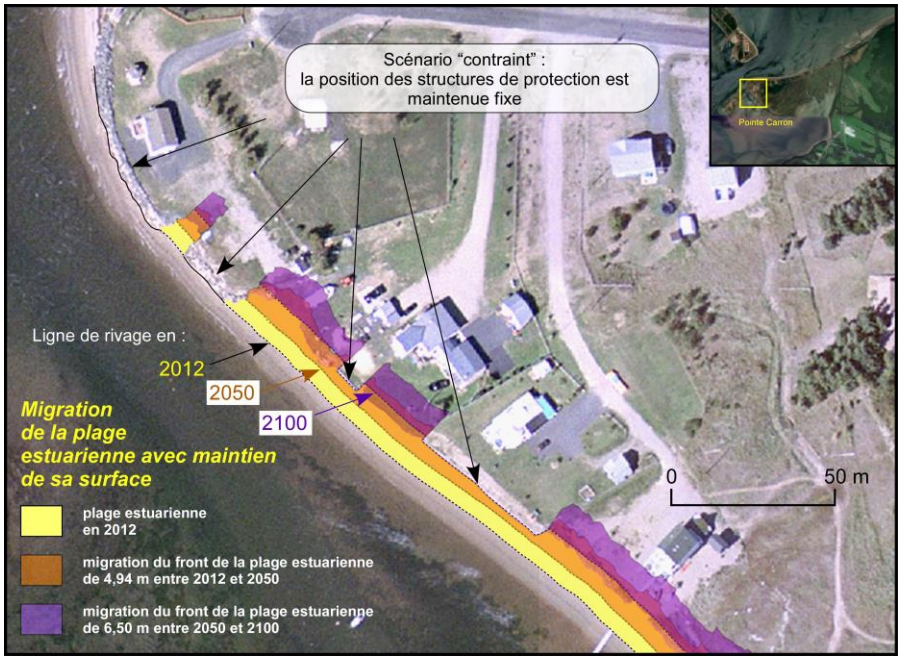


Figure 80. Modélisation de la migration de la plage estuarienne de la Pointe Carron avec *ArcGIS*

Finalement, il est important de noter les limites du tableau de conversion des unités cartographiques dans le logiciel *SLAMM*. Ainsi, le logiciel ne prévoit pas le développement du marais au-delà de ses limites actuelles dans les plans d'eau. Par exemple, bien que l'estran sableux puisse se voir attribuer une valeur d'accrétion verticale (accumulation de sédiments), la conversion vers l'unité la plus basse du marais maritime *(Regularly Flooded Marsh, NWI)* n'est pas prévue par le logiciel. Il n'est donc pas surprenant que cette situation ne se présente pas dans les résultats des modélisations, même si elle est parfois observée par endroits sur les photographies aériennes (Jolicoeur et O'Carroll, 2012). *SLAMM* donne une indication générale de l'évolution des marais maritimes mais il ne modélise pas toutes les possibilités et il faut analyser ses résultats en ayant ceci en tête.

Pour les besoins du projet, la modélisation dans *SLAMM* a été réalisée selon deux scénarios :

- un scénario ***contraint***, où l'extension (migration) des marais maritimes vers l'intérieur des terres est gênée par les aménagements actuels (2011 ou 2012), ce qui

inclut le maintien des routes (qui jouent alors souvent le rôle de digues infranchissables) : ces aménagements forment donc des obstacles pouvant causer une situation de *coastal squeeze* ;

- un scénario ***libre***, où l'extension (migration) des marais maritimes sur les terres plus élevées (côtières ou pas) est libre, faisant abstraction des aménagements actuels si ce n'est de la topographie associée aux routes, chemins et remblais.

Le scénario *contraint* permet d'estimer l'impact des contraintes actuelles sur la superficie des habitats côtiers aux échéances de 2050 et de 2100. La comparaison des résultats des scénarios *contraint* et *libre* informe sur la perte *potentielle* de marais maritimes qui serait associée au maintien des aménagements actuels d'ici l'an 2050 et l'an 2100, c'est-à-dire sur les gains potentiels par extension des habitats côtiers vers l'intérieur des terres d'ici là.

3.5.1.2. Modélisation dans ArcGIS fondée sur des données de terrain propres au projet

La modélisation des sites de la Pointe Carron et de Grant's Beach à partir de données de terrain a compris les travaux suivants : la cartographie de la végétation, à partir de transects représentatifs; l'échantillonnage du sol, en vue du calcul du taux d'accrétion verticale; la détermination de la relation entre l'accrétion verticale et le contexte géomorphologique; la modélisation elle-même.

Travaux de terrain et de laboratoire

La composition de la végétation a été décrite par estimation visuelle du pourcentage de couverture des espèces (*Juncus balticus, Juncus gerardii, Pucinellia sp., Spartina alterniflora, Spartina patens, Spartina Pectinata*). Les observations ont été faites de trois façons : le long de transects d'échantillonnage du sol, pour marquer les changements des espèces dominantes; dans un rayon de 0,5 m autour des points d'échantillonnage; par essai de délimitation des zones de végétation directement sur le terrain. À toutes ces données correspondent des mesures par DGPS.

La localisation des transects d'échantillonnage des sols a été choisie à partir d'images satellitaires, celle des points d'échantillonnage étant déterminée sur le terrain afin de tenir compte de différents facteurs (topographie antécédente, végétation et altitude). Le carottage a été réalisé avec divers instruments, selon ce qu'exigaient les conditions de sol très variables à l'intérieur des sites et d'un site à l'autre (sondes pédologique hollandaises de 50 cm de long et de 60 mm de diamètre et de 1 m de long et de 25 mm de diamètre; deux tarières à tourbe russes), toutes permettant de récolter les sédiments en assurant une compaction négligeable. Les carottes ont été conservées au frais. L'altitude et la localisation de tous les points de sondage et d'échantillonnage ont été localisées par DGPS.

Au laboratoire, chaque carotte a été sectionnée en tranches de 1 cm sur les 50 cm à partir de la surface du sol (ou jusqu'à la fin de la carotte si elle était moins longue). Les échantillons ont été séchés à l'étuve jusqu'à poids constant pour déterminer la masse volumique apparente, puis broyés à la main ou avec un broyeur électrique. La teneur en plomb total des échantillons

(tranches de 1 cm) supérieurs a été utilisée pour déterminer le taux d'accrétion verticale à plusieurs endroits dans chaque site. Les échantillons broyés ont été envoyés à Acme Labs (Vancouver), qui a mesuré leur concentration en plomb par dissolution acide (*aqua regia*) et spectroscopie de masse à plasma à couplage inductif (*ICP-MS*) [taux de détection = 3 ppm]. Sur chaque site, une carotte a aussi été datée par ^{210}Pb afin d'obtenir une confirmation (par l'âge des sédiments) de l'origine (anthropique) du plomb dans les carottes. Les analyses du ^{210}Pb ont été réalisées par spectrométrie alpha du ^{210}Po (polonium), au Feltt Lab (Manitoba) ou au Geotop (Montréal).

Le calcul des taux d'accumulation de la tourbe dans les deux marais maritimes s'est fondé sur la profondeur à laquelle une teneur en plomb anthropogénique a été identifiée dans les échantillons (tranches de 1 cm). De façon plus spécifique, les concentrations en plomb sont très faibles en profondeur et augmentent de façon abrupte au moment de la mise en opération de la fonderie de Belledune, en 1964.

La relation entre le contexte géomorphologique et le taux d'accrétion verticale a été établie. La distance des points d'échantillonnage au point de la limite externe du marais la plus proche, à l'étier le plus proche et aussi au point le plus proche du front du marais (limite externe, sur le havre de Bathurst ou l'estuaire du ruisseau Grant), ont été mesurés par SIG et imagerie LiDAR. Le logiciel IBM SPSS Statistics 22 a été utilisé : par des analyses de régressions linéaires multiples, on a cherché à établir la relation entre ces variables (et l'altitude) et les taux d'accumulation de la matière organique. Les résultats étaient prometteurs mais pas suffisamment pour leur utilisation dans un modèle SIG.

Modélisation du coastal squeeze *dans* ArcGIS

Des modèles de la réponse des marais des deux sites à la hausse du niveau marin ont été développés, en utilisant la méthode présentée par Torio et Chmura (2013) et Torio (2016), dans *ArcGIS 10.2 ModelBuilder*. Ces modèles ont été paramétrisés avec, pour chaque site, la projection annuelle du niveau marin, le taux d'accrétion vertical moyen du marais et les données d'altitudes dérivées des jeux LiDAR.

Le taux d'accrétion verticale a été estimé comme une fonction de la distance à l'étier le plus près (Torio et Chmura (2013), le taux d'accrétion augmentant d'autant que la distance à un étier diminue.

Le changement de l'altitude de la surface des marais a été simulé de façon itérative, résultant ainsi en une projection annuelle de l'altitude du marais tenant compte de la hausse relative du niveau marin, de la croissance des étiers et de l'accrétion verticale du marais.

Les projections de la surface du marais des deux sites en 2050 et en 2100 ont été classifiés en unités de végétation en fonction de la limite supérieure et inférieure d'occurrence des espèces telles qu'observées sur le terrain (tableau 25).

Tableau 25. Fourchettes d'altitude des unités de végétation (l'ordre des espèces est celui de leur distribution selon l'altitude)

Site	Unité	Espèces dominantes	Fourchette d'altitude (m)
Pointe Carron	A1	*Spartina pectinata*, *Puccinellia sp.*, *Juncus balticus*	1,24-1,84*
Pointe Carron	A2	*Spartina patens*, *Juncus gerardii*	0,61-1,24
Grant's Beach	A1	*Juncus balticus*, *Spartina pectinata*	0,78-1,19
Grant's Beach	A2	*Juncus gerardii*	0,68-0,78
Grant's Beach	A3	*Spartina patens*	0,40-0,68
Grant's Beach	B1	*Juncus balticus*, *Spartina pectinata*	0,78-1,19
Grant's Beach	B2	*Spartina patens*, *Juncus gerardii*	0,40-0,78

*Valeur correspondant à l'altitude de la limite adjacente de la forêt, telle que cartographiée à partir de l'orthophographie et des données LiDAR de 2012.

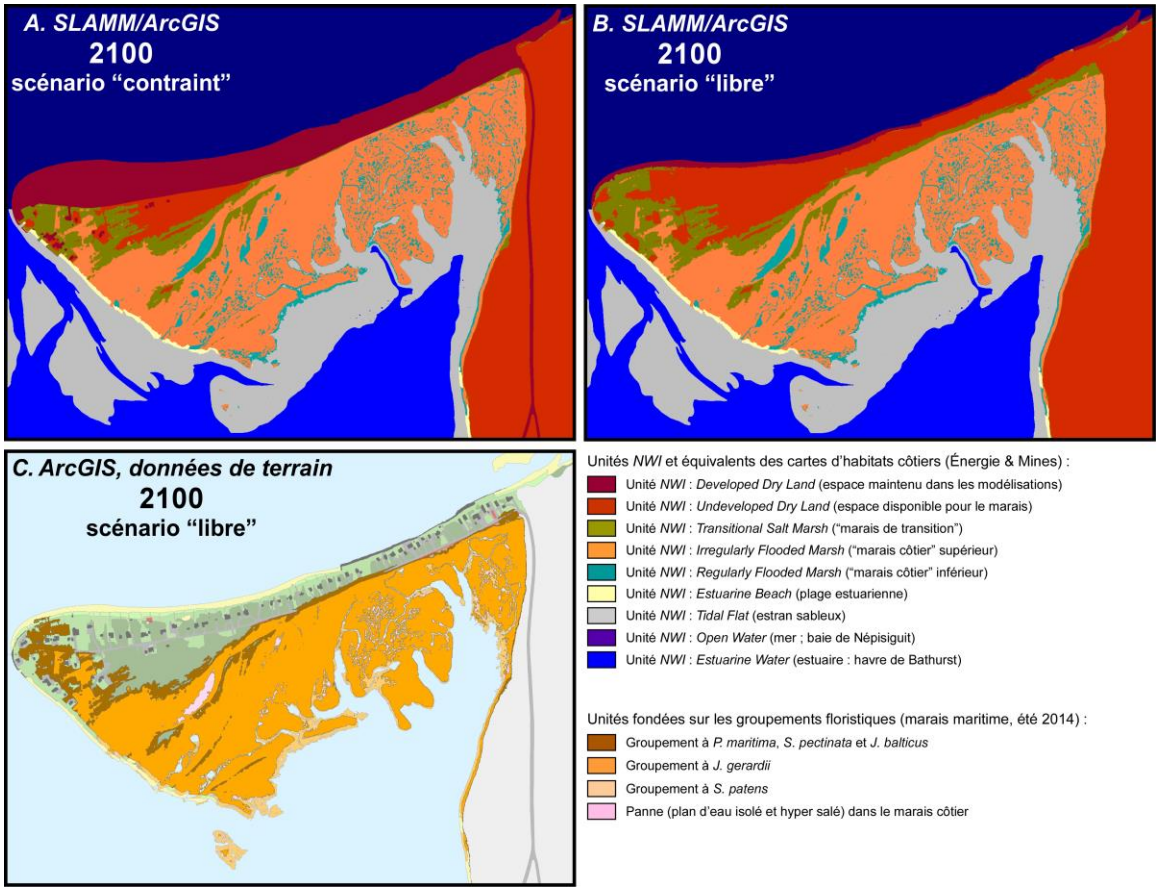
3.5.2. Résultats de la modélisation numérique

3.5.2.1. Site de la Pointe Carron

Modélisation avec SLAMM et ArcGIS sans données de terrain propres au projet

La modélisation montre la migration du marais sur les terres plus élevées et une perte au front du marais (figure 81):

- La conversion de la dune littorale (2012) en (haut) marais de transition (2050 et 2100), guidée par la topographie (ex. : développement du marais dans les sillons interdunaires dans la partie ouest de la pointe), voire par la suite en (bas) marais côtier (2100) ;
- La conversion du marais de transition (2012) en marais côtier (2050 et 2100) ;
- La submersion graduelle du marais côtier, qui se traduit par (a) la conversion de l'unité *NWI* « *Irregularly Flooded Marsh* » (plus élevée dans le *tidal rang*e) en « *Regularly Flooded Marsh* » (moins élevée), voire (b) par la conversion du marais côtier en estran sableux, sous le niveau moyen de l'eau, au front du marais et le long de certains étiers ;
- L'érosion ou la submersion de 2,2 ha de terres côtières (l'érosion affectant particulièrement le revers sud-ouest de la flèche) d'ici l'an 2100.



*Voir la figure 65 pour la légende des habitats sableux et des aménagements

Figure 81. Résultats de la modélisation numérique du marais maritime du site de la Pointe Carron, A) Scénario « contraint » (*SLAMM/ArcGIS*), B) Scénario « libre » (*SLAMM/ArcGIS*) et C) Scénario « libre » (*ArcGIS* et données de terrain)

Selon le scénario *contraint* (figure 25A), le marais gagnerait 24% en superficie (de 39,7 ha en 2012 à 49,3 ha en 2100), par conversion de la dune (-11,8 ha), au sud de Bayshore Drive, qui bloque toute migration des habitats côtiers plus au nord. Par contre, alors que le (haut) marais de transition constitue 23% du marais de la Pointe en 2012 (9,2 ha), il n'en constitue plus que 13% en 2100 (6,3 ha) ; pendant cette période, le (bas) marais côtier passe de 77% (30,4 ha) à 87% (43 ha) de la superficie totale du marais maritime.

Selon le scénario *libre* (figure 25B), le marais atteindrait une superficie de 52 ha en 2100 (+31%) par extension sur certains aménagements et au nord de Bayshore Drive, couvrant 14,6 ha de la dune de 2012 : cela permettrait au (haut) marais de transition de maintenir une superficie de 8,9 ha en 2100, notamment par des gains à l'extrémité de la pointe, mais sa proportion de l'ensemble du marais passerait tout de même de 23% (2012) à 17% (2100).

Bref, l'évolution du marais de la Pointe Carron d'ici l'an 2100, en regard d'une hausse relative du niveau marin projetée de 62,4 cm dans cette modélisation, indique :

(a) Une augmentation de la superficie du marais selon les deux scénarios retenus ;
(b) Une importante perte du (haut) marais de transition selon le scénario *contraint*, qui empêche l'extension de la partie haute du marais vers certains secteurs dunaires de la Pointe Carron ;
(c) Un abaissement d'une grande partie du marais dans le *tidal range*, menant à une augmentation de la superficie du (bas) marais côtier (+41,7%) et à une diminution de celle du (haut) marais de transition (-32% ou -3,5% ou selon les scénarios *contraint* et *libre*, respectivement). Cet abaissement face à la position actuelle du marais côtier par rapport au battement des marées montre qu'un taux d'accrétion verticale maximal de 2,73 mm/an n'est pas suffisant pour maintenir la position du marais de la Pointe Carron dans le *tidal range* au XXI^{e} siècle.

Modélisation ArcGIS avec des données de terrain produites pour le projet

Les travaux de terrain dans le marais de la Pointe Carron ont permis de reconnaître cinq espèces caractéristiques à partir desquelles une cartographie de la végétation a pu être établie (tableau 25 et figure 81C).

On peut corréler en première approximation la zone à *Spartina pectinata*, *Puccinellia maritima* et *Juncus balticus* au (haut) marais de transition de la cartographie des habitats côtiers de Énergie & Mines Nouveau-Brunswick, la zone à *Juncus gerardii* et à *Spartina patens* correspondant alors au (bas) marais côtier.

Le taux d'accrétion verticale maximal mesuré à partir des échantillons récoltés en 2014 (n=X) est de 2,9 mm/an, ce qui est supérieur au taux moyen utilisé dans la modélisation avec *SLAMM*.

Tableau 26. Résultats des modélisations fondées sur les données de terrain (automne 2014) Superficies des unités de marais présentes sur les sites en 2014 et projections pour 2050 et 2100. A. Pointe Carron, B. Grant's Beach

Unité de marais	Espèces principales	2014	2050	2100
(haut) marais de transition	*J. balticus – P. maritima – S. pectinata*	15,5	8,0	5,5
(bas) marais côtier	*J. gerardii – S. patens*	22,9	34,0	36,8
		38,4	42,0	42,3

Unité de marais	Espèces principales	2014	2050	2100
(haut) marais de transition	*J. balticus – S. pectinata*	18,0	12,7	12,5
(bas) marais côtier	*J. gerardii – S. patens*	36,7	38,7	13,4
		54,7	51,4	25,9

En 2014, les deux unités de marais de la Pointe Carron couvraient 38,4 ha selon ces données (contre 39,7 pour leurs équivalents dans la cartographie des habitats côtiers de É&M), dont 22,9 ha de (bas) marais côtier et 15,5 ha de (haut) marais de transition, soit 60% et 40% de l'ensemble du marais, respectivement[10].

Seul le scénario libre a été retenu pour la modélisation dans *ArcGIS*. Les résultats indiquent qu'en 2100, la superficie du marais aurait augmenté de 10,1% (+3,9 ha, donnant 42,3 ha), le (bas) marais côtier comptant pour 81% de sa superficie (36,8 ha) contre 19% pour le (haut) marais de transition (5,5 ha).

[10] Un travail de validation de la cartographie fondée sur la distribution altitudinale des cinq espèces dominantes le long des deux transects retenus sur ce site en 2014 reste à faire. Nous ne sommes donc pas en mesure de déterminer laquelle des deux cartographies de la végétation du marais de la Pointe Carron – et de celui du site de Grant's Beach - (par photo-interprétation ou par mesures de terrain) est la plus juste, des ajustements étant toutefois nécessaires dans les deux cas.

Même en tenant compte des incertitudes exprimées dans la note 7, il est clair selon nous que ces résultats sont conformes à ceux obtenus avec *SLAMM*, cela malgré un taux d'accrétion verticale maximal plus élevé.

3.5.2.2. Sous-secteur de la rivière Bass (SLAMM/ArcGIS)

La modélisation montre la migration du marais sur les terres plus élevées, principalement vers l'amont de la vallée de la rivière Bass, relativement encaissée. La *contrainte* du scénario ne concerne ici que les flèches littorales qui séparent le marais de la baie de Népisiguit car la modélisation permettait au marais de se développer sur toutes les terres adjacentes non développées. Ce développement est principalement survenu au fond de la vallée à cause de la trop forte pente des versants. Les cartes de 2050 et de 2100 montrent ainsi une extension du marais vers l'amont, dans d'anciens méandres de la rivière Bass.

On observe :

- La conversion de terres non côtières (2012) en (haut) marais de transition (2050 et 2100), voire par la suite en (bas) marais côtier (2050 et 2100) ;
- La conversion du marais de transition (2012) en marais côtier (2050 et 2100) ;
- La submersion graduelle du marais côtier, qui se traduit par (a) la conversion de l'unité *NWI* « *Irregularly Flooded Marsh* » (plus élevée dans le tidal range) en « *Regularly Flooded Marsh* » (moins élevée), voire (b) par la conversion du marais côtier en estran sableux, sous le niveau moyen de l'eau, au front du marais et le long de certains étiers ;
- L'érosion ou la submersion de 1,1 ha de terres côtières au front du marais (le long des berges fluviales) d'ici l'an 2100.

Le marais gagnerait ainsi 47,5% en superficie (de 31,8 ha en 2012 à 46,9 ha en 2100), grâce à la conversion de 16,1 ha de terres non côtières. On peut remarquer :

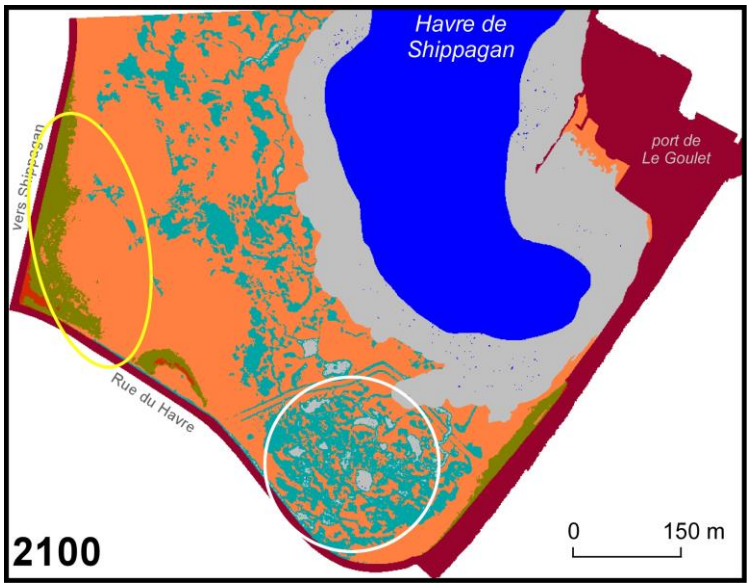
(a) Un gain de 73,2% de la superficie du (haut) marais de transition, (5,4 à 9,3 ha) ;
(b) Un gain de 42,3% du (bas) marais côtier (26,5 à 37,7 ha) ;

Plus précisément il y a :

(c) …succession d'une période 2012-2050 marquée par des gains relatifs du (haut) marais de transition par extension sur les terres non côtières, lui permettant de constituer 24,1% du marais en 2050 (contre les 16,8% de 2012), par…
(d) une période 2050-2100 marquée par une croissance plus forte du (bas) marais côtier (+6,2 ha) alors que le (haut) marais de transition perd 0,7 ha (ce qui le ramène à 19,8% de l'ensemble du marais) ; dans le contexte local, cela pourrait s'expliquer par une raréfaction des espaces bas à coloniser ou par les effets de l'accélération de la hausse du niveau marin relatif dans la seconde moitié du siècle.

3.5.2.2. Sous-secteur de Le Goulet-est (SLAMM/ArcGIS)

Seul le scénario contraint a été modélisé ici puisqu'il est invraisemblable de ne pas maintenir la route de la Pointe Sauvage (figure 82), lien principal entre les municipalités de Shippagan et de Le Goulet. La hausse du niveau marin atteint 64 cm en 2100 dans cette modélisation.



* Ellipse jaune : conversion des terres non côtières en marais de transition puis en marais côtier ; cercle blanc : conversion du IFM en RFM (ennoiement du marais côtier). Voir la pour la figure 81 légende.

Figure 82. Résultats de la modélisation numérique du marais maritime du site de Le Goulet-est, scénario « contrait » (*SLAMM/ArcGIS*)

La modélisation montre la migration du marais sur les terres plus élevées et des pertes au front du marais :

- La conversion des terres non côtières (2012) en (haut) marais de transition (2050 et 2100), voire par la suite en (bas) marais côtier (2050 et 2100) ;
- La conversion du marais de transition (2012) en marais côtier (2050 et 2100) ;
- La submersion graduelle du marais côtier, qui se traduit par (a) la conversion de l'unité *NWI* « *Irregularly Flooded Marsh* » (plus élevée dans le *tidal rang*e) en « *Regularly Flooded Marsh* » (moins élevée), voire (b) par la conversion du marais côtier en estran sableux, sous le niveau moyen de l'eau, au front du marais et le long de certains étiers ;
- L'érosion ou la submersion de 1,1 ha de terres côtières au front du marais d'ici l'an 2100.

Selon le scénario *contraint*, le marais perdrait 1,8% en superficie (de 26,3 ha en 2012 à 25,8 ha en 2100), malgré la conversion de 1,3 ha de terres non côtières. Si, contrairement au marais de la Pointe Carron, la part respective du (haut) marais de

transition et du (bas) marais côtier reste relativement inchangée entre 2012 et 2100 (de 92,8% à 93,5% de l'ensemble du marais ; de 7,2% à 6,5% pour le marais de transition), ceci cache la succession :

(e) d'une période 2012-2050 marquée par les gains du (haut) marais de transition sur les terres non côtières, lui permettant de constituer 9,6% du marais en 2050 (contre les 7,2% de 2012), par…

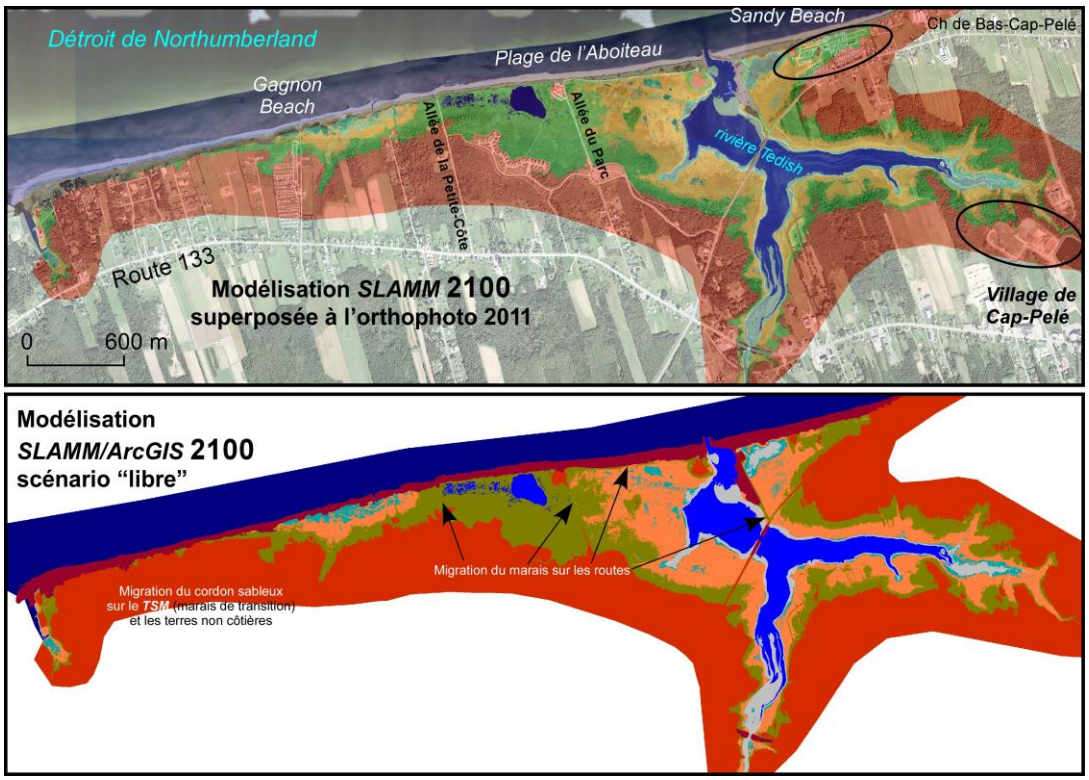
(f) une période 2050-2100 marquée par une submersion accentuée du marais, tels qu'en témoignent l'importance de la conversion de l'unité *NWI* « *Irregularly Flooded Marsh* » (plus élevée dans le *tidal rang*e) en « *Regularly Flooded Marsh* » (moins élevée) et le gain relatif de superficie du (bas) marais côtier (90,5% du marais en 2050, contre 93,5% en 2100) face au (haut) marais de transition (9,6% et 6,5%). On semble encore ici retrouver la conséquence de l'accélération de la hausse du niveau marin relatif à mesure qu'on avance dans le siècle.

3.5.2.3. Secteur de l'Aboiteau (SLAMM/ArcGIS)

La modélisation montre la migration du marais et des pertes au front du marais :

- La conversion des terres non côtières (2011) en (haut) marais de transition (2051 et 2100), voire par la suite en (bas) marais côtier (2100);
- La conversion du marais de transition (2011) en marais côtier (2051 et 2100) ;
- La submersion graduelle du marais côtier, qui se traduit par (a) la conversion de l'unité *NWI* « *Irregularly Flooded Marsh* » (plus élevée dans le *tidal rang*e) en « *Regularly Flooded Marsh* » (moins élevée), voire (b) par la conversion du marais côtier en estran sableux, sous le niveau moyen de l'eau, au front du marais et le long de certains étiers ;
- La superficie de terres côtières qui serait perdue par érosion ou par submersion dans ce secteur d'ici l'an 2100 n'est pas disponible car la modélisation du recul du cordon littoral n'a pas pris en compte le fait que dans l'extrémité ouest du secteur (à l'ouest du chemin Nicholas), cette tendance a été remplacée par une avancée et un allongement du cordon depuis 1971 (figure 84)[11]. Nous sommes ici au terminus de la cellule sédimentaire qui s'achevait auparavant par la grande flèche littorale de Robichaud (figure 72) (Robichaud, 1989).

[11] Les résultats des pertes des milieux humides entre le chemin Nicholas et l'extrémité ouest du secteur de L'Aboiteau sont donc surestimés dans les modélisations puis que le cordon littoral n'y recule plus sur ces habitats.



*Voir la pour la figure 81 pour la légende

Figure 83. Résultats de la modélisation numérique du marais maritime du site de L'Aboiteau, scénario « libre » (*SLAMM/ArcGIS*)



Figure 84. Accrétion à l'extrémité du secteur de L'Aboiteau, 1971-2011

La modélisation montre la perte de superficie du marais de transition à l'est du chemin de la Plage Gagnon, et particulièrement du chemin Emery Léger, là où le recul de la plage et de la dune littorale vers l'intérieur est le plus fort (le déplacement du trait de côte entre 1971 et 2011 y atteint -0,5 m/an en moyenne) (figure 73 et figure 78).

Selon le scénario *contraint*, le marais gagnerait 29,9% en superficie (de 146,7 ha en 2012 à 190,6 ha en 2100), par conversion des terres non côtières (-62,6 ha). Par contre, pendant cette période le (bas) marais côtier passe de 41,4 ha (28% des marais du secteur) à 95,1 ha (49,9% des marais). Quant au (haut) marais de transition, à noter la reconversion d'un marais dulcicole endigué par les allées du Parc et de la Petite Côte, en 2051 : le contact avec les eaux marines est possible par une canalisation sous l'allée du Parc et ce sont 20,6 ha qui s'ajoutent au (haut) marais de transition cette année-là selon la modélisation. Cela ne compense toutefois pas les pertes associées à la migration de la plage et de la dune littorale dans la partie ouest du secteur et la part du (haut) marais de transition passe de 57,7% de la superficie de l'ensemble du marais en 2012 à 50,1% en 2100 (95,5 ha)[12].

Selon le scénario *libre*, le marais atteindrait une superficie de 198,5 ha en 2100 (+35,3%) ; le (bas) marais côtier en occuperait 96,3 ha et le (haut) marais de transition 102,2 ha, ce qui correspond à 51,5% de l'ensemble[13].

Bref, la modélisation de l'évolution du marais du secteur de L'Aboiteau en regard d'une hausse relative du niveau marin de 70 cm d'ici 2100 indique :

(a) Une augmentation de la superficie totale du marais maritime du secteur (+29,9% ou +35,3% selon le scénario retenu) ;
(b) Une extension du (haut) marais de transition sur les terres non côtières ;
(c) Une perte du (haut) marais de transition, associée au recul du cordon littoral vers l'intérieur (figure 78), le bilan net de ces deux tendances (b et c) étant négatif dans les deux scénarios retenus ;
(d) Une forte extension du (bas) marais côtier, dont la superficie est multipliée par 2,3 X.

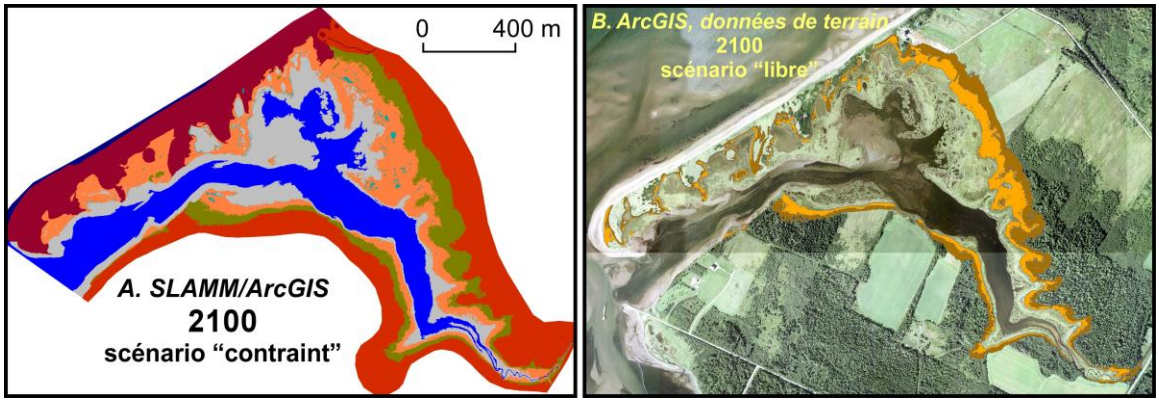
Par ailleurs, tout comme sur la flèche de la Pointe Carron, on constate dans le secteur de L'Aboiteau la conséquence que peut avoir la présence d'obstacles à la migration des habitats côtiers sur la superficie occupée par le (haut) marais de transition, étant donnée la tendance à la submersion du marais, qui tend à accroître les habitats correspondant au (bas) marais côtier et, dans ce secteur, la migration du cordon littoral, qui cause aussi des pertes : la comparaison des deux scénarios montre que dans le secteur de L'Aboiteau, les aménagements présents en 2012 et bloquant l'extension du marais sur les terres non côtières causeraient une perte potentielle de 6,7 ha de (haut) marais de transition d'ici l'an 2100[10].

[12] Cette perte est sans doute légèrement surestimée (voir la note 9).
[13] Cette valeur est sans doute légèrement sous-estimée (voir la note 9).

3.5.2.4. Site de Grant's Beach

Modélisation avec SLAMM et ArcGIS sans données de terrain propres au projet

Dans ce site, la quasi absence d'aménagements dans les habitats côtiers (si ce n'est à la pointe Amos) nous a amenés à distinguer une modélisation *libre*, d'une part, et une modélisation *contrainte par la dynamique naturelle*, d'autre part. En effet, les transferts sableux et la tendance à la migration sont observés même sur le revers des dunes bordières dont le front est stable, dans le Sud-Est du Nouveau-Brunswick (figure 74). Dans ce contexte, on peut s'interroger sur la vraisemblance du scénario *libre* à Grant's Beach, qui permet la migration du marais sur le revers de la flèche, alors que celle-ci pourrait au contraire montrer un jour une tendance à la migration vers le marais. Nous avons donc réalisé une modélisation selon un second scénario qui ne permet pas cette extension du marais sur le revers de la flèche, pour fins de comparaison.



*Voir la figure 81 pour la légende *(SLAMM/ArcGIS)* ; Unités de la figure B : Brun (groupement à *S. Pectinata* et *J. balticus* ; orange : *J. gerardii* et *S. patens*).

Figure 85. Résultats de la modélisation numérique du marais maritime du site de Grant's Beach, A) Scénario « contraint par la dynamique naturelle » *(SLAMM/ArcGIS)* et B) Scénario « libre » (*ArcGIS* et données de terrain)

Comme dans le cas des autres marais, la modélisation du site de Grant's Beach montre la migration du marais sur les terres plus élevées et des pertes au front du marais :

- La conversion des terres non côtières (2011) en (haut) marais de transition (2050 et 2100), voire par la suite en (bas) marais côtier (2100) ;
- La conversion du marais de transition (2011) en marais côtier (2050 et 2100) ;
- La submersion du marais côtier, qui se traduit par (a) la conversion de l'unité *NWI* « *Irregularly Flooded Marsh* » (plus élevée dans le *tidal range*) en « *Regularly Flooded Marsh* » (moins élevée), voire (b) par la conversion du marais côtier en estran sableux, sous le niveau moyen de l'eau, au front du marais et le long de

certains étiers ; cette évolution est particulièrement marquée dans ce marais, dès 2050 ;
- L'érosion ou la submersion de 12,5 ha de terres côtières d'ici l'an 2100.

Selon le scénario *libre*, le marais (51,9 ha en 2012) atteindrait une superficie de 54,1 ha en 2100 (+4,4%) ; le (bas) marais côtier occuperait 33,7 ha (+0%) et le (haut) marais de transition 20,5 ha (+11,8%), ce qui correspond respectivement à 62,2% et à 37,8% de l'ensemble du marais du secteur, des valeurs proches de la situation actuelle. À noter, tout comme dans le marais du sous-secteur de Le Goulet-est, la succession de deux périodes aux évolutions distinctes du (bas) marais côtier :

(a) la période 2012-2050, qui voit le marais côtier passer d'une superficie de 33,4 ha à 35,1 ha, suivie…
(b) de la période 2050-2100, pendant laquelle il y a perte et retour à une superficie de 33,7 ha.

Cette séquence ne se retrouve pas dans le (haut) marais de transition, dont la superficie passe de 18,5 ha à 19,8 ha puis à 20,5 ha, de 2011 à 2050 à 2100, traduisant une migration continue de cette unité vers l'intérieur des terres non côtières à mesure de la hausse du niveau marin. Dans le cas du (bas) marais côtier, elle correspond à une accélération de la submersion entre 2050 et 2100, les pertes par érosion (taux constant) et par submersion sur ce site passant par ailleurs de 5,5 ha entre 2012 et 2050 à 12,5 ha entre 2050 et 2100.

Selon le scénario que nous décrivons comme *contraint par la dynamique naturelle* (figure 85A), le marais atteindrait une superficie de 48,9 ha en 2100 (-5,7%) ; le (bas) marais côtier occuperait 31,8 ha (-4,7%) et le (haut) marais de transition 17,1 ha (-7,3%), ce qui correspond respectivement à 65% et à 35% de l'ensemble du marais du secteur.

Bref, la modélisation de l'évolution du marais du site de Grant's Beach, en regard d'une hausse relative du niveau marin de 70 cm d'ici 2100 indique :

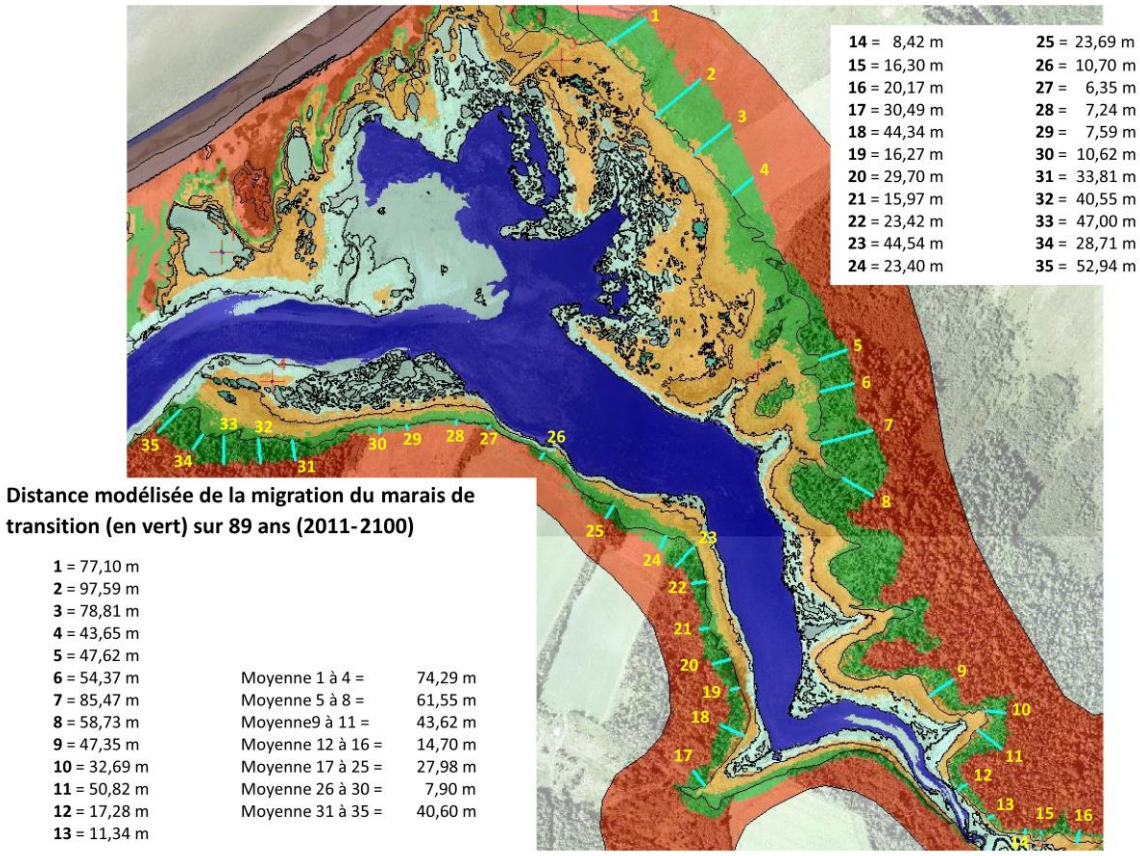
(a) Une augmentation de 4,4% ou une diminution de 5,7% de la superficie totale du marais maritime du secteur selon le scénario retenu, ce qui le rapproche plus de la situation précaire du marais de Le Goulet-est que de celles des marais de L'Aboiteau et de la Pointe Carron ;
(b) Une extension du (haut) marais de transition sur les terres non côtières[14], le bilan net correspondant à une augmentation de 10,9% ou à une diminution de 7,3% de la superficie de cette unité selon le scénario retenu ;
(c) Une augmentation de 0,8% ou une diminution de 4,7% de la superficie du (bas) marais côtier, à mettre en relation avec une submersion des parties basses du

[14] La distance de migration projetée de la limite interne du (haut) marais de transition (c'est-à-dire la limite de terres côtières de la *Politique de protection des zones côtières pour le Nouveau-Brunswick*) atteint plus de 97 m par endroit le long de l'estuaire, ce qui valide le choix des 100 m considérés dans le calcul de la *DMP* (section 3.3.1).

marais qui s'accentue (et qui provoque l'augmentation importante de la superficie de l'estran sableux). Cette évolution indique, tout comme dans les autres marais, un abaissement de la position du marais du site de Grant's Beach face au *tidal range*.

Face aux marais précédents, celui du site de Grant's Beach semble en situation précaire. Selon le scénario retenu, donc selon que la flèche de Grant's Beach soit stable, que son revers ne tende pas à reculer et que les transferts sableux n'y soient pas défavorables, bref que la flèche littorale se maintienne comme elle est actuellement jusqu'à l'an 2100, ou au contraire qu'elle se déstabilise ou amorce un recul, le marais qui s'est développé sur son revers pourrait parvenir à se maintenir ou, au contraire, perdre en superficie.

Du côté de l'estuaire, la configuration des terres non côtières ne semble pas être aussi favorable que dans le secteur de L'Aboiteau. Les pentes plus fortes des versants par endroit le long du ruisseau Grant (figure 86) ne permettent pas de compenser la restriction à l'extension du marais sur le revers de la flèche littorale de Grant's Beach et on est donc ici très loin des bilans totaux de + 29,9% à +35,3% projetés dans le secteur de L'Aboiteau pour l'an 2100. Tout semble indiquer un marais relativement confiné, une situation en quelque sorte comparable à celle du sous-secteur de Le Goulet-est tout en étant très différente, un marais auquel un taux d'accrétion verticale maximal de 2,73 mm/an ne permet pas non plus d'assurer le maintien face à une hausse relative du niveau marin qui montre ici une valeur parmi les plus fortes atteintes le long de la côte néobrunswickoise du golfe du Saint-Laurent.



*Voir la figure 27 pour la légende

Figure 86. Distance de migration projetée de la limite des terres côtières (limite interne de marais de transition) au site de Grant's Beach selon la modélisation avec *SLAMM* (2011-2100)

Modélisation ArcGIS avec des données de terrain produites pour le projet (figure 30B)

Les travaux de terrain dans le marais du site de Grant's Beach ont permis de reconnaître quatre espèces caractéristiques à partir desquelles une cartographie de la végétation a pu être établie (tableau 26 et figure 29B).

On peut corréler en première approximation la zone à *Spartina pectinata* et *Juncus balticus* au (haut) marais de transition de la cartographie des habitats côtiers de Énergie & Mines Nouveau-Brunswick, la zone à *Juncus gerardii* et à *Spartina patens* correspondant alors au (bas) marais côtier.

Le taux d'accrétion verticale maximal mesuré à partir des échantillons récoltés en 2014 est de 3,3 mm/an, ce qui est plus de 20% supérieur au taux moyen utilisé dans la modélisation avec *SLAMM* (2,73 mm/an).

En 2014, les deux unités de marais du site de Grant's Beach couvraient 54,7 ha selon ces données (contre 51,9 ha pour leurs équivalents dans la cartographie des habitats côtiers de É&M), dont 36,7 ha de (bas) marais côtier et 18 ha de (haut) marais de transition, soit 67% et 33% de l'ensemble du marais, respectivement.

Seul le scénario *libre* a été retenu pour la modélisation dans *ArcGIS*. Les résultats indiquent néanmoins que la superficie du marais diminuerait de 5,9% (51,4 ha) d'ici l'an 2050 et de 52,7% d'ici l'an 2100 (25,9 ha). Par contre, si la superficie du (haut) marais de transition diminue de 2014 à 2050 à 2100, celle du (bas) marais côtier augmente entre 2014 et 2050, atteignant 38,7 ha, avant que survienne la submersion (et sans doute aussi en partie l'érosion) de 25,3 ha, soit une perte de plus de 63,5% de ce bas marais.

On retrouve ici la submersion prévue dans *SLAMM* sur plusieurs marais, et qui est sans doute corrélative de l'accélération de la hausse du niveau marin relatif prévue dans la deuxième moitié du XXI^{e} siècle. Malgré un taux d'accrétion verticale maximal de 3,3 mm/an, la modélisation dans *ArcGIS* prévoit une perte de 52,6% du marais du site de Grant's Beach et de 63,5% de son (bas) marais côtier.

Les deux modélisations (avec *SLAMM*/*ArcGIS* et avec *ArcGIS*) prévoient une perte de la superficie du marais de Grant's Beach d'ici l'an 2100, de 5,7% à 52,6% selon la méthode utilisée. Seule la modélisation du marais de Le Goulet-est prévoyait aussi une perte de superficie d'ici l'an 2100. Ce qui distingue ce site de tous les autres marais par contre, c'est que le marais côtier perd en superficie : un seuil semble avoir été franchi, où la surface du (bas) marais non seulement s'abaisse graduellement face au niveau moyen de la mer, mais ne parvient pas à se maintenir à l'horizon de 2100. Sans la migration vers les terres non côtières, c'est-à-dire en situation de *coastal squeeze*, le bilan serait évidemment encore plus défavorable.

3.6. Aperçu de l'impact du *coastal squeeze* sur les services écologiques offerts par les habitats côtiers

On peut reconnaître plusieurs types de services écologiques (SÉ) offerts par les habitats côtiers (Chmura *et al*, 2012). Au Nouveau-Brunswick et dans les secteurs retenus dans cette étude, on peut reconnaître les suivants, que l'on peut regrouper de différentes façons (tableau 27):

Tableau 27. Aperçu de certains services écologiques dans les quatre secteurs retenus dans cette étude

Service écologique\Secteur	Pointe Belloni – Pointe Carron	Le Goulet *étendu*	L'Aboiteau	Cadman Corner – Pointe Cadman
Valeur identitaire, esthétique et culturelle des paysages				
Récréation				
Habitats d'espèces protégées ou migratrices				
Puits de carbone ou de contaminants		**(-)**		**(-)**
Protection contre les risques côtiers	**(X)**	**X**	**X**	
Habitats d'intérêt pour des espèces commerciales				
Tourisme balnéaire	**P**	**P**	**X**	
Récréotourisme	**P**	**P**	**X**	

Case grise et « X » : Présence du service écologique.
« (X) » : Présence du service écologique mais vulnérabilité inhérente du site de la Pointe Carron.
(-) : Les modélisations prévoient une perte de superficie de ces deux marais, donc potentiellement un impact négatif sur ce service écologique.
P : Un potentiel existe dans ce site mais il n'est pas particulièrement exploité à l'heure actuelle.
Case avec barre oblique : Ne s'applique pas. Dans ce secteur, les habitats côtiers ne protègent aucun développement et aucun accès au public n'y existe à part le quai de la Pointe Amos. La récréation est possible sur la plage présente à l'ouest de la Pointe Cadman mais comme il n'y a aucun accès public, elle est *de facto* strictement réservée aux propriétaires côtiers ou aux personnes qui s'y rendraient par la mer.

- Rôle des paysages côtiers dans l'identité des collectivités côtières (valeur identitaire, esthétique et spirituelle)

- Récréation (promenade, observation de la nature, cueillette, chasse et pêche)

- Habitats d'espèces fauniques et floristiques protégées ou migratrices (intérêt pour la conservation de la biodiversité) et de la sauvagine et d'autres gibiers
- Puits de carbone et de contaminants

- Protection contre les risques côtiers (érosion, submersion, intrusion saline)
- Habitats jouant un rôle dans le cycle de vie ou la chaîne trophique relative à des espèces commerciales (ex. pêche)

- Tourisme balnéaire
- Récréotourisme

Le tableau 27 présente l'occurrence de ces différents SÉ dans les quatre secteurs retenus dans cette étude. Sans prétendre représenter tout l'éventail des situations observées le long de la côte du golfe du Saint-Laurent au Nouveau-Brunswick, ils permettent d'énoncer certaines généralités.

1. Certains SÉ sont présents du seul fait de la présence des habitats côtiers, quoique leur qualité dépende évidemment de l'état des milieux, de leur intégrité à titre d'habitats et de celle des écosystèmes qu'ils supportent. C'est le cas de la valeur identitaire, esthétique et culturelle des paysages côtiers, au titre de cadre de vie des collectivités côtières, qu'il y ait utilisation effective ou pas du milieu (récréation, chasse ou pêche sportives, etc.). L'impact du *coastal squeeze* sur ce type de SÉ est parmi les premiers à être observés, généralement en rapport avec la perte du caractère naturel de la côte (développement linéaire le long du rivage, souvent suivi de l'artificialisation directe du rivage; remblaiement) et la dégradation des habitats sableux. Une fois que le front côtier a été développé, le retour en arrière est difficilement concevable et la protection de l'immobilier est souvent perçue comme une priorité, sinon un droit.

   Une politique d'aménagement durable permettant d'éviter l'artificialisation de la côte et d'intégrer la mobilité de la zone côtière, dans le contexte actuel de hausse relative du niveau marin, assurerait le maintien de ces SÉ et, du même coup, celui d'autres services qui dépendent directement du caractère fonctionnel des écosystèmes côtiers. Toute action perturbatrice de l'équilibre sédimentaire et du fonctionnement du système côtier doit être prudemment évaluée, d'autant plus que les impacts des changements en cours restent encore mal connus. L'exemple des modélisations numériques du site de Grant's Beach le montre bien : même en absence d'intervention humaine, le système côtier pourrait se retrouver en équilibre précaire, voire être déstabilisé.

2. Une autre catégorie de SÉ concerne la conservation de la biodiversité, la régulation du climat ou encore la qualité des eaux. Les habitats côtiers jouent en effet un rôle clé pour de nombreuses espèces animales migratrices, dont certaines jouissent d'un statut de protection, tel le Pluvier siffleur *(Charadrius melodus)*. Des espèces floristiques sont dans la même situation, comme le Satyre fauve des Maritimes *(Coenonympha inornata nipisiquit)*. Les sols de certains d'entre eux, comme les marais maritimes, accumulent les contaminants ou, de par les conditions défavorables à la décomposition, accumulent la matière organique et constituent des puits de carbone, limitant les émissions de ce gaz à effet de serre dans l'atmosphère. Tous les habitats côtiers peuvent d'autre part jouer un rôle de filtrage des eaux continentales et ainsi influencer favorablement la qualité de l'eau dans les plans d'eau bordant les côtes.

   Ces SÉ relèvent de lois ou d'engagements à l'échelle fédérale et provinciale et mais ils contribuent directement à la qualité de l'environnement à l'échelle locale. Les résultats des modélisations numériques soulèvent de nombreuses questions : les habitats du (haut) marais de transition pourraient être réduits de façon importante selon les scénarios contraints, par exemple dans le site de la Pointe Carron : qu'en serait-il des milieux et des espèces qu'on y retrouve actuellement ? Quand le (bas) marais côtier est gêné dans sa migration et donc qu'une partie importante de cet habitat se retrouvera graduellement ennoyé, plus bas dans la zone de battement des marées, quel impact cela aurait-il sur les espèces et sur la séquestration des contaminants et de la matière organique ? Nos résultats ne répondent pas à ces questions mais les impacts de l'évolution projetée doivent être mieux connus pour adopter les bonnes stratégies d'adaptation aux échelles locale, régionale et provinciale.

3. D'un point de vue plus direct à l'échelle locale et régionale, les SÉ que l'on associe aux habitats côtiers sont la protection contre les risques côtiers, particulièrement l'érosion, la submersion due aux tempêtes et l'intrusion saline des sources d'eau potable. On devrait sans doute aussi y ajouter le rôle que jouent les marais maritimes dans la chaîne trophique et dans le cycle de vie d'espèces aquatiques de la pêche commerciale. Dans le premier cas, les secteurs où les habitats côtiers se trouvent au-devant de zones urbanisées, comme à Le Goulet et à L'Aboiteau, ont tout à gagner à protéger les plages, dunes littorales et marais maritimes ou de barachois. Cette protection passe forcément par une politique évitant le *coastal squeeze* et, de façon plus générale, l'artificialisation de la côte et la perturbation du système côtier. Des mesures proactives de restauration et d'amélioration du caractère protecteur de la crête dunaire, en accord avec la dynamique naturelle, sont d'ailleurs envisagées depuis longtemps dans ces secteurs (O'Carroll et Bérubé, 1997). Nous ne reviendrons pas sur la nécessité de prévoir une distance de retrait entre toute construction et un habitat côtier : ne pas le faire entraîne l'artificialisation à terme de la côte, qui perd alors son caractère naturel, et la plupart du temps sa déstabilisation et la perte d'habitats, parfois sur un linéaire côtier dépassant largement la propriété où se trouve la construction de départ. Concernant les SÉ des marais maritimes relatifs à la pêche commerciale, des travaux semblent montrer un

impact de l'évolution projetée en deux temps : d'abord, un effet bénéfique de l'érosion du front du marais par l'augmentation de son caractère sinueux, ce qui diversifierait de façon favorable l'habitat des espèces aquatiques dans leur stade juvénile, suivi d'une perte nette d'habitat par submersion (Gail Chmura et Dante Torio, comm. personnelle). Bien que nos simulations numériques ne pouvaient pas « permettre » la création de marais au détriment des plans d'eau, il demeure que tous nos résultats ont montré une perte du (bas) marais côtier au contact avec les plans d'eau estuariens ou les baies. Étant donné l'enjeu, par l'importance des pêches pour les collectivités côtières du Nouveau-Brunswick, il serait sans doute avisé d'augmenter nos connaissances de cette chaîne d'impacts potentiels.

4. Plages et dunes littorales sont depuis longtemps une source importante de revenus saisonniers pour le Nouveau-Brunswick, le tourisme balnéaire étant développé depuis plusieurs dizaines d'années. Le récréotourisme et l'écotourisme sont aussi bien implantés maintenant, ajoutant les marais maritimes, les falaises et les estrans rocheux, sableux et vaseux aux milieux susceptibles d'être à l'origine de revenus. Les secteurs littoraux qui n'offrent pas déjà un produit touristique, récréotouristique ou écotouristique en ont tous de toute façon le potentiel. Dans ce contexte, si l'enjeu associé à la protection des habitats côtiers et de leur intégrité est présent partout, bien que plus difficile à exploiter là où l'accès aux terres publiques que constitue le bas rivage est *de facto* réservé aux propriétaires privés, comme dans le secteur de Cadman Corner – Grant's Beach.

   On ne peut ici que répéter les résultats du calcul de la *DMP* : les plages et dunes littorales étaient déjà en 1996 les habitats côtiers les plus susceptibles au *coastal squeeze*, parfois même dans des secteurs où ces habitats sont au cœur des activités économiques, par exemple dans le « corridor » Bouctouche-Shédiac-Cap-Pelé-Murray Beach (avec, dans le secteur de L'Aboiteau, la Plage Gagnon, le Parc de L'Aboiteau et *Sandy Beach*). Ce sont les habitats les plus recherchés et aussi parmi les plus flexibles dans leur réponse à la hausse relative du niveau marin si on leur laisse la possibilité de s'ajuster. Y fixer le trait de côte c'est risquer la perte de la raison même pour laquelle on veut être à la côte, la raison même aussi pour laquelle les touristes y viennent.

3.7. Références

Bérubé, D. et J. Thibault (1996) : *Géomorphologie littorale du détroit de Northumberland, sud-est du Nouveau-Brunswick*. Rapport géoscientifique 96. Ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick, Bathurst. 186 p.

Bérubé, D., M. Chelbi, V. Clement, S. Jolicoeur, S. O'Carroll et M. St-Pierre (2015a) : *Projet FFENB # 140151. Production de données sur l'érosion et prévision de l'évolution du littoral. Rapport final du projet.* Rapport remis à Environnements et Gouvernements locaux, Fredericton. 53 p. + fichiers électroniques.

Bérubé, D., M. Chelbi, V. Clement, S. Jolicoeur, S. O'Carroll et M. St-Pierre (2015b) : *Projet FFENB # 140133. Évaluation de la vulnérabilité aux changements climatiques pour la Ville de Bathurst. Contribution au rapport final du projet. Volet « Érosion côtière »*. Rapport remis à Environnements et Gouvernements locaux, Fredericton. 42 p. + fichiers électroniques.

Chmura, G.L. et G.A. Hung (2004) : Controls on Salt Marsh Accretion: A Test in Salt Marshes of Eastern Canada. *Estuaries*, 27/1 : 70-81.

Chmura, G.L., D.M. Burdick et G.E. Moore (2012) : Recovering Salt Marsh Ecosystem Services through Tidal Restoration. In : C.T. Roman et D.M. Burdick (sous la dir.), *Tidal Marsh Restoration : A Synthesis of Science and Management*. Island Press, Washington : 233-251.

Daigle R.J., sous la direction de (2006) : *Impacts de l'élévation du niveau de la mer et du changement climatique sur la zone côtière du sud-est du Nouveau-Brunswick*. Environnement Canada, Ottawa, 646 p.

Daigle, R.J. (2012) : *Updated Sea-Level Rise and Flooding Estimates for New Brunswick Coastal Sections.* Rapport de R.J. Daigle Enviro préparé pour *Solutions d'adaptation aux changements climatiques de l'Atlantique*, Fredericton. 47 p.

Daigle, R.J. (2014) : *Updated Sea-Level Rise and Flooding Estimates for New Brunswick Coastal Sections. Based on IPCC 5th Assessment report.* Rapport de R.J. Daigle Enviro préparé pour le Secrétariat des changements climatiques, Fredericton. 55 p.

Forbes D.L., G. Parkes, G.K. Manson et L.A. Ketch (2004) : Storms and shoreline retreat in the southern Gulf of St. Lawrence. *Marine Geology,* 210 : 169-204.

Jolicoeur, S., M. Giangioppi et D. Bérubé (2010) : Réponses de la flèche littorale de Bouctouche (Nouveau- Brunswick, Canada) à la hausse du niveau marin relatif et aux tempêtes entre 1944 et 2000. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 1 : 91-108.

Jolicoeur, S. et S. O'Carroll (2012) : *Projet de la Péninsule acadienne. Rapport de recherche technique. Équipe « Photogrammétrie et cartographie »*. Rapport remis à *Solutions d'adaptation aux changements climatiques de l'Atlantique*, Fredericton. 63 p. + fichiers électroniques.

Meur-Férec C. et V. Morel (2004) : L'érosion sur la frange côtière : un exemple de gestion des risques. *Nature* Science *et Société,* 12 : 263-273.

O'Carroll S. et D. Bérubé (1997) : *Options de restauration de la dune de Le Goulet, Nouveau-Brunswick : une évaluation géo- morphologique*, *Dossier public 97-9*. Ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick, Bathurst. 43 p.

O'Carroll S., D. Bérubé, D.L. Forbes, A. Hanson, S. Jolicoeur et A. Fréchette (2006) : Érosion des côtes. *In* Daigle R.J. (sous la direction de) : *Impacts de l'élévation du niveau de la mer et du changement climatique sur la zone côtière du sud-est du Nouveau-Brunswick*. Environnement Canada, Ottawa : 342-423.

Richardson, G.R.A. (2010) : *Adapting to Climate Change : An Introduction for Canadian Municipalities*. Natural Resources Canada, Ottawa. 40 p.

Robichaud, A. (1989) : *Évolution du littoral entre Robichaud et Dupuis Corner, Nouveau-Brunswick*. Mémoire de baccalauréat, Université de Moncton, Moncton. 44 p.

SACCA (2012) : *Adaptation au changement climatique : inondations côtières à Le Goulet, Nouveau-Brunswick.* Dépliant d'information. *Solutions d'adaptation aux changements climatiques de l'Atlantique*, Fredericton. 3 p.

Torio, D.D. et G.L. Chmura (2013) : Assessing Coastal Squeeze of Tidal Wetlands. *Journal of Coastal Research* 29/5 : 1049-1061.

Torio, D.D. (2016) : *Modelling the impacts of sea level rise on tidal wetlands*. Thèse de doctorat (Ph.D.), Département de géographie, Université McGill, Montréal.

4. Quelles stratégies d'adaptation à privilégier pour atténuer l'impact du *coastal squeeze* ?

Ce chapitre présente dans un premier temps, comment les écosystèmes côtiers évoluent tant de manière verticale qu'en migrant latéralement selon un équilibre fragile entre la vitesse des variations du niveau marin relatif et le bilan sédimentaire. Ensuite, des exemples de stratégies adoptées par différentes sociétés à l'international afin de conserver leurs écosystèmes côtiers permettent d'identifier certaines actions qui pourraient être mises de l'avant dans le GESL. Enfin, la dernière section présente les mesures de gestion législative et écologique actuelle au Québec et au Nouveau-Brunswick ainsi que les défis pour l'adaptation des écosystèmes côtiers.

4.1. Processus d'adaptation des écosystèmes côtiers

Tel que décrit dans le chapitre 1, l'adaptation des écosystèmes côtiers affectés par la hausse du niveau marin ne peut se produire que de deux manières : par accrétion verticale ou par migration latérale en direction de la zone terrestre. En s'appuyant sur ces mécanismes et des exemples de modification des écosystèmes côtiers, cette section vise à illustrer les conséquences potentielles de l'inaction face au *coastal squeeze* et décrire la diversité des mesures de conservation et d'adaptation permettant de protéger les écosystèmes côtiers.

4.1.1. Accrétion verticale

Un écosystème côtier, quel qu'il soit, peut subir une accrétion verticale si le bilan sédimentaire est positif (apports supérieurs aux pertes). Il peut aussi s'ajuster par la production végétale et l'accumulation organique particulièrement dans les marais. Dans les régions tempérées comme au Québec et au Nouveau-Brunswick, les apports organiques sont généralement plus faibles, de sorte que la contribution des apports sédimentaires constitue le facteur le plus important dans l'accrétion verticale des écosystèmes côtiers. Cette croissance verticale de l'écosystème littoral peut compenser en partie ou en totalité la hausse du niveau marin. Dans le cas des systèmes à forte accrétion, il peut même y avoir une augmentation de la superficie de l'écosystème côtier ou une avancée de l'écosystème vers la mer même en condition de transgression marine. C'est le cas, par exemple, dans certains secteurs des Îles-de-la-Madeleine ou des tombolos et des pointes (Grande Échouerie et la flèche du Havre Aubert) se sont développés en dépit d'une hausse du niveau relatif de la mer qui prévaut depuis des siècles (Juneau, 2012).

Les causes du déséquilibre du bilan sédimentaire peuvent être regardées selon une échelle à long terme ou bien à court terme. L'une des principales causes à long terme est la réduction des apports sédimentaires granulaires (surtout sable-gravier) provenant des rivières en raison du rééquilibre glacio-isostatique au cours de la période de l'Holocène. Au cours des derniers siècles et décennies, la principale source sédimentaire qui contribue au bilan des écosystèmes côtiers provient de l'érosion des falaises. Ces talus, qu'ils soient constitués de sable, d'argile et de silt-argileux surmontés de sables deltaïques ou de grès et autres matériaux meubles contenant du sable et du gravier et du galet, fournissent du matériel qui s'ajoute au transit sédimentaire et

permet de remplacer les sédiments perdus ou submergés dans la zone littorale. Actuellement, la plupart des rivières et des ruisseaux qui alimentent en sable et gravier la zone côtière de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent ont des apports assez faibles, sauf quelques grandes rivières encore naturelles de la Côte-Nord et du Nouveau-Brunswick, ou bien certaines rivières à régime torrentiel de la Gaspésie. À cette tendance naturelle de la réduction des apports sédimentaires des rivières, s'ajoute pour certaines rivières une composante anthropique, soit la présence de barrages hydro-électriques qui bloquent les apports sédimentaires vers la côte (Boyer-Villemaire et al., 2013; Dubois, 1999; Cataliotti-Valdina et Long, 1984). De plus, les infrastructures humaines qui durcissent les berges (enrochements, murets, épis, pavements, etc.) diminuent l'érosion de talus et réduisent cet apport sédimentaire, ce qui accentue le déséquilibre sédimentaire des écosystèmes côtiers. De plus, ces infrastructures réflectives favorisent l'érosion des plages (Bernatchez et Fraser, 2012). Ces facteurs contribuent ainsi à l'érosion et à la submersion des écosystèmes côtiers. Ainsi, l'un des moyens d'adaptation ayant un fort potentiel pour conserver les écosystèmes côtiers est de réduire autant que possible le durcissement des berges et de choisir des solutions plus harmonieuses de la dynamique côtière, comme en font déjà la promotion diverses agences gouvernementales (ex. UK Environment Agency, 2012). Toutefois, cette mesure implique d'accepter une certaine perte de terrains côtiers au profit des écosystèmes.

Cette avenue peut se faire en identifiant les segments côtiers qui contribuent aux apports sédimentaires et en imposant une zone non-constructible permettant d'éviter la construction de résidences et de commerces au sommet de falaises meubles côtières. On évite ainsi de créer des situations futures ou des riverains demanderont des structures de protections lorsque l'érosion menacera leur résidence ou leur commerce. Par exemple, dans le cadre de l'entente spécifique sur l'érosion des berges dans la région administrative de la Côte-Nord au Québec, un zonage a été établi en fonction de la vitesse de recul du littoral (Dubois et al., 2006) où la construction n'est plus permise ainsi que certaines solutions lorsqu'elles ne sont pas appropriées (ex. enrochement d'une côte basse sableuse). Dans certains cas, la zone recommandée est supérieure à 100 m. Sur les côtes non construites appartenant à la Couronne, au Québec, la zone non-constructible est établie à la valeur anticipée du taux de recul du talus côtier pour un horizon de 100 ans. Aux Îles-de-la-Madeleine, un nouveau cadre normatif contrôle l'utilisation du sol dans les zones exposées à l'érosion côtière et aux mouvements de terrain. La bande de terrain inconstructible est aussi fonction de la vitesse de recul du littoral.

Au Nouveau-Brunswick, la Politique provinciale de protection des zones côtières, qui a vu le jour en 1996 et qui a été modifiée en 2002, mais dont les règlements n'ont pas encore été officiellement adoptés, propose de limiter le développement côtier selon un système de trois zones. D'abord la zone A, qui inclut les dunes, plages, plates-formes rocheuses, marais salés et marais endigués; ensuite la zone B, qui est ni plus ni moins qu'une zone tampon fixe de 30 m le long de la zone A; et enfin la zone C, qui est une zone contiguë à la zone B, mais qui n'a pas de dimension prédéterminée. De manière générale, le développement côtier est toléré dans ces trois zones lorsqu'il y a déjà présence d'infrastructure, et peut faire l'objet d'une revue environnementale lorsque le milieu est encore entièrement naturel. Cependant, bien que cette politique vise à protéger les habitats côtiers, elle n'a malheureusement pas été appliquée de manière constante au cours des deux dernières décennies, et ses lignes directrices ne tiennent

pas compte de l'effet du *coastal squeeze* au cours des prochaines décennies. De plus, au Nouveau-Brunswick, le régime de jurisprudence inhérent au « Common Law » rend vulnérables toutes nouvelles politiques ou tous nouveaux règlements qui contreviennent aux droits acquis des propriétaires riverains ou côtiers. Parmi ces droits acquis, celui qui permet de protéger sa propriété contre les processus d'érosion à l'aide d'ouvrages côtiers, constitue une réelle menace à la pérennité des habitats côtiers dont la migration en direction des terres est inévitable dans un contexte de changement climatique et de hausse du niveau marin.

Au Québec (sous un régime de code civil), il est possible de modifier le statut malgré des droits acquis, mais cela doit se faire sous condition de justifier la nécessité du changement devant la cour s'il y a contestation judiciaire et de respecter des règles d'équité. Le cas a été soumis dans la région de Sept-Îles lorsque la municipalité a adopté un règlement interdisant l'enrochement des plages tout en appliquant une politique de retrait des habitations et chalets exposés à l'érosion des talus sur certaines plages.

Toutes les mesures et actions d'adaptation mentionnées ci-dessus peuvent être rangées dans la catégorie « cession de zone terrestre au profit des écosystèmes côtiers ». Dans tous les cas, on accepte de céder des terrains souvent intéressants pour le développement résidentiel, commercial et industriel afin de permettre une adaptation verticale et latérale des écosystèmes de plage, de flèches sableuses, de dunes, etc.

Il est possible également, dans des cas rares, d'adopter des méthodes permettant de rehausser la surface d'un marais ou d'un herbier littoral sans céder d'espace terrestre. Par exemple, certaines zones de marais pourraient progresser par sédimentation dans la zone de turbidité maximum de l'estuaire du Saint-Laurent. Un bon exemple est le marais de Cap Tourmente, site classé sous la Convention internationale Ramsar. Ce site est un exemple patent de marais hautement vulnérable au *coastal squeeze* puisqu'il est entièrement bordé par une voie ferrée et un versant rocheux; il n'a donc aucune possibilité de migration latérale. Par contre, il est aussi situé dans la zone de turbidité maximum du Saint-Laurent, près de la pointe nord-est de l'île d'Orléans où la sédimentation pourrait assurer l'accrétion du marais. Pour sélectionner les mesures adéquates, il faut d'abord comprendre les causes de l'érosion de certains marais. Certaines études (Dionne, 1989; Troude et Serodes 1988) suggèrent que les glaces côtières contribuent à l'érosion des schorres supérieurs et inférieurs des marais côtiers. D'autres attribuent une partie de l'érosion de certains marais côtiers au broutage intensif par les oies à l'automne (Dionne, 1985). Enfin, il est possible que l'ouverture à longueur d'année du chenal maritime et le batillage des navires contribuent aussi à ce problème. Ainsi, avec des études appropriées, il serait possible de quantifier les causes possibles d'érosion du schorre supérieur et d'appliquer des mesures de protection qui pourraient aller de la limitation de vitesse des navires au contrôle de la population d'oies (mesure pour effrayer les oies et rendre la batture moins attrayante l'automne) jusqu'à des estacades flottantes en acier pour retenir les glaces afin de protéger le schorre dans le but d'éviter l'arrachement de morceaux du marais par les glaces entraînées vers le chenal de navigation lors de fortes marées.

Les travaux réalisés depuis plusieurs années par Attention FragÎles aux Îles-de-la-Madeleine constituent aussi un exemple où l'organisme, avec des actions citoyennes, a permis de protéger et de renaturaliser des dunes où l'érosion était problématique. En favorisant l'accumulation des

sédiments par diverses techniques, notamment des programmes de repiquage avec de la végétation littorale, la mise en place de ganivelles et même de casiers à Homards, les dunes ont été stabilisées. Des recharges en sédiments des plages, quoiqu' encore peu fréquentes, sont aussi effectuées pour restaurer des plages et réduire l'érosion d'écosystèmes sableux.

D'autres mesures sont aussi possibles. Un enrochement installé près de Rivière-du-Loup pour protéger l'autoroute transcanadienne a été conçu avec une géométrie en T permettant de créer des espaces où peuvent se développer des marais en bordure d'un haut estran en érosion. Il y a aussi l'exemple des marais de Chezzetcook, en Nouvelle-Écosse ou d'anciens aboiteaux ont été ouverts il y a plusieurs décennies et se sont transformés en marais (autrement dit une stratégie de dépoldérisation). Ou encore au Nouveau-Brunswick, des actions ont aussi été prises pour créer des brèches dans une digue afin de transformer des terres agricoles pour restaurer le marais côtiers de Beauséjour. Le marais de Sainte-Anne de Portneuf est aussi un exemple de marais qui a connu une croissance parce que des croûtes de bois de sciage jetées dans la rivière se sont accumulées derrière un flèche d'avant côte. Les croûtes de bois ont piégé les sédiments ce qui a favorisé le développement d'un grand marais côtier. Bref, il est possible de créer des marais côtiers, soit en profitant de contextes sédimentaires favorables comme la zone de turbidité maximale du Saint-Laurent, soit en récupérant d'anciens espaces de marais autrefois gagnés sur la mer pour l'agriculture qui peuvent être rendus à la nature comme à Chezzetcook, soit artificiellement en mettant des ouvrages qui favorisent la sédimentation fine.

Ces mesures de rehaussement d'écosystèmes côtiers nécessitent une analyse préalable de la dynamique de l'ensemble de l'écosystème côtier. Par exemple, le rechargement de plages peut être perçu comme une bonne manière de résister à la submersion et à l'érosion de la plage, mais la tendance actuelle, lors de rechargement, est d'utiliser des matériaux différents de ceux de la plage d'origine (granulométrie plus grossière ou grains moins arrondis). Or, le rehaussement d'une plage peut donner l'illusion de sauvegarder la plage alors qu'il détruit l'écosystème supporté par cette plage. Un rechargement trop massif ou un changement de matériaux peut tuer certains invertébrés qui vivent dans la zone intertidale. De plus, la nature du matériel utilisé peut défavoriser certaines espèces, notamment pour les zones de frayère comme le capelan par exemple. La reconstruction de marais doit aussi être faite avec beaucoup de soins pour éviter des problématiques de qualité d'eau et retrouver une qualité de sol intéressante pour la biodiversité indigène (White, 2015).

Ainsi, en contexte de *coastal squeeze*, peu importe la méthode favorisant l'accrétion verticale utilisée, il est avantageux de favoriser le taux de production de la biomasse organique (croissance organique) et un bilan sédimentaire positif dans les milieux menacés par l'érosion et la submersion marine, ne serait-ce que pour leur donner plus de temps pour s'ajuster latéralement.

4.1.2. Migration latérale

Lorsqu'un écosystème littoral ne peut pas se maintenir par accrétion verticale, il peut parfois le faire par migration en direction du milieu terrestre. Généralement, on perd la partie basse de l'écosystème qui devient subaquatique et toutes les composantes de l'écosystème tendent à se réinstaller à un niveau qui suit la hausse du niveau marin. La seule manière pour l'écosystème de se maintenir est d'envahir des espaces terrestres à pente faible.

La condition indispensable pour qu'un écosystème intertidal puisse effectuer cette migration latéralement est la présence d'espaces de liberté sur le milieu terrestre. Là encore, l'artificialisation des berges, qui consiste le plus souvent en constructions rigides, constitue un obstacle majeur à la migration naturelle de l'écosystème. La méthode d'adaptation planifiée la plus courante consiste à réserver des espaces de liberté pour les écosystèmes qui ont un potentiel de migration grâce à un statut de protection ou de conservation. Cette méthode est active parce que l'acquisition de terrains côtiers aux fins de conservation est une action planifiée qui se distingue du « laisser-aller la nature ».

L'acquisition et la protection de terrains côtiers est un mécanisme qui existe déjà. Divers types de parcs (ex : parc du Bic, parc Forillon) fédéraux et provinciaux ont déjà été mis en place à cette fin. Cependant, ces parcs n'ont pas été choisis seulement pour leur intérêt écologique, mais aussi parce que ce sont souvent des sites d'une beauté exceptionnelle ou encore une valeur historique et patrimoniale qui ont obtenu un statut de parc ou de site protégé. Le cas de Cap-Tourmente (site Ramsar) est un exemple de site exceptionnel ayant un statut de protection, mais de toute évidence, le choix de ce site n'a pas été basé sur sa viabilité face au *coastal squeeze*.

Des gains latéraux peuvent aussi être réalisés en faisant migrer la zone terrestre elle-même. Par exemple, le parc national de l'Île du Prince Édouard a choisi de laisser la côte bordant le parc se déplacer vers l'intérieur des terres; l'administration du parc a décidé d'acquérir de nouveaux terrains à la limite terrestre du parc afin de préserver la superficie du parc malgré la migration des plages et des écosystèmes côtiers. Dans le parc National Forillon au Québec, dans le secteur du Cap-Des-Rosiers, l'agence a déplacé une route côtière vers l'intérieur des terres et il est prévu de démanteler en 2016 un très long enrochement pour laisser le système côtier se réajuster latéralement.

Outre les zones à statut de protection ou de conservation, il existe aussi des interventions visant encore plus directement la régénération des écosystèmes intertidaux. Par exemple, certaines plantes rares ou espèces vulnérables pourraient avoir besoin d'une protection particulière si elles ne peuvent se réimplanter ou migrer assez rapidement vers de nouveaux territoires.

Au Québec, un mécanisme décisionnel pour ce type d'intervention de restauration est actuellement étroitement lié à l'évaluation environnementale des projets de développement en zone côtière : il est possible de restaurer des écosystèmes côtiers comme mesure de compensation pour des pertes d'habitat. Dans une perspective de révision des critères de sélection des sites à protéger pour mieux intégrer le *coastal squeeze*, la sélection des sites devrait se détacher un peu des éléments esthétiques (paysage exceptionnel) pour faire une place plus importante aux aspects écosystémiques. En effet, une forte proportion des sites de conservations ont pour objectif principal de protéger des aires de nidification des oiseaux et des habitats du poisson (ex. : frayères à capelans), mais les critères de sélection des sites tiennent rarement compte de l'ensemble des besoins écosystémiques des espèces visées par le statut de conservation ou protection. Par exemple, on peut préserver une héronnière ou un site de nidification des macareux, mais si les zones d'alimentation de ces oiseaux disparaissent, l'objectif de conservation de l'espèce ne sera pas atteint.

D'autres facteurs de sélection des sites à conserver pour s'adapter au *coastal squeeze* sont : la lutte contre un développement en ruban ayant des impacts majeurs sur les écosystèmes intertidaux, l'importance écosystémique du site, la capacité naturelle de l'écosystème de migrer vers la côte, l'importance de l'écosystème terrestre qui sera sacrifié au profit de l'écosystème côtier, le coût d'acquisition, les obstacles juridiques et sociaux et l'acceptabilité sociale.

En résumé, les exemples mentionnés ci-dessus visent à démontrer qu'il existe diverses formes d'adaptation qui peuvent être mises en œuvre afin d'atténuer ou de contrer le phénomène de perte des écosystèmes côtiers. Le premier groupe d'adaptation dépend du taux de production de la biomasse organique (croissance organique) et du bilan sédimentaire, autrement dit la migration verticale. Le second groupe dépend de la disponibilité d'espaces de liberté à faible pente permettant à l'écosystème de migrer latéralement vers des terrains plus élevés, et ce sans contrainte naturelle et artificielle, autrement dit la migration latérale. Toutefois, ces mesures sont peu mises à profit actuellement.

De plus, sachant que, comme démontré aux chapitres 2 et 3,

- 43 % des écosystèmes côtiers meubles ont un potentiel de migration nul (obstacle inférieur à 5 m de la limite supérieure des écosystèmes) au Québec et de 27 % (obstacle inférieur à 25 m) pour le Nouveau-Brunswick.
- La perte de superficie des écosystèmes côtiers analysés est estimée à 35 % pour le Québec (perte par érosion) et de 55 % pour le Nouveau-Brunswick (érosion et submersion) d'ici 2100. Ces chiffres ne tiennent toutefois pas compte des gains potentiels.

Le laisser-aller, l'inaction et des adaptations passives auront pour conséquence une perte considérable des écosystèmes côtiers. Ainsi, les méthodes actuelles de conservation et de protection des écosystèmes côtiers dans l'est du Canada ne suffisent pas à ralentir ou stopper le déclin de ces écosystèmes, malgré les possibilités techniques d'intervention. Il se dégage donc un constat d'urgence d'amorcer une réflexion et de développer des plans structurés afin de mettre en œuvre des mesures d'adaptation pour conserver des écosystèmes intertidaux et tous les avantages qu'ils procurent à la société. Notamment, le processus de sélection des sites de conservation devrait intégrer le facteur de la viabilité du site à long terme face au *coastal squeeze*.

Ainsi, le défi principal n'est pas principalement technologique. Le succès de ces interventions dépendra plutôt de la volonté politique et de la collaboration de la population, puisque des choix difficiles seront à faire : accepter de sacrifier certains espaces terrestres parfois très intéressants pour le développement au profit des écosystèmes côtiers et des services écologiques qu'ils procurent. Notamment, l faut reconnaître que ces écosystèmes côtiers peuvent contribuer de manière importante à protéger les populations et les infrastructures localisées à l'arrière-côte des aléas côtiers (Gedan et al., 2010). Ainsi, cette démarche d'adaptation devrait être soutenue par des institutions et une gestion côtières très bien structurées.

La section qui suit passe en revue quelques cas types et études offrant des pistes de solution.

4.2. L'adaptation au *coastal squeeze* à l'international

Les gouvernements de plusieurs pays ont pris des mesures pour protéger et conserver les écosystèmes côtiers. Dans la plupart des cas, ces mesures n'ont pas été prises pour adapter les écosystèmes côtiers au *coastal squeeze*, mais pour contrer une dégradation systématique de ces écosystèmes due au développement urbain et touristique en zone côtière. Ces mesures sont intéressantes parce qu'elles permettent de comparer les stratégies adoptées par différentes sociétés afin de conserver leurs écosystèmes côtiers.

France

La France fournit un bon exemple de réponse fortement soutenue par l'État avec le Conservatoire du littoral (http://www.conservatoire-du-littoral.fr/3-le-conservatoire.htm). Le Conservatoire a été créé en 1975 par un décret présidentiel en réponse à des pressions multiples dénonçant la prolifération des activités de développement résidentiel, commercial et industriel sur les côtes françaises. Il était clair que si l'on continuait à occuper chaque kilomètre de berge pour des activités de pêche, d'aquaculture, de production de sel (salines), d'hôtellerie et villégiature, de navigation de plaisance ou pour diverses infrastructures touristiques, de transit portuaire, de production d'énergie, d'activités militaires, etc., il ne resterait plus un seul site côtier à l'état naturel en moins d'un demi-siècle et l'accès au littoral deviendrait impossible pour la population.

Le Conservatoire du littoral a été créé pour identifier des sites côtiers qui pouvaient être acquis à des fins de conservation en partenariat avec les communautés locales. Le Conservatoire est doté d'un budget récurrent tiré d'une taxe sur la navigation de plaisance (environ ou 90 M$ par année), plus diverses sources comme des donations, des legs et des revenus de diverses contributions des utilisateurs. Le mandat du conservatoire est d'harmoniser et de règlementer les activités de développement et d'exploitation des écosystèmes côtiers en privilégiant toujours la conservation ou la restauration des écosystèmes et l'accès aux berges pour la population.

Le mandat actuel du Conservatoire comporte quatre objectifs : 1) la préservation des milieux naturels et des paysages remarquables et menacés; 2) l'équilibre des littoraux et la prise en compte du changement climatique par une gestion raisonnée avec ses partenaires locaux; 3) l'accès et l'accueil du public dans le respect des sites pour une sensibilisation à la préservation de l'environnement et 4) le développement durable pour toutes les activités présentes sur les sites (agriculture, gestion du patrimoine...).

La mission du Conservatoire comporte les activités suivantes : l'acquisition de terrains situés en bord de mer et de lacs, dans un périmètre géographique précis, dont les contours sont définis avec les élus locaux et les services de l'État, votés lors des Conseils d'administration régionaux. Les terrains acquis sont inaliénables. En 40 ans d'existence, aucun terrain acquis par le Conservatoire n'a été cédé ou revendu à un tiers sur les 158 000 hectares acquis, soit 700 sites représentant 12,5 % du linéaire côtier de France. La plupart du temps (70%), ces acquisitions sont faites à l'amiable suite à des ententes avec les propriétaires même si le Conservatoire dispose d'un pouvoir d'expropriation; la gestion des sites acquis par le Conservatoire est confiée

à des comités de gestion locaux en partenariat avec les communes locales, syndicats mixtes ou associations. Le Conservatoire cherche à déléguer localement la gestion des sites afin de favoriser la prise en charge de la conservation des espaces naturels au niveau local. La supervision et la surveillance de cette gestion sont confiées à des « délégations de rivages ».

Les quelque 900 gardes du littoral et les employés chargés de l'entretien des sites et de leur protection sont à la charge des communes (comm. pers. avec Céline Gamery, directrice du Conservatoire du littoral). La mission du Conservatoire comprend aussi la mise sur pied d'un projet de conservation pour chaque site; ce projet est élaboré en coopération avec les partenaires territoriaux et une gouvernance du site est mise en place (comité de gestion), assortie d'une surveillance et l'aménagement de sentiers, restauration, etc. si nécessaire pour permettre l'accès public.

L'exemple du Conservatoire est décrit ici parce que cette approche est unique au monde et parce qu'avec plus de 40 ans d'existence, l'expérience acquise est très intéressante. Le Conservatoire est une organisation intégratrice pérenne de gestion côtière, ce qui est plutôt rare. Même si le Conservatoire du littoral se limite à une portion des côtes françaises, son action constitue un mode très intéressant d'adaptation pour les écosystèmes. La même organisation, soutenue par l'État, peut identifier les écosystèmes à protéger, acquérir les terrains nécessaires non seulement en milieu terrestre et intertidal, mais aussi agir profondément en milieu terrestre et en milieu subaquatique, ce qui permet d'avoir une gestion complète de la zone littorale et de réserver tous les espaces de liberté requis. Le Conservatoire n'a pas été créé, à l'origine, pour adapter les zones côtières aux changements climatiques, mais cette mission s'est tout naturellement ajoutée à ses missions d'origine. La mission du Conservatoire s'étend maintenant aux territoires outremer français (ex. : île de la Réunion) et aux départements outremer (ex. : l'archipel de St-Pierre et Miquelon).

Les inconvénients d'une structure de gestion relevant de l'état tiennent au potentiel de réponses centralisées (*top-down*). Il semble que le Conservatoire du littoral ait su résister à la tentation d'imposer ses choix aux populations locales, ce qui pourrait être tentant pour une organisation qui possède un pouvoir d'expropriation (heureusement rarement utilisé). Le choix de travailler assidument avec les communautés locales et d'encourager la prise en charge de leur milieu côtier à ces populations est sans aucun doute une très bonne idée. Il y a bien sûr quelques controverses, mais le bilan d'ensemble paraît plutôt encourageant.

L'exemple du Conservatoire du littoral français souligne l'importance du mode de gouvernance qui est un facteur crucial pour l'adaptation des écosystèmes côtiers. En France, cette institution a permis de protéger 12% des côtes incluant celles de territoires outremer, ce qui est un accomplissement majeur considérant la grande variété de type de côtes, de climat et de cultures locales et les pressions économiques majeures. Le Conservatoire a pour objectif à long terme (2050) de protéger la moitié du linéaire côtier.

Royaume uni

Au Royaume-Uni, la problématique liée au *coastal squeeze* est reconnue par le gouvernement. Cette reconnaissance a permis de mettre en place des mesures pour compenser la perte de marais maritimes et, dans certains cas, des mesures incitatives pour des propriétaires de terrains adjacents à des marais ont favorisé la réouverture de digue pour restaurer des marais (French, 2006; Doody, 2004; Defra Flood Management Division, 2005).

En Angleterre, la protection des écosystèmes côtiers est contrôlée par le Département de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales (Department for Environment Food & Rural Affairs; DEFRA). Le Secrétaire d'État (équivalent d'un sous-ministre ou grand commis de l'État) doit approuver tous les projets de conservation. Depuis 2006, les orientions en matière de protection des écosystèmes sont fortement influencées par deux agences d'État, soit « Natural England» (https://www.gov.uk/government/organisations/natural-england) et le « Joint Nature Conservation Committee » (http://jncc.defra.gov.uk/default.aspx?page=5287) (JNCC). Ces deux organisations ont été créées pour aviser le gouvernement (via DEFRA) en ce qui concerne les milieux naturels dans leur ensemble. Natural England identifie les sites qui pourraient faire l'objet d'une désignation et monte un dossier de candidature pour le classement du site, peu importe la source de la requête en désignation, qu'il s'agisse d'une demande faite dans le cadre d'un traité international (ex : cible de conservation établie par l'Union européenne, site à protéger ou à conserver dans le cadre de la convention internationale RAMSAR (http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/manual6-2013-fr.pdf), demande de protection par une ONG nationale (ex : National Trust) ou internationale (voir : Union internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) http://www.iucn.org/fr/propos/), par des groupes de citoyens ou dans le cadre d'une demande de protection d'une ressource naturelle menacée par la surexploitation ou par d'autres facteurs. Natural England et ses 2000 employés sont aussi responsables de fournir des avis sur la protection de l'environnement marin de 0 à 12 miles marins, d'améliorer l'accès public aux berges et aux milieux sous conservation, de développer et de gérer les sentiers, de soutenir le réseau de sentiers nationaux et de gérer les 140 réserves naturelles.

Le JNCC a pour mission de fournir de l'expertise scientifique et de veiller à l'application et la surveillance des projets de conservation découlant des décisions de DEFRA. Le travail du JNCC consiste en grande partie à vérifier si les critères pour le classement ou la désignation d'un site sont fondés scientifiquement. Le Secrétaire d'État s'appuie sur l'avis du JNCC pour accepter ou rejeter une demande de conservation, alors un projet de protection est mis en place conformément au plan proposé. Le JNCC et Natural England sont alors responsables de la mise en oeuvre du plan de conservation et de la surveillance des sites.

Un bon exemple d'ONG impliquée dans la conservation du littoral est National Trust (http://www.nationaltrust.org.uk/about-us). Le National Trust est un organisme à statut caritatif qui a fêté ses cinquante ans en 2015. Pour l'exercice financier de 2014-15, le National Trust a reçu un financement total de 332 M$, ce qui en fait l'une des plus importantes organisations de conservation du Royaume-Uni. Dans son rapport annuel, le National Trust estime sa liste de membres à 4,3 millions de personnes (http://www.nationaltrust.org.uk/documents/annual-report-2014-15.pdf). Le mandat de cette organisation est très vaste et comprend entre autres l'acquisition et la gestion de plus de 700 propriétés au Royaume-Uni (pays de Galles, Écosse et Irlande du Nord) soit pour des fins de conservations de milieux naturels exceptionnels ou aux

fins de conservations de biens patrimoniaux de grande valeur. Le National Trust n'est pas limité aux zones côtières et acquière des propriétés aussi bien en milieu terrestre que côtier, incluant des édifices patrimoniaux et autres bâtiments. Au total, les propriétés côtières du National Trust représentent 1240 km de linéaire côtier.

L'un des avantages d'impliquer des ONG dans la protection des écosystèmes côtiers est leur fonction naturelle de sensibilisation auprès de la population. En effet, puisque ces organisations comptent essentiellement sur des contributions du public pour leur subsistance, elles ont tout avantage à continuellement sensibiliser le grand public à l'importance de conserver et protéger les milieux naturels (Dame Helen Ghosh, directrice du National Trust, comm.pers.). C'est pourquoi le site web du National Trust s'apparente beaucoup à un site publicitaire touristique visant à attirer des visiteurs en mettant en valeur la beauté des sites sous protection dans le but de toucher le plus grand nombre possible de personnes et de futurs contributeurs ou membres. Par comparaison, le Conservatoire du littoral français est plutôt discret en ce qui concerne la publicité entourant ses sites protégés, se contentant le plus souvent d'une affiche à l'entrée du site indiquant : « Propriété du Conservatoire du littoral ».

L'inconvénient d'une publicité proactive est qu'elle peut conduire à une sur fréquentation de certains sites. Un autre inconvénient est que le choix des sites peut être influencé par la « beauté » du site ou son « intérêt touristique » plutôt que par son importance au plan écologique. Une autre difficulté pour une ONG comme le National Trust est d'étendre la zone de préservation à la zone infralittorale (ex. : se connecter à une aire marine protégée). Finalement, le mandat du National Trust, de même que celui de DEFRA ne se limitent pas à la zone côtière, mais s'étend à tout le territoire du Royaume-Uni. Par conséquent, la focalisation sur la zone côtière est mise en balance avec de nombreux autres enjeux de conservation. Ceci dit, le bilan du National Trust est très significatif et montre que des organisations non gouvernementales peuvent jouer un rôle majeur.

Une structure de gestion des milieux naturels très centralisée et contrôlée par l'État comme DEFRA présente aussi certains avantages et inconvénients. Parmi les avantages, la mise en œuvre est assez rapide et prend force immédiatement lorsqu'un site reçoit un statut de conservation. Le fait que l'État soit directement responsable et que le processus de classement des sites soit régi par une procédure assez transparente et clairement établie facilite la mise en œuvre et la surveillance. La structure de décision centralisée permet aussi de prendre en compte des demandes soumises par des organisations externes au gouvernement (ONG, organisations locales, nationales et internationales), ce qui permet une certaine pluralité et diversité des actions de protection. Finalement, il est possible de développer un processus de gestion intégrée des zones côtières qui tient compte de toute la zone côtière, du milieu terrestre à la zone marine.

Par contre, cette structure présente plusieurs limitations importantes. Le fait que DEFRA soit responsable de l'ensemble des milieux naturels restreint le niveau de priorité accordé aux écosystèmes littoraux. Contrairement au Conservatoire du littoral français, qui est spécialisé et focalisé sur le littoral maritime et lacustre, DEFRA s'occupe de l'ensemble des programmes de conservation sur le territoire du Royaume-Uni. DEFRA est aussi responsable des défenses côtières et de la protection des infrastructures. La même organisation est donc partagée entre des missions potentiellement contradictoires, soit protéger des infrastructures et du patrimoine bâti et conserver le milieu naturel. En 1997, lors de la création de Natural England et du JNCC, la

politique en vigueur était la décentralisation vers les régions et sous-régions, ce qui donnait beaucoup de responsabilités au niveau régional quant au développement de plans de conservation et leur mise en œuvre. En 2006, DEFRA et ses organisations subsidiaires ont été restructurées et une deuxième génération de plans de conservation plus intégrés a été préparée.

On manque un peu de recul pour faire le bilan des réalisations de DEFRA en ce qui concerne la conservation des écosystèmes côtiers dans un contexte de changements climatiques puisque le processus est assez récent, de l'ordre d'une dizaine d'années, alors que le Conservatoire du littoral et le National Trust existent depuis plus de quarante ans. D'une certaine manière, on peut considérer que la protection et la conservation des écosystèmes littoraux au Royaume-Uni sont moins étroitement contrôlées et organisées par l'état qu'en France. Le Royaume-Uni compte d'avantage sur l'action d'ONG indépendantes de l'état comme le National Trust et se contente de créer un cadre juridique et règlementaire pour encadrer les actions de Natural England et des ONG qui s'impliquent dans la conservation du patrimoine et des sites naturels. Cette approche donne de bons résultats si les ONG sont bien développées et disposent de revenus importants provenant de leurs membres et de diverses sources de revenus. Cette approche a l'avantage d'impliquer directement la population, ce qui est fondamental. Par contre, l'obligation de co-financement populaire est un incitatif à choisir des sites ayant un fort pouvoir d'attraction touristique, ce qui n'est pas nécessairement souhaitable dans une perspective de conservation.

États-Unis

Sur la côte est des États-Unis, qui s'étend de la frontière canadienne à la frontière mexicaine, les écosystèmes côtiers sont depuis longtemps soumis à de fortes pressions anthropiques. La population installée près de cette côte dépasse les 100 millions de personnes et le développement économique y est extrêmement intense (tourismes, développement immobilier, urbanisation, pêche et navigation commerciale et sportive, activités industrielle et militaire, etc). Le bon côté de cette densité de population et de richesse est l'abondance des données scientifiques concernant cette côte qui est l'une des plus étudiées au monde. Le mauvais côté est la pollution et l'artificialisation de la côte qui se sont intensifiées au cours des décennies. Dans le passé, la stratégie de réponse face aux problématiques de submersion et d'érosion côtière était basée sur la construction de défenses côtières par le USACE (United-States Army Corps of Engineers). Depuis quelques décennies, cette stratégie a été beaucoup remise en question à cause des problèmes environnementaux qui en découlent. Le *coastal squeeze* est l'un de ces problèmes. Mais les impacts les plus visibles sur les écosystèmes côtiers sont massivement liés à la pollution anthropique (surcharge en nutriments), à la surexploitation des ressources et à la destruction des habitats côtiers.

La lutte contre les changements climatiques, aux É.-U., s'est amorcée tardivement à cause de la résistance politique très forte, en particulier sur la côte est. L'ouragan Sandy, qui a inondé une partie de New-York en octobre 2012 semble avoir servi d'électrochoc et provoqué une prise de conscience importante quant à l'impact des changements climatiques. D'autres événements avaient déjà commencé à alerter les décideurs publics, comme l'ouragan Katrina en 2005, le désastre pétrolier du Deep Water Horizon dans le golfe du Mexique en avril 2010. La vulnérabilité des écosystèmes et des populations côtières devenait de plus en plus évidente, ce

qui a poussé le gouvernement fédéral à renforcer la politique existante sur la protection des écosystèmes côtiers.

La politique nationale des Océans a été mise en place en 2010 suite à un ordre présidentiel (EO-13547) émis par la Maison-Blanche le 5 octobre 2010. L'ordre exécutif (EO) recommande la formation de commissions « task forces » régionales et une restructuration inter-agences pour renforcer la gouvernance en ce qui concerne les océans, les côtes marines et les Grands Lacs (http://water.epa.gov/type/oceb/). Ces commissions regroupent des représentants de plusieurs organisations gouvernementales impliqués dans les zones côtières, comme l'Agence de protection de l'Environnement (EPA), les départements fédéraux des Transports, de la Défense, de la Sécurité publique, de l'Intérieur, de la Justice, des Politiques domestiques, de la Gestion et des Budgets, des Sciences et Technologies, du Commerce, de l'Agriculture, ainsi que des représentants des États côtiers.

Un bon exemple de commission est celui de la côte du Golfe du Mexique créé en 2010 (http://archive.epa.gov/gulfcoasttaskforce/web/pdf/gulfcoastreport_full_12-04_508-1.pdf).
Cette commission a été créée à la suite de l'accident pétrolier du « Deep water Horizon » qui s'est produit le 20 avril 2010. Le mandat de cette commission est très large et couvre tous les aspects environnementaux, économiques et sociaux (incluant la sécurité publique) de la zone côtière. Bien que la mission de cette commission soit centrée sur les questions environnementales, l'aspect économique est toujours très présent. La mission de la commission est d'abord de préserver la pérennité des services écologiques qui constituent une grande proportion de l'économie de la région (tourisme, pêche commerciale et sportive, protection contre les inondations côtières dues aux ouragans, approvisionnement en eau potable, sécurité des populations et des infrastructures, etc). Quatre objectifs principaux sont énoncés : 1) restaurer et conserver les habitats; 2) restaurer la qualité de l'eau; 3) reconstituer les stocks de ressources vivantes menacés par divers facteurs environnementaux (espèces invasives, acidité des eaux, hypoxie, érosion, etc.) et humain (pollution, surexploitation, accidents et déversements) et 4) améliorer la résilience des communautés.

Ces objectifs sont établis à long terme et l'action doit être fondée sur un solide support scientifique et une coopération entre les acteurs gouvernementaux, les états et les communautés. Le financement provient principalement des fonds dédiés au « Clean Water Act », des fonds versés par la compagnie responsable du désastre du Deep Water Horizon, de fonds spéciaux du gouvernement fédéral visant à compenser les états et entreprises touchés par ce désastre et par d'autres désastres environnementaux naturels comme l'ouragan Katrina. Cependant, le Congrès américain n'a pas encore attribué toutes les ressources financières requises et il semble que la stratégie de développement des programmes de restauration et de conservation évolue lentement.

L'EPA a publié en 2014 un sommaire des actions qui se résument à établir des constats et des normes de qualité d'eau (Clean water act) qui permettent de maintenir un niveau acceptable de qualité d'eau tant pour les humains que les espèces marines et côtières (http://www2.epa.gov/sites/production/files/2014-04/documents/cre_2012report_cwapullout_508.pdf). L'avantage principal des É.-U. en matière de gestion des berges et de contrôle environnemental repose sur l'abondance et la disponibilité des données environnementales de haute qualité. Par exemple, la quasi-totalité de la côte est

américaine est scannée au LIDAR pratiquement chaque année; des cartes dynamiques d'inondation correspondant à plusieurs scénarios de hausse du niveau de la mer sont aussi disponibles en ligne (https://coast.noaa.gov/digitalcoast/tools/slr). Ces données s'ajoutent aux innombrables études sur les écosystèmes, la dynamique des systèmes côtiers, les ouragans, les impacts économiques, etc.

Le gouvernement central énonce des politiques et encadre les actions de protection et conservation des écosystèmes mises en place par d'innombrables acteurs incluant les états, les ONG et le secteur privé. Les états peuvent créer et entretenir des « state parks » dont la mission est surtout la mise en valeur de sites exceptionnels (paysage et écosystèmes). Les parcs ont aussi une mission de conservation.

Les ONG sans but lucratif semblent jouer un rôle très important et disposent parfois de moyens financiers très importants. Par exemple, «The Nature Conservancy (TNC)» est une ONG dont le revenu annuel est d'environ 1 milliard de $US d'après leur rapport annuel de 2014, ce qui inclut 100 millions de subventions gouvernementales (http://www.nature.org/media/annualreport/2015-annual-report.pdf). TCN est une organisation internationale très ramifiée, mais son principal centre d'intérêt est aux États-Unis. L'un des moyens utilisés pour la conservation des espaces naturels consiste en mesure de facilitation de la conservation « conservation easement » (http://www.nature.org/about-us/private-lands-conservation/conservation-easements/all-about-conservation-easements.xml). Ce mode d'action s'adresse à des propriétaires privés de terrains d'intérêt pour la conservation (écosystème en bon état). Le propriétaire d'un tel terrain peut, s'il le désire, offrir ou vendre une cession de droit à un tiers accrédité, comme TNC ou d'autres ONG ou un organisme public. Chaque cas de cession de droit est le résultat d'une négociation entre le propriétaire et l'organisation. Par exemple, le propriétaire peut céder son droit de subdiviser sa propriété, limiter son droit à en exploiter les ressources, à y construire d'autres bâtiments; il peut aussi s'engager à conserver une partie de la propriété à l'état naturel, etc. Cette cession de droit est attachée à la propriété et se perpétue si la propriété est vendue. En retour, il est parfois possible pour le propriétaire de bénéficier d'allégement de taxe et autres bénéfices fiscaux prévus par la loi en compensation pour sa contribution à la protection du patrimoine naturel.

Une autre forme de conservation utilisée par le TNC est l'acquisition directe de terrains à conserver par le TNC, terrains qui sont immédiatement remis en vente assortie d'une convention de protection. Ce programme appelé projet d'acheteur de conservation (« conservation buyer project ») ressemble à une mesure de facilitation de la conservation (« conservation easement ») à la différence que TNC achète une propriété et la remet en vente après avoir établi une convention de protection spécifique à cette propriété. Sur le site internet de TNC, on peut obtenir une liste des propriétés actuellement en vente. Dans le cas de cette forme de conservation, le TNC vise souvent à interdire la revente et choisit des zones critiques pour l'inter-connectivité ou la survie d'espèces en situation critique.

Ces contrats de protection ou de conservation s'apparentent au classement d'un édifice patrimonial historique ou au statut d'une terre agricole sous protection d'une loi sur le territoire agricole. Le propriétaire est tenu de conserver les caractéristiques de sa propriété intacte pour les générations futures. Il peut habiter sur le terrain, mais ne peut y construire d'autres édifices que sa résidence et les dépendances directes. Il peut exploiter les ressources à la condition

expresse que cette exploitation ne viole en aucun cas l'obligation de conservation et protection de l'écosystème. En contrepartie de son engagement environnemental, le nouveau propriétaire bénéficie d'un abattement fiscal incitatif.

L'intérêt évident des accords de mesure de facilitation de la conservation (« conservation easement ») est l'effet multiplicateur de l'investissement de l'ONG. Par exemple, une ONG qui achète un terrain d'intérêt peut rapidement le revendre assortit d'un statut de protection et conservation et dispose à nouveau de l'argent pour acheter un autre terrain, et ainsi de suite. Le même argent peut ainsi être recyclé plusieurs fois. C'est donc un moyen très efficace d'acquérir des terrains d'intérêt et de les doter d'un statut de protection à un coût net relativement bas.

Par contre, le terrain en question demeure ou devient privé et il n'y a généralement pas d'obligation pour le propriétaire d'assurer un accès public à l'environnement protégé. Ce mode de conservation des écosystèmes peut être critiqué parce qu'il favorise fiscalement de riches propriétaires qui bénéficient en plus de sites parfois exceptionnels pour leurs qualités esthétique et environnementale tout en privant les moins nantis d'un accès à ces milieux particulièrement intéressants. Un autre inconvénient est la tentation permanente pour les ONG de sélectionner les sites à protéger en fonction de leur intérêt pour la revente, ce qui élargit leur porte-folio de « success stories ».

La protection des écosystèmes naturels se fait aussi par le biais d'actions gouvernementales initiées par les états côtiers qui établissent des parcs nationaux (très souvent sur la base de leur intérêt touristique) et d'actions de protection privées ou publiques visant la protection d'espèces spécifiques (menacées ou en danger) ou la protection de leur habitat. L'état joue surtout un rôle de régulation et de surveillance et fournit une grande quantité de données environnementales par le biais d'agences d'état comme la NOAA, l'EPA ou d'autres organisations gouvernementales.

La restauration des écosystèmes endommagés ou menacés constitue un important volet de la stratégie d'adaptation des écosystèmes côtiers des É.-U.. L'argent recueilli par l'état en compensation pour diverses violations environnementales (exemple, la compensation réclamée au propriétaire de la plate-forme Deep Water Horizon) est utilisé pour aider les communautés à se remettre des dommages subis lors du déversement de pétrole et pour reconstituer et réhabiliter des écosystèmes détruits ou endommagés. De tels programmes de compensation existent aussi au Canada; Pêches et Océans Canada et Environnement Canada, en s'appuyant sur un concept de conservation de l'habitat du poisson et des habitats fauniques, exigent des compensations financières lorsque des organismes publics et privés détruisent des écosystèmes pour construire des infrastructures publiques ou des développements industriels et autres. Ces fonds de compensation sont alors utilisés pour restaurer des écosystèmes endommagés ou détruits dans le passé. Ceci dit, ce programme de compensation a été considérablement affaibli depuis quelques années suite à des amendements à la loi fédérale de protection de l'environnement et des habitats au Canada.

Pour revenir aux États-Unis, l'action gouvernementale visant à s'adapter au *coastal squeeze* est très récente et il n'est pas possible d'évaluer les résultats de cette action sur la base des réalisations passées. Le décret présidentiel (EO-13547) du 5 octobre 2010 a instauré un vaste processus de regroupement et de consultation des organisations impliquées dans la

conservation des écosystèmes littoraux, mais il est trop tôt pour en évaluer les retombées. Jusqu'à maintenant, le *coastal squeeze* ne semble pas être une préoccupation majeure dans ce contexte et le plan vise plutôt à réduire la vulnérabilité des populations côtières plutôt que celle des écosystèmes. Par ricochet, les écosystèmes pourront bénéficier d'une protection accrue dans la mesure où ils peuvent contribuer à réduire la vulnérabilité des populations côtières en diminuant l'impact des ouragans et à freiner la disparition des ressources économiques liées à l'exploitation de ces écosystèmes (tourisme, pêche, etc.). Aux États-Unis, suite au passage de l'ouragan Sandy, un vaste programme de financement « The Hurricane Sandy Coastal Resiliency Competitive Grant Program » a été lancé par le gouvernement afin de supporter des projets visant la diminution de la vulnérabilité des communautés côtières à travers le renforcement de la capacité de résilience des écosystèmes naturels (NFWF, 2015). Dans l'ensemble, les initiatives de protection et conservation les plus importantes sont réalisées par des ONG et des acteurs plus locaux, comme les municipalités et des propriétaires privés désireux de conserver l'environnement naturel au profit des générations futures.

4.3. MESURES DE GESTION LÉGISLATIVE ET ÉCOLOGIQUE ACTUELLES

4.3.1. Au Québec

Le Québec dispose d'un cadre légal et des politiques gouvernementales visant à conserver les écosystèmes importants, incluant l'écosystème littoral. Chalut et Brêthes (2015) ont inventorié les aires protégées pour la conservation des espèces fauniques de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au Québec (https://hydrocarbures.gouv.qc.ca/documents/etudes/GENV34.pdf). Les auteurs fournissent une liste des principales zones de conservations fédérales et provinciales.

Parmi les initiatives fédérales, on trouve les réserves nationales de la faune qui visent à protéger et conserver les habitats fauniques vitaux d'espèces sauvages, soit 5 sites dans le Québec maritime, entre le cap Tourmente et Kamouraska, essentiellement pour des habitats d'oiseaux, 19 refuges d'oiseaux migrateurs dans la zone maritime, dans l'estuaire, sur la Basse-Côte-Nord, aux Îles-de-la-Madeleine, et en Gaspésie (île Bonaventure, Saint-Omer), des parcs nationaux essentiellement terrestres, dont deux comportent une frange maritime (Forillon, Mingan). À cela s'ajoutent deux sites classés en tant que réserves nationales de la faune sous la convention internationale Ramsar, soit Cap-Tourmente et l'Isle Verte.

En ce qui concerne les désignations juridiques et administratives provinciales, toujours d'après Chalut et Brêthes (2015), la législation québécoise prévoit aussi différentes catégories de protection de l'environnement dont: 9 habitats d'espèces floristiques menacées et vulnérables à la frange maritime (marais et barachois), 3 parcs nationaux comportant une zone littorale marine, soit le parc du Bic, le parc de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé et le parc de Miguasha, une réserve faunique dans la baie des Chaleurs (estuaire de la rivière Bonaventure), 2 refuges fauniques (Barachois-de-Carleton, en Gaspésie, et de la pointe de l'Est, aux Îles-de-la-Madeleine), 3 réserves écologiques (la Pointe-Heath et le Grand-Lac-Salé, sur Anticosti, et l'île Brion, aux îles de la Madeleine) et une réserve aquatique (projetée) autour des estuaires de Manicouagan et aux-Outardes.

Chalut et Brêthes (2015) mentionnent que 9,16% des aires maritimes sont protégées, dont 3,1% pour le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent et le reste consiste en zones terrestres et côtières. La majorité des zones protégées sont des zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO ou IBA pour important Bird and Biodiversity Areas en anglais), mais seulement quelques-unes de ces zones jouissent d'un statut de protection (http://www.birdlife.org/worldwide/programmes/important-bird-and-biodiversity-areas-ibas). Environ 70 ZICO identifiées dans la région du Golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent ne bénéficient d'aucun statut juridique de protection. La plupart des sites protégés sont terrestres (sites de nidification sur des îles comme l'île Biron et le Rocher aux oiseaux aux Îles-de-la-Madeleine, l'île Bonaventure, etc.). Un certain nombre de sites comme l'Isle-Verte et l'Île-aux-Grues et Cap-Tourmente sont en partie ou en totalité sous protection parce qu'elles constituent des haltes migratoires et des aires d'alimentation pour les oiseaux migrateurs les oiseaux de rivage. Certains sites sont protégés pour sauvegarder l'habitat du poisson (zostéraies, sites de fraie du capelan, etc.), mais ils sont peu nombreux dans la zone côtière.

Aucun de ces sites actuellement sous protection n'a été sélectionné en tenant compte du *coastal squeeze*. Le statut de protection, quand il existe, vise surtout à contrôler l'accès et l'utilisation afin de limiter les activités humaines pouvant nuire à certaines espèces ou à leur habitat, dont la chasse, la pêche et la cueillette, le piétinement, la pollution industrielle et le développement urbain, etc. Or, de nombreux sites sont très sensibles au *coastal squeeze* et, quel que soit leur statut, ces sites verront leur superficie diminuer de manière importante au cours des prochaines décennies. Les plages, en dépit du fait qu'elles constituent un écosystème très important, ne sont pratiquement jamais protégées et un grand nombre d'entre elles sont très sensibles au *coastal squeeze*. Comme plusieurs plages sont menacées à la fois par l'érosion et la submersion marine, d'importants écosystèmes sont menacés, dont les frayères à capelan et les aires d'alimentation d'oiseaux de rivages (ex. : limicoles). De plus, les plages rendent de nombreux services écologiques, comme le fait qu'elles sont des filtreurs naturels jouant un rôle majeur pour maintenir la qualité de l'eau, ou encore pour atténuer l'énergie des vagues de tempête.

Au Québec, l'aménagement du territoire est principalement sous la responsabilité des municipalités, des MRC (municipalités régionales de comptés) et des communautés urbaines dans le cas de Québec et Montréal. Cependant, les municipalités sont encadrées par la loi sur l'aménagement et l'urbanisme, la loi sur le zonage agricole, la politique de protection des berges et du littoral, la loi sur la qualité de l'environnement. Elles sont aussi encadrées par les lois fédérales sur la protection de l'environnement et sur les océans surtout en ce qui concerne l'environnement aquatique et la protection de l'habitat du poisson et les oiseaux migrateurs en établissant des refuges d'oiseaux migrateurs et en assurant une surveillance de ces sites (http://www.ec.gc.ca/ap-pa/default.asp?lang=Fr&n=EB3D54D1-1).

Ceci dit, il existe des exemples concrets de concertation entre les municipalités et le Gouvernement du Québec qui permettent d'améliorer la situation. Par exemple, un règlement intérimaire sur le zonage municipal en zones côtières a été proposé dans le cadre d'un programme gouvernemental appelé « cadre de prévention des risques naturels » piloté par 5 ministères du gouvernement du Québec. Comme mentionné précédemment, des zonages de risque d'érosion littorale ont été établis sur la Côte-Nord (Dubois *et al*., 2006) et d'autres

secteurs ont fait l'objet d'un projet pilote sur quelques sites témoins dont les municipalités de Sept-Îles, des Îles-de-la-Madeleine et de Percé. Le processus de concertation (Savard *et al*. 2008; Bernatchez *et al*. 2008) a amené la municipalité de Sept-Îles à adopter un règlement intérimaire sur l'établissement d'une zone non constructible calculée à partir d'une projection des taux d'érosion probable en tenant compte des changements climatiques. À Sept-Îles, la municipalité a interdit les enrochements linéaires sur les plages et adopté des mesures visant à réduire la rigidification du trait de côte. Ces actions ont toutes pour effet d'augmenter les espaces de liberté permettant l'ajustement des écosystèmes de plage, des flèches littorales et tombolos dans un contexte de hausse du niveau de la mer et de réduction des glaces de mer hivernales.

Les exemples cités au paragraphe précédent montrent donc qu'il est possible d'améliorer la situation via une concertation des acteurs clés. Cependant, comme ces processus de concertation sont plutôt sporadiques et liés à des projets de courte durée, l'aménagement du territoire côtier s'effectue souvent de manière irrégulière, et non intégrée. Cependant, l'entente Canada-Québec sur le Saint-Laurent (2011-2026) est un pas dans la bonne direction. La mise en œuvre de la gestion intégrée du Saint-Laurent effectuée par les Tables de concertation régionale (TCR) permet d'amorcer une réflexion des enjeux qui touchent le Saint-Laurent et de trouver des solutions de manière concertée. Il n'existe pas au Québec une structure pérenne permettant une concertation soutenue et à long terme et surtout un financement stable permettant de prendre des décisions d'adaptation et d'aménagement comme c'est le cas en France, par exemple, avec le Conservatoire du Littoral. Les projets de concertation sont souvent initiés par des organismes du milieu, comme les Zones d'Intervention prioritaires (ZIP) et les Conseils régionaux de l'Environnement (CRE) ou par des chercheurs universitaires dans le cadre de projets de recherche (Chaire de recherche en géoscience côtière de l'UQAR, Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières de l'UQAR, ARUC-Défis des communautés côtières de l'UQAR, Ouranos, etc.). Stratégies Saint-Laurent, dont l'une des missions est de regrouper les comités ZIP du Québec pour favoriser une concertation aux échelles interrégionale et nationale et de promouvoir l'implication des collectivités riveraines dans l'élaboration et la mise en œuvre de la gestion intégrée du Saint-Laurent dans une perspective de développement durable, est sans aucun doute une avenue prometteuse. Cependant, en général, la concertation dépend fortement de la disponibilité de financement ponctuel, le plus souvent de faible durée (un à trois ans). Ainsi, cette absence de pérennité limite beaucoup la mise en œuvre d'actions de grande échelle.

La Politique sur la protection des rives, du littoral et des plaines inondables et la Loi sur la qualité de l'environnement est la pièce législative qui encadre l'utilisation de la zone supra-littorale, soit la zone située au-dessus de la limite des hautes eaux. Mais cette loi permet de construire à une distance assez faible de la ligne des hautes eaux. Lorsque la pente du terrain est inférieure à 30%, la zone de rive protégée doit avoir un minimum de 10 m de largeur au-dessus de cette ligne des hautes eaux. Autrement dit, la loi permet de limiter l'espace de migration potentielle des écosystèmes côtiers à une dizaine de mètres de sa position actuelle (http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R35.HTM). Une fois installés à dix mètres de la ligne des hautes eaux, les bâtiments ou les infrastructures qu'on a laissés s'implanter deviennent difficiles à déplacer ou à enlever. La loi

sur les espèces menacées ou vulnérables peut être appliquée à la discrétion du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux Changements climatiques (MDDELCC), qui peut désigner une zone de protection lorsqu'une ou plusieurs espèces sont menacées ou en péril dans cette zone ou lorsque leur habitat est en péril (http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/E_12_01/E12_01.html). Cependant, cette loi ne protège pas les écosystèmes comme tel, mais l'habitat d'une espèce. S'il n'y a pas d'espèce en péril, alors la loi ne s'applique pas.

C'est ici que la loi sur les espèces en péril du gouvernement fédéral permet d'intervenir. Elle vise la protection des espèces menacées, mais s'applique davantage à des espèces dont l'habitat est sous juridiction fédérale (habitat du poisson) et les espèces migratrices faisant l'objet d'ententes de protection internationales (http://www.sararegistry.gc.ca/virtual_sara/files/reports/SAR-AR-2013_fra.pdf). Environnement Canada et le Service canadien de la Faune sont responsables de la mise en œuvre de la loi, mais une bonne partie de l'application de la loi relève d'autres acteurs comme Pêche et Océans Canada (habitat du poisson, protection des frayères, etc.), Parcs Canada et des acteurs internationaux et provinciaux (https://www.ec.gc.ca/alef-ewe/default.asp?lang=Fr&n=ED2FFC37-1).

Par exemple, les frayères à capelans sont le plus souvent des plages constituées de sable ou de gravier. Le capelan est un petit poisson pélagique d'eau froide qui est pêché pour l'exportation (plus de 10 000 tonnes/an d'après MPO 2011). Le Ministère de Pêche et Océans estime que près de 400 000 tonnes de Capelan sont consommées annuellement par la faune du Saint-Laurent (http://www.dfo-Mpo.gc.ca/science/publications/article/2012/06-08-12-fra.html). C'est donc une espèce très importante dans l'écosystème du Saint-Laurent. Même si ces frayères bénéficient d'une certaine protection par le MPO, il est important d'évaluer l'exposition au *coastal squeeze* des plages utilisées pour la fraie du capelan. Si une partie importante de ces plages disparaît ou devient inadéquate en tant que frayère, les oiseaux, poissons et mammifères qui se nourrissent de capelan perdront une source importante d'alimentation.

C'est aussi le cas des zones de protection des oiseaux migrateurs et de leur habitat. Aucun site n'a été choisi en tenant compte de sa résilience au *coastal squeeze*. Une bonne partie des sites visent surtout à protéger les sites de nidification (ex. : île Bonaventure, île Biron…) et une bonne partie de ceux qui protège les habitats et les haltes migratoire est sujette au *coastal squeeze*. Par exemple, les îles basses (ex. : Isle-Verte, Îsle-aux-Grues, aire de nidification du pluvier siffleur aux Îles-de-la-Madeleine, platiers rocheux et marais bordant l'Île d'Orléans, Parc du Bic, etc.) sont pour la plupart sensibles au *coastal squeeze*. Même les zones dites « protégées et sous statut de conservations » comme les ZICO, n'ont pour la plupart aucun statut de protection juridiquement reconnu. Dans plusieurs cas, les sites de conservation sont acquis par des ONG comme Nature Québec, Conservation de la Nature ou Canards Illimités et bien d'autres qui visent à protéger les habitats fauniques. Ces organisations font un travail remarquable, mais elles dépendent pour la plupart de subventions de l'État ou de dons privés qui peuvent varier de manière aléatoire. La plupart des ONG n'ont pas un mandat limité à la zone côtière, mais leurs ressources sont limitées, ce qui restreint leur capacité d'acquérir les terrains côtiers ou d'en assurer la surveillance. Ceci dit, les ONG peuvent contribuer de manière importante à la mise en œuvre de solutions d'adaptation aux problématiques de dégradation des écosystèmes littoraux maritimes.

En somme, la plupart des sites de conservation, parcs et réserves en zones côtières au Québec ont pour but de protéger les oiseaux migrateurs, l'habitat du poisson, diverses espèces de plantes ou d'animaux à statut particulier identifiés comme « espèces en péril » et des sites écologiques ou panoramiques d'une valeur exceptionnelle. Dans la quasi-totalité des cas, les zones sous protection ont été choisies à partir de critères qui ne tiennent pas compte du *coastal squeeze*, puisque ce concept n'était pas connu au Québec et au Canada.

Synthèse pour le Québec

Le problème de *coastal squeeze* affectant les écosystèmes côtiers du Québec est majeur. Or, ces écosystèmes sont déjà fortement menacés par la pollution urbaine et industrielle, par le batillage des navires, par l'urbanisation en ruban et la rigidification du trait de côte. Les mesures actuelles de conservation et de protection de ces écosystèmes sont insuffisantes compte tenu de leur dégradation rapide. À moins d'un changement majeur dans la stratégie de gestion des côtes, les projections de pertes d'écosystèmes suggèrent qu'ils se dégraderont au point où ils ne seront plus en état de procurer des services écologiques importants pour l'estuaire du Saint-Laurent et une partie du golfe.

Facteurs déterminants

La conservation et la protection des écosystèmes côtiers maritimes sont principalement limitées par les facteurs suivants :

1) **Une méconnaissance généralisée de la problématique du *coastal squeeze*** au sein de la société à tous les niveaux décisionnels et une méconnaissance de la vulnérabilité des écosystèmes littoraux maritime. Peu de gens sont conscients de l'importance de ces écosystèmes maritimes côtiers et très peu sont informés de leur vulnérabilité. Très peu d'études au Canada sur ces enjeux. Par conséquent, très peu de diffusion tant scientifique que vulgarisée. Sans transfert de connaissances sur le problème du *coastal squeeze* auprès de la population, des médias, des organismes de défense des milieux naturels et des décideurs politiques, il y a peu de chance d'en arriver à des actions d'adaptation pour réduire cette problématique. Or, la protection et la conservation des espaces naturels côtiers doivent s'appuyer sur un solide appui politique et populaire, comme l'illustre le cas du Conservatoire du Littoral français et du National Trust britannique décrits plus loin. La sensibilisation de la population et des décideurs est un élément crucial de l'adaptation.
2) **La lenteur et l'invisibilité du phénomène de submersion/érosion** des écosystèmes littoraux maritimes. Le recul est imperceptible sans le recours à des méthodes de mesure souvent hors de portée de la plupart des citoyens et de plusieurs organisations publiques responsables de l'aménagement du territoire (petites municipalités, villages, places de villégiature). D'autre part, les actions de protection demandent du temps et sont complexes à mettre en œuvre. Plus le temps passe, moins l'adaptation est possible et plus le problème s'aggrave. Il est beaucoup plus facile de réserver des terrains côtiers encore inoccupés que d'exproprier ou de déplacer des populations installées le long des

côtes. Il est beaucoup plus difficile de restaurer un écosystème lourdement endommagé que de le préserver alors qu'il est encore en bon état.

3) **La complexité de la gouvernance** causée par plusieurs couches de juridiction qui se chevauchent et se multiplient de telle sorte qu'il est très difficile d'obtenir des résultats cohérents face à cette dispersion des centres de décision.

4) **Le coût élevé de l'adaptation** alors que les bénéfices qu'on en retire sont souvent de l'ordre de l'intangible. Quel est l'avantage d'avoir plus d'oiseaux migrateurs, de l'eau plus claire et moins polluée, moins de fortes vagues atteignant la côte, etc. Le cumul des avantages est important, mais difficile à chiffrer et à visualiser. Par contre, il est facile d'évaluer le coût (souvent très élevé) de l'acquisition foncière nécessaire à la protection des espaces de liberté, d'estimer le coût des mesures de conservation, de calculer la perte d'opportunités de développement immobilier, industriel et commercial dans une zone réservée pour la migration de futurs écosystèmes côtiers. Donc, le coût de l'adaptation est chiffrable, mais celui de l'inaction l'est beaucoup moins.

Pistes d'action

Pour y remédier, il est nécessaire de renforcer les mesures de protection de l'écosystème côtier. Voici quelques mesures d'adaptation suggérées :

1) **Sensibilisation** : lancer une campagne de sensibilisation sur la problématique du *coastal squeeze* auprès des décideurs gouvernementaux (fédéral, provincial et municipal), des populations côtières et de la population en général. Il est important de faire connaître l'importance écologique et la valeur économique des écosystèmes côtiers, de faire connaître leur vulnérabilité au *coastal squeeze* et d'expliquer les options de solutions disponibles pour atténuer le problème.
2) **Acquisition de connaissances** : renforcer la connaissance scientifique en identifiant les écosystèmes ayant un potentiel élevé de résilience ou de migration verticale et horizontale et ceux qui ne peuvent échapper à la disparition causée par le *coastal squeeze* et l'érosion côtière. Ces connaissances permettraient de mieux cibler les sites à protéger et d'éviter d'investir beaucoup d'efforts pour protéger des sites non résilients et voués de toute manière à la disparition. La recherche sur les écosystèmes littoraux devrait aussi porter sur leur rôle écologique et les liens entre ces écosystèmes et le milieu aquatique marin ainsi que le milieu terrestre (incluant les populations humaines). Par exemple, une bonne partie des écosystèmes littoraux du Québec maritime sont des plages.

3) **Organiser et financer la concertation de manière pérenne** : s'assurer que les organismes voués à la concertation comme Stratégies Saint-Laurent, les TCR, les comités ZIP puissent avoir un financement qui garantit leur pérennité. La lutte visant à réduire le *coastal squeeze* et la perte des écosystèmes côtiers devrait faire partie d'un processus de gestion intégrée de la zone côtière qui tient compte à la fois de l'aménagement urbain, du développement économique et social, de l'accès aux berges et de

l'exploitation des ressources. L'absence d'organisme comme le Conservatoire du littoral français, où la discussion et les débats sur la zone littorale pourraient être structurés et convertis en actions d'adaptation, fait en sorte que l'écosystème littoral passe pratiquement sous le radar lorsque les décideurs publics prennent des décisions d'aménagement en zone côtière. De plus, la multiplicité des niveaux de décision et des législations alourdit et ralentit le passage à l'action pour protéger les écosystèmes côtiers, alors que le temps manque pour protéger ces écosystèmes. La création d'une commission multipartite ou un organisme déjà existant comme Stratégies Saint-Laurent voué à la gestion des zones côtières pourrait être financée par une taxe dédiée. Par exemple, le Fonds Vert provenant d'une taxe sur l'essence, ou d'autres sources stables de financement, pourrait servir à financer en tout ou en partie cet organisme. Celui-ci réunirait des représentants des divers niveaux de gouvernement et des ministères impliqués, des ONG, des représentants de la société civile et de scientifiques. Une telle approche, dédiée à la protection de l'environnement maritime côtier, pourrait devenir un moteur important pour soutenir une action concertée et l'achat de bandes côtières visant la protection des écosystèmes côtiers et faciliter la coordination d'actions d'adaptation.

4) **Prévoir des espaces de liberté ou de migration** : une partie importante et même critique de l'adaptation passera par l'acquisition de terrains situés au-dessus de la ligne actuelle des hautes eaux afin d'augmenter les espaces de liberté des écosystèmes côtiers. L'acquisition foncière requiert des fonds importants et la surveillance de l'application des règlements et lois sur la protection des sites est tout aussi importante que l'acquisition elle-même. Il importe que la structure de financement de ces activités soit suffisante pour en permettre le développement rapide. L'un des problèmes critiques est la rapidité avec laquelle ces écosystèmes se dégradent, ce qui commande une action urgente et significative. Plus on tarde à agir, plus les pertes irrémédiables d'écosystèmes littoraux augmentent. Des ententes avec des institutions prêteuses, des fondations, ONG et des institutions du secteur privé (banques, trusts, etc.) assorties de garanties gouvernementales peuvent permettre de dégager les fonds nécessaires aux acquisitions de terrains sans trop solliciter directement les fonds publics. De même, il est possible d'assurer la gestion et la surveillance des sites acquis et protégés sous forme d'ententes de gestion par les communautés locales et des organismes locaux qui peuvent coordonner les actions d'ONG ou de bénévoles, ce qui facilite la prise en charge par un ensemble d'acteur locaux qui s'approprient les sites protégés et deviennent des agents actifs de sensibilisation et d'information du public. Cette façon de procéder requiert un certain soutien financier de l'État pour les communautés moins fortunées et une politique d'accès aux berges et de maintien des activités liées aux services écologiques (pêche, cueillette, écotourisme, etc.) qui sont encadrés de manière à ne pas nuire aux écosystèmes.

5) **Se doter d'une unité administrative dédiée à la gestion côtière** : la commission multipartite proposée au paragraphe 3 ci-dessus peut aussi être jumelée ou remplacée par une agence du littoral inspirée du Conservatoire du littoral français. Le conseil d'administration de l'agence est semblable à celui décrit pour la commission

multipartite et le financement provient aussi de taxes dédiées. Par contre, le mandat de l'agence comporte un volet exécutif ou de mise en œuvre et ses pouvoirs sont plus étendus. Par exemple, l'agence peut acquérir des terrains en tout ou en partage avec des ONG ou des acteurs locaux (municipalités, secteur privé, etc.). Les pouvoirs de l'agence comprennent la négociation d'ententes de gestion des sites avec les instances locales (municipalités ou organisations communautaires), l'achat et le classement de terrains inaliénables et ces pouvoirs peuvent même aller, si le législateur le souhaite, à un droit de préemption ou d'expropriation. L'agence peut aussi commander des études et des avis techniques, pratiquer ou soutenir des activités de restauration de certains systèmes côtiers endommagés, etc. L'étendue des pouvoirs de l'agence du littoral dépend de la volonté des gouvernements d'agir rapidement en réponse à un problème urgent.

6) **Se doter d'une stratégie intégrée** : l'importance de la recherche scientifique a été mentionnée au paragraphe 2 ci-dessus. Il serait possible de mieux structurer la recherche pour accroître les connaissances scientifiques et l'expertise sur les écosystèmes côtiers de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. La mise en place de la stratégie maritime du gouvernement du Québec peut devenir un levier intéressant si des fonds lui sont consentis. De plus, l'avis de création en 2015 du Réseau Québec Maritime (RQM) permettant de fédérer la recherche sur les questions maritimes permettra de coordonner de manière concertée les forces vives en recherche dans le domaine maritime et de répondre à divers enjeux notamment en lien avec le développement durable de la zone côtière du Saint-Laurent.

7) **Clarifier et adapter le cadre législatif** : un effort important d'harmonisation des textes législatifs et règlementaires doit être mené. Par exemple, la loi sur la protection du territoire agricole est conçue exclusivement en faveur des agriculteurs, de sorte qu'il peut être très difficile de laisser des marais littoraux en recul se réinstaller derrière les digues d'aboiteaux ou sur des terres agricoles. De même, la politique de protection des berges est très souvent une partie du problème plutôt qu'une partie de la solution. Déplacer des résidences et des routes est souvent hors de question parce que les organisations responsables choisissent la défense côtière qui apparait moins coûteuse à court et moyen terme et surtout moins compliquée que le déplacement de ces infrastructures et bâtiments.

4.3.2. Au Nouveau-Brunswick

Tout comme la Politique provinciale de protection des zones côtières (voir détails à la page 162 ou http://www2.gnb.ca/content/dam/gnb/Departments/env/pdf/Water-Eau/PolitiqueProtectionZonesCotieres.pdf), la Politique de conservation des terres humides du Nouveau-Brunswick constitue un outil de gestion intéressant dans le contrôle du *coastal squeeze* (http://www2.gnb.ca/content/dam/gnb/Departments/env/pdf/Report-Rapport/WetlandsTerresHumides.pdf). Par l'entremise de cette politique, le gouvernement s'engage à prévenir la perte d'habitat de terres humides d'importance provinciale et la moindre altération des fonctions de toutes les autres terres humides. Cette politique inclut tous les marais côtiers, qui sont considérés comme des terres humides d'importance provinciale et qui jouiront du degré le plus élevé de protection possible. Cette politique vise également à élaborer et soutenir des programmes d'éducation et de sensibilisation aux terres humides, ainsi que des documents à l'appui; et de faciliter l'intendance et la sécurisation des terres humides en améliorant la coopération entre les administrations locales, municipales, provinciales et fédérale et le secteur privé.

L'établissement de zones naturelles protégées constitue au Nouveau-Brunswick une autre façon de préserver le patrimoine naturel (https://www.gnb.ca/legis/bill/editform-f.asp?ID=158&legi=54&num=5). Il s'agit de sites ou secteurs qui sont protégés en vertu de la Loi sur les zones naturelles protégées. Ces endroits sont vus comme des refuges qui permettent à la nature d'exister avec un minimum d'interférence humaine. Bien que les citoyens puissent continuer de jouir de la nature en pratiquant des activités telles que la randonnée pédestre, le camping et la chasse, les activités industrielles et les loisirs à fort impact y sont restreints. Ces endroits peuvent aussi servir à des fins de recherche scientifique et d'éducation. Les premières zones naturelles protégées de la province ont été désignées en 2003. Trente d'entre elles avaient antérieurement été protégées comme aires de conservation ou réserves écologiques, pour ensuite être converties en zones naturelles protégées. La réserve de la Grande Plaine de Miscou en est un bon exemple. Par contre, la très grande majorité des zones naturelles protégées se situent à l'intérieur des terres, loin du littoral.

Les effets néfastes du *coastal squeeze* pourront être en partie évités le long du littoral néobrunswickois du golfe du St-Laurent, et celui de la baie de Fundy, via le système des parcs côtiers, soit ceux administrés par le gouvernement du Canada (Kouchibouguac et Fundy), le gouvernement de la province (Parlee, Murray, New River, Herring Cove et Anchorage) ou les municipalités (Charlo, Youghall, Aboiteau, etc). La perte d'habitats côtiers pourra aussi être atténuée via certains parcs privés, par exemple l'Éco-Centre Irving de la dune de Bouctouche ou le Irving Nature Park à Saint-Jean, où l'aménagement touristique en bordure des plages, dunes, marais et falaises s'effectue en mettant en priorité la conservation des écosystèmes. De plus, établie en 1987, la Fondation pour la protection des sites naturels du Nouveau-Brunswick est un organisme à but non-lucratif de conservation de la nature dont l'achat de terrains côtiers permet d'atténuer l'effet du *coastal squeeze*. Cet organisme possède plus de 2 400 hectares (6000 acres) de terres protégées dans plus de 40 réserves naturelles à travers le Nouveau-Brunswick, dont plusieurs se trouvent sur les côtes (http://www.naturetrust.nb.ca/wp/french/reserves).

Enfin, considérant tout comme au Québec les effets de l'artificialisation des côtes sur les écosystèmes côtiers, le développement d'une politique d'aménagement durable permettant de favoriser la mobilité de la zone côtière, dans le contexte actuel de hausse relative du niveau marin, assurerait le maintien des fonctions naturelles des écosystèmes côtiers et des services écologiques.

Pour terminer, voici quelques recommandations pour la gestion du territoire côtier et des écosystèmes pour le Nouveau-Brunswick.

Dans le secteur de Pointe Belloni - Pointe Carron (Bathurst-est), le site de la p**ointe Carron** correspond à une basse flèche littorale qui s'est révélée vulnérable à la submersion (de la seule route d'accès) lors de tempêtes associées à des hauts niveaux d'eau ces dernières années : il serait déraisonnable de persister à développer ce secteur ou à y permettre la défense des développements déjà en place. ***Un aménagement durable devrait viser à terme l'abandon graduel de ces habitats côtiers et le retrait des infrastructures.***

Dans le sous-secteur de la p**ointe Belloni**, ***les développements au sommet des falaises devraient respecter une distance de retrait minimale*** tenant compte des taux d'érosion à long terme, avec révision régulière de ces taux à mesure que la réponse de l'érosion des falaises aux changements climatiques se précisera. Cette mesure est nécessaire pour ***éviter l'enrochement des falaises***, c'est-à-dire le rendre inutile pendant la durée de vie économique des constructions. Il faut aussi mettre de l'avant le ***principe selon lequel la défense des terrains ne justifie pas un enrochement*** puisque ce dernier a un impact sur le bilan sédimentaire du système côtier (en l'occurrence ici, sur l'évolution de la flèche littorale de la Pointe Carron et les propriétés qu'on y retrouve).

Dans le secteur de **Le Goulet**, la hausse du niveau marin relatif devrait provoquer le recul de la *limite des terres côtières* vers l'intérieur, c'est-à-dire vers le village : comme partout ailleurs dans la province, ***le zonage municipal devrait tenir compte de cette mobilité pour éviter une situation de coastal squeeze et le développement de secteurs (déjà) vulnérables*** et qui le deviendront de plus en plus. Cette recommandation relève d'une ***attitude proactive face à l'application de la Politique de protection des zones côtières***. Il devrait y avoir maintien de la situation actuelle quant aux aménagements sur la ***côte sableuse du golfe*** (cordon littoral), où l'on ne retrouve qu'un enrochement en partie démantelé au site de l'ancienne usine *Marché de poisson Lanteig*ne. ***Le développement de tels sites et l'artificialisation abusive de la côte du Nouveau-Brunswick sont à éviter désormais***, afin d'assurer au système côtier toute la flexibilité dont il a besoin pour s'ajuster au changement des conditions marines sur cette côte de forte énergie (exposition directe au bassin principal du golfe du Saint-Laurent) pendant le XXI^{e} siècle.

Dans le secteur de **L'Aboiteau** (Beaubassin-Est et Cap Pelé), sur le front d'urbanisation actuel du Grand Moncton, on observe un dispositif semblable à celui de Le Goulet, quoique la crête dunaire soit ici assez élevée pour constituer une réelle protection face aux actions marines (érosion, mais surtout submersion, lors de hauts niveaux marins). Le cordon littoral montre une stabilité relative dans la partie est du secteur, mais c'est une situation précaire, car il y a des évidences de transferts sableux (tendance des dunes littorales au recul au site de ***Sandy Beac****h*) et la présence d'un chemin immédiatement à l'arrière de la dune littorale à l'est du bâtiment principal du p**arc de l'Aboiteau** correspond à une *DMP* nulle, ce qui augmente beaucoup la vulnérabilité des dunes face aux tempêtes et diminue d'autant leur capacité à protéger le marais maritime situé derrière : la largeur de la dune (entre le haut de plage et le chemin) n'est que de 4 m à un endroit. ***Il faudrait retirer ces obstacles au recul de la dune***, si lent soit-il. À l'**ouest du parc de l'Aboiteau**, il y a eu recul du cordon littoral à un rythme croissant en allant vers l'ouest depuis la déstabilisation puis la disparition de l'ancienne flèche littorale de Robichaud (Robichaud, 1989). Cette tendance persiste jusqu'au niveau de la rue Nicholas jusqu'en 2011 au moins. On assiste par ailleurs au remblaiement du marais pour le développement résidentiel, soit à une perte directe additionnelle de milieux humides, de même qu'à un développement jusqu'à la limite permise par la localisation actuelle de la limite des terres côtières, ce qui correspond à une situation de *coastal squeeze* puisqu'aucune migration des habitats côtiers n'est plus possible désormais. Ce secteur illustre bien l'importance d'établir un ***zonage tenant compte de la projection de la position future de la limite des terres côtières*** et, tout comme nous le proposons à Le Goulet, d'adopter une ***attitude proactive face à l'application de la Politique de protection des zones côtières***.

Dans le secteur de **Cadman Corner - Grant's Beach**, on observe une situation similaire à celle de la pointe Belloni, à savoir un développement du haut des falaises, relativement ancien à Cadman Corner, mais récent près de la pointe Cadman. L'aménagement durable de ce secteur exige la prise en compte du taux de recul des falaises, tel qu'on le connaît actuellement, mais à mesure qu'il pourrait changer avec les changements climatiques, pour éviter l'artificialisation (la plupart du temps un enrochement) des falaises et la déstabilisation du bilan sédimentaire du système côtier, dont l'impact pourrait affecter l'évolution de la côte plus à l'ouest, y compris de la flèche littorale de Grant's Beach. Comme à la pointe Belloni, ce secteur souligne la nécessité de ***prévoir une distance de retrait suffisante pour les développements le long des côtes du Nouveau-Brunswick***.

Les résultats de la modélisation de l'évolution du site de Grant's Beach sont inquiétants : dans une situation où (a) la projection de la hausse relative du niveau marin s'approche dans les deux secteurs du détroit de Northumberland de la valeur la plus forte pour le XXI^{e} siècle sur la côte néobrunswickoise du golfe du Saint-Laurent (+77$\pm$38 cm, contre +78$\pm$38 cm dans la baie Verte, 25 km au sud-est) et où (b) les apports sédimentaires (du ruisseau Grant) semblent insuffisants, une grande partie du marais s'ennoie à terme, tout particulièrement le (bas) marais côtier. Ces résultats seront validés par des travaux de terrain additionnels en 2016, car leur impact significatif en termes de conservation et de services écologiques montre l'***importance d'approfondir nos connaissances de la réponse des marais maritimes du Nouveau-Brunswick à la hausse du niveau marin relatif projetée d'ici l'an 2100***.

4.3. Références

Bernatchez, P. et Fraser, C., 2012. Evolution of coastal defence structures and consequences for beach width trends, Québec, Canada. Journal of Coastal Research, 28(6) : 1550-1566.

Bernatchez, P., Fraser, C., Friesinger, S., Jolivet, Y., Dugas, S., Drejza, S., Morissette, A., 2008. Sensibilité des côtes et vulnérabilité des communautés du golfe du Saint-Laurent aux impacts des changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport de recherche remis au Consortium OURANOS et au FACC, 256 p.

Boyer-Villemaire, U., St-Onge, G., Bernatchez, P., Lajeunesse, P. et Labrie, J. 2013. High resolution multiproxy records of sedimentological changes induced by dams in the Sept-Îles area (Gulf of St.Lawrence, Canada). Marine geology.vol.338:17-29.

Cataliotti-Valdina, D. et Long, B.F., 1984. Évolution estuarienne d'une rivière régularisée en climat sub-boréal : la Rivière aux Outardes. Journal canadien des sciences de la Terre, 21 : 25-34.

Chalut, K. et Brêthes, J.-C. 2015. Zones potentiellement vulnérables de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Rapport de la chaire de l'Unesco en analyse intégrée des systèmes marins Rapport présenté au ministère de Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux Changements climatiques. Étude GENV34 Juin 2015; 93 p. https://hydrocarbures.gouv.qc.ca/documents/etudes/GENV34.pdf.

Defra Flood Management Division, 2005. Coastal squeeze implications for flood management, the requirements of the European Birds and Habitats Directives. Disponible en ligne à : https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/181444/coastalsqueeze.pdf

Dionne, J.C. 1985. Tidal marsh erosion by geese, St.Lawrence estuary, Québec. Géographie physique et Quaternaire, vol. 39, p. 99-105.

Dionne, J.C. 1989. An estimate of shore ice action in a Spartina tidal marsh, St. Lawrence Estuary, Québec, Canada. Journal of Coastal Research, 5(2): 281-293.

Doody, JP., 2004. Coastal squeeze, an historical perspective. Journal of coastal conservation, 10 (1) : 129-138.

Dubois, J.-M.M. 1999. Dynamique de l'érosion littorale sur la Côte-Nord du Saint-Laurent, p. 20-52. In Actes : Colloque régional sur l'érosion des berges : vers une gestion intégrée des interventions en milieu marin (Baie-Comeau, 19 au 21 février 1999). Municipalité régionale de comté (MRC) de Manicouagan et Comité de la Zone d'intervention prioritaire (ZIP) de la rive nord de l'estuaire, Baie-Comeau, 207 p.

Dubois, J.-M. M., Bernatchez, P., Bouchard, J.-D., Daignault, B., Cayer, D. et Dugas, S. 2006. Évaluation du risque d'érosion du littoral de la Côte-Nord du Saint-Laurent pour la période de 1996-2003. Conférence régionale des élus de la Côte-Nord, 291 pages + annexes.

French, PW., 2006. Managed realignment–the developing story of a comparatively new approach to soft engineering. Journal of Environmental Management, 67 (3): 409-423.

Juneau, M.-N., 2012. Hausse récente du niveau marin relatif aux îles de la Madeleine. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 174p.

MPO. 2011. Évaluation du stock de capelan de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (Divisions4RST) en 2010. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/008.

Robichaud, A. 1989. Évolution du littoral entre Robichaud et Dupuis Corner, Nouveau-Brunswick. Mémoire de baccalauréat, Université de Moncton, Moncton. 44 p.

SACCA 2012. Adaptation au changement climatique : inondations côtières à Le Goulet, Nouveau-Brunswick. Dépliant d'information. *Solutions d'adaptation aux changements climatiques de l'Atlantique*, Fredericton. 3 p.

Savard, J.-P., Bernatchez, P., Morneau, F., Saucier, F., Gachon, P., Senneville, S., Fraser, C. et Jolivet, Y. 2008. Étude de la sensibilité des côtes et de la vulnérabilité des communautés du Golfe du Saint-Laurent aux impacts des changements climatiques : Sommaire à l'usage des décideurs. Rapport de recherche remis au FACC, Ressources naturelles Canada.

Troude, J.P. et Sérodes, J.B. 1988. Le rôle des glaces dans le régime morpho-sédimentologique d'un estran de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Canadian Journal of Civil Engineering, vol. 15, p. 348-354.

UK Environment Agency (ed.) 2012. Greater working with natural processes in flood and coastal erosion risk management : a response to Pitt Review Recommendation 27. Environment Agency, Orthon Goldhay, Royaume-Uni.

White, A. 2015. Managing the Retreat: Understanding the transition to salt marsh in coastal realignment projects.Ph.D. thesis, Plymouth University, 243 p.

CONCLUSION

Cette étude a permis de présenter le premier portrait de la répartition des écosystèmes côtiers à l'échelle de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent pour le Québec et le Nouveau-Brunswick. Sur la superficie de 11 359,92 ha d'écosystèmes côtiers meubles étudiés au Québec, les écosystèmes à prédominance sableuse y représentent 74 % de la superficie totale. Au Nouveau-Brunswick, on voit aussi que 52 % des habitats côtiers des trois régions (6987 ha) sont situés sur des flèches littorales ou des îles barrières. Alors que la superficie des marais représente seulement 26 % des écosystèmes côtiers meubles cartographiés au Québec, au Nouveau-Brunswick ils sont fortement représentés occupant près de 74 % de la superficie totale des écosystèmes côtiers meubles.

Les résultats révèlent que le phénomène de *coastal squeeze* est préoccupant dans le GESL. Le développement en bordure du littoral et l'artificialisation grandissante des côtes ont pour effet de coincer les écosystèmes côtiers entre le cadre bâti et un niveau marin relatif à la hausse. Dans cette perspective, l'analyse de la sensibilité des écosystèmes côtiers au *coastal squeeze* a été effectuée en tenant compte de trois principaux indicateurs, soit la distance entre la limite supérieure des écosystèmes et le premier obstacle rencontré vers l'intérieur des terres, indicateur nommé distance de migration potentielle, la superficie potentiellement érodée et la superficie potentielle submergée.

Ainsi en raison de la présence d'obstacles à leur migration vers l'intérieur des terres, 43 % des écosystèmes côtiers meubles ont un potentiel de migration nul (inférieur à 5 m) et 57 % ont une capacité de migration inférieure à 30 m au Québec maritime. Parmi les obstacles artificiels qui présentent les plus fortes longueurs, on retrouve les ouvrages de protection (266 km), les infrastructures routières (259 km) et les bâtiments (184 km). Au Nouveau-Brunswick, les résultats montrent qu'il y avait déjà présence d'une contrainte physique (obstacle à la migration) à moins de 25 m derrière 18 % des plages, 8 % des dunes littorales et près de 1 % des marais maritimes « frontaux ».

D'ici 2100, la perte de la superficie des écosystèmes côtiers analysés au Québec est estimée à 35 % associée à l'érosion côtière et de 41% à la submersion. Les scénarios d'érosion côtière montrent que la superficie des terrasses de plage diminuera de 45 % d'ici 2100, alors que la perte des marais maritimes (schorre supérieur) sera de 35 % en 2100. Selon les scénarios de hausse du niveau de la mer, la superficie des marais maritimes (schorre supérieur) diminuera de de 74 % en 2100 par rapport à leur superficie initiale. Il faut toutefois mentionner que ces résultats sont préliminaires puisqu'ils ne tiennent pas compte des apports sédimentaires pour le futur, et donc du bilan sédimentaire futur. Au Nouveau-Brunswick, la *Superficie potentiellement érodée et submergée* (*SPÉS*) évalue le potentiel de pertes (en superficie) à l'horizon 2100 à 74,4% (plages) et, 56,6% (dunes littorales). Les pertes seraient d'au moins 54,2% de l'ensemble des marais maritimes même si le calcul ne porte que sur les marais dits « frontaux ».

L'analyse rétrospective à l'échelle régionale et locale de neuf secteurs qui présentent une diversité d'écosystèmes côtiers et de dynamique d'évolution a permis de quantifier le bilan des pertes et des gains de la superficie des écosystèmes côtiers meubles au cours des dernières décennies. Les résultats révèlent une très grande variabilité dans le bilan d'évolution tant entre les secteurs qu'à l'intérieur d'un même secteur, montrant parfois un bilan positif, parfois négatif. Les résultats montrent cependant l'importance de conserver un espace pour maintenir la capacité de migration des écosystèmes côtiers vers l'intérieur des terres, et ce particulièrement pour ceux qui sont sensibles à l'érosion et la submersion côtière. L'accélération récente de la hausse du niveau de la mer, surtout si les apports sédimentaires ne sont pas suffisants, et la présence de contraintes d'origine anthropique situées à proximité des écosystèmes côtiers, vont contribuer à augmenter leur sensibilité au *coastal squeeze* au cours des prochaines décennies. Les écosystèmes côtiers offrent une panoplie de services écologiques bénéfiques pour les populations. Or, le *coastal squeeze* entraîne la dégradation et dans certains cas la disparition des écosystèmes côtiers. Ces effets se répercutent sur les communautés côtières, notamment par la réduction du rôle de régulation des risques naturels côtiers et en affectant des activités traditionnelles et récréatives.

Ce rapport se termine avec plusieurs recommandations visant des actions pour réduire la vulnérabilité des écosystèmes côtiers au *coastal squeeze*. Ce premier portrait du phénomène du *coastal squeeze* sur un aussi grand territoire côtier du GESL est une première étape à l'amorce d'une réflexion sur l'espace de migration ou de liberté accordé aux écosystèmes côtiers. Comme les obstacles anthropiques sont responsables d'une part importante du phénomène du *coastal squeeze*, une partie de la solution doit résider dans la prise en compte de l'évolution des écosystèmes côtiers dans la planification et le développement des territoires côtiers. Il faudra aussi préconiser des solutions qui favorisent l'accrétion et la restauration des écosystèmes côtiers. Les résultats de cette étude pourront servir à développer des outils de sensibilisation à la problématique du *coastal squeeze* auprès des décideurs gouvernementaux (fédéral, provincial et municipal), des populations côtières et de la population en général. L'augmentation de la résilience des écosystèmes côtiers aux changements environnementaux et aux perturbations anthropiques, notamment en réduisant le *coastal squeeze*, devrait faire partie d'un processus de gestion intégrée de la zone côtière intégrant les différents acteurs et qui tient compte à la fois de l'aménagement urbain, du développement économique et social, de l'accès au littoral et de l'exploitation des ressources.

Enfin, une mise à jour de la cartographie des écosystèmes côtiers est nécessaire pour le Nouveau-Brunswick, car les données servant au portrait global date de 1996. Au Québec, à peine 50 % du littoral a pu être analysé pour l'indice de sensibilité au *coastal squeeze* en raison du manque d'information sur l'évolution côtière, les variations du niveau marin relatif ou le manque de données de base comme une couverture LiDAR. L'ensemble de la zone intertidale devrait aussi être intégré dans l'analyse des écosystèmes côtiers. La recherche sur les écosystèmes littoraux devrait aussi porter sur leur rôle écologique et les liens entre ces écosystèmes et le milieu aquatique marin ainsi que le milieu terrestre (incluant les populations humaines). Une meilleure analyse des services écologiques offerts par les écosystèmes côtiers permettrait aussi de quantifier les effets bénéfiques pour la société de conserver des bandes côtières en bonne santé.

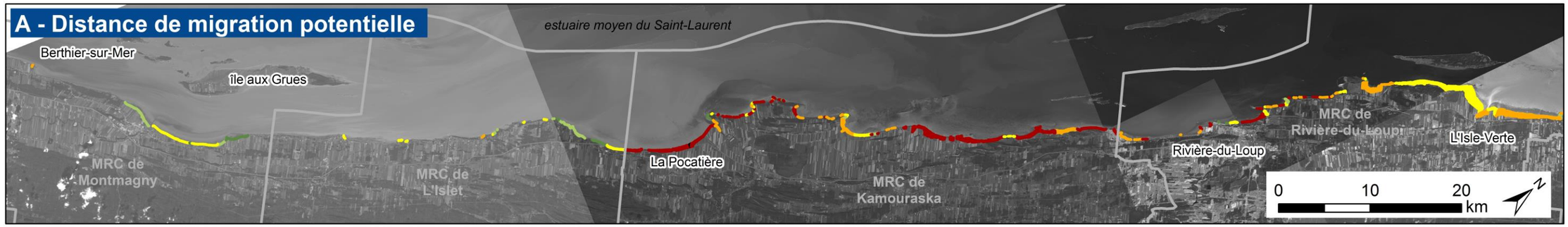
Annexe 1. Recueil cartographique - Québec[15]

[15] Les cartes peuvent être obtenues en format numérique à pascal_bernatchez@uqar.ca

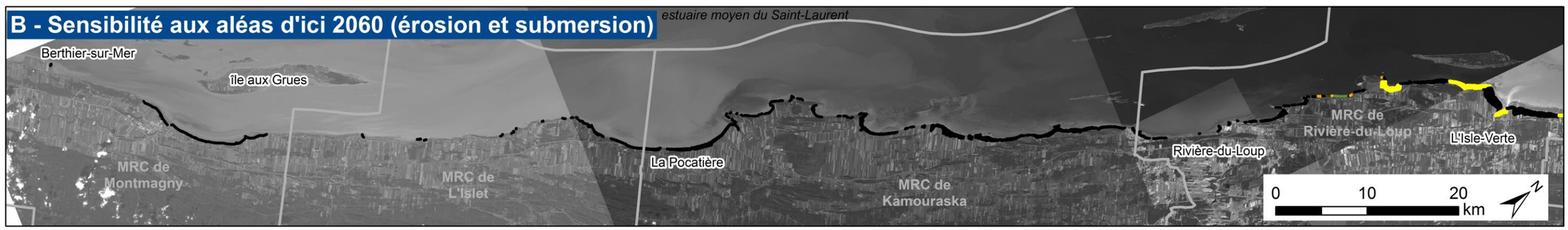
SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2060

Carte 1/7 : Estuaire moyen du Saint-Laurent (rive sud)

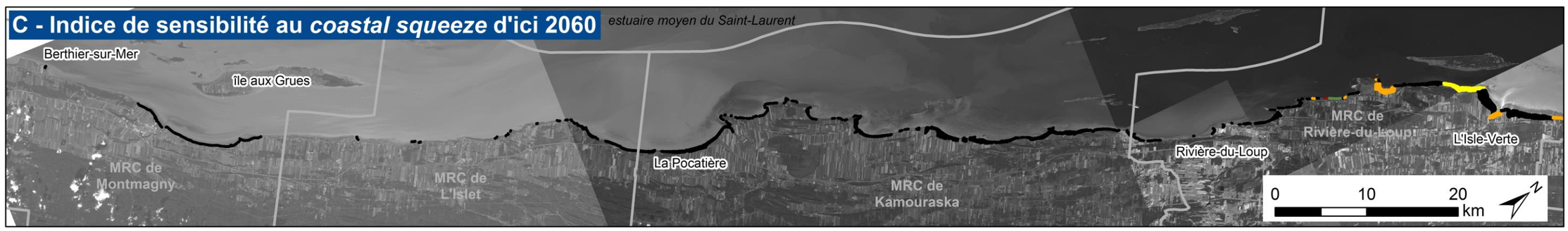
A - Distance de migration potentielle

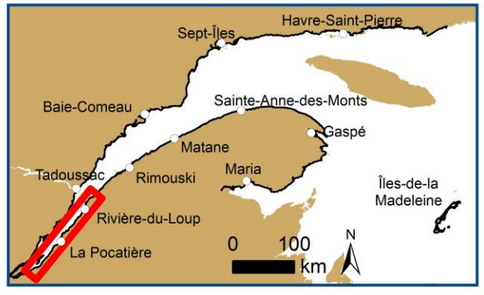


B - Sensibilité aux aléas d'ici 2060 (érosion et submersion)



C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060





Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

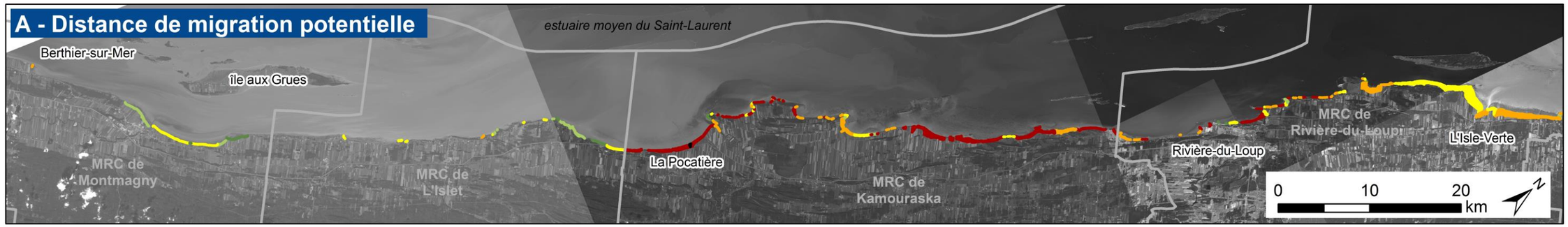
RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :

BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

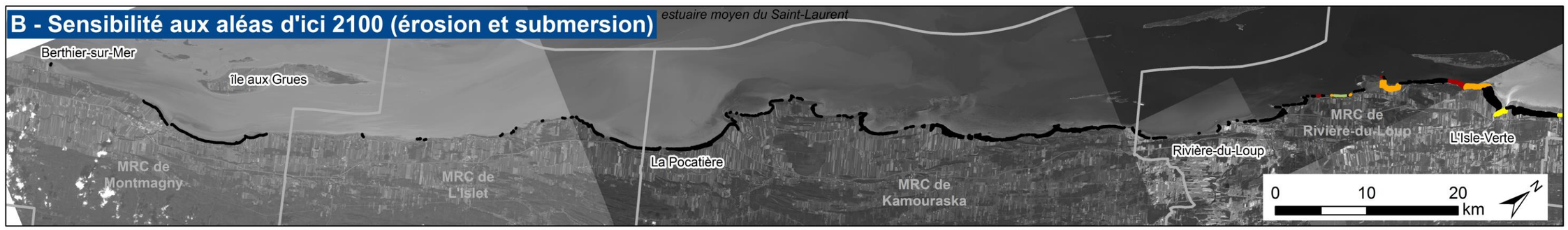
SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2100

Carte 1/7 : Estuaire moyen du Saint-Laurent (rive sud)

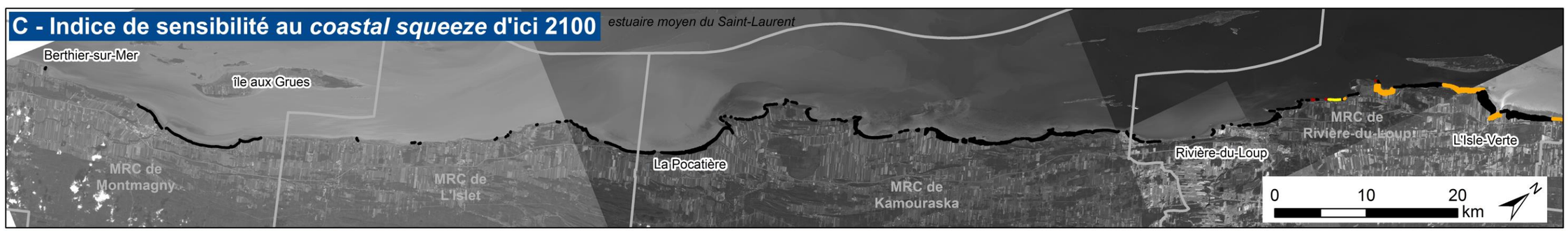
A - Distance de migration potentielle

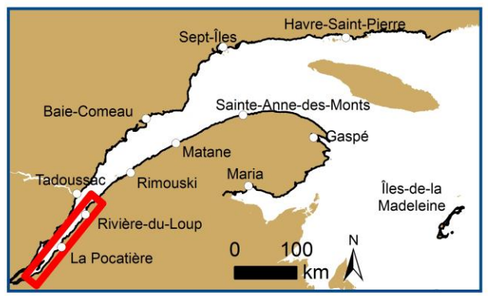


B - Sensibilité aux aléas d'ici 2100 (érosion et submersion)



C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2100





Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

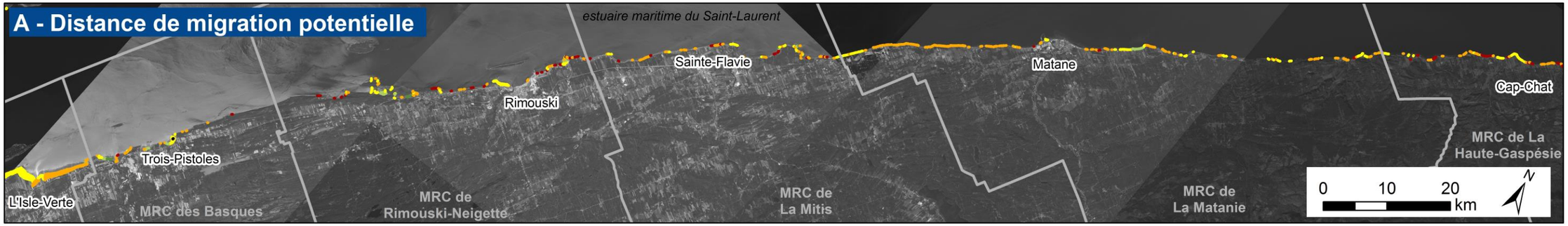
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :
BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

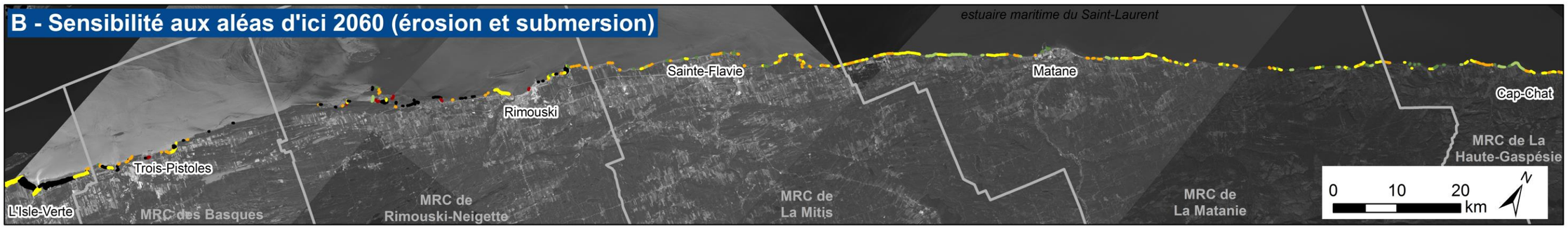
SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2060

Carte 2/7 : Estuaire maritime du Saint-Laurent (rive sud)

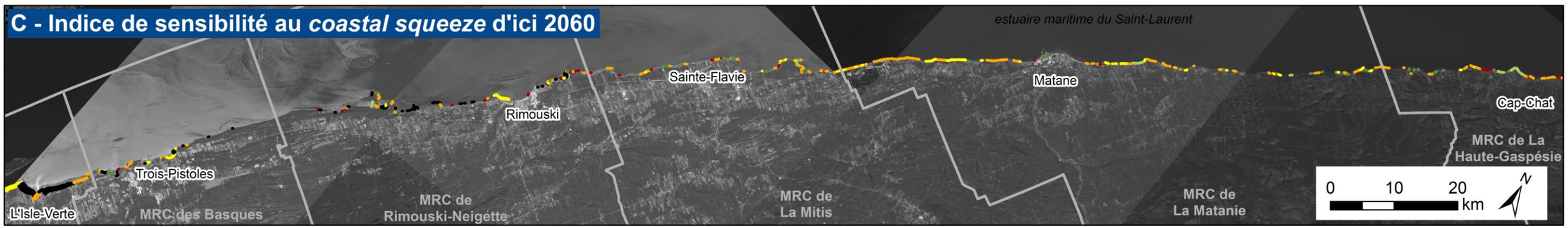
A - Distance de migration potentielle

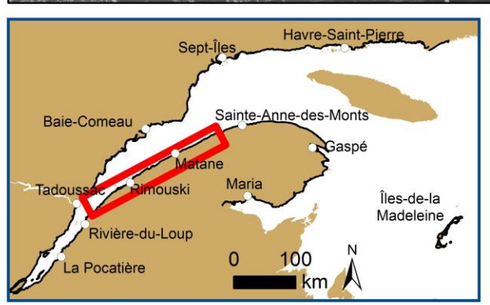


B - Sensibilité aux aléas d'ici 2060 (érosion et submersion)



C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060





Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

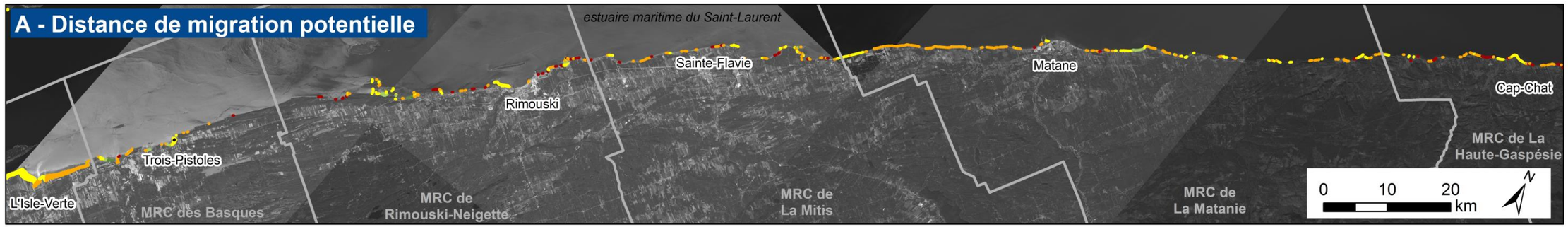
RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :

BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

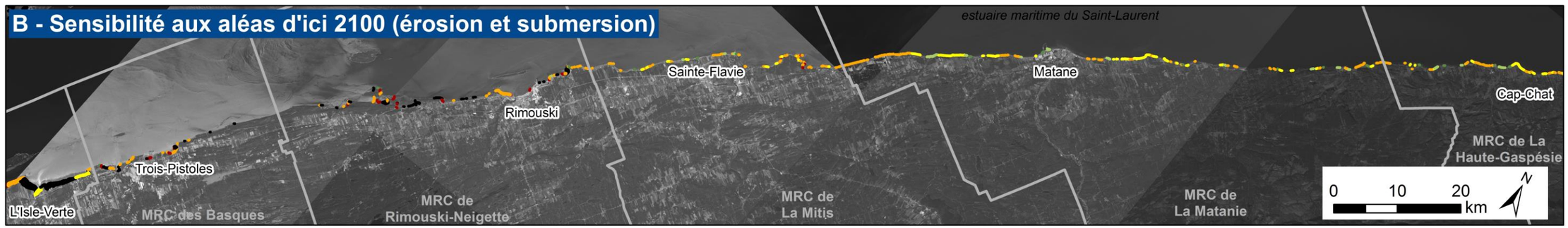
SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2100

Carte 2/7 : Estuaire maritime du Saint-Laurent (rive sud)

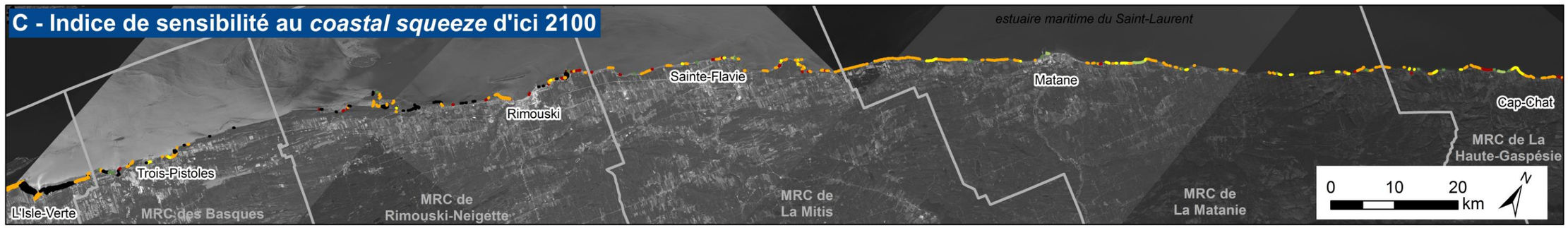
A - Distance de migration potentielle

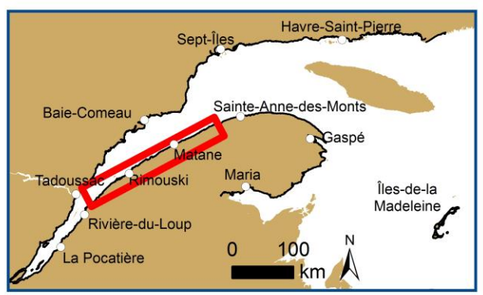


B - Sensibilité aux aléas d'ici 2100 (érosion et submersion)



C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2100





Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

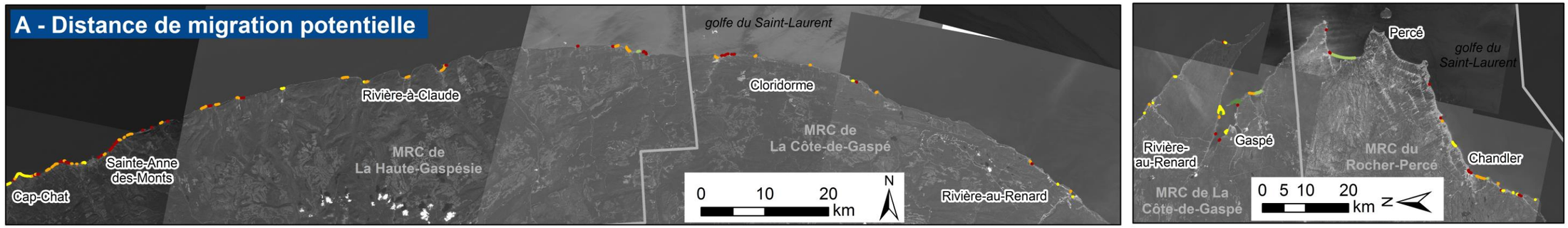
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :
BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

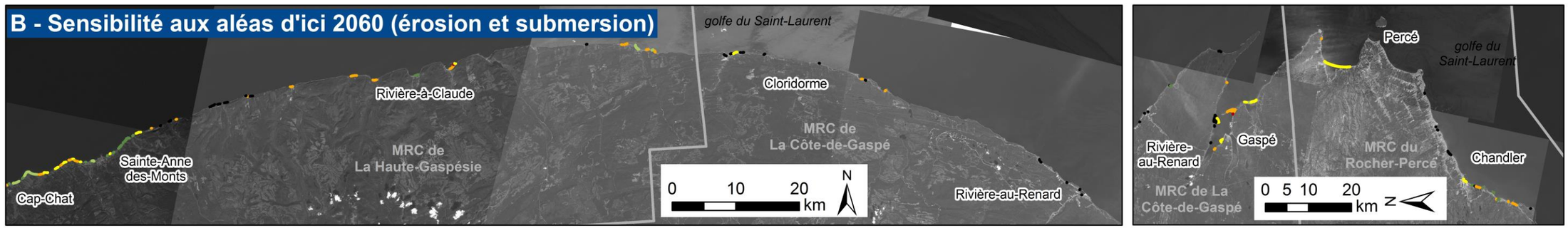
SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2060

Carte 3/7 : Golfe du Saint-Laurent (rive sud)

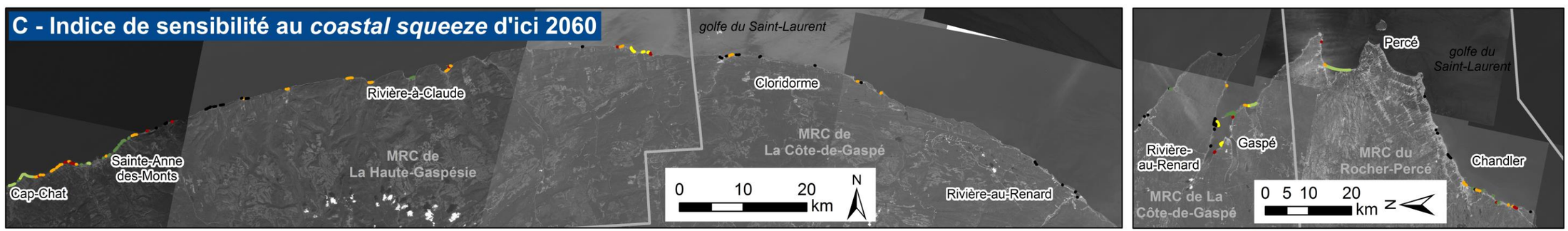
A - Distance de migration potentielle

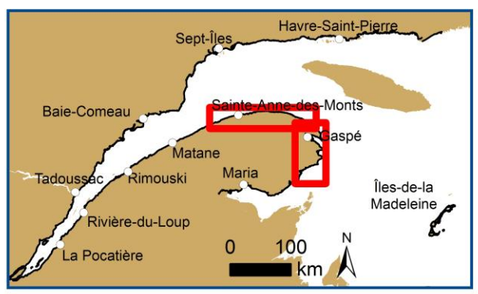


B - Sensibilité aux aléas d'ici 2060 (érosion et submersion)



C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060





Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

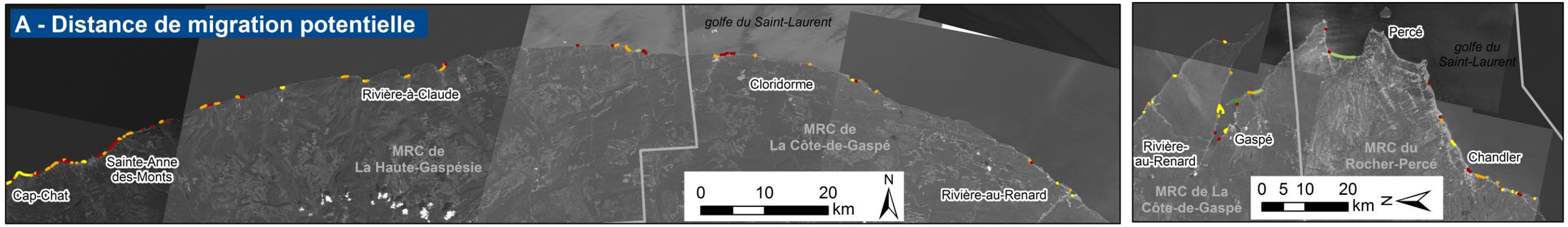
RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :

BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

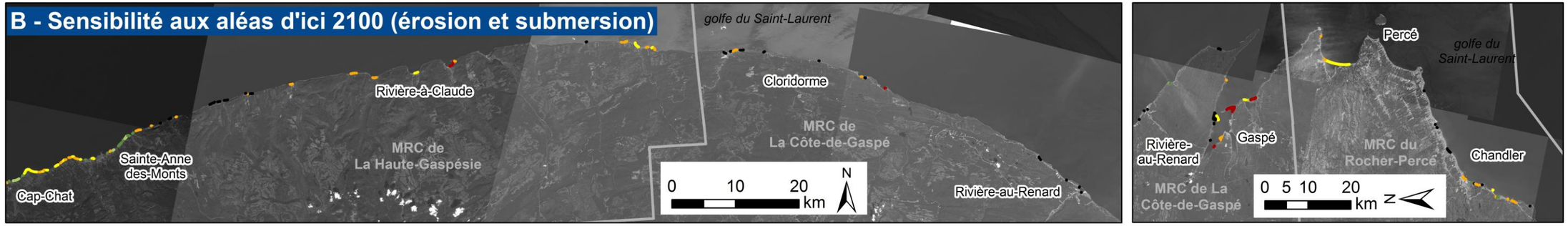
SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2100

Carte 3/7 : Golfe du Saint-Laurent (rive sud)

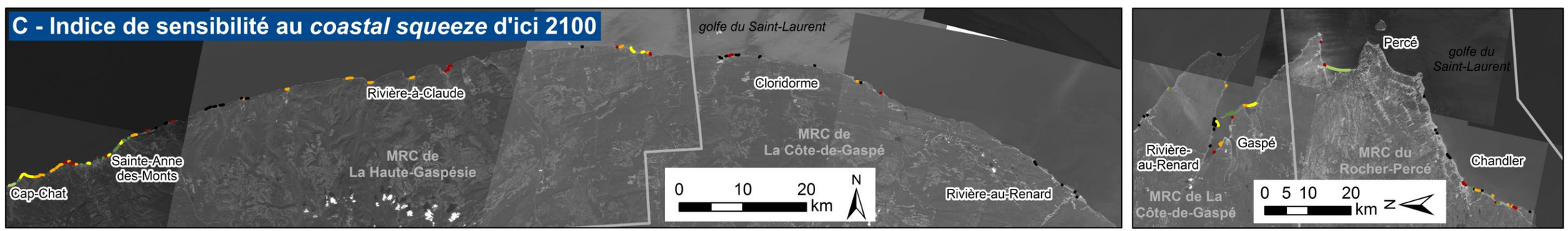
A - Distance de migration potentielle

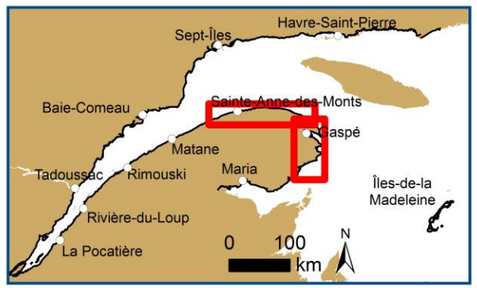


B - Sensibilité aux aléas d'ici 2100 (érosion et submersion)



C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2100





Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

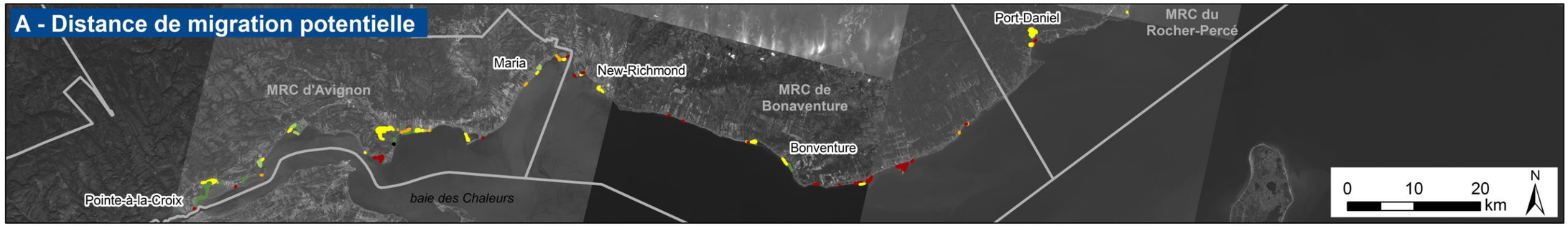
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :
BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

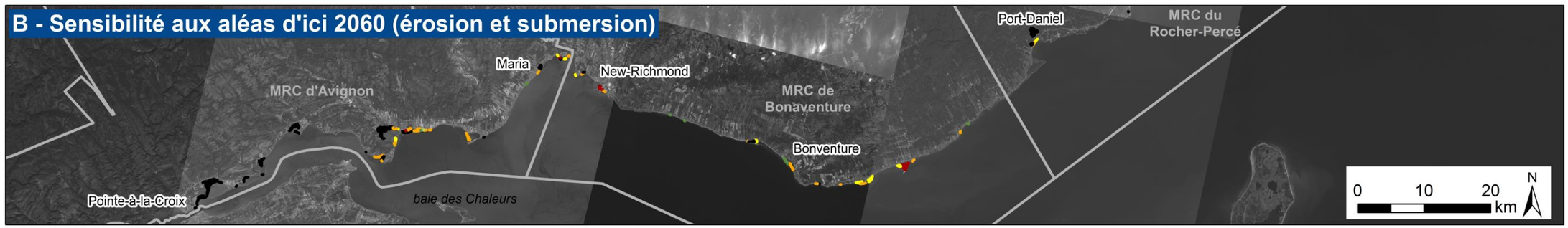
SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2060

Carte 4/7 : Baie des Chaleurs

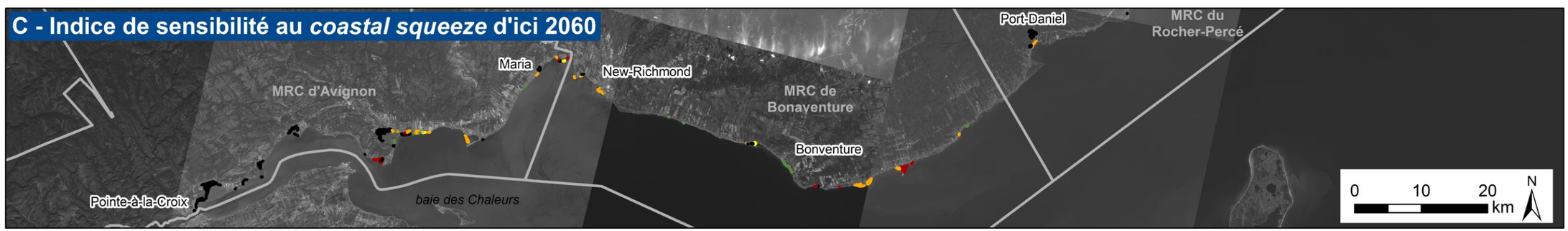
A - Distance de migration potentielle

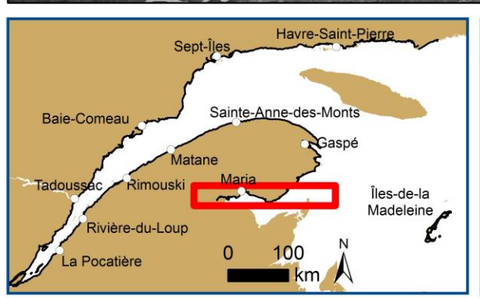


B - Sensibilité aux aléas d'ici 2060 (érosion et submersion)



C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060





Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

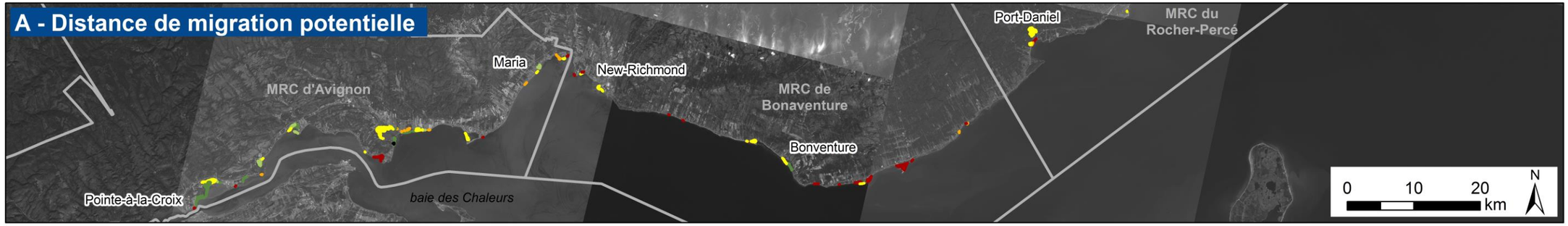
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :
BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

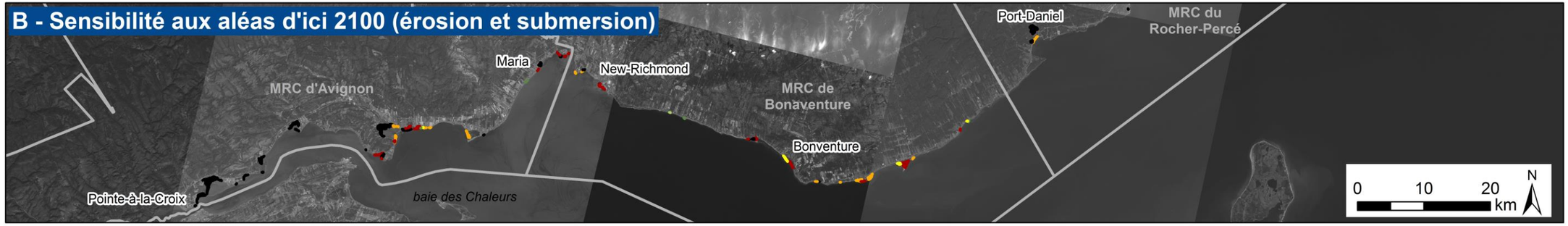
SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2100

Carte 4/7 : Baie des Chaleurs

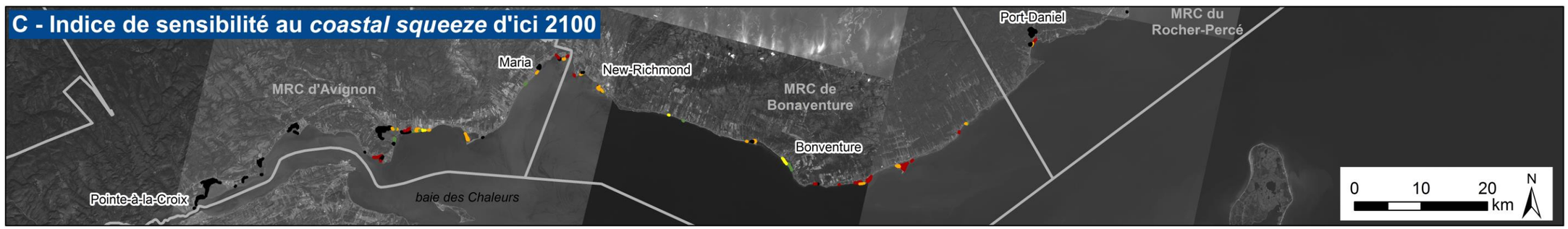
A - Distance de migration potentielle

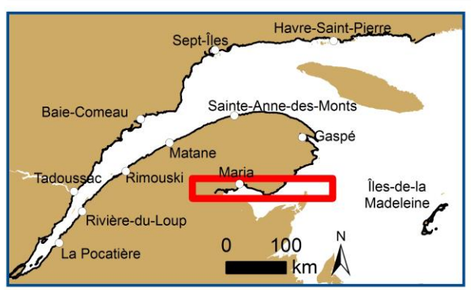


B - Sensibilité aux aléas d'ici 2100 (érosion et submersion)



C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2100





Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

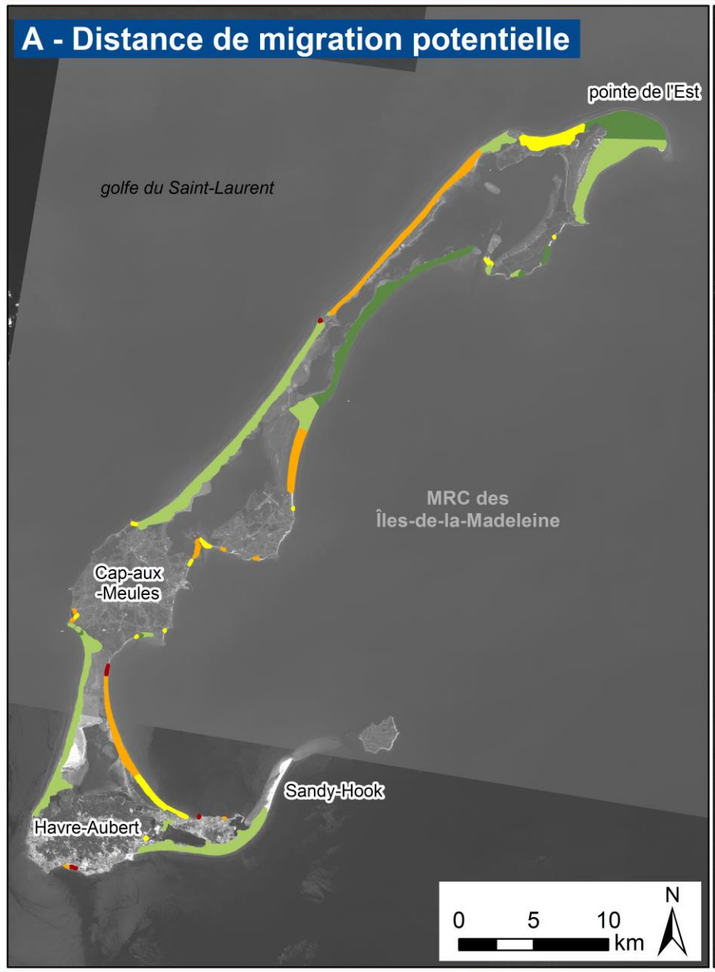
Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

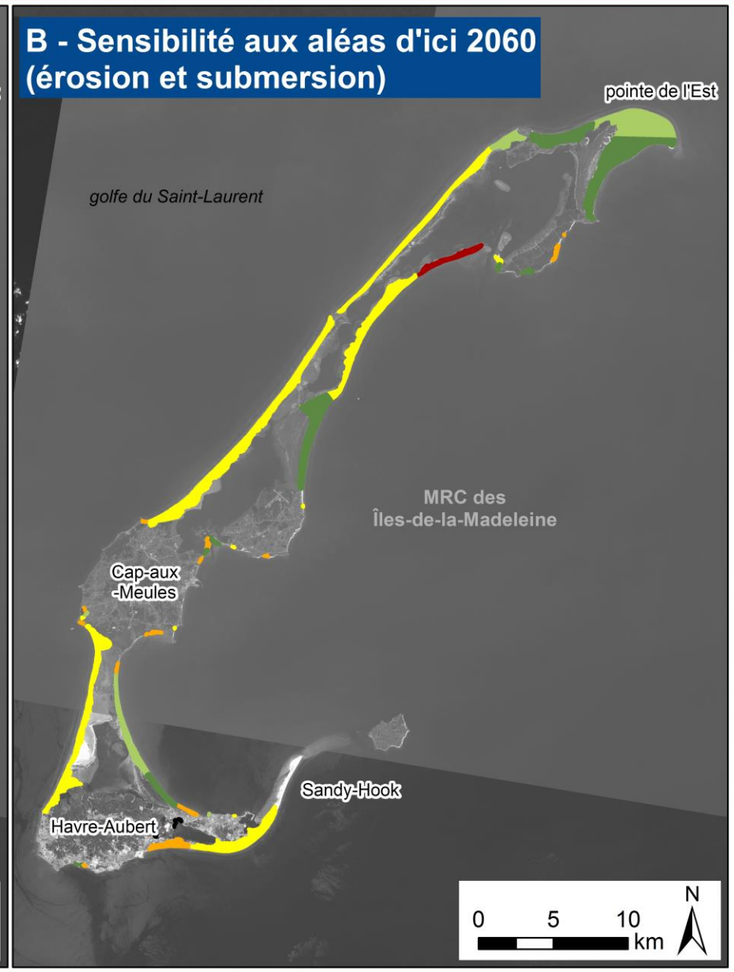
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

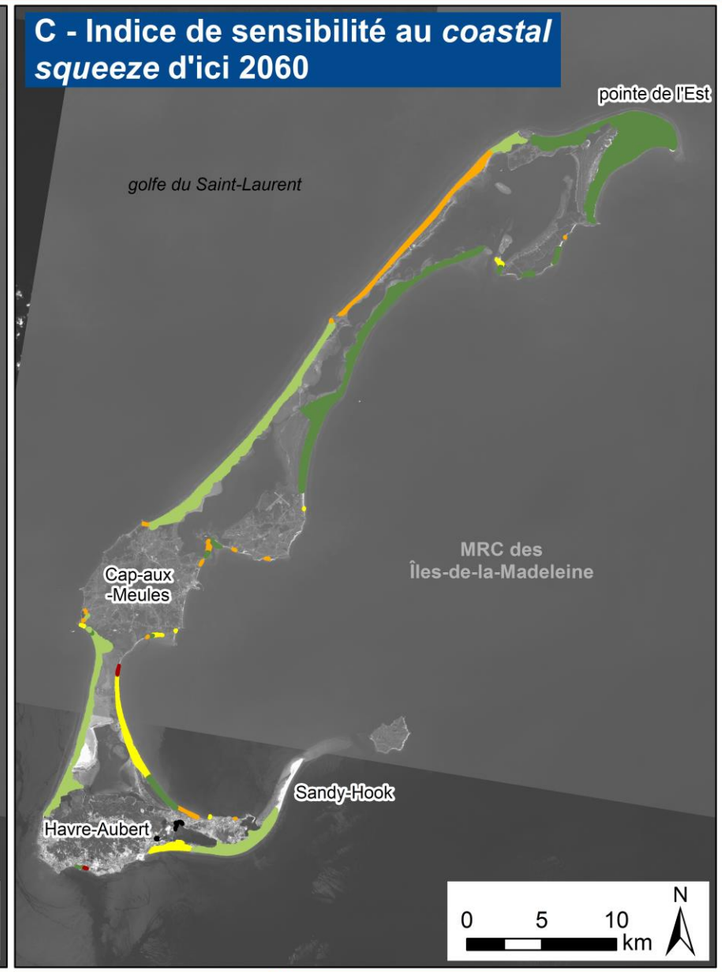
RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :
BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

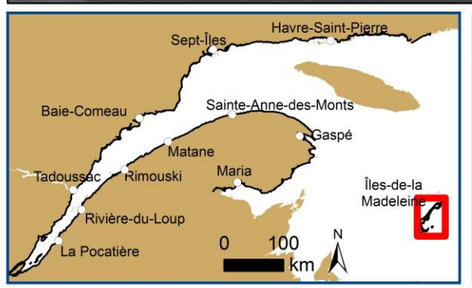
SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2060

Carte 5/7 : Îles de la Madeleine









Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

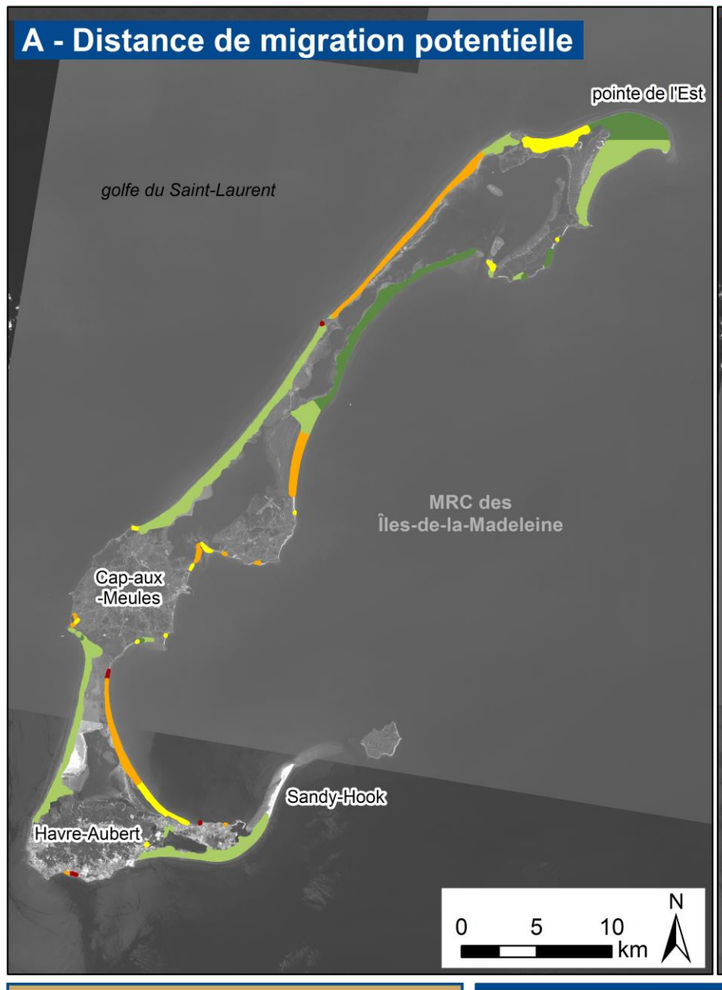
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :
BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

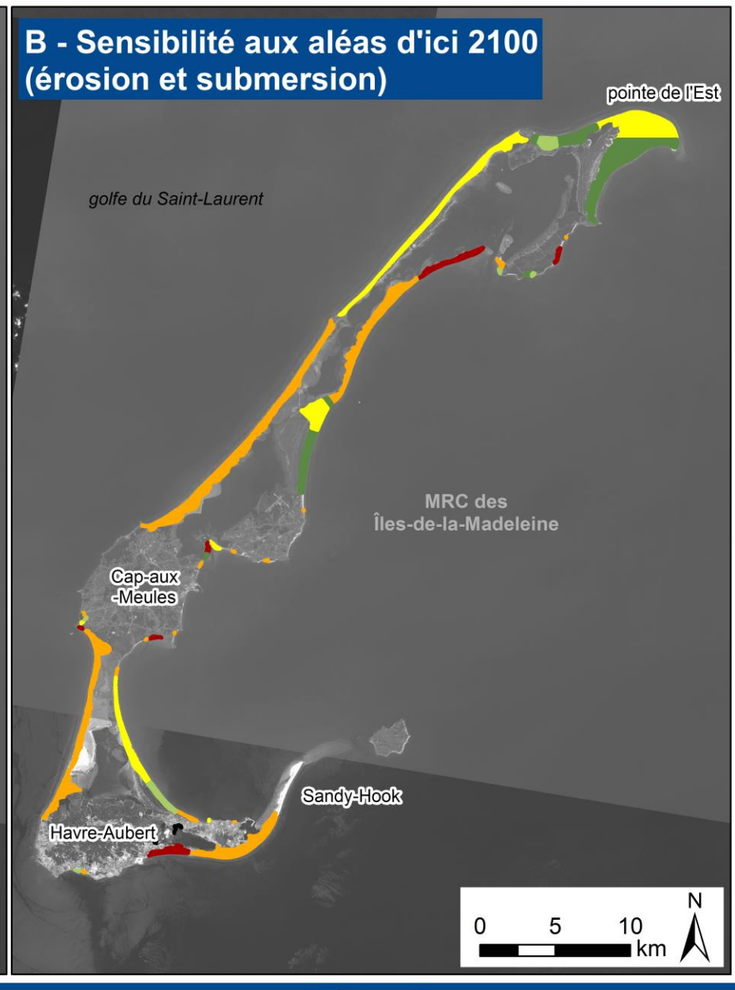
SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2100

Carte 5/7 : Îles de la Madeleine

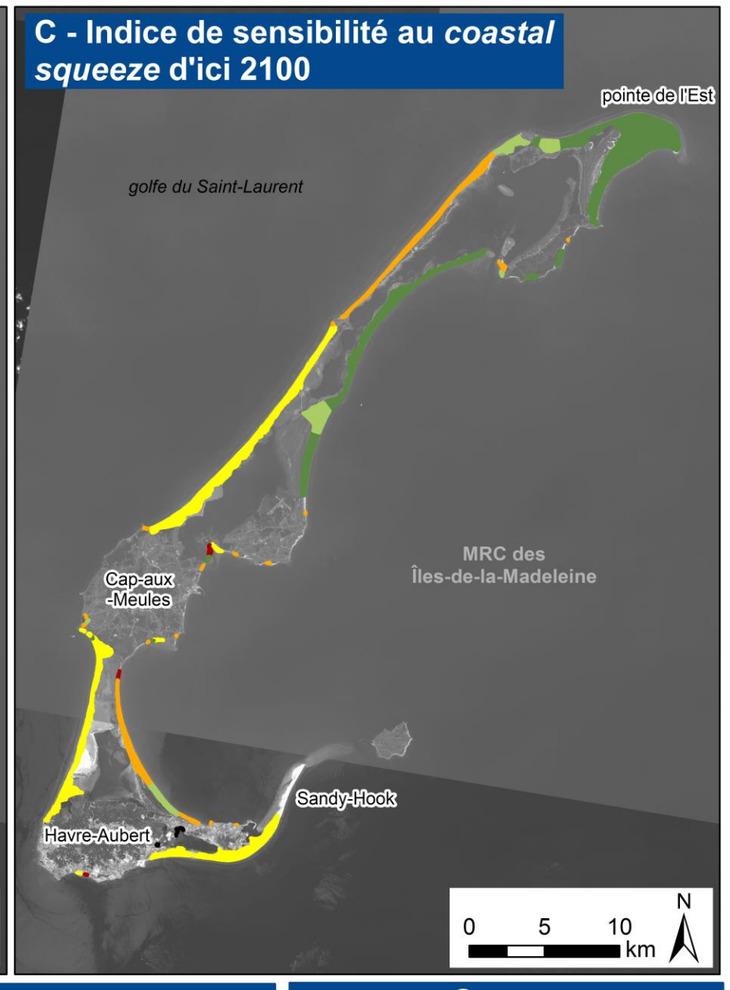
A - Distance de migration potentielle

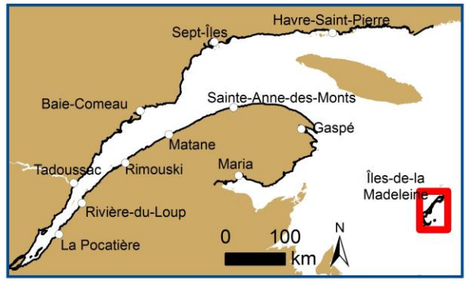


B - Sensibilité aux aléas d'ici 2100 (érosion et submersion)



C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2100





Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

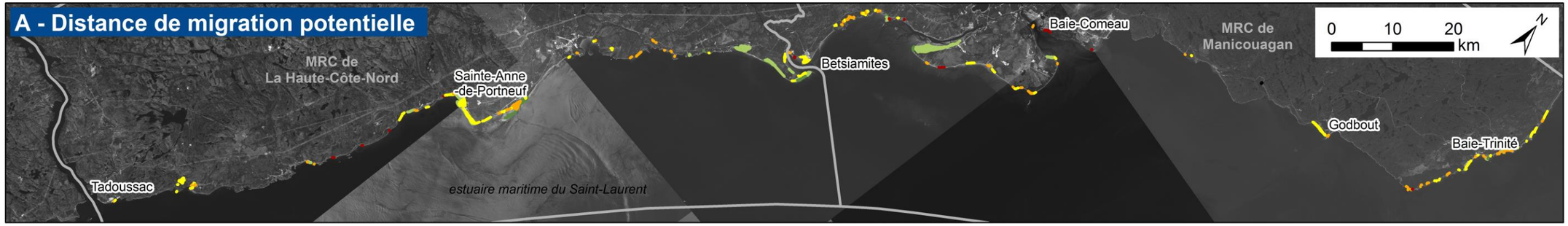
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :
BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

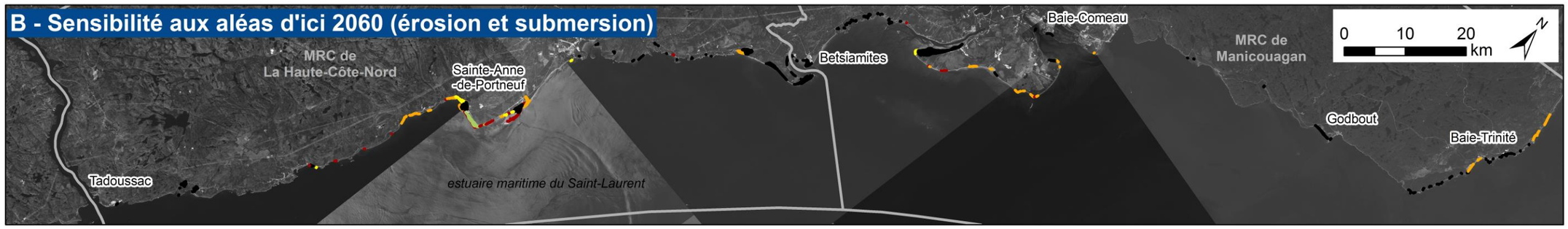
SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2060

Carte 6/7 : Estuaire maritime du Saint-Laurent (rive nord)

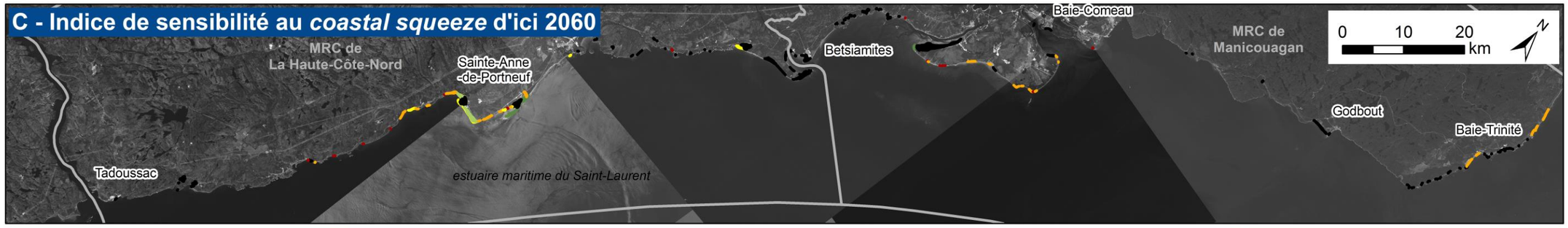
A - Distance de migration potentielle

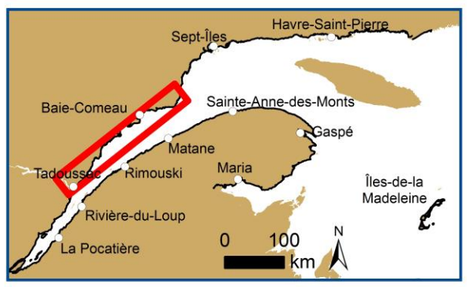


B - Sensibilité aux aléas d'ici 2060 (érosion et submersion)



C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060





Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

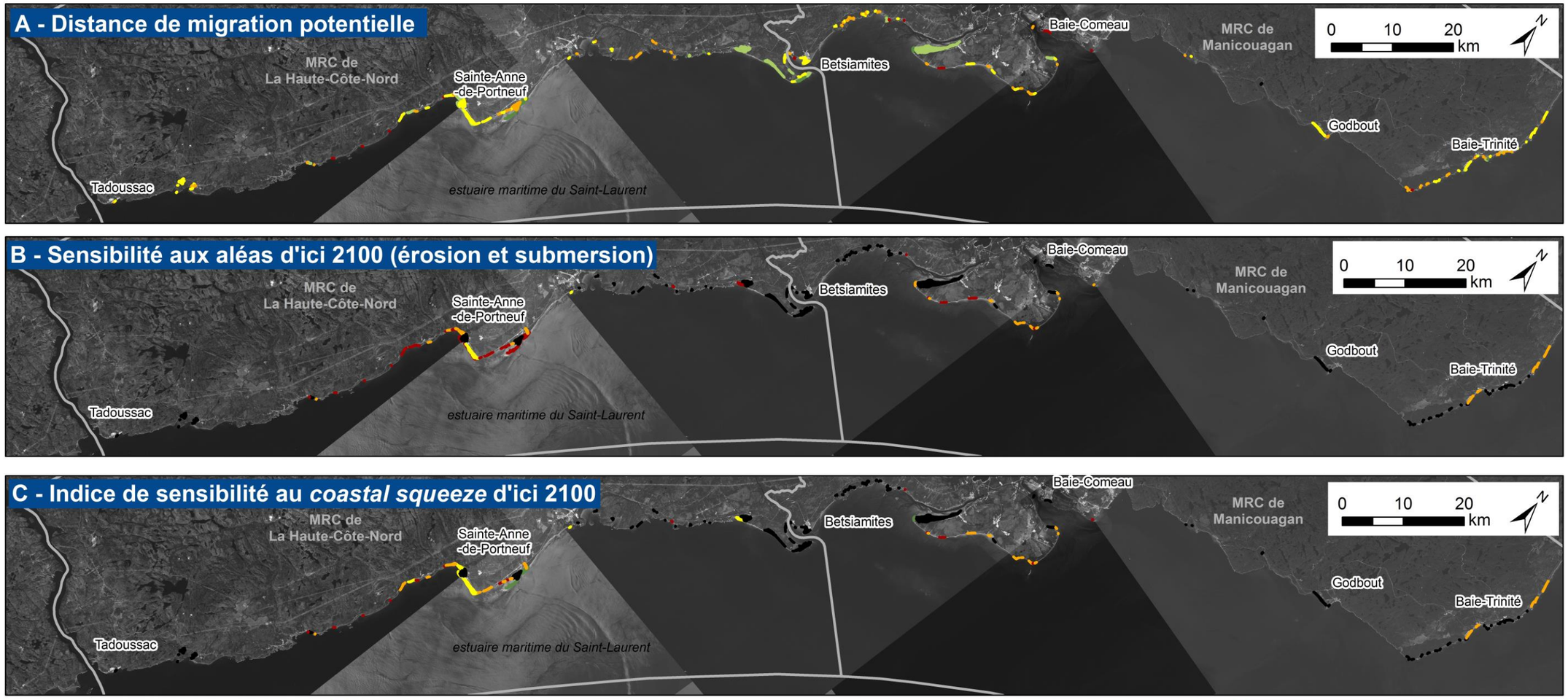
Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

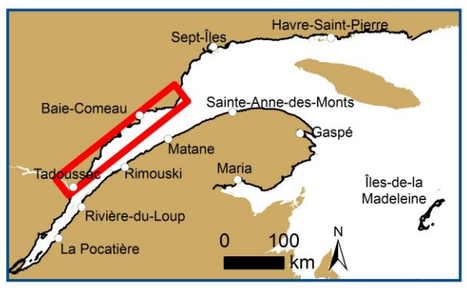
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :
BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2100

Carte 6/7 : Estuaire maritime du Saint-Laurent (rive nord)





Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

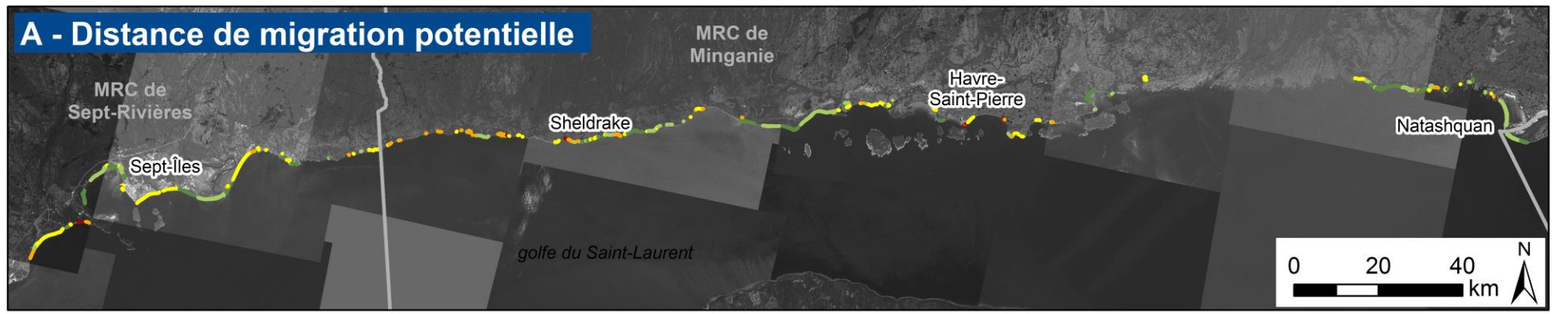
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

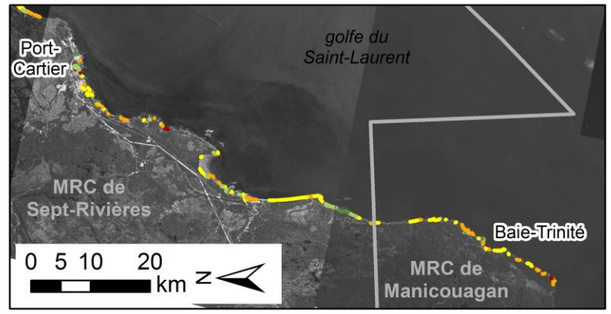
RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :
BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2060

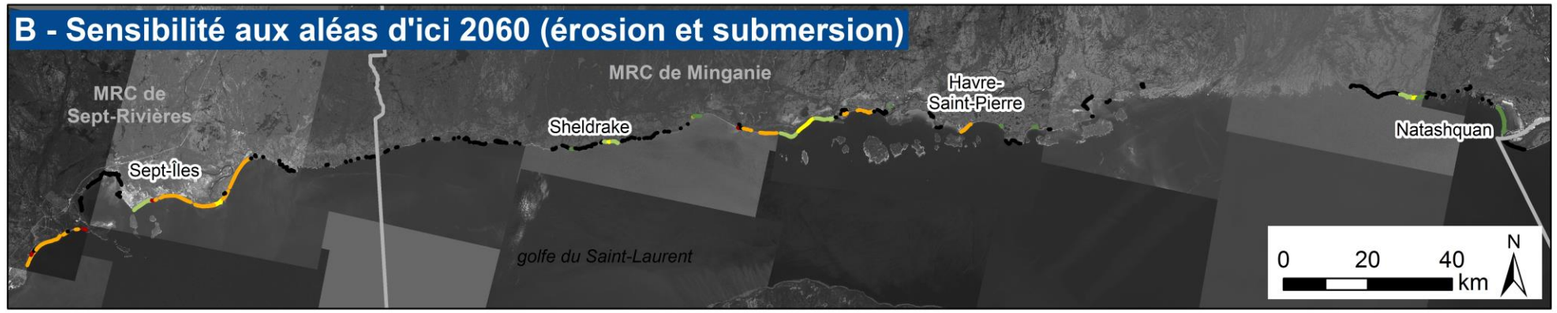
Carte 7/7 : Golfe du Saint-Laurent (rive nord)

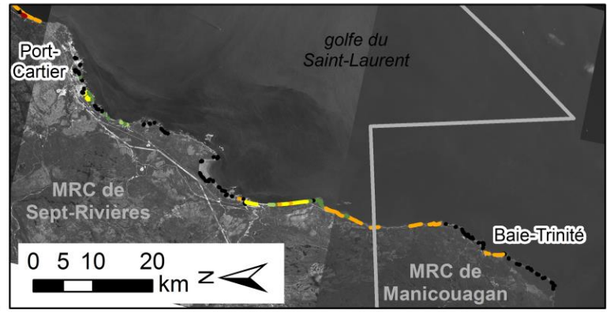
A - Distance de migration potentielle





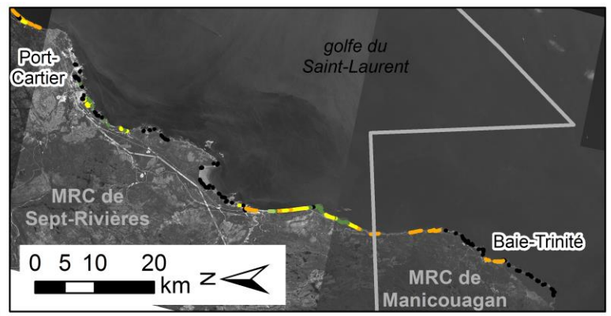
B - Sensibilité aux aléas d'ici 2060 (érosion et submersion)

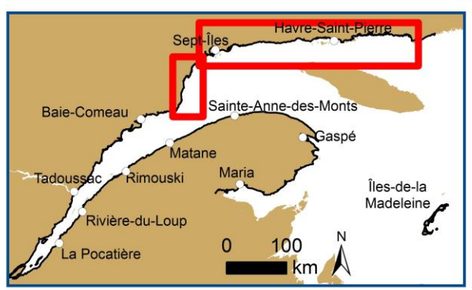




C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2060







Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

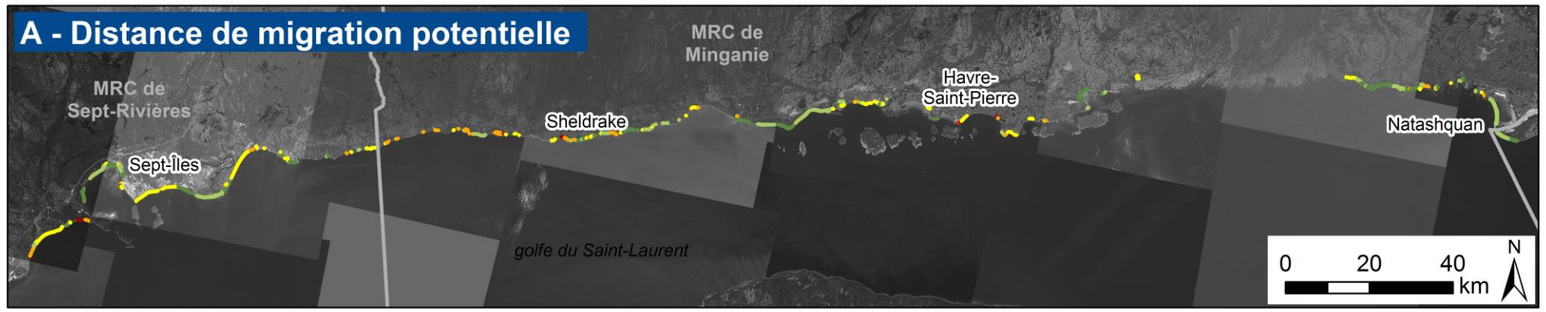
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

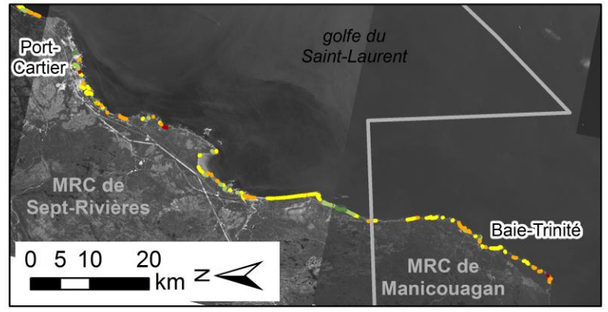
RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :
BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique

SENSIBILITÉ AU *COASTAL SQUEEZE* d'ici 2100

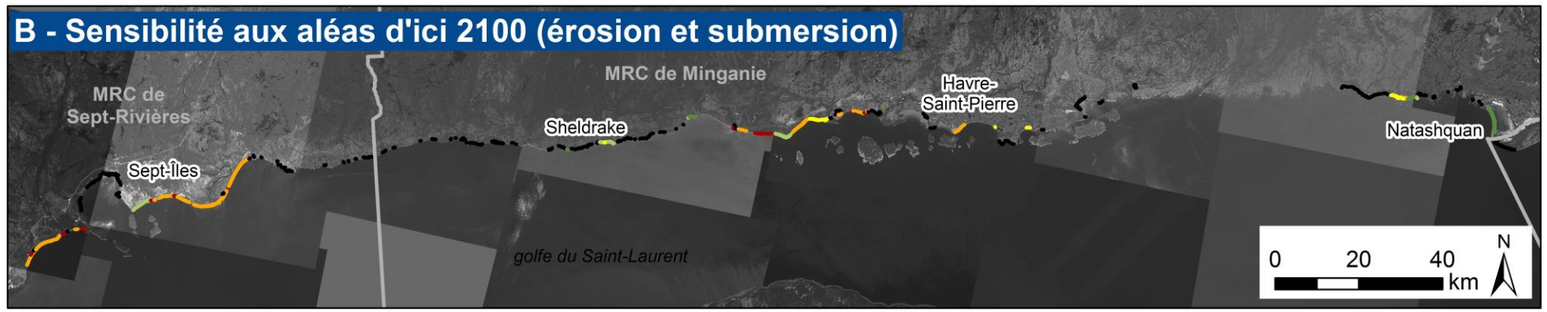
Carte 7/7 : Golfe du Saint-Laurent (rive nord)

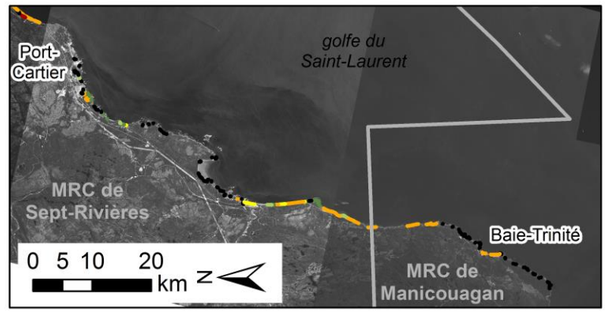
A - Distance de migration potentielle



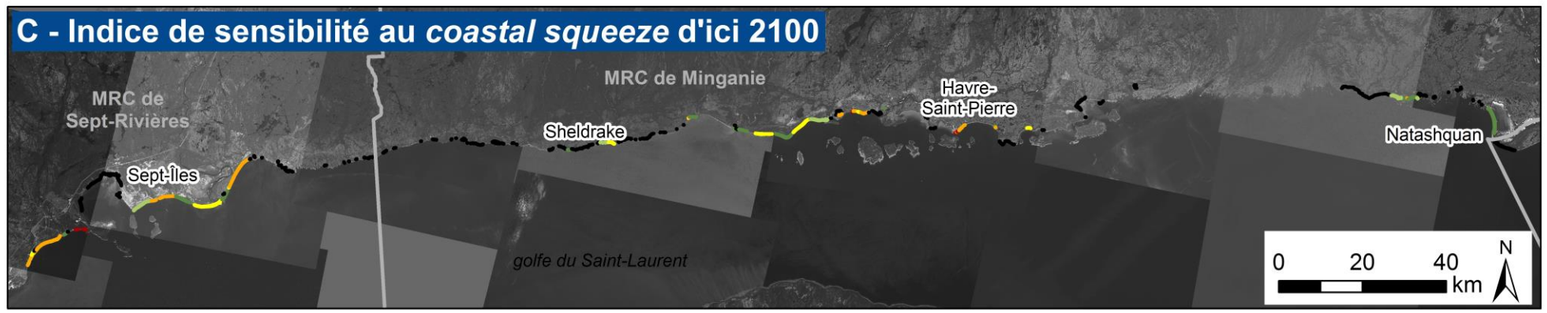


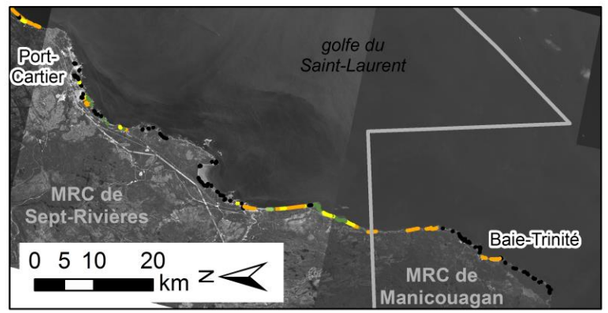
B - Sensibilité aux aléas d'ici 2100 (érosion et submersion)

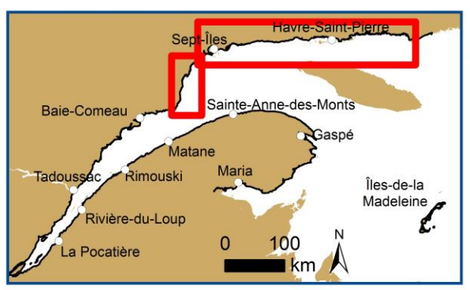




C - Indice de sensibilité au *coastal squeeze* d'ici 2100







Légende

Distance de migration potentielle (DMP)

- nulle (0-5 m)
- faible (6-29 m)
- modérée (30-69 m)
- élevée (70-94 m)
- très élevée (95 m et plus)
- nd

Sensibilité aux aléas (érosion et submersion)

- critique
- aigue
- modérée
- légère
- aucune
- nd

Indice de sensibitlité au *coastal squeeze* (ISACS)

- critique
- aigu
- modéré
- léger
- aucun
- nd

Source

Source des données de DMP, Aléas et ISACS : Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, UQAR, février 2016

Fond de carte : Imagerie satellitaire spot 4 et 5; Projection : NAD 83, MTQ Lambert

Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières | UQAR

RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE :
BERNATCHEZ et coll. (2016) Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (*coastal squeeze*) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche remis à Ouranos et Ressources naturelles Canada. Document cartographique