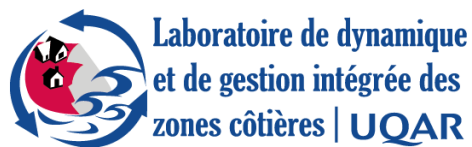


GUIDE ET OUTIL POUR LE DÉVELOPPEMENT DE PROTOCOLES DE CARACTÉRISATION ET DE SUIVIS ENVIRONNEMENTAUX EN MILIEU CÔTIER POUR LA MISE EN PLACE DE MESURES D'ADAPTATION AUX ALÉAS CÔTIERS DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Projet CC25.1

Sous la direction de Pascal Bernatchez

Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières
Université du Québec à Rimouski



Réalisé pour le compte du ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec
(MTMD)

Mars 2024

AVERTISSEMENT

La présente étude a été réalisée à la demande du ministère des Transports du Québec et a été financée par le Ministère.

Les opinions exprimées dans le présent rapport n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement les positions du ministère des Transports du Québec.

CHERCHEUR RESPONSABLE DU PROJET

Pascal Bernatchez, Ph. D., professeur-chercheur
Chaire de recherche en géoscience côtière
Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières (LDGIZC)
Université du Québec à Rimouski (UQAR)
Département de biologie, chimie et géographie
300, allée des Ursulines, case postale 3300
Rimouski (Québec) G5L 3A1
Téléphone : (418) 723-1986, poste 1257 (bureau) ou poste 1206 (laboratoire)
Télécopieur : (418) 724-1847
Courriel : pascal_bernatchez@uqar.ca
Site web : ldgizc.uqar.ca

RECHERCHE ET RÉDACTION

- Didier Eustache-Létourneau, B. Sc. en biologie, professionnel de recherche, LDGIZC, UQAR;
- Pascal Bernatchez, Ph. D., professeur et titulaire de la Chaire de recherche en géoscience côtière, directeur du LDGIZC, Département de biologie, chimie et géographie, UQAR;
- Christian Fraser, M.Sc. en océanographie, professionnel de recherche, LDGIZC, UQAR;
- Aurélien Martin, B. Sc. en biologie, candidat à la maîtrise en géographie, LDGIZC, UQAR.
- Mathieu Cusson, Ph. D., professeur, Département de sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi.
- Christian Nozais, Ph. D., professeur, Département de biologie, chimie et géographie, UQAR.

COORDINATION AU MTMD

Blanche Paré, M. ATDR, conseillère – Secteur Résilience des infrastructures de transport et adaptation aux changements climatiques ; Direction de la gestion des actifs routiers et de la programmation ; Direction générale de la gestion des actifs routiers et de l'innovation, ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec.

REMERCIEMENT

Nous tenons à remercier le personnel du MTMD pour leur collaboration et les échanges de documents. Ce projet a bénéficié d'un soutien financier du gouvernement du Québec et répond aux objectifs du Plan pour une économie verte 2030.



RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE

Eustache_Létourneau, D., Bernatchez, P., Fraser, C., Cusson, M., Nozais, C. et Martin, A. 2024. Guide et outil pour le développement de protocoles de caractérisation et de suivis environnementaux en milieu côtier pour la mise en place de mesures d'adaptation aux aléas côtiers dans un contexte de changements climatiques. Rapport final. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski, rapport remis au ministère des Transports et de la mobilité durable du Québec, projet CC25.1, 55 p.

SYNTHÈSE DES CONCLUSIONS ET DES RECOMMANDATIONS

Ce guide a été réalisé dans le cadre du projet « Développement de protocoles de caractérisation et de suivis environnementaux en milieu côtier pour la mise en place de mesures d'adaptation aux aléas côtiers dans un contexte de changements climatiques CC25.1 ». Ce projet s'inscrit dans le cadre d'une vaste étude d'impact menée par le MTMD qui vise à mettre en place un programme décennal d'interventions en milieu côtier pour les régions du Bas-Saint-Laurent, de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine. Deux revues de littératures, une analyse de cas et une cartographie des cellules écogéomorphologiques ont été réalisées pendant le projet pour atteindre l'objectif de développer des protocoles de caractérisation et de suivis environnementaux en milieu côtier et outiller les gestionnaires de projets.

Ce projet de recherche a permis de développer un outil qui regroupe des informations synthétiques nécessaires à l'élaboration d'un programme de caractérisation et de suivi environnemental. Sous la forme d'onglets dans un fichier Excel, l'outil présente d'abord une description des principaux écosystèmes côtiers et leurs services écologiques retrouvés le long de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (EGSL) (onglets 1.1 à 1.4), puis des modèles conceptuels permettant de comprendre les effets des principaux forçages naturels et anthropiques sur le fonctionnement et l'évolution des écosystèmes côtiers (onglets 2.1 et 2.2). L'onglet 3 présente ensuite les principaux effets potentiels que peuvent avoir les ouvrages de protection sur les processus hydrodynamiques, sur la géomorphologie et les écosystèmes côtiers ainsi que sur le milieu socio-économique. L'onglet 4 présente les paramètres à caractériser préalablement au suivi environnemental pour établir l'état de référence du site d'intervention (milieu récepteur). L'onglet 5.1 présente dans un premier temps un protocole général qui intègre l'ensemble des paramètres qui peuvent être suivis lors d'une évaluation environnementale en milieu côtier, puis une matrice qui permet en fonction des différents types d'ouvrage d'identifier les paramètres pertinents à suivre (onglet 5.2). Enfin, quatre protocoles de suivi environnemental ont été élaborés pour couvrir les principaux ouvrages de protection retrouvés en bordure du littoral de l'EGSL. Des protocoles ont été développés pour les ouvrages rigides longitudinaux (enrochement, mur, revêtement de béton, digue) (onglet 6.1), les épis maritimes et jetées (onglet 6.2), les recharges sédimentaires (onglet 6.3) et les différents types de brise-lames (onglet 6.4).

Un guide accompagne l'outil Excel afin de présenter la marche à suivre pour élaborer un programme de suivi environnemental lors de la mise en place d'ouvrages de protection côtière. Le plan de suivi environnemental doit être élaboré en deux phases et plusieurs étapes. Une première phase de collecte d'information sur le milieu consiste à 1) définir la nature des travaux et 2) faire une caractérisation préalable du milieu qui inclut l'état des connaissances et l'analyse spatiale du secteur. Une deuxième phase consiste à : 1) définir les enjeux liés au projet d'aménagement, 2) définir les objectifs du suivi environnemental 3) élaborer un plan d'échantillonnage et 4) réviser et optimiser le plan d'échantillonnage.

L'approche BACI (*Before-After-Control-Impact* c.-à.-d. Avant-Après-Contrôle-Impact), est fortement recommandée. Le BACI met l'emphasis sur une bonne connaissance de la

dynamique naturelle avant l'intervention humaine pour ensuite évaluer et distinguer les changements induits par l'intervention, de ceux induits par les processus naturels.

L'évaluation environnementale des impacts des ouvrages de protection côtière devrait s'inscrire dans une démarche plus large de gestion intégrée des zones côtières basée sur un programme de suivi global. Cette démarche et ce programme de suivi permettraient de mettre en œuvre une stratégie basée sur les trajectoires d'adaptation aux aléas côtiers qui tient compte des changements climatiques futurs tout en réduisant les incertitudes liées à leurs impacts.

Ce guide et cet outil proposent une approche standardisée pour le suivi des impacts des ouvrages de protection sur la zone côtière. Bien que la démarche et les protocoles sont proposés pour le système marin côtier du Saint-Laurent, ils peuvent aisément être utilisés et ajustés pour d'autres écosystèmes similaires.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	xi
1. Introduction	1
1.1. Problématique.....	1
1.2. Objectif général et présentation du guide et de l'outil	3
2. L'approche BACI et le cadre spatiotemporel	5
2.1. L'approche BACI.....	5
2.2. Cadre spatial.....	6
2.3. Cadre temporel	8
3. Démarche suggérée pour l'élaboration du suivi environnemental.....	10
3.1. Phase de collecte d'information.....	10
3.1.1. Définir la nature des travaux	10
3.1.2. Caractérisation préalable du milieu pour établir l'état de référence	11
3.2. Phase d'élaboration du suivi environnemental	15
3.2.1. La définition des enjeux	15
3.2.2. La définition des objectifs du suivi environnemental	15
3.2.3. Le choix des paramètres	15
3.2.4. L'élaboration du plan d'échantillonnage	15
3.2.5. La révision et l'optimisation du suivi environnemental	16
4. Les types d'ouvrage de protection côtière et leurs effets sur la zone côtière	18
4.1. Les types d'ouvrages de protection côtière du Québec maritime.....	18
4.2. Synthèse des principaux impacts potentiels des différents types d'ouvrage de protection.....	20
5. Variables et paramètres environnementaux utilisés dans les protocoles de suivis environnementaux.....	26
5.1. Variables abiotiques.....	26
5.1.1. Hydraulique	26
5.1.2. Géomorphologie de la côte	28

5.1.3.	Qualité des sédiments.....	30
5.1.4.	Qualité des eaux	31
5.2.	Variables biotiques.....	31
5.2.1.	La flore littorale	31
5.2.2.	Les macroalgues.....	34
5.2.3.	Le macrozoobenthos.....	34
5.2.4.	La faune aviaire	35
5.2.5.	La faune ichthyenne.....	35
5.3.	Milieu humain.....	35
6.	L'intégration de l'évaluation environnementale dans une démarche de suivi global de la zone côtière.....	37
7.	Conclusion	40
	Références bibliographiques	41

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Structure de l'outil du fichier Excel Protocoles_suivi_environnemental_OPC qui accompagne ce guide et présente les protocoles de suivi environnemental.....	4
Figure 2. Cadre spatial pour le suivi environnemental. A : Limites longitudinales. Cellule hydrosédimentaire de Nouvelle/St-Omer qui comprend les cellules écotéomorphologiques de Miguasha, du Barachois de Nouvelle, du barachois de st-Omer et de la Place du Vieux quai. B : Limites transversales. Zones supralittorale, intertidale et infralittorale.	7
Figure 3. Impacts potentiels d'une recharge sur le milieu sédimentaire	22
Figure 4. Impacts potentiels d'un enrochement sur le milieu sédimentaire	23
Figure 5. Impacts potentiels des épis sur les processus hydrodynamiques et morphosédimentaires (vue en plan) (Tirée de Sauvé et al. 2023a).....	24
Figure 6. Impacts potentiels des épis maritimes sur les écosystèmes côtiers (Tirée de Sauvé et al. 2023a)	24
Figure 7. Impacts potentiels des brise-lames sur les écosystèmes côtiers (vue en plan) (Tirée de Sauvé et al. 2023a)	25
Figure 8. Localisation des instruments pour mesurer l'hydrodynamisme	28
Figure 9. Exemple de différents types d'échantillonnages réalisés à l'aide de SIG lors de l'élaboration du suivi; A) Échantillonnage aléatoire; B) Échantillonnage systématique; C) Échantillonnage à distances fixes sur des transects perpendiculaires à la côte; D) Échantillonnage aléatoire stratifié selon des zones homogènes.	33
Figure 10. Schéma conceptuel d'évaluation de solutions d'adaptation basé sur le suivi global des zones côtières. A) Variables pour caractériser le site. B) Variables pour évaluer les mesures de protection côtière et leurs impacts potentiels. C) Approche et variables pour le monitoring des zones côtières. D) Exemple d'une trajectoire d'adaptation d'un ouvrage rigide à la relocalisation basée sur un processus de suivi et d'évaluation (adaptée de Sauvé et al., 2023b).....	38

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Longueur des différents types d'ouvrages de protection retrouvés le long de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2017 (modifié de Sauvé et al., 2020)18

Tableau 2. Types et définition des ouvrages de protection pour lesquels des protocoles ont été développés (Modifié de Sauvé et al., 2023a)19

AVANT-PROPOS

Ce guide a été réalisé dans le cadre du projet « Développement de protocoles de caractérisation et de suivis environnementaux en milieu côtier pour la mise en place de mesures d'adaptation aux aléas côtiers dans un contexte de changements climatiques CC25.1 ». Le ministère des Transports et de la Mobilité durable (MTMD) désire réduire la vulnérabilité des infrastructures de transport aux aléas côtiers dans le contexte des changements climatiques. L'une des mesures d'adaptation est la mise en place d'ouvrages de protection côtière. Ce projet s'inscrit ainsi dans le cadre d'une vaste étude d'impact menée par le MTMD qui vise à mettre en place un programme décennal d'interventions en milieu côtier pour les régions du Bas-Saint-Laurent, de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine. Le mandat du laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières (LDGIZC) était de développer des protocoles de caractérisation et de suivis environnementaux en milieu côtier et d'outiller les gestionnaires de projets. Pour atteindre cet objectif, deux revues de littératures, une analyse de cas et une cartographie ont été réalisées pendant le projet.

Une première revue de littérature intitulée « Revue de littérature sur les impacts des changements climatiques sur les écosystèmes côtiers » a permis de récolter l'information nécessaire à la compréhension des dynamiques environnementales qui régissent les différents écosystèmes côtiers, ainsi que les impacts des forçages climatiques sur ceux-ci (Eustache-Lévesque *et al.*, 2022).

Une seconde revue de littérature intitulée « Développement de protocoles de caractérisation et de suivis environnementaux en milieu côtier : revue des protocoles existants et des techniques géospatiales » a également été réalisée lors du projet (Martin *et al.*, 2022). Elle a permis de faire la synthèse des méthodes utilisées pour la caractérisation et le suivi environnemental ainsi que la synthèse des techniques géospatiales appliquées dans le contexte des écosystèmes côtiers. Elle a également permis de cibler les différentes variables (biotiques et abiotiques) pertinentes pour le suivi environnemental en zone côtière et d'alimenter directement ce guide.

Parallèlement, une cartographie des cellules de gestion écosystémiques a été élaborée afin de définir un cadre de référence spatiale mieux adapté aux suivis environnementaux (Fraser et Bernatchez, 2023).

Enfin, un rapport sur la trajectoire d'évolution et l'élaboration de modèles conceptuels sur la dynamique des écosystèmes côtiers faisait également partie du projet (Fraser *et al.*, 2023). Ce rapport a permis de réunir des analyses et des données pour 7 secteurs de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (EGSL) afin de déterminer les différentes trajectoires d'évolution de leurs écosystèmes. Ces analyses écosystémiques ont permis d'alimenter des modèles conceptuels sur les impacts des forçages naturels et anthropiques sur les écosystèmes côtiers.

Outre le travail réalisé au cours du projet, une autre source importante d'information pour l'élaboration de ce guide a été la synthèse de « Caractérisation et effets des ouvrages de protection côtière sur les systèmes côtiers : synthèse descriptive en vue d'une intervention sur le littoral » (Sauvé *et al.*, 2023a). Elle a permis de cibler les effets potentiels des ouvrages de protection côtière sur les écosystèmes côtiers.

1. Introduction

1.1. Problématique

La croissance de la population mondiale vivant en bordure des côtes engendre des pressions majeures sur les milieux côtiers (Small et Nicholls, 2003 ; Airoidi et Beck, 2007 ; Neuman *et al.*, 2015). Le développement industriel et portuaire, l'urbanisation et la surexploitation des ressources sur le littoral (Harley *et al.*, 2006) ont également causé des changements rapides dans les fonctions, la structure et la composition des écosystèmes côtiers (Airoidi *et al.*, 2005 ; Martin *et al.*, 2005). Les pressions anthropiques et l'élévation du niveau de la mer liée aux changements climatiques contribuent à la perte de ces écosystèmes (GIEC, 2009, Pranzini *et al.*, 2015 ; Gittman *et al.*, 2016). Les environnements côtiers sont donc aujourd'hui parmi les écosystèmes les plus vulnérables au monde (IPCC, 2022; Boesch *et al.*, 1994 ; Cahoon *et al.*, 2006 ; Gedan *et al.*, 2011).

L'érosion côtière est un phénomène naturel. Cependant, dans le contexte actuel et futur lié aux changements climatiques, l'érosion des côtes est particulièrement exacerbée (Vousdoukas *et al.*, 2020 ; IPCC, 2021). Cela est notamment expliqué par la montée du niveau marin, l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements météorologiques extrêmes, mais également par la réduction du couvert de glace dans les régions froides (Manson *et al.*, 2007 ; Overeem *et al.*, 2011 ; Barnhart *et al.*, 2014 ; Oppenheimer *et al.*, 2019 ; IPCC, 2021, 2022). En plus d'avoir un effet direct sur les différents écosystèmes côtiers, la croissance de l'urbanisation en zone côtière, combinée à la hausse accélérée du niveau marin, entraîne d'importantes répercussions telles que l'augmentation des risques de submersion (Neumann *et al.*, 2015 ; Merkens *et al.*, 2016 ; Vitousek *et al.*, 2017) ou de coincement côtier (Doddy, 2004, 2013 ; Pontee, 2013 ; Linhoss *et al.*, 2015; Bernatchez *et al.*, 2016).

Devant l'urgence d'agir afin de réduire la vulnérabilité des populations humaines et des infrastructures, plusieurs actions concrètes ont été mises en place. Parmi celles-ci, l'usage d'ouvrages de protection rigides a été particulièrement privilégié jusqu'à maintenant (Horstman *et al.*, 2009 ; Dugan *et al.*, 2011 ; Gittman *et al.*, 2015 ; Pranzini *et al.*, 2015). Au Québec, malgré la grande diversité de types de côte retrouvés le long de l'EGSL, les ouvrages de protection rigides, tels que les murets et les enrochements, sont les plus fréquemment observés et constituent 99 % des ouvrages retrouvés le long de la côte (Sauvé *et al.*, 2020).

Une planification inadéquate des zones à risques côtiers ou une prise en compte seulement partielle du système socioécologique peuvent mener à des mesures mal adaptées à la dynamique côtière et avoir des conséquences directes et indirectes néfastes sur le milieu (Juhola *et al.*, 2016 ; Magnan *et al.*, 2016). Par exemple, la mise en place d'un ouvrage de protection rigide pour limiter le recul de la côte peut entraîner un abaissement vertical de la plage, réduisant ainsi l'effet d'atténuation de l'énergie des vagues, ce qui peut augmenter le risque de submersion lors de tempêtes (Bernatchez *et al.*, 2011 ; Didier *et al.*, 2015) ou encore générer une accélération de l'érosion côtière dans les zones adjacentes, un phénomène nommé « effet de bout » (Elsayed *et al.*, 2005; Griggs, 2009, Bernatchez et Fraser, 2012). L'artificialisation du littoral par les ouvrages de protection rigides peut entraîner des modifications dans la dynamique hydrosédimentaire locale (Prosser *et al.* 2018 ; Rangel-Buitrago *et al.*, 2018), une réduction de la largeur et

de la hauteur des plages (Dugan *et al.*, 2008 ; Bernatchez *et al.*, 2011 ; Bernatchez et Fraser, 2012), une réduction de la capacité naturelle des plages à atténuer l'énergie des vagues (Dugan *et al.*, 2011; Moschella *et al.*, 2005; Cooper *et al.*, 2020), un changement dans la composition, l'abondance et la diversité des espèces fauniques, une augmentation des espèces invasives, une modification du fonctionnement des écosystèmes et une modification des services écologiques (Airolidi *et al.*, 2005 ; Martin *et al.*, 2005 ; Bilkovic et Mitchell, 2013 ; Berry *et al.*, 2013). Les solutions dites « douces » peuvent également avoir des répercussions environnementales. Les recharges de plage peuvent entraîner une modification de la granulométrie de l'estran et avoir des impacts écologiques, par exemple, en affectant le recrutement des larves, modifiant la méiofaune de surface ayant des répercussions sur la structure de dominance et la composition des communautés benthiques (Peterson *et al.*, 2014 ; Fegley *et al.*, 2020) ou des effets sur les herbiers de zostère marine qui peuvent se faire sentir sur le long terme (Gonzalez-Correa *et al.*, 2008).

Les ouvrages de protection peuvent aussi entraîner à la fois une perte d'habitat temporaire et permanente en raison notamment de l'empiètement (*footprint*) occupé par l'ouvrage, comme c'est le cas avec les enrochements ou les recharges de plage (Dugan *et al.* 2008). La période qui suit le déroulement des travaux peut mener à d'importantes variations des paramètres biophysiques des écosystèmes touchés (Gittman *et al.* 2016; Jaramillo *et al.* 2021). Afin de remédier à la situation, des mesures d'atténuations et de compensation peuvent être mises en place et des suivis sont recommandés. Toutefois, que ce soit au Québec ou à l'international, la communauté scientifique s'entend pour dire qu'il y a un manque flagrant de connaissances lorsqu'il est question de suivi complet à plus long terme (Tremblay *et al.*, 2014 ; Yepsen *et al.*, 2016 ; Dethier *et al.*, 2017 ; Seitz *et al.*, 2019; Sauvé *et al.*, 2023b). En effet, ces suivis sont généralement effectués à court (< 1 an) ou moyen (quelques années) terme, ce qui ne permet pas d'observer et de comprendre les tendances et cycles naturels pouvant survenir. De plus, certains effets d'une modification de la biodiversité sur les écosystèmes peuvent se faire sentir quelques années après les modifications au sein des communautés suivant les interventions (Stachowicz *et al.*, 2008). De plus, le manque de standardisation entre les protocoles et entre les résolutions spatiales et temporelles utilisées pour les suivis rend difficile la comparaison des effets observés entre les différentes zones d'intervention.

L'écosystème de l'EGSL est unique et se caractérise par un fort contrôle abiotique (ou environnemental) sur les communautés biologiques. Notamment, cet écosystème est fortement influencé par ses régimes boréal/subarctique qui condense une bonne partie des processus écologiques (recrutement, croissance, etc.) durant la saison libre de glaces et de grands froids. Il est donc impératif de mettre en place des protocoles rigoureux et bien adaptés au contexte de l'EGSL, afin de suivre la qualité des écosystèmes côtiers et les impacts des travaux réalisés sur le littoral.

Bien que l'objectif principal d'un suivi environnemental soit généralement de réaliser une surveillance régulière de la qualité de l'environnement sur le court, moyen, ou long terme après une intervention (Martin *et al.*, 2022), les objectifs d'un suivi peuvent varier (Raujouan *et al.*, 2012). Le plan d'échantillonnage doit être élaboré en fonction de l'objectif du projet (Deslonchamps et Grant, 2022ab ; Raujouan *et al.*, 2012). Il est important de noter que les écosystèmes côtiers sont diversifiés et que les solutions d'aménagement peuvent également l'être. C'est pour cela qu'aucun plan de suivi ne peut être parfait en

toutes circonstances et qu'il doit être adapté à un contexte particulier. Les protocoles doivent être validés par des personnes expertes, particulièrement le plan d'échantillonnage (Underwood, 1992, 1996, 1997, 2009; Archambault *et al.* 2001, Fraschetti *et al.* 2001; Underwood et Chapman 2003). Il est également recommandé d'adapter le suivi environnemental aux connaissances scientifiques et enjeux écologiques locaux et aux usages du site (Raujouan *et al.* 2012).

1.2. Objectif général et présentation du guide et de l'outil

L'objectif principal de ce projet de recherche est de développer des protocoles de caractérisation et de suivis environnementaux dans l'optique de la mise en œuvre d'ouvrages de protection côtière en bordure des côtes de l'EGSL. Comme les protocoles et les plans d'échantillonnage doivent être adaptés aux caractéristiques intrinsèques des sites d'intervention, ce rapport doit être vu comme un guide qui présente une démarche cohérente et des recommandations pour élaborer des protocoles de suivi environnemental pour les milieux côtiers de l'EGSL, en se basant sur les effets potentiels des ouvrages de protection côtière (OPC).

Un outil a été développé dans un fichier Excel intitulé ***Protocoles suivi environnemental OPC*** contenant l'information sur les différents paramètres et variables ainsi que leurs références. Ensemble, le guide et l'outil aideront à l'élaboration de plans d'échantillonnage adaptés à chaque situation.

L'outil Excel est structuré en différents onglets qui permettent de guider l'utilisateur à travers six principales étapes pour en arriver à la sélection d'un protocole adapté pour un type d'ouvrage de protection (figure 1).

L'étape 1 permet de prendre connaissance des principaux écosystèmes côtiers présents dans l'EGSL. Elle présente sous forme de fiches une description vulgarisée des écosystèmes, leur localisation dans la zone côtière, leurs rôles écologiques et leurs services écologiques. Les services écologiques et les usages présentés sur les fiches ont été identifiés lors des années précédentes, à partir de nombreux ateliers réalisés dans chacune des MRC du Québec maritime auxquels ont participé différents acteurs du milieu régional, ainsi qu'à partir d'enquêtes réalisées auprès de nombreux citoyens côtiers (Paul-Hus *et al.*, 2021; Jacob *et al.*, 2021).

L'étape 2 présente les forçages naturels et les forçages anthropiques qui conditionnent l'évolution des écosystèmes côtiers. Les forçages naturels sont présentés sous forme de modèles conceptuels pour chacun des types d'écosystèmes côtiers, soit les plages, les marais maritimes, les herbiers de zostère marine et les estrans à macroalgues. Les forçages anthropiques sont présentés en fonction de différents types d'ouvrages de protection, d'infrastructures côtières ou d'activités pouvant affecter la zone côtière.

L'étape 3 présente les impacts détaillés des ouvrages de protection sur le milieu côtier. Les impacts sont catégorisés selon les effets hydrodynamiques, géomorphologiques, écosystémiques et socio-économiques. Ces impacts sont basés sur une revue de littérature d'études internationales (Sauvé *et al.*, 2023a).

L'étape 4 présente les paramètres qui sont nécessaires pour caractériser le secteur d'intervention afin d'établir un état de référence.

L'étape 5 présente dans un premier temps un protocole général qui intègre l'ensemble des paramètres qui peuvent être suivis lors d'une évaluation environnementale en milieu côtier. Ensuite, les paramètres à intégrer dans un suivi sont identifiés selon le type d'ouvrage de protection.

L'étape 6 présente les protocoles à adopter selon les principaux ouvrages de protection. Ces protocoles identifient les variables et les paramètres à mesurer, la période et la fréquence d'échantillonnage, la durée du suivi, le cadre spatial à adopter pour chaque paramètre, les outils et instruments à utiliser, les méthodes d'analyse et des références pertinentes pour chaque paramètre. Ces protocoles ont été élaborés pour le contexte maritime de l'EGSL. Ils peuvent être adaptés en intégrant des éléments du protocole général si des conditions particulières à un site le nécessitent.

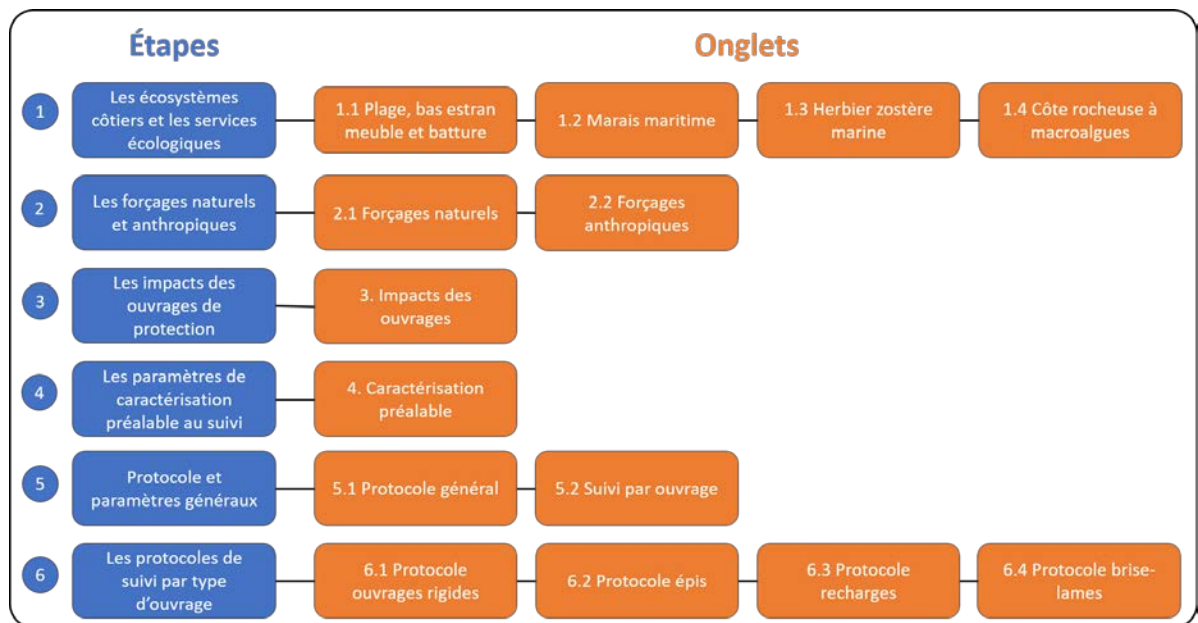


Figure 1. Structure de l'outil du fichier Excel *Protocoles_suivi_environmental OPC* qui accompagne ce guide et présente les protocoles de suivi environnemental

Le guide présente dans un premier temps l'approche « before-and-after-control-impact (BACI) » (Underwood, 1992) et le cadre spatiotemporel dans lequel les protocoles devraient être appliqués (chapitre 2). Ensuite, une démarche est proposée pour élaborer le programme de suivi environnemental. Elle est divisée en deux phases, soit : la collecte d'information et la caractérisation du milieu, puis la phase d'élaboration du suivi environnemental (chapitre 3). Le chapitre 4 présente une définition des types d'ouvrage pour lesquels des protocoles ont été élaborés, puis les principaux impacts potentiels de ces ouvrages sur le milieu côtier. Ces informations permettent ensuite de définir les variables et les paramètres à inclure dans le suivi environnemental selon le type d'ouvrage ainsi que les spécificités associées aux types d'écosystèmes côtiers retrouvés le long de l'EGSL (chapitre 5). Enfin, le chapitre 6 présente comment l'évaluation environnementale des impacts des ouvrages de protection devrait s'intégrer dans une démarche d'évaluation de solutions d'adaptation basée sur un programme de suivi global des zones côtières.

2. L'approche BACI et le cadre spatiotemporel

2.1. L'approche BACI

Une bonne connaissance de la dynamique naturelle avant intervention humaine est essentielle pour ensuite évaluer et distinguer les changements induits par l'intervention (impact) des changements induits par les processus naturels. L'approche *Before-After-Control-Impact* (BACI) (c.-à.-d. Avant-Après-Contrôle-Impact), dont l'idée remonte à Green (1979), puis ajustée par la suite par Underwood (1992), est largement utilisée dans les suivis environnementaux (Browder et Dean, 1999 ; Benedetti-Cecchi, 2001 ; Stewart-Oaten et Bence, 2001 ; Suthers et Rissik, 2009 ; Baggett *et al.*, 2015) et est fortement recommandée par les auteurs du présent guide. Elle consiste à différencier les changements induits à la suite de l'intervention, par exemple les ouvrages de protection, des changements pouvant être induits par des variations naturelles (Smokorowski et Randall, 2017).

Pour mettre en pratique l'approche BACI, il est nécessaire de déterminer un ou plusieurs sites contrôles (Morin-Dion, 2012). Ces sites contrôles doivent être relativement similaires au site d'intervention (milieu récepteur) sur le plan écogéomorphologique et être soumis aux mêmes forçages naturels. Ils ne doivent pas faire l'objet d'une implantation d'ouvrage de protection. Ils doivent également être indépendants des autres sites de contrôle, de sorte que les variations survenant au sein d'un site n'affectent pas celles des autres sites. En bref, les sites contrôles varieront de façon indépendante, mais présenteront un référentiel « naturel » de ce qui peut être observé au site d'intervention (Underwood, 1992).

La robustesse de l'approche BACI réside également dans l'importance du suivi des différents sites avant (*Before*) et après (*After*) l'intervention. Par exemple, certaines études proposent d'effectuer une séance d'échantillonnage avant et après l'intervention (Green, 1979), mais, dans certaines situations, ce genre de protocole peut ne pas être assez précis. En effet, les observations effectuées au moment de l'échantillonnage peuvent ne pas être représentatives des tendances observées sur une plus longue période. Afin de remédier à cela, d'autres études ont proposé des séances plus fréquentes d'échantillonnage tant avant qu'après l'intervention (Bernstein et Zalinski, 1983 ; Stewart-Oaten *et al.*, 1986). Pour les observations avant (*Before*) l'intervention, une plus grande fréquence d'échantillonnage permet d'améliorer les connaissances liées aux variations spatiotemporelles des variables étudiées retrouvées naturellement avant l'intervention. Cela permet ainsi d'avoir un bon référentiel naturel sur lequel se baser. Pour les observations après (*After*) l'intervention, elle permet d'observer avec une plus grande précision la variation encourue associée à l'intervention et la reprise graduelle du site impacté tout en ayant un bon référentiel sur lequel se baser.

Le choix du cadre de référence spatiale et temporelle est donc crucial pour la mise en œuvre de l'approche BACI et pour élaborer un plan d'échantillonnage qui représente bien la dynamique de la zone côtière. Ces deux composantes de la structure du suivi environnemental sont décrites dans les prochains paragraphes.

2.2. Cadre spatial

Le cadre spatial est défini par des limites longitudinales et des limites transversales (figure 2) et caractérisera divers sites, interventions ou états de référence. Le cadre spatial pour le suivi environnemental doit être défini lors de la caractérisation côtière qui va permettre de définir l'état de référence (voir onglet 4 de l'outil). Plusieurs échelles spatiales peuvent s'emboîter selon les variables suivies, car ces dernières ne sont pas toujours prises à la même échelle. Les limites longitudinales sont définies par deux cadres de référence spatiale, **la cellule hydrosédimentaire** et **la cellule écogéomorphologique** (figure 2A). La **cellule hydrosédimentaire** constitue une référence spatiale à privilégier pour évaluer les impacts des ouvrages de protection sur la **géomorphologie et la sédimentologie côtière** (Motyka et Brampton, 1993 ; Patsch et Griggs, 2006 ; Thom *et al.*, 2018). Les cellules hydrosédimentaires sont des compartiments relativement autonomes sur le plan de la dynamique sédimentaire, même si une cellule peut parfois recevoir ou perdre des sédiments au profit des cellules adjacentes selon les conditions environnementales. Les limites des cellules correspondent généralement à une inversion des dérives littorales ou encore à un cap rocheux. La dérive littorale est un courant côtier longitudinal à la côte induit par la houle incidente qui engendre le déplacement des sédiments. La dérive littorale représente autant le courant que le transport sédimentaire qui lui est associé. Chaque cellule présente une dérive littorale principale où le transport sédimentaire se déplace dans un sens prédominant. Un ouvrage implanté dans une cellule hydrosédimentaire ne devrait pas avoir d'impacts sur les cellules adjacentes. Les cellules peuvent donc aider à localiser des sites de contrôle.

La caractérisation et le suivi qui sont réalisés dans un contexte d'étude d'impact nécessitent un cadre de référence spatiale à fine résolution et tenant compte non seulement de critères géomorphologiques, mais aussi écosystémiques. C'est dans ce contexte que la cellule écogéomorphologique a été développée (Fraser et Bernatchez, 2023). La **cellule écogéomorphologique** est un compartiment composé de plusieurs écosystèmes (ou habitats) côtiers inclus, la plupart du temps, dans une même cellule hydrosédimentaire, lesquels peuvent avoir des liens ou des connectivités écologiques entre eux et dont l'origine de formation et l'évolution sont déterminées par les mêmes forçages (Fraser et Bernatchez, 2023). Leurs limites sont définies par cinq critères : 1) la dynamique hydrosédimentaire; 2) les types d'écosystèmes intertidaux; 3) les types de côtes; 4) l'exposition aux vagues et 5) l'utilisation anthropique. La **cellule écogéomorphologique** doit être choisie comme cadre de référence spatiale pour **le suivi bathymétrique** et **le suivi des variables biotiques**.

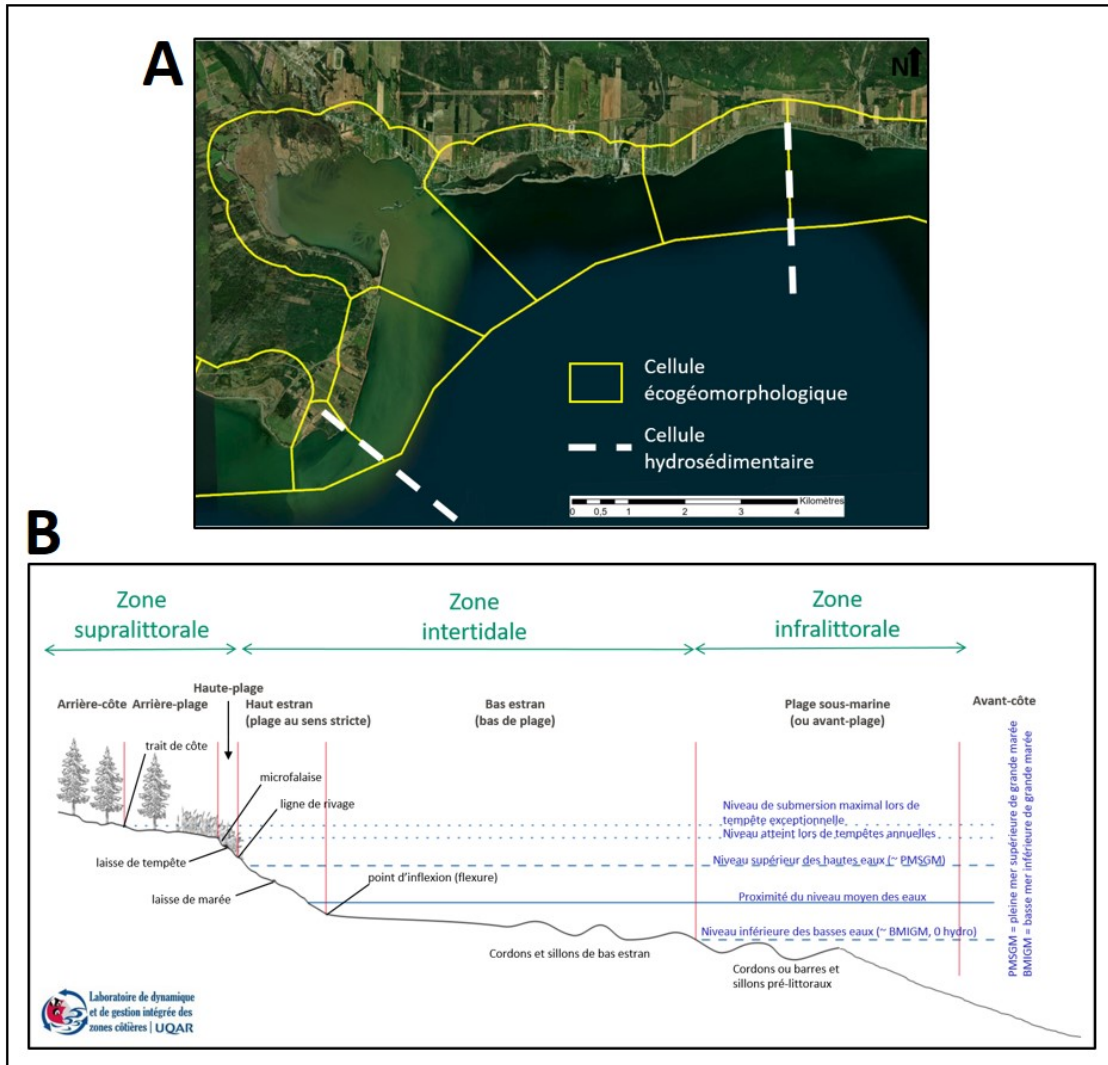


Figure 2. Cadre spatial pour le suivi environnemental. A : Limites longitudinales. Cellule hydrosédimentaire de Nouvelle/St-Omer qui comprend les cellules écogéomorphologiques de Miguasha, du Barachois de Nouvelle, du barachois de St-Omer et de la Place du Vieux quai. B : Limites transversales. Zones supralittorale, intertidale et infralittorale.

Les **limites transversales** à utiliser dépendent du type d'ouvrage et de sa localisation dans la zone côtière. Elles vont de la limite supérieure de la zone supralittorale à la zone infralittorale (figure 2B). Les **zones supralittorales et intertidales** constituent le cadre de référence spatiale pour la plupart des types d'ouvrages utilisés au Québec et les variables à suivre. La zone infralittorale est pertinente comme limite inférieure lorsque l'ouvrage est implanté dans cette zone ou encore lorsque l'estran est très étroit (< 150 m) et que les impacts pourraient s'étendre jusqu'à cette zone.

2.3. Cadre temporel

Certaines composantes, ressources, habitats ou processus connaissent des cycles naturels, soit dans leur fréquence, leur intensité, leur abondance, leur évolution. Ces cycles peuvent se produire selon différentes échelles temporelles et spatiales. Par exemple, certaines régions côtières évoluent en fonction de cycles d'érosion-stabilité-progradation (Honeycutt *et al.*, 2001 ; Anderson *et al.*, 2015). L'état du milieu au début de la campagne de suivi représente certes les conditions initiales, mais elles s'inscrivent ainsi à l'intérieur de cycles ou de tendances naturelles ou peuvent être fonction des effets cumulés de différentes perturbations anthropiques du passé. Pour bien définir l'état de référence tant du site d'intervention (milieu récepteur) que des sites de contrôle avec l'approche BACI, l'analyse de l'évolution historique du littoral à l'échelle de la cellule hydrosédimentaire ou de la cellule écogéomorphologique est incontournable. Cette approche permet ainsi de mieux comprendre le fonctionnement du système côtier à moyen et à long terme et les éléments qui seront suivis à court terme. Cette approche permet notamment de bien adapter le protocole d'acquisition et d'échantillonnage pour le suivi environnemental (ex. localisation et fréquence de l'échantillonnage, localisation de sites de contrôle, etc.). Elle aide à identifier les causes des changements mesurés et s'ils sont véritablement associés à l'implantation des ouvrages ou bien à d'autres phénomènes naturels.

L'analyse rétrospective se base généralement sur des données existantes ou encore sur une analyse des photographies aériennes. Pour le littoral du Québec maritime, il existe généralement des photographies aériennes qui remontent au début des années 30. Mais, c'est à partir des années 60 que les couvertures de photographies aériennes sont plus fréquentes et de bonne qualité. Les photographies infrarouges permettent aussi de mieux cartographier les types de végétation côtière.

Le cadre temporel, que ce soit la période (type et cycle de marée, moment de l'année), la fréquence (continue, saisonnière, annuelle) et la durée, pour le suivi environnemental est ajusté selon les variables (voir les protocoles selon le type d'ouvrage, onglets 6.1 à 6.4). La durée du suivi avant l'intervention peut être très variable, mais elle est toutefois essentielle lorsqu'il est nécessaire de prendre connaissance des cycles naturels pouvant se produire sur les différents sites (Yepsen *et al.*, 2016). Certaines études suggèrent d'effectuer un suivi quelques mois avant l'intervention tandis que d'autres recommandent plutôt de le faire presque un à deux ans avant selon le dynamisme des environnements côtiers, des besoins et des moyens disponibles (Raujouan *et al.*, 2012 ; Nelson, 1993). Quant à la durée du suivi à la suite de l'intervention, elle est également très variable puisqu'elle dépend étroitement du type d'environnement et de la nature des paramètres étudiés (Toft *et al.*, 2021 ; Borja *et al.*, 2010 ; Yepsen *et al.*, 2016). Par exemple, selon Craft *et al.*, (2003), dont l'étude s'intéresse au développement des marais à spartine à la suite de perturbations anthropiques, les paramètres hydrologiques atteignent généralement un seuil dit « naturel » entre un et trois ans après la perturbation. Pour les paramètres associés à la physico-chimie de l'eau, l'atteinte d'un seuil naturel interviendrait plutôt autour de 5 ans (Craft *et al.*, 2003). L'atteinte de ce seuil « naturel » est évaluée en se basant sur les paramètres retrouvés au sein des sites naturels non impactés (contrôles) utilisés comme référentiel dans l'approche BACI. Somme toute, lors de la planification, il est important de prendre en compte la précision et la fréquence escomptées du suivi, mais

également le budget ou les ressources allouées pour celui-ci (Morin-Dion, 2012). Nous recommandons toutefois un suivi comportant plusieurs dates d'un à deux ans avant l'intervention, puis un suivi pendant un minimum de cinq ans après l'implantation de l'ouvrage.

3. Démarche suggérée pour l'élaboration du suivi environnemental

Le plan de suivi environnemental doit être élaboré en deux phases et plusieurs étapes. Une première phase de collecte d'information sur le milieu consiste en :

1. Définir la nature des travaux.
2. Faire une caractérisation préalable du milieu qui inclut l'état des connaissances et l'analyse spatiale du secteur.

Une deuxième phase d'élaboration du suivi environnemental consiste en:

1. Définir les enjeux liés au projet d'aménagement.
2. Définir les objectifs du suivi environnemental.
3. Élaborer un plan d'échantillonnage.
4. Réviser et optimiser le plan d'échantillonnage.

Ce plan concorde dans l'ensemble avec la directive pour la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP, 2023). Cependant, il est à noter que ce guide ne traite pas de l'aspect légal et réglementaire pour la réalisation de travaux sur le littoral. Pour cela, il faut se référer aux différentes entités gouvernementales.

3.1. Phase de collecte d'information

La phase de collecte d'information est nécessaire pour bien comprendre le milieu récepteur dans lequel les travaux seront réalisés. Les informations récoltées lors de cette phase sont nécessaires pour définir les enjeux et les objectifs du suivi environnemental. En plus des données de caractérisation à obtenir auprès des groupes de recherche, des firmes, et des ONG locales et régionales, il est pertinent de consulter les municipalités locales ainsi que les gouvernements provinciaux et fédéraux afin de mettre en lumière les différents enjeux possibles à la réalisation des travaux du point de vue écologique, socioculturel et réglementaire.

3.1.1. Définir la nature des travaux

La toute première étape consiste à récolter l'information sur la nature des travaux et de l'ouvrage de protection. Ces informations seront importantes pour orienter le suivi par la suite et plus particulièrement pour cibler les impacts potentiels de l'ouvrage de protection sur les écosystèmes côtiers et pour cibler les sites de références non influencés par les travaux. Les principaux impacts potentiels des ouvrages de protection côtière sur les écosystèmes côtiers sont décrits dans la section 4 du présent guide ainsi que dans l'onglet 3 de l'outil Excel. Les indices et les paramètres pour le suivi environnemental sont choisis en fonction de ces impacts potentiels, ainsi que des écosystèmes présents pouvant être affectés par ceux-ci.

Points importants :

- Quel type d'ouvrage de protection sera construit?
 - o Quels seront les matériaux de construction ou la taille des sédiments utilisés?
 - o Quelles seront les dimensions de l'ouvrage?

- Quels sont les impacts potentiels de ce type d'ouvrage de protection?
- Quels sont les effets cumulatifs potentiels de ce type d'ouvrage de protection?
- Situer la zone d'empiètement de l'ouvrage sur le littoral :
 - o Sur quel(s) étage(s) du profil côtier les travaux seront-ils effectués (supralittoral, haut estran, bas estran, infralittoral)?
 - o Quelle sera la superficie d'empiètement sur la rive et le littoral?
 - o Est-ce que des installations temporaires sont prévues sur le site?
- Situer la zone d'impact de la machinerie lors des travaux
 - o Quels types de machinerie seront utilisés?
 - o Où seront situés les déplacements et les travaux de la machinerie sur le littoral?
- Situer la zone d'influence (Impacts potentiels à proximité du site d'implantation)
 - o Quelle est la zone d'influence attendue de l'ouvrage de protection (par exemple la zone de profil d'équilibre d'une recharge de plage)?
- Est-ce qu'il y a une ou des phases d'entretien prévues? A quelle fréquence ?
- Est-ce qu'il y a une phase de démantèlement de l'ouvrage prévue à la fin de sa vie utile?

3.1.2. Caractérisation préalable du milieu pour établir l'état de référence

Cette caractérisation générale du secteur d'étude permet la récolte d'informations biophysiques et humaines du milieu, nécessaires pour en décrire le contexte socioécogéomorphologique. Ces informations aideront également à définir les enjeux et les objectifs du suivi. Elle permet également de récolter les informations nécessaires pour la logistique de l'élaboration des protocoles. Par exemple, quels outils seront optimaux pour récolter la taille de sédiments présents sur la plage? Ou bien encore, s'il est possible de se rendre sur le littoral à pied.

Lors de cette étape, il s'agit de réaliser une première caractérisation du milieu à partir des données existantes, de photographies aériennes historiques ou en réalisant les premiers relevés sur le terrain pour compléter l'état des connaissances. Voici une liste de paramètres pouvant être pertinents pour la caractérisation de la zone côtière. Les précisions sur ces paramètres sont indiquées dans l'onglet 4 de l'outil Excel.

Hydraulique

- Hauteur, période et direction des vagues
- Hauteur des niveaux d'eau (marée et surcote)
- Hauteur du jet de rive (*runup*)
- Vitesse et direction des courants côtiers

Géomorphologie de la côte

- Bathymétrie
- Topographie

- Délimitation des cellules hydrosédimentaires et identification de la direction de la dérive littorale et des sources sédimentaires
- Délimitation des cellules écogéomorphologiques
- Unités géomorphologiques homogènes
- Vitesse et patron d'évolution du littoral
- Foyers d'érosion
- Type de côte
- État de la côte
- Processus d'érosion actifs
- Composition lithologique et lithostratigraphique
- Texture des sédiments intertidaux (haut et bas estran)
- Patron d'évolution historique de la largeur de la plage
- Évolution historique de l'artificialité du littoral et effets de l'anthropisation sur la géomorphologie côtière

Écosystèmes

- Types d'écosystèmes et ressources biologiques
- Présence de zones de conservation, refuge d'oiseaux migrateurs, réserve écologique, réserve nationale de faune, points chauds de biodiversité
- Identification des frayères
- Identification des zones de nidification et de concentration d'oiseaux
- Identification des milieux fragiles
- Présence d'espèces sensibles/rares
- Présence d'espèces clés (fondatrice, influentes, etc.)
- Détection d'espèces exotiques envahissantes (EEE)
- Présence d'espèces fauniques ou floristiques menacées, vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées

Milieu humain

- Règles en vigueur (schéma d'aménagement de la MRC, lois provinciales et fédérales)
- Usages du littoral
- Sites d'intérêt (lieu avec un potentiel socioécologique important, site à haute valeur socioculturelle, site archéologique et patrimonial, site utilisé par les Premières Nations)
- Infrastructures
- Services écologiques

Plusieurs de ces informations existent déjà sous forme de bases de données cartographiques qui peuvent s'avérer fort utiles pour l'analyse spatiale du secteur. Il est recommandé d'utiliser la cartographie des cellules écogéomorphologiques, incluant les cellules hydrosédimentaires (Fraser et Bernatchez, 2023), la cartographie des types de côtes du Québec maritime (Arsenault *et al.*, 2021), la cartographie des écosystèmes côtiers du Québec maritime (Jobin *et al.*, 2021), la cartographie des usages et des sites

d'intérêts côtiers du Québec maritime (Paul-Hus *et al.*, 2021), ainsi que d'autres cartographies disponibles pertinentes, afin d'avoir une vue d'ensemble sur le contexte socioécogéomorphologique du site impacté par le futur ouvrage de protection. Les informations recueillies grâce à ces outils cartographiques permettent un premier regard sur le site et aident à la prise de décisions éclairées.

Cartographie des cellules hydrosédimentaires

Drejza *et al.* (2014) ont effectué une cartographie des cellules hydrosédimentaires de l'ensemble du littoral de l'Est du Québec.

Cette cartographie permet :

- De situer le site par rapport aux autres cellules.
- De définir le cadre spatial du suivi environnemental.
- D'identifier la direction du transport sédimentaire et des sources sédimentaires.
- D'aider à l'élaboration du plan d'échantillonnage pour les paramètres géomorphologiques et sédimentologiques.
- De délimiter la zone d'impacts potentiels des ouvrages de protection au niveau morphosédimentaire.
- D'aider à déterminer des sites de contrôle pour le suivi environnemental.

Cartographie des cellules écogéomorphologiques

Cette cartographie permet :

- De situer le site par rapport aux autres cellules.
- De définir le cadre spatial du suivi environnemental.
- De délimiter la connectivité hydrosédimentaire des écosystèmes.
- D'identifier les liens ou les connectivités écologiques entre les écosystèmes.
- De délimiter la zone d'impacts potentiels des ouvrages de protection.
- D'aider à déterminer des sites de contrôle pour le suivi environnemental.

Cartographie des types de côtes du Québec maritime

Cette cartographie permet :

- D'identifier plusieurs lignes de référence (ligne de rivage, trait de côte, base et sommet des talus en arrière-côte (talus de 5 m et plus), la limite arrière des marais maritimes, sommet des ouvrages de protection, base et sommet des ouvrages de protection côtière situés en arrière-côte).
- D'identifier le type de côte sur la zone à protéger.
- D'identifier les types de côtes environnantes.
- De cibler les accès à la côte.
- D'identifier les zones artificialisées à proximité du site d'étude.

Cartographie des écosystèmes côtiers du Québec maritime

Cette cartographie permet :

- D'identifier les écosystèmes en contact direct avec les travaux et l'ouvrage de protection et estimer la surface d'empiètement de l'ouvrage de protection sur les écosystèmes côtiers.
- D'identifier les écosystèmes à proximité des travaux et de l'ouvrage de protection et la surface potentiellement affectée par les ouvrages.
- D'identifier les écosystèmes d'intérêt particulier du secteur (par exemple les herbiers de zostère).
- De faire une caractérisation préalable du milieu biophysique.
- D'aider la préparation spatiale et logistique du suivi environnemental.
- D'aider à élaborer le plan d'échantillonnage des paramètres biologiques.
- D'aider à déterminer des sites de contrôle pour le suivi environnemental.

Cartographie des usages et des sites d'intérêts côtiers du Québec maritime

Cette cartographie qui montre le portrait des usages de la côte (tangibles et intangibles) a été réalisée à l'aide d'entrevues et des ateliers réalisés avec les citoyen.es et différentes parties prenantes dans chacune des MRC du Québec maritime (Paul-Hus *et al.*, 2021).

Cette cartographie permet :

- D'identifier les usages et les sites d'intérêts côtiers pouvant être affectés par les travaux et l'ouvrage de protection.
- D'identifier de potentiels conflits d'usages.
- D'identifier les services écologiques.

Carte des occurrences d'espèces en situation précaire

La carte des occurrences d'espèces en situation précaire du centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ, 2023) devrait être consultée afin d'identifier préalablement les espèces à risques du milieu à l'étude. S'il y a occurrence d'espèces à situation précaire dans le secteur des travaux, une attention particulière devrait être portée à celles-ci lors de la caractérisation du milieu sur le terrain. Un suivi particulier de ces espèces pourrait être pertinent.

Cette cartographie permet :

- D'identifier préalablement si des espèces en situation précaire se retrouvent dans le secteur de la zone des travaux, notamment les espèces fauniques ou floristiques menacées, vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées.

3.2. Phase d'élaboration du suivi environnemental

3.2.1. La définition des enjeux

Une fois la phase de collecte d'informations terminée, il est possible de définir les enjeux environnementaux que posent les travaux d'aménagement. Ceux-ci peuvent se situer à l'échelle locale (zones de récoltes de myes, frayère, conflit d'usage), régionale (réserves écologiques, distribution d'espèces rares) ou globale (oiseaux migrateurs) (Raujouan *et al.*, 2012). Une fois les enjeux bien définis, ceux-ci serviront à définir les objectifs du suivi.

3.2.2. La définition des objectifs du suivi environnemental

Des objectifs clairs doivent être formulés afin d'élaborer un protocole de suivi environnemental pour répondre à ces objectifs. Comme chaque situation est unique, par la combinaison entre les différents écosystèmes présents, ainsi que les caractéristiques de l'ouvrage de protection (nature, taille et préjudices). Il est donc important de formuler des objectifs spécifiques à chaque situation. Un exemple d'objectif de suivi environnemental pourrait être « évaluer les impacts du projet sur la qualité et la quantité de la faune benthique intertidale » ou bien encore sur le bilan sédimentaire des plages. Un objectif de suivi pourrait également être formulé pour s'assurer de l'intégrité d'un milieu sensible (comme un herbier de zostère), même si, a priori, il ne devrait pas être affecté par les travaux.

Les objectifs du suivi doivent être spécifiques, atteignables, mesurables, pertinents et délimités dans le temps, afin de pouvoir déterminer les indices et les paramètres appropriés pour le suivi (Yepsen *et al.*, 2016).

3.2.3. Le choix des paramètres

Le choix des indices et des paramètres qui seront retenus pour le suivi est important. Ils ne sont pas tous aussi performants. Par exemple, Schlacher *et al.*, (2014) ont hiérarchisé les différents paramètres pour mesurer les changements de conditions écologiques pour les plages selon des critères de performances et différentes problématiques.

Certains paramètres nécessitent beaucoup plus de ressources humaines, financières et techniques que d'autres (Yepsen *et al.*, 2016; Schlacher *et al.*, 2014). Par exemple, l'inventaire et l'identification de la méiofaune benthique nécessitent plus de temps et de ressources humaines que l'inventaire de la macrofaune benthique. Par ailleurs, certaines méthodes permettent de récolter des données pour plus d'un paramètre à la fois. Par exemple, un relevé avec un système DGPS peut être utilisé pour documenter à la fois la position de la ligne de rivage, son élévation et le positionnement des sites d'échantillonnage le long d'un transect (Yepsen *et al.*, 2016).

3.2.4. L'élaboration du plan d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage est élaboré dans le but de répondre aux objectifs précis du suivi environnemental. Aucun plan de suivi n'est adapté à toutes les situations (Bergquist et Crowe, 2009). L'élaboration du plan d'échantillonnage doit être réalisée en fonction de l'objectif du projet (Deslonchamps et Grant, 2022ab). Le plan d'échantillonnage est réalisé selon l'approche BACI (*Before-after-control-impact*) largement utilisée pour le suivi

environnemental (Underwood, 1992). Le matériel d'échantillonnage et la taille d'échantillon devraient rester les mêmes tout au long du suivi (Bergquist et Crowe, 2009).

Points importants pour l'élaboration du plan d'échantillonnage :

1. La liste des écosystèmes pour lesquels un suivi doit être effectué.
2. La liste des paramètres à suivre selon les effets potentiels des travaux et des ouvrages de protection côtière.
3. Le cadre spatial :
 - Cibler les zones d'échantillonnage
 - Site d'intervention (zone directement affectée par les travaux et l'empiètement de l'ouvrage)
 - Sites d'impacts potentiels (zones à proximité de l'ouvrage projeté)
 - Sites de contrôle (zones soumises aux mêmes forçages naturels dans une zone similaire non impacté)
 - La méthode d'échantillonnage :
 - Aléatoire
 - Ou bien à des stations fixes
4. Le cadre temporel du suivi doit être élaboré en fonction :
 - Du moment favorable pour un type de donnée biophysique (par exemple à la fin de la saison de croissance pour un relevé s'intéressant à la végétation).
 - De la fréquence d'échantillonnage selon la dynamique populationnelle des organismes échantillonnés.
 - De la durée recommandée pour le suivi.
 - De l'approche BACI (*Before-after-control-impact*).
5. S'assurer d'avoir un échantillonnage fonctionnel pour réaliser les analyses statistiques souhaitées (Underwood 1990; Underwood 1991).
 - Avoir la réplication nécessaire pour l'analyse statistique
 - Éviter la pseudoréplication
 - Favoriser les plans d'échantillonnage en tiroir (« *nested design* ») qui offrent des solutions d'économie dans l'effort d'échantillonnage (soit pour un nombre d'échantillons égal) tout en optimisant la capacité à détecter des effets souhaités (par exemple, des perturbations anthropiques).

3.2.5. La révision et l'optimisation du suivi environnemental

Cette étape consiste en la révision du plan du suivi, afin d'optimiser celui-ci jusqu'à l'obtention du plan final. Cette étape doit être révisée et ajustée en boucle jusqu'à l'obtention d'un plan fonctionnel.

- Évaluation de la viabilité du plan dans tous ses aspects (coûts, détails techniques) (ex : est-ce que les sous-traitants ont l'expertise pour réaliser les campagnes de terrain et traiter les données, etc.)
 - o Est-ce que le plan est opérationnel?
 - o Est-ce qu'il est réalisable (par exemple par les sous-traitants)?

- Optimisation du plan:
 - o Revoir les différentes étapes d'élaboration du suivi environnemental
 - o Combiner l'échantillonnage des différents suivis si ceux-ci sont compatibles
- Nouvelle version du plan de suivi optimisé

4. Les types d'ouvrage de protection côtière et leurs effets sur la zone côtière

4.1. Les types d'ouvrages de protection côtière du Québec maritime

Sur les 3 300 km linéaires de côte du Québec maritime analysée en 2017, les ouvrages de protection côtière occupaient 323,3 km, soit près de 10 % du littoral (Sauvé et al., 2020) (tableau 1). Les enrochements et les murs occupaient à eux seuls, 97,6 % des ouvrages de protection implantés le long de l'EGSL. Viennent ensuite, les épis (0,8 %) et les recharges sédimentaires (0,8 %), puis les brise-lames et les digues (0,4 %). Cependant, depuis 2017, de nombreux projets de recharges sédimentaires de plage comme ouvrage de protection côtière ont été implantés, notamment à Percé, Tadoussac, Pointe-aux-Outardes et aux Îles-de-la-Madeleine. Le tableau 1 présente l'éventail des ouvrages de protection que l'on retrouve sur les côtes du Québec maritime alors que le tableau 2 présente la définition des ouvrages.

Dans ce contexte, des protocoles ont été développés spécifiquement pour les principaux ouvrages de protection retrouvés en bordure du littoral de l'EGSL et pour lesquels il existe de la littérature permettant d'évaluer leurs impacts potentiels sur la zone côtière et de recommander un protocole adapté. Des protocoles ont donc été développés pour les ouvrages rigides longitudinaux (enrochement, mur, revêtement de béton, digue, **onglet 6.1**), les épis et jetées (**onglet 6.2**), les recharges sédimentaires (**onglet 6.3**) et les différents types de brise-lames (**onglet 6.4**). Le guide n'a donc pas la prétention de couvrir l'ensemble des ouvrages existants, mais tout de même la majorité.

Tableau 1. Longueur des différents types d'ouvrages de protection retrouvés le long de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2017 (modifié de Sauvé et al., 2020)

Ouvrages de protection côtière	2017	
	(km)	(%)
Structure réfléchive	315,6	97,6
Enrochement	217,2	67,2
Mur	98,4	30,4
Autres ouvrages rigides	4,4	1,4
Brise-lames	0,7	0,2
Digue	0,7	0,2
Épi	2,7	0,8
Rip-rap	0,2	0,1
Technique douce	3,4	1,0
Recharge sédimentaire	2,6	0,8
Écran organique	0,2	0,1
Capteur de sable	0,2	0,1
Végétalisation	0,3	0,1
Longueur totale	323,3	100,0

Tableau 2. Types et définition des ouvrages de protection pour lesquels des protocoles ont été développés (Modifié de Sauvé et al., 2023a)

Nom	Définition
Structures réflexives	Catégorie d'OPC dont les composantes sont aménagées sur la côte et parallèlement à celle-ci, dont l'objectif est de maintenir le trait de côte à un endroit fixe et qui a pour effet de réfléchir l'énergie des vagues.
• Mur de protection	Ouvrage aménagé sur la côte, parallèlement à celle-ci, composé de béton, de bois, d'acier, de pneus, etc., vertical ou avec une pente abrupte, dont l'objectif est de stabiliser la position du trait de côte.
o Caisson	Sous-type de mur de protection, composé de casiers de bois ou de métal remplis avec des pierres.
o Gabion	Sous-type de mur de protection, composé de casiers formés de fils de fer tressés remplis avec des pierres.
• Enrochement	Ouvrage aménagé sur la côte, parallèlement à celle-ci, recouvrant le talus d'une côte naturelle ou d'un remblai, composé de blocs de pierre, d'unités de béton préfabriquées, de béton, etc., dont l'objectif est d'arrêter le recul du trait de côte et de dissiper une partie de l'énergie des vagues.
o Revêtements en unités de béton	Ouvrage aménagé sur la côte, parallèlement à celle-ci, recouvrant le talus d'une côte naturelle ou d'un remblai, composé d'unités de béton préfabriquées
• Digue	Remblai longitudinal, aménagé sur l'arrière-plage ou l'arrière-côte, généralement composé de terre compactée, parfois de béton, et visant à contrôler la submersion.
Structure de sédimentation	Catégorie d'OPC aménagée sur l'estran ou l'avant-plage, dont l'objectif est d'ajuster la dynamique hydrosédimentaire afin de favoriser la sédimentation à des endroits déterminés.
• Brise-lames	Ouvrage aménagé au large, parallèlement à la ligne de rivage, généralement composé de pierres imbriquées avec une certaine pente, dont l'objectif est d'atténuer l'énergie des vagues et de provoquer le dépôt de sédiments entre l'ouvrage et la ligne de rivage.
o Brise-lame émergé	Brise-lames dont l'élévation de la crête est supérieure en tout temps au niveau de l'eau et est rarement franchie par les vagues.
o Brise-lame à crête basse	Brise-lames dont l'élévation de la crête est approximativement égale au niveau de l'eau et est régulièrement franchie par les vagues.
o Brise-lame submergé	Brise-lames dont l'élévation de la crête est inférieure en tout temps au niveau de l'eau.
o Récif artificiel	Sous-type de brise-lames à crête basse ou submergé, à couche unique, composé de pierres du même calibre, qui se reforme en fonction de l'action des vagues jusqu'à un état d'équilibre.
o Seuil submergé	Variante d'un brise-lames submergé, aménagé à proximité de la côte, conçu pour réduire le transport sédimentaire transversal en agissant comme une barrière.
• ��pi maritime	Ouvrage aménagé sur l'estran, perpendiculairement à la ligne de rivage, composé généralement de bois ou de pierres et dont l'objectif est de capter les sédiments transportés par les courants littoraux.
o épi imperméable	épi maritime ne permettant pas le passage de la dérive littorale et du transport sédimentaire longitudinal

Nom	Définition
o <i>Épi perméable</i>	Épi maritime permettant le passage de la dérive littorale et du transport sédimentaire le long de la côte.
• <i>Jetée</i>	Ouvrage généralement rectiligne et aménagé perpendiculairement à la ligne de rivage, de plus grandes envergures qu'un épi imperméable, visant à contrôler la dérive littorale ou à empêcher l'accumulation de sédiments à l'exutoire d'une rivière ou à l'entrée d'un port. Une jetée a généralement pour effet de créer une nouvelle cellule hydrosédimentaire.
Recharge sédimentaire	Catégorie d'OPC consistant à déposer des sédiments d'emprunt sur une plage dans le but de reprofiler certaines sections de la plage afin d'augmenter sa capacité de dissipation de l'énergie des vagues ainsi que sa largeur et de rééquilibrer le bilan sédimentaire de la cellule hydrosédimentaire. Une recharge sédimentaire peut être localisée sur des secteurs précis du profil de plage (recharge de dune, recharge de plage, recharge d'avant-plage, etc.).
o <i>Recharge de dune</i>	Dépôt de sédiments d'emprunt au niveau de la dune afin d'en augmenter le volume et la hauteur.
o <i>Recharge de plage</i>	Dépôt de sédiments d'emprunt sur la haute plage, le haut estran ou le bas estran.
o <i>Recharge d'avant-plage</i>	Dépôt de sédiments d'emprunt au niveau de la plage sous-marine, souvent du côté mer des barres infralittorales, afin de provoquer le déferlement des vagues dans cette zone.
o <i>Méga-recharge</i>	Dépôts d'une grande quantité de sédiments d'emprunt (de l'ordre de plusieurs millions de mètres cubes) afin de favoriser la répartition sédimentaire à l'échelle d'une cellule hydrosédimentaire sur plusieurs décennies.

4.2. Synthèse des principaux impacts potentiels des différents types d'ouvrage de protection

Afin d'élaborer des protocoles de suivi environnemental efficace, il est important de considérer les impacts potentiels des ouvrages de protection côtière sur la zone côtière. Ceux-ci permettent d'identifier les paramètres et les indices pertinents pour le suivi environnemental. Bien que la mise en place d'ouvrages de protection côtière procure plusieurs bénéfices socio-économiques selon le contexte (protection et maintien des infrastructures côtières, maintien d'activités économiques, maintien de liens routiers, etc...), ils peuvent avoir divers impacts sur les écosystèmes côtiers. Les effets et impacts potentiels des ouvrages de protection côtière proviennent de la revue de littérature « Caractérisation et effets des ouvrages de protection côtière sur les systèmes côtiers : synthèse descriptive et en vue d'une intervention sur le littoral » (Sauvé *et al.*, 2023a). Ils sont synthétisés dans l'**onglet 3. Impacts des ouvrages** de l'outil Excel.

La figure 3 montre les effets théoriques d'une recharge de plage sur le littoral ainsi que les multiples liens entre les différents paramètres biophysiques du milieu. Par définition, **la recharge sédimentaire** entraîne une augmentation du volume sédimentaire sur la plage. En milieu sédimentaire, les impacts potentiels les plus importants d'une recharge sur le littoral sont les changements de la qualité et des propriétés des sédiments ainsi que l'enfouissement. Généralement avec les conditions hydrodynamiques de l'EGSL, les sédiments ne sont pas redistribués loin sur l'estran (Savoie-Ferron *et al.*, 2020).

Cependant, les plages étroites sont communes dans l'EGSL. Il est fréquent de retrouver des écosystèmes à substrat « dur » (grossier ou rocheux) à proximité, pouvant potentiellement être modifiés par les sédiments de la recharge. Il est important de les considérer dans un suivi s'il y a un risque d'enfouissement des organismes. Les organismes principalement affectés par les changements sédimentaires correspondent à la faune benthique. Il est donc nécessaire de faire le suivi des caractéristiques physiques (caractéristiques sédimentaires, morphologie, et hydrologie), ainsi que biologiques de la plage. Lorsque la recharge se retrouve sur le haut du littoral, elle peut également avoir un impact direct sur la flore littorale, par enfouissement, arrachement et changement de substrat. Le changement granulométrique peut empêcher la recolonisation de la végétation supralittorale. Aussi, les sédiments peuvent être mobilisés et recouvrir un herbier de zostère marine, un marais maritime ou un lit de macroalgues. L'engraissement d'une plage à l'aide d'une recharge sédimentaire dans un milieu déjà artificialisé et déficitaire en sédiments peut aussi engendrer plusieurs bénéfices environnementaux (ex. création ou maintien de frayères à capelan, augmente l'espace pour la pratique d'activités de loisirs et récréo-touristiques, réduit le risque de submersion côtière).

La figure 4 montre aussi les effets théoriques d'un enrochement sur le littoral et les multiples liens entre les différents paramètres biophysiques du milieu. Ce schéma pourrait aussi s'appliquer aux différents types d'ouvrages rigides longitudinaux. **Les ouvrages rigides** ont plusieurs impacts en commun sur la zone côtière, notamment la perte d'habitat sédimentaire. La perte d'habitat sédimentaire peut être instantanée et directe en raison de l'empiètement, mais également se faire graduellement pour les ouvrages réfléchissants en raison d'une diminution de la largeur et de la hauteur de la surface de l'estran. La réflexion des vagues et l'augmentation de la turbulence en bordure des ouvrages peuvent favoriser l'abrasion des organismes benthiques. Les ouvrages rigides modifient les processus hydrodynamiques qui vont entraîner des changements dans la localisation des zones d'accumulation et d'érosion. Ces changements morphologiques peuvent soit accentuer la perte d'habitat sédimentaire, soit favoriser l'ensablement d'herbiers et de macroalgues.

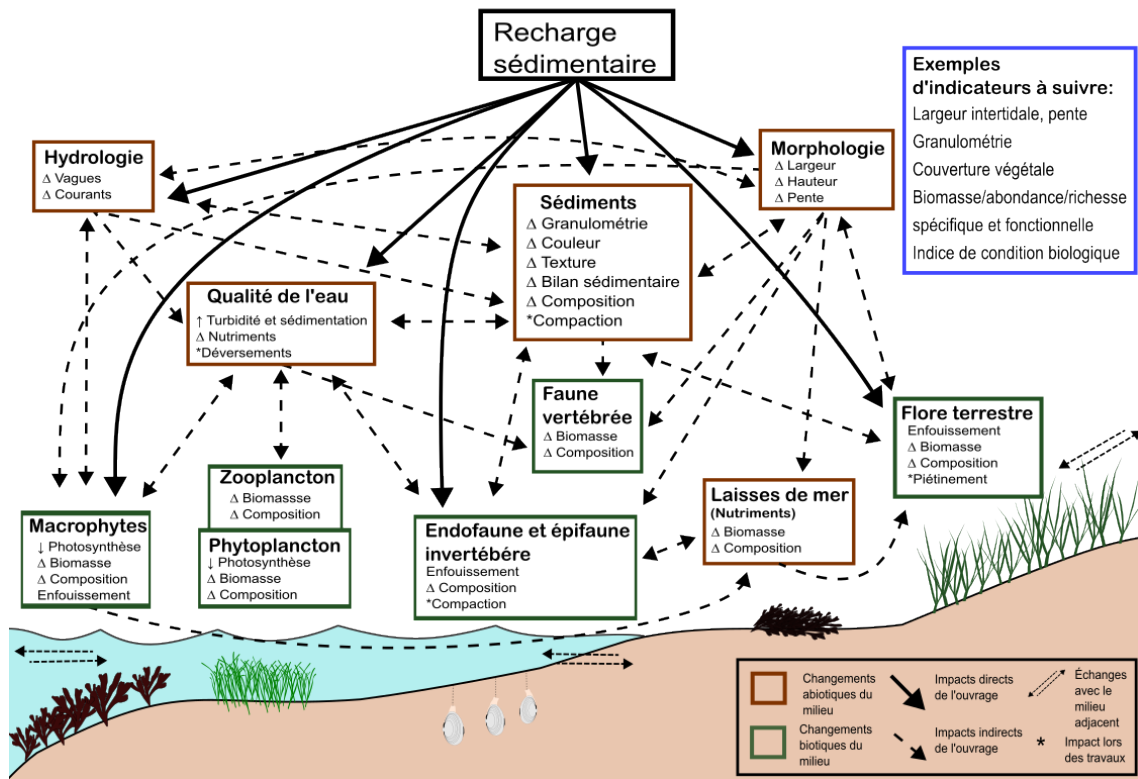


Figure 3. Impacts potentiels d'une recharge sur le milieu sédimentaire

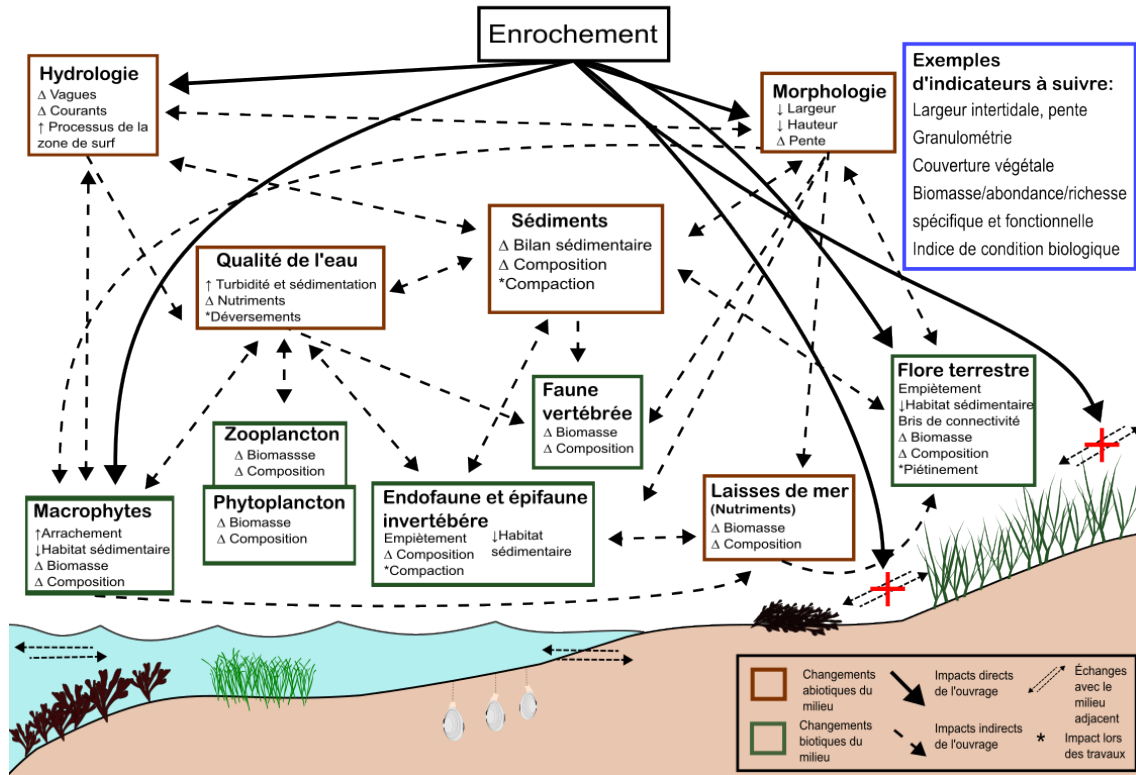


Figure 4. Impacts potentiels d'un enrochement sur le milieu sédimentaire

Les impacts des **épîs maritimes** dépendent de leurs caractéristiques (longueur, perméabilité, forme); plus les épîs sont longs et imperméables, plus ils ont le potentiel de modifier les courants côtiers, de capter des sédiments et de modifier la géomorphologie de l'estran (figure 5). Ils peuvent ainsi générer une réduction des apports sédimentaires en aval et augmenter l'érosion de la côte. Ces changements morphosédimentaires peuvent à leur tour modifier l'écosystème (figure 6). Selon leur localisation dans la cellule hydrosédimentaire, les épîs peuvent aussi favoriser l'élargissement de la plage et par conséquent générer des bénéfices socio-économiques (pratique d'activités de loisir, tourisme).

Les structures de sédimentation comme les brise-lames peuvent aussi favoriser la sédimentation de particules plus fines et favoriser l'envasement et le colmatage qui peuvent avoir des impacts sur la faune benthique et la végétation intertidale et infralittorale (figure 7). Les structures de sédimentation sont généralement positionnées sur l'estran et la zone infralittorale. Elles peuvent limiter le déplacement de la faune, mais aussi des humains. Donc, elles peuvent avoir des effets sur les activités pratiquées par la population dans la zone côtière. Un suivi des effets sur les usages est particulièrement pertinent pour les épîs maritimes et les brise-lames.

Les ouvrages rigides positionnés sur l'estran et la zone infralittorale peuvent constituer un nouvel habitat par l'addition d'un substrat dur dans un environnement sédimentaire et être colonisés par les algues et les organismes de milieux rocheux. Il est toutefois recommandé de faire un suivi, puisque des structures de la sorte sur de longues distances peuvent servir de corridor de déplacement pour les espèces envahissantes.

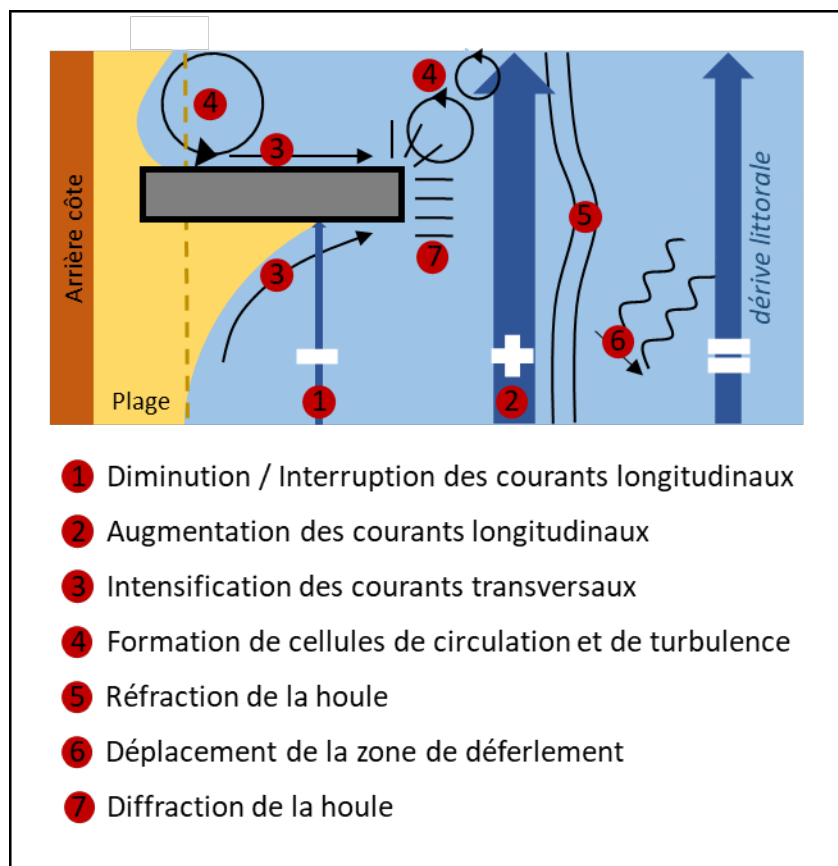


Figure 5. Impacts potentiels des épis sur les processus hydrodynamiques et morphosédimentaires (vue en plan) (Tirée de Sauvé et al. 2023a)

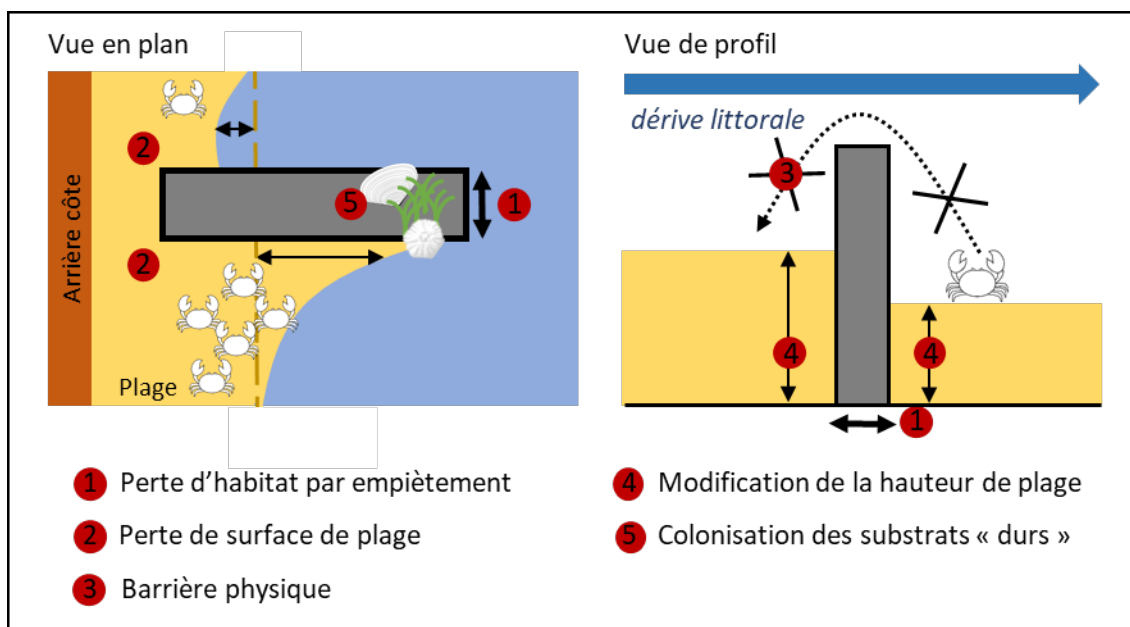


Figure 6. Impacts potentiels des épis maritimes sur les écosystèmes côtiers (Tirée de Sauvé et al. 2023a)

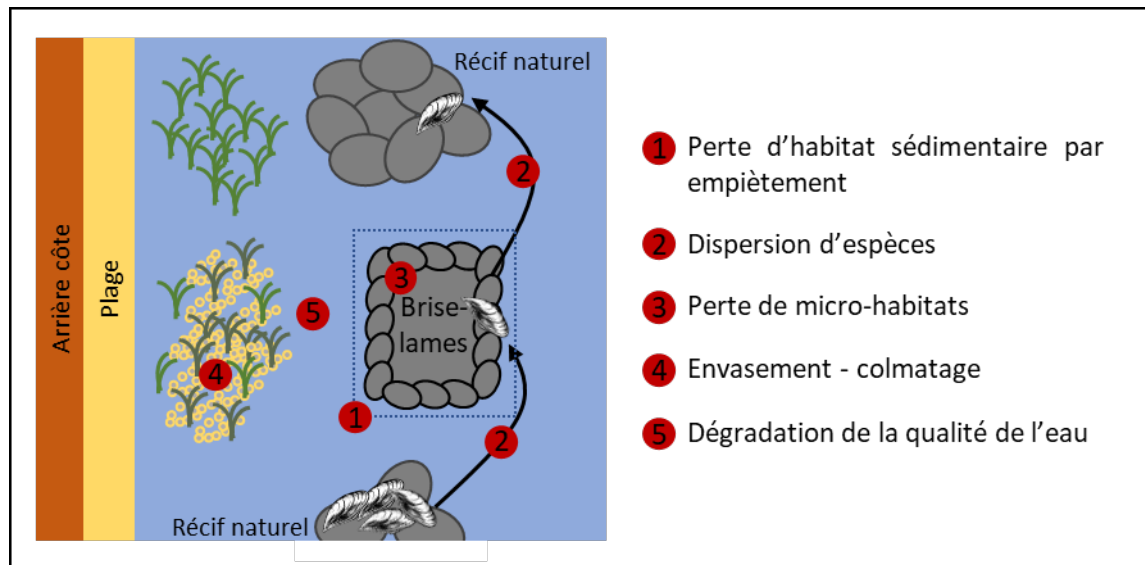


Figure 7. Impacts potentiels des brise-lames sur les écosystèmes côtiers (vue en plan) (Tirée de Sauvé et al. 2023a)

Tous ces ouvrages ont le potentiel de modifier la nature et la texture des sédiments de l'estran et ainsi modifier les assemblages fauniques, floristiques et algaux. La perte sédimentaire et le changement de substrat pourraient également affecter les oiseaux de rivage (Jones et al., 2007). Par leur dimension et leur position sur l'estran, ces ouvrages peuvent briser la connectivité entre les écosystèmes côtiers.

  partir des principaux impacts potentiels connus dans la littérature, les paramètres à inclure dans les protocoles de suivi, en fonction des ouvrages de protection, sont présentés dans la section suivante.

5. Variables et paramètres environnementaux utilisés dans les protocoles de suivis environnementaux

L'onglet 5.1 *Protocole général* présente les principaux paramètres utilisés dans les suivis environnementaux en zone côtière. Des protocoles ont ensuite été élaborés en fonction des différents types d'ouvrage de protection où les paramètres les plus pertinents à suivre sont identifiés pour le contexte de l'EGSL (figure 1). Seulement ces paramètres sont présentés dans ce chapitre. Lors de l'élaboration de la stratégie d'échantillonnage, il est nécessaire d'obtenir des informations relatives à la dynamique côtière locale, ainsi qu'aux différents cycles et tendances saisonnières pouvant être observées (Nelson, 1993). Des informations obtenues par l'entremise d'études d'impacts peuvent également être utiles, puisqu'elles permettent de se renseigner sur les effets escomptés que les ouvrages pourraient avoir sur la zone d'étude (Tremblay *et al.* 2014 ; Bureau d'audiences publiques en environnement [BAPE], 2021).

5.1. Variables abiotiques

5.1.1. Hydraulique

L'hydrodynamisme peut être caractérisé par le climat des vagues, les niveaux d'eau, la marée et les courants côtiers. Dans un milieu côtier comme celui de l'EGSL, les variables liées à l'hydrodynamisme sont très changeantes et participent au déroulement de nombreux processus côtiers tels que l'érosion, le transport sédimentaire et l'accumulation (Woodroffe, 2003). Le suivi de ces variables est donc primordial dans le cadre d'un suivi environnemental en milieu côtier (Nordstrom, 2014 ; BAPE, 2021). Contrairement aux autres variables, le suivi des variables hydrauliques peut avoir deux objectifs, le premier pour évaluer les impacts directs des ouvrages sur la modification des processus hydrauliques et le deuxième comme variables explicatives des changements morphosédimentaires et biologiques observés à la suite de l'implantation des ouvrages de protection.

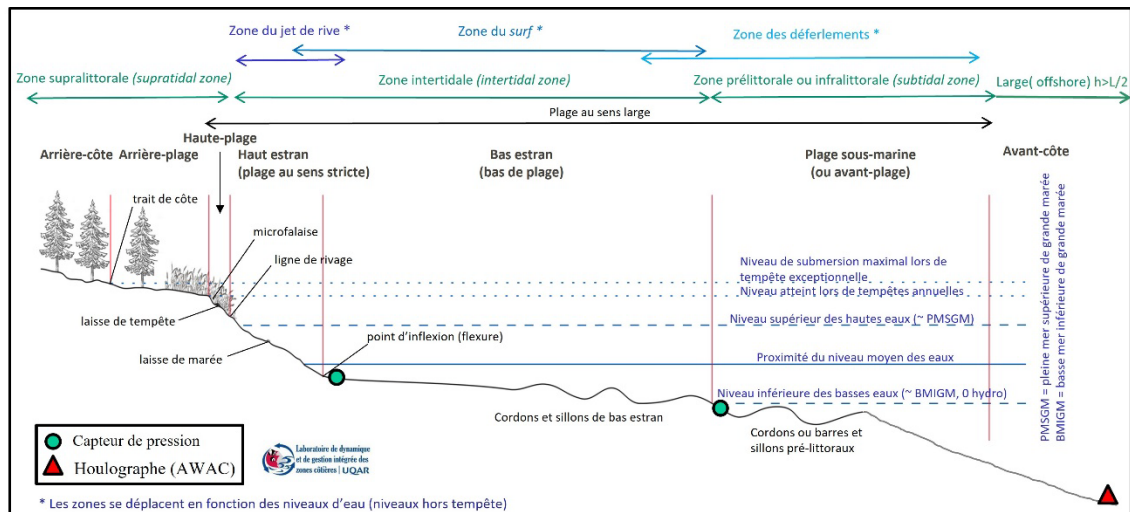
Le climat des vagues est défini par la hauteur significative (H_s), la période (T_s) et la direction (θ_p). La hauteur et la période permettent d'évaluer l'énergie qui sera transférée à la côte (Davidson-Arnott, 2010 ; Woodroffe, 2003) alors que la direction permet de fournir des informations sur les secteurs de la côte les plus sensibles à l'impact des vagues (Davidson-Arnott, 2010 ; Woodroffe, 2003). L'énergie induite par la houle est également responsable de la formation de courants (Davidson-Arnott, 2010 ; Woodroffe, 2003). En étudiant leur direction et leur vitesse, il devient possible de caractériser les différents courants présents sur la côte et, par le fait même, d'évaluer le transport sédimentaire, les zones d'érosion et d'accumulation et les modifications induites par les ouvrages de protection. Dans les milieux sableux et de graviers, il est surtout important de mesurer les courants près du fond. Cependant, dans les milieux à sédimentation fine comme dans les marais maritimes et les vasières, il est important d'obtenir des mesures à différents niveaux dans la colonne d'eau notamment pour mesurer les courants de marée responsables du transport des particules fines et de la matière organique en suspension. Ces informations peuvent ensuite servir à caractériser les changements de turbidité de l'eau d'un milieu côtier, état pouvant affecter les processus et mécanismes biologiques.

Les mesures *in situ* des vagues devraient être réalisées principalement pour **les brise-lames** qui sont généralement installés sur le bas estran et dans la zone infralittorale ainsi que pour **les recharges sédimentaires** sur l'estran.

Les brise-lames modifient le patron de déferlement des vagues et les courants côtiers (Nobuoka *et al.*, 1996; Burt *et al.*, 2013; Lamberti *et al.*, 2005; Zanuttigh, 2007) et entraînent des changements géomorphologiques de la zone côtière (Kuang *et al.*, 2014; Ratnayake *et al.*, 2019; ; Pranzini *et al.*, 2018 ; Thomalla et Vincent, 2003; Sánchez-Badorrey *et al.*, 2008). Pour évaluer les effets de l'interaction ouvrage-vagues, des instruments doivent être installés de part et d'autre du brise-lames.

Pour les recharges sédimentaires ou pour obtenir des données hydrauliques pour expliquer les changements géomorphologiques et biologiques, un capteur de houle directionnelle et profileur de courant acoustique (AWAC: acoustic wave and current profiler) doit être installé au large à plus de 15 m de profondeur. Pour mesurer les effets de dissipation de l'énergie des vagues par la géomorphologie de la zone intertidale, des capteurs de pression sont installés à la limite des basses mers et sur le bas estran près de la flexure de la plage (figure 8). Ces capteurs, moins onéreux que les AWAC, permettent tout de même de mesurer le niveau d'eau et la hauteur et la période des vagues localement. Ils ont aussi l'avantage de pouvoir être déployés à pied à marée basse.

Plusieurs outils existent pour faire un portrait exhaustif de l'hydrodynamisme des zones à l'étude. Dans un premier temps, les documents et des cartes interactives émises par le ministère des Pêches et Océans Canada (MPO) ou par la Garde côtière canadienne donnent accès à une répartition à plus grande échelle des courants de marée (MPO, 2008). Des séries temporelles des caractéristiques des vagues au large peuvent aussi être obtenues à l'aide de modèles numériques comme WaveWatch III (Bandet *et al.*, 2020). L'utilisation des modèles numériques a également fait ses preuves (Shu *et al.*, 2019). Prenant plusieurs paramètres en compte, certains modèles comme XBeach permettent de comparer la dynamique des vagues avant et après l'installation d'ouvrages de protection (Shetty et Jayappa 2020 ; Didier *et al.*, 2019). Ces modèles numériques doivent toutefois être calibrés à l'aide de mesures *in situ* du climat de vagues, de niveaux d'eau totaux à la côte ainsi que de données topographiques pour donner de bons résultats.



5.1.2. Géomorphologie de la côte

Les variables géomorphologiques sont utilisées dans les suivis environnementaux pour **tous les types d'ouvrages et les types de côtes**. Les changements géomorphologiques sont généralement précurseurs de changements biologiques. Le suivi géomorphologique consiste à acquérir des informations sur la **bathymétrie et la topographie** qui vont ensuite permettre de calculer plusieurs géoindicateurs.

L'acquisition de données bathymétriques est nécessaire lorsque l'estran est très étroit (< 150 m) puisqu'une intervention sur le haut estran a le potentiel d'avoir des impacts jusque dans la zone infralittorale. Les **données bathymétriques** sont aussi nécessaires lorsque l'ouvrage est implanté dans la zone infralittorale. Les **brise-lames et certains épis longs** qui se prolongent dans la zone infralittorale sont visés par ce type de suivi.

L'étendue de la zone à couvrir vers le large par les levés bathymétriques peut être déterminée par l'analyse du climat de vague, qui permet de déterminer la profondeur théorique à laquelle les vagues ont une influence sur le fond, constituant ainsi la limite inférieure. Cette limite correspond à la moitié de la longueur d'onde (L) des vagues ($h = L/2$). Cependant, cette approche ne tient pas compte des courants qui peuvent être générés par les tempêtes ou des surcotes générant des courants de plongée (*downwelling*) et de turbidité qui peuvent transporter les sédiments de la côte vers des profondeurs importantes (Héquette, 2001 ; Héquette *et al.*, 2001). Une analyse des formes d'érosion et d'accumulation sous-marines cartographiées à partir d'un levé bathymétrique peut permettre d'identifier la zone optimale à couvrir pour les levés subséquents dans le cadre d'un suivi environnemental. Les levés bathymétriques devraient couvrir la cellule écotéomorphologique dans laquelle l'ouvrage sera implanté.

Des **levés topographiques surfaciques** de la zone intertidale et supralittorale devraient être réalisés pour tous les types d'ouvrage pour couvrir la cellule hydrosédimentaire dans laquelle l'ouvrage sera implanté. Les levés doivent être réalisés lors des marées basses de vive-eau pour couvrir l'ensemble de la zone intertidale. Avec le développement des

logiciels de traitement d'images et l'acquisition d'images à basse altitude à l'aide de cerfs-volants, de ballons dirigeables et de drones, la photogrammétrie par *Structure from Motion*, permet de générer des nuages de points colorés à haute résolution spatiale et à haute précision (Klemas, 2015; Casella *et al.*, 2016, 2020; Guisado-Pintado *et al.*, 2019; Jayson-Quashigah *et al.*, 2019; Tak *et al.*, 2020; Young *et al.*, 2021). Les drones de type aile volante permettent aussi de couvrir de vastes superficies en peu de temps, ce qui est particulièrement adapté pour les larges estrans et battures de l'estuaire moyen et maritime du Saint-Laurent. Les systèmes de LiDAR terrestre mobiles sont aussi bien adaptés pour le suivi des plages pour les longues cellules hydrosédimentaires. Dans les milieux avec un couvert végétal, le LiDAR présente l'avantage de pouvoir réellement discriminer la surface topographique et celle de la végétation, ce qui est essentiel pour évaluer le bilan sédimentaire. Le LiDAR devrait ainsi être privilégié dans les marais maritimes et être couplé avec un capteur photogramétrique multispectral pour le suivi et l'analyse de la végétation.

Les profils de plage qui consistent, à l'aide d'un DGPS ou d'un théodolite, à faire des **profils topographiques** perpendiculaires à la ligne de rivage, devraient servir à évaluer les échanges sédimentaires entre l'estran et la zone infralittorale peu profonde, ce que ne permettent pas les levés traditionnels LiDAR et photogramétriques qui ne couvrent que la zone émergée à marée basse. Les profils peuvent parfois être prolongés vers le large à l'aide d'une embarcation équipée d'un sondeur monofaisceau (Roberts *et al.*, 2013). Lorsque l'estran est étroit et que l'ouvrage peut avoir un effet sur la zone infralittorale peu profonde, ce type de levé est très pertinent. Aussi, dans les régions côtières avec des cordons de bas estran et des barres sableuses pré-littorales, ces levés sont indispensables pour bien comprendre la dynamique sédimentaire de la côte et la relation avec l'évolution de la ligne de rivage (Anthony *et al.*, 2005; Davidson *et al.*, 2013; Jackson *et al.*, 2016; Joevivek *et al.*, 2018; Splinter *et al.*, 2018). Ils sont ainsi essentiels au suivi des impacts des ouvrages de protection et des recharges de plage (Roberts et Wang, 2012). Pour bien mesurer les changements morphologiques, la distance entre chaque profil doit être adaptée selon la variabilité spatiale de la géomorphologie de la zone côtière et la dimension des formes littorales à capturer (Theuerkauf et Rodriguez, 2012). Dans les autres secteurs où l'estran est plutôt large, l'acquisition d'une topographie surfacique est à privilégier, car elle permet de représenter la variabilité géomorphologique selon une fine résolution spatiale et sur de grandes étendues (Lerma *et al.*, 2018). Elle a également l'avantage de permettre de générer si nécessaire des profils topographiques a posteriori toujours au même endroit et de les comparer dans le temps.

Les données surfaciques sont généralement représentées par des modèles numériques de terrain (MNT) à partir desquels plusieurs variables peuvent être générées pour le suivi environnemental. Ils permettent de suivre dans l'espace et dans le temps **plusieurs lignes de référence des niveaux d'eau** (niveau du jet de rive (*runup*), le niveau des pleines mers supérieures de grande marée, le niveau moyen de la mer; Boak et Turner, 2005; Starek *et al.*, 2012; Van-Wierts *et al.*, 2017). Les différentiels d'élévation entre différentes périodes permettent de quantifier les pertes et les gains sédimentaires ainsi que les zones stables (Angnuureng *et al.*, 2020; Tak *et al.*, 2020). Ils permettent ainsi de calculer le **volume sédimentaire** et faire des **bilans sédimentaires** selon différentes échelles temporelles (saisonnier, annuel, etc.). **La largeur de la plage**, distance entre la ligne de rivage ou le pied d'une falaise et la flexure (rupture de pente délimitant le haut et

le bas estran) est un bon indicateur pour mesurer les effets des ouvrages sur la géomorphologie de la plage d'autant plus que ces valeurs peuvent aussi être obtenues et comparées avec celles obtenues historiquement à partir des photographies aériennes (Bernatchez et Fraser, 2012). **La pente de la plage** est aussi une variable qui peut être calculée et suivie, car elle intervient dans la caractérisation de plusieurs processus géomorphologiques (Ngom *et al.* 2018 ; Bilkovic et Mitchell, 2013; Stockdon *et al.*, 2006). Le calcul du **taux de déplacement de la ligne de rivage ou du trait de côte** à partir des levés photogrammétriques ou LiDAR permet aussi d'évaluer si les ouvrages de protection vont générer des effets de bout, soit une accélération de l'érosion en bordure de l'ouvrage par rapport aux zones adjacentes et par rapport aux données avant la mise en place de l'ouvrage. Des mesures systématiques à toutes les 10 à 25 m permet de déterminer jusqu'à quelle distance les ouvrages ont un impact sur la vitesse de recul de la côte. Dans le cas des recharges sédimentaires, **l'évolution surfacique de l'ouvrage** est aussi nécessaire (**limite inférieure et supérieure, élévation de la crête de la recharge**). Il est aussi pertinent de suivre **le profil d'équilibre de la plage théorique** déterminé lors de la conception de l'ouvrage.

Les caméras vidéographiques de surveillance permettent aussi de produire des surfaces topobathymétriques de la plage active et d'extraire la position de la ligne de rivage de manière journalière et de quantifier les effets géomorphologiques des tempêtes et des ouvrages de protection (Didier *et al.*, 2017; Sénéchal *et al.*, 2015).

5.1.3. Qualité des sédiments

Le suivi des variables géomorphologiques doit aussi être accompagné par un suivi de la qualité des sédiments. L'implantation d'ouvrages de protection peut amener des modifications de la dynamique sédimentaire, ce qui peut influencer la géomorphologie côtière (Bilkovic et Mitchell, 2013 ; Prosser *et al.* 2018). Un changement de la texture des sédiments et l'augmentation de la turbidité peuvent avoir des impacts sur la faune et la flore côtière (Viola *et al.*, 2014 ; Peterson *et al.*, 2014 ; de Schipper *et al.*, 2020 ; Fegley *et al.*, 2020). Les ouvrages de protection peuvent aussi avoir un impact sur la répartition et la quantité de matière organique sur le littoral, ce qui peut avoir des conséquences écologiques (Heerhartz *et al.*, 2014, 2016).

Deux variables sont importantes à caractériser selon le type d'ouvrage, soit **la granulométrie** et la **teneur en matière organique** des sédiments.

Un suivi de la **granulométrie des sédiments** de surface est nécessaire pour les **recharges sédimentaires** et les **brise-lames**. La texture des sédiments utilisés pour la recharge sédimentaire tend généralement à être plus grossière que celle de l'environnement récepteur. Elle peut ainsi engendrer un changement dans la texture des sédiments de la zone intertidale, voire de la zone infralittorale si l'estran est étroit. Afin de capter la zone d'influence de la redistribution des sédiments de la recharge par les processus hydrodynamiques, il est essentiel d'avoir une stratégie d'échantillonnage qui couvre l'ensemble de la cellule écogéomorphologique. L'échantillonnage s'effectue selon des transects perpendiculaires à la côte et des stations doivent couvrir le haut de plage, le haut estran et le bas estran. L'échantillon est récolté à marée basse lors des marées de vive-eau sur une surface de 25 cm X 25 cm par 10 cm de profond. Pour les brise-lames, il est important d'avoir des stations d'échantillonnage de part et d'autre de

l'ouvrage. Les brise-lames provoquent une atténuation de l'énergie des vagues, et peuvent favoriser du côté terre une sédimentation de particules fines alors que du côté mer, l'affouillement peut aussi modifier la texture des sédiments. Les changements dans les courants côtiers engendrés par **les brise-lames** peuvent aussi modifier **la teneur en matière organique** dans les sédiments d'où l'importance de suivre cette variable pour ce type d'ouvrage.

L'échantillonnage pour de la **granulométrie** et de la **teneur en matière organique** sont aussi des covariables qui doivent accompagner l'échantillonnage des communautés biologiques. Cet échantillonnage est généralement réalisé à l'aide de carottiers ou de tube de PVC de petite dimension (ex. diamètre interne de 5 cm).

5.1.4. Qualité des eaux

Les interventions pour protéger le littoral en bordure de l'EGSL s'effectuent principalement en haut de plage, de sorte que les effets potentiels sur la qualité des eaux sont souvent négligeables. Toutefois, **les brise-lames** qui sont situés dans la zone intertidale peuvent avoir des effets sur la **température de l'eau**. Aussi, les interventions dans **les vasières**, **les slikkes** et **les schorres inférieurs** peuvent augmenter **la turbidité de l'eau** et affecter les organismes qui font de la photosynthèse, les organismes filtreurs, les dynamiques prédateurs-proies et dégrader l'habitat du poisson (Landry et Golden, 2018 ; BAPE, 2021).

Les recharges sédimentaires réalisées au Québec sont généralement appliquées sur la plage ou en haut de plage avec des matériaux provenant principalement de sablières, gravières et carrières terrestres. Elles sont aussi composées de matériaux grossiers. Ces facteurs limitent les effets potentiels sur la turbidité de l'eau. La qualité des eaux pour les recharges devrait ainsi être suivie seulement lorsqu'elles sont composées de particules fines (argile, limon, sable fin) et pour les recharges d'avant-plages ou de barres sableuses dans la zone infralittorale.

5.2. Variables biotiques

5.2.1. La flore littorale

La flore littorale correspond aux plantes vasculaires qui poussent dans la zone littorale. Les différentes espèces floristiques croissent généralement en bandes parallèles au rivage. Ces zones de croissance s'expliquent entre autres par le degré de tolérance des espèces à la submersion.

À des fins pratiques, il est possible de distinguer la **flore littorale terrestre** qui pousse sur l'étagement de la zone supralittorale et la **flore intertidale** qui poussent dans la zone de battement de marée.

La flore littorale terrestre est diversifiée et elle diffère selon les habitats. Plus l'on se dirige vers le large moins on retrouve d'espèces floristiques. Dans le contexte de l'EGSL, la flore intertidale est composée principalement de plantes de marais maritimes particulièrement diversifiées dans le schorre supérieur (haut marais) et monospécifique dans le schorre inférieur (bas marais) où l'on retrouve principalement la spartine alterniflore ou le scirpe piquant. On y retrouve aussi la zostère marine qui colonise la surface des estrans, mais qui peut aussi se retrouver jusque dans la zone infralittorale peu profonde.

Comme cette végétation caractérise des écosystèmes côtiers importants de marais maritimes et d'herbiers de zostère, il est pertinent de suivre la **superficie** végétalisée. La télédétection est un outil bien adapté pour la cartographie surfacique de la végétation. Les levés par drones sont recommandés, car ils sont peu coûteux et permettent de générer des images à haute résolution spatiale et temporelle, ainsi qu'à haute précision (Martin *et al.*, 2022). Ils peuvent également faciliter une acquisition de données aux conditions optimales d'ensoleillement et de marée basse. Il est important de capter les images à marée basse lors des marées de vives-eaux pour capter le bas de la zone végétalisée avec la meilleure qualité possible. L'imagerie multispectrale est particulièrement pertinente puisqu'elle permet de bien distinguer les différentes catégories de végétaux grâce aux bandes infrarouges (Martin *et al.*, 2022). Par exemple, combinées avec une validation terrain, les bandes infrarouges peuvent permettre de cartographier les différentes espèces floristiques des marais maritimes et de différencier les fucacées, des laminariales et de la zostère marine. La télédétection permet aussi de cartographier la fragmentation de la végétation des écosystèmes côtiers.

Un relevé terrain avec l'**identification des espèces floristiques**, leurs **pourcentages de recouvrement et leur densité**, permettra également de mesurer plusieurs paramètres comme: la **richesse spécifique**, l'**abondance**, ainsi que des indices de **diversité spécifique**. Le prélèvement de plants permettra également de mesurer la **biomasse** et un indice d'**état écologique** d'un herbier, en mesurant par exemple la surface nécrosée des feuilles de zostère (Auby *et al.*, 2013). Dans le cas où l'objectif du suivi environnemental serait de suivre une revégétalisation progressive du site, le nombre pousses/quadrat peut être pertinent. Les paramètres biologiques sont complétés par l'échantillonnage de sédiments pour la granulométrie. Ce suivi est réalisé à l'aide de stations fixes avec quadrats de 0,1 à 0,25 m², soit le long de transects perpendiculaires à la côte ou bien de manière aléatoire ou par quadrillage établi d'avance ou avec un échantillonnage stratifié où le même nombre de stations seront positionnées aléatoirement dans chacune des zones homogènes (figure 9).

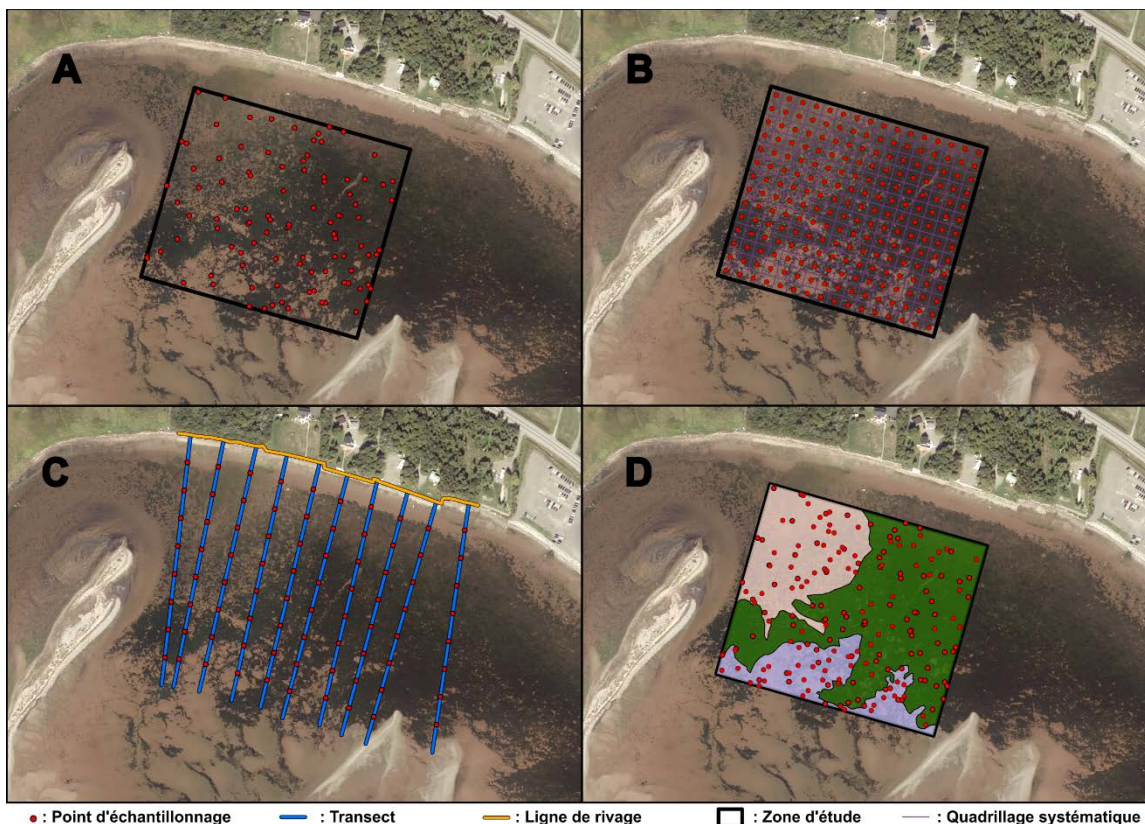


Figure 9. Exemple de différents types d'échantillonnages réalisés à l'aide de SIG lors de l'élaboration du suivi; A) Échantillonnage aléatoire; B) Échantillonnage systématique; C) Échantillonnage à distances fixes sur des transects perpendiculaires à la côte; D) Échantillonnage aléatoire stratifié selon des zones homogènes.

L'identification des espèces permet également de détecter la **présence d'espèces exotiques envahissantes** (EEE). En effet, la perturbation de la végétation lors des travaux peut favoriser la propagation d'espèces exotiques envahissantes, comme le roseau commun, qui est bien connu pour envahir les bordures de routes et des infrastructures linéaires (Brisson *et al.*, 2010) ainsi que les marais maritimes (Minchinton et Bertness, 2003). Le retrait de la flore indigène de marais maritime, diminue la compétition et facilite l'implantation du roseau (Minchinton et Bertness, 2003), qui s'établit plus facilement sur un sol dénudé (Haslam, 1971). Il est également probable que la machinerie puisse contribuer à la dispersion du roseau en transportant des fragments de rhizome d'un site à un autre, mais il manque de preuves pour supporter cette hypothèse (Brisson *et al.*, 2010).

Il faut également porter une attention particulière aux espèces d'intérêt, sensibles, et aux groupes végétaux permettant de répondre à des enjeux locaux (Raujouan *et al.*, 2012).

Le suivi de la **flore littorale** devrait être réalisé pour **tous les types d'ouvrage de protection côtière**.

5.2.2. Les macroalgues

Les macroalgues comme les laminaires et les fucales sont des producteurs primaires clés et des espèces fondatrices qui créent des habitats et des conditions stables où les conditions de stress sont améliorées pour d'autres espèces du littoral (Everett, 1994; Bruno et Bertness, 2001; Bruno *et al.*, 2003; Thomsen et McGlathery, 2005; Duffy, 2006; Bracken *et al.*, 2007). Par leurs fonctions, elles représentent un habitat d'intérêt écologique remarquable et il est pertinent de faire leur suivi (Raujouan *et al.*, 2012).

Comme pour la flore littorale, la télédétection est un bon outil pour mesurer la **superficie** de l'estran occupée par des macroalgues ainsi que leur distribution dans l'espace. Les relevés sur le terrain sont également similaires. **L'identification des espèces de macroalgues et leurs pourcentages de recouvrements** permettront par la suite de déterminer la **richesse spécifique**. Le prélèvement de spécimens permettra de calculer la **biomasse** ainsi que des indices de **diversité spécifique plus précis qu'avec le pourcentage de recouvrement**.

Il est également possible de mesurer la **hauteur des strates** de macroalgues pour dénoter la variation des conditions hydrodynamiques (Raujouan *et al.*, 2012).

Le suivi des **macroalgues** devrait être réalisé pour **tous les types d'ouvrage de protection côtière**.

5.2.3. Le macrozoobenthos

Les macroinvertébrés benthiques (macrozoobenthos) sont particulièrement pertinents pour le suivi environnemental. Ils sont un bon indicateur de la qualité de l'habitat, ils sont peu mobiles et leur récolte est relativement simple et demande moins de ressources matérielles et humaines que d'autres organismes comme la méiofaune (Martin *et al.*, 2022). Il est donc suggéré d'intégrer l'inventaire du **macrozoobenthos** lors du suivi environnemental pour les **recharges sédimentaires, les épis et les brise-lames**. **L'identification taxonomique, le dénombrement et la pesée** des organismes récoltés permettent de calculer plusieurs paramètres tels que : la **richesse spécifique**, l'**abondance**, la **biomasse**, ainsi que des indices de **diversité spécifique**. Tout comme pour le suivi de la végétation, l'échantillonnage est réalisé à l'aide de stations fixes avec quadrats de 0,1 à 0,25 m² (profondeur de 15-40 cm) et un minimum de triplicata soit le long de transects perpendiculaires à la côte ou bien de manière aléatoire ou par quadrillage établi d'avance (figure 9). Un carottier ou un tube en PVC peuvent aussi être utilisés. Un tamisage sur place avec une maille de 0,5 mm est réalisé. Ces méthodes offrent des mesures par surface standardisée qui doivent être prises adéquatement pour fin de comparaison avec d'autres sites. Cependant, même avec un nombre élevé d'échantillons, certaines espèces rares peuvent être non comptabilisées. On suggèrera de compléter avec des échantillonnages qualitatifs avec des personnes expertes pendant des temps (par exemple, 20 minutes) ou des distances (par exemple, 200 m) limités pour chercher sur l'estran toutes espèces non répertoriées par les autres méthodes (voir par ex. Archambault et Bourget, 1996). Les paramètres biologiques sont complétés par l'échantillonnage de sédiments pour la granulométrie. Pour les substrats durs, le % de recouvrement des espèces avec des quadrats de 0,1 à 0,25 m² est utilisé. Lorsque l'estran

est étroit et que l'ouvrage peut affecter la zone infralittorale, l'utilisation d'une embarcation et d'une benne peut être pertinent pour compléter l'inventaire et le suivi du macrozoobenthos ou encore une caractérisation en plongée sous-marine.

5.2.4. La faune aviaire

Lorsque les travaux peuvent perturber une zone de nidification importante, un recensement des oiseaux nicheurs est pertinent. Des paramètres comme le **nombre de nids**, le **nombre d'œufs** par nids et le nombre de poussins qui s'envolent du nid peuvent être mesurés (Raujouan *et al.* 2012).

Lorsque les travaux peuvent perturber un site d'alimentation, un recensement des espèces (**identification**) permet d'observer la **densité** d'oiseaux sur toute la **superficie** suivie.

Le suivi de la faune aviaire devrait ainsi seulement être réalisé lorsque la caractérisation du site pour établir l'état de référence en montre la pertinence.

5.2.5. La faune ichthyenne

Lorsque les travaux peuvent perturber une zone de fraie importante, la capture et le **dénombrement** par espèces capturées permettent de mesurer la **densité**. Les poissons peuvent être mesurés (**longueur totale**) et pesés (**biomasse**) pour évaluer l'**état écologique** de la frayère.

5.3. Milieu humain

L'identification de variables pour évaluer les impacts sur le milieu humain devrait être déterminée à l'étape de la caractérisation préalable du site pour établir l'état de référence (voir onglet 4 de l'outil Excel). Cette caractérisation vise à bien identifier les usages et les activités pratiquées, les services écologiques, les sites d'intérêt (lieu ayant un potentiel socioécologique important, site à haute valeur socioculturelle, site utilisé par les Premières Nations, sites archéologiques et patrimoniaux) et les installations et bâtiments sur le littoral, incluant les bâtiments désignés patrimoniaux, présents à l'intérieur de la cellule écogéomorphologique. De plus, le tourisme a un impact positif sur l'économie locale des régions côtières de l'EGSL et de nombreuses infrastructures touristiques et commerces sont localisés en bordure du littoral. Le suivi devrait ainsi permettre d'évaluer non seulement les impacts qui touchent les citoyens, mais aussi de manière plus large les impacts socioéconomiques.

Certains ouvrages ont un potentiel plus grand d'avoir des impacts sur le milieu humain et de générer des conflits d'usage. Par exemple, les épis peuvent limiter la circulation sur la plage alors que les brise-lames peuvent constituer un danger pour la pratique d'activités nautiques. Ils peuvent aussi occasionner la concentration et la rétention d'algues échouées, ce qui peut dégrader la qualité de l'expérience en bordure de mer. Les

ouvrages rigides longitudinaux peuvent limiter l'accès au littoral. Ils peuvent aussi entraîner un déficit sédimentaire des plages, ce qui peut avoir un impact sur plusieurs types d'activités. Le déficit sédimentaire de l'estran peut aussi avoir un impact sur les bancs coquilliers et les zones de fraie et par conséquent sur la pratique de cueillette de mollusques et la pêche. Les changements granulométriques d'une plage associés à une recharge sédimentaire peuvent aussi avoir un effet sur la fréquentation de la plage (voir l'ensemble des impacts par type d'ouvrage dans l'onglet 3 de l'outil Excel).

Les impacts sur le milieu humain peuvent être mesurés à partir d'enquêtes auprès de la population, de citoyens côtiers, d'organismes locaux et d'associations (Friesinger et Bernatchez, 2010). Pour des activités ou usages ciblés qui seraient potentiellement impactés, les enquêtes peuvent se faire directement sur le terrain lors des périodes propices (exemple, au printemps lors de la cueillette de myes ou pêche aux capelans, en période estivale pour les activités sur la plage). Les enquêtes permettent aussi de questionner les personnes sur leur perception des changements observés sur la côte (types et impacts des solutions d'adaptation, qualité du paysage, changement dans la qualité des usages, sentiment de sécurité, sentiment d'appartenance, impacts sur les écosystèmes, etc). L'implantation de caméras de suivi avant et après les travaux permet de faire des analyses semi-quantitatives sur les types d'usages observés, sur l'évolution de la fréquentation du site ainsi que sur la fréquence et le nombre de personnes par activité pratiquée. L'analyse des images permet aussi d'évaluer si les ouvrages ont eu des effets sur le comportement des usagers (voir les protocoles dans les onglets 6.1 à 6.4 de l'outil Excel).

6. L'intégration de l'évaluation environnementale dans une démarche de suivi global de la zone côtière

La mise en place des ouvrages de protection vise à réduire les risques côtiers en protégeant les infrastructures côtières et la population du recul de la côte, de la submersion côtière ou des mouvements de terrain. Les stratégies d'adaptation et l'évaluation environnementale des impacts des ouvrages de protection côtière devraient s'inscrire dans une démarche plus large de gestion intégrée des zones côtières permettant de monitorer de manière globale le système socioécogéomorphologique (figure 10).

La caractérisation complète du site d'étude devrait être réalisée avant même l'analyse des solutions d'adaptation (figure 10A). Une analyse fragmentaire des caractéristiques géomorphologiques, des conditions météo-marines et des aléas côtiers peut aboutir à une solution inefficace pour réduire le risque. L'absence de prise en compte du contexte socioéconomique peut aussi mener à une solution inadaptée au contexte local. Une analyse exhaustive des caractéristiques socioécogéomorphologiques permettra aussi de mieux évaluer les impacts potentiels des différents types d'ouvrages de protection et d'en tenir compte lors de l'analyse et du choix de la solution. L'utilisation du concept de cellules hydrosédimentaires comme cadre de référence spatiale lors de la caractérisation devrait aussi permettre de mieux évaluer les impacts potentiels des différents types d'ouvrage sur les zones adjacentes au site d'implantation et de déterminer s'ils généreront une augmentation de l'érosion côtière et de la submersion côtière en aval de la dérive littorale (Dolan *et al.*, 1987; Suanez, 2009; Thom *et al.*, 2018). L'implantation d'un ouvrage de protection est généralement réalisée en fonction d'un seul aléa. Toutefois, dans certains cas, l'implantation d'un type d'ouvrage sur un type de côte donné peut exacerber d'autres aléas et conduire à la maladaptation (Juhola *et al.*, 2016; Magnan *et al.*, 2016). Par exemple, l'implantation d'un ouvrage rigide en haut de plage sur une côte basse sablonneuse pour limiter le recul du littoral peut entraîner une réduction de la capacité de la plage à absorber l'énergie des vagues et favoriser le phénomène de franchissement et le risque de submersion (Bernatchez *et al.*, 2011; Didier *et al.*, 2015). Le choix d'une solution devrait par conséquent reposer sur une analyse multialéas ou multirisques.

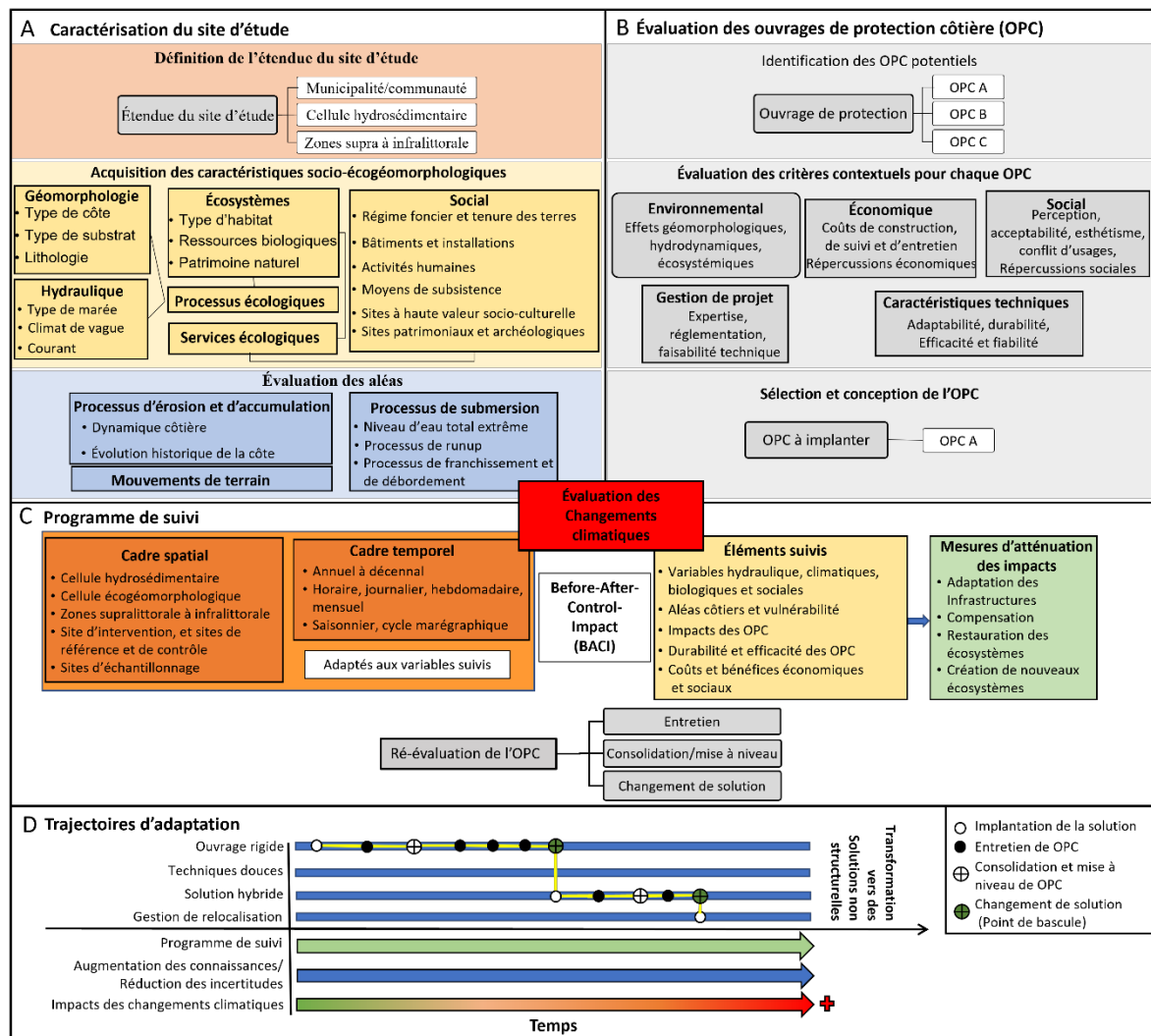


Figure 10. Schéma conceptuel d'évaluation de solutions d'adaptation basé sur le suivi global des zones côtières. A) Variables pour caractériser le site. B) Variables pour évaluer les mesures de protection côtière et leurs impacts potentiels. C) Approche et variables pour le monitoring des zones côtières. D) Exemple d'une trajectoire d'adaptation d'un ouvrage rigide à la relocalisation basée sur un processus de suivi et d'évaluation (adaptée de Sauvé et al., 2023b).

L'analyse d'ouvrages de protection en vue de limiter les impacts environnementaux devrait être basée sur une évaluation, pour chaque ouvrage de protection, de critères environnementaux, économiques, sociaux, techniques et de gestion de projet (figure 10B). Les informations et les résultats générés lors de cette évaluation et lors des études de conception de l'ouvrage sélectionné sont très pertinents lors du développement de la stratégie et du plan d'échantillonnage pour le suivi environnemental. Une bonne communication et concertation ainsi que le transfert des connaissances entre les différentes équipes et parties prenantes sont des éléments à ne pas négliger dans une stratégie d'adaptation basée sur un programme global de suivi de la zone côtière.

La zone côtière a toujours été un lieu dynamique où les changements géomorphologiques, écologiques et humains sont importants, mais avec les changements climatiques, les milieux côtiers vont se modifier de manière accélérée (IPCC, 2021). Les changements côtiers peuvent suivre différentes trajectoires d'évolution. Dans le contexte d'incertitudes liées aux impacts des changements climatiques futurs, le programme de suivi devrait permettre de monitorer à long terme les trajectoires d'évolution du système socioécogéomorphologique (figure 10C). Le cadre spatial et temporel proposé, soutenu par l'approche BACI pour le suivi environnemental, est donc d'autant plus important pour être en mesure de discriminer si les changements qui seront observés sont associés à l'ouvrage implanté ou encore à des processus naturels. Le programme de suivi devrait également permettre de suivre l'évolution de l'intensité et la fréquence des aléas côtiers et des vulnérabilités ainsi que l'efficacité de l'ouvrage de protection qui est implanté pour réduire les risques côtiers. Le suivi des impacts des ouvrages de protection devrait aussi conduire à l'élaboration de mesures d'atténuation (figure 10C). L'évaluation de la dégradation d'écosystèmes peut ainsi permettre de supporter un programme de restauration ou encore la création de nouveaux écosystèmes basés sur les connaissances acquises par le programme de suivi. En quantifiant la perte d'habitats associée à l'implantation d'un ouvrage, le suivi permet une meilleure évaluation des mesures de compensation environnementale et de donner une plus grande légitimité à ce type de programme.

Les informations du programme de suivi devraient alimenter un processus d'évaluation en continu de l'ouvrage implanté (figure 10C). Ce suivi est essentiel pour assurer un programme d'entretien efficace, ajuster la fréquence des entretiens et intervenir au moment opportun. Le suivi des conditions hydrodynamiques, morphosédimentaires et des aléas sert aussi à déterminer, à mesure que de nouvelles conditions environnementales et climatiques sont monitorées, si et quand il est nécessaire de consolider et mettre à niveau l'ouvrage. Les coûts et les avantages économiques et sociaux de la solution mise en place devraient aussi faire l'objet d'une réévaluation fréquente.

Le développement d'un programme de monitoring global du milieu côtier permet de mettre en œuvre une stratégie basée sur les trajectoires d'adaptation aux aléas côtiers qui tient compte des changements climatiques futurs tout en réduisant les incertitudes liées à leurs impacts (figure 10D). Cette approche devrait permettre de planifier dans l'espace plusieurs types de mesures d'adaptation qui seront mis en œuvre selon différents horizons temporels (Berrang-Ford *et al.*, 2021; Haasnoot *et al.*, 2020, 2021). Le monitoring du milieu côtier permet d'identifier les moments seuils de basculement (*tipping points*) où il est opportun de passer d'une mesure d'adaptation à une autre, mais aussi de réévaluer les solutions au fur et à mesure que les connaissances sur les impacts des changements climatiques s'améliorent (Lawrence *et al.*, 2021).

7. Conclusion

Ce projet de recherche a permis de développer un outil qui regroupe dans un fichier Excel des informations synthétiques nécessaires à l'élaboration d'un programme de caractérisation et de suivi environnemental. Sous la forme d'onglets, l'outil présente d'abord une description des principaux écosystèmes côtiers et leurs services écologiques retrouvés le long de l'EGSL (onglets 1), puis des modèles conceptuels permettant de comprendre les effets des principaux forçages naturels et anthropiques sur le fonctionnement et l'évolution des écosystèmes côtiers (onglets 2). L'onglet 3 présente ensuite les principaux effets potentiels que peuvent avoir les ouvrages de protection sur les processus hydrodynamiques, sur la géomorphologie et les écosystèmes côtiers ainsi que sur le milieu socioéconomique. Un onglet présente ensuite les paramètres à caractériser préalablement au suivi environnemental pour établir l'état de référence du site d'intervention (onglet 4). L'onglet 5 présente dans un premier temps un protocole général qui intègre l'ensemble des paramètres qui peuvent être suivis lors d'une évaluation environnementale en milieu côtier, puis une matrice qui permet en fonction des différents types d'ouvrage d'identifier les paramètres pertinents à suivre. Enfin, quatre protocoles de suivi environnemental ont été élaborés pour couvrir les principaux ouvrages de protection retrouvés en bordure du littoral de l'EGSL. Des protocoles ont été développés pour les ouvrages rigides longitudinaux (enrochement, mur, revêtement de béton, digue, onglet 6.1), les épis maritimes et jetées (onglet 6.2), les recharges sédimentaires (onglet 6.3) et les différents types de brise-lames (onglet 6.4).

Ce guide qui accompagne l'outil Excel permet de présenter une démarche à suivre pour élaborer un programme de suivi environnemental lors de la mise en place d'ouvrages de protection côtière. Il permet de présenter l'approche BACI que nous recommandons fortement ainsi que le cadre spatial et temporel à adopter pour le suivi environnemental. Il rappelle les principales phases d'élaboration du suivi environnemental. Ce guide présente finalement une description des variables et des paramètres qui sont identifiés dans les protocoles pour suivre les impacts des ouvrages de protection côtière. Ce guide et cet outil proposent une approche standardisée pour le suivi des impacts des ouvrages de protection sur la zone côtière. Bien que la démarche et les protocoles soient proposés pour le système marin côtier du Saint-Laurent, ils peuvent aisément être ajustés et utilisés pour d'autres écosystèmes similaires. De plus, l'évaluation environnementale des impacts des ouvrages de protection côtière devrait s'inscrire dans une démarche plus large de gestion intégrée des zones côtières basée sur un programme de suivi global.

Enfin, il serait tout de même pertinent que l'équipe de recherche puisse tester ces protocoles dans une phase d'expérimentation dans le cadre de projets d'intervention afin de pouvoir les ajuster et les bonifier. Cette phase permettrait aussi de développer différents plans d'échantillonnage qui couvrent un large éventail de situations et de caractéristiques socioécogéomorphologiques propres à l'EGSL. Il serait aussi possible, à partir des bases de données cartographiques existantes et de l'ensemble des connaissances contenues dans l'outil Excel, de développer une application qui permettrait à partir de la localisation des interventions, de générer un portrait diagnostic des impacts potentiels, des enjeux écologiques et sociaux et d'adapter les protocoles au contexte socioécogéomorphologique local. Cette application, de type « arbre décisionnel et cartographique », constituerait un outil d'aide à l'élaboration de plans d'échantillonnage.

Références bibliographiques

- Airoldi, L., Abbiati, M., Beck, M.W., Hawkins, S.J., Jonsson, P.R., Martin, D., Moschella, P.S., Sundelöf, A., Thompson, R.C., Åberg, P. (2005). An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures. *Coastal Engineering*, 52, 1073–1087. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.09.007>.
- Airoldi, L. and Beck, M. W. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. - *Oceanography Marine Biology*, 45, 345-405.
- Anderson, T. R., Fletcher, C. H., Barbee, M. M., Frazer, L. N. and Romine, B. M. (2015). Doubling of coastal erosion under rising sea level by mid-century in Hawaii. *Natural Hazards*, 78(1), 75–103. <https://doi.org/10.1007/s11069-015-1698-6>
- Angnuureng, D. B., Jayson-Quashigah, P. N., Almar, R., Stieglitz, T. C., Anthony, E. J., Aheto, D. W. and Addo, K. A. (2020). Application of shore-based video and unmanned aerial vehicles (Drones): Complementary tools for beach studies. *Remote Sensing*, 12(3), 1–19. <https://doi.org/10.3390/rs12030394>
- Anthony, E. J., Levoy, F., Monfort, O. and Degryse-Kulkarni, C. (2005). Short-term intertidal bar mobility on a ridge-and-runnel beach, Merlimont, Northern France. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30(1), 81–93. <https://doi.org/10.1002/esp.1129>
- Archambault P, Banwell K, Underwood AJ (2001). Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage. *Marine Ecology, Progress Series* 222: 51-62.
- Archambault, P. and Bourget, E. (1996). Scales of coastal heterogeneity and benthic intertidal species richness, diversity and abundance. *Marine Ecology*, 136, 111-121.
- Arsenault, E., Drejza, S., Friesinger, S., Blain, M., Savoie-Ferron, F., Houde-Poirier, M., Fraser, C., Marie, G. et P. Bernatchez (2021). Cartographie des types de côtes du Québec maritime – Rapport méthodologique. 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 l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, septembre 2021, 74 p.
- Auby, I., Trut, G., Rigouin, L., Oger-Jeanneret, H., d'Amico, F., Duval, M., Gouriou, L., Rumèbe, M., Plus, M. et Bujan, S. (2013). Suivi stationnel des herbiers de zostères (*Zostera noltei* et *Zostera marina*) de la masse d'eau côtière FRFC06 - Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour-Garonne - 2006-2012. Rapport définitif. 1-50.
- BAPE – Bureau d'audiences publiques en environnement (2021). Projet de stabilisation des berges de la plage Jacques-Cartier à Québec. Rapport d'enquête et d'audience publique. 117p.
- Baggett, L. P., Powers, S. P., Brumbaugh, R. D., Coen, L. D., Deangelis, B. M., Greene, J. K., Hancock, B. T., Morlock, S. M., Allen, B. L., Breitburg, D. L., Bushek, D., Grabowski, J. H., Grizzle, R. E., Grosholz, E. D., la Peyre, M. K., Luckenbach, M. W., McGraw, K. A., Piehler, M. F., Westby, S. R. et zu Ermgassen, P. S. E. (2015). Guidelines for evaluating performance of oyster habitat restoration. *Restoration Ecology*, 23(6), 737–745. doi.org/10.1111/REC.12262.

Bandet, M., Caulet, C., Baudry, J., Didier, D., Dubuc, D., Marion, N., McKinnon, R., Paul-Hus, C., Caveen, J., Sévigny, C., Senneville, S., Dumont, D. et Bernatchez, P. (2020). Programme de mesure et de modélisation de la morphodynamique de l'érosion et de la submersion côtière dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (MoDESCo), Phase III : rapport final.

Barnhart, K. R., Overeem, I. and Anderson, R. S. (2014). The effect of changing sea ice on the physical vulnerability of Arctic coasts. *Cryosphere*, 8(5), 1777–1799. <https://doi.org/10.5194/tc-8-1777-2014>

Benedetti-Cecchi, L. (2001). Beyond BACI: optimization of environmental sampling designs through monitoring and simulation. *Ecological application*, 11: 783-799.

Bergquist, D. C., Crowe, S. E., & Carolina, S. (2009). Using Historical Data and Meta-analyses to Improve Monitoring and Management of Beach Nourishment in South Carolina Final Report, 99 p.

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. doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-10-00189.1.

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. *Oceans and Coastal Management*, 54, 621-632.

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, 189 p + annexe.

Bernstein, B.B. et Zalinski, J. (1983). An Optimum Sampling Design and Power Tests for Environmental Biologists. *Journal of Environmental Management*, 16, 35-43.

Berrang-Ford, L., Siders, A.R., Lesnikowski, A. et al. A systematic global stocktake of evidence on human adaptation to climate change. *Nat. Clim. Chang.* **11**, 989–1000 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01170-y>.

Berry, A., Fahey, S. and Meyers, N. (2013). Changing of the guard: Adaptation options that maintain ecologically resilient sandy beach ecosystems. *Journal of Coastal Research*, 29(4), 899–908. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-12-00150.1>

Bilkovic, D. M. et Mitchell, M. M. (2013). Ecological tradeoffs of stabilized salt marshes as a shoreline protection strategy: Effects of artificial structures on macrobenthic assemblages. *Ecological Engineering*, 61, 469–481. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2013.10.011>.

- Borja, Á., Dauer, D. M., Elliott, M. et Simenstad, C. A. (2010). Medium-and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: Patterns, Rates and Restoration Effectiveness. *Estuaries and Coasts*, 33(6), 1249–1260. <https://doi.org/10.1007/S12237-010-9347-5>.
- Bracken, M. E. S., Gonzalez-Dorantes, C.A., Stachowicz, J.J. (2007). Whole-community mutualism: Associated invertebrates facilitate a dominant habitat-forming seaweed. *Ecology*, 88: 2211-2219.
- Brisson, J., de Blois, S., & Lavoie, C. (2010). Roadside as Invasion Pathway for Common Reed (*Phragmites australis*). *Invasive Plant Science and Management*, 3(4), 506–514. <https://doi.org/10.1614/ipsm-09-050.1>
- Browder, A. E. et Dean, R. G. (1999). Monitoring and comparison to predictive models of the Perdido Key beach nourishment project, Florida, USA. *Coastal Engineering*, 39(2–4), 173–191. [doi.org/10.1016/S0378-3839\(99\)00057-5](https://doi.org/10.1016/S0378-3839(99)00057-5).
- Bruno, J. and Bertness, M. (2001). Habitat modification and facilitation in benthic marine communities. - *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 413: 201-218.
- Bruno, J. F., Stachowicz, J.J., Bertness, M.D. (2003). Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 119-125.
- Boak, E. et Turner, I. 2005. Shoreline definition and detection: A review. *Journal of coastal research*, 214, 688-703.
- Boesch, D. F., Josselyn, M. N., Mehta, A. J., Morris, J. T., Nuttle, K., Simenstad, C. A, Nuttle, W. K. (1994). Scientific Assessment of Coastal Wetland Loss, Restoration and Management in Louisiana. *Journal of Coastal Research*, Sp. Issue (20) 1-103.
- Bureau d'audiences publiques en environnement. (2021). Projet de stabilisation des berges de la plage Jacques-Cartier à Québec. Rapport d'enquête et d'audience publique. 117p.
- Burt, J. A., Feary, D. A., Cavalcante, G., Bauman, A. G. et Usseglio, P. (2013). Urban breakwaters as reef fish habitat in the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 72(2), 342-350. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.10.019>
- Cahoon, D. R., Hensel, P. F., Spencer, T., Reed, D., McKee, K. L. et Saintilan, N. (2006). Coastal Wetland Vulnerability to Relative Sea-Level Rise: Wetland Elevation trends and Process Controls. [doi : 10.1007/978-3-540-33187-2_4](https://doi.org/10.1007/978-3-540-33187-2_4).
- Casella, E., Drechsel, J., Winter, C., Benninghoff, M. and Rovere, A. (2020). Accuracy of sand beach topography surveying by drones and photogrammetry. *Geo-Marine Letters*, 40(2), 255–268. <https://doi.org/10.1007/s00367-020-00638-8>
- Casella, E., Rovere, A., Pedroncini, A., Stark, C. P., Casella, M., Ferrari, M. and Firpo, M. (2016). Drones as tools for monitoring beach topography changes in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Geo-Marine Letters*, 36(2), 151–163. <https://doi.org/10.1007/s00367-016-0435-9>

CDPNQ (Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec) (2023). Données sur les espèces en situation précaire. Page consultée le 23 septembre 2023. [En ligne]. <https://www.quebec.ca/gouvernement/gouvernement-ouvert/transparence-performance/indicateurs-statistiques/donnees-especes-situation-precaire>

Cooper, J. A. G., O'Connor, M. C. and McIvor, S. (2020). Coastal defences versus coastal ecosystems: A regional appraisal. *Marine Policy*, 111, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.02.021>

Craft, C., Megonigal, P., Broome, S., Stevenson, J., Freese, R., Cornell, J., Zheng, L. et Sacco, J. (2003). The pace of ecosystem development of constructed *Spartina alterniflora* Marshes. *Ecological Applications*, 13(5), 1417–1432. doi.org/10.1890/02-5086.

Davidson-Arnott, R. (2010). *Introduction to Coastal Processes and Geomorphology*. (1ère ed.). Cambridge.

Davidson, M. A., Splinter, K. D. and Turner, I. L. (2013). A simple equilibrium model for predicting shoreline change. *Coastal Engineering*, 73, 191–202. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2012.11.002>

de Schipper, M. A., Ludka, B. C., Raubenheimer, B., Luijendijk, A. P. and Schlacher, T. A. (2021). Beach nourishment has complex implications for the future of sandy shores. *Nature Reviews Earth and Environment*, 2(1), 70–84. Springer Nature. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-00109-9>

Deslongchamps, G., et Grant, C. (2022a). Suivi biologique du site de recharge de plage de la Grave — Portrait avant la recharge. Laboratoire d'écologie benthique Université Laval, 43 p.

Deslongchamps, G. et Grant, C. (2022b). Suivi biologique du site de recharge de plage de Pointe-Aux-Outardes — Portrait avant la recharge. Laboratoire d'écologie benthique, Université Laval, 33 p.

Dethier, M. N., Toft, J. D. et Shipman, H. (2017). Shoreline Armoring in an Inland Sea: Science-Based Recommendations for Policy Implementation. *Conservation Letters*, 10(5), 626–633. doi.org/10.1111/CONL.12323.

Didier, D., Bandet, M., Bernatchez, P. et Dumont, D. (2019). Modelling coastal flood propagation under sea level rise: A case study in Maria, eastern Canada. *Geosciences*, 9(2), 76. [10.3390/geosciences9020076](https://doi.org/10.3390/geosciences9020076).

Didier, D., Bernatchez, P., Augereau, E., Caulet, C., Dumont, D., Bismuth, E., Cormier, L., Floc'h, F. and Delacourt, C. (2017). LiDAR Validation of a Video-Derived Beachface Topography on a Tidal Flat. *Remote Sensing*, 9(8), 1–22. <https://doi.org/10.3390/rs9080826>

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

Dolan, T.J., Castens, P.G., Sonu, C.J., Egense, A.K. (1987). Review of sediment budget methodology: oceanside littoral cell, California. In: *Coastal Sediment*. ASCE, pp. 1289–

1304.

Doody, P. J. (2004). "Coastal squeeze" - an historical perspective. *Journal of Coastal Conservation*, 10, 129–138.

Doody, P. J. (2013). Coastal squeeze and managed realignment in southeast England, does it tell us anything about the future? *Ocean and Coastal Management*, 79, 34–41. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.05.008>

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, mars 2014, 226 p. + annexes.

Duffy, J. (2006). Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. *Marine Ecology-progress Series* 311, 233-250.

Dugan, J.E., Aioldi, L., Chapman, M.G., Walker, S.J., Schlacher, T.A. (2011). Estuarine and Coastal Structures: Environmental Effects, A Focus on Shore and Nearshore Structures, in: Wolanski, E., McLusky, D.S. (Eds.), *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Academic Press, pp. 17–41. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374711-2.00802-0>.

Dugan, J. E., Hubbard, D. M., Rodil, I. F., Revell, D. L. et Schroeter, S. (2008). Ecological effects of coastal armoring on sandy beaches. *Marine Ecology*, 29(1), 160–170. doi.org/10.1111/J.1439-0485.2008.00231.X.

Elsayed, M.A.K.; Younan, N.A.; Fanos, A.M., and Baghdady, K.H. (2005). Accretion and erosion patterns along Rosetta Promontory, Nile Delta coast. *Journal of Coastal Research*, 21(3), 412–420.

Eustache-Létourneau, D., Bernatchez, P., Cusson, M., Nozais, C. (2022). Revue de littérature sur les impacts des changements climatiques sur les écosystèmes côtiers. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski, rapport de recherche remis au ministère des Transports du Québec, projet CC25.1, Juin 2022, 77 p.

Everett, R. A. (1994). Macroalgae in marine soft-sediment communities: effects on benthic faunal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 175, 253-274.

Fegley, S. R., Smith, J. P. S., Johnson, D., Schirmer, A., Jones-Boggs, J., Edmonds, A. and Bursey, J. (2020). Nourished, exposed beaches exhibit altered sediment structure and meiofaunal communities. *Diversity*, 12(6), 1–35. <https://doi.org/10.3390/D12060245>

Fraschetti S., Bianchi C.N., Terlizzi A., Fanelli G., Morri C., Boer F. (2001). Spatial variability and human disturbance in shallow subtidal hard substrate assemblages: a regional approach. *Marine Ecology Progress Series*, 212, 1-12.

Fraser, C. et Bernatchez, P. (2023). Cartographie des cellules de gestion écotopomorphologiques comme cadre de référence spatiale pour les suivis environnementaux. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski, note méthodologique remis au ministère des Transports du Québec, projet CC25.1, 14 pages.

Fraser, C., Didier, E.-L., Bernatchez, P., Cusson, M., Nozais, C. (2023). Trajectoire d'évolution et modèles conceptuels sur la dynamique des écosystèmes côtiers. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski, rapport de recherche remis au ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec, projet CC25.1, 62 p.

Friesinger, S., & Bernatchez, P. (2010). Perceptions of Gulf of St. Lawrence coastal communities confronting environmental change: Hazards and adaptation, Québec, Canada. *Ocean & Coastal Management*, 53(11), 669–678. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.09.001>

Gedan, K. B., Kirwan, M. L., Wolanski, E., Barbier, E. B. et Silliman, B. R. (2011). The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: Answering recent challenges to the paradigm. *Climatic Change*, 106(1), 7-29. doi:10.1007/s10584-010-0003-7.

GIEC. (2009). Climate change 2007 : impacts, adaptation and vulnerability. International Encyclopedia of Human Geography. (s.l.:n.é.). doi:10.1016/B978-008044910-4.00250-9.

Gittman, R. K., Fodrie, F. J., Popowich, A. M., Keller, D. A., Bruno, J. F., Currin, C. A., Peterson, C. H. and Piehler, M. F. (2015). Engineering away our natural defenses: An analysis of shoreline hardening in the US. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(6), 301–307. <https://doi.org/10.1890/150065>

Gittman, R. K., Scyphers, S. B., Smith, C. S., Neylan, I. P. and Grabowski, J. H. (2016). Ecological consequences of shoreline hardening: A meta-analysis. *BioScience*, 66(9), 763–773. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw091>

González-Correa, J. M., Torquemada, Y. F. and Sánchez Lizaso, J. L. (2008). Long-term effect of beach replenishment on natural recovery of shallow *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(4), 834–844. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.012>

Green, R. H. (1979). Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists. New York, NY: JohnWiley & Sons.

Griggs, G., (2009). The effects of armoring shorelines—The California experience. Puget Sound shorelines impacts Armor. Proceedings of a State of the Science Workshop. 77–84.

Guisado-Pintado, E., Jackson, D. W. T. and Rogers, D. (2019). 3D mapping efficacy of a drone and terrestrial laser scanner over a temperate beach-dune zone. *Geomorphology*, 328, 157–172. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.12.013>.

Haasnoot, M., Lawrence, J., Magnan, A.K. (2021). Pathways to coastal retreat. *Science*, 372, 1287-1290. DOI:10.1126/science.abi6594

Haasnoot, M., van Aalst, M., Rozenberg, J., Dominique, K., Matthews, J., Bouwer, L.M., Kind, J., Poff, N.L.R. (2020). Investments under non-stationarity: economic evaluation of adaptation pathways. *Climate Change*, 161, 451–463. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02409-6>.

Harley, C. D. G., Hughes, A. R., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J. B., Thornber, C. S., Williams, S. L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9(2), 228-241. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x.

Haslam, S. M. (1971). The Development and Establishment of Young Plants of *Phragmites communis* Trin. In *Ann Bot* (Vol. 35).

Heerhartz, S. M., Dethier, M. N., Toft, J. D., Cordell, J. R. and Ogston, A. S. (2014). Effects of Shoreline Armoring on Beach Wrack Subsidies to the Nearshore Ecotone in an Estuarine Fjord. *Estuaries and Coasts*, 37(5), 1256–1268. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9754-5>

Heerhartz, S. M., Toft, J. D., Cordell, J. R., Dethier, M. N. and Ogston, A. S. (2016). Shoreline Armoring in an Estuary Constrains Wrack-Associated Invertebrate Communities. *Estuaries and Coasts*, 39(1), 171–188. <https://doi.org/10.1007/s12237-015-9983-x>

Héquette, A. (2001). Courants et transports sédimentaires dans la zone littorale : le rôle des courants orbitaux et de downwelling / Currents and sediment transport in the coastal zone: the role of orbital and downwelling currents. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 7(1), 5–16. <https://doi.org/10.3406/morfo.2001.1082>

Héquette, A., Desrosiers, M., Hill, P. R. and Forbes, D. L. (2001). The Influence of Coastal Morphology on Shoreface Sediment Transport under Storm-Combined Flows, Canadian Beaufort Sea. *Journal of Coastal Research*, 17(3), 507–516.

Horstman, E.M., Wijnberg, K.M., Smale, A.J., Hulscher, S.J.M.H. (2009). On the consequences of a long-term perspective for coastal management. *Ocean Coastal Management*, 52(12), 593-611, <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.08.009>

Honeycutt, M. G., Crowell, M. et Douglas, B. C. (2001). Shoreline-position forecasting: impact of storms, rate-calculation methodologies, and temporal scales. *Journal of Coastal Research*, 17(3), 721-730.

IPCC, (2021). Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.

IPCC, (2022): *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp., doi:10.1017/9781009325844

Jackson, D. W. T., Cooper, J. A. G., O'Connor, M., Guisado-Pintado, E., Loureiro, C. and Anfuso, G. (2016). Field measurements of intertidal bar evolution on a high-energy beach system. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(8), 1107–1114. <https://doi.org/10.1002/esp.3920>

Jaramillo, E., Dugan, J., Hubbard, D., Manzano, M. et Duarte, C. (2021). Ranking the ecological effects of coastal armoring on mobile macroinvertebrates across intertidal zones on sandy beaches. *Science of The Total Environment*, 755, 1–11. doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142573.

Jayson-Quashigah, P. N., Appeaning Addo, K., Amisigo, B. and Wiafe, G. (2019). Assessment of short-term beach sediment change in the Volta Delta coast in Ghana using data from Unmanned Aerial Vehicles (Drone). *Ocean and Coastal Management*, 182, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104952>.

Jobin, A., Marquis, G., Provencher-Nolet, L., Gabaj Castrillo. M. J., Trubiano C., Drouet, M., Eustache-Létourneau, D., Drejza, S. Fraser, C. Marie, G. et P. Bernatchez (2021) Cartographie des écosystèmes côtiers du Québec maritime — Rapport méthodologique. 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 l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, septembre 2021, 98 p.

Joevivek, V., Chandrasekar, N., Saravanan, S., Anandakumar, H., Thanushkodi, K., Suguna, N. and Jaya, J. (2018). Spatial and temporal correlation between beach and wave processes: implications for bar–berm sediment transition. *Frontiers of Earth Science*, 12(2), 349–360. <https://doi.org/10.1007/s11707-017-0655-y>.

Jones, A. R., Gladstone, W., & Hacking, N. J. (2007). Australian sandy-beach ecosystems and climate change: Ecology and management. *Australian Zoologist*, 34(2), 190–202. <https://doi.org/10.7882/AZ.2007.018>

Juhola, S., Glaas, E., Linnér, B.O., Neset, T.S. (2016). Redefining maladaptation. *Environmental Science & Policy*, 55, 135–140.

Klemas, V. (2015). Coastal and environmental remote sensing from unmanned aerial vehicles: An overview. *Journal of Coastal Research*, 31(5), 1260–1267. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-15-00005.1>

Kuang, C., He, L., Gu, J., Pan, Y., Zhang, Y., Yang, Y., Qiu, R. et Zhang, J. (2014). Effects of submerged breakwater on hydrodynamics and shoreline change of the east beach of Beidaihe, Bohai Bay, China. *Journal of Coastal Research*, 30(3), 598-614. <https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-13-00173.1>

Landry, J. B. et Golden, R. R. (2018). In Situ Effects of Shoreline Type and Watershed Land Use on Submerged Aquatic Vegetation Habitat Quality in the Chesapeake and Mid-Atlantic Coastal Bays. *Estuaries and Coasts*, 41, 101–113. doi.org/10.1007/S12237-017-0316-0.

Lamberti, A., Archetti, R., Kramer, M., Paphitis, D., Mosso, C. et Di Risio, M. (2005). European experience of low crested structures for coastal management. *Coastal Engineering*, 52(10-11), 841-866. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.09.010>

Lawrence, J., Stephens, S., Blackett, P., Bell, R.G., Priestley, R., 2021. Climate services transformed: decision-making practice for the coast in a changing climate. *Frontiers in Marine Science*, 8, 1–14. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.703902>.

Lerma, A.N., Bulteau, T., Muller, H., Decarsin, C., Gillet, R., Paris, F., Biauxque, M., Senechal, N., Castelle, B. (2018). Towards the development of a storm erosion EWS for the French aquitaine coast. *Journal of Coast Research*, 85, 666–670. <https://doi.org/10.2112/SI85-134.1>.

Linhoss, A.C., Kiker, G., Shirley, M., Frank, K. (2015). Sea-level rise, inundation, and marsh migration: Simulating impacts on developed lands and environmental systems. *Journal of Coast Research*, 31(1), 36–46.

Magnan, A.K., Schipper, E.L.F., Burkett, M., Bharwani, S., Burton, I., Eriksen, S., Gemenne, F., Schaar, J., Ziervogel, G. (2016). Addressing the risk of maladaptation to climate change. *Wiley interdisciplinary reviews: Climate Change*, 7, 646–665. doi: 10.1002/wcc.409.

Manson, G. K. and Solomon, S. M. (2007). Past and future forcing of Beaufort Sea coastal change. *Atmosphere - Ocean*, 45(2), 107–122. <https://doi.org/10.3137/ao.450204>

Martin, A., Légaré, B., Bernatchez, P., Cusson, M., Nozais, C., Drejza, S. (2022). *Développement de protocoles de caractérisation et de suivis environnementaux en milieu côtier -- Revue des protocoles existants et des techniques géospatiales*. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski, rapport de recherche remis au ministère des Transports du Québec, projet CC25.1, Juin 2022, 92 p.+ annexe.

Martin, D., Bertasi, F., Colangelo, M.A., de Vries, M.B., Frost, M., Hawkins, S.J., Macpherson, E., Moschella, P.S., Satta, M.P., Thompson, R.C., Ceccherelli, V.U. (2005). Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna: Evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal Engineering*, 52, 1027–1051.

MELCCFP. (2023). (Direction générale de l'évaluation environnementale et stratégique du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs). Directive pour la réalisation d'une étude d'impacts sur l'environnement. Annexe 1 – Autres renseignements requis pour un projet ou un programme de stabilisation de rives et de berges. <https://environnement.gouv.qc.ca/evaluations/publicat.htm>

Merkens, J.L., Reimann, L., Hinkel, J., Vafeidis, A.T., (2016). Gridded population projections for the coastal zone under the Shared Socioeconomic Pathways. *Glob. Planet. Change* 145, 57–66. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.08.009>

Minchinton, T. E., & Bertness, M. D. (2003). Disturbance-mediated competition and the spread of *Phragmites australis* in a coastal marsh. *Ecological Applications*, 13(5), 1400–1416. <https://doi.org/10.1890/02-5136>

Morin-Dion, G. (2012). Protocole de suivi écologique pour le réseau d'aires marines protégées du Canada. Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de l'obtention du grade de maître en environnement. Université de Sherbrooke. 67p.

Moschella, P.S., Abbiati, M., Åberg, P., Airolidi, L., Anderson, J.M., Bacchiocchi, F., Bulleri, F., Dinesen, G.E., Frost, M., Gacia, E., Granhag, L., Jonsson, P.R., Satta, M.P., Sundelöf, A., Thompson, R.C., Hawkins, S.J. (2005). Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: Using ecological criteria in design. *Coastal Engineering*, 52, 1073–1087. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.09.014>.

Motyka, J. M. and Brampton, A. H. (1993). Coastal Management Mapping of littoral cells. Nobuoka, H., Irie, I., Kato, H. et Mimura, N. (1996). Regulation of nearshore circulation by submerged breakwater for shore protection. *Coastal Engineering*, 2391-2403.

Nelson, W. G. (1993). Beach Restoration in the Southeastern US: Environmental Effects and Biological Monitoring. *Ocean & Coastal Management*, 19, 157–182.

Neumann, B., Vafeidis, A.T., Zimmermann, J., Nicholls, R.J. (2015). Future Coastal Population Growth and Exposure to Sea-Level Rise and Coastal Flooding - A Global Assessment. *PLoS One*, 10(3), 1-34.

Ngom, H., Ndour, A. et Niang, I. (2018). Impacts of Protective Structures on Sandy Beaches: Example of the Saly Balnear Station, Petite Côte, Senegal. *Journal of Coastal Research*, 81(sp1), 114–121. doi.org/10.2112/SI81-015.1.

Nordstrom, K. F. (2014). Living with shore protection structures: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 150, 11–23. Academic Press. doi.org/10.1016/j.ecss.2013.11.003.

Oppenheimer, M., B.C. Glavovic, J. Hinkel, R. van de Wal, A.K. Magnan, A. Abd-Elgawad, R. Cai, M. Cifuentes-Jara, R.M. DeConto, T. Ghosh, J. Hay, F. Isla, B. Marzeion, B. Meyssignac, and Z. Sebesvari (2019). Sea Level Rise and Implications for Low-Lying Islands, Coasts and Communities. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. In press.

Overeem, I., Anderson, R. S., Wobus, C. W., Clow, G. D., Urban, F. E. and Matell, N. (2011). Sea ice loss enhances wave action at the Arctic coast. *Geophysical Research Letters*, 38(17), 1-6. <https://doi.org/10.1029/2011GL048681>

Patsch, K. and Griggs, G. (2006). Littoral cells, sand, budgets, and beaches: Understanding California's Shoreline. Institute of Marine Science, University of California. 40p. www.californiacoastline.org

Paul-Hus, C., Drouet, M., Desormeaux, A., Drejza, S., Fraser, C., Marie, G. et P. Bernatchez. (2021). *Cartographie des usages et des sites d'intérêt côtiers du Québec maritime – Rapport méthodologique et guide de l'utilisateur des données*. 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 l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, septembre 2021, 119 p.

Peterson, C. H., Bishop, M. J., D'Anna, L. M. and Johnson, G. A. (2014). Multi-year persistence of beach habitat degradation from nourishment using coarse shelly sediments. *Science of the Total Environment*, 487(1), 481–492. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.046>

Pontee, N. (2013). Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean and Coastal Management*, 84, 204–207. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.07.010>.

Pranzini, E., Rossi, L., Lami, G., Jackson, N. L. et Nordstrom, K. F. (2018). Reshaping beach morphology by modifying offshore breakwaters. *Ocean and Coastal Management*, 154, 168–177. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.013>

Pranzini, E., Wetzel, L. and Williams, A. T. (2015). Aspects of coastal erosion and protection in Europe. *Journal of Coastal Conservation*, 19(4), 445–459. <https://doi.org/10.1007/s11852-015-0399-3>

Prosser, D. J., Jordan, T. E., Nagel, J. L., Seitz, R. D., Weller, D. E. et Whigham, D. F. (2018). Impacts of Coastal Land Use and Shoreline Armoring on Estuarine Ecosystems: an Introduction to a Special Issue. *Estuaries and Coasts*, 41, 2–18. doi.org/10.1007/S12237-017-0331-1.

Rangel-Buitrago, N., Williams, A. T. and Anfuso, G. (2018). Hard protection structures as a principal coastal erosion management strategy along the Caribbean coast of Colombia. A chronicle of pitfalls. *Ocean and Coastal Management*, 156, 58–75. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.04.006>

Ratnayake, N. P., Ratnayake, A. S., Azoor, R. M., Weththasinghe, S. M., Seneviratne, I. D. J., Senarathne, N., Premasiri, R. et Dushyantha, N. (2019). Erosion processes driven by monsoon events after a beach nourishment and breakwater construction at Uswetakeiyawa beach, Sri Lanka. *SN Applied Sciences*, 1(1), 52. <https://doi.org/10.1007/s42452-018-0050-7>

Raujouan, P., Martin-Roumegas, L., Gauthier, É., Durr, F., Toubiana, L. et Viroulaud, L. (2012). Suivi environnemental des aménagements portuaires et littoraux : Guide de recommandations. Rapport du CETMEF – DI-IE- Environnement Aquatique et Énergies Renouvelables, Plouzané, France, 149 p.

Roberts, T. M. and Wang, P. (2012). Four-year performance and associated controlling factors of several beach nourishment projects along three adjacent barrier islands, west-central Florida, USA. *Coastal Engineering*, 70, 21–39. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2012.06.003>.

Roberts, T. M., Wang, P. and Puleo, J. A. (2013). Storm-driven cyclic beach morphodynamics of a mixed sand and gravel beach along the Mid-Atlantic Coast, USA. *Marine Geology*, 346, 403–421. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2013.08.001>

Sánchez-Badorrey, E., Losada, M. A. et Rodero, J. (2008). Sediment transport patterns in front of reflective structures under wind wave-dominated conditions. *Coastal Engineering*, 685–700. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2007.11.005>

Sauvé, P., Bernatchez, P. et Glaus, M. (2020). The role of the decision-making process on shoreline armoring: A case study in Quebec, Canada. *Ocean and Coastal Management*, 198, 13. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105358>

Sauvé, P., Moisset, S., Goudreault, M.-O., Bernatchez, P., (2023a). Caractérisation et effets des ouvrages de protection côtière sur les systèmes côtiers : Synthèse descriptive en vue d'une intervention sur le littoral. 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, Mai 2023, 198 p. + annexes.

Sauvé, P., Bernatchez, P., Moisset, S., Glaus, M., Goudreault, M.O. (2023b). A need to better monitor the effects of coastal defence measures on coastal socio-ecological systems to improve future adaptation solutions. *Ocean & Coastal management*, 239. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106599>

Savoie-Ferron, F., Goudreault, M.O., Autret, R., Bernatchez, P. et M. Bandet. (2020). Suivi environnemental de travaux de rechargement de plage et de la renaturalisation d'une plage comme solution d'adaptation aux aléas côtiers dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Rapport final. Chaire de recherche en géoscience côtière, LDGIZC, UQAR. Rapport remis au ministère de la Sécurité publique du Québec, août 2020, 139 p. + annexes.

Schlacher, T. A., Schoeman, D. S., Jones, A. R., Dugan, J. E., Hubbard, D. M., Defeo, O., Peterson, C. H., Weston, M. A., Maslo, B., Olds, A. D., Scapini, F., Nel, R., Harris, L. R., Lucrezi, S., Lastra, M., Huijbers, C. M., & Connolly, R. M. (2014). Metrics to assess ecological condition, change, and impacts in sandy beach ecosystems. *Journal of Environmental Management*, 144, 322–335. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.036>

Seitz, R. D., Aguilera, S., Wood, M. A. et Lipcius, R. N. (2019). Production and vertical distribution of invertebrates on riprap shorelines in Chesapeake Bay: A novel rocky intertidal habitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 228, 1–15. doi.org/10.1016/J.ECSS.2019.106357.

Senechal, N., Coco, G., Castelle, B. and Marieu, V. (2015). Storm impact on the seasonal shoreline dynamics of a meso- to macrotidal open sandy beach (Biscarrosse, France). *Geomorphology*, 228, 448–461. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.09.025>

Shetty, A. et Jayappa, K. S. (2020). Seasonal variation in longshore sediment transport rate and its impact on sediment budget along the wave-dominated Karnataka coast, India. *Journal of Earth System Science*, 129–234. <https://doi.org/10.1007/s12040-020-01504-y>.

Shu, F., Cai, F., Qi, H., Liu, J., Lei, G. et Zheng, J. (2019). Morphodynamics of an Artificial Cobble Beach in Tianquan Bay, Xiamen, China. *Journal of Ocean University of China*, 18(4), 868–882. doi.org/10.1007/s11802-019-3860-3.

Small, C. et Nicholls, R. J. (2003). A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research*, 19(3), 584-599.

Smokorowski, K. E. et Randall, R. G. (2017). Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *Facets*, 2(1), 212–232. doi.org/10.1139/facets-2016-0058.

Splinter, K. D., Gonzalez, M. V. G., Oltman-Shay, J., Rutten, J. and Holman, R. (2018). Observations and modelling of shoreline and multiple sandbar behaviour on a high-energy meso-tidal beach. *Continental Shelf Research*, 159, 33–45. https://doi.org/10.1016/j.csr.2018.03.010

Stachowicz JJ, Graham M, Bracken MES et Szobosklai AI. (2008). Diversity enhances cover and stability of seaweed assemblages: the role of heterogeneity and time. *Ecology*, 89, 3008-3019.

Starek, M. J., Vemula, R. and Slatton, K. C. (2012). Probabilistic detection of morphologic indicators for beach segmentation with multitemporal LiDAR measurements. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 50(11 PART2), 4759–4770. https://doi.org/10.1109/TGRS.2012.2191559

Stewart-Oaten, A., and Bence, J. R. (2001). Temporal and spatial variation in environmental impact assessment. *Ecological Monographs*. 71, 305–339. https://10.1890/0012-9615(2001)0710305:TASVIE2.0.CO;2

Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.W. et Parker, K.R. (1986). Environmental Impact Assessments: “Pseudoreplication” in Time? *Ecological Society of America*. 67(4), 929-940.

Stockdon, H. F., Holman, R. A., Howd, P. A. et Sallenger, A. H. (2006). Empirical parameterization of setup, swash, and runup. *Coastal Engineering*, 53(7), 573-588. https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.12.005

Suanez, S. (2009). La question du bilan sédimentaire des côtes d'accumulation. Rôle des forçages naturels et anthropiques dans les processus morphodynamiques analysés à partir de quelques exemples pris en Méditerranée et en Bretagne [Université de Caen]. http://files/1691/Suanez - Volume 1 – essai inédit La question du bilan sédim.pdf

Suthers, I. M. et Rissik, D. (2009). Plankton: A guide to their ecology and monitoring for water quality (1st ed.). CSIRO publishing. Collingwood, Australia. 256p.

Tak, W. J., Jun, K. W., Kim, S. D. and Lee, H. J. (2020). Using Drone and LiDAR to Assess Coastal Erosion and Shoreline Change due to the Construction of Coastal Structures. *Journal of Coastal Research*, 95(sp1), 674–678. https://doi.org/10.2112/SI95-131.1

Theuerkauf, E.J. and Rodriguez, A.B. (2012). Impacts of transect location and variations in along-beach morphology on measuring volume change. *Journal of Coastal Research*, 28(3), 707–718. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208

Thom, B. G., Eliot, I., Eliot, M., Harvey, N., Rissik, D., Sharples, C., Short, A. D. and Woodroffe, C. D. (2018). National sediment compartment framework for Australian coastal management. *Ocean and Coastal Management*, 154, 103–120. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.001

Thomalla, F. et Vincent, C. E. (2003). Beach response to shore-parallel breakwaters at Sea Palling, Norfolk, UK. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(2), 203-212. https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00157-9

Thomsen, M. S. and McGlathery, K. (2005). Facilitation of macroalgae by the sedimentary tube forming polychaete *Diopatra cuprea*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62, 63-73.

Toft, J. D., Dethier, M. N., Howe, E. R., Buckner, E. v. and Cordell, J. R. (2021). Effectiveness of living shorelines in the Salish Sea. *Ecological Engineering*, 167, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106255>

Tremblay, M., Delaître, F., Rochon, Y. et Langlois, M. (2014). Rapport d'analyse environnementale pour le projet de stabilisation des berges en bordure de routes sur le territoire de la municipalité de l'Isle-aux-Coudres. Ministère des Transports et la Municipalité de l'Isle-aux-Coudres. Dossier 3211-02-257. 17p. et annexes.

Underwood, A. J. (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 161, 145-178.

Underwood, A. J. (1996). Detection, interpretation, prediction and management of environmental disturbances: Some roles for experimental marine ecology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 200, 1-27.

Underwood, A. J. (1997). Experiments in Ecology : Their logical design and interpretation using analysis of variance. - Cambridge University Press.

Underwood, A. J. (2009). Components of Design in Ecological Field Experiments. - *Annales Zoologici Fennici*, 46, 93-111.

Underwood, A. J., & Chapman, M. G. (2003). Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 296(1), 49–70. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(03\)00304-6](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(03)00304-6)

Van-Wier, S., Bernatchez, P. and Larouche, C. (2017). Suivi topographique côtier au moyen d'un système lidar mobile terrestre: Exemple d'une recharge sédimentaire de plage. *Geomatica*, 71(4), 194–212. <https://doi.org/10.5623/cig2017-402>

Viola, S. M., Hubbard, D. M., Dugan, J. E. et Schooler, N. K. (2014). Burrowing inhibition by fine textured beach fill: Implications for recovery of beach ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 150, 142-148. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.09.003>

Vitousek, S., Barnard, P., Fletcher, C. et al. (2017). Doubling of coastal flooding frequency within decades due to sea-level rise. *Scientific Reports*, 7, 1399. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01362-7>

Vousdoukas, M.I., Ranasinghe, R., Mentaschi, L., Plomaritis, T.A., Athanasiou, P., Luijendijk, A., Feyen, L. (2020). Sandy coastlines under threat of erosion. *Nature Climate Change*, 10, 260–263. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0697-0>.

Woodroffe, C.D. (2003). Coasts: Form, Process and Evolution. Cambridge University Press. ISBN: 0521812542

Yepsen, M., Moody, J., Schuster, E., editors. (2016). A Framework for developing monitoring plans for coastal wetland restoration and living shoreline projects in New

Jersey. A report prepared by the New Jersey Measures and Monitoring Workgroup of the NJ Resilient Coastlines Initiative, with support from the NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Coastal Resilience (CRest) Grant program (NA14NOS4830006).

Young, S. S., Rao, S. and Dorey, K. (2021). Monitoring the erosion and accretion of a human-built living shoreline with drone technology. *Environmental Challenges*, 5, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100383>

Zanuttigh, B. (2007). Numerical modelling of the morphological response induced by low-crested structures in Lido di Dante, Italy. *Coastal Engineering*, 54(1), 31-47. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2006.08.003>