SUIVI BIOLOGIQUE DU SITE DE RECHARGE DE PLAGE DE LA GRAVE

— Portrait avant la recharge —

Laboratoire d'écologie benthique
Université Laval

16 novembre 2022

Équipe de terrain :
Philippe Archambault
Charlotte Carrier Belleau
Maude Couture
Mario Déraspe, Ultratech Maritime
Cindy Grant

Conception des protocoles :
Cindy Grant

Traitement des échantillons :
Maude Couture
Rosalie Fournier
Martin de Langy
Fanny Lescouzères
Gabriel Turgeon

Taxonomiste :
Lisa Treau de Coeli

Saisie de données :
Maude Couture

Mise en forme, validation des bases de données et statistiques :
Cindy Grant

Rédaction du rapport :
Gabrièle Deslongchamps
Cindy Grant

Projet réalisé sous la supervision de Philippe Archambault, professeur, Université Laval

Table des matières

1 INTRODUCTION 1

1.1 MISE EN CONTEXTE 1
1.2 DESCRIPTIONS DU SITE ET DES TRAVAUX DE RECHARGE 2
1.3 IMPACTS SUR LA FAUNE BENTHIQUE 4
1.3.1 Turbidité 5
1.3.2 Enfouissement 5
1.3.3 Recolonisation 5
1.4 SUIVI ENVIRONNEMENTAL 6
1.4.1 Généralités 6
1.4.2 Objectifs et hypothèses 8

2 MATÉRIEL ET MÉTHODE 9

2.1 SITE D'ÉTUDE 9
2.2 PRÉLÈVEMENTS 10
2.2.1 Sites échantillonnés à partir de la rive 11
2.2.2 Sites échantillonnés à partir d'une embarcation 12
2.3 TRAITEMENT EN LABORATOIRE 12
2.3.1 Caractérisation des sédiments 12
2.3.2 Caractérisation de la faune benthique 12
2.4 APPROCHE STATISTIQUE 13

3 RÉSULTATS 14

3.1 PORTRAIT DES SÉDIMENTS 14
3.2 PORTRAIT DES ALGUES 16
3.3 PORTRAIT DES ASSEMBLAGES BENTHIQUES 17
3.3.1 Analyses univariées 21
3.3.2 Analyses multivariées 24

4 SYNTHÈSE DES RÉSULTATS 29

5 RÉFÉRENCES 31

Liste des figures

Figure 1. Taux de déplacement moyen des côtes du Québec maritime de 2000 à 2013. Source : UQAR-LDGIZC. 1
Figure 2. Localisation de la plage de La Grave située à l'extrémité sud des Îles-de-la-Madeleine (secteur de l'Île du Havre-Aubert)..... 3
Figure 3. Travaux de recharge effectués à la plage de La Grave à l'été 2021 (a), montrant les résultats obtenus à la suite de la première année (b et c). Crédit photo : Radio Canada 2021. 4
Figure 4. Hypothèses 1 et 2 associées aux objectifs 1 et 2. L'abondance, la biomasse et la diversité avant et après les travaux de recharge aux sites de recharge (bleu), sous influence de la recharge (orange) et de référence (gris). 9
Figure 5. Localisation des sites pour le suivi biologique à La Grave : site recharge (Re, violet), site sous influence large (SiL, vert), site sous influence ouest (SiO, jaune), site référence large (RfL, bleu) et site référence ouest (RfO, turquoise). 10
Figure 6. Contenu en matière organique des sédiments (%, moyenne ± erreur type, n = 30/site) aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey. 15
Figure 7. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur type n = 30/site) aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL). 16
Figure 8. Occurrence des espèces d'algues (nb. par espèce) recensées à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL). 17
Figure 9. Abondance (nombre d'individus/m^2, moyenne ± erreur type) du polychète *Namanereis littoralis* gr. aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL). 19
Figure 10. Abondance relative (%, ■) et biomasse relative (%, ■) des invertébrés benthiques prélevés à La Grave en 2021. 20
Figure 11. Courbe d'accumulation d'espèces en fonction du nombre d'échantillons pour les travaux faits à La Grave à l'été 2021. 21
Figure 12. Indices univariés (moyenne ± erreur type) aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL) : richesse spécifique (nombre d'espèces par station), abondance totale (nombre total d'individus/m^2), biomasse totale (g/m^2), indice d'équitabilité de Pielou et indice de diversité de Shannon-Wiener. Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les sites, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey. NS = non significatif. 23
Figure 13. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) des 5 sites de La Grave à l'été 2021 : sites référence ouest (RfO, ■), sous influence ouest (SiO, ●), recharge (Re, ▲), sous influence large (SiL, ◆) et référence large (RfL, ▼). 25

Figure 14. Abondance (nombre d'individus/m^2, moyenne ± erreur type) des taxons dominants aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL). 28

Liste des tableaux

Tableau 1. Points à considérer pour l'élaboration d'un protocole de suivi efficace de la faune benthique. 6
Tableau 2. Identifiants et descriptions des sites choisis pour le suivi environnement à la plage de La Grave. 10
Tableau 3. Paramètres échantillonnés ainsi que l'unité et la méthode d'échantillonnage utilisée. 11
Tableau 4. Résultats de l'analyse de variance (ANOVA) testant l'effet du site sur le contenu en matière organique des sédiments de La Grave à l'été 2021. Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras. 15
Tableau 5. Résultats des analyses de variance (ANOVA) testant l'effet du site sur les caractéristiques univariées des assemblages benthiques soit la richesse spécifique, l'abondance, la biomasse, l'indice d'équitabilité de Pielou (J') et l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H'). 22
Tableau 6. Résultats des analyses de variance multivariées par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du site sur les abondances des assemblages d'invertébrés benthiques de La Grave à l'été 2021. La distribution des assemblages a été calculée à partir de la matrice de similarité de Bray-Curtis, sur des données brutes et sur des données transformées en présence/absence. 24
Tableau 7. Résultats des analyses *a posteriori* permettant d'identifier les différences significatives entre les sites de La Grave. La distribution des assemblages a été calculée à partir de la matrice de similarité de Bray-Curtis sur des données brutes. 25
Tableau 8. Indices de similarité (%) et de dissimilarité (%) des assemblages identifiés aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL). Les valeurs représentent le pourcentage de contribution de chaque espèce à la similarité d'un groupe avec lui-même et à la dissimilarité entre 2 groupes..... 27

Liste d'acronymes

ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EGSL	Estuaire et golfe du Saint-Laurent
EMSL	Estuaire maritime du Saint-Laurent
LHE	Ligne des hautes eaux
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MES	Matière en suspension
MSP	Ministère de la Sécurité publique
MO	Matière organique
MPO	Pêches et Océans Canda
MNT	Modèle numérique de terrain
PMSGM	Pleine mer supérieure de grande marée

1 Introduction

1.1 Mise en contexte

L'érosion côtière, accélérée par les changements climatiques, a des répercussions importantes à l'échelle planétaire, incluant le système du Saint-Laurent. Notamment, la hausse du niveau de la mer, la diminution de la durée et de l'épaisseur du couvert de glace et la modification du régime hydrique impactent de plus en plus d'habitats côtiers en augmentant l'érosion et la submersion dans les zones littorales (Bernatchez et Dubois 2004, Desjarlais et al. 2010, Forbes et al. 2014, Corriveau et al. 2019). Totalisant plus de 3 000 km de côtes (Plan d'action Saint-Laurent 2014), il est estimé qu'environ 50 %[1] du littoral du Québec maritime est en érosion (Drejza, Friesinger & Bernatchez 2015). Avec plus près de 80 % de la population québécoise vivant en bordure du fleuve Saint-Laurent (Plan d'action Saint-Laurent 2019), de nombreuses routes et infrastructures se retrouvent également menacées par ces changements.

Le recul de l'ensemble des côtes du Québec maritime a été estimé à un taux moyen de -0,55 m par an pour la période 2000 à 2013 (Bernatchez et al. 2015; **Figure 1**). L'érosion est influencée par la dynamique côtière locale, mais également par les évènements de tempête qui peuvent provoquer des reculs extrêmes. En 2010, les Îles-de-la-Madeleine ont notamment connu un recul évènementiel allant jusqu'à 14 m à certains endroits lors d'un seul évènement de tempête (Bernatchez, Drejza & Dugas 2012).

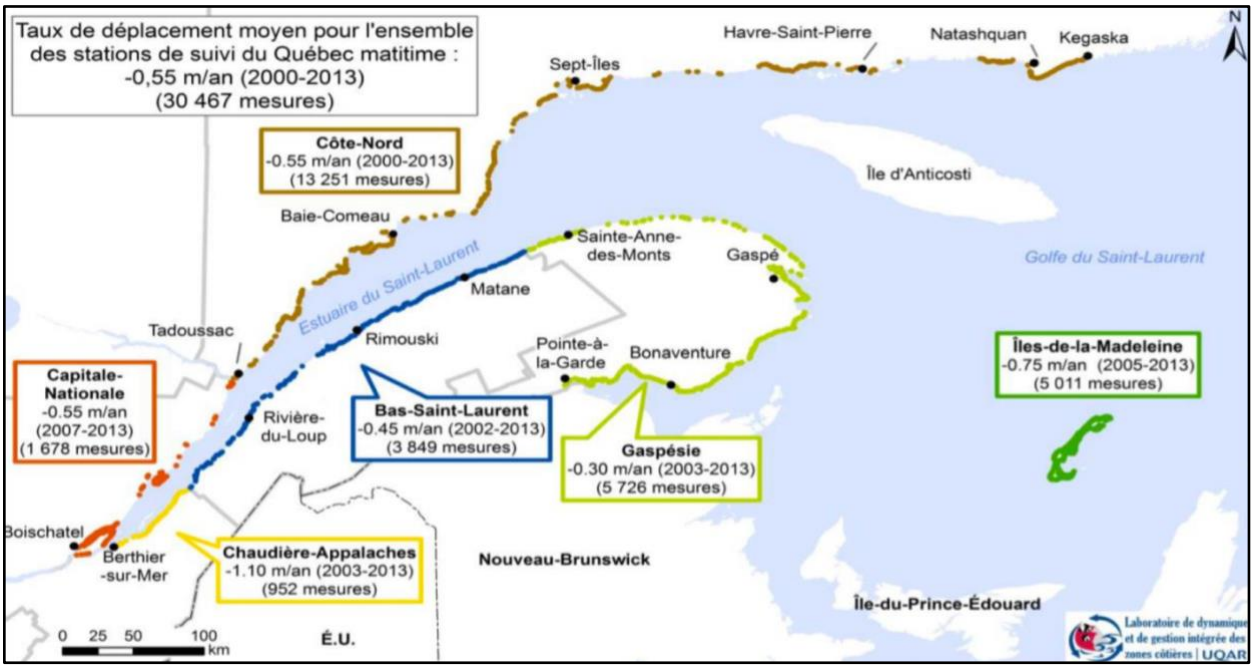


Figure 1. Taux de déplacement moyen des côtes du Québec maritime de 2000 à 2013. Source : UQAR-LDGIZC.

[1] En excluant les côtes rocheuses ignées qui sont très résistantes à l'érosion.

Dans le but d'atténuer le risque d'érosion et de submersion côtière, un nombre grandissement de projets de protection des côtes sont mis en place, soit par la construction de structures rigides (enrochement, muret, etc.) ou, plus récemment, par des recharges de plages avec des sédiments grossiers, notamment avec les projets en prévention financés par le Cadre pour la prévention de sinistres du ministère de la Sécurité publique (MSP). Cette dernière méthode, jugée moins invasive et plus bénéfique à long terme pour les écosystèmes côtiers, gagne en popularité à l'échelle mondiale ainsi qu'au Québec. Des études récentes ont en effet montré que les structures de protection rigides engendreraient un rétrécissement et un abaissement de la plage, ce qui augmenterait localement le risque de submersion côtière ainsi qu'une aggravation de l'érosion dans les secteurs adjacents. Ainsi, la mise en place de structures de protection rigides pourrait nécessiter à son tour une intervention pour corriger les impacts négatifs engendrés (Bernatchez, Drejza & Dugas 2012, MDDELCC 2017). D'un autre côté, une recharge de plage permet de compenser la perte sédimentaire causée par l'érosion en modifiant le littoral par l'ajout de sédiments. L'engraissement artificiel de la plage augmentera sa capacité à protéger la côte, en absorbant l'énergie des vagues (MSP 2012). Cette technique de protection corrige ainsi le déséquilibre en élargissant la plage et en rehaussant son profil, sans toutefois modifier les phénomènes et processus naturels déjà présents dans l'écosystème côtier. Subséquemment, à la suite d'une recharge de plage, la dynamique côtière locale engendrera un retour à un point d'équilibre pour une certaine période. En plus de répondre aux objectifs de protection côtière et de restauration environnementale, les recharges de plage peuvent également répondre à des objectifs récréotouristiques en améliorant l'aspect visuel de la plage et en préservant ses usages.

1.2 Descriptions du site et des travaux de recharge

En lien avec le Cadre de prévention de sinistres, le MSP a financé deux projets majeurs de recharge de plage en 2021, dont celui de la plage de La Grave située aux Îles-de-la-Madeleine (**Figure 2**). Le secteur de La Grave est essentiellement un cordon sableux avec une plage en sable et gravier, fortement exposé à la submersion côtière, situé entre deux secteurs de falaises rocheuses de part et d'autre. Les processus de submersion reliés à la hausse des niveaux d'eau et à l'augmentation de la remontée des vagues sur la plage menaçaient ce secteur dont certains des bâtiments se retrouvaient submergés lors des événements de très haut niveau d'eau.

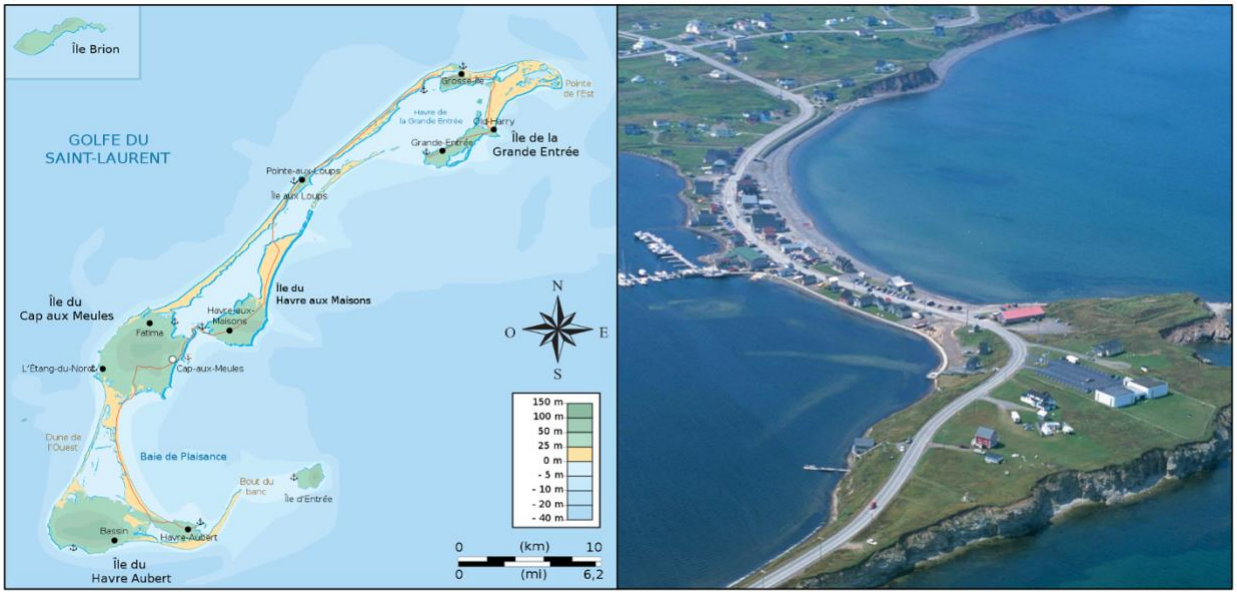


Figure 2. Localisation de la plage de La Grave située à l'extrémité sud des Îles-de-la-Madeleine (secteur de l'Île du Havre-Aubert).

Avant le début des travaux, une étude hydraulique, une analyse de solution et une conception de la solution retenue a été produite par Consultants Ropars inc. (2020). La conception de la recharge de plage avec des sédiments grossiers s'est appuyé sur une modélisation numérique des conditions hydrosédimentaires locales, effectuée par la firme Lasalle NHC, afin d'évaluer la performance et l'impact de l'ouvrage à court et à long terme (30 ans). Les travaux de recharge de la plage de La Grave ont débuté à l'automne 2021 (Figure 3). Aux termes de ces travaux, un total de 35 000 m3 de gravier (diamètre moyen (D50)2 = 10 à 15 mm), étalé sur 580 m de rivage, viendra rehausser le niveau de la plage de 2 à 3 mètres sur une largeur d'environ 30 mètres vers le large, ce qui permettra de freiner la force des vagues. La recharge de plage devrait offrir une protection d'une trentaine d'années au site dont l'intégralité était menacée par la submersion côtière.

[2] Diamètre médian (ou D_{50}) représente la taille médiane (en mm) pour laquelle 50% des sédiments ont une granulométrie inférieure à la valeur indiquée.



Figure 3. Travaux de recharge effectués à la plage de La Grave à l'été 2021 (a), montrant les résultats obtenus à la suite de la première année (b et c). Crédit photo : Radio Canada 2021.

1.3 Impacts sur la faune benthique

Bien que les recharges de plages semblent être une technique de protection alternative générant moins d'impacts négatifs en comparaison aux structures rigides, peu d'études se sont penchées sur leurs répercussions environnementales au niveau du Québec maritime. La plupart des études, qui proviennent actuellement de projets réalisés en Europe ou aux États-Unis, s'entendent toutefois pour dire que, lorsque réalisée correctement, la recharge de plage a un impact relativement faible sur l'environnement (USACE 2014, Bird & Lewis 2015, Carley & Cox 2017).

Certains impacts négatifs peuvent toutefois être générés lors des travaux de recharge, notamment au niveau de la faune benthique qui sont les organismes les plus touchés. Les études rapportent entre autres une augmentation potentielle de la turbidité et de la sédimentation, l'ensevelissement direct et/ou indirect des organismes benthiques, le ralentissement dans la recolonisation du site par le benthos et la modification de sa composition. Toutefois, il existe encore très peu de données permettant de quantifier l'impact des recharges de plages réalisées au Québec sur le benthos.

1.3.1 Turbidité

Lors d'une recharge de plage, le dépôt, la répartition et le reprofilage des sédiments sur le site peuvent donner lieu à une dispersion et une mise en suspension de matière dans les eaux environnantes de la zone rechargée, augmentant ainsi la turbidité locale. Cette turbidité élevée peut conséquemment influencer les organismes benthiques en affectant leur appareil respiratoire ou digestif, leur comportement ou encore la survie des larves et des œufs (Greene 2002; DREAL Languedoc-Roussillon 2011, Clarke & Wilbert 2000, Baptist et al. 2009). Toutefois, au Québec maritime, la turbidité et la sédimentation potentiellement causée par les recharges ne semblent pas être considérées comme problématique. Une augmentation importante de la turbidité est généralement associée avec l'utilisation de matériaux fins et lorsqu'il y a un fort empiétement sous la ligne de pleine mer supérieure de grande marée (PMSGM), ce qui n'est pas le cas pour la plupart des travaux réalisés au Québec. Par ailleurs, les espèces fréquentant les côtes du Québec maritime sont généralement bien adaptées à la turbidité pouvant atteindre des taux assez élevés dans certains secteurs (Hébert 2005).

1.3.2 Enfouissement

Le changement d'épaisseur et la compaction du sédiment générés par les travaux de recharges peuvent avoir des impacts importants sur les communautés benthiques. Le dépôt du sédiment sur la plage va causer la mortalité totale de la faune benthique située en dessous du site de recharge qui sera écrasée ou asphyxiée. De plus, lors de l'équilibration subséquente du profil de la recharge, les sédiments vont ensevelir progressivement l'étage littoral inférieur incluant les habitats et organismes qui y sont présents.

1.3.3 Recolonisation

À la suite de la mortalité totale ou quasi-totale des organismes situés sur le site lors des travaux de recharge, une recolonisation naturelle des communautés benthiques va avoir lieu. Le retour éventuel d'un site à son état initial (pré-travaux) varie grandement selon le projet ainsi que selon l'habitat et la communauté benthique touchée. Ainsi, la vitesse de recolonisation par le benthos d'un site rechargé dépend notamment des modalités propres à la recharge, telles que la période de rechargement, le positionnement de la recharge, la composition (couleur, forme) du sédiment ou encore la granulométrie. Les capacités de recolonisation des espèces benthiques présentes et leurs tolérances aux nouvelles conditions apportées par la recharge de plage influencent également la vitesse du retour à un état pré-travaux. Les études rapportent une recolonisation benthique très variable dans le temps, allant parfois de quelques mois (Nelson 1985, Baca & Lankford 1988, Hackney et al. 1996, Jutte, Van Dolah & Gayes 2002) à plusieurs années (Greene 2002, Rosov et al. 2016, Woolridge, Henter & Kohn 2016, Peterson et al. 2014). De plus, la composition benthique résultante de la recolonisation d'un site de recharge peut être différente de celle qui existait initialement.

1.4 Suivi environnemental

1.4.1 Généralités

Afin de mieux protéger les écosystèmes côtiers et d'encadrer les futurs travaux de recharge, il semble essentiel de mettre en place des études de suivis environnementaux. Dans le cas d'un projet de recharge de plage, le suivi environnemental devrait permettre de documenter les impacts de la recharge de plage sur l'environnement et leurs modalités et d'intégrer les données ainsi documentées dans la conception de futures recharges de plage (MDDELCC 2015). Bien que, jusqu'à présent, peu de projets de recharge réalisés au Québec aient intégré des protocoles de suivi environnemental, les projets plus récents semblent être accompagnés de suivis plus robustes. D'ailleurs, le MSP, principal promoteur des travaux, encourage une standardisation de ces protocoles.

Le principal suivi concerne la recolonisation du benthos qui est fortement touché par les travaux de recharge. Le protocole d'échantillonnage d'un site spécifique dépend de plusieurs facteurs, tels que l'ampleur du projet, la finalité des données recherchée ainsi que des différentes espèces à évaluer. La connaissance de ces informations sur la zone d'étude et sur les animaux est nécessaire pour déterminer le matériel d'échantillonnage requis, la fréquence d'échantillonnage, le nombre d'échantillons et le nombre de stations nécessaires (Naqvi & Pullen 1982). Les points importants d'un protocole de suivi efficace pour observer les modifications des assemblages benthiques causées par une recharge sont résumés au **Tableau 1.**

Tableau 1. Points à considérer pour l'élaboration d'un protocole de suivi efficace de la faune benthique.

Points importants	Descriptions
État initial	• Réaliser un échantillonnage avant les travaux afin d'observer d'éventuelles différences entre la composition benthique des différents sites et à différentes saisons et d'obtenir un état de référence pour les analyses post-travaux (Peterson & Bishop 2005, Speybroeck et al. 2006).
Distribution des sites d'échantillonnage	• Répartir les sites d'échantillonnage le long de transects perpendiculaires à la ligne de rivage ou aléatoirement, ce qui évite les biais humains et permet ainsi une meilleure analyse statistique (Bergquist & Crowe 2009).
Réplication des échantillons	• Récolter les réplicats sur chaque site et à chaque échantillonnage en quantité suffisante pour effectuer des analyses statistiques robustes (Bergquist & Crowe 2009).

Tableau 1 (suite). Points à considérer pour l'élaboration d'un protocole de suivi efficace de la faune benthique.

Points importants	Descriptions
Sites témoins	• Choisir des sites similaires aux zones d'impact, mais suffisamment éloignés pour ne pas être affectés par la recharge (Bergquist & Crowe 2009). • Pour une recharge de grande ampleur, entrecouper les sites de recharge et sites témoins (lorsque possible) ou localiser un minimum d'un site témoin de chaque côté de la recharge (Bergquist & Crowe 2009). • Réaliser plusieurs sites témoins afin de réaliser des analyses de type BACI (Before-After Control-Impact) plus solide ou, s'il n'est pas possible de trouver de sites témoins pertinents, utiliser des données de modélisation pour pallier ce manque (Defeo et al. 2009).
Méthode d'échantillonnage	• Prélever grâce à un tube de PVC une certaine hauteur de la colonne sédimentaire sur chacun des sites. Tamiser puis stabiliser les échantillons pour les analyses en laboratoire. • Conserver la même méthodologie tout au long de l'étude afin de garder des données exploitables (Bergquist & Crowe 2009).
Période et durée d'échantillonnage	• Réaliser le suivi jusqu'à l'observation de la recolonisation complète d'un site par le benthos (Greene 2002, Peterson & Bishop 2005, Speybroeck et al. 2006, Bergquist & Crowe 2009). • À noter que les suivis du benthos proposés par le MPO pour les recharges de plage au Québec sont souvent réalisés trois fois sur cinq ans.
Identification	• Utiliser un fixateur de type formaldéhyde (Naqvi & Pullen 1982) et envoyer les échantillons en laboratoire où tout le benthos présent est identifié et compté. • L'identification doit être faite à un niveau taxonomique pertinent.
Statistique	• Calculer les indices pour chaque station/site et effectuer une analyse comparative. • Lorsqu'un état initial et un site témoin sont présents, effectuer un modèle d'analyse de type BACI (Before-After Control-Impact; Bergquist & Crowe 2009), ce qui implique une analyse avant/après sur le site rechargé et sur un/des site(s) témoin(s).

1.4.2 Objectifs et hypothèses

L'objectif principal est de définir l'étendue **spatiale** et **temporelle** des travaux de recharge de plage sur les assemblages benthiques. Les objectifs spécifiques et leurs hypothèses sont (**Figure 4**) :

Objectif 1 : Définir l'étendue spatiale des effets de la recharge sur les assemblages benthiques.

Hypothèse 1 : Compte tenu de la modélisation numérique réalisée par Lasalle|NHC (2020), il est prédit que les travaux de recharge auront un impact immédiat et important sur les assemblages benthiques du site de recharge, un impact immédiat modéré aux sites sous influence et aucun impact aux sites référence.

- Les assemblages benthiques (abondance, biomasse, diversité) seront complètement détruits suite aux travaux au site même de la recharge.
- L'abondance, la biomasse et la diversité des assemblages benthiques seront diminuées aux sites sous influence suite aux travaux de recharge.
- L'abondance, la biomasse et la diversité des assemblages benthiques demeureront intactes aux sites référence.

Objectif 2 : Définir l'étendue temporelle des effets de la recharge sur les assemblages benthiques.

Hypothèse 2 : Il est prédit qu'après un certain temps, les assemblages benthiques au site même de la recharge et ceux aux sites sous influence de la recharge retrouveront l'équilibre et seront alors plus ou moins similaires aux assemblages benthiques des sites référence (principe de bioéquivalence).

- L'abondance, la biomasse et la diversité des assemblages benthiques augmenteront significativement dans le temps suite aux travaux au site même de la recharge.
- L'abondance, la biomasse et la diversité des assemblages benthiques augmenteront graduellement dans le temps aux sites sous influence.
- Les assemblages benthiques (abondance, biomasse, diversité) ne varieront pas dans le temps aux sites référence.

Ce rapport dresse le portrait des assemblages benthiques et des caractéristiques des sédiments dans le secteur de La Grave avant que les travaux de recharge de plage ne débutent.

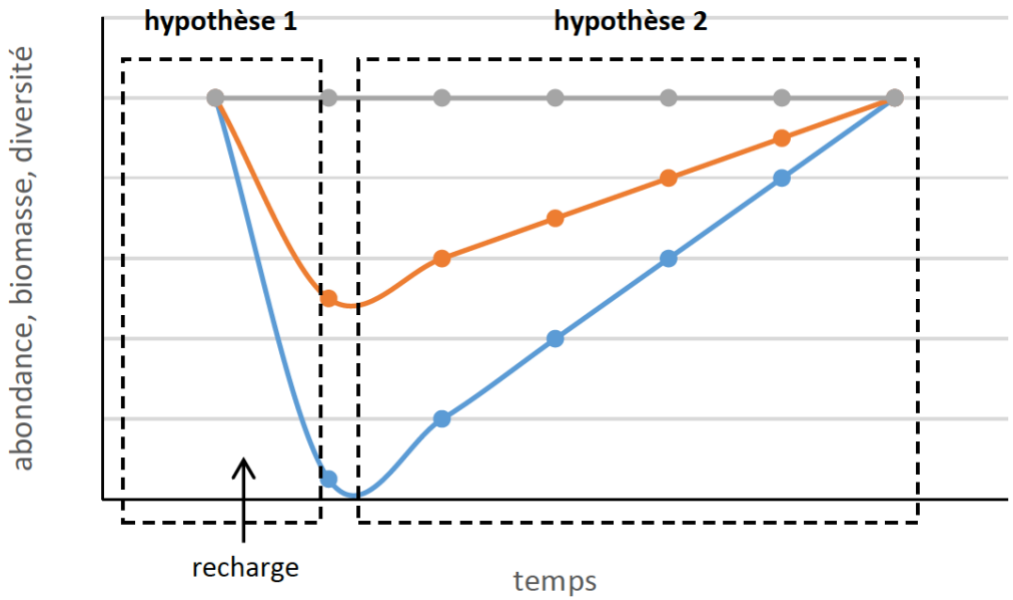


Figure 4. Hypothèses 1 et 2 associées aux objectifs 1 et 2. L'abondance, la biomasse et la diversité avant et après les travaux de recharge aux sites de recharge (bleu), sous influence de la recharge (orange) et de référence (gris).

2 Matériel et méthode

2.1 Site d'étude

Le suivi biologique à la plage de La Grave est effectué à 5 sites (**Figure 5**). La localisation des sites et la construction du plan d'échantillonnage ont été faites à partir de la modélisation numérique réalisée par Lasalle|NHC (2020). Ainsi, il est prédit que la zone d'influence de la recharge à long terme serait :

- au large, la limite d'influence serait la limite du profil à l'équilibre + 20 m vers le large ;
- à l'ouest, la limite d'influence serait à 100 m à l'ouest de l'extrémité de la recharge ;
- à l'est, la recharge s'accote directement sur une pointe rocheuse. Il est prédit qu'à l'extrémité est de la recharge, le transport sédimentaire soit vers l'ouest. Ainsi, il n'y aura pas d'influence de la recharge au-delà de la pointe rocheuse.

Tous les sites sont de dimensions variables pour respecter les limites d'influence définies par la modélisation. Le site recharge est entre les lignes haut de la recharge à l'équilibre et bas de la recharge construction (Re; **Figure 5**). Les sites sous influence sont à l'intérieur de la zone d'influence prédite (< 1 km). Le site sous influence au large (SiL) se situe entre les lignes bas de la recharge construction et bas de la recharge à l'équilibre + 20 m alors que le site sous influence ouest (SiO) est 100 m à l'ouest de la limite ouest (la largeur de ce site est la même que celle du site recharge soit environ 13 m). Le site de référence au large (RfL) se situe à 2 fois la limite du profil à l'équilibre alors que le site de référence ouest (RfO) se situe 200 m à l'ouest de la limite

ouest de la recharge (donc 2x la zone d'influence). Les dimensions de ce site sont les mêmes que le site recharge. Le **Tableau 2** rassemble les identifiants de chaque site et leur description.

Tableau 2. Identifiants et descriptions des sites choisis pour le suivi environnement à la plage de La Grave.

Identifiant du site	Description du site
Re	Zone de recharge elle-même
SiL	Site adjacent à la recharge vers le large et considéré comme étant sous influence
SiO	Site adjacent à la recharge vers l'ouest et considéré comme étant sous influence
RfL	Site référence, au-delà du site sous influence vers le large
RfO	Site référence, au-delà du site sous influence vers l'ouest



Figure 5. Localisation des sites pour le suivi biologique à La Grave : site recharge (Re, violet), site sous influence large (SiL, vert), site sous influence ouest (SiO, jaune), site référence large (RfL, bleu) et site référence ouest (RfO, turquoise).

2.2 Prélèvements

La première période d'échantillonnage s'est déroulée du 30 août au 7 septembre 2021. Un total de trente réplicats ont été prélevés à des stations d'échantillonnage tirées aléatoirement dans chaque site, avec une distance minimale de 2 m entre les stations.

À chaque station d'échantillonnage, des mesures et des échantillons ont été prélevés de façon à quantifier les paramètres suivants (**Tableau 3**): classes de tailles des sédiments, contenu en matière organique des sédiments, surface de recouvrement des végétaux (% par espèce), abondance d'organismes benthiques (% par espèce) et biomasse humide d'organismes benthiques (g/m^2 par espèce). Les sites recharge (Re), sous influence ouest (SiO) et référence ouest (RfO) ont été échantillonné de la rive, à marée basse, alors que les sites sous influence large (SiL) et référence large (RfL) ont été échantillonnés à partir d'une embarcation et les sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne Van Veen. Bien que les méthodologies d'échantillonnage soient différentes, elles demeurent comparables.

Tableau 3. Paramètres échantillonnés ainsi que l'unité et la méthode d'échantillonnage utilisée.

Paramètres mesurés	**Unité**	**Méthode (rive)**	**Méthode (embarcation)**
Classes de taille des sédiments	% par classe de taille de sédiments	Échantillonnage des sédiments de surface	Benne Van Veen
Contenu en matière organique des sédiments	% de matière organique	Échantillonnage des sédiments de surface	Benne Van Veen
Surface de recouvrement des végétaux	% par espèce	Quadrat de 50 x 50 cm	NA
Abondance d'organismes benthiques	Nb d'individus/m^2/ espèce	Quadrat de 50 x 50 cm Cylindre de 10 cm diamètre	Benne Van Veen
Biomasse humide d'organismes benthiques	Grammes/m^2/ espèce	Quadrat de 50 x 50 cm Cylindre de 10 cm diamètre	Benne Van Veen

2.2.1 Sites échantillonnés à partir de la rive

Pour la caractérisation des sédiments des sites accessibles à partir de la rive, deux échantillons ont été prélevés sur une profondeur de 5 cm. Ces échantillons ont été congelés jusqu'à leur traitement en laboratoire.

La caractérisation de la faune benthique a été réalisée en trois temps. D'abord, l'utilisation d'un quadrat de 50 x 50 cm a permis de déterminer les pourcentages de recouvrement des végétaux, si nécessaire. Ensuite, lorsque la nature des sédiments le permettait, un échantillon de 10 cm de diamètre et 20 cm de profondeur a été prélevé pour la détermination ultérieure de l'assemblage benthique. Cet échantillon a été tamisé sur place sur une maille de 0,5 mm puis préservé dans une solution de formaldéhyde 4%. Lorsque les sédiments étaient trop grossiers pour l'insertion du cylindre, c'est le quart de la surface du quadrat qui a été prélevé. Ces échantillons ont été tamisés sur une fraction de 2 mm, laquelle a été triée sur place pour en récupérer les organismes

et sur une fraction de 0,5 mm, fraction qui a été préservée pour un traitement ultérieur en laboratoire. Enfin, les sédiments sous le quadrat ont été explorés pour en retirer tous les organismes de taille supérieure à 2 cm et noter la présence d'espèces additionnelles. Très peu d'organismes ont été recensés ainsi, mais ils ont été préservés avec l'échantillon de benthos prélevés.

2.2.2 Sites échantillonnés à partir d'une embarcation

Dans le cas des sites échantillonnés à partir d'une embarcation, l'échantillonnage a été fait à partir d'un zodiac et les sédiments prélevés à l'aide d'une benne Van Veen. À chaque station, la benne a été déployée puis son contenu récupéré. Des sédiments ont été mis de côté pour la caractérisation de la granulométrie et du contenu en matière organique ; ils ont été congelés et traités de la même façon que les échantillons prélevés de la rive.

Ensuite, la totalité du contenu de la benne a été tamisée sur une maille de 0,5 mm. Les échantillons de benthos ont été préservés dans une solution de formaldéhyde 4% puis traités en laboratoire de la même façon que les échantillons prélevés de la rive.

2.3 Traitement en laboratoire

2.3.1 Caractérisation des sédiments

Pour la détermination du contenu en matière organique, les sédiments ont été séchés (70°C, minimum 48 heures ou jusqu'à l'obtention d'un poids constant), puis brûlés (550°C pendant 6 heures). La différence de poids avant et après le brûlage exprime la portion de matière organique contenue dans l'échantillon et les résultats sont exprimés en % de matière organique par échantillon.

Les analyses granulométriques ont été faites par colonne de tamis, sur des échantillons préalablement séchés à 70°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant. Les résultats sont exprimés en % par classe de taille de sédiments par échantillon et la classification utilisée des sédiments est inspirée de celle de Wentworth (1922).

2.3.2 Caractérisation de la faune benthique

Au laboratoire, les échantillons de benthos ont été triés sous loupe binoculaire puis tous les organismes ont été identifiés au plus bas niveau taxonomique possible, dénombrés et pesés (biomasse humide par espèce).

Les taxons listés dans la base de données ont été validés à l'aide du World Register of Marine Species (WoRMS Editorial Board 2022). Les espèces pélagiques ont été retirées de la base de données (copépodes cyclopoides et calanoides, poissons) ainsi que les larves d'insectes. Les données issues des carottes (échantillonnage 10 cm de diamètre, tamisage entre 0,5 mm et 2

mm), celles issues des quadrats (échantillonnage 50 × 50 cm, tamisage ≥ 2 mm) et celles issues de la benne (échantillonnage 0,12 m^2, tamisage 0,5 mm) ont été ramenées par mètre carré puis additionnées.

2.4 Approche statistique

Le développement d'un plan d'échantillonnage est une étape cruciale dans un projet d'évaluation environnementale ; l'exercice peut être complexe et devrait toujours être validé par plusieurs personnes, dont des experts dans ce domaine scientifique spécifique (Underwood 1993a, 1993b, 1994, Glasby 1997, Underwood 2000a, 2000b, Archambault et al. 2001, Fraschetti et al. 2001, Downes et al. 2002, Underwood et Chapman 2003). Un plan d'échantillonnage approprié doit impérativement être fait de manière à répondre à l'objectif du projet. Cette réflexion initiale permet d'optimiser le projet et d'améliorer grandement, à terme, le processus de prise de décision puisque les données récoltées seront aptes à révéler, s'il y a lieu, l'influence d'une perturbation sur l'écosystème. De plus, un plan d'échantillonnage adéquat diminue l'ambiguïté possible dans l'interprétation des résultats.

Le plan d'échantillonnage proposé pour l'année 1 du projet comporte 1 seul facteur, soit le *Site* avec 5 niveaux (recharge, sous influence large, sous influence ouest, référence large, référence ouest). Trente réplicats ont été pris aléatoirement dans chacun des sites pour un total de 150 échantillons. Pour les années suivantes, le facteur *Année* sera ajouté.

Pour dresser le portrait des assemblages benthiques avant les travaux de recharge, les données ont été analysées avec des approches univariée et multivariée. Les espèces benthiques ont d'abord été classées selon un coefficient de fréquence afin de distinguer les taxons constants (coefficient de fréquence ≥ 50%), les taxons communs (11 à 49%) et les taxons rares (≤ 10%).

Les assemblages benthiques ont ensuite été décrits à l'aide d'indicateurs univariés :

- Richesse spécifique (S) : nombre de taxons/station
- Abondance : nombre total d'individus/m^2,
  Biomasse : poids humide d'organismes, g/m^2,
- Indice d'équitabilité de Pielou : J' = H'/Log(S)
- Indice de diversité de Shannon-Wiener : H' = -SUM(Pi*Log_e(Pi))

Ces indicateurs écologiques ont été calculés à l'aide du logiciel de statistiques PRIMER v7 (Clarke & Warwick 2001, Clarke & Gorley 2006).

Des analyses de variance (ANOVAs à 1 facteur) ont été réalisées pour évaluer la variation spatiale des caractéristiques univariées des assemblages (richesse, abondance, biomasse, indice d'équitabilité et indice de diversité) selon le site (RfO : référence ouest, SiO : sous influence ouest, ReO : recharge ouest, ReE : recharge est, SiE : sous influence est et RfE : référence est), le profil (rive : le haut de la recharge à l'équilibre, équilibre : le bas de la recharge à l'équilibre et large : le double de la limite du profil à l'équilibre) ainsi que l'interaction entre ces deux facteurs.

L'homogénéité des variances et la normalité des résidus préalables aux analyses ont été vérifiées visuellement, tel que suggéré par Quinn & Keough (2002) et des transformations ont été effectuées, lorsque nécessaires, pour satisfaire aux postulats du test. Des comparaisons *a posteriori* ont été faites avec le test de Tukey. Ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel JMP Pro v16.

Des analyses de variance multivariées par permutation (PERMANOVA) ont été faites suivant le même plan statistique (9999 permutations, Anderson 2001). Les matrices de similarité ont été calculées (Bray-Curtis). Les analyses ont été faites sur les abondances d'organismes dans un premier temps, sur des données non transformées et ensuite, sur des données transformées en présence-absence ; cette transformation extrême permet de réduire complètement l'importance attribuée à la dominance des espèces donnant à chaque taxon, le même poids dans l'analyse (Clarke & Warwick 2001). Les différences d'assemblages ont été visualisées avec des cadrages multidimensionnels (MDS). La procédure SIMPER (Clarke & Warwick 2001) a été utilisée pour identifier les espèces contribuant le plus à la similarité intragroupe et à la dissimilarité inter-groupes et pour calculer leur contribution respective à la formation des assemblages. Toutes les analyses multivariées ont été faites à l'aide du logiciel PRIMER v7 (Clarke & Warwick 2001, Clarke & Gorley 2006).

Un seuil de significativité de 0,05 a été fixé pour toutes les analyses statistiques.

3 Résultats

3.1 Portrait des sédiments

Le contenu en matière organique des sédiments est très faible avec une valeur moyenne de 0,84 ± 0,06 %. Une analyse de variance a montré une différence significative du contenu en matière organique selon les sites (**Tableau 4**) ; les résultats des tests *a posteriori* sont présentés à la **Figure 6**.

Les analyses granulométriques ont montré que les sédiments prélevés sont majoritairement du gravier aux sites référence ouest, sous influence ouest et recharge et ils sont majoritairement du type sable fin aux sites sous influence large et référence large (**Figure 7)**.

Tableau 4. Résultats de l'analyse de variance (ANOVA) testant l'effet du site sur le contenu en matière organique des sédiments de La Grave à l'été 2021. Les valeurs significatives sont présentées en caractère gras.

Sources de variation	dl	SC	*F-ratio*	*p*
Site	4	15,6654	8,3421	**< 0,0001**
Résidus	145	68,0723		
Total	149	83,7377		

dl = degré de liberté; SC = somme des carrés

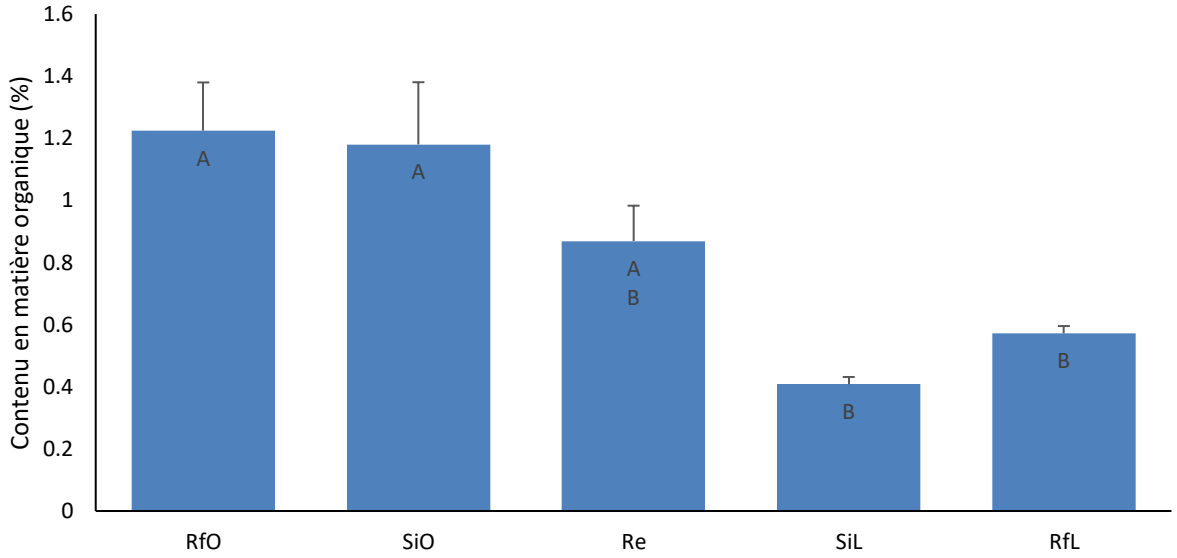


Figure 6. Contenu en matière organique des sédiments (%, moyenne ± erreur type, n = 30/site) aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL). Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les facteurs, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey.

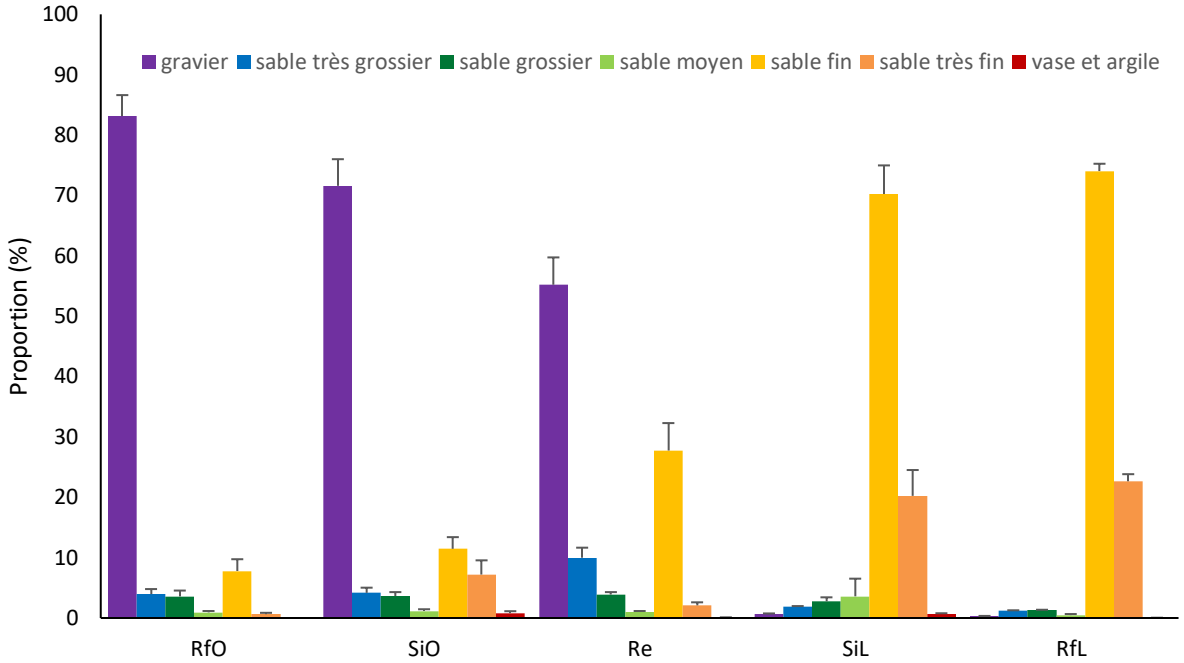


Figure 7. Proportion des différentes classes de taille des sédiments (%, moyenne ± erreur type n = 30/site) aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL).

3.2 Portrait des algues

L'analyse du recouvrement des algues a permis de déceler la présence de 3 espèces parmi les stations caractérisées, soit *Fucus vesiculosus* (9 stations), *Hildenbrandia rubra* (8 stations) et *Corallina officinalis* (80 stations,**Figure 8**). Dans le cas de l'algue coralline érigée *C. officinalis*, la présence ou l'absence des débris d'algues a été noté lors de l'observation sous binoculaire puisqu'il était impossible d'évaluer un pourcentage de recouvrement. Pour toutes les espèces d'algues observées, le nombre d'occurrence par espèce était maximal au site sous influence ouest (8 occurrences pour *Fucus vesiculosus,* 4 pour *Hildenbranchia rubra* et 24 pour *Corallina officinalis*). Les algues arrachées (ex. leste de plage) ont été observé à plusieurs station, mais celles-ci n'ont pas été quantifiées en raison de leur mouvement continu d'une marée à l'autre. À noter que la présence simultanée de 3 espèces dans le même quadrat a été observée à seulement deux stations, soient SiO-35 et SiO-48.

L'estimation du pourcentage de recouvrement (%) des espèces d'algues (ou la présence de *C. officinalis*) pour chacune des stations où de la végétation était observée est présentée en **Annexe 2**.

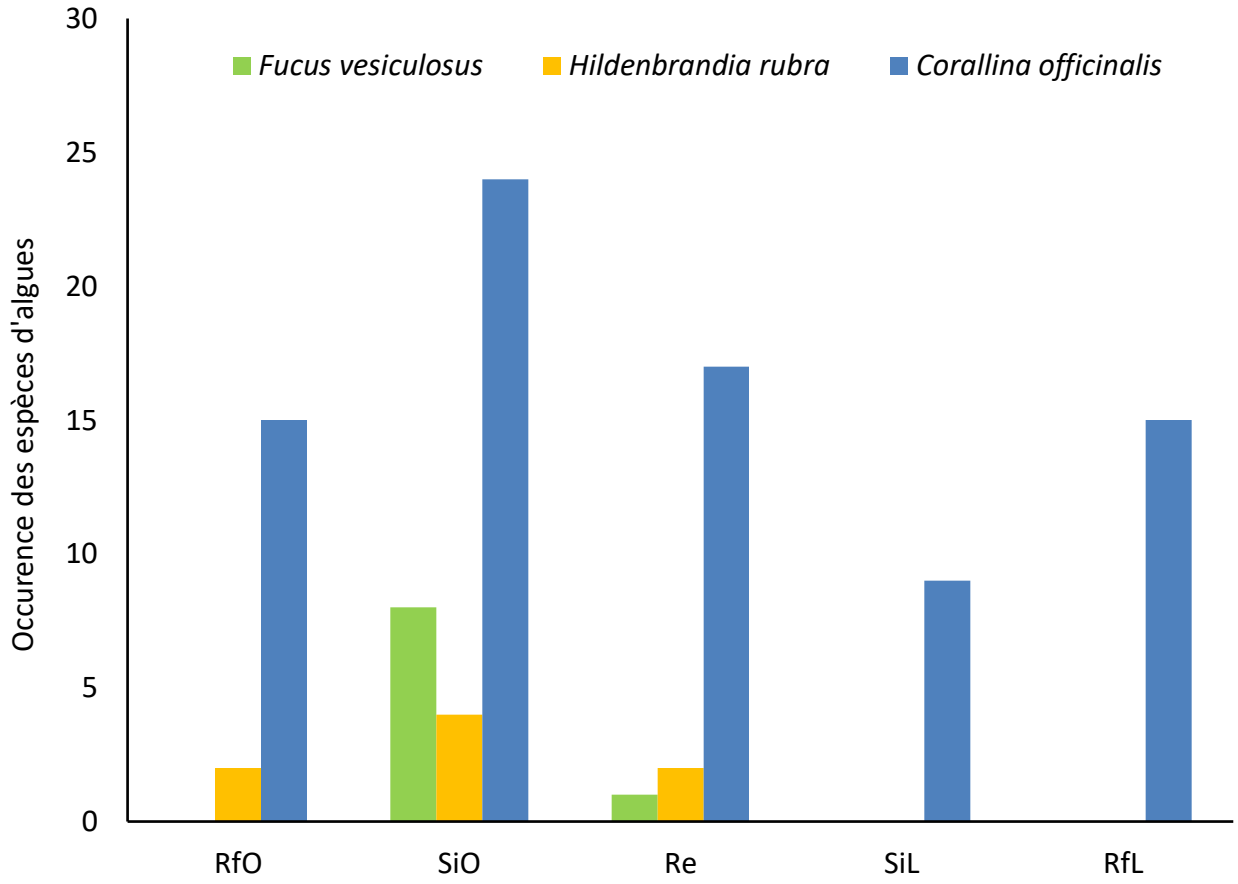


Figure 8. Occurrence des espèces d'algues (nb. par espèce) recensées à l'été 2021 aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL).

3.3 Portrait des assemblages benthiques

Des 150 échantillons prélevés avant les travaux de recharge, 129 taxons ont été inventoriés : 40 taxons sont des annélides, 32 sont des arthropodes, 12 sont des bryozoaires, 2 ascidies, 10 taxons sont des cnidaires, 1 échinoderme et 30 sont des mollusques. Des individus des phylums Nematoda et Nemertea ont aussi été inventoriés. De ce nombre, 22 taxons sont des organismes coloniaux.

Le niveau taxonomique d'identification peut être limité par :

- la décalcification des coquilles, particulièrement lorsque les individus sont très petits ;
- des caractéristiques déterminantes impossibles à observer parce que les organismes sont incomplets et/ou abimés ;
- des individus juvéniles ;
- la préservation non adaptée à certains groupes spécifiques, notamment Nematoda et Nemertea.

Les bryozoaires *Membranipora membranacea* et *Juxtacribrilina mutabilis* ainsi que l'ascidie *Botryllus schlosseri*, trois espèces considérées comme envahissantes pour ce secteur, ont été recensées dans la zone d'étude à l'été 2021.

Le bryozoaire *M. membranipora* est originaire d'Europe et a été observé dans l'est du Canada pour la première fois en Nouvelle-Écosse au début des années 1990. *M. membranipora* a été signalé dans le golfe du Saint-Laurent pour la première fois en 2003 (Pêches et Océans Canada, 2009). Cette espèce est reconnue pour fragiliser certaines algues comme les laminaires lors de grosses tempêtes (Yorke & Metaxas 2011).

Le bryozoaire *J. mutabilis*, initialement décrit au Japon, a été signalé pour la première fois en 2018 dans le golfe du Maine et sur l'ensemble de la côte nord-ouest de l'Atlantique. L'hypothèse la plus probable de son introduction dans la région de l'Atlantique nord-ouest découlerait de son arrivée par voie maritime au port de Portland (Maine) à partir de navires voyageant de la mer du Nord (Trott and Enterline 2019).

Le tunicier *B. schlosseri*, originaire de la Méditerranée, a été observé pour la première fois dans l'est du Canada en 1975 sur la côte ouest de Terre-Neuve-et-Labrador. Maintenant reconnu comme étant une espèce cosmopolite, *B. schlosseri* a été détecté à plusieurs endroits dans le golfe du Saint-Laurent dans les dernières décennies. Caractérisée par une croissance rapide, cette espèce est reconnu pour recouvrir les algues et certains invertébrés marins, les privant ainsi de lumière et/ou de nourriture. Ce tunicier peut même asphyxier les jeunes mollusques et empêcher les invertébrés de se fixer (Pêches et Océans 2022).

Aucune nouvelle espèce n'a été identifiée, mais une potentielle nouvelle mention pour le Saint-Laurent a été relevée : il s'agit du polychète *Namanereis littoralis* gr. Cette espèce est connue pour préconiser la zone littorale supérieure, plus spécialement les zones côtières ayant une variété de substrats et elle est souvent associée au délestage de la marée et à la proximité d'un ruissellement d'eau douce. La distribution de *N. littoralis* gr. est étendue autant dans le Pacifique (Hawaii, Australie) que dans l'Atlantique (du Brésil jusqu'à l'état de Virginie et en Espagne). Selon Glasby (1999), la présence des Namanereidinae reste à confirmer plus au nord de l'Atlantique, notamment dans l'embouchure du golfe du Saint-Laurent et l'estuaire de ce dernier (Glasby, 1999). Cette espèce a été répertoriée à 18% des stations (27 stations/150) à quatre des sites à l'étude ; elle est absente du site sous influence large (SiL). De plus, l'espèce est particulièrement abondante aux sites recharge (Re) et sous influence ouest (SiO, **Figure 9**).

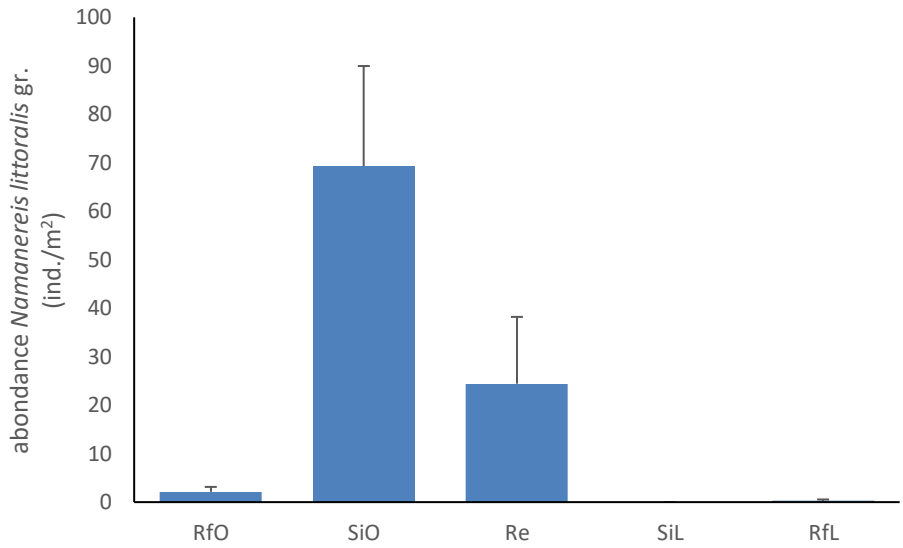


Figure 9. Abondance (nombre d'individus/m^2, moyenne ± erreur type) du polychète *Namanereis littoralis* gr. aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL).

Mytilus sp. est l'espèce dominante en termes d'abondance relative, suivis par *Spisula solidissima*, Oligochaeta, Nematoda, *Mya arenaria*, *Ameritella agilis* et *Jaera (Jaera) albifrons* (**Figure 10**). En termes de biomasse relative, c'est de loin la mactre, *Spisula solidissima* qui domine (**Figure 10**).

La biomasse atteint un sommet significatif avec les *Spisula solidissima* (**Figure 10**) et ce en raison d'individus de grandes tailles échantillonnés à 3 stations du site SiL.

Seuls les bivalves *Mytilus* sp., *Spisula solidissima* et *Mya arenaria* sont présents dans plus de 50% des stations (coefficient de fréquence ≥ 50, Annexe 1) ; ces espèces sont dites fréquentes. Dix-neuf taxons sont dits communs et possèdent un coefficient de fréquence de 11 à 49 % (par ordre décroissant de coefficient de fréquence) : *Ameritella agilis*, *Paraonis fulgens*, *Electra pilosa*, Nematoda, Oligochaeta, Nemertea, *Spiophanes bombyx*, Polychaeta, *Nephtys bucera*, *Calliopius laeviusculus*, *Lacuna vincta*, *Celleporella hyalina*, *Namanereis littoralis* gr., *Pygospio elegans*, Bivalvia, *Membranipora membranacea*, *Gammarus oceanicus*, *Petricolaria pholadiformis* et Halacaridae. Les 107 autres taxons inventoriés étaient présents à ≤ 10 % des stations ; ces taxons sont dits rares (Annexe 1).

Cet important nombre de taxons rares est conséquent à la courbe d'accumulation d'espèces présentées à la **Figure 11**. Cette courbe, étant loin d'atteindre un plateau, indique que plusieurs espèces restent à identifier sur ce site et donc, qu'un effort d'échantillonnage plus grand permettrait d'obtenir une vision plus complète de la communauté benthique en place.

La richesse spécifique atteint 44 taxons/station, avec une moyenne de 9,9 ± 0,6 taxons/station. L'abondance d'organismes, toutes espèces confondues, atteint 122 358 individus/m^2 (moyenne

de 3420 ± 883 individus/m^2), alors que la biomasse totale atteint 115531 g/m2 (moyenne de 796 ± 770 g/m^2). L'indice d'équitabilité de Pielou (J') moyen est de 0,59 ± 0,02 et l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') est de 1,06 ± 0,04.

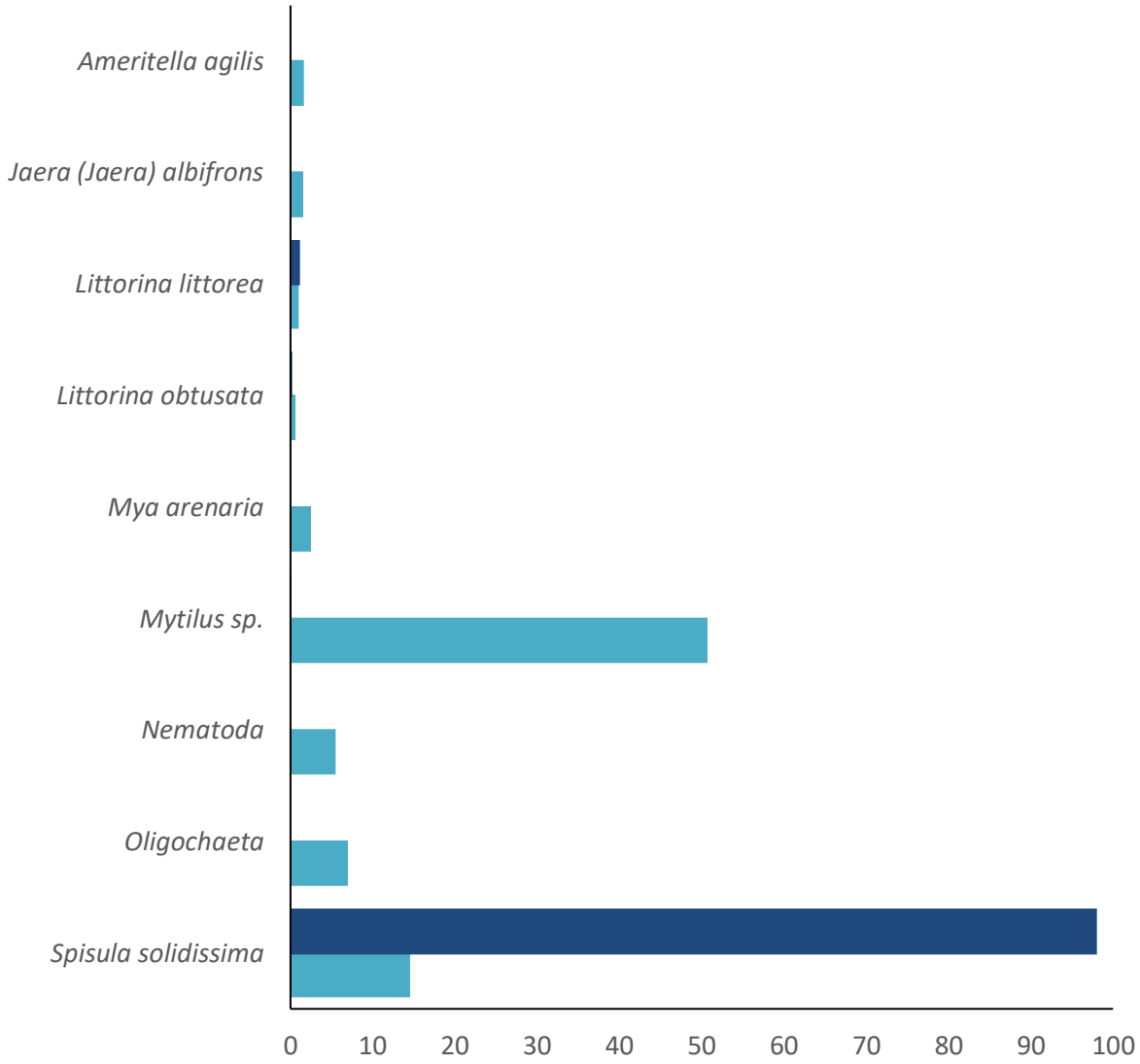


Figure 10. Abondance relative (%, ■) et biomasse relative (%, ■) des invertébrés benthiques prélevés à La Grave en 2021.

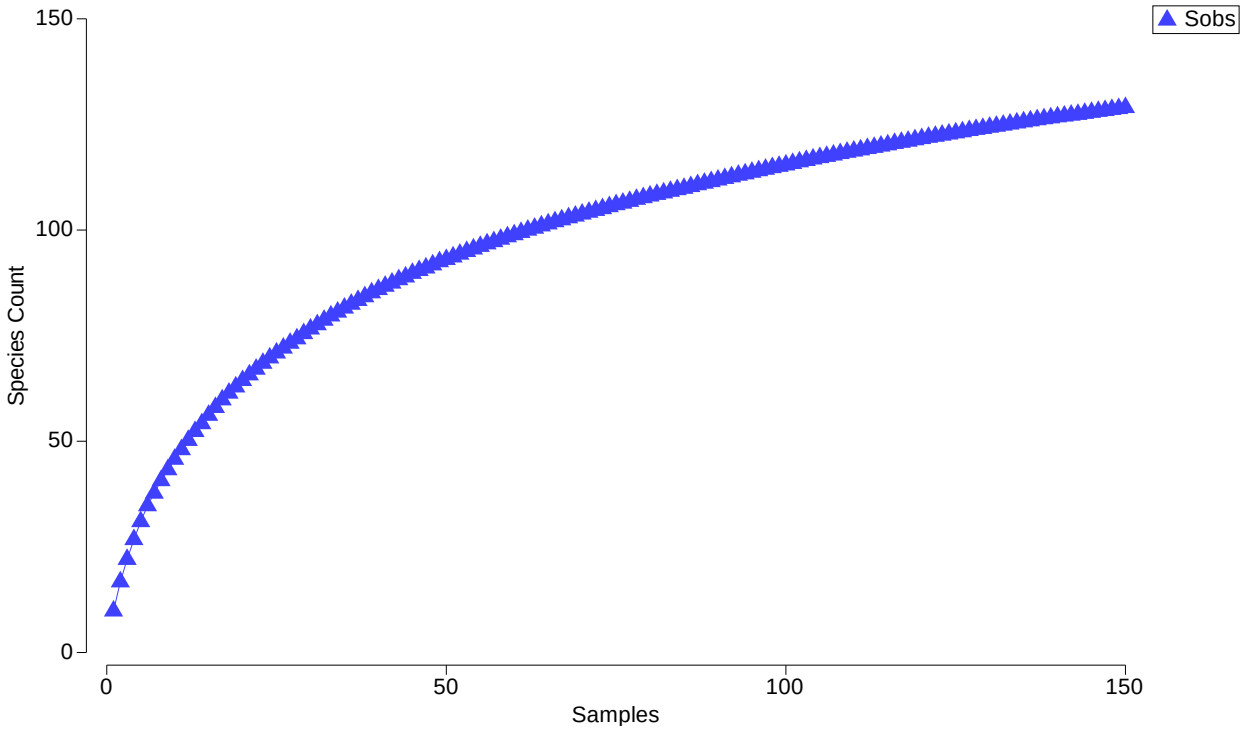


Figure 11. Courbe d'accumulation d'espèces en fonction du nombre d'échantillons pour les travaux faits à La Grave à l'été 2021.

3.3.1 Analyses univariées

Des analyses univariées ont été réalisées sur les caractéristiques des communautés : richesse spécifique (nombre de taxons/station), abondance totale (nombre d'individus/m^2) biomasse totale (g/m^2), indice d'équitabilité de Pielou et indice de diversité de Shannon-Wiener.

Les analyses de variance montrent un effet significatif du site sur la richesse spécifique, l'abondance et l'indice d'équitabilité de Pielou (**Tableau 5**) :

- La richesse spécifique des sites sous influence ouest (SiO) et référence large (RfL) est significativement plus grande que celle des sites recharge (Re) et référence ouest (RfO) (**Figure 12**).
- Les abondances totales d'organismes des sites recharge (Re), sous influence ouest (SiO) et référence large (RfL) sont significativement plus grandes qu'au site référence ouest (RfO) (**Figure 12**).
- La biomasse totale d'organismes au site sous influence large (SiL) est significativement plus grande que celle du site référence ouest (RfO, **Tableau 5**, **Figure 12**). La grande variabilité de biomasse totale observée est due à la présence de quelques spécimens matures de *Spisula solidissima*.

- Les indices d'équitabilité de Pielou du site référence ouest (RfO) sont significativement plus grands que ceux des sites sous influence ouest (SiO) et référence large (RfL) (**Figure 12**).
- Il n'y a pas de différence significative des indices de diversité de Shannon-Wiener entre les sites (**Tableau 5**, **Figure 12**).

Tableau 5. Résultats des analyses de variance (ANOVA) testant l'effet du site sur les caractéristiques univariées des assemblages benthiques soit la richesse spécifique, l'abondance, la biomasse, l'indice d'équitabilité de Pielou (J') et l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H').

Sources de variation	dl	Richesse spécifique			Indice d'équitabilité (J')		
		SC	*F-ratio*	*p*	SC	*F-ratio*	*p*
Site	4	1962	10,2507	**< 0,0001**	1,5969	10,1831	**< 0,0001**
Résidus	145	6938			5,2925		
Total	149	8900			6,8893		

Sources de variation	dl	Log_{10} (Abondance + 1)			Indice de diversité (H')		
		SC	*F-ratio*	*p*	SC	*F-ratio*	*p*
Site	4	18	7,9374	**< 0,0001**	0,8994	0,8651	0,4865
Résidus	145	84			37,6851		
Total	149	102			38,5845		

Sources de variation	dl	Log_{10} (Biomasse + 1)		
		SC	*F-ratio*	*p*
Site	4	7	3,6046	**0,0078**
Résidus	145	68		
Total	149	75		

dl = degré de liberté
SC = somme des carrés

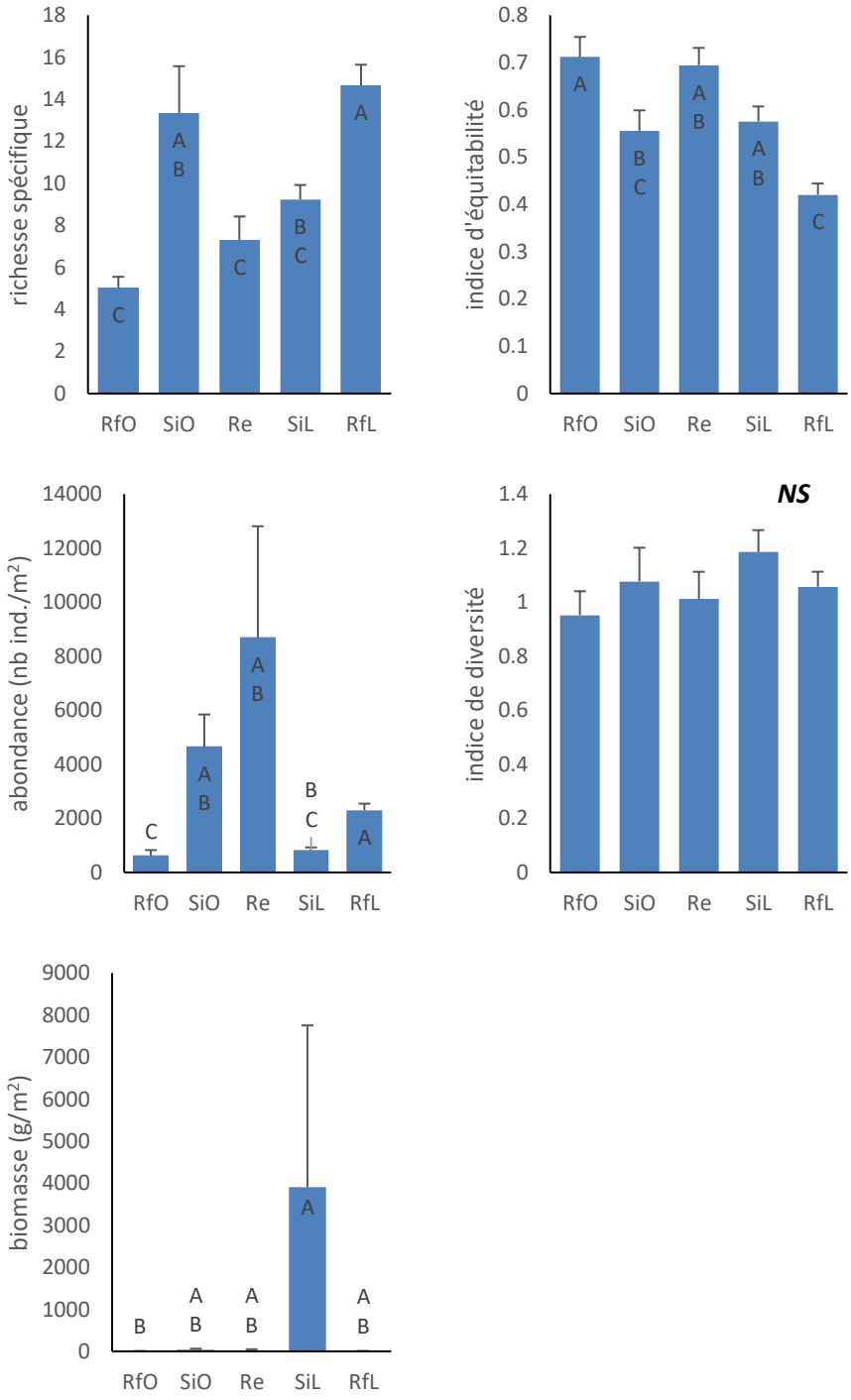


Figure 12. Indices univariés (moyenne ± erreur type) aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL) : richesse spécifique (nombre d'espèces par station), abondance totale (nombre total d'individus/m^2), biomasse totale (g/m^2), indice d'équitabilité de Pielou et indice de diversité de Shannon-Wiener. Les différentes lettres représentent les différences significatives entre les sites, telles que révélées par le test de comparaisons multiples de Tukey. NS = non significatif.

3.3.2 Analyses multivariées

Les analyses de variance par permutation ont été faites sur les bases de données d'abondances d'organismes. Il est à noter qu'aucun organisme n'a été dénombré à 3 des 150 stations analysées (stations Re-50, SiL-01 et SiO-30). Ces stations ont été retirées des bases de données avant que les analyses statistiques soient faites pour limiter le biais induit par celles-ci. De plus, à la station RfO-48, une seule espèce a été inventoriée qui plus est, une espèce coloniale; comme il n'y a pas de valeur d'abondance, cette station a également été retiré pour les analyses faites sur les données brutes; la station a été conservée pour les analyses faites sur les données transformées en présence/absence.

Les analyses multivariées ont révélé des différences significatives des assemblages benthiques entre les différents sites de La Grave, et ce, lorsque les analyses sont faites sur les données brutes d'abondance tout comme lorsqu'elles sont faites sur des données transformées en présence/absence (**Tableau 6**).

Les analyses *a posteriori* indiquent que les assemblages benthiques de chacun des sites sont significativement différents l'un de l'autre sauf au site recharge et au site sous influence ouest (**Tableau 7**,
Figure 13).

Tableau 6. Résultats des analyses de variance multivariées par permutation (PERMANOVA) testant l'effet du site sur les abondances des assemblages d'invertébrés benthiques de La Grave à l'été 2021. La distribution des assemblages a été calculée à partir de la matrice de similarité de Bray-Curtis, sur des données brutes et sur des données transformées en présence/absence.

Sources de variation	Données brutes			
	dl	SC	*pseudo-F*	*p(perm)*
Site	1	1,81E+05	17,3060	**0,0001**
Résidus	141	3,68E+05		
Total	145	5,49E+05		

Sources de variation	Présence/absence			
	dl	SC	*pseudo-F*	*p(perm)*
Site	4	1,22E+05	15,0790	**0,0001**
Résidus	142	2,87E+05		
Total	146	4,09E+05		

Tableau 7. Résultats des analyses *a posteriori* permettant d'identifier les différences significatives entre les sites de La Grave. La distribution des assemblages a été calculée à partir de la matrice de similarité de Bray-Curtis sur des données brutes.

	t	*p(perm)*
Recharge – Référence large	5,3752	**0,0001**
Recharge – Référence ouest	2,0294	**0,0001**
Recharge – Sous influence large	4,8922	**0,0001**
Recharge – Sous influence ouest	1,0362	0,3400
Référence large – Référence ouest	5,3999	**0,0001**
Référence large – Sous influence large	4,1626	**0,0001**
Référence large – Sous influence ouest	6,0302	**0,0001**
Référence ouest – Sous influence large	4,6566	**0,0001**
Référence ouest – Sous influence ouest	2,0090	**0,0001**
Sous influence large – Sous influence ouest	5,3861	**0,0001**

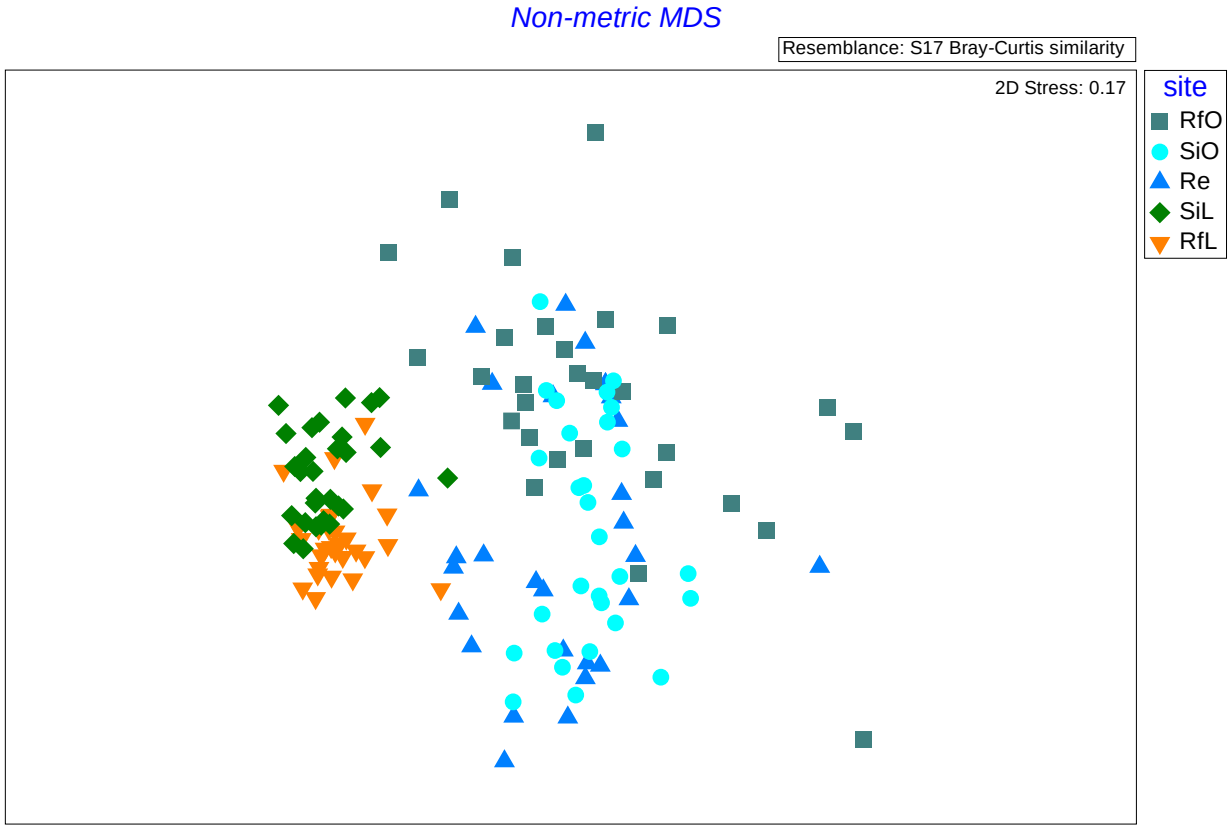


Figure 13. Cadrage multidimensionnel des assemblages benthiques (abondance, données brutes) des 5 sites de La Grave à l'été 2021 : sites référence ouest (RfO, ■), sous influence ouest (SiO, ●), recharge (Re, ▲), sous influence large (SiL, ◆) et référence large (RfL, ▼).

La procédure SIMPER nous indique enfin les espèces contribuant le plus à la similarité à l'intérieur d'un même assemblage. La similarité entre les échantillons d'un même groupe est généralement faible, particulièrement à proximité de la rive (**Tableau 8**). Dans tous les cas, les taxons expliquant le plus la similarité à l'intérieur des groupes sont les taxons les plus dominants dans les échantillons.

Ces taxons dominants, qui expliquent le plus les similarités et dissimilarités, sont aussi spécifiques à certains sites (
Figure 14):

- Les bivalves *Ameritella agilis* sont particulièrement abondants aux sites sous influence large (SiL) et référence large (RfL).
- Les amphipodes *Calliopius laeviusculus* sont surtout présent au site référence ouest (RfO).
- Les crustacés isopodes *Jaera (Jaera) albifrons* sont essentiellement présents au site sous influence ouest (SiO), quoiqu'également présents au site recharge (Re).
- Les moules *Mytilus* sp. sont surtout abondantes aux sites sous influence ouest (SiO) et recharge (Re).
- Les vers nématodes (Nematoda) sont surtout abondants aux sites sous influence ouest (SiO) et recharge (Re).
- Les vers oligochètes (Oligochaeta) sont surtout abondants aux sites sous influence ouest (SiO) et recharge (Re).
- Les vers *Paraonis fulgens* sont surtout abondants aux sites sous influence large (SiL) et référence large (RfL).
- Les bivalves *Spisula solidissima* sont particulièrement abondants au site référence large (RfL), quoiqu'également présents au site sous influence large (SiL).

Tableau 8. Indices de similarité (%) et de dissimilarité (%) des assemblages identifiés aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL). Les valeurs représentent le pourcentage de contribution de chaque espèce à la similarité d'un groupe avec lui-même et à la dissimilarité entre 2 groupes.

RfO	Similarité : 13% *Mytilus* sp. (58) Nematoda (7) Oligochaeta (7)				
SiO	Dissimilarité : 88% *Mytilus* sp. (40) Oligochaeta (16) *Calliopius laeviusculus* (5) *Jaera (Jaera) albifrons* (5) Nematoda (4)	Similarité : 21% *Mytilus* sp. (76)			
Re	Dissimilarité : 89% *Mytilus* sp. (43) Oligochaeta (11) *Calliopius laeviusculus* (7) Nematoda (6) *Spisula solidissima* (5)	Dissimilarité : 80% *Mytilus* sp. (45) Oligochaeta (15) Nematoda (6) *Jaera (Jaera) albifrons* (4)	Similarité : 19% *Mytilus* sp. (80)		
SiL	Dissimilarité : 96% *Spisula solidissima* (42) *Ameritella agilis* (10) *Mytilus* sp. (9) *Paraonis flugens* (7) *Calliopius laeviusculus* (7)	Dissimilarité : 97% *Mytilis* sp. (32) *Spisula solidissima* (22) Oligochaeta (11) *Ameritella agilis* (5)	Dissimilarité : 94% *Mytilus* sp. (36) *Spisula solidissima* (24) Oligochaeta (7) *Ameritella agilis* (5)	Similarité : 50% *Spisula solidissima* (67) *Ameritella agilis* (15)	
RfL	Dissimilarité : 97% *Spisula solidissima* (60) *Ameritella agilis* (6) *Mytilus* sp. (6)	Dissimilarité : 97% *Spisula solidissima* (38) *Mytilus* sp. (25) Oligochaeta (9)	Dissimilarité : 92% *Spisula soliddisima* (38) *Mytilus* sp. (29) Oligochaeta (5)	Dissimilarité : 57% *Spisula solidissima* (67) *Ameritella agilis* (7)	Similarité : 62% *Spisula solidissima* (79)
	Référence ouest (RfO)	**Sous influence ouest (SiO)**	**Recharge (Re)**	**Sous influence large (SiL)**	**Référence large (RfL)**

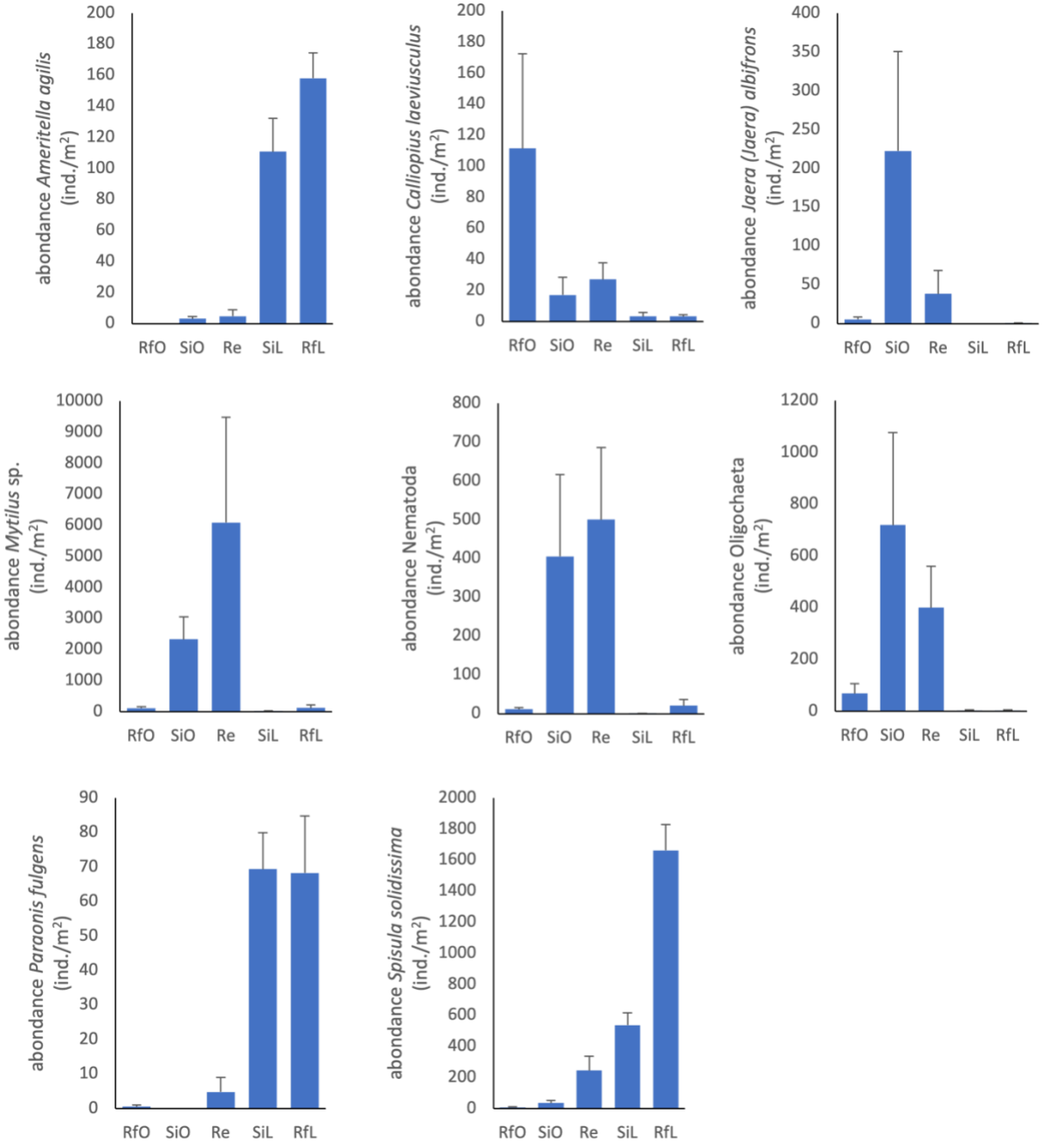


Figure 14. Abondance (nombre d'individus/m^2, moyenne ± erreur type) des taxons dominants aux sites référence ouest (RfO), sous influence ouest (SiO), recharge (Re), sous influence large (SiL) et référence large (RfL).

4 Synthèse des résultats

- Le contenu en matière organique des sédiments est très faible ; il y a significativement plus de matière organique dans les sédiments des sites référence ouest (RfO) et sous influence ouest (SiO), comparativement aux sites référence large (RfL) et sous influence large (SiL). Le contenu en matière organique des sédiments du site recharge (Re) n'est pas significativement différent de celui des autres sites.

- Les sédiments prélevés sont majoritairement du gravier aux sites à proximité de la plage (référence ouest - RfO, sous influence ouest - SiO et recharge - Re) et ils sont majoritairement du type sable fin aux sites plus au large (sous influence large - SiL et référence large - RfL).

- Trois espèces d'algues ont été répertoriées : *Fucus vesiculosus*, *Hildenbrandia rubra* et *Corallina officinalis*, toutes principalement observées au site sous influence ouest (SiO).

- Sur les 150 échantillons prélevés, 129 taxons d'invertébrés benthiques ont été inventoriés.

- Trois espèces considérées comme envahissantes aux îles de la Madeleine ont été recensées : les bryozoaires *Membranipora membranacea* et *Juxtacribrilina mutabilis* ainsi que l'ascidie *Botryllus schlosseri*.

- Une potentielle nouvelle mention pour le Saint-Laurent a été relevée : le polychète *Namanereis littoralis* gr. Cette espèce a été répertoriée à tous les sites à l'étude, à l'exception du site sous influence large.

- *Mytilus* sp. est l'espèce dominante en termes d'abondance relative, alors qu'en termes de biomasse relative, c'est de loin la mactre *Spisula solidissima* qui domine.

- Seuls les bivalves *Mya arenaria*, *Mytilus* sp. et *Spisula solidissima* sont présents dans plus de 50% des stations ; 107 taxons inventoriés étaient présents à $\leq$ 10 % des stations.

- Les assemblages benthiques de chacun des sites sont significativement différents l'un de l'autre sauf les assemblages du site recharge qui ne sont pas significativement différents des assemblages du site sous influence ouest.

- La similarité entre les échantillons d'un même groupe est généralement faible, particulièrement à proximité de la rive.

- L'amphipode *Calliopius laeviusculus* est surtout présent au site référence ouest (RfO).

- Les moules *Mytilus* sp., les nématodes, les oligochètes et l'isopode Jaera (Jaera) albifrons sont surtout abondants aux sites sous influence ouest (SiO) et recharge (Re).

- *Ameritella agilis*, *Spisula solidissima* et *Paraonis fulgens* sont plus abondants dans les sites plus au large (SiL et RfL).

5 Références

Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology 26: 32-46.

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.

Baca BJ, Lankford TE (1988) Myrtle beach nourishment project: biological monitoring. Report to City of Myrtle Beach, South Carolina.

Baptist MJ, Tamis JE, Borsje BW, van der Werf JJ et Holzhauer H (2009) Review of the geomorphological, benthic ecological and biogeomorphological effects of nourishments on the shoreface and surf zone of the Dutch coast. Wageningen IMARES report C113/08, Deltares report Z4582.50: 68 p.

Bergquist DC, Crowe SE (2009) Using historical data and meta-analyses to improve monitoring and management of beach nourishment in South Carolina. Final report prepared by the South Carolina Department of Natural Resources, Marine Resources Research Institute. SC Department of Health and Environmental Control (SCDHEC), Charleston, SC. 99 pp.

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

Bernatchez P, Dubois JM (2004) Bilan des connaissances de la dynamique de l'érosion des côtes du Québec maritime laurentien. Géographie physique et Quaternaire, 58(1), 45-71.

Bernatchez P, Dugas S, Fraser C, Da Silva L (2015) Évaluation économique des impacts potentiels de l'érosion des côtes du Québec maritime dans un contexte de changements climatiques. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Remis à Ouranos, mai 2015, 53 p. + annexes.

Bird E, Lewis N (2015) Beach Renourishment. Springer Briefs in Earth Sciences. 137 p.

Carley JT, Cox RJ (2017) Guidelines for Sand Nourishment Science and Synthesis for NSW. NSW Office of Environment and Heritage's Coastal Processes and Responses Node -Technical Report 263. 54 p.

Clarke DG, Wilber DH (2000) Assessment of potential impacts of dredging operations due to sediment resuspension. DOER Technical Note Collection (ERDCTN-DOER-E9), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg.

Clarke KR, Gorley RN (2006) PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK, 190 p.

Clarke KR, Warwick RM (1994) Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory. Plymouth, UK, 141 pp.
Clarke KR, Warwick RM (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Corriveau M, Bernatchez P, Belzile M, Senneville S (2018) Influence de la réduction du couvert de glace sur l'érosion côtière en bordure des infrastructures routières de l'Est du Québec dans un contexte de changements climatiques (CC04.1) : Rapport final. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Remis au ministère des Transports du Québec, avril 2019, 457 p. + annexes

Defeo O, McLachlan A, Schoeman DS, Schlacher TA and others (2009) Threats to sandy beach ecosystems: a review. Estuar Coast Shelf Sci 81: 1−12.

DesJarlais C, Allard M, Blondot A, Bourque A, Chaumont D, Gosselin P, Houle D, Larrivée C, Lease N, Roy R, Savard JP, Turcotte R, Villeneuve C (2010) Savoir s'adapter aux changements climatiques. (En ligne). Ouranos, Montréal, Québec. 128 p.

Downes BJ, Barmuta LA, Fairweather PG, Faith DP, Keough MJ, Lake PS, Mapstone BD, Quinn GP (2002) Monitoring ecological impacts: concepts and practices in flowing waters. Cambridge University Press, Cambridge, 434 pp.

DREAL Languedoc-Roussillon (2011) Document de cadrage préalable des études d'impact relatives aux opérations côtières de protection du littoral sableux du Languedoc-Roussillon. 209 p.

Drejza S, Friesinger S, 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.

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

Fraschetti S, Bianchi CN, 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.

Glasby TM (1997) Analysing data from post-impact studies using asymmetrical analyses of variance: a case study of epibiota on marinas. Australian Journal of Ecology 22: 448-459.

Greene, K (2002) Beach nourishment a review of the biological and physical impacts. ASMFC, Habitat Management Series no. 7. Atlantic States Marine Fisheries Commission, Washington, DC. 179 p.

Hackney CT, Posey MH, Ross SW, Norris AR (1996) A Review and Synthesis Of Data: Surf Zone Fishes and Invertebrates in the South Atlantic Bight and the Potential Impacts from Beach Nourishment. Prepared for the U.S. Army Corps of Engineers, Wilmington District, Wilmington, NC.

Hébert S (2005) Le Saint-Laurent - La qualité des eaux du fleuve 1990-2003, Québec, Ministère de l'Environnement, 25 p.

Jutte PC, Van Dolah FR, Gayes TP (2002) Recovery of benthic communities following offshore dredging, Myrtle Beach, South Carolina. Shore and Beach, 70: 25-30.

Ministère de la Sécurité Publique (MSP) (2012) S'adapter au littoral maritime - Ouvrages de protection. Gouvernement du Québec. [https://www.securitepublique.gouv.qc.ca/fileadmin/Documents/securite_civile/publications/erosion/erosion-ouvrage_protection.pdf]

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2017) Direction de l'évaluation environnementale des projets hydriques et industriels. Rapport d'analyse environnementale de la demande de soustraction à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement du projet de protection et de réhabilitation du littoral de l'Anse du Sud sur le territoire de la Ville de Percé. Dossier 3216-02-052. 43 p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2015) Guide d'interprétation, Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, Direction des politiques de l'eau, 131 p.

Naqvi SM, Pullen EJ (1982) Effects of Beach Nourishment and Borrowing on Marine Organisms. Coastal Engineering Research Center, Vicksburg MS. Miscellaneous rept. no. 82-14.

Nelson WG (1985) Physical and Biological Guidelines for Beach Restoration Projects. Part I. Biological Guidelines. Report No. 76. Florida Sea Grant College, Gainesville.

Pearson TH, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology. An Annual Review 16: 229-311.

Pêches et Océans Canada (2009) Les envahisseurs aquatiques-carnet d'identification. Pêches et Océans Canada, Canada, 24 p.

Pêches et Océans Canada, Page consultée le 27 avril 2022. Botrylle étoilé (En ligne) [https://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/profiles-profils/goldenstartunicate-botrylleetoile-fra.html]

Peterson CH, Bishop MJ (2005) Assessing the environmental impacts of beach nourishment. BioScience, 55(10): 887-896.

Peterson CH, Bishop MJ, D'Anna LM, Johnson GA (2014) Multi-year persistence of beach habitat degradation from nourishment using coarse shelly sediments. Sci. Total Environ. 487: 481-492.

Plan d'action Saint-Laurent (2014) Données générales sur le Saint-Laurent. Milieu marin (En ligne)
[http://planstlaurent.qc.ca/fr/gestion_integree/forum_saint_laurent/octobre_2014/documentation/donnees_generales_sur_le_saint_laurent_milieu_marin.html]

Plan d'action Saint-Laurent (2019) Portrait global de l'état du Saint-Laurent 2019. Environnement et Changement climatique Canada, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Parcs Canada, Pêches et Océans Canada, Stratégie Saint-Laurent. 60 pages.

Quinn GP, Keough MJ (2002) Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge, 560 p.
Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson HC, Cederwall H, Dimming A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union water framework directive. Marine Pollution Bulletin 49: 728-739.

Rosov B, Bush S, Briggs TR, Elko N (2016) The state of understanding the impacts of beach nourishment activities on infaunal communities. Shore & Beach. Vol. 84, No. 3: 51-55.

Speybroeck J, Bonte D, Courtens W, Gheskiere T, Grootaert P, Maelfait JP, Mathys M, Provoost S, Sabbe K, Stienen E, Van Lancker V, Vincx M, Degraer S (2006) Beach nourishment: An ecologically sound coastal defence alternative? A review. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 16: 419 - 435.
Underwood AJ (1993a) How not to design an environmental monitoring program: a case study from the FAC (up in Botany Bay). Australian Biologist 6:194-197.

Trott TJ, Enterline C (2019) First record of the encrusting bryozoan Cribrilina (Juxtacribrilina) mutabilis (Ito, Onishi and Dick, 2015) in the Northwest Atlantic Ocean. BioInvasions Records, 8(3): 598-607.

Underwood AJ (1993b) The mechanics of spatially replicated sampling programs to detect environmental impacts in a variable world. Australian Journal of Ecology 18: 99-116.

Underwood AJ (1994) Things environmental scientists (and statisticians) need to know to receive (and give) better statistical advice. In: Fletcher DJ, Manly BFJ (eds) Statistics in ecology and environmental monitoring. University of Otago Press, Dunedin, pp. 33-61.

Underwood AJ (2000a) Importance of experimental design in detecting and measuring stresses in marine populations. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 7: 3-24.

Underwood AJ (2000b) Trying to detect impacts in marine habitats: comparisons with suitable reference areas. In: Sparks T (ed) Statistics in Ecotoxicology. John Wiley & Sons, LTD, Toronto, pp. 279-308.

Underwood AJ, Chapman MG (2003) Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 296: 49-70.

US Army Corps of Engineers (USACE) (2014) Final integrated feasability report and environmental impact statement; coastal storm damage reduction. Appendix I cumulative impacts. Bogue Banks, Carteret County, North Carolina. 28 p.

Yorke AF, Metaxas A (2011) Interactions between an invasive and a native bryozoan (Membranipora membranacea and Electra pilosa) specieson kelp and Fucus substrates in Nova Scotia, Canada. Marine Biology, 158: 2299-2311.

Wentworth CK (1922) A scale of grade and class terms for clastic sediments. J. Geol. 30: 377-392.

Wooldridge T, Henter HJ, Kohn JR (2016) Effects of beach replenishment on intertidal invertebrates: a 15 month, eight beach study. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Volume 175: 24-33.

WoRMS Editorial Board (2021) World Register of Marine Species. [http://www.marinespecies.org] doi:10.14284/170.

Annexe 1. Taxons inventoriés à La Grave à l'été 2021 avec leur abondance relative (Ab rel, %), leur biomasse relative (Bio rel, %) et leur coefficient de fréquence (CF, %).

aphia	phylum	classe	ordre	famille	nom	Ab rel	Bio rel	CF
2036	Annelida	Clitellata			Oligochaeta	6,98	< 0,01	34,67
130036	Annelida	Polychaeta	Eunicida	Dorvilleidae	*Parougia caeca*	0,01	< 0,01	2,00
157392	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Glyceridae	*Glycera dibranchiata*	0,02	0,01	6,67
157499	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtyidae	*Nephtys bucera*	0,18	0,03	30,67
130355	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtyidae	*Nephtys caeca*	0,03	< 0,01	10,67
129370	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtyidae	*Nephtys* sp.	0,01	< 0,01	1,33
234850	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nereididae	*Alitta succinea*	< 0,01	< 0,01	0,67
152302	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nereididae	*Hediste diversicolor*	0,11	0,01	1,33
334078	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nereididae	*Namanereis littoralis* gr.	0,56	0,01	18,00
130404	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nereididae	*Nereis pelagica*	< 0,01	< 0,01	0,67
130616	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodocidae	*Eteone longa*	0,07	< 0,01	4,00
130639	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodocidae	*Eulalia viridis*	0,04	< 0,01	4,00
334512	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodocidae	*Phyllodoce mucosa*	0,04	< 0,01	3,33
130762	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Polynoidae	*Harmothoe extenuata*	0,02	< 0,01	2,67
130769	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Polynoidae	*Harmothoe imbricata*	0,12	0,01	4,67
130801	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Polynoidae	*Lepidonotus squamatus*	0,03	< 0,01	4,67
130603	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Sigalionidae	*Pholoe minuta*	0,27	< 0,01	8,67
129595	Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Sigalionidae	*Sthenelais* sp.	< 0,01	< 0,01	0,67
130913	Annelida	Polychaeta	Sabellida	Fabriciidae	*Fabricia stellaris*	< 0,01	< 0,01	1,33
155202	Annelida	Polychaeta	Sabellida	Sabellidae	*Euchone incolor*	< 0,01	< 0,01	0,67
989	Annelida	Polychaeta	Sabellida	Serpulidae	Spirorbinae	< 0,01	< 0,01	1,33
131143	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Polydora cornuta*	0,06	< 0,01	3,33
131170	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Pygospio elegans*	0,13	< 0,01	18,00
157566	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Scolelepis (Scolelepis) squamata*	0,09	< 0,01	10,00
131183	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Spio filicornis*	< 0,01	< 0,01	0,67
131187	Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae	*Spiophanes bombyx*	0,74	< 0,01	32,67
129241	Annelida	Polychaeta	Terebellida	Cirratulidae	*Caulleriella* sp.	0,06	< 0,01	4,00
130113	Annelida	Polychaeta	Terebellida	Flabelligeridae	*Pherusa plumosa*	< 0,01	< 0,01	0,67
238377	Annelida	Polychaeta	Terebellida	Pectinariidae	*Cistenides granulata*	0,01	< 0,01	3,33
334421	Annelida	Polychaeta	Terebellida	Pectinariidae	*Pectinaria gouldii*	< 0,01	< 0,01	1,33
129710	Annelida	Polychaeta	Terebellida	Terebellidae	*Polycirrus* sp.	< 0,01	< 0,01	0,67
982	Annelida	Polychaeta	Terebellida	Terebellidae	Terebellidae	< 0,01	< 0,01	0,67

Annexe 1 (suite). Taxons inventoriés à La Grave à l'été 2021 avec leur abondance relative (Ab rel, %), leur biomasse relative (Bio rel, %) et leur coefficient de fréquence (CF, %).

aphia	phylum	classe	ordre	famille	nom	Ab rel	Bio rel	CF
129876	Annelida	Polychaeta		Capitellidae	*Capitella capitata*	0,02	< 0,01	4,67
130279	Annelida	Polychaeta		Maldanidae	*Clymenella torquata*	0,02	< 0,01	6,00
421019	Annelida	Polychaeta		Orbiniidae	*Leitoscoloplos robustus*	< 0,01	0,01	1,33
157516	Annelida	Polychaeta		Orbiniidae	*Orbinia swani*	0,01	< 0,01	3,33
130537	Annelida	Polychaeta		Orbiniidae	*Scoloplos armiger* gr.	0,04	< 0,01	6,00
146932	Annelida	Polychaeta		Paraonidae	*Paraonis fulgens*	0,84	< 0,01	40,67
129472	Annelida	Polychaeta		Polygordiidae	*Polygordius* sp.	< 0,01	< 0,01	0,67
883	Annelida	Polychaeta			Polychaeta	0,16	< 0,01	32,00
1484	Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes	Halacaridae	Halacaridae	0,19	< 0,01	11,33
116451	Arthropoda	Hexanauplia	Harpacticoida	Peltidiidae	*Alteutha depressa*	< 0,01	< 0,01	1,33
1102	Arthropoda	Hexanauplia	Harpacticoida		Harpacticoida	0,04	< 0,01	2,67
118100	Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Chironomidae	< 0,01	< 0,01	0,67
102002	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Ampithoidae	*Ampithoe rubricata*	0,06	< 0,01	3,33
102178	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Calliopiidae	*Calliopius laeviusculus*	0,95	0,01	20,00
101846	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Caprellidae	*Caprella penantis*	0,03	< 0,01	1,33
237004	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Corophiidae	*Crassicorophium bonellii*	0,02	< 0,01	2,00
148592	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Corophiidae	*Monocorophium insidiosum*	0,10	< 0,01	5,33
421579	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Corophiidae	*Monocorophium tuberculatum*	0,30	< 0,01	5,33
102136	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Dexaminidae	*Dexamine thea*	0,22	< 0,01	6,67
158093	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	*Gammarus lawrencianus*	0,92	0,01	8,67
102285	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	*Gammarus oceanicus*	1,05	0,09	12,67
102412	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Ischyroceridae	*Ischyrocerus anguipes*	0,01	< 0,01	1,33
102433	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Ischyroceridae	*Jassa marmorata*	0,25	< 0,01	4,67
102989	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Phoxocephalidae	*Phoxocephalus holbolli*	0,04	< 0,01	4,67
103217	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Talitridae	*Platorchestia cf. platensis*	0,59	0,01	5,33
1328406	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Talitridae	*Speziorchestia grillus*	0,01	< 0,01	0,67
1255501	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Tryphosidae	*Wecomedon nobilis*	0,93	0,01	2,67
158156	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Unciolidae	*Unciola irrorata*	< 0,01	< 0,01	0,67
1135	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda		Amphipoda	0,15	< 0,01	5,33
157836	Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Bodotriidae	*Pseudoleptocuma minus*	< 0,01	< 0,01	1,33
157834	Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Diastylidae	*Oxyurostylis smithi*	0,01	< 0,01	3,33

Annexe 1 (suite). Taxons inventoriés à La Grave à l'été 2021 avec leur abondance relative (Ab rel, %), leur biomasse relative (Bio rel, %) et leur coefficient de fréquence (CF, %).

aphia	phylum	classe	ordre	famille	nom	Ab rel	Bio rel	CF
158056	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Cancridae	*Cancer borealis*	0,03	0,03	2,67
158057	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Cancridae	*Cancer irroratus*	< 0,01	< 0,01	0,67
158355	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Crangonidae	*Crangon septemspinosa*	0,01	< 0,01	3,33
119039	Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Idoteidae	*Idotea balthica*	0,63	0,01	3,33
119053	Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Idoteidae	*Synidotea nodulosa*	0,14	0,01	1,33
264171	Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Janiridae	*Jaera (Jaera) albifrons*	1,56	< 0,01	10,67
262440	Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Porcellionidae	*Porcellio scaber*	< 0,01	< 0,01	0,67
1091	Arthropoda	Ostracoda	Podocopida		Podocopida	< 0,01	< 0,01	0,67
157793	Arthropoda	Thecostraca	Balanomorpha	Chthamalidae	*Chthamalus fragilis*	0,01	< 0,01	1,33
111186	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Calloporidae	*Amphiblestrum auritum*	NA	< 0,01	2,67
110733	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Calloporidae	Calloporidae	NA	< 0,01	0,67
1059487	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Cribrilinidae	*Cribrilina (Cribrilina) cryptooecium*	NA	< 0,01	2,67
111314	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Cribrilinidae	*Cribrilina punctata*	NA	< 0,01	2,00
1059484	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Cribrilinidae	*Juxtacribrilina mutabilis*	NA	< 0,01	1,33
467577	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Electridae	*Einhornia crustulenta*	NA	< 0,01	1,33
111354	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Electridae	*Electra monostachys*	NA	< 0,01	0,67
111355	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Electridae	*Electra pilosa*	NA	< 0,01	36,67
111397	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Hippothoidae	*Celleporella hyalina*	NA	< 0,01	18,00
111411	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Membraniporidae	*Membranipora membranacea*	NA	< 0,01	14,67
110942	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Microporellidae	*Microporella* sp.	NA	< 0,01	0,67
146142	Bryozoa				Bryozoa	NA	0,01	1,33
103448	Chordata	Ascidiacea	Stolidobranchia	Molgulidae	Molgulidae	< 0,01	< 0,01	0,67
103862	Chordata	Ascidiacea	Stolidobranchia	Styelidae	*Botryllus schlosseri*	NA	0,01	6,00
117354	Cnidaria	Hydrozoa	Anthoathecata	Bougainvilliidae	*Rhizorhagium roseum*	NA	< 0,01	0,67
1599	Cnidaria	Hydrozoa	Anthoathecata	Corynidae	Corynidae	NA	< 0,01	0,67
1600	Cnidaria	Hydrozoa	Anthoathecata	Eudendriidae	Eudendriidae	NA	< 0,01	0,67
1606	Cnidaria	Hydrozoa	Leptothecata	Campanulariidae	Campanulariidae	NA	< 0,01	8,67
117690	Cnidaria	Hydrozoa	Leptothecata	Lafoeidae	*Filellum serpens*	NA	< 0,01	3,33
117136	Cnidaria	Hydrozoa	Leptothecata	Lafoeidae	*Lafoea* sp.	< 0,01	< 0,01	0,67
117233	Cnidaria	Hydrozoa	Leptothecata	Sertularellidae	*Sertularella* sp.	NA	< 0,01	0,67
117890	Cnidaria	Hydrozoa	Leptothecata	Sertulariidae	*Hydrallmania falcata*	NA	< 0,01	0,67

Annexe 1 (suite). Taxons inventoriés à La Grave à l'été 2021 avec leur abondance relative (Ab rel, %), leur biomasse relative (Bio rel, %) et leur coefficient de fréquence (CF, %).

aphia	phylum	classe	ordre	famille	nom	Ab rel	Bio rel	CF
158172	Cnidaria	Hydrozoa	Leptothecata	Sertulariidae	*Pericladium mirabilis*	NA	< 0,01	0,67
1614	Cnidaria	Hydrozoa	Leptothecata	Sertulariidae	Sertulariidae	NA	< 0,01	6,00
123121	Echinodermata	Asteroidea	Forcipulatida	Asteriidae	Asteriidae	0,02	< 0,01	2,67
140103	Mollusca	Bivalvia	Adapedonta	Hiatellidae	*Hiatella arctica*	0,11	< 0,01	6,67
876640	Mollusca	Bivalvia	Adapedonta	Pharidae	*Ensis leei*	0,01	< 0,01	2,67
229	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae	Cardiidae	0,01	< 0,01	1,33
181343	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae	*Parvicardium pinnulatum*	< 0,01	< 0,01	0,67
878476	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Tellinidae	*Ameritella agilis*	1,62	0,07	44,00
140430	Mollusca	Bivalvia	Myida	Myidae	*Mya arenaria*	2,52	0,01	59,33
140467	Mollusca	Bivalvia	Mytilida	Mytilidae	*Modiolus modiolus*	0,17	< 0,01	8,67
138228	Mollusca	Bivalvia	Mytilida	Mytilidae	*Mytilus* sp.	50,71	0,13	76,00
156737	Mollusca	Bivalvia	Pectinida	Anomiidae	*Anomia simplex*	0,02	< 0,01	4,00
156870	Mollusca	Bivalvia	Venerida	Mactridae	*Mulinia lateralis*	< 0,01	< 0,01	0,67
156996	Mollusca	Bivalvia	Venerida	Mactridae	*Spisula solidissima*	14,54	98,07	59,33
156961	Mollusca	Bivalvia	Venerida	Veneridae	*Petricolaria pholadiformis*	1,09	< 0,01	12,00
105	Mollusca	Bivalvia			Bivalvia	1,30	< 0,01	16,00
160065	Mollusca	Gastropoda	Cephalaspidea	Tornatinidae	*Acteocina canaliculata*	0,01	< 0,01	4,67
138963	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Calyptraeidae	*Crepidula fornicata*	0,01	< 0,01	2,00
140170	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Littorinidae	*Lacuna vincta*	0,82	0,01	19,33
140262	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Littorinidae	*Littorina littorea*	0,97	1,17	10,00
140263	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Littorinidae	*Littorina obtusata*	0,58	0,18	2,67
140264	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Littorinidae	*Littorina saxatilis*	0,32	0,03	6,67
119	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Littorinidae	Littorinidae	< 0,01	< 0,01	0,67
140536	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Naticidae	*Euspira pallida*	< 0,01	< 0,01	0,67
145	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Naticidae	Naticidae	< 0,01	< 0,01	0,67
141308	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Rissoidae	*Onoba aculeus*	0,03	< 0,01	4,00
467492	Mollusca	Gastropoda	Neogastropoda	Nassariidae	*Ilyanassa trivittata*	0,01	< 0,01	2,67
141819	Mollusca	Gastropoda	Trochida	Margaritidae	*Margarites costalis*	0,02	< 0,01	0,67
141821	Mollusca	Gastropoda	Trochida	Margaritidae	*Margarites helicinus*	< 0,01	< 0,01	0,67
138592	Mollusca	Gastropoda	Trochida	Margaritidae	*Margarites* sp.	0,01	< 0,01	2,00
234208	Mollusca	Gastropoda		Lottiidae	*Testudinalia testudinalis*	0,02	< 0,01	1,33
397024	Mollusca	Gastropoda		Pyramidellidae	*Boonea bisuturalis*	< 0,01	< 0,01	0,67

Annexe 1 (suite). Taxons inventoriés à La Grave à l'été 2021 avec leur abondance relative (Ab rel, %), leur biomasse relative (Bio rel, %) et leur coefficient de fréquence (CF, %).

aphia	phylum	classe	ordre	famille	nom	Ab rel	Bio rel	CF
101	Mollusca	Gastropoda			Gastropoda	0,29	< 0,01	8,67
799	Nematoda				Nematoda	5,49	< 0,01	35,33
152391	Nemertea				Nemertea	0,32	0,01	33,33

Annexe 2. Algues répertoriées à chaque station de La Grave à l'été 2021. Recouvrement exprimé en % pour les espèces *Fucus vesiculosus* et *Hildenbranchia rubra* et présence pour *Corallina officinalis*.

	Stations	Recouvrement (%)		*Corallina officinalis*
		Fucus vesiculosus	*Hildenbrandia rubra*	
Site référence ouest	RfO-03			présence
	RfO-06		5 à 10	
	RfO-10			présence
	RfO-13			présence
	RfO-20			présence
	RfO-22			présence
	RfO-23		0 à 5	présence
	RfO-24			présence
	RfO-28			présence
	RfO-32			présence
	RfO-33			présence
	RfO-35			présence
	RfO-38			présence
	RfO-42			présence
	RfO-47			présence
	RfO-48			présence
Site sous influence ouest	SiO-04	0 à 5		
	SiO-05			présence
	SiO-06			présence
	SiO-07			présence
	SiO-09			présence
	SiO-10			présence
	SiO-12	85 à 90		présence
	SiO-13			présence
	SiO-15			présence
	SiO-16	0 à 5		présence
	SiO-17		0 à 5	présence
	SiO-25			présence

Annexe 2 (suite). Algues répertoriées à chaque station de La Grave à l'été 2021. Recouvrement exprimé en % pour les espèces *Fucus vesiculosus* et *Hildenbranchia rubra* et présence pour *Corallina officinalis*.

	Stations	Recouvrement (%)		*Corallina officinalis*
		Fucus vesiculosus	*Hildenbrandia rubra*	
Site sous influence ouest	SiO-27			présence
	SiO-28		0 à 5	présence
	SiO-31	10 à 15		présence
	SiO-32			présence
	SiO-35	15 à 20	0 à 5	présence
	SiO-39	10 à 15		présence
	SiO-40	5 à 10		présence
	SiO-41			présence
	SiO-44			présence
	SiO-45			présence
	SiO-46			présence
	SiO-48	0 à 5	0 à 5	présence
	SiO-49			présence
Site recharge	Re-02	0 à 5		
	Re-03			présence
	Re-06		0 à 5	présence
	Re-08			présence
	Re-12			présence
	Re-15			présence
	Re-22			présence
	Re-23			présence
	Re-24			présence
	Re-25			présence
	Re-28			présence
	Re-29			présence
	Re-30			présence
	Re-34		50 à 55	présence
	Re-36			présence

Annexe 2 (suite). Algues répertoriées à chaque station de La Grave à l'été 2021. Recouvrement exprimé en % pour les espèces *Fucus vesiculosus* et *Hildenbranchia rubra* et présence pour *Corallina officinalis*.

	Stations	Recouvrement (%)		*Corallina officinalis*
		Fucus vesiculosus	*Hildenbrandia rubra*	
Re	Re-37			présence
	Re-42			présence
	Re-48			présence
Site sous influence large	SiL-03			présence
	SiL-09			présence
	SiL-16			présence
	SiL-18			présence
	SiL-19			présence
	SiL-23			présence
	SiL-24			présence
	SiL-25			présence
	SiL-29			présence
Site référence large	RfL-02			présence
	RfL-03			présence
	RfL-06			présence
	RfL-07			présence
	RfL-08			présence
	RfL-14			présence
	RfL-17			présence
	RfL-20			présence
	RfL-21			présence
	RfL-23			présence
	RfL-24			présence
	RfL-26			présence
	RfL-27			présence
	RfL-30			présence
	RfL-33			présence