

Fisheries and Oceans Canada

Sciences des écosystèmes et des océans

èmes Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2018/010

Région du Pacifique

Récifs d'éponges siliceuses dans le Détroit de Georgie et la Baie Howe : évaluation de la situation et conseils sur la surveillance écologique

A. Dunham, J. Mossman, S. Archer, S. Davies, J. Pegg, E. Archer

Pêches et Océans Canada Station biologique du Pacifique 3190, chemin Hammond Bay Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7



Avant-propos

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

Publié par :

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

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2018 ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Dunham, A., Mossman, J., Archer, S., Davies, S., Pegg, J., et Archer, E. 2018. Récifs d'éponges siliceuses dans le Détroit de Georgie et la Baie Howe : évaluation de la situation et conseils sur la surveillance écologique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/021. x + 233 p.

Also available in English :

Dunham, A., Mossman, J., Archer, S., Davies, S., Pegg, J., and Archer, E. 2018. Glass Sponge Reefs in the Strait of Georgia and Howe Sound: Status Assessment and Ecological Monitoring Advice. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/021. x + 221 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	x
1. INTRODUCTION	1
1.1 LES RÉCIFS D'ÉPONGES SILICEUSES : DES HABITATS UNIQUES	1
1.2 RÔLE ÉCOSYSTÉMIQUE DES RÉCIFS D'ÉPONGES SILICEUSES	2
1.3 INITIATIVE DE PROTECTION DU RÉCIF DU DÉTROIT DE GEORGIE ET DE LA BA	ŧΕ
HOWE	3
1.4 ÉTAT CONNU AUPARAVANT ET NOMENCLATURE DU RÉCIF	4
1.5 OBJET DU PRÉSENT DOCUMENT	6
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	6
2.1 EMPLACEMENT DE L'ÉTUDE	6
2.2 TERMINOLOGIE	6
2.3 CONCEPTION ET TECHNIQUES DES RELEVÉS	10
2.4 MÉTHODES D'ANALYSE	11
2.4.1 Géoréférencement et analyses spatiales	11
2.4.2 Annotation vidéo et contrôle de la qualité	11
2.4.3 Traitement des images fixes	13
2.4.4 Évaluation des éponges siliceuses hermatypiques	14
2.4.5 Analyses de la communauté mégafaunique	18
2.4.6 Associations communauté-habitat	19
2.4.7 Cartes sommaires des complexes de récifs	19
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	20
3.1 APPROCHES ÉLABORÉES	20
3.1.1 Ajustements des ensembles de données	20
3.1.2 Sélection des indices fondés sur les éponges	21
3.2 ÉVALUATION DU CARACTÈRE DU RÉCIF	24
3.2.1 Conditions environnementales	24
3.2.2 Évaluation des éponges siliceuses	26
3.2.3 Communauté mégafaunique	38
3.2.4 Associations communauté-habitat	53
3.2.5 Preuves d'activités anthropiques	57
3.3. ANALYSE DE L'EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE	59
3.4 RÉSUMÉS DE L'ÉTAT DES RÉCIFS	62
3.5 CRITÈRES DE SURVEILLANCE	84
3.5.1 Méthodes de surveillance	84
3.5.2 Analyse des données	89
3.5.3 Interprétation des résultats	89
4. CONCLUSIONS	92
4.1 ÉVALUATION DE L'ÉTAT DES RÉCIFS	92

4.2 CONSIDÉRATIONS SUR LES MÉTHODES ET L'EFFORT D'ÉCHANTILLONN	AGE93
4.3 IMPLICATIONS POUR LA SURVEILLANCE	94
5. INCERTITUDES, LACUNES ET ORIENTATIONS FUTURES	95
5.1 INCERTITUDES ET LIMITATIONS	95
5.2 LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET ORIENTATIONS FUTURES	96
6. RECOMMANDATIONS	97
7. REMERCIEMENTS	99
8. RÉFÉRENCES CITÉES	100
ANNEXES	106
ANNEXE 1. EMPLACEMENT ET SURFACE DE L'EMPREINTE DES FERMETURE PÊCHES ENTRANT EN CONTACT AVEC LE FOND, DES COMPLEXES DE RÉC DES DIFFÉRENTS RÉCIFS	ES DES IFS ET 106
ANNEXE 2. RÉSUMÉ DE LA DOCUMENTATION ET DES DONNÉES SUR LES N COMPLEXES DE RÉCIFS D'ÉPONGES SILICEUSES DANS LE DÉTROIT DE GE ET LA BAIE HOWE	EUF ORGIE
ANNEXE 3. PROTOCOLE D'ANNOTATION DES VIDÉOS	
ANNEXE 4. PROTOCOLE POUR LE TRAITEMENT DES IMAGES FIXES	124
ANNEXE 5. PARAMÈTRES SPATIAUX DÉTAILLÉS ET PARAMÈTRES DES ÉPO	NGES. 129
ANNEXE 6. FRÉQUENCES D'OCCURRENCE DES CATÉGORIES D'HABITATS D CHACUN DES NEUF COMPLEXES DE RÉCIFS ET DANS LES ZONES ADJACEN	DANS NTES147
ANNEXE 7. CARTES DE POINTS CHAUDS EN POLYGONES ILLUSTRANT LA DISTRIBUTION DES CATÉGORIES D'HABITATS LE LONG DE CHAQUE TRANS	ECT148
ANNEXE 8. COMPARAISONS PAR PAIRE DE LA STRUCTURE DES COMMUNA ENTRE LES COMPLEXES DE RÉCIFS.	UTÉS 230
ANNEXE 9. RÉSULTATS DES ANALYSES DES ESPÈCES INDICATRICES POUF DIFFÉRENTS COMPLEXES DE RÉCIFS	₹ LES 232
ANNEXE 10. NOMBRE MINIMAL D'IMAGES FIXES PAR TRANSECT À ANALYSE	R233

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Résumé de l'état connu auparavant des neuf complexes de récifs d'épongessiliceuses du détroit de Georgie et de la baie Howe actuellement protégés par des fermeturesdes pêches entrant en contact avec le fond.5
Tableau 2. Résumé de la couverture spatiale des zones sur les récifs et hors récifs à l'aide destransects linéaires.10
Tableau 3. Indices fondés sur les éponges qui ont été testés, ainsi que les données d'entrée ettailles d'échantillon correspondantes16
Tableau 4. Matrice de catégorie d'habitat appliquée à l'ensemble de données vidéos17
Tableau 5. Matrice de catégorie d'habitat appliquée à l'ensemble de données d'image fixe18
Tableau 6. Indices du taux de détection et de la réussite de l'annotation pour les ensembles dedonnées vidéos post-traités.21
Tableau 7. Comparaison des cinq méthodes d'estimation de l'abondance des épongessiliceuses hermatypiques vivantes appliquées à un sous-ensemble de quatre transects.21
Tableau 8. Pourcentage des images pour lesquelles la méthode du quadrillage a donné unecouverture de 0 % d'éponges vivantes, mais où on a enregistré des oscules vivants, parcomplexe de récifs.23
Tableau 9. Température, salinité et profondeur enregistrées à environ 1 m au-dessus de lasurface des complexes de récifs d'éponges siliceuses en 2012 et 2013.25
Tableau 10. Indices de l'abondance des éponges hermatypiques vivantes pour les neuf complexes de récifs. 27
Tableau 11. Indices de la structure des éponges hermatypiques mortes pour les neuf complexes de récifs. 29
Tableau 11. Indices de la structure des éponges hermatypiques mortes pour les neuf complexes de récifs. Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes de récifs (d'après les images fixes de deux transects par complexe de récifs, un de l'ensemble de données de 2012 et un de celui de 2013).
Tableau 11. Indices de la structure des éponges hermatypiques mortes pour les neuf complexes de récifs. Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes de récifs (d'après les images fixes de deux transects par complexe de récifs, un de l'ensemble de données de 2012 et un de celui de 2013). Tableau 13. Condition des éponges : pourcentage d'images montrant des éponges brisées enregistré dans un transect choisi au hasard par récif.
Tableau 11. Indices de la structure des éponges hermatypiques mortes pour les neuf 29 Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes 29 Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes 29 de récifs (d'après les images fixes de deux transects par complexe de récifs, un de l'ensemble 29 de données de 2012 et un de celui de 2013). 29 Tableau 13. Condition des éponges : pourcentage d'images montrant des éponges brisées 30 Tableau 14. Observations qualitatives de la composition et de l'état du récif et de la 30 Tableau 14. Observations qualitatives de la composition et de l'état du récif et de la 31
Tableau 11. Indices de la structure des éponges hermatypiques mortes pour les neuf 29 Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes 29 Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes 29 de récifs (d'après les images fixes de deux transects par complexe de récifs, un de l'ensemble 29 de données de 2012 et un de celui de 2013). 29 Tableau 13. Condition des éponges : pourcentage d'images montrant des éponges brisées 30 Tableau 14. Observations qualitatives de la composition et de l'état du récif et de la 30 Tableau 15. Indices composites de l'état du récif 31
Tableau 11. Indices de la structure des éponges hermatypiques mortes pour les neuf 29 Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes de récifs (d'après les images fixes de deux transects par complexe de récifs, un de l'ensemble de données de 2012 et un de celui de 2013). 29 Tableau 13. Condition des éponges : pourcentage d'images montrant des éponges brisées enregistré dans un transect choisi au hasard par récif. 30 Tableau 14. Observations qualitatives de la composition et de l'état du récif et de la morphologie des éponges dans les zones étudiées de chaque complexe de récifs. 31 Tableau 15. Indices composites de l'état du récif 34 Tableau 16. Comparaison des fréquences d'occurrence des diverses catégories d'habitats à l'intérieur et à l'extérieur des empreintes des récifs ¹ . 37
Tableau 11. Indices de la structure des éponges hermatypiques mortes pour les neuf 29 Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes de récifs (d'après les images fixes de deux transects par complexe de récifs, un de l'ensemble de données de 2012 et un de celui de 2013). 29 Tableau 13. Condition des éponges : pourcentage d'images montrant des éponges brisées enregistré dans un transect choisi au hasard par récif. 30 Tableau 14. Observations qualitatives de la composition et de l'état du récif et de la morphologie des éponges dans les zones étudiées de chaque complexe de récifs. 31 Tableau 15. Indices composites de l'état du récif 34 Tableau 16. Comparaison des fréquences d'occurrence des diverses catégories d'habitats à l'intérieur et à l'extérieur des empreintes des récifs ¹ . 37 Tableau 17. Taxons de poissons et d'invertébrés observés sur récif et hors récif (à l'intérieur et à l'extérieur des récifs d'éponges siliceuses). 39
Tableau 11. Indices de la structure des éponges hermatypiques mortes pour les neuf 29 Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes de récifs (d'après les images fixes de deux transects par complexe de récifs, un de l'ensemble de données de 2012 et un de celui de 2013). 29 Tableau 13. Condition des éponges : pourcentage d'images montrant des éponges brisées enregistré dans un transect choisi au hasard par récif. 30 Tableau 14. Observations qualitatives de la composition et de l'état du récif et de la morphologie des éponges dans les zones étudiées de chaque complexe de récifs. 31 Tableau 15. Indices composites de l'état du récif 34 Tableau 16. Comparaison des fréquences d'occurrence des diverses catégories d'habitats à l'intérieur et à l'extérieur des empreintes des récifs ¹ . 37 Tableau 17. Taxons de poissons et d'invertébrés observés sur récif et hors récif (à l'intérieur et à l'extérieur de la composition de la communauté pour les neuf complexes de récifs (calculés à l'aide de tous les segments de vidéo dans chaque complexe combinés).
Tableau 11. Indices de la structure des éponges hermatypiques mortes pour les neuf 29 Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes 29 Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes 29 Tableau 12. Répartition des éponges sixes de deux transects par complexe de récifs, un de l'ensemble 29 Tableau 13. Condition des éponges : pourcentage d'images montrant des éponges brisées 29 Tableau 13. Condition des éponges : pourcentage d'images montrant des éponges brisées 30 Tableau 14. Observations qualitatives de la composition et de l'état du récif et de la 30 Tableau 15. Indices composites de l'état du récif

Tableau 21. Groupes taxonomiques qui ont contribué à une dissimilarité de 50 % entre lescomplexes de récifs (SIMPER de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis ajustée à 0 desdonnées sur l'abondance de la mégafaunique transformée en racine carrée)
Tableau 22. Comparaison des indices univariés de la composition des communautés àl'intérieur et à l'extérieur des complexes de récifs (test-t par paire, P<0,05).
Tableau 23. Résultats de l'analyse des espèces indicatrices de Dufrêne-Legendre à partir del'ensemble de données vidéos. Les catégories d'habitats et les observations de la mégafauneont été mises en commun entre les complexes de récifs
Tableau 24. Résultats de l'analyse des espèces indicatrices de Dufrêne-Legendre à partir del'ensemble de données d'images fixes. Les catégories d'habitats et les observations de lamégafaune ont été mises en commun entre les complexes de récifs
Tableau 25. Taxons indicateurs proposés (déterminés en combinant les résultats des analyses des espèces indicatrices de Dufrêne-Legendre fondées sur les vidéos et les images fixes), nombre de complexes dans lesquels chaque taxon a été observé, et nombre de complexes où le taxon a affiché des associations avec l'habitat significatives statistiquement
Tableau 26. Objets anthropiques observés dans les limites des empreintes des récifs58
Tableau 27. Résultats de l'analyse de toutes les images fixes dans les transects (images prises toutes les 15 secondes; superficie de l'image : $0.7\pm0.42 \text{ m}^2$; espacement des images : $3.0\pm1.31 \text{ m}$, moyenne \pm ET) par rapport à un sous-ensemble des images (une image sur 2, 3, 4 et 5) selon la méthode du quadrillage
Tableau 28. Résumé des indices calculés pour caractériser les neuf complexes de récifsd'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe actuellement protégés par desfermetures des pêches entrant en contact avec le fond
Tableau 29. Propositions d'ensembles d'indices de surveillance et des techniquescorrespondantes de collecte des données. Les indices recommandés pour les évaluations àgrande échelle de routine sont indiqués en caractères gras
Tableau A1-1. Identification, emplacement du centroïde de l'empreinte et superficie totale (m ²) des différents récifs d'éponges dans les fermetures des pêches entrant en contact avec le fond.
Tableau A5-1 : Paramètres spatiaux étudiés par transect pour le relevé Pac2012-068 et letransect 39 du relevé Pac2011-073 (en italiques).129
Tableau A5-2 : Paramètres spatiaux par transect pour le relevé Pac2013-070. 131
Tableau A5-3 : Résumé des paramètres spatiaux par fermeture de récif pour le relevé Pac2012-068 et le transect 39 intégré du relevé Pac2011-073 pour fournir une couverture supplémentairedu complexe de récifs des îles Outer Gulf
Tableau A5-4 : Résumé des paramètres spatiaux par transect pour le relevé Pac2013-070134
Tableau A5-5 : Résumé des valeurs, par transect, utilisées pour estimer l'abondance des éponges hermatypiques vivantes et mortes à l'aide de la méthode du segment de vidéo pour le relevé Pac2012-068.135
Tableau A5-6 : Résumé des valeurs, par transect, utilisées pour estimer l'abondance des éponges hermatypiques vivantes et mortes à l'aide de la méthode du segment de vidéo pour le relevé Pac2013-070140

Tableau A5-7 : Résumé de l'abondance des éponges hermatypiques vivantes et mortes (méthode des segments) par fermeture de récif pour le relevé Pac2012-068; le transect 39 du relevé Pac2011-073 a été inclus pour fournir une couverture supplémentaire du complexe de récifs des îles Outer Gulf
Tableau A5-8 : Résumé de l'abondance des éponges hermatypiques vivantes et mortes(méthode du segment de vidéo) par fermeture de récif pour le relevé Pac2013-070146
Tableau A6-1 : Fréquences d'occurrence des catégories d'habitats dans chacun des neufcomplexes de récifs et dans les zones adjacentes.147
Tableau A8-1 : Comparaisons par paire de la structure des communautés entre les complexes de récifs (tests post-hoc de PerMANOVA; α = 0,05; P≤0,0375 après application de la correction de Benjamini et Hochberg, 1995)230

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Diagramme de la structure d'un récif d'éponges siliceuses 1
Figure 2. Récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe (en rouge) cartographiés par le Service hydrographique du Canada et la Commission géologique du Canada par imagerie bathymétrique multifaisceau en 2002-2010
Figure 3. Fermeture des pêches dans les récifs d'éponges siliceuses (limite rouge) autour d'un complexe composé de deux récifs
Figure 4. Cartes des neuf complexes de récifs montrant chaque récif individuel (désigné par une lettre) et les transects étudiés durant les relevés effectués en 2012 et 2013
Figure 5. Représentation schématique des segments de vidéo le long d'un transect12
Figure 6. Cinq méthodes d'évaluation de l'abondance des éponges siliceuses hermatypiques vivantes : comparaison des résultats pour quatre transects sélectionnés aléatoirement22
Figure 7. Surface d'éponges hermatypiques vivantes par oscule. L'importance des différences entre les complexes de récifs a été déterminée par un test de Kruskal-Wallis. Les traitements indiqués par différentes lettres sont nettement différents (P<0,05, test de Dunn pour des comparaisons multiples)
Figure 8. Températures et salinités enregistrées 1 m au-dessus du benthos dans les neuf complexes de récifs, par rapport à la profondeur :
Figure 9. Indices de l'abondance des éponges hermatypiques vivantes pour les neuf complexes de récifs :
Figure 10. Exemples de morphologie, couleur et formes de croissance des éponges dans les neuf complexes de récifs
Figure 11. Fréquences d'occurrence des catégories d'habitats dans les neuf complexes de récifs (d'après l'ensemble de données vidéos)
Figure 12. Distribution des catégories d'habitats dans le complexe de récifs de l'est de l'île Hornby (transect 6, 2012)
Figure 13. Indices composites de l'état du récif
Figure 14. Distribution des catégories d'habitats dans le récif de l'île Gabriola et dans les zones adjacentes (transect 24, 2013)
Figure 15. Abondance des groupes taxonomiques dans les complexes de récifs
Figure 16. Indices univariés de la composition de la communauté dans les neuf complexes de récifs, par transect
Figure 17. Graphique d'ordination en deux dimensions à positionnement multidimensionnel non paramétrique (nMDS) de la structure des communautés de la mégafaune dans les complexes de récifs
Figure 18. Densités de (A) Munida quadrispina (galatée), (B) Rhabdocalyptus dawsoni (éponge de Dawson), (C) sous-ordre des Dendrobranchiata (crevettes et (D) étoile Ceramaster patagonicus dans les neuf complexes de récifs (moyenne±ES; voir le tableau 2 pour les nombres de transects par récif)
Figure 19. Engins de pêche et filets perdus observés dans les limites des empreintes des récifs. Noter les éponges qui poussent sur le filet (C)

Figure 20. Ascidies solitaires observées dans le récif de la baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte en 2013
Figure 21. Erreur standard (95 ^e centile; ligne noire continue) et temps de traitement d'image (ligne pointillée noire) en tant que fonction du nombre d'images fixes analysées, par complexe de récifs, selon la méthode du quadrillage, pour les neuf complexes60
Figure 22. Courbes d'accumulation des espèces tirées de l'analyse (A) de 'ensemble complet de données vidéos et (B) des images fixes (un transect par complexe de récifs, ensemble de données de 2012 uniquement). Les valeurs indiquées dans la légende sont la richesse des espèces prévue (moyenne±ET), calculée d'après l'ensemble de données vidéos conformément à Chao (1987)
Figure 23. Arbre de décision/diagnostic pour la surveillance des récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe91
Figure A1-1. Fermetures des pêches entrant en contact avec le fond mises en place en 2015 pour protéger neuf récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe106
Figure. A1-2. Cartes des neuf complexes de récifs montrant chaque récif individuel (désigné par une lettre) et les transects (indiqués par un numéro) étudiés durant les relevés effectués en 2012 et 2013 à l'aide d'un VTG
Figure A9-1. Taxons identifiés comme espèces indicatrices : associations d'habitats dans les complexes de récifs déterminées par l'analyse des espèces indicatrices de Dufrêne-Legendre à l'aide de l'ensemble de données vidéos
Figure A10-1. Erreur standard (95 ^e centile; ligne noire continue) et temps de traitement d'image (ligne pointill ée noire) en tant que fonction du nombre d'images fixes analysées, par transect, selon la méthode du quadrillage, pour 20 transects

RÉSUMÉ

Les récifs d'éponges siliceuses sont des habitats biogéniques structurés, présents seulement dans le nord-est du Pacifique, dont dépendent diverses communautés biologiques. Ils offrent des niveaux élevés de couplage benthique-pélagique. Au cours des 15 dernières années, le Service hydrographique du Canada et la Commission géologique du Canada ont cartographié neuf complexes de récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Géorgie et la baie Howe, au moyen de techniques de télédétection. En 2015, le MPO a protégé ces complexes au moyen de fermetures officielles des pêches de fond s'étendant jusqu'à 150 m au-delà de l'empreinte des récifs. Afin de surveiller les fermetures des pêches établies, il faut élaborer une caractérisation de l'état des récifs d'éponges et un plan de surveillance. Les récifs d'éponges siliceuses se trouvent principalement au-delà des limites de la plongée, ce qui restreint les méthodes de relevé aux plateformes de relevés visuels à distance. Ces dernières peuvent nécessiter beaucoup de ressources et présenter des difficultés d'ordre logistique. Les récifs nécessitent un programme de surveillance qui repose sur des données quantitatives pertinentes aux échelles spatiale et temporelle appropriées et qui fournit des ensembles de données chronologiques cohérents.

Le présent document est fondé sur les résultats des deux relevés effectués avec des véhicules sous-marins téléguidés dans les neuf complexes de récifs d'éponges et les communautés qui y sont associées dans le détroit de Géorgie et la baie Howe en 2012 et 2013, avant la mise en œuvre de la fermeture des pêches de fond. Nous avons utilisé un modèle empirique et quantitatif pour évaluer les caractéristiques distinctes et uniques de l'écosystème de récifs d'éponges siliceuses. Nous avons tout d'abord appliqué une série de deux nouveaux indicateurs quantitatifs et délà publiés pour évaluer les habitats biogéniques avec un sousensemble de données d'images de récifs. Les indicateurs ont été évalués en se fondant sur l'uniformité, la capacité à faire la distinction entre l'état des récifs différents sur le plan qualitatif et les efforts de traitement des données nécessaires. Les indicateurs qui démontrent le plus grand potentiel - caractériser la couverture des éponges, leur état et la répartition de la population, de même que la structure de la communauté connexe et l'abondance des taxons indicateurs – ont par la suite été appliqués à l'ensemble complet de données d'images. Des résumés normalisés caractérisant les complexes de récifs ont été préparés à partir d'une compilation des indices les plus informatifs, qui serviront de référence quant à l'état des récifs aux fins de surveillance.

Afin d'appuyer l'élaboration d'un programme de surveillance des récifs, des considérations relatives à la conception des relevés, aux méthodes d'échantillonnage et aux analyses de données sont fournies. Une série d'indices de surveillance et les méthodes d'échantillonnage connexes sont rassemblées afin d'offrir des options pour comparer l'état des récifs dans le temps et l'espace. Nous recommandons que les décisions de gestion soient conjointement fondées sur l'analyse des tendances et sur les indicateurs proposés, plutôt que d'être prises de façon isolée. Un arbre de décision/diagnostic est fourni afin d'orienter la surveillance des récifs et la gestion adaptative.

Les méthodes mises au point dans le présent document peuvent être appliquées à d'autres récifs dans le détroit de Géorgie et la baie Howe et adaptées à l'évaluation de récifs d'éponges siliceuses dans d'autres secteurs, comme le détroit d'Hécate et le passage Chatham.

1. INTRODUCTION

1.1 LES RÉCIFS D'ÉPONGES SILICEUSES : DES HABITATS UNIQUES

Les éponges siliceuses (phylum *Porifera*, classe des hexactinellides) sont des éponges marines munies de spicules composés de silice presque pur. Les spicules des éponges siliceuses dictyonales (ordre des Hexactinosa) sont fusionnés pour former une résille siliceuse rigide tridimensionnelle (Leys *et al.* 2007). Certaines de ces espèces sont capables de former des récifs, ou biohermes, en fixant des éponges larvaires aux squelettes exposés d'éponges mortes et en « détournant » et piégeant les sédiments fins riches en matière organique entraînés dans les courants de fond (Leys *et al.* 2004, Krautter *et al.* 2006), ce qui fait grossir les biohermes. Au fil du temps, les récifs peuvent finir par mesurer jusqu'à 25 mètres de haut et plusieurs kilomètres de large. La majeure partie du récif est constituée d'éponges mortes enfouies sous les sédiments; seule la génération d'éponges la plus récente dépasse d'un à deux mètres audessus de la surface (Conway *et al.* 2001) (figure 1).



Figure 1. Diagramme de la structure d'un récif d'éponges siliceuses.

On connaissait les récifs d'éponges siliceuses uniquement dans les registres fossiles, où ils étaient présents dans les mers du milieu du Jurassigue au début du Crétacé (Ghiold 1991, Wiedenmayer 1994), jusqu'à ce qu'on découvre des récifs hexactinellides vivants analogues sur le plateau continental occidental du Canada dans les années 1980. Les premiers récifs d'éponges siliceuses découverts couvrent de manière discontinue 700 km² du plateau continental dans le bassin de la Reine-Charlotte et le détroit d'Hécate (Conway et al. 2001, Krautter et al. 2001). D'autres ont été trouvés plus récemment dans le détroit de Georgie et la baie Howe (Conway et al. 2004, Conway et al. 2005, Conway et al. 2007) en Colombie-Britannique, dans le canal Portland à la frontière internationale entre le sud-est de l'Alaska et la Colombie-Britannique (Stone et al. 2014), ainsi que dans le passage Chatham (Kim Conway, Ressources naturelles Canada, Sidney, C.-B., comm. pers.) et dans la baie Desolation (John Shaw, Commission géologique du Canada, Dartmouth, N.-É., comm, pers.) en Colombie-Britannique. Dans le détroit d'Hécate, les récifs sont formés de trois espèces d'éponges dictyonales : Aphrocallistes vastus, Heterochone calyx et Farrea occa (Conway et al. 2001, Krautter et al. 2001), mais seules deux d'entre elles – A. vastus et H. calvx – sont présentes dans le détroit de Georgie et la baie Howe (Levs et al. 2004).

Il est possible qu'ils se soient développés de préférence dans le Pacifique en raison de la riche faune d'éponges de l'ordre Hexactinosa présente dans la région et des niveaux de silicate relativement élevés, que l'on ne rencontre normalement pas aux profondeurs du plateau en d'autres endroits. On pense que la formation des récifs résulte des courants ambiants sur le fond marin et de la disponibilité d'un substrat glaciaire (examiné dans Maldonado *et al.* 2016).

Les récifs ne peuvent commencer à se former que sur un fond marin sans dépôt (exposé) et ont besoin d'un système à l'équilibre délicat, nécessitant des sédiments pour constituer la matrice du récif, mais pas trop pour ne pas étouffer les éponges, qui sont des organismes filtreurs (Conway 1999). Les autres facteurs corrélés à des regroupements denses d'éponges siliceuses en eaux peu profondes sont des températures basses (moins de 12 °C), peu de lumière et une grande disponibilité de nourriture (Leys *et al.* 2004, examiné dans Maldonado *et al.* 2016).

1.2 RÔLE ÉCOSYSTÉMIQUE DES RÉCIFS D'ÉPONGES SILICEUSES

Les récifs d'éponges siliceuses forment des habitats benthiques qui présentent une valeur historique, écologique et économique. Ils représentent une forme moderne analogue des récifs disparus et peuvent par conséguent permettre de mieux comprendre les registres fossiles (Conway et al. 2001, Krautter et al. 2001). Ils servent de lien entre le milieu benthique et l'environnement pélagique et jouent un rôle important dans le traitement du carbone et de l'azote (Chu et Levs 2010a, Kahn et al. 2015). Par la filtration, les éponges nettoient de toutes les bactéries l'équivalent de toute la colonne d'eau au-dessus d'elles chaque jour, les nouvelles bactéries étant apportées par les courants dominants (Kahn et al. 2015, Maldonado et al. 2016). On a prédit que les éponges feraient partie de la solution « gagnante » dans les scénarios relatifs aux changements climatiques (Bell et al. 2013, Dayton et al. 2013), et elles pourraient être l'un des tampons contre ces derniers en piégeant le carbone dans leurs tissus (Kahn et al. 2015). Les éponges absorbent aussi une grande quantité de silicate de la colonne d'eau pour former leur cadre squelettique (Chu et al. 2011, Tréguer et De La Rocha 2013). Dans la partie vivante des trois récifs du détroit de Georgie, on a estimé à 7–12 kg m² le stock actuel de silice biogénique (Chu et al. 2011). Dans la mesure où la structure du récif pourrait s'étendre sur 25 m au-dessous de la surface des sédiments, énormément plus de silice est bloqué sous le sol, ce qui fait que les récifs d'éponges forment un puits de silicium important à l'échelle régionale. Ils contribuent également à la productivité des écosystèmes benthiques en soutenant diverses communautés d'invertébrés et de poissons, dont certaines qui présentent une importance économique (Cook et al. 2008, Marliave et al. 2009, Chu et Leys 2010, Dunham et al. 2015).

Les éponges siliceuses hermatypiques ont une longue espérance de vie, mais ont une croissance lente et sont exceptionnellement fragiles. Selon la datation au carbone, les récifs du bassin de la Reine-Charlotte auraient commencé à se former il y a 9 000 ans (Conway et al. 1991). Même si on ne dispose pas de données sur la longévité des différentes éponges hermatypiques, on sait que des espèces Rossellidae apparentées pourraient être parmi les animaux à la plus grande longévité au monde, avec des espérances de vie de plus de 220 ans (Leys et Lauzon 1998). Les taux de croissance des éponges siliceuses hermatypiques sont estimés entre 1 à 9 cm par année (Dunham et al. 2015, Kahn et al. 2016). Par conséguent, les récifs sont connus pour présenter de faibles taux de rétablissement après des perturbations. Des blessures mécaniques, comme l'écrasement, endommagent le cadre du récif et sa capacité à croître; Kahn et ses collègues (2016) n'ont observé aucune preuve de rétablissement après des dommages à grande échelle touchant la structure sous-jacente du squelette, même après trois ans. Les vieux squelettes intacts fournissent le cadre pour une croissance verticale du récif. Les squelettes macérés (nus) étant souvent le seul substrat disponible sur lequel les nouvelles éponges peuvent se fixer au récif, on pense que le recrutement est inhibé par la fragmentation des squelettes exposés (Conway et al. 2001) et par l'accumulation de limon sur la structure morte du récif. En outre, une sédimentation accrue peut avoir une influence sur la partie vivante de celui-ci. Les éponges siliceuses sont uniques, car elles possèdent des tissus syncytiaux plutôt que cellulaires, ce qui leur permet de communiquer à l'aide d'impulsions électriques, même si elles n'ont pas de nerfs. De ce fait, tout l'organisme cesse de s'alimenter en réaction à un envasement excessif (Leys et Mackie 1997, Leys et al. 1999). Les blessures

directes et les perturbations des sédiments environnants peuvent par conséquent avoir des impacts aigus et cumulés sur l'état des éponges siliceuses.

1.3 INITIATIVE DE PROTECTION DU RÉCIF DU DÉTROIT DE GEORGIE ET DE LA BAIE HOWE

Au cours des 15 dernières années, neuf complexes de récifs d'éponges siliceuses ont été cartographiés par le Service hydrographique du Canada et la Commission géologique du Canada dans le détroit de Georgie et la baie Howe (fig. 2) par imagerie bathymétrique multifaisceau (Conway et al. 2004, Conway et al. 2005, Conway et al. 2007, Kim Conway, Ressources naturelles Canada, Sidney, C.-B., comm. pers.). Cette technique de télédétection permet d'identifier facilement les récifs d'éponges siliceuses, car ils réfléchissent beaucoup moins les sons que les substrats environnants et sous-jacents : les sédiments argileux riches en éponges et les squelettes siliceux des éponges absorbent l'énergie acoustique (Conway et al. 2005). Cependant, cette technique de télédétection, comme les autres techniques acoustiques disponibles à ce jour, ne permet pas de faire la distinction entre les éponges siliceuses vivantes, les éponges siliceuses mortes et les couches d'éponges siliceuses mortes et enfouies dans un récif. Par conséquent, bien que ces techniques soient utiles pour repérer et délimiter la structure d'un récif d'éponges siliceuses (indiquée par la zone grise sur la fig. 1), elles ne permettent pas d'obtenir des renseignements sur l'étendue actuelle ou le caractère du récif. Par le passé, certains des récifs ont fait l'objet d'études visant à déterminer la présence et l'abondance des éponges siliceuses vivantes et de la structure des communautés connexe au moyen de véhicules téléguidés (VTG) (Conway et al. 2004, Conway et al. 2007, Cook et al. 2008; Chu et Levs 2010), tandis que d'autres récifs sont restés inexplorés. En outre, aucune mesure quantitative standard de la condition des éponges ou de l'état d'un récif d'éponges n'a été mise au point et appliquée.



Figure 2. Récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe (en rouge) cartographiés par le Service hydrographique du Canada et la Commission géologique du Canada par imagerie bathymétrique multifaisceau en 2002-2010. (Il convient de noter que cette technique ne permet pas de faire la distinction entre les éponges siliceuses vivantes, les éponges siliceuses mortes et les couches d'éponges siliceuses mortes et enfouies dans un récif.) Les fichiers de formes du SIG ont été fournis par le Centre géoscientifique du Pacifique de Ressources naturelles Canada. Les noms et les numéros des récifs sont conformes aux fermetures des pêches entrant en contact avec le fond (<u>Avis de pêche FN0415 du MPO</u>).

En 2012 et 2013, les neuf récifs d'éponges siliceuses du détroit de Georgie et de la baie Howe auparavant délimités au moyen de techniques de télédétection ont été étudiés par le Secteur des sciences du MPO, au moyen d'un VTG et d'une méthode de relevé normalisée. L'objectif était de consigner de l'information sur les éponges siliceuses vivantes et sur la mégafaune connexe. Ces relevés ont confirmé la présence d'éponges siliceuses hermatypiques vivantes (A. vastus ou H. calyx) dans les neuf récifs observés. En 2014, le MPO a demandé aux pêcheurs utilisant des engins entrant en contact avec le fond (casier à crevettes, casier à crabe, chalut à crevettes, chalut de poisson de fond et ligne et hameçon) d'éviter volontairement les zones abritant ces neuf récifs d'éponges siliceuses pendant qu'il tenait des consultations sur des mesures de protection officielles. Après avoir consulté les Premières Nations, les représentants des pêches commerciales et récréatives et des organisations de conservation, le MPO a mis en place des fermetures officielles des pêches entrant en contact avec le fond en vue de protéger neuf complexes de récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe à compter du 12 juin 2015 (annexe 1), en vertu de sa Politique de gestion de l'impact de la pêche sur les zones benthiques vulnérables. Toutes les activités de pêche commerciale et récréative à l'aide d'engins entrant en contact avec le fond visant la crevette, le crabe et le poisson de fond (y compris le flétan) ont été interdites par des fermetures de zones qui s'étendent 150 m au-delà de l'empreinte du récif (Avis de pêche FN0415 du MPO). Depuis le 1^{er} avril 2016, ces fermetures s'appliquent également aux pêches des Premières Nations à des fins alimentaires, sociales et rituelles pratiquées à l'aide d'engins de pêche entrant en contact avec le fond et visant la crevette, le crabe et le poisson de fond (Avis de pêche FN0415 du MPO). La protection des récifs d'éponges est un élément clé de plusieurs initiatives nationales et engagements internationaux, comme ceux pris dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique des Nations Unies et du Code de conduite pour une pêche responsable de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.

Pendant le processus de consultation, différents intervenants ont posé des questions sur les plans du MPO pour surveiller l'efficacité des mesures de protection des récifs d'éponges siliceuses et sur sa vision pour appliquer l'approche de la gestion adaptative aux écosystèmes des récifs - des étapes clés dans la Politique de gestion de l'impact de la pêche sur les zones benthiques vulnérables. La gestion des pêches du MPO a ainsi demandé à la Direction des sciences de fournir une évaluation de l'état et de la santé actuels des récifs qui se trouvent dans les neuf zones fermées, ainsi qu'un avis scientifique sur la manière dont ces récifs pourraient être surveillés de façon continue.

1.4 ÉTAT CONNU AUPARAVANT ET NOMENCLATURE DU RÉCIF

Les articles et rapports publiés (par exemple, Conway *et al.* 2004, Conway *et al.* 2007, Cook *et al.* 2008, Chu et Leys 2010*a*; Avis de pêche FN0415 du MPO) emploient différents systèmes d'appellation et de numérotation des complexes de récifs du détroit de Georgie et de la baie Howe. L'ordre de la découverte, le ou les noms utilisés dans les ouvrages précédents, les premières descriptions publiées et l'évaluation précédente de l'état (lorsqu'elle est disponible) de chaque complexe de récifs sont résumés dans le tableau 1. Des descriptions détaillées de chaque récif, tirées des publications, sont données à l'annexe 2.

Tableau 1. Résumé de l'état connu auparavant des neuf complexes de récifs d'éponges siliceuses du détroit de Georgie et de la baie Howe actuellement protégés par des fermetures des pêches entrant en contact avec le fond.

Fermeture des pêches ¹	Ordre de la récif découverte	Nom du récif (d'après les ouvrages)	Première description publiée	Évaluation précédente de l'état et date ²	Cartes de distribution des éponges (Chu et Leys 2010a) ³
Baie Howe – îles Defence (1)	15	Baie Howe – îles Defence	Marliave <i>et al.</i> 2009	Pas disponible	Non
Baie Howe – chena de la Reine- Charlotte (2)	14	Baie Howe – île Passage	Cook <i>et al.</i> 2008, Marliave <i>et al.</i> 2009	Pas disponible	Oui
Foreslope Hills (3)	1	Fraser Ridge	Conway <i>et al</i> . 2004	Sain, intact (juillet 2002)	Oui
	7	Nord du chenal Active Pass ou Galiano Ridge	Conway <i>et al</i> . 2007	Sain, intact (octobre 2005)	Oui
Îles Outer Gulf (4)	8-12	Sud du chenal Active Pass	Conway <i>et al</i> . 2007	Un récif en grande partie mort, endommagé (octobre 2005) 4 autres récifs : s.o.	Non
Île Gabriola (5)	6	Nanaimo	Conway <i>et al</i> . 2007	En grande partie mort, endommagé, peut-être en voie de rétablissement (novembre 2004)	Non
Parksville (6)	5	Parksville	Conway <i>et al</i> . 2007	Pas disponible	Non
Est de l'île Hornby (7)	16	Banc Ajax- Achilles	K. Conway, Ressources naturelles Canada, données inédites	Pas disponible	Non
Sechelt (8)	4	Nord du Haut-fond McCall	Conway <i>et al.</i> 2005	Sain, intact (octobre 2003)	Non
Haut-fond Halibut	3	Sud du Haut-fond McCall	Conway <i>et al</i> . 2005	En grande partie mort, endommagé(octobre 2003)	Non
	2	Sud du Haut-fond McCall	Conway <i>et al.</i> 2005	Pas disponible	Non

¹ Voir les emplacements des fermetures de pêches sur la fig. 2.

² D'après les données vidéos des transects recueillies par le Centre géoscientifique du Pacifique en 2002-2006 et décrites dans Conway *et al.* (2005, 2007) et Cook *et al.* (2008). L'état a été déterminé à l'aide des descriptions qualitatives. Conway et ses collègues (2007) ont défini l'état à l'aide de descriptions qualitatives dans lesquelles un récif sain n'était pas défini et Cook et ses collègues (2008), pour le faire, se sont fondés sur l'évaluation visuelle de l'état des éponges hermatypiques, les estimations du pourcentage d'éponges vivantes et mortes et le fait que les éponges mortes étaient classées comme dressées, fragmentées ou brisées; l'état a été déterminé en fonction de l'évaluation de la majorité (>50 %) d'un transect.

³ « Oui » indique que des cartes de distribution des éponges et les densités de la mégafaune connexe, tirées des données recueillies par VTG en 2007-2009 et décrites dans Chu et Leys (2010a), sont disponibles.

1.5 OBJET DU PRÉSENT DOCUMENT

Les principaux objectifs de ce document sont les suivants :

- 1. Fournir une évaluation de l'état des neuf complexes de récifs d'éponges siliceuses du détroit de Georgie et de la baie Howe avant l'entrée en vigueur des fermetures des pêches entrant en contact avec le fond (situation de départ pour la surveillance);
- 2. Formuler des recommandations pour le suivi écologique (avis sur le suivi).

Ces travaux portent sur les neuf complexes de récifs d'éponges siliceuses visés par l'initiative de fermeture des pêches entrant en contact avec le fond en date de 2016; les autres récifs et regroupements d'éponges (comme les jardins d'éponges) éventuellement présents dans la région sortent du cadre de la présente évaluation, mais les approches élaborées dans ce document pourraient leur être appliquées à l'avenir.

L'évaluation et l'avis résultant de ce document seront utilisés pour éclairer les décisions de gestion concernant la gestion adaptative et la surveillance des récifs d'éponges dans le détroit de Georgie et la baie Howe, et pour répondre aux demandes des intervenants souhaitant obtenir des renseignements scientifiques sur les récifs d'éponges. Ce document appuiera également la mise en œuvre de la Politique pour la gestion des impacts des pêches sur les zones benthiques sensibles. Ces résultats pourraient être pertinents pour d'autres récifs d'éponges, comme ceux du détroit d'Hécate et du passage Chatham.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 EMPLACEMENT DE L'ÉTUDE

Le détroit de Georgie sépare la partie continentale de la Colombie-Britannique de l'île de Vancouver, sur la côte canadienne du Pacifique, et mesure environ 222 km de long sur 28 km de large, avec une profondeur moyenne de 155 m (Thompson 1981). Les profonds habitats infratidaux (50 à 380 m) composent approximativement 71 % de la superficie benthique du détroit; le fond marin est en majorité couvert de dépôts de sédiments fins (vase) où les communautés benthiques sont généralement dominées par la mégafaune fouisseuse, comme les échinodermes, les bivalves et les polychètes (Levings *et al.* 1983). La baie Howe est un fjord à écoulement élevé qui s'ouvre au sud-est vers le détroit de Georgie, juste au nord de Vancouver et s'étend sur 42 km jusqu'à Squamish. Sa profondeur maximale est de 285 m; la profondeur du seuil, de 73 m, se trouve près des îles Defence. Dans le détroit de Georgie et la baie Howe, les récifs d'éponges siliceuses se trouvent sur des couches rocheuses élevées, comme des monts et des crêtes.

2.2 TERMINOLOGIE

Les définitions opérationnelles suivantes sont utilisées tout au long du présent document :

- **Bioherme** : récif organique ancien en forme de monticule, constitué d'une variété d'invertébrés marins et d'algues calcaires (Bioherm, 1998).
- **Bioherme à spongiaires** : bioherme formé d'éponges (phylum *Porifera*); aussi appelé récif monticulaire (Conway *et al.* 1991). Les biohermes à spongiaires modernes se trouvent dans l'Antarctique et les eaux tropicales.
- **Récif d'éponges siliceuses** : bioherme à spongiaires formé par des éponges siliceuses hexactinellides avec une structure suffisante sous et sur la surface pour produire une

signature contiguë au sonar multifaisceau. Les récifs d'éponges siliceuses modernes ne se trouvent que dans le nord-est de l'océan Pacifique.

- Empreinte du récif d'éponges siliceuses : zone couverte par les différents récifs d'éponges siliceuses cartographiés par le Service hydrographique du Canada et la Commission géologique du Canada par imagerie bathymétrique multifaisceau en 2002-2010 (fig. 3).
- Sur le récif : qui se trouve dans l'empreinte du récif d'éponges siliceuses.
- Hors récif : qui se trouve hors de l'empreinte du récif d'éponges siliceuses.
- Fermeture des pêches dans les récifs d'éponges siliceuses : zone se trouvant dans les limites de la fermeture des pêches entrant en contact avec le fond, qui s'étend actuellement 150 m au-delà de l'empreinte du récif (fig. 3).
- Zone tampon de la fermeture des pêches dans les récifs d'éponges siliceuses : zone entourant l'empreinte du récif et qui fait partie des fermetures des pêches entrant en contact avec le fond dans les récifs d'éponges siliceuses (fig. 3).
- **Complexe de récifs d'éponges siliceuses** : groupe de récifs d'éponges siliceuses situés dans la même zone de fermeture des pêches entrant en contact avec le fond (fig. 3).
- Jardin d'éponges : Regroupement ou assemblage d'éponges à une densité nettement plus forte que dans les zones voisines, sans signe de formation d'un bioherme; aussi appelé « lit d'éponges siliceuses » et « concentration d'éponges siliceuses »: On trouve des jardins d'éponges dans de nombreuses régions du globe, pratiquement à toutes les profondeurs. Les jardins d'éponges sortent du cadre du présent document.
- Éponge siliceuse hermatypique : spécimen individuel de l'espèce Aphrocallistes vastus ou Heterochone calyx.
- **Parcelle d'éponges** : zone visuellement contiguë d'éponges siliceuses hermatypiques.
- **Fonction du récif** : processus biologiques, géochimiques et physiques, ainsi que leurs composantes, qui se produisent dans un récif d'éponges siliceuses.
- Caractère du récif : qualité(s) propre(s) aux récifs d'éponges siliceuses.
- Santé du récif : propriété(s) des neuf complexes de récifs d'éponges siliceuses que le secteur de la Gestion des pêches du MPO avait à l'origine demandé à la direction des Sciences d'évaluer dans le présent document. On ne comprend pas suffisamment l'écologie et la fonction des récifs d'éponges siliceuses pour définir et évaluer complètement la santé des récifs pour le moment. On fournit plutôt une évaluation de l'état du récif (voir ci-après).
- **Condition de l'éponge** : terme appliqué aux *éponges individuelles* pour mesurer leur état (par exemple, signes de fracture).
- État du récif : terme appliqué à l'ensemble du complexe de récifs pour mesurer quantitativement le caractère du récif à partir des meilleures connaissances disponibles à ce jour.
- **Indice** : mesure quantitative d'une propriété liée à la condition d'une éponge individuelle ou à l'état du récif dans son ensemble. On parle également de paramètre.

 Indices de surveillance : indices évalués dans le présent document et recommandés pour assurer la surveillance des récifs d'éponges siliceuses. Ces indices portent sur l'état du récif ou la condition de l'éponge et ne doivent pas être considérés comme des indicateurs de l'efficacité des mesures de gestion. De tels indicateurs peuvent être mis au point une fois que les objectifs de conservation des complexes de récifs d'éponges siliceuses ont été définis.

Ces définitions sont conformes au Plan de conservation des coraux et des éponges d'eau froide de la région du Pacifique du MPO (MPO 2010) et aux ouvrages scientifiques disponibles (par exemple, Conway *et al.* 1991, Maldonado *et al.* 2016).



Figure 3. Fermeture des pêches dans les récifs d'éponges siliceuses (limite rouge) autour d'un complexe composé de deux récifs (le complexe de récifs de la baie Howe - îles Defence est utilisé à titre d'exemple).

Nous avons repris le système d'appellation et de numérotation des récifs mis au point par la Gestion des pêches du MPO pendant l'initiative de protection des récifs d'éponges siliceuses du détroit de Georgie (Avis de pêche FN0415 du MPO) afin d'assurer l'uniformité avec les fermetures des pêches entrant en contact avec le fond et de simplifier l'utilisation des avis scientifiques qui en découlent pour les applications de gestion. Des lettres d'identification ont été ajoutées aux différents récifs dans chaque zone de fermeture (fig. 4; voir aussi le tableau A1-1 à l'annexe 1).



Figure 4. Cartes des neuf complexes de récifs montrant chaque récif individuel (désigné par une lettre) et les transects étudiés durant les relevés effectués en 2012 et 2013.

9

2.3 CONCEPTION ET TECHNIQUES DES RELEVÉS

Des relevés des neuf complexes de récifs ont été menés en septembre 2012 (Pac2012-068) et en décembre 2013 (Pac2013-070) à l'aide d'un VTG Phantom HD2+2 (Deep Ocean Engineering) installé à bord du NGCC Neocaligus afin de recueillir des données sur l'état des récifs et la composition de la communauté connexe. Des vidéos et des images fixes ont été prises le long de transects linéaires prédéterminés (fig. 4). Pour chaque relevé, les emplacements des transects ont été choisis indépendamment selon une conception aléatoire stratifiée : chaque complexe de récifs était visuellement divisé entre deux et 11 sections, selon sa taille, et on traçait un transect de 500 m de long environ dans chaque section à partir de points de cheminement sélectionnés aléatoirement. D'une superficie plus petite que celle des autres complexes, le récif de l'île Gabriola n'avait qu'un transect par relevé. En 2013, on a planifié les transects de manière qu'ils soient perpendiculaires au périmètre du récif et qu'ils commencent à au moins 50 m de ce dernier. Cela a permis d'évaluer l'exactitude des limites des récifs déterminées à l'aide des techniques de télédétection et de déterminer la répartition et la condition des éponges, ainsi que la composition de la communauté aux abords du récif. Au total, des relevés ont été effectués le long de 37 transects en 2012 et de 41 en 2013. La longueur moyenne d'un transect était de $473,6\pm271,69$ m (moyenne \pm ET, n=78) et le champ de vision de 1,31 \pm 0,305 m (moyenne \pm ET, n=13 989). Un transect d'un relevé distinct réalisé en novembre 2011 (Pac2011-073) a été ajouté à l'ensemble de données de 2012 pour le complexe des îles Outer Gulf afin d'agrandir la couverture spatiale du récif 4A. L'ensemble de données ainsi obtenu se composait de 79 transects traversant 31 des 33 récifs à l'intérieur des neuf zones de fermeture. Les transects couvraient de 0,24 à 0,78 % de la superficie totale du complexe (tableau 2).

Fermeture du récif	Superficie totale du récif ¹ , m ²	Nbre de transects	Longueur du transect sur le récif, m	Superficie de récif étudiée, m ²	Superficie de récif étudiée, %	Longueur du transect hors récif, m	Superficie hors récif étudiée, m ²
Baie Howe – îles Defence (1)	99 794	3	586	778	0,78	294	399
Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte (2)	894 786	19	5 056	6 830	0,76	1 356	1 479
Foreslope Hills (3)	176 761	4	669	957	0,54	251	297
Îles Outer Gulf (4)	859 047	12	1 953	2 222	0,26	1 284	1 736
Île Gabriola (5)	168 114	2	1 048	1 314	0,78	476	485
Parksville (6)	614 240	3	1 744	3 065	0,50	436	775
Est de l'île Hornby (7)	1 097 695	6	3 944	5 036	0,46	789	744
Sechelt (8)	4 999 438	21	10 918	14 680	0,29	1 821	2 237
Haut-fond Halibut (9)	2 004 966	9	3 803	4 893	0,24	987	1 336

Tableau 2. Résumé de la couverture spatiale des zones sur les récifs et hors récifs à l'aide des transects linéaires.

¹Calculée comme la somme de la superficie de tous les récifs se trouvant dans la zone de fermeture (voir l'annexe 1).

Le VTG était équipé d'une caméra vidéo haute définition tournée vers l'avant (MiniZeus, Insite Pacific, résolution de 1 080x1 920 pixels; angle oblique ajusté en fonction de la pente du fond) et d'un appareil photo tourné vers le bas (Cyclops, C-Map Systems Inc., résolution de 3 264 x 2 448 pixels). La composante vidéo à haute définition était convertie de sous-marine à HD-SDI et transmise par fibre optique à la surface, où une superposition vidéo Proteus II (Videologix) surimposait l'heure, la date et le numéro de plongée avant d'enregistrer la vidéo en tant que fichiers MPEG2 à débit binaire élevé (~50 Mbps) à l'aide d'un système de codage StreamZ (Digital Rapids Corporation). Le VTG parcourait toute la longueur de chaque transect à environ 1 m au-dessus du benthos et prenait des vidéos (en permanence) et des images fixes (toutes les 15 secondes). Les points des images et séquences vidéos étaient projetés par une paire de lasers parallèles, avec un espacement de 10 cm, pour l'échelle. Des capteurs de conductivité, température, profondeur (CTP) étaient montés sur le cadre du VTG pendant les deux relevés pour collecter des données environnementales (Falmouth Scientific Inc. CTD en 2012, 1/sec; Seabird SBE049 CTD en 2013, 16/sec).

Pendant toutes les plongées du VTG, un logiciel de navigation Hypack (2014) a enregistré en permanence la date, l'heure, la profondeur et les données sur la position du VTG dans une base de données Microsoft Access. Toutes les analyses spatiales ont été effectuées en ArcGIS 10.2.2 (ESRI 2014) avec la projection WGS84.

2.4 MÉTHODES D'ANALYSE

2.4.1 Géoréférencement et analyses spatiales

Les passages du VTG pour tous les transects (*n*=79) ont été tracés en ArcMap 10.2.2 (ESRI 2014). Un ensemble complet de données de navigation, avec les données sur la position (x, y) pour chaque estampille temporelle, a été généré par interpolation et tracé sous la forme d'un fichier de formes en points à l'aide de R v3.2.3 (R Core Team 2016) de manière à relier les annotations vidéos et les ensembles de données de navigation. On a examiné les estampilles temporelles sur et hors récif pour déterminer et vérifier les parties sur et hors récif de chaque transect. Les transects ont été traités dans ArcMap afin de retirer les boucles des passages du VTG de plus de 7 m, qui représentent les occasions où le VTG a été repoussé du fond par les courants ou a connu des erreurs de suivi. Les estampilles temporelles sans données correspondantes sur la position - les erreurs du logiciel de navigation - ont elles aussi été supprimées.

Les longueurs du transect sur récif et total ont été calculées dans ArcMap en convertissant les fichiers de formes en points en fichiers de formes en lignes à l'aide de l'outil « point vers ligne ». L'étendue des zones sur et hors récif balayées par le relevé (tableau 2) a été calculée en multipliant les longueurs respectives des sections du transect par le champ de vision moyen pour chaque transect. Les superficies de l'empreinte de tous les récifs contenus dans chaque zone de fermeture (tableau 2; voir aussi le tableau A1-1 à l'annexe 1) ont été calculées dans ArcMap à l'aide du fichier de formes d'empreinte de récif d'éponges fourni par le Centre géoscientifique du Pacifique de Ressources naturelles Canada.

2.4.2 Annotation vidéo et contrôle de la qualité

Les vidéoclips de 79 transects ont été examinés et les observations ont été enregistrées à l'aide de VideoMiner V3.0 (logiciel personnalisé du MPO) dans une base de données Microsoft Access. Les annotateurs ont enregistré des observations pour chaque intervalle de 10 secondes de la vidéo (appelés dans le reste du document « segments de vidéo »; fig. 5).



Figure 5. Représentation schématique des segments de vidéo le long d'un transect. Chaque segment peut être vu comme un rectangle dont la largeur est égale au champ de vision moyen de la caméra (CV; moyenne : 1,3 m) et la longueur à la distance parcourue par le VTG durant l'intervalle de 10 secondes (moyenne : 2,6 m).

Les observations ont été reliées aux données sur la position par les estampilles temporelles. Les caractéristiques géologiques et biologiques enregistrées étaient les suivantes : relief, types de substrat dominants et sous-dominants, toutes les observations de mégafaune avec des dénombrements ou des estimations de l'abondance, les objets anthropiques rencontrés et tous les commentaires pertinents. Le champ de vision a été calculé en mesurant la largeur de l'écran et en l'étalonnant à l'aide de la distance de 10 cm connue entre les points de projection laser. Dans cette étude, on a défini les organismes mégafauniques comme tout organisme mesurant plus de 4 cm environ qui pouvait être vu clairement sur la vidéo. Ils ont été identifiés au niveau taxonomique le plus bas possible. Lorsqu'il n'était pas pratique de compter les organismes mégafauniques, on a utilisé l'échelle d'abondance relative ACFOR (abondant, commun, fréquent, occasionnel ou rare) (Emmett *et al.* 2007; voir les limites à l'annexe 3).

Les observations d'éponges siliceuses hermatypiques vivantes (*A. vastus* et *H. calyx*) ont été combinées en « éponges siliceuses hermatypiques » puisqu'il n'est pas possible de distinguer exactement les deux espèces par des méthodes visuelles. On a utilisé l'échelle ACFOR (Emmett *et al.* 2007; voir les limites à l'annexe 3) pour consigner l'abondance relative des éponges pour chaque segment de vidéo, car il n'était pas toujours possible de compter les différentes éponges dans une parcelle où elles étaient présentes en densité. Les éponges siliceuses hermatypiques vivantes ont ainsi été transcrites de trois manières à partir de la vidéo : en tant que fiches sur les espèces, en tant que notations de l'abondance relative et en tant qu'observations de substrat dominant ou sous-dominant (le cas échéant). Les éponges siliceuses hermatypiques mortes, lorsqu'elles étaient présentes, étaient consignées comme substrat dominant ou sous-dominant. Le protocole complet d'examen de la vidéo se trouve à l'annexe 3.

Les vidéoclips ont été traités selon un protocole d'examen standard, mais les ensembles de données de 2012 et 2013 ont été traités séparément par deux annotateurs différents pour des raisons logistiques. Les annotateurs avaient été choisis pour leur expérience en détection et classification d'une grande variété de mégafaune dans des vidéos et images du fond marin. plutôt qu'en tant que spécialistes de certains groupes taxonomiques. Les annotateurs ont traité un sous-ensemble des cinq mêmes transects (ensemble de données QA/QC; total de 149 minutes de vidéo) afin d'améliorer l'uniformité de l'interprétation des vidéos et d'évaluer la variabilité entre eux. On a alors comparé les bases de données QA/QC ainsi obtenues pour déterminer les cas où un annotateur avait observé un organisme mégafaunique, mais pas l'autre; les segments de vidéo correspondants ont ensuite été réexaminés et des modifications apportées au cas par cas. La liste taxonomique de toutes les observations de mégafaune faites par les deux annotateurs a été compilée et le pourcentage d'accord entre les annotateurs calculé pour tous les groupes taxonomigues selon deux méthodes : concordance exacte au segment (comparaison uniquement des segments exacts) et concordance partielle au segment (inclusion de deux segments adjacents dans la comparaison). Pour chaque groupe taxonomique pour leguel l'accord était faible entre les annotateurs, un expert du groupe taxonomique a revu au moins 10 segments choisis au hasard dans les ensembles de données de 2012 et 2013; si le niveau d'accord entre l'annotateur et l'expert était inférieur à 75 %, les

fiches étaient ajustées pour reprendre l'identification de l'expert. Lorsque les annotateurs n'étaient régulièrement pas d'accord à un niveau taxonomique plus bas, mais s'entendaient à un niveau supérieur, les observations ont été ramenées au niveau taxonomique supérieur.

L'ensemble de données QA/QC et les ensembles de données complets de 2012 et 2013 ont fait l'objet d'un post-traitement pour refléter les ajustements apportés pendant le processus d'AQ/CQ. Pour caractériser l'exactitude de la détection et de l'annotation, deux indices ont été calculés selon Durden *et al.* (2016) et en appliquant les méthodes de « concordance exacte au segment » et de « concordance partielle au segment » décrites précédemment à l'ensemble de données AQ/CQ après le post-traitement.

- L'indice du taux de détection (%, pour chaque annotateur) : nombre de spécimens détectés par l'annotateur, en fraction du nombre total de spécimens détectés par au moins un annotateur.
- L'indice de réussite de l'annotation (%, global) : nombre de spécimens détectés et classifiés de manière identique par les deux annotateurs, en fraction du nombre de spécimens détectés par au moins un annotateur.

Toutes les analyses suivantes des vidéos ont été effectuées sur les ensembles de données de 2012 et 2013 post-traités.

2.4.3 Traitement des images fixes

Pour déterminer la superficie moyenne des éponges hermatypiques vivantes pour chaque complexe de récifs, on a utilisé un ensemble d'images fixes sélectionnées aléatoirement; 10 images montrant des éponges siliceuses hermatypiques ont été traitées pour chaque complexe. Chaque image a été étalonnée à l'aide des points laser du VTG et toutes les éponges siliceuses hermatypiques discrètes présentes sur l'image ont été identifiées. Si une image fixe contenait plus de 10 éponges hermatypiques, on en choisissait 10 au hasard pour les mesurer. On a attribué à chaque éponge mesurée la forme géométrique à laquelle elle ressemblait le plus (cercle, ovale, triangle, secteur, rectangle, trapèze ou rhombe) et on lui a appliqué les calculs de surface correspondants à l'aide d'ImageJ (Rasband 2016). On a ainsi obtenu de 10 à 100 estimations de superficie d'éponges par complexe de récifs.

Toutes les images fixes de quatre transects choisis au hasard (n° 3, 4, 19 et 23) de l'ensemble de données de 2012 ont été traitées afin de tester différentes méthodes pour estimer l'abondance des éponges (voir les détails sur le protocole et les illustrations à l'annexe 4). Chaque image fixe a d'abord été étalonnée dans ImageJ à l'aide de points projetés par des lasers espacés de 10 cm. On a ensuite appliqué les méthodes suivantes pour estimer l'abondance des éponges :

- Méthode du quadrillage : Une grille composée de cellules de 10 x 10 cm a été superposée à l'image dans GIMP v2.6 (logiciel de traitement d'image GNU) et on a enregistré la couverture benthique dominante (occupant ≥50 % de la cellule) pour chaque cellule. Les types de couverture benthique comprenaient les types de sédiment (par exemple, couche rocheuse, sable, vase), les habitats biogéniques (éponges hermatypiques vivantes et mortes, éponges de Dawson, autres éponges), le biote sessile autre que les éponges (par exemple, les coraux), le biote mobile (lorsqu'il bloquait la vue du benthos) et les objets anthropiques (voir la liste complète à l'annexe 4).
- Méthode des oscules : Tous les oscules des éponges hermatypiques vivantes ont été comptés.

 Méthode du tracé : Les éponges siliceuses hermatypiques vivantes et mortes, *Rhabdocalyptus dawsoni*, et les autres éponges ont été tracées à l'aide d'une tablette d'édition photographique (Wacom Intuos Photo Pen and Touch) dans GIMP v2.6; la superficie occupée par chaque type d'éponge a été mesurée dans ImageJ.

On a ensuite appliqué la méthode du quadrillage utilisée pour évaluer les éponges à toutes les images de deux transects sélectionnés aléatoirement par complexe de récifs (n=1 834; 204±74 images par complexe de récifs: surface de l'image : 0.7±0.42 m²: espacement des images : 3.0±1.31 m, moyenne±ET). On a examiné les images fixes d'un transect sélectionné au hasard par complexe de récifs dans l'ensemble de données de 2012 (total de neuf transects) en vue de déterminer la présence d'éponges hermatypiques brisées (oui ou non) et de mégafaune. Tous les organismes visibles ont été identifiés au niveau taxonomique le plus bas possible, comptés et on leur a attribué une note de confiance de l'ID. Un expert a ensuite revu tous les enregistrements de mégafaune dont la note de confiance était basse ou très basse et les modifications requises ont été apportées au cas par cas. Pour tous les groupes taxonomiques uniques identifiés, on a choisi aléatoirement 10 images (ou toutes les images si le groupe apparaissait moins de 10 fois). Si l'accord entre l'expert et l'annotateur était ≥75 %, aucun autre changement n'était apporté. Dans les cas où l'expert et l'annotateur étaient constamment en désaccord, c'est l'ID déterminée par l'expert qui a été appliquée à toutes les occurrences du groupe taxonomique en question. Si le manque de concordance était important, mais pas constant, un examen complet du groupe taxonomique a été réalisé et les changements ont été apportés image par image.

2.4.4 Évaluation des éponges siliceuses hermatypiques

Pour répondre à la demande d'évaluation de la santé et de l'état actuels des récifs, on a procédé à une analyse documentaire complétée par des opinions d'expert - les deux indiquent que l'on ne comprend pas assez l'écologie et la fonction des écosystèmes des récifs pour définir et évaluer explicitement leur « santé » pour le moment. Nous nous sommes plutôt attachés à élaborer des indices quantitatifs dérivés empiriquement qui caractérisent des propriétés distinctes des récifs d'éponges siliceuses, des écosystèmes uniques et discrets. Ces indices reposent sur les données empiriques recueillies par des méthodes de relevé visuelles, et traduisent les meilleures connaissances disponibles à ce jour.

Aucun objectif de conservation précis n'a encore été défini pour les récifs d'éponges siliceuses du détroit de Georgie et de la baie Howe. Dans ce document, nous cherchons ainsi à mettre au point des indices relatifs à l'état des récifs plutôt que des indicateurs des pressions (ou propres à des agents de stress).

2.4.4.1 Indices fondés sur les éponges

Aucune mesure quantitative standard de la condition des éponges ou de l'état d'un récif d'éponges n'a été mise au point et appliquée avant la présente étude. Nous avons consulté les principaux ouvrages sur les récifs d'éponges siliceuses, les récifs coralliens et les lits de coraux et d'éponges, ainsi que la documentation générale sur les paramètres de l'écologie des paysages et des paysages marins. Les études qui évaluent la structure et la fonction des habitats biogéniques utilisent en général des indices liés à la couverture ou à la densité des espèces structurantes (fondatrices) et à l'état. Par exemple, la couverture de coraux vivants, l'indice de mortalité des coraux et l'indice d'endommagement des coraux servent à décrire les récifs coralliens (examiné dans Díaz-Pérez *et al.* 2016). On a utilisé le pourcentage de la couverture et de la densité des huîtres vivantes pour évaluer les habitats des récifs d'huîtres (par exemple, Bergquist *et al.* 2006). Puisque l'approche consistant à utiliser des indices liés aux espèces structurantes est largement acceptée et repose sur une base théorique, nous nous sommes appliqués à élaborer des méthodes permettant de quantifier avec efficacité et efficience l'abondance des éponges hermatypiques.

Nous avons retenu quatre ensembles d'indices pour tester l'applicabilité au système de récif d'éponges siliceuses.

Ensemble I : Pour estimer l'abondance des éponges hermatypiques vivantes :

- 1. Abondance des éponges vivantes, méthode du segment : Calculée comme le nombre de segments de vidéo de 10 secondes pour lequel on a enregistré des éponges hermatypiques vivantes sous la forme de fiche d'espèce, divisé par le nombre total de segments de vidéo (semblable à Huvenne *et al.* 2016). Cet indice a été calculé pour les sections sur récif des transects et donne une estimation de l'abondance des éponges par transect.
- Abondance des éponges vivantes, méthode des oscules (comme dans Chu et Leys 2010a) : Nombre d'oscules d'éponges hermatypiques vivantes par m² de la surface étudiée. Cet indice donne une estimation de l'abondance des éponges par image.
- 3. % de la couverture d'éponges vivantes, méthode de Monte-Carlo : Chaque éponge hermatypique vivante enregistrée dans chaque segment de vidéo a été multipliée par une superficie d'éponge choisie au hasard parmi les éponges mesurées pour le complexe considéré. Ce processus a été répété 1 000 fois dans une simulation de Monte-Carlo; on a utilisé la superficie moyenne d'une éponge tirée de toutes les simulations comme estimation de la couverture des éponges. Calculé à l'aide d'un sous-ensemble d'images et de tout l'ensemble de données vidéos pour les sections sur récif des transects; donne une estimation de la superficie totale des éponges et, lorsqu'elle est combinée à la superficie totale étudiée, une estimation du pourcentage de la couverture des éponges par transect.
- 4. % de la couverture d'éponges vivantes, méthode du tracé : Pourcentage moyen de la couverture d'éponges hermatypiques vivantes, mesuré à partir d'images fixes à l'aide de la méthode du tracé (voir la section 2.4.3). Cet indice donne une estimation du pourcentage de la couverture par image.
- 5. % de la couverture d'éponges vivantes, méthode du quadrillage : Pourcentage moyen de la couverture d'éponges hermatypiques vivantes, estimé à partir d'images fixes à l'aide de la méthode du quadrillage (voir la section 2.4.3). Calculé comme le nombre de cellules attribué à la couverture benthique constituée « d'éponges hermatypiques vivantes », divisé par le nombre total de cellules; donne une estimation du pourcentage de la couverture par image.

Ensemble II : Pour évaluer la structure visible composée d'éponges mortes (exposées) :

- 1. Abondance des éponges mortes, méthode du segment de vidéo : Calculée comme le nombre de segments de vidéo de 10 secondes pour lequel on a enregistré des éponges hermatypiques mortes en tant que substrat dominant ou sous-dominant, divisé par le nombre total de segments de vidéo. Calculé à l'aide de tout l'ensemble de données vidéos pour les sections sur récif des transects et donne une estimation de la structure des éponges mortes par transect.
- 2. % de la couverture d'éponges mortes, méthode du quadrillage : Pourcentage moyen de la couverture d'éponges hermatypiques mortes, estimé à partir d'images fixes à l'aide de la méthode du quadrillage (voir la section 2.4.3). Calculé comme le nombre de cellules attribué à la couverture benthique constituée « d'éponges hermatypiques mortes », divisé par le nombre total de cellules; donne un pourcentage de la couverture par image.

Ensemble III : Pour caractériser la répartition des éponges :

 Indice d'agglomération des éponges vivantes : Indice normalisé décrivant l'écart du type de parcelle par rapport à une distribution aléatoire (McGarigal et Marks 1995); va de -1 lorsque la parcelle est désagrégée au maximum (c.-à-d. qu'il n'y a pas de proximités de type parcelle) à 1 lorsqu'elle est agglomérée au maximum (et revient à 0 pour une distribution aléatoire). Calculé pour les éponges hermatypiques vivantes à l'aide d'images fixes de deux transects par complexe de récifs. Les types de couverture benthique attribués aux cellules du quadrillage (voir la section 2.4.3) ont servi à calculer l'indice à l'aide de la fonction CLUMPA dans la v3 de FRAGSTATS (McGarigal *et al.* 2002).

Ensemble IV : Pour évaluer la condition des éponges :

- Pourcentage d'images montrant des éponges brisées : Calculé en pourcentage d'images montrant des éponges siliceuses hermatypiques vivantes visiblement brisées, par rapport au nombre total d'images examinées qui contenaient des éponges hermatypiques. Calculé à l'aide de toutes les images fixes d'un transect sélectionné de manière aléatoire par complexe de récifs dans le relevé de 2012.
- 2. Pourcentage d'images montrant des éponges intactes : Calculé en pourcentage d'images sans éponges siliceuses hermatypiques vivantes visiblement brisées, par rapport au nombre total d'images examinées qui contenaient des éponges hermatypiques. Calculé à l'aide de toutes les images fixes d'un transect sélectionné de manière aléatoire par complexe de récifs dans le relevé de 2012. Cet indice est l'inverse de l'indice précédent.

Tous les indices fondés sur les éponges qui ont été testés, ainsi que les données d'entrée et tailles d'échantillon correspondantes, sont résumés dans le tableau 3.

Ensembles d'indices	Indice	Données d'entrée	Taille de l'échantillon
Abondance d'éponges	Abondance d'éponges vivantes, méthode du segment	Vidéo	Les 79 transects (2012+2013)
vivantes	Abondance d'éponges vivantes, méthode des oscules	Images fixes	9 transects (1 par complexe de récifs, 2012)
	% de couverture des éponges vivantes, méthode de Monte-Carlo	Vidéo + images fixes	Les 79 transects (2012+2013) + données d'entrée tirées de 10 images sélectionnées au hasard par complexe de récifs (2012+2013)
	% de couverture des éponges vivantes, méthode du tracé	Images fixes	4 transects (2012)
	% de couverture des éponges vivantes, méthode du quadrillage	Images fixes	18 transects (2 par complexe de récifs, 2012+2013)
Structure des éponges mortes	Abondance d'éponges mortes, méthode du segment	Vidéo	Les 79 transects (2012 + 2013)
	% de couverture des éponges mortes, méthode du segment	Images fixes	18 transects (2 par complexe de récifs, 2012+2013)
Répartition des éponges	Indice d'agglomération	Images fixes	18 transects (2 par complexe de récifs, 2012+2013)

Tableau 3. Indices fondés sur les éponges qui ont été testés, ainsi que les données d'entrée et tailles d'échantillon correspondantes.

Ensembles d'indices	Indice	Données d'entrée	Taille de l'échantillon
Condition des éponges	% d'images montrant des éponges brisées	Images fixes	9 transects (1 par complexe de récifs, 2012)
	% d'images montrant des éponges intactes	Images fixes	9 transects (1 par complexe de récifs, 2012)

Après la classification des fonctions des écosystèmes aquatiques élaborée par Giller *et al.* (2004), tous les indices portent sur les fonctions de la structuration physique et de la production de biomasse. L'indice de l'abondance des éponges vivantes par la méthode des oscules traite aussi la fonction du cycle des éléments et la fonction de transformation de la matière organique (capacité de filtration).

2.4.4.2 Catégories d'habitats

Une approche de catégorie d'habitat a été élaborée afin d'intégrer les trois types de fiches d'éponges hermatypiques décrits dans la section 2.4.2 : les dénombrements selon les observations de l'espèce, les notes de l'abondance relative sur l'échelle ACFOR et les fiches de substrat dominant et sous-dominant.

L'une des cinq catégories d'habitats suivantes a été attribuée à chaque segment de vidéo de 10 secondes (sections sur récif et hors récif de tous les transects) : « récif dense vivant », « récif vivant », « récif mixte », « récif mort » ou « absence de récif visible ». Un habitat de « récif mort » affichait des squelettes visibles d'éponges mortes, tandis que « absence de récif visible » représentait un habitat dans lequel aucune éponge vivante ou morte n'était visible (quoique la structure des éponges puisse être enfouie sous les sédiments); la distinction entre « récif mort » et « absence de récif visible » a été introduite parce que le potentiel de rétablissement de ces zones est différent. Les catégories d'habitats ont été attribuées à l'aide d'une combinaison de trois manières dont les éponges siliceuses hermatypiques ont été consignées; trois notes de catégorie ont été assignées à chaque segment d'après ces trois types de données (tableau 4) et la plus haute a été retenue comme catégorie d'habitat finale. Par exemple, un segment de vidéo présentant 20 éponges hermatypiques vivantes, une « abondance relative occasionnelle » et « éponge morte » comme substrat sous-dominant, recevrait la note finale « récif vivant ».

Catégorie d'habitat	Observations de l'espèce, centile (nombre)	Abondance relative	Type de substrat
Récif dense vivant	≥90 ^e centile (24)	Abondant	Éponges vivantes - dominant
Récif vivant	75-89,99 ^e centile (16-23)	Commun ou fréquent	Éponges vivantes - sous-dominant
Récif mixte	10-74,99 ^e centile (2-15)	Occasionnel ou rare	Éponges mortes - dominant ou sous- dominant
Récif mort	0-9,99 ^e centile (0-1)	Sans objet	Éponges mortes - dominant ou sous- dominant
Absence de récif visible	0	Sans objet	Pas d'éponges vivantes ou mortes - dominant ou sous-dominant

Tableau 4. Matrice de catégorie d'habitat appliquée à l'ensemble de données vidéos.

Une approche semblable a été appliquée à l'ensemble de données d'image fixe (toutes les images de deux transects par complexe de récifs). Trois notes de catégorie ont été attribuées à chaque image (tableau 5) : pourcentage de la couverture d'éponges hermatypiques vivantes et mortes (déterminé selon la méthode du quadrillage décrite précédemment) et nombres d'oscules. La note la plus élevée a été retenue comme catégorie d'habitat finale. Par exemple, une image présentant 10 % de couverture d'éponges hermatypiques vivantes, 20 % de couverture d'éponges hermatypiques mortes et un nombre d'oscules de 1 serait classée comme « récif mixte ».

Catégorie d'habitat	Pourcentage de couverture d'éponges hermatypiques vivantes, centile (% de couverture)	Pourcentage de couverture d'éponges hermatypiques mortes	Nombres d'oscules d'éponges hermatypiques vivantes	
Récif dense vivant	≥90 ^e centile (>35,38 %)	Non utilisé	>1	
Récif vivant	75-90 ^e centile (17,07-35,38 %)	Non utilisé	>1	
Récif mixte	10-74,99 ^e centile (0,94-17,06 %)	>0	>1	
Récif mort	0-9,99 ^e centile (0-0,93 %)	>0	1	
Absence de récif visible	0	0	0	

Tableau 5. Matrice de catégorie d'habitat appliquée à l'ensemble de données d'image fixe.

2.4.4.3 Cartes de distribution des éponges

La distribution des éponges hermatypiques vivantes le long de chaque transect a été tracée à partir des catégories d'habitats attribuées aux segments de vidéo. Les fichiers de forme en points des données sur la position des transects ont été créés dans R pour faciliter la création des cartes de points chauds en polygones dans Arcmap 10.2.2 pour chaque transect et des cartes de points chauds en points pour les complexes de récifs. Les données sur la position (X1 et Y1) au début de chaque segment temporel consécutif ont été extraites pour servir de coordonnées de fin du segment précédent (X2 et Y2) pour les cartes de points chauds des transects en polygones. Le centroïde de chaque segment temporel a été extrait pour les cartes de points chauds des complexes de récifs en points. Les cartes de points chauds en points utilisaient une échelle d'affichage pondérée de sorte que les catégories d'habitats dense vivant étaient pondérées comme étant les plus élevées et les catégories d'habitats sans données, les plus basses. Le champ de vision moven (m) pour chaque transect a servi de mesure de la largeur du segment (distance de la zone tampon) pendant la création des polygones et pour calculer la superficie du segment (voir l'annexe 5). Une largeur moyenne de segment de 4 m a été appliquée aux cartes de points de chauds des transects en polygones afin de faciliter l'interprétation visuelle des polygones.

2.4.5 Analyses de la communauté mégafaunique

Des méthodes univariées et multivariées ont été utilisées pour comparer les communautés mégafauniques entre les complexes de récifs. Les indices de communauté suivants ont été calculés pour chaque transect et analysés à l'aide de statistiques univariées :

- Densité totale de la mégafaune (nombre total d'organismes, à l'exclusion des éponges siliceuses hermatypiques), ind/m²;
- Richesse des espèces, S
- Indice de diversité de Shannon-Wiener, $H = -\sum P_i \log_e(P_i)$ (Shannon et Weaver 1949);
- Indice de régularité de Pielou, J'=H'/Ln(S) (Pielou 1975), où P_i est l'abondance relative du l^e taxon dans un échantillon contenant S taxons.

En raison des nombres différents de transects par complexe de récifs (de 3 à 21), les indices de communauté ont été comparés entre les complexes selon le test de Kruskal-Wllis. Des comparaisons post-hoc ont été effectuées à l'aide du test de Dunn pour les comparaisons multiples (Dunn 1964).

Pour les analyses multivariées, on a créé une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis ajustée à 0 à l'aide des données sur l'abondance de la mégafaunique transformée en racine carrée (Clarke *et al.* 2006). Pour tester les différences de structure des communautés, on a exécuté PerMANOVA (P<0,05) et visualisé les données à l'aide d'un positionnement multidimensionnel non paramétrique (NMDS). Ces analyses ont été réalisées dans R avec la trousse « végane » (Adonis et metaMDS, respectivement). Des comparaisons par paire entre les complexes de récifs ont été effectuées avec les tests post-hoc de PerMANOVA ($\alpha = 0,05$; P<0,0375 après application de la correction de Benjamini et Hochberg (1995) pour les comparaisons multiples). Les groupes taxonomiques représentant la dissimilarité entre les complexes ont été déterminés à l'aide de l'analyse du pourcentage de similarité (SIMPER) dans R avec la trousse « végane ».

2.4.6 Associations communauté-habitat

On a comparé les indices de la densité totale de la mégafaune, la richesse des espèces, la diversité et la régularité entre les sections sur et hors récif des transects dans l'ensemble de données vidéos de 2013 au moyen d'un test-t en paires (P<0,05).

Pour étudier les associations espèce-habitat dans les complexes de récifs, on a exécuté une analyse des espèces indicatrices selon Dufrêne et Legendre (1997). L'analyse des espèces indicatrices de Dufrêne et Legendre combine l'abondance relative du groupe taxonomique à la fréquence relative d'occurrence dans un habitat donné. L'indice de la valeur indicatrice atteint un maximum de 1 lorsque tous les individus du groupe taxonomique se trouvent uniquement dans une seule catégorie d'habitat (spécificité à 100 %) et sont présents dans tous les sites de cette catégorie d'habitat (fidélité à 100 %). L'analyse des espèces indicatrices a été exécutée en reliant les fiches de la mégafaune tirées des vidéos (tous les transects) et des images fixes (un transect choisi aléatoirement par complexe de récifs) aux catégories d'habitats attribuées au segment de vidéo ou à l'image en question. La valeur de l'indicateur pour chaque espèce a été calculée à l'aide de la fonction « multipatt » de la trousse « indicspecies » dans R (disponible en tant que programme compagnon de De Cáceres et Legendre 2009). On a comparé les listes d'indicateurs tirées des vidéos et des images fixes pour déterminer les groupes taxonomiques identifiés par les deux méthodes.

2.4.7 Cartes sommaires des complexes de récifs

Les résumés par complexe de récifs (« cartes d'état de récif ») ont été assemblés dans Corel Draw X4. Les graphiques en marguerite illustrant les indices fondés sur les éponges ont été créés à l'aide de la <u>fonction de tracé en marguerite</u> dans R, disponible dans le référentiel GitHub.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 APPROCHES ÉLABORÉES

3.1.1 Ajustements des ensembles de données

Plusieurs ajustements ont été apportés aux ensembles de données vidéos en raison des effets des annotateurs. Le groupe taxonomique pour lequel l'accord entre les annotateurs était le plus bas était le subphylum Vertebrata (poisson, indice de réussite de l'annotation de 0,11). Les réexamens par l'expert de 10 segments pour chaque groupe taxonomique sous le subphylum Vertebrata (401 enregistrements en tout) ont donné lieu à l'ajustement de 19 types d'enregistrements de mégafaune pour refléter l'identification de l'expert. Dans tous les cas où un annotateur et l'expert n'étaient régulièrement pas d'accord à un niveau taxonomique plus bas, mais s'entendaient à un niveau supérieur, les observations ont été ramenées au niveau taxonomique supérieur. Ces ajustements ont donné un indice de réussite de l'annotation de 0,19 pour les poissons.

La réussite de la détection était semblable entre les annotateurs (tableau 6), avec un taux moyen de détection de 65 et 69 % (méthodes de la correspondance exacte et partielle au segment, respectivement). Ces taux de détection sont comparables à la valeur de 77 % déclarée par Durden *et al.* (2016) pour une étude dans laquelle plusieurs examinateurs ont annoté des images du fond marin.

La réussite globale de l'annotation était de 31 % pour la correspondance exacte par segment et de 36 % pour la correspondance partielle. Ces valeurs sont légèrement inférieures à celles de l'exactitude de l'identification indiquées dans d'autres études. Par exemple, Ninio et ses collègues (2003) ont signalé une exactitude de l'identification des organismes benthiques à partir de transects vidéos comprise entre 41 et 100 %, selon le groupe taxonomique. Beijbom et ses collègues (2015) ont fait appel à plusieurs annotateurs pour les images de récifs coralliens et indiqué une exactitude de l'identification (mesurée en tant que coefficient kappa de Cohen) des coraux de 59 à 84 % (Carletta 1996). Mabrouk et ses collègues (2014) font état d'une concordance de 53 % entre les observateurs dans les dénombrements totaux d'espèces épifauniques à partir de vidéos à distance collectées sous des fermes aquacoles. La réussite plus faible de l'annotation dans la présente étude pourrait s'expliquer en partie par le biais des annotateurs et en partie par des problèmes liés aux procédures : par exemple, les annotateurs ont signalé des difficultés à appliquer uniformément la méthode du segment de 10 secondes, ce qui base les comparaisons entre les fiches des annotateurs sur la problématique des segments. Nos valeurs se situent dans la fourchette 21-40 % considérée comme « accord faible » par Landis et Koch (1977)¹. L'incertitude introduite par la réussite plus faible de l'annotation dans notre ensemble de données est partiellement compensée par le fait que chaque annotateur a examiné les transects de tous les complexes de récifs, équilibrant ainsi le plan de traitement des données.

¹ Les fourchettes indiquées dans Landis et Koch (1977) concernent la méthode du coefficient kappa de Cohen qui sert à évaluer l'accord entre les annotateurs.

Tableau 6. Indices du taux de détection et de la réussite de l'annotation pour les ensembles de données vidéos post-traités.

Annotateur de la vidéo	Inotateur Méthode de la correspondance exacte au segment			Méthode de la correspondance partielle au segment			
	Indice du taux de détection, % (±ES, <i>n</i> =4)	Indice de la réussite de l'annotation, % (±ES, <i>n</i> =4)	Indice du taux de détection, % (±ES, <i>n</i> =4)	Indice de la réussite de l'annotation, % (±ES, <i>n</i> =4)			
N ^o 1	64± 3,7	21+5.6	66±4,4	26+5.0			
N ^o 2	68±3,9	5110,0	70±0,038	3013,9			

Après avoir ajusté les enregistrements de la mégafaune pour les ensembles de données complets de 2012 et 2013, les décisions suivantes ont été prises pour les futures analyses de données fondées sur des vidéos :

- Exclure les classes Polychaeta et Subphylum Tunicata des analyses des communautés, car il est beaucoup plus probable qu'un annotateur détectera ces taxons.
- Utiliser les catégories d'habitats pour explorer les associations espèce-habitat. Cette approche a renforcé l'uniformité entre les ensembles de données générés par les deux annotateurs (il était plus probable que l'un des annotateurs donne par défaut des notes d'abondance relative pour les éponges hermatypiques que l'autre) et a permis de différencier cinq catégories d'habitats auxquelles il était possible de relier des observations de mégafaune.

3.1.2 Sélection des indices fondés sur les éponges

Il n'a pas été possible de comparer directement les résultats des cinq méthodes d'estimation de l'abondance des éponges siliceuses hermatypiques vivantes - segment, Monte-Carlo, quadrillage, tracé et oscules -, car les méthodes elles-mêmes ont créé des différences dans l'échelle des données sur l'abondance des éponges. En général, les cinq méthodes ont donné des évaluations relatives semblables (tableau 7, figure 6).

Tableau 7. Comparaison des cinq méthodes d'estimation de l'abondance des éponges siliceuses hermatypiques vivantes appliquées à un sous-ensemble de quatre transects.

	Méthode fondée sur des vidéos	Méthode fondée sur des vidéos et des images fixes	Méthode fondée sur des images fixes			
Transect	Abondance d'éponges vivantes, méthode du segment (% de segments contenant des éponges)	% de couverture des éponges vivantes, méthode de Monte- Carlo (% de couverture)	% de couverture des éponges vivantes, méthode du quadrillage (% de couverture)	% de couverture des éponges vivantes, méthode du tracé (% de couverture)	Abondance d'éponges vivantes, méthode des oscules (nombre/m ²)	
3	2,05	0,0003	0,08	0,18	0,18	
4	63,73	1,0050	5,26	2,63	2,83	
19	6,05	0,0005	0	0	0	
23	61,79	3,1822	10,11	10,59	12,5	



Figure 6. Cinq méthodes d'évaluation de l'abondance des éponges siliceuses hermatypiques vivantes : comparaison des résultats pour quatre transects sélectionnés aléatoirement.

Toutes les méthodes présentaient des aspects positifs et négatifs et nécessitaient un effort et des ressources différents. La méthode du segment offre plusieurs avantages : elle peut s'appliquer à un vaste ensemble de données vidéos représentant une longue couverture surfacique du benthos, ce qui produit de manière efficiente une vue synoptique d'une zone plus étendue. L'examen de la vidéo et l'enregistrement de la présence ou de l'absence d'éponges vivantes dans chaque segment de vidéo de 10 secondes peuvent se faire aussi rapidement qu'un rapport 1:1 visionnement à annotation et nécessitent moins de formation en taxonomie pour les annotateurs que les autres méthodes. Un indice semblable a été utilisé pour surveiller les coraux d'eau froide dans les grandes profondeurs (Huvenne et al. 2016). Cependant, dans le cas des récifs d'éponges siliceuses, la méthode du segment de vidéo ne tient pas compte du pourcentage de couverture des éponges vivantes dans les segments de vidéo; de ce fait, un segment avec une couverture à 100 % et un avec une couverture à 1 % contribueront de la même manière à l'évaluation globale. Par conséquent, même si la méthode du segment de vidéo est une méthode d'évaluation efficiente, elle ne représente pas une mesure exacte de l'abondance des éponges siliceuses et ne peut pas servir à approximer le pourcentage de couverture.

La méthode de Monte-Carlo est elle aussi efficiente : une fois que l'on a déterminé la taille moyenne des éponges par complexe de récifs, elle peut assez rapidement s'appliquer à un grand ensemble de données vidéos en comptant les éponges vivantes dans chaque segment de vidéo de 10 secondes. L'inconvénient vient du fait que la taille des éponges varie considérablement à l'intérieur d'un récif. De plus, il est souvent difficile de distinguer les

différentes éponges dans des agrégats denses, ce qui peut donner des nombres inexacts d'éponges et par conséquent des estimations inexactes de la surface moyenne des éponges par complexe de récifs.

Les trois méthodes fondées sur les images fixes – quadrillage, tracé et oscules – ont produit le même classement des transects sur le plan de l'abondance des éponges : T23, T04, T03, et T19, en ordre décroissant. La méthode du tracé était la plus longue : en moyenne, elle a nécessité 15 minutes par image. Par comparaison, la méthode du quadrillage n'a pris que 5 minutes et 30 secondes par image et a donné des estimations du pourcentage de couverture très semblables (fig. 6). L'inconvénient de la méthode du quadrillage est évident en cas de présence d'éponges qui ne sont pas suffisamment grandes pour couvrir 50 % de la cellule de 10 x 10 cm du quadrillage (par exemple, nouvelles recrues). Dans ces cas, la méthode renvoie une couverture de 0 % d'éponges vivantes, mais les nombres d'oscules indiquent la présence d'éponges vivantes (tableau 8). C'est dans les récifs de l'est de l'île Hornby et de Parksville qu'une couverture de 0 % a été attribuée aux plus grandes proportions des images, mais avec des enregistrements d'oscules vivants (39 % et 22 %, respectivement); la proportion la plus élevée (10 %) d'images avec ≥7 oscules se trouvait dans le récif de Parksville (tableau 8).

Tableau 8. Pourcentage des images pour lesquelles la méthode du quadrillage a donné une couverture de 0 % d'éponges vivantes, mais où on a enregistré des oscules vivants, par complexe de récifs.

	Nombre total	% d'images avec et sans dénombrements d'oscules				
Complexe de récifs	couverture de 0 % d'éponges vivantes	Nombre d'oscules	De 1 à 6 oscules	De 7 à 14 oscules		
Baie Howe – îles Defence (1)	61	72	26	2		
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	41	93	7	0		
Foreslope Hills (3)	51	84	16	0		
Îles Outer Gulf (4)	125	95	5	0		
Île Gabriola (5)	80	75	23	3		
Parksville (6)*	94	79	12	10		
Est de l'île Hornby (7)	86	60	36	3		
Sechelt (8)	83	94	6	0		
Haut-fond Halibut (9)	144	100	0	0		

*Une image du récif de Parksville avait un nombre de 42 oscules en raison des concentrations d'abondance élevées de très petites éponges.

Les nombres d'oscules sont une méthode efficiente pour estimer l'abondance des éponges à partir d'images fixes. Cependant, la taille des différentes éponges est extrêmement variable d'un récif à l'autre (fig. 7). Chu et Leys (2010*a*) ont également constaté que la taille des oscules et leur nombre par surface de récif dense étaient extrêmement variables entre les trois récifs étudiés (récif 2F de la baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte [récif de la baie Howe], récif 4A des îles Outer Gulf [récif de Galiano Ridge] et Foreslope Hills [récif de Fraser Ridge]). La

méthode du nombre d'oscules permet ainsi d'évaluer l'abondance des éponges hermatypiques vivantes (qui reflète la capacité de filtration), mais elle ne peut pas servir à approximer la couverture des éponges vivantes.



Figure 7. Surface d'éponges hermatypiques vivantes par oscule. L'importance des différences entre les complexes de récifs a été déterminée par un test de Kruskal-Wallis. Les traitements indiqués par différentes lettres sont nettement différents (*P*<0,05, test de Dunn pour des comparaisons multiples).

Après l'examen des résultats décrits dans cette section, il a été décidé d'appliquer les méthodes du segment de vidéo, du quadrillage et du nombre d'oscules aux ensembles de données complets de 2012 et 2013.

3.2 ÉVALUATION DU CARACTÈRE DU RÉCIF

3.2.1 Conditions environnementales

Les récifs d'éponges siliceuses étudiés dans le détroit de Georgie et la baie Howe connaissent une fourchette de températures et de salinités plutôt restreinte (tableau 9, fig. 8). Dans l'ensemble, la fourchette de températures enregistrée en septembre 2012 et décembre 2013 à environ 1 m au-dessus des récifs était de 7,92 à 9.73 °C. La température moyenne par complexe de récifs était comprise entre 8,04 °C (Foreslope Hills en décembre 2013) et 9,58 °C (baie Howe - bassin de la Reine-Charlotte en septembre). La fourchette globale des salinités enregistrées allait de 29,40 à 31,13 USP. La salinité moyenne enregistrée par complexe de récifs était comprise entre 29,76 (Parksville en septembre 2012) et 31,08 USP (Foreslope Hills en septembre 2012). La tranche d'eau couverte pendant nos relevés était de 30 à 230 m.

La comparaison des fourchettes de températures en automne et en hiver (fig. 8A et C) révèle une légère baisse générale en décembre. La fourchette de salinité a rétréci en décembre en se déplaçant vers le haut de celle de septembre (fig. 8B et D). C'est dans le complexe de récifs du haut-fond Halibut que la fourchette de températures était la plus étroite et que l'on a observé la plus grande uniformité entre les saisons, tant pour la température que pour la salinité. Tableau 9. Température, salinité et profondeur enregistrées à environ 1 m au-dessus de la surface des complexes de récifs d'éponges siliceuses en 2012 et 2013.

Septembre 2012

	Température (°C)		Salinité (USP)			Profondeur (m)		
Complexe de récifs	Min.	Max.	Moyenn e	Min.	Max.	Moyenn e	Min.	Max.
Baie Howe – îles Defence (1)	8,42	8,88	8,69	29,91	30,29	30,10	57	96
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	9,45	9,71	9,58	29,40	30,76	30,45	30	128
Foreslope Hills (3)	9,45	9,47	9,46	31,06	31,09	31,08	148	191
Îles Outer Gulf (4)	9,27	9,73	9,50	30,33	30,9	30,56	80	156
Île Gabriola (5)	8,69	8,99	8,81	30,43	30,78	30,61	116	151
Parksville (6)	8,78	8,92	8,85	29,66	29,85	29,76	55	80
Est de l'île Hornby (7)	8,57	8,97	8,63	29,53	30,70	30,34	58	141
Sechelt (8)	8,76	9,32	8,98	30,09	30,88	30,65	71	185
Haut-fond Halibut (9)	9,03	9,07	9,05	30,84	31,07	30,98	167	221

Décembre 2013

	Température (°C)		Salinité (USP)			Profondeur (m)		
Complexe de récifs	Min.	Max.	Moyenn e	Min.	Max.	Moyenn e	Min.	Max.
Baie Howe – îles Defence (1)	9,31	9,42	9,36	30,44	30,70	30,62	58	100
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	8,44	9,25	8,58	30,53	30,70	30,64	47	127
Foreslope Hills (3)	7,92	8,22	8,04	30,63	30,76	30,67	165	190
Îles Outer Gulf (4)	8,23	9,31	8,64	30,18	30,89	30,67	72	158
Île Gabriola (5)	9,25	9,46	9,34	30,59	30,87	30,78	108	142
Parksville (6)	9,31	9,40	9,34	30,18	30,31	30,23	70	77
Est de l'île Hornby (7)	9,26	9,44	9,34	30,27	30,91	30,74	69	146
Sechelt (8)	9,19	9,44	9,29	30,65	31,01	30,88	93	198
Haut-fond Halibut (9)	8,99	9,08	9,03	30,94	31,13	31,01	166	230

Les températures enregistrées pendant les deux relevés pour les neuf complexes de récifs se trouvent dans les plages des observations océanographiques déclarées. Riche et ses collègues (2014) ont signalé des fourchettes saisonnières à la station de la baie Nanoose de <7 à > 20 °C

en surface (0-50 m), de <8 à 10 à mi-profondeur (50-200 m) et de 8 à 10 °C en profondeur (>200 m). Les salinités observées sont elles aussi généralement conformes aux plages résumées par Riche *et al.* (2014) pour la station de la baie Nanoose : de 30 à 31 USP à mi-profondeur et 31±0,2 USP sur le fond. Des salinités minimales légèrement plus basses de 29,91 et 29,40 USP ont été observées en septembre 2012 dans les complexes de récifs de la baie Howe - îles Defence et la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte, respectivement; elles pourraient s'expliquer par les apports d'eau douce du Fraser.



Figure 8. Températures et salinités enregistrées 1 m au-dessus du benthos dans les neuf complexes de récifs, par rapport à la profondeur :(A) température en septembre 2012, (B) salinité en septembre 2012, (C) température en décembre 2013 et (D) salinité en décembre 2013.

3.2.2 Évaluation des éponges siliceuses

3.2.2.1 Indices fondés sur les éponges

Les indices de l'abondance des éponges hermatypiques vivantes calculés à l'aide des méthodes du segment, du quadrillage et des oscules sont résumés dans le tableau 10.
	Méthode fondée sur des vidéos	Méthode fondée s	ur des images fixes
Complexe de récifs	Abondance d'éponges vivantes, méthode du segment ¹ (Moyenne±95 %IC)	% de couverture des éponges vivantes, méthode du quadrillage ² (moyenne±ES)	Abondance d'éponges vivantes, méthode des oscules ³ (moyenne±ES)
Baie Howe – îles Defence (1)	53±20,6	0,65±0,20	2,22±0,592
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	65±8,0	9,84±1,49	7,43±1,559
Foreslope Hills (3)	39±28,4	6,93±1,61	3,84±1,143
Îles Outer Gulf (4)	26±8,8	0,22±0,12	0,39±0,134
Île Gabriola (5)	70±31,9	0,30±0,12	0,69±0,159
Parksville (6)	7±12,4	0,09±0,02	2,52±0,611
Est de l'île Hornby (7)	83±10,3	3,76±0,52	3,42±0,437
Sechelt (8)	26±6,4	2,03±0,42	2,14±0,409
Haut-fond Halibut (9)	23±11,2	0,01±0,01	0

Tableau 10. Indices de l'abondance des éponges hermatypiques vivantes pour les neuf complexes de récifs.

¹ D'après les ensembles de données complets de 2012 et 2013.

² D'après les images fixes de deux transects par complexe de récifs (un de l'ensemble de données de 2012 et un de celui de 2013).

³ D'après les images fixes d'un transect par complexe de récifs (ensemble de données de 2012).

Les méthodes du quadrillage et des oscules ont donné un classement relatif semblable des complexes de récifs; l'abondance la plus grande d'éponges siliceuses hermatypiques vivantes a été observée dans la baie Howe - bassin de la Reine-Charlotte, à Foreslope Hills et à l'est de l'île Hornby (fig. 9). Une différence notable s'est produite dans le classement du récif de Parksville : la méthode du quadrillage l'a classé au 8^e rang, mais celle du nombre d'oscules au 4^e. Compte tenu de la petite surface d'éponge par oscule enregistrée pour ce récif (fig. 7) et du grand nombre d'images pour lesquelles la méthode du quadrillage a renvoyé une couverture à 0 % d'éponges vivantes, mais sur lesquelles on a observé des oscules d'éponges vivantes (voir le tableau 7), cette disparité peut être attribuée aux concentrations d'abondance élevée de petites éponges, peut-être de nouvelles recrues, dans ce complexe.





Les indices estimant l'abondance des éponges hermatypiques mortes sont présentés dans le tableau 11. La méthode du segment de vidéo a donné des estimations beaucoup plus élevées d'éponges mortes pour tous les complexes de récifs que la méthode du quadrillage. Cela est attribuable au fait que la méthode du segment de vidéo intègre tous les segments de vidéo où les éponges mortes sont enregistrées comme le substrat dominant ou sous-dominant, quel que soit le pourcentage de couverture. La méthode du quadrillage estime le pourcentage réel de couverture des éponges mortes (comme on le voit sur les images en deux dimensions, vue du haut).

	Méthode fondée sur des vidéos	Méthode fondée sur des images fixes
Complexe de récifs	Abondance d'éponges mortes, méthode du segment ¹ (moyenne±95 %IC)	% de couverture des éponges mortes, méthode du quadrillage ² (moyenne±ES)
Baie Howe – îles Defence (1)	88±19,7	1,53±0,49
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	80±7,8	7,65±1,11
Foreslope Hills (3)	61±41,4	4,68±1,11
Îles Outer Gulf (4)	61±20,7	1,21±0,51
Île Gabriola (5)	93±12,5	0,36±0,09
Parksville (6)	31±56,7	0,05±0,01
Est de l'île Hornby (7)	81±12,5	9,05±1,25
Sechelt (8)	63±11,5	3,94±0,72
Haut-fond Halibut (9)	64±20,4	0,05±0,03

Tableau 11. Indices de la structure des éponges hermatypiques mortes pour les neuf complexes de récifs.

¹ D'après les ensembles de données complets de 2012 et 2013.

² D'après les images fixes de deux transects par complexe de récifs (un de 2012 et un de 2013).

L'indice d'agglomération était supérieur à 0 pour tous les complexes de récifs, ce qui indique une agrégation positive de parcelles d'éponges vivantes, et allait de 0,05 (Parksville, 2013) à 0,71 (Foreslope Hills, 2013) (tableau 12).

Tableau 12. Répartition des éponges vivantes : Indice d'agglomération pour les neuf complexes de récifs (d'après les images fixes de deux transects par complexe de récifs, un de l'ensemble de données de 2012 et un de celui de 2013).

Complexe de récife	Indice d'agglomératio	n des éponges vivantes
	2012	2013
Baie Howe – îles Defence (1)	0,16	0,34
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	0,61	0,66
Foreslope Hills (3)	0,68	0,71
Îles Outer Gulf (4)	0,28	0,50
Île Gabriola (5)	0,35	0,49
Parksville (6)	0,15	0,05
Est de l'île Hornby (7)	0,55	0,28
Sechelt (8)	0,56	s.o. ¹
Haut-fond Halibut (9)	s.o. ¹	\$.0. ¹

¹ Valeurs non disponibles, car il n'y a pas un nombre suffisant de parcelles d'éponges vivantes dans le sous-ensemble d'images fixes utilisé.

La proportion d'images fixes contenant des éponges hermatypiques vivantes visiblement brisées allait de 16,2 à 75,0 % par complexe de récifs (tableau 12). Les méthodes de relevé visuelles seules ne permettent pas d'attribuer de manière fiable les dommages observés à des activités ou objets anthropiques précis, ni à des causes naturelles. Le tableau 13 donne ainsi un instantané des dommages globaux visibles des éponges.

Complexe de récifs	Nombre d'images examinées	Nombre d'images montrant au moins une éponge siliceuse hermatypique vivante	Nombre d'images montrant des éponges brisées	% d'images montrant des éponges brisées
Baie Howe – îles Defence (1)	82	32	6	18,8
Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte (2)	84	43	21	48,8
Foreslope Hills (3)	64	21	5	23,8
Îles Outer Gulf (4)	140	12	9	75,0
Île Gabriola (5)	89	29	4	13,8
Parksville (6)	100	26	13	50,0
Est de l'île Hornby (7)	132	81	20	24,7
Sechelt (8)	118	37	6	16,2
Haut-fond Halibut (9)	144	0	0	S. O.

Tableau 13. Condition des éponges : pourcentage d'images montrant des éponges brisées enregistré dans un transect choisi au hasard par récif.

La morphologie, la couleur et la forme de croissance des éponges variaient entre les complexes de récifs (tableau 14, fig. 10).

Tableau 14. Observations qualitatives de la composition et de l'état du récif et de la morphologie des éponges dans les zones étudiées de chaque complexe de récifs.

Complexe de récifs	Description
Baie Howe – îles Defence (1)	Petites parcelles et petites à moyennes <i>A. vastus / H. calyx</i> isolées qui se développent sur des éponges mortes; couleur principalement blanche et crème. Signes de rétablissement.
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	Grandes parcelles de grandes <i>A. vastus / H. calyx</i> de couleur blanche, jaune et orange*. Grande diversité de morphologie des éponges : de petites et larges à très hautes et minces. Récif d'apparence saine.
Foreslope Hills (3)	Parcelles et monticules grands et larges de <i>A. vastus / H. calyx</i> de couleur blanche/crème, jaune et orange ¹ . Beaucoup de zones étudiées ont l'apparence d'un récif sain.
Îles Outer Gulf (4)	Les récifs du nord (4A) et du sud (4B-E) sont très différents. Le récif 4A présente des monticules/parcelles grands et larges de <i>A. vastus / H. calyx</i> de couleur blanche/crème, jaune et orange*; apparence d'un récif sain. Les récifs 4B-E contiennent de grandes zones de structures de récifs morts et brisés.
Île Gabriola (5)	Petites <i>A. vastus / H. calyx</i> surtout de couleur blanche/crème. Grandes zones de structures visibles de récifs morts (exposés). Signes de rétablissement.
Parksville (6)	Beaucoup de minuscules <i>A. vastus / H. calyx</i> . Abondance très grande de <i>Rhabdocalyptus dawsoni</i> .
Est de l'île Hornby (7)	Petites, moyennes et grandes A. vastus / H. calyx surtout de couleur blanche/crème.
Sechelt (8)	Parcelles et monticules grands et larges de <i>A. vastus / H. calyx</i> surtout de couleur blanche/crème. Récif d'apparence saine.
Haut-fond Halibut (9)	Très peu d'éponges : parcelles isolées de petites <i>A. vastus / H. calyx</i> , moyennes à l'occasion, surtout de couleur blanche/crème. Grandes zones de structures de récifs morts et cassés.

¹La couleur orange des éponges siliceuses hermatypiques peut être due à la présence d'un hydroïde symbiotique présent dans *H. calyx* (Schuchert et Reiswig 2006) ou à leur absorption de particules alimentaires (Sally Leys, Université de l'Alberta, Edmonton, Alberta, comm. pers.).



Est de l'île Hornby (7)

Sechelt (8)

Haut-fond Halibut (9)

Figure 10. Exemples de morphologie, couleur et formes de croissance des éponges dans les neuf complexes de récifs.

3.2.2.2 Catégories d'habitats

La fréquence d'occurrence des cinq catégories d'habitats variait entre les complexes de récifs (fig. 11). Les zones étudiées dans les récifs de Gabriola, de Parksville et du haut-fond Halibut n'ont pas révélé de segments de « récif dense vivant ». Tous les complexes présentaient au moins quelques zones désignées comme un « récif vivant » : de 0,2 % dans le complexe de Parksville à 24,3 % dans celui de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte. Les catégories « récif dense vivant », « récif vivant » et « récif mixte » combinées (zones avec ≥2 éponges hermatypiques vivantes par segment de vidéo) étaient comprises entre 8,4 % (Parksville) et 81,9 % (est de l'île Hornby); ces valeurs correspondaient étroitement aux estimations de l'abondance des éponges tirées de la méthode du segment de vidéo (voir le tableau 9). Les zones présentant une désignation de structure de récif visible (toutes les catégories d'habitats, à l'exception de « absence de récif visible ») représentaient de 38,2 % (Parksville) à 96,9 % (est de l'île Hornby) de la région étudiée.



Figure 11. Fréquences d'occurrence des catégories d'habitats dans les neuf complexes de récifs (d'après l'ensemble de données vidéos).

Les fréquences d'occurrence de toutes les catégories d'habitats dans chaque complexe et à proximité sont indiquées à l'annexe 6. Un exemple de distribution des catégories d'habitats le long d'un transect est illustré sur la fig. 12. Les cartes de synthèse par complexe de récifs se trouvent à la section 3.4. Les cartes détaillées par transect sont reproduites à l'annexe 7.



Figure 12. Distribution des catégories d'habitats dans le complexe de récifs de l'est de l'île Hornby (transect 6, 2012).

Une différence sensible dans la composition des catégories d'habitats a été observée entre les groupes de récifs du nord et du sud dans le complexe des îles Outer Gulf (voir l'annexe 7); la fréquence d'occurrence de segments de vidéo classés comme « récif dense vivant » ou « récif vivant » était beaucoup plus grande dans le récif 4A (le récif de Galiano Ridge dans les ouvrages primaires) que dans les récifs 4B à 4F. Il pourrait donc être utile de traiter les récifs du nord et du sud comme des sous-complexes distincts dans les futurs relevés de surveillance.

3.2.2.3 Indice composite de l'état du récif

Nous avons mis au point et appliqué l'indice composite suivant de l'état du récif (S) :

S = (0,8 x L + 0,2 x D) x (1,25 - B/100), où

- *L* = % de couverture des éponges vivantes (méthode du quadrillage)
- *D* = % de couverture des éponges mortes (méthode du quadrillage)
- *B* = % d'images montrant des éponges visiblement brisées. Si la valeur de *B* n'est pas disponible, le multiplicateur (*1,25 B/100*) est retiré de l'équation.

Cet indice intègre la couverture d'éponges vivantes, la couverture d'éponges mortes (qui sert d'estimation de la surface disponible pour le recrutement) et l'état des éponges (fracture). Il combine les moyennes pondérées à une moyenne géométrique pondérée afin d'accentuer l'influence d'une « mauvaise » note (Andreasen *et al.* 2001; Rice et Rochet 2005). Il emploie différentes pondérations pour la couverture d'éponges vivantes (80 % ou 0,8 %) et la couverture d'éponges mortes (20 % ou 0,2). La valeur de 1,25 (plutôt que 1) dans le multiplicateur a été choisie pour tenir compte de cas hypothétiques où toutes les éponges d'un récif seraient visiblement brisées, soit B=100 %; de tels récifs recevraient un indice *S*>0.

Par exemple, un récif hypothétique avec 100 % de couverture d'éponges vivantes et aucun signe visible de fracture d'éponges recevrait un indice S = 100. Un récif avec 100 % de couverture d'éponges vivantes et des signes visibles de fracture d'éponges dans 100 % des images recevrait un indice S = 20. Un récif avec 10 % de couverture d'éponges vivantes, 50 % de couverture d'éponges mortes et des signes visibles de fracture d'éponges dans 50 % des images recevrait un indice S = 13,5.

Dans cette étude, l'indice composite de l'état du récif allait de 0,02 (haut-fond Halibut) à 7,16 (baie Howe - bassin de la Reine-Charlotte) (tableau 15, fig. 13).

Tableau 15. Indices composites de l'état du récif $[S = (0.8 \times L + 0.2 \times D) \times (1.25 - B/100)]$, où L = % de couverture d'éponges vivantes (méthode du quadrillage); D = % de couverture d'éponges mortes (méthode du quadrillage); B = % d'images avec des éponges visiblement brisées) pour les neuf complexes de récifs.

Complexe de récifs	L	D	В	S
Baie Howe – îles Defence (1)	0,65	1,53	18,8	0,88
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	9,84	7,65	48,8	7,16
Foreslope Hills (3)	6,93	4,68	23,8	6,56
Îles Outer Gulf (4)	0,22	1,21	75,0	0,21
Île Gabriola (5)	0,30	0,36	13,8	0,35

Complexe de récifs	L	D	В	S
Parksville (6)	0,09	0,05	50,0	0,06
Est de l'île Hornby (7)	3,76	9,05	24,7	4,83
Sechelt (8)	2,03	3,94	16,2	2,62
Haut-fond Halibut (9)	0,01	0,05	S. O.	0,02



Figure 13. Indices composites de l'état du récif $[S = (0,8 \times L + 0,2 \times D) \times (1,25 - B/100)]$, où L = % de couverture d'éponges vivantes (méthode du quadrillage); D = % de couverture d'éponges mortes (méthode du quadrillage); B = % d'images avec des éponges visiblement brisées) pour les neuf complexes de récifs.

Sur une échelle de 0 à 100, toutes ces valeurs semblent plutôt basses. Il ne faut pourtant pas nécessairement en déduire qu'elles reflètent un très mauvais état des récifs. Les zones désignées comme relevant de la catégorie d'habitat « récif visible » occupaient une proportion importante de la superficie de chaque récif : de 38,2 à 96,9 % (fig. 11). Il est important de noter qu'une valeur de 100 de S (un récif avec 100 % de couverture d'éponges vivantes non endommagées) représente une limite supérieure, mais n'est probablement pas possible à atteindre en réalité pour plusieurs raisons. Les récifs semblent naturellement parcellaires. Les éponges mortes constituent un habitat structurel important pour la fixation de nouvelles recrues. La mort des éponges est un processus naturel dans les récifs : à mesure qu'une éponge grossit, la base peut mourir avec les changements du régime d'écoulement (S. Leys, comm. pers.). On ne connaît pas pour le moment le ratio optimal entre les éponges vivantes et mortes dans un récif. Il est probable que les éponges subissent un petit degré de fractures dues à des causes naturelles. Par exemple, on a vu des nudibranches doridés Peltodoris lentiginosa et Archidoris odhneri se nourrir d'éponges siliceuses hermatypiques (Chu et Leys 2012). Chu et Leys (2010a) ont également observé le crabe à pattes longues Chorilia longipes à l'intérieur d'oscules de Aphrocallistes vastus, en train de se parer de tissus d'éponge vivante. Des poissons ont été vus en train de briser de petits morceaux d'éponge sur place (J. Pegg, comm. pers.). À mesure que davantage de récifs d'éponges siliceuses sont décrits et que des séries chronologiques sont élaborées dans le cadre de la surveillance, il est probable que la gamme

des valeurs observées de *S* s'agrandira. Même s'il est possible que la limite supérieure du caractère du récif demeure inconnue, l'indice composite permet de faire le suivi de l'état des différents complexes dans le temps et facilite des comparaisons relatives entre ceux-ci.

La notation relative des complexes de récifs est conforme à l'évaluation qualitative précédente de l'état décrite dans Cook *et al.* (2008) (voir le tableau 1). Les complexes de Foreslope Hills (récif de Fraser Ridge) et de Sechelt - qui figurent parmi les quatre qui ont obtenu des indices composites relativement élevés - ont été caractérisés comme « sains, intacts » en 2002 et 2003, respectivement. Le haut-fond Halibut, qui a reçu la note la plus basse dans notre évaluation, a été décrit comme « en grande partie mort » en 2003; le récif de l'île Gabriola, qui a obtenu la quatrième note la plus basse dans notre évaluation, a été décrit comme « en grande partie mort » (Cook *et al.* 2008). L'un des récifs de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte, bien que non évalué par Cook et ses collègues (2008), a été décrit par Marliave et ses collègues (2009) et Chu et Leys (2010*a*) comme présentant des éponges abondantes et une communauté mégafaunique diversifiée, ce qui correspond bien à la note la plus élevée qui lui a été attribuée dans notre évaluation.

Le complexe des îles Outer Gulf a reçu une note basse dans notre évaluation, mais le récif 4A (Galiano Ridge), qui en fait partie, a été décrit dans Chu et Leys (2010*a*) comme abritant une importante couverture d'éponges vivantes. Cela peut s'expliquer par le fait qu'aucun des deux transects utilisés pour calculer l'indice composite pour ce complexe ne traversait le récif 4A; tous deux représentent les récifs du sud du complexe. Cette observation va dans le sens de la suggestion, formulée dans la section 3.2.2.1, de traiter les récifs du nord et du sud comme des sous-complexes distincts dans les futurs relevés de surveillance. L'indice composite de 0,21 attribué au complexe des îles Outer Gulf dans notre document pourrait être considéré comme la valeur de référence pour la surveillance du sous-complexe du sud.

Les trois autres complexes de récifs - baie Howe - îles Defence, Parksville et est de l'île Hornby - n'avaient pas été évalués quantitativement ou qualitativement avant la présente évaluation.

Dans l'ensemble, l'indice composite de l'état du récif (S) semble donner de bons résultats pour différencier les récifs selon des états différents sur le plan qualitatif. Cependant, des incertitudes entourent actuellement l'importance relative de la couverture d'éponges vivantes et mortes pour les fonctions du récif; à mesure que nous comprendrons mieux cette importance, il faudra peutêtre ajuster les multiplicateurs de l'indice composite. De plus, l'indice composite intègre uniquement un petit nombre de paramètres possibles relatifs aux éponges siliceuses hermatypiques et ne doit par conséquent pas servir d'indice principal de l'état du récif. Il sera possible d'incorporer à l'avenir un certain nombre d'autres paramètres dans l'indice composite de l'état du récif à mesure que nous comprendrons et connaîtrons mieux les récifs d'éponges siliceuses et les communautés associées, ainsi que les fonctions et la diversité des habitats biogéniques en général. Par exemple, on pourra ajouter une composante de biodiversité dans l'indice composite lorsque l'on comprendra mieux les liens fonctionnels entre les différents niveaux trophiques dans l'écosystème du récif d'éponges siliceuses. On peut aussi intégrer des paramètres de l'écologie de paysages marins, après avoir approfondi l'étude de l'autocorrélation de la distribution des éponges et des associations entre les paramètres de distribution de l'habitat et les taxons indicateurs. Enfin, une meilleure compréhension de l'écologie et du recrutement des larves d'éponges, ainsi que de la résilience et du rétablissement des éponges individuelles et des récifs, permettra de préciser et d'améliorer la composante de potentiel de rétablissement de l'indice composite.

3.2.2.4 Limites des récifs

Des éponges hermatypiques vivantes ont été trouvées à l'extérieur (hors récif) de toutes les empreintes des récifs délimitées par la bathymétrie multifaisceau (tableau 16). C'est à l'île

Gabriola et à l'est de l'île Hornby que les catégories d'habitats d'éponges en dehors des empreintes des récifs ont été les plus observées. Jusqu'à 20,8 et 37,1 % de la zone étudiée en dehors de ces complexes, respectivement, ont été classés comme un « récif dense vivant » ou un « récif vivant ». En outre, 97,4 et 100 % de la zone étudiée en dehors de ces complexes, respectivement, contenaient une structure de récif visible (tableau 16, annexe 7; il convient de noter toutefois que les zones en dehors des complexes de récifs n'ont pas fait l'objet de relevés importants).

Tableau 16. Comparaison des fréquences d'occurrence des diverses catégories d'habitats à l'intérieur et à l'extérieur des empreintes des récifs¹. Dans les calculs sur récifs et hors récifs, les dénominateurs étaient les nombres totaux de segments de vidéo à l'intérieur des récifs et hors récifs, respectivement.

Complexe de récifs	Récif den % d'occ	écif dense vivant, Récif vivant, % Présence d'éponge vivantes % d'occurrence d'occurrence (combinaison de ré dense vivant, réci vivant et récif mixte % % d'occurrence d'occurrence vivant et récif mixte %				d'éponges ntes on de récif ant, récif cif mixte), urrence	Structure visible (co de tou catégor « absenc visible d'occu	e de récif mbinaison tes les ies, sauf e de récif e »), % urrence
	Sur récif	Hors récif	Sur récif	Hors récif	Sur récif	Hors récif	Sur récif	Hors récif
Baie Howe – îles Defence (1)	2,6	0	8,2	1,0	54,3	12,4	89,2	27,6
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	13,1	0,9	24,3	2,1	65,3	7,6	81,9	10,3
Foreslope Hills (3)	16,5	0	9,8	1,0	42,5	3,0	68,9	16,8
Îles Outer Gulf (4)	1,0	0,8	4,5	4,8	26,8	23,3	65,4	28,8
Île Gabriola (5)	0	3,9	3,6	16,9	71,8	82,5	94,8	97,4
Parksville (6)	1,8	0	6,8	0	27,6	8,8	72,5	27,7
Est de l'île Hornby (7)	9,0	2,8	18,6	34,3	81,9	96,8	96,9	100,0
Sechelt (8)	0	0	0,2	0	8,4	0,7	38,2	7,5
Haut-fond Halibut (9)	0	0	1,0	0,3	24,4	4,1	75,4	9,6

¹ Uniquement à partir de l'ensemble de données vidéos de 2013; les transects 18 et 23 ont été exclus, car les parties hors récif ont été retirées pendant le contrôle de la qualité.

Dans trois complexes de récifs, les transects de nos relevés dépassaient légèrement (d'une dizaine de mètres) les limites de la fermeture (soulignons que les relevés avaient été planifiés et réalisés avant que les limites soient fixées). Dans deux de ces cas (les récifs du haut-fond Halibut et de Sechelt), aucun signe visible de récif vivant ou mort n'a été noté en dehors des limites. Cependant, des zones de récif dense vivant et de récif vivant ont été observées en dehors de la limite de la fermeture dans le récif de Gabriola (fig. 14). Des études précédentes (Jackson Chu, Pêches et Océans Canada, Sidney, Canada, comm. pers.; Anya Dunham, comm. Pers.) avaient indiqué la présence d'éponges vivantes en dehors de l'empreinte multifaisceau du récif 4A (Galiano Ridge) du complexe des îles Outer Gulf.

La présence d'éponges vivantes en dehors des empreintes des récifs peut signifier une expansion du récif, mais également la présence de jardins d'éponges (sans structure suffisante sous et sur la surface pour produire une signature au sonar multifaisceau) adjacents aux récifs.



Figure 14. Distribution des catégories d'habitats dans le récif de l'île Gabriola et dans les zones adjacentes (transect 24, 2013). Noter les zones de récif dense vivant, de récif vivant et de récif mixte indiquées non seulement en dehors de l'empreinte du récif, mais aussi à l'extérieur de la limite de la fermeture (voir le médaillon).

3.2.3 Communauté mégafaunique

Diverses communautés de la mégafaune - neuf phylums et 101 groupes taxonomiques uniques - ont été observées en même temps que les récifs d'éponges siliceuses (tableau 17).

La liste taxonomique correspond généralement aux listes présentées dans les études précédentes et les complète. Cook et ses collègues (2008) ont étudié sept récifs et observé 31 taxons uniques. Chu et Leys (2010*a*) ont décrit un assemblage diversifié d'animaux représentant 7 phylums et 14 classes dans le récif 2F de la baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte [récif de la baie Howe], le récif 4A des îles Outer Gulf [récif de Galiano Ridge] et le complexe de Foreslope Hills [récif de Fraser Ridge]). Dunham et ses collègues (2015) ont observé sept phylums et 14 classes de macrofaune dans le récif 4A des îles Outer Gulf.

Phylum									F	erm	etur	e du	ı réc	if						
Classe Ordre	Espèce ¹	Nom commun		1		2	;	3	4	1	4	5	(6	7	7	8	3	9	•
Famille			sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors
Porifères																				
Hexactinellides	Aphrocallistes vastus ou Heterochone calyx	Éponge moutonnée ou éponge à corolle (espèces hermatypiques)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Rhabdocalyptus dawsoni	Éponge de Dawson	х	x	x	x	-	-	x	х	x	x	x	x	x	x	x	x	x	х
Demospongiae	Espèce non identifiée	Démosponges	х	x	x	x	x	x	x	х	x	-	x	x	x	x	x	х	x	x
	<i>Stylinos</i> sp.	Orange de mer	-	-	-	-	-	-	-	I	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Bryozoaires	Espèce non identifiée	Bryozoaires	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
Cnidaires Anthozoaires Sous-classe des cérianthes																				
Actiniaires	Espèce non identifiée	Anémones	-	-	x	x	x	x	х	х	-	-	-	-	-	-	х	х	x	-
	Cribrinopsis fernaldi	Anémone pourpre	х	-	x	x	x	x	x	х	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
	<i>Metridium</i> sp.	Anémone plumeuse	х	-	x	x	x	x	x	х	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Spirulaires	Pachycerianthus fimbriatus	Anémone tubicole	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	-	-	x	x	x	x

Tableau 17. Taxons de poissons et d'invertébrés observés sur récif et hors récif (à l'intérieur et à l'extérieur de l'empreinte des récifs d'éponges siliceuses). Les identifications ont été faites au niveau taxonomique le plus bas possible.

Phylum					Fermeture du récif													Fermeture du récif												
Classe	Espèce ¹	Nom commun		1	:	2	:	3		4		5	6		7		8	3	Ş	•										
Ordre																														
Famille			sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors										
Sous-classe des hexacoralliaires																														
Zoanthaires	Espèce non identifiée	Cnidaires zoanthides	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	_	-										
Sous-classe des octocoralliaires																														
Alcyonacés	<i>Paragorgia</i> sp.	Gorgones	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-										
	<i>Swiftia</i> sp.	Gorgones	-	-	-	-	x	x	-	x	x	-	-	-	x	x	x	x	x	-										
Scléractiniaires	Balanophyllia elegans	Tubastraea coccinea	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Pennatulacés	Espèce non identifiée	Pennatules	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	-	-	x	x	x	x										
	Ptilosarcus gurneyi	Pennatule orangée	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-										
Hydrozoaires	Espèce non identifiée	Hydroïdes	-	-	x	-] -	-	-	-] -	-	-	-	-	-	x	-	x	-										
Anthoathecata	<i>Stylaster</i> sp.	Hydrocoraux	-	-	-	-] -	-	x	-] -	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Leptothecata	<i>Aequorea</i> sp.	Méduses	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-										
Annélides																														
Polychètes	Espèce non identifiée	Vers polychètes	-	-	х	-	x	х	х	x	x	-	x	-	х	-	х	х	x	x										
Brachiopodes	Espèce non identifiée	Brachiopode en forme de lampe à huile	x	-	x	-	x	x	x	x	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x										

Phylum			Fermeture du récif																	
Classe	Espèce ¹	Nom commun		1	:	2	:	3		4		5	6		7		8	3	ę	•
Ordre Famille		su		hors	sur	hors	s sur	hors	sur	hors										
Mollusques																				
Bivalves	Espèce non identifiée	Mollusques bivalves	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pectinidés	Chlamys hastata	Pétoncle nageur	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Céphalopodes																				
Octopodes	Espèce non identifiée	Mollusques octopodes	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	х	-	-	-	-
	Enteroctopus dofleini	Pieuvre géante du Pacifique	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	
	<i>Octopus</i> sp.	Pieuvre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Teuthides	Espèce non identifiée	Calmars	x	-	-	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-
Gastropodes	Espèce non identifiée	Mollusques gastropodes	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	x	-	x	-	-	-
Littorinimorphes	Fusitriton oregonensis	Triton Fusitriton oregonensis	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x	-	-	x	x	x	x	x	x
Nudibranches	Espèce non identifiée	Limaces de mer	-	-	x	x	-	-	x	x	-	x	-	-	x	-	x	-	x	-
	Tochuina tetraquerta	Nudibranche Tochuina tetraquerta	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Arthropodes											Ì									
Infraclasse des Cirripèdes	Espèce non identifiée	Anatifes	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Décapodes	Espèce non identifiée	Crustacés décapodes	-	-	x	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-

Phylum			Fermeture du récif																	
Classe	Espèce ¹	Nom commun		1	:	2	3	3	4	4		5	6		7	7	1	8	ę	;
Famille		su		hors	sur	hors														
Cancridae	Metacarcinus magister	Crabe dormeur	-	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-
	Glebocarcinus oregonensis	Crabe Glebocarcinus oregonensis	-	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-
Sous-ordre des Dendrobranchiata	Espèce non identifiée	Crevettes	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Epialtidae	Chorilia longipes	Crabe à longues pattes	x	-	x	x	x	-	x	x	-	-	x	-	x	х	x	x	x	-
Galatheidae	Munida quadrispina	Galatée	x	x	x	x	x	x	x	х	x	x	x	x	х	х	x	x	x	x
Hapalogastridae	Acantholithodes hispidus	Crabe royal hispide	x	-	x	x	x	-	x	x	-	-	-	-	х	-	x	-	-	-
Lithodidés	Espèce non identifiée	Crabes lithotidés	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	x	x	_	-
	Lopholithodes sp.	Crabes à pattes trouées	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-	x	x	-	x	-	x	x
Majidés	Espèce non identifiée	Araignées de mer	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	_	-
Oregoniidae	Chionoecetes sp.	Crabes tanneurs	-	-	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-
Pandalidés	Pandalus platyceros	Crevette tachetée	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	х	х	x	x	x	x
Paguridae	Espèce non identifiée	Bernard-l'hermite	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-	x	х	х	x	x	x	x
Échinodermes																				
Astéries	Espèce non identifiée	Étoiles de mer	x	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-	x	х	x	x	x	-
	Ceramaster patagonicus	Étoile Ceramaster patagonicus	x	x	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x

Phylum	Fermeture du récif																			
Classe	Espèce ¹	Nom commun		1		2	;	3	4	4	ł	5		6	-	7	8	3	9)
Famille			sur	hors																
	Crossaster papposus	Crachat d'amiral, Soleil de mer épineux	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
	Gephyreaster swifti	Étoile Gephyreaster swifti	x	x	-	-	-	-	x	х	x	x	-	-	х	x	x	x	x	-
	<i>Henricia</i> sp.	Petite étoile rouge-sang	х	x	x	-	x	x	х	x	x	-	x	-	-	-	x	x	x	x
	Luidia foliolata	Étoile de sable	-	-	-	-	-	-	х	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mediaster aequalis	Étoile Mediaster aequalis	-	-	x	-	-	x	х	x	x	x	x	-	х	x	x	x	x	x
	Pteraster militaris	Étoile Pteraster militaris	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
	Pteraster tesselatus	Étoile Pteraster tesselatus	х				x		х	x	x	x	x			x	x	х	x	-
	Pycnopodia helianthoides	Soleil de mer	-	-	-	-	x	-	х	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-
	Solaster sp.	Soleils de mer	-	-	-	-	-	-	х	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
	Stylasterias forreri	Étoile Stylasterias forreri	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Crinoïdes	Florometra serratissima	Crinoïde Florometra serratissima	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Échinoïdes ou Échinides	Strongylocentrotus sp.	Oursins	-	-	-	-	x	-	х	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Holothuries	Espèce non identifiée	Concombres de mer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
	Apostichopus californicus	Holothurie de Californie	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
	Psolus chitonoides	Holothurie cuirassée	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
	Psolus squamatus	Holothurie écailleuse	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	х	-	х	-	-	-

Phylum			Fermeture du récif																	
Classe	Espèce ¹	Nom commun		1	1	2	;	3	4	4	4	5	(6 7		7 8		B	3 9	
Ordre Famille			sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors
Ophiures	Espèce non identifiée	Ophiures	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-
	Gorgonocephalus eucnemis	Ophiures	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cordés ou Chordés Sous-phylum des tuniciers	Espèce non identifiée	Tuniciers	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	х	-	-	-	-	-
	Halocynthia sp.	Pêches de mer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	_	-
Sous-phylym des vertébrés (poisson)																				
Actinoptères	Espèce non identifiée	Poissons à nageoires rayonnées	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		х	x	x	x	x	x
Batrachoïdiformes	Porichthys notatus	Pilotin tacheté	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Gadiformes							1													
Gadidés	Espèce non identifiée	Morues	x	x	x	x	x	-	х	x	x	-	x	-	х	-	x	x	x	x
Osmériformes																				
Osméridés	Espèce non identifiée	Éperlans	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perciformes																				
Bathymasteridae	Ronquilus jordani	Ronquille du nord	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-
Embiotocidae	Rhacochilus vacca	Perche de pilotis	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pholidae	Pholis clemensi	Pholis clemensi	-	-	х	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Phylum					Fermeture du récif															
Classe	Espèce ¹	Nom commun		1		2	:	3 4		4 5		5		6		7	8		ę)
Famille			sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors
Stichaeidae	Espèce non identifiée	Terrassiers	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x	х	-	-
	Lumpenus sagitta	Lompénie-serpent	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Zoarcidés	Lycenchelys sp.	Loquettes	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
	Lycodes pacificus	Lycodes pacificus	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
Pleuronectiformes																				
Pleuronectidés	Espèce non identifiée	Poissons plats	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	х	x	x	х	x	x
	Hippoglossoides elassodon	Balai du Japon	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Lepidopsetta bilineata	Fausse limande	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Lyopsetta exilis	Plie mince	x	x	x	x	-	-	-	-	x	x	x	x	х	-	x	х	-	-
	Microstomus pacificus	Limande-sole	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	х	-	-	-	-	-
Scorpaéniformes	Espèce non identifiée	S. O.	x	-	-	x	-	-	х	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
Agonidae	Espèce non identifiée	Agonidés	-	-	x	x	-	-	x	x	-	-	x	x	х	-	x	-	-	-
	Agonopsis vulsa	Braconnier nordique	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cottidés	Espèce non identifiée	Morues	x	-	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	х	-	x	x	-	-
	Artedius sp.	Chabot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	х	-	-	-	-	-
Hexagrammidae	Hexagrammos decagrammus	Sourcils de varech	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-

Phylum						Fermeture du récif														
Classe	Espèce ¹	Nom commun		1	1	2	:	3		4	4	5	(6	7		8	3	ę)
Famille			sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors	sur	hors
	Ophiodon elongatus	Morue-lingue	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-		-
Liparidae	Espèce non identifiée	Limaces de mer	x	x	x	x	x	-	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-
Sébastidés	Espèce non identifiée	Sébaste et sébastolobe	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	-	x	x
	Sebastes diploproa	Bec-de-lièvre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
	Sebastes elongatus	Sébaste à bandes vertes	-	-	x	x	x	-	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	-	-
	Sebastes maliger	Sébaste à dos épineux	-	x	x	x	x	-	х	x	-	-	х	-	х	x	х	-	-	-
	Sebastes ruberrimus	Sébaste aux yeux jaunes	-	-	x	-	-	-	х	-	-	-	х	-	х	x	х	-	x	x
	Sebastolobus sp.	Sébastolobes	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Élasmobranches																				
Squaliformes	Squalus suckleyi	Aiguillat commun du Pacifique	-	-	x	x	x	-	-	x	-	-	-	-	x	-	x	x	-	-
Rajiformes	Espèce non identifiée	Raie	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x
	Raja binoculata	Raie biocellée	-	-	х	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	x
	Raja rhina	Pocheteau long-nez	-	-	х	x	-	-	-	-	x		-	-	-	-	x	-	x	x
Holocéphales	Hydrolagus colliei	Chimère d'Amérique	-	-	x	x	х	x	x	x	x	x	Х	-	x	x	x	x	x	x

¹« sp. » est utilisé lorsque le nombre d'espèces est inconnu (\geq 1).

Neuf taxons ont été trouvés dans les neuf complexes de récifs : classe des Démosponges, ordre des Pennatulacés, sous-ordre des Dendrobranchiata, *Munida quadrispina, Pandalus platyceros*, classe des Actinoptères, et les familles des Gadidés, des Sébastidés et des Pleuronectidés (tableau 16). Pour chaque complexe, un certain nombre de groupes taxonomiques dominants étaient présents, le reste de la communauté étant moins abondant. L'identité des groupes taxonomiques dominants étaient sétait différente d'un complexe à l'autre (fig. 15).



Figure 15. Abondance des groupes taxonomiques dans les complexes de récifs. Les cinq taxons les plus abondants dans chaque complexe de récifs sont indiqués par des nombres (de 1 à 14) : 1 – Munida quadrispina (Galatée), 2 - Rhabdocalyptus dawsoni (Éponge de Dawson), 3 - Sous-ordre des Dendrobranchiata (Crevette), 4 - Ceramaster patagonicus (Étoile Ceramaster patagonicus), 5 - Classe des Gastropodes (Mollusques gastropodes), 6 – Famille des Paguridae (Bernard l'hermite), 7 – Classe des Actinoptères (Poissons à nageoires rayonnées), 8 – Ordre des Pennatulacés (Pennatules), 9 - Pandalus platyceros (Crevette tachetée), 10 – Demospongiae (Démosponges), 11 - Pachycerianthus fimbriatus (Anémone tubicole), 12 – Famille des Sébastidés (Sébastes et sébastolobes), 13 – Classe des Ophiures (Ophiures), 14 - Halocynthia spp. (Pêches de mer).

La densité totale de la mégafaune était comprise entre 0,38 et 7,56 individus par m². Les évaluations de la densité moyenne de la mégafaune dans les récifs d'éponges varient considérablement entre les ouvrages publiés (par exemple, Chu et Leys 2010a, Dunham *et al.* 2015). La densité de la mégafaune dans les récifs d'éponges siliceuses est en grande partie attribuable aux crustacés, notamment *Munida quadrispina* (Chu et Leys 2010a), dont la détectabilité dépend fortement de la méthode d'évaluation, de l'équipement et de la résolution des images. Cela montre bien qu'il est important que les programmes de surveillance utilisent

des plateformes d'échantillonnage compatibles, ainsi que du matériel de traitement des données qui permettent de faire des comparaisons valides dans l'espace et dans le temps.

Les complexes de récifs où la mégafaune était la plus dense - Parksville, est de l'île Hornby et Sechelt - présentaient les indices les plus bas de diversité et de régularité. Dans l'ensemble, la richesse des espèces allait de 28 (baie Howe - îles Defence) à 53 (îles Outer Gulf). Elle est présentée pour la superficie totale étudiée par complexe de récifs dans le tableau 18 et par transect sur la figure 16.

Complexe de récifs	Densité totale de la mégafaune (ind/m ²)	Richesse des espèces	Indice de diversité de Shannon- Wiener	Indice de régularité de Pielou
Baie Howe – îles Defence (1)	0,49	28	2,28	0,68
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	0,54	47	2,31	0,60
Foreslope Hills (3)	0,38	33	2,90	0,83
Îles Outer Gulf (4)	0,49	53	3,04	0,77
Île Gabriola (5)	0,69	34	1,97	0,56
Parksville (6)	7,56	42	0,69	0,18
Est de l'île Hornby (7)	2,10	41	1,78	0,48
Sechelt (8)	1,53	51	1,47	0,37
Haut-fond Halibut (9)	0,63	40	2,39	0,65

 Tableau 18. Indices univariés de la composition de la communauté pour les neuf complexes de récifs (calculés à l'aide de tous les segments de vidéo dans chaque complexe combinés).

La richesse des espèces, les indices de diversité et de régularité et la densité totale de la mégafaune étaient nettement différents entre les complexes de récifs (test de Kruskal-Wallis, *P*<0,05; fig. 16). Il est intéressant de noter que c'est dans le complexe de récifs de Parksville, qui pourtant a une faible couverture d'éponges vivantes (voir la fig. 9A), que la richesse des espèces était la plus grande (fig. 16A) et la densité de la mégafaune, la plus forte (fig. 16D). La densité importante de la mégafaune dans ce récif est en grande partie attribuable aux concentrations d'abondance élevée d'éponges de Dawson *Rhabdocalyptus dawsoni* (voir la fig. 14). La grande richesse des espèces peut être due à un habitat dominé par les éponges de Dawson, qui soutient une riche communauté mégafaunique; de plus, les éponges de Dawson sont moins complexes sur le plan morphologique que les espèces d'éponges siliceuses hermatypiques *A. vastus* et *H. calyx*, ce qui permet de détecter plus facilement les organismes mégafauniques parmi elles avec des méthodes de relevé visuelles.



Figure 16. Indices univariés de la composition de la communauté dans les neuf complexes de récifs, par transect. Richesse des espèces (A), indice de diversité de Shannon-Wiener (B), indice de régularité de Pielou (C) et densité totale de la mégafaune, en ind/m² (D). Les barres d'erreur indiquent l'ES (pour n transects par récif, voir tableau 2). L'importance globale des différences entre les récifs a été déterminée par un test de Kruskal-Wallis. Les traitements indiqués par différentes lettres sont nettement différents (P<0,05, test de Dunn pour des comparaisons multiples).

La structure des communautés était très différente d'un complexe de récifs à l'autre; c'est dans les complexes de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte et de Parksville qu'elle était la plus distincte (fig. 17, tableau 19).



Figure 17. Graphique d'ordination en deux dimensions à positionnement multidimensionnel non paramétrique (nMDS) de la structure des communautés de la mégafaune dans les complexes de récifs. On a utilisé une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis ajustée à 0 des données sur l'abondance de la mégafaunique transformée en racine carrée.

Tableau 19. Résultats de l'analyse perMANOVA des dissimilarités de Bray-Curtis pour la structure des communautés de la mégafaune dans les complexes de récifs. Les caractères gras indiquent l'importance statistique (*P*<0,05). La valeur de *P* est basée sur 999 permutations.

Termes du modèle	df	SS	MS	Pseudo-F	R ²	<i>P</i> (perm)
Complexe de récifs	8	7,47	0,928	6,38	0,422	0,001
Résiduels	70	10,19	0,146	-	0,578	-
Total	78	17,61	-	-	1	-

Les comparaisons par paire entre les complexes de récifs (tableau 20; voir l'annexe 7 pour les valeurs de *F*, R^2 et de *P*; n=36) ont révélé 29 paires présentant des différences importantes statistiquement. Les récifs de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte et de l'est de l'île Hornby présentaient une structure unique des communautés (nettement différentes l'une de l'autre et de celle tous les autres complexes). La structure des communautés des îles Outer Gulf était très différente de celle de tous les autres complexes, sauf Foreslope Hills. Sechelt se

démarquait de tous les autres complexes, sauf de l'île Gabriola. Le haut-fond Halibut se différenciait sensiblement de tous les autres complexes, sauf de la baie Howe - îles Defence.

Tableau 20 Regroupements des complexes de récifs tirés des comparaisons par paire de la structure des communautés (tests post-hoc PerMANOVA, $\alpha = 0,05$, P $\leq 0,0375$). Les regroupements contenant un seul complexe de récifs sont indiqués en caractères gras. Le tableau complet des comparaisons par paire se trouve à l'annexe 8.

Complexe de récifs	Regroupements								
Baie Howe – îles Defence (1)	-	В	-	-	-	-	-	н	
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	-	-	С	-	-	-	-	-	
Foreslope Hills (3)	-	-	-	D	-	-	G	-	
Îles Outer Gulf (4)	-	-	-	D	-	-	-	-	
Île Gabriola (5)	-	-	-	-	E	F	G	Н	
Parksville (6)	-	-	-	-	-	F	-	Н	
Est de l'île Hornby (7)	Α	-	-	-	-	-	-	-	
Sechelt (8)	-	-	-	-	E	-	-	-	
Haut-fond Halibut (9)	-	В	-	-	-	-	-	-	

La liste des 21 groupes taxonomiques qui ont contribué à une dissimilarité de 50 % entre les complexes de récifs est donnée dans le tableau 21. Les quatre groupes taxonomiques qui ont contribué au plus grand nombre de comparaisons significatives sont *Munida quadrispina* (Galatée), *Rhabdocalyptus dawsoni* (éponge de Dawson), le sous-ordre des Dendrobranchiata (crevettes) et l'étoile *Ceramaster patagonicus*. Les densités de ces groupes taxonomiques par complexe de récifs sont indiquées sur la fig. 18.

Tableau 21. Groupes taxonomiques qui ont contribué à une dissimilarité de 50 % entre les complexes de récifs (SIMPER de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis ajustée à 0 des données sur l'abondance de la mégafaunique transformée en racine carrée).

Groupe taxonomique	Nombre de comparaisons significatives (sur <i>n</i> =29)
Gastropodes - Classe	1
Actinoptèes - Classe	1
Fusitriton oregonensis	3
Demospongiae - Classe	5
Brachiopodes - Phylum	2
Sébastidés - Famille	4
Pachycerianthus fimbriatus	12

Groupe taxonomique	Nombre de comparaisons significatives (sur <i>n</i> =29)
Pennatulacés - Ordre	13
Sebastes elongatus	3
Ceramaster patagonicus	18
Henricia sp.	1
Pleuronectidés - Famille	3
Lyopsetta exilis	2
Hydrolagus colliei	1
Rhabdocalyptus dawsoni	29
Dendrobranchiata - Sous-ordre	24
Pandalus platyceros	9
Paguroidea - Super-famille	8
Munida quadrispina	29
Chorilia longipes	2



Figure 18. Densités de (A) Munida quadrispina (galatée), (B) Rhabdocalyptus dawsoni (éponge de Dawson), (C) sous-ordre des Dendrobranchiata (crevettes et (D) étoile Ceramaster patagonicus dans les neuf complexes de récifs (moyenne±ES; voir le tableau 2 pour les nombres de transects par récif).

3.2.4 Associations communauté-habitat

3.2.4.1 Comparaisons des communautés à l'intérieur et à l'extérieur des complexes de récifs

La richesse et la diversité des espèces étaient beaucoup plus élevées à l'intérieur des limites des récifs que dans les zones voisines. L'indice de régularité de Pielou et la densité totale de la mégafaune étaient légèrement supérieurs à l'intérieur des limites des récifs, mais les différences n'étaient pas significatives statistiquement (tableau 22).

Tableau 22. Comparaison des indices univariés de la composition des communautés à l'intérieur et à l'extérieur des complexes de récifs (test-t par paire, P<0,05).

Indice univarié de la communauté	Moyenne sur récif	Moyenne hors récif	df*	t	Р
Richesse des espèces	18,31	13,77	38	4,73	<0,0001
Indice de diversité de Shannon-Wiener	1,95	1,72	38	3,27	0,002
Indice de régularité de Pielou	0,69	0,67	38	0,86	0,39
Densité totale de la mégafaune	1,06	0,98	38	0,62	0,54

* uniquement à partir de l'ensemble de données vidéos de 2013; les transects 18 et 23 ont été exclus, car les parties hors récif ont été retirées pendant le contrôle de la qualité.

Les dénombrements de la richesse des espèces sont extrêmement sensibles au nombre d'individus échantillonnés ainsi qu'au nombre, à la taille et la disposition spatiale des échantillons (Gotelli et Colwell 2011). Ainsi, l'indice de la diversité de Shannon-Wiener est un indice fondé sur la composition de la communauté qui convient mieux à la surveillance des récifs d'éponges siliceuses.

3.2.4.2 Analyse des espèces indicatrices

L'ensemble de données vidéos a permis de déterminer un certain nombre d'associations significatives de taxons avec des catégories d'habitats dans les complexes de récifs (tableau 23). Les six associations les plus fortes, par ordre décroissant, étaient les suivantes : *Munida quadrispina* (récif dense vivant, récif vivant, récif mixte et récif mort), *Ceramaster patagonicus* (récif dense vivant, récif vivant et récif mixte), famille des *Pennatulacés* (absence de récif visible), famille des Sébastidés (récif dense vivant, récif mixte et récif mort) et *Chorilia longipes* (récif dense vivant, récif vivant, récif mixte et récif mort) et *Chorilia longipes* (récif dense vivant et récif mixte).

Groupe taxonomique	Catégories d'habitat	Valeur de l'indicateur ¹	Valeur de P
Chorilia longipes		0,244	0,005
Acantholithodes hispidus	dense + vivant	0,112	0,005
Sebastes maliger		0,107	0,005
Famille des Sébastidés		0,264	<0,001
Ceramaster patagonicus	dense + vivant + mixte	0,357	0,005
Pteraster tesselatus		0,082	0,005
Gephyreaster swifti	vivant + mixte	0,109	0,005
S <i>wiftia</i> sp.		0,09	0,005
Stylinos sp.	mixte + mort	0,083	0,005
Classe des hydrozoaires		0,069	0,005
Munida quadrispina		0,647	0,005
Pandalus platyceros	(cà-d. toutes les structures de récifs visibles)	0,255	0,005
Ordre des Pennatulacés		0,305	0,005
Chionoecetes sp.		0,132	0,005
<i>Halocynthia</i> sp.		0,102	0,005
Classe des Ophiures		0,100	<0,001
Gorgonocephalus eucnemis	absence de récif visible	0,088	0,005
Famille des Stichaeidae		0,087	0,003
Ptilosarcus gurneyi		0,078	0,01
Apostichopus californicus		0,064	0,005

Tableau 23. Résultats de l'analyse des espèces indicatrices de Dufrêne-Legendre à partir de l'ensemble de données vidéos. Les catégories d'habitats et les observations de la mégafaune ont été mises en commun entre les complexes de récifs.

¹La valeur maximale possible est 1.

L'analyse des espèces indicatrices fondée sur les images fixes a révélé des associations moins nombreuses, mais plus solides des groupes taxonomiques et de l'habitat (tableau 24).

Tableau 24. Résultats de l'analyse des espèces indicatrices de Dufrêne-Legendre à partir de l'ensemble de données d'images fixes. Les catégories d'habitats et les observations de la mégafaune ont été mises en commun entre les complexes de récifs.

Groupe taxonomique	Catégories d'habitat	Valeur de l'indicateur ¹	Valeur de <i>P</i>
Ordre des Décapodes		0,300	0,035
Famille des Oregoniidae	dense	0,258	0,016
Famille des Lithodidés	30100	0,249	0,021
Sebastes maliger	vivant	0,236	0,04
Chorilia longipes	dense + vivant	0,276	0,042
Munida quadrispina	++	0,845	0,001

Groupe taxonomique	Catégories d'habitat	Valeur de l'indicateur ¹	Valeur de P	
Rhabdocalyptus dawsoni	dense + vivant + mixte + mort	0,535	0,002	
Pandalus platyceros	(ca-d. toutes les structures de récifs visibles)	0,418	0,012	
Classe des Ophiures	+ mort + absence de récif visible (cà-d. pas d'éponges siliceuses hermatypiques vivantes)	0,466	0,016	

¹La valeur maximale possible est 1.

Cinq groupes taxonomiques figuraient dans les listes des espèces indicatrices fondées sur les vidéos et sur les images fixes. Nous avons constaté qu'ils étaient associés aux mêmes² catégories d'habitats.

- Sebastes maliger : associé à « récif dense vivant » et à « récif vivant » (vidéos) et à « récif vivant » (images fixes);
- Chorilia longipes : associé à « récif dense vivant » et à « récif vivant » (vidéos et images fixes);
- *Munida quadrispina* : associé à « structure de récif visible », vivante ou morte (vidéos et images fixes);
- *Pandalus platyceros* : associé à « structure de récif visible », vivante ou morte (vidéos et images fixes);
- Classe des Ophiures : associé à des habitats sans éponges siliceuses hermatypiques vivantes (vidéos et images fixes). Gorgonocephalus eucnemis, le représentant de la classe des Ophiures observé le plus couramment, était associé à la catégorie d'habitat « absence de récif visible » dans les vidéos.

En combinant les résultats des analyses des espèces indicatrices fondées sur les vidéos et les images fixes, nous proposons sept taxons indicateurs pour surveiller l'état des récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe (tableau 25). Lorsque l'analyse des espèces indicatrices de Dufrêne-Legendre était exécutée séparément pour chaque complexe de récifs, les associations entre ces taxons indicateurs proposés et les catégories d'habitats se sont révélées significatives dans certains cas, mais pas pour les neuf complexes de récifs où les espèces indicatrices et les catégories d'habitats respectives avaient été observées (tableau 25; voir les résultats complets à l'annexe 9). Cela n'est pas surprenant, car le nombre d'observations de certains taxons indicateurs était bas pour plusieurs complexes de récifs.

² L'analyse fondée sur les images fixes suggère une association plus étroite pour *S. maliger*.

Tableau 25. Taxons indicateurs proposés (déterminés en combinant les résultats des analyses des espèces indicatrices de Dufrêne-Legendre fondées sur les vidéos et les images fixes), nombre de complexes dans lesquels chaque taxon a été observé, et nombre de complexes où le taxon a affiché des associations avec l'habitat significatives statistiquement.

Taxon	Nom commun	Associé à (indicateur de)	Nbre de complexes de récifs où la combinaison entre le taxon et la catégorie d'habitats a été observée ¹	Nbre de complexes de récifs où le taxon était associé à la catégorie d'habitats (Nbre de complexes de récifs où l'association était significative statistiquement) ¹	
Sebastes maliger	Sébaste à dos épineux	récif dense vivant	5	5 (2)	
Chorilia longipes	Crabe à longues pattes	et récif vivant	7	6 (4)	
Rhabdocalyptus dawsoni	Éponge de Dawson	structure de récif	9	6 (4)	
Pandalus platyceros	Crevette tachetée	visible, vivante ou morte	9	6 (1)	
Munida quadrispina	Galatée		9	8 (8)	
Ordre des Pennatulacés	Pennatules	absence de	8	8 (5)	
Classe des Ophiures	Ophiures	structure de récif visible)	5	4 (2)	

¹Voir les résultats complets des analyses des espèces indicatrices de Dufrêne-Legendre dans les différents complexes de récifs à l'annexe 9.

3.2.5 Preuves d'activités anthropiques

Cette section donne un instantané des signes d'activités anthropiques que nous avons observés sur les vidéos et images sous-marines. Elle ne vise pas à décrire les activités pouvant être menées à l'intérieur et à l'extérieur des complexes de récifs et des zones de fermeture, ni à attribuer les dommages observés sur les éponges à une activité en particulier.

3.2.5.1 Objets anthropiques

Voici les objets anthropiques qui ont été repérés dans les limites des récifs : engins de pêche perdus (casiers; fig. 19A, B), filets (fig. 19C), pneus, tuyaux, câbles, cordages, bouteilles en plastique et en verre, canettes métalliques et objets non identifiés. Les nombres d'observations par fermeture sont résumés dans le tableau 26.

Même si le nombre d'objets anthropiques observés pendant les deux relevés peut sembler relativement bas, l'extrapolation du nombre d'objets trouvés par superficie de récif étudiée par rapport à la superficie totale des récifs révèle une signature anthropique considérable. Par exemple, le récif de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte pourrait contenir jusqu'à 395 casiers perdus et 526 bouteilles. Les types et quantités des objets anthropiques observés dans les empreintes des récifs prouvent que certains agents de stress anthropiques pourraient influencer les récifs.

Complexe de récifs	Nombre total d'objets observés	Type d'objet
Baie Howe – îles Defence (1)	0	Aucun observé
Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte (2)	13	Bouteille (4), rondin (1), tuyau (1), casier (3), objet en bois ou en métal (1), objet non identifié (3)
Foreslope Hills (3)	0	Aucun observé
Îles Outer Gulf (4)	6	Bouée (1), déchets (1), câble métallique (1), casier (1), objet non identifié (2)
Île Gabriola (5)	9	Bouteille (6), canette (2), câble métallique (1)
Parksville (6)	0	Aucun observé
Est de l'île Hornby (7)	2	Bouteille (1), câble métallique (1)
Sechelt (8)	4	Bouteille (1), canette (1), cordage (1), rondin (1)
Haut-fond Halibut (9)	6	Pneu (1), objet non identifié (5)

Tableau 26. Objets anthropiques observés dans les limites des empreintes des récifs.



Figure 19. Engins de pêche et filets perdus observés dans les limites des empreintes des récifs. Noter les éponges qui poussent sur le filet (C).

Le récif 4A du complexe des îles Outer Gulf (récif de Galiano Ridge) est traversé par des câbles électriques sous-marins installés et exploités par BC Hydro pour relier l'île de Vancouver à la partie continentale de la Colombie-Britannique. Les effets de ces câbles sur les récifs d'éponges siliceuses sont décrits dans Dunham *et al* (2015).

3.2.5.2 Espèces non indigènes

Plusieurs spécimens d'une ascidie solitaire *Ciona intestinalis* (ascidie jaune) ont été observés en un endroit dans le récif de la baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte en 2013 à une profondeur de 149 m (fig. 20); aucun échantillon n'a été prélevé pour confirmer l'identification de l'espèce. Aucun autre cas d'espèce non indigène soupçonnée n'a été relevé.



Figure 20. Ascidies solitaires observées dans le récif de la baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte en 2013.

3.3. ANALYSE DE L'EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE

Des analyses ont été menées en vue de comprendre l'effort d'échantillonnage requis pour caractériser adéquatement les récifs d'éponges siliceuses et les communautés associées.

La comparaison des résultats des analyses « avec certaines omissions » et de l'analyse de l'ensemble de données complet (tableau 27) permet de penser que le fait d'utiliser moins d'images par transect (par exemple, une image sur deux) n'aurait pas beaucoup d'effet sur la capacité de détecter les tendances importantes et réduirait le temps de traitement des données, mais au détriment de la fiabilité statistique. Cette constatation est conforme aux études sur la conception de l'échantillonnage dans les récifs coralliens (par exemple, Molloy et al. 2013).

15 secondes; par rapport à	superficie un sous-ei	de l'imag nsemble	ge : 0,7±0 des image	42 m²; esp es (une ima	acement d age sur 2, 3	des image 3, 4 et 5)	es : 3,0: selon la	±1,31 r a métho	n, moy ode du	enne± quadri	ET) illage.	
	% de couverture d'éponges vivantes (moyenne ± Temps de traitement total (min) Nbre intervalle de confiance de 95 %) Temps de traitement total (min)											
Complexe de	total	Tautaa					Tautaa				1	Î

Tableau 27. Résultats de l'analyse de toutes les images fixes dans les transects (images prises toutes les
15 secondes; superficie de l'image : 0,7±0 42 m ² ; espacement des images : 3,0±1,31 m, moyenne±ET)
par rapport à un sous-ensemble des images (une image sur 2, 3, 4 et 5) selon la méthode du quadrillage.

	Nbre	intervalle de confiance de 95 %)				Temps de traitement total (min)					
Complexe de récifs	total d'images	Toutes les images	1 image sur 2	1 image sur 3	1 image sur 4	1 image sur 5	Toutes les images	1 image sur 2	1 image sur 3	1 image sur 4	1 image sur 5
Baie Howe – îles Defence (1)	126	0,65±0,39	0,31±0,28	0,34±0,28	0,48±0,56	0,47±0,63	693	347	231	171	138
Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte (2)	121	9,84±2,95	9,75±3,79	8,11±5,89	11,63±6,38	7,53±5,71	666	330	220	165	132
Foreslope Hills (3)	109	6,93±3,20	5,47±4,14	6,47±5,97	5,56±6,74	9,92±9,52	600	297	198	149	116
Îles Outer Gulf (4)	179	0,22±0,23	0,09±0,10	0,16±0,24	0,16±0,20	0,11±0,16	985	490	325	242	193
Île Gabriola (5)	202	0,30±0,23	0,24±0,24	0,03±0,05	0,07±0,11	0,29±0,48	1111	556	369	275	220

Complexe de récifs	Nbre	% de couverture d'éponges vivantes (moyenne ± intervalle de confiance de 95 %)					Temps de traitement total (min)				
	total d'images	Toutes les images	1 image sur 2	1 image sur 3	1 image sur 4	1 image sur 5	Toutes les images	1 image sur 2	1 image sur 3	1 image sur 4	1 image sur 5
Parksville (6)	272	0,09±0,05	0,13±0,08	0,10±0,09	0,11±0,13	0,04±0,06	1496	748	495	374	297
Est de l'île Hornby (7)	254	3,76±1,02	4,19±1,63	2,94±1,85	5,74±3,04	3,3 ±1,98	1397	699	462	347	275
Sechelt (8)	258	2,03±0,83	1,96±1,09	2,35±1,74	1,59±1,53	1,76±1,56	1419	710	473	352	281
Haut-fond Halibut (9)	313	0,01±0,01	0	0	0	0,03±0,05	1722	858	572	429	341

Afin d'étudier le nombre minimal d'images fixes par complexe de récifs, nécessaire pour caractériser adéquatement la couverture d'éponges à l'aide de la méthode du quadrillage, nous avons appliqué la modification par Hewitt *et al.* (1992) de la technique de randomisation de Bros et Cowell (1987) pour optimiser la taille de l'échantillon. Cette technique nous a permis d'estimer l'erreur standard du pourcentage de couverture à partir d'une taille donnée de l'échantillon d'images. Les résultats pour les neuf complexes de récifs sont illustrés sur la figure 21.



Figure 21. Erreur standard (95^e centile;ligne noire continue) et temps de traitement d'image (ligne pointillée noire) en tant que fonction du nombre d'images fixes analysées, par complexe de récifs, selon la méthode du quadrillage, pour les neuf complexes. Les limites (indiquées par des lignes pointillées rouges) ont été déterminées en appliquant la modification par Hewitt et al. (1992) de la technique de randomisation de Bros et Cowell (1987) pour optimiser la taille de l'échantillon; pour chaque complexe de récifs, la limite a été fixée au point auquel la pente de la courbe était ≤1 % de la pente initiale. La valeur limite maximale observée de 102 images par complexe de récifs - recommandée comme nombre minimal d'images à analyser par complexe - est indiquée par une ligne verte.

On peut voir les limites (illustrées par les lignes pointillées rouges sur la fig. 21) comme les points où l'augmentation du nombre d'images procure un gain relativement faible de précision de l'estimation du pourcentage de couverture d'éponges hermatypiques vivantes. Après ce point, d'autres considérations, comme l'effort nécessaire et le coût de l'analyse, peuvent être prises en compte pour déterminer la taille la plus appropriée de l'échantillon. Les valeurs limites étaient comprises entre 24 et 102 (fig. 21; la valeur la plus élevée, 102, a été observée sur le haut-fond Halibut). Nous recommandons par conséquent 102 images comme nombre minimal d'images à analyser par complexe de récifs pour caractériser adéquatement la couverture d'éponges siliceuses selon la méthode du quadrillage.

Ensuite, nous avons appliqué la même technique de randomisation pour optimiser la taille de l'échantillon au niveau de chaque transect, afin de déterminer le nombre minimal d'images fixes requis par transect pour caractériser adéquatement la couverture d'éponges selon la méthode du quadrillage. Les résultats pour 20 transects sont présentés à l'annexe 10. Les valeurs limites étaient semblables entre les transects analysés, la valeur la plus haute observée étant de 38 (fig. A10-1, panneau PAC2013-070 6). Nous recommandons par conséquent 38 images comme nombre minimal d'images à analyser par transect pour caractériser adéquatement la couverture d'éponges siliceuses selon la méthode du quadrillage. Il nous a fallu 209 minutes pour traiter 38 images dans notre étude.

Les courbes d'accumulation des espèces tracées à partir des vidéos montrent que pour la plupart des complexes de récifs, l'effort minimum requis pour s'approcher de la richesse prévue des espèces et caractériser adéquatement la structure des communautés de la mégafaune était d'au moins 1 000 segments de vidéo (figure 22A). Cela équivaut à environ 167 minutes de temps du VTG parcourant un transect sur le fond, qui, dans notre relevé, couvrait approximativement 2 500 mètres linéaires (pour une vitesse du VTG de 0,25 m/sec), soit 3 250 m² (avec un champ de vision moyen de 1,3 m). Pour caractériser la structure des communautés de la mégafaune à partir d'images fixes, il faudrait plus de 140 images fixes par complexe de récifs (avec une surface moyenne d'image de 0,7 m²) (figure 22B).



Figure 22. Courbes d'accumulation des espèces tirées de l'analyse (A) de 'ensemble complet de données vidéos et (B) des images fixes (un transect par complexe de récifs, ensemble de données de 2012 uniquement). Les valeurs indiquées dans la légende sont la richesse des espèces prévue (moyenne±ET), calculée d'après l'ensemble de données vidéos conformément à Chao (1987).

Pris ensemble, les résultats des analyses de l'effort d'échantillonnage suggèrent que pour caractériser la couverture d'éponges à l'aide des techniques sur le terrain et de la méthode du quadrillage décrites dans le présent document, il faut étudier au moins trois transects d'une longueur d'environ 500 m par complexe de récifs, et analyser au moins 38 images par transect. Cela permet de couvrir 1 500 m linéaires, soit 1 950 m², de la superficie du complexe et donne à peu près 100 minutes de vidéo (33 minutes par transect) et 114 images. Dans notre étude, la limite des images fixes a été atteinte pour les neuf complexes (204±74, moyenne±ET). Nous avons étudié plus de 1 500 m, ou 1 950 m², de la superficie du récif dans six des neuf complexes (voir le tableau 2).

Pour caractériser la composition de la communauté mégafaunique associée à l'aide des techniques sur le terrain et des méthodes d'analyse décrites dans le présent document, il faut étudier au moins cinq transects d'une longueur d'environ 500 m par complexe de récifs, et analyser au moins 167 minutes de vidéo et 140 images par complexe. Cela permet de couvrir 2 500 m linéaires, soit 3 250 m² du complexe de récifs. Dans notre étude, la limite de 140 images fixes a été atteinte pour six des neuf complexes (les complexes 4 à 9). Nous avons étudié plus de 2 500 m, ou 3 250 m², de la superficie du récif dans quatre des neuf complexes (voir le tableau 2).

3.4 RÉSUMÉS DE L'ÉTAT DES RÉCIFS

Cette section présente les résumés de l'état des complexes de récifs. Nous avons inclus les indices qui semblaient les plus prometteurs pour caractériser les complexes dans cette étude, d'après les meilleures connaissances disponibles à ce jour. On peut considérer ces résumés comme une référence pour la surveillance future, compte tenu cependant du fait qu'ils représentent des points de référence avant la fermeture uniquement pour certains des indices mentionnés dans ce document.

Chaque carte sommaire de l'état porte sur un complexe de récifs et contient les éléments suivants, organisés sur deux pages :

- Une carte du complexe montrant l'emplacement, les limites de la zone de fermeture des pêches, les différents récifs, les transects effectués dans cette étude et les cartes des points chauds illustrant la distribution des catégories d'habitats le long de chaque transect.
- Les gammes des températures, de la salinité et des profondeurs consignées dans l'étude.
- Des graphiques en marguerite illustrant les valeurs de six indices basés sur les éponges qui ont été jugés comme étant les plus pertinents pour caractériser les complexes de récifs (voir les détails dans les sections 2, 3.1 et 3.2). L'échelle pour les indices du pourcentage de couverture d'éponges vivantes, du pourcentage de couverture d'éponges mortes, du pourcentage d'éponges intactes et la structure de récif visible va de 0 à 100 %. L'échelle pour l'indice d'agglomération va de 0 à 1; la valeur maximale enregistrée par transect est indiquée. L'échelle pour l'indice d'oscules va de 0 au nombre moyen maximal d'oscules par m² observé dans le cadre de la présente étude, 7,4. Si un indice composite complet de l'état des récifs est élaboré ultérieurement, il est possible d'ajouter ces valeurs aux parties centrales des graphiques en marguerite afin de faciliter les comparaisons visuelles.
- Le sommaire de la fréquence d'occurrence des cinq catégories d'habitats dans la zone du récif étudiée.
- Des exemples d'images représentatives donnant des exemples des catégories d'habitats « récif dense vivant », « récif vivant » et « récif mixte ».
- Les densités des taxons indicateurs.
• De plus, les valeurs des indices fondés sur les éponges et les communautés proposées pour caractériser les complexes de récifs sont présentées dans le tableau 28 afin de faciliter les comparaisons côte à côte.



Baie Howe – îles Defence



Complexe 1 : Baie Howe – îles Defence



Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte



Complexe 2 : Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte



Foreslope Hills



Complexe 3 : Foreslope Hills



Îles Outer Gulf







Complexe 5 : Île Gabriola



Parksville





Est de l'île Hornby



Complexe 7 : Est de l'île Hornby



Sechelt





Haut-fond Halibut



Complexe 9 : Haut-fond Halibut

Ensembles d'indices		Indice	Complexe de récifs d'éponges siliceuses								
			Baie Howe – îles Defence (1)	Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte (2)	Foreslope Hills(3)	Îles Outer Gulf (4)	Île Gabriola (5)	Parksville (6)	Est de l'île Hornby (7)	Sechelt (8)	Haut-fond Halibut(9)
Fondés sur les éponges hermatypiques	Abondance d'éponges vivantes	Abondance d'éponges vivantes, méthode des oscules (nombre/m ²)	2,22	7,43	3,84	0,39	0,69	2,52	3,42	2,14	0
		% de couverture des éponges vivantes, méthode du quadrillage	0,65	9,84	6,93	0,22	0,30	0,09	3,76	2,03	0,01
		Éponges vivantes – catégories d'habitat combinées (%)	54,3	65,3	42,5	26,8	71,8	8,4	81,9	27,6	24,4
	Répartition des éponges vivantes	Indice d'agglomération ¹	0,34	0,66	0,71	0,50	0,49	0,15	0,55	0,56	s.o. ²
	Condition des éponges vivantes	% d'images d'éponges intactes	81,2	51,2	76,2	25,0	86,2	50,0	75,3	83,8	s.o. ²
		% d'images montrant des éponges brisées	18,8	48,8	23,8	75,0	13,8	50,0	24,7	16,2	s.o. ²
	Potentiel de rétablissement	% de couverture des éponges mortes, méthode du quadrillage	1,53	7,65	4,68	1,21	0,36	0,05	9,05	3,94	0,05
		Structure de récif visible – catégories d'habitat combinées (%)	89,2	81,9	68,9	65,4	94,8	38,2	96,9	72,5	75,4

Tableau 28. Résumé des indices calculés pour caractériser les neuf complexes de récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe actuellement protégés par des fermetures des pêches entrant en contact avec le fond.

Ensembles d'indices		Indice	Complexe de récifs d'éponges siliceuses								
			Baie Howe – îles Defence (1)	Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte (2)	Foreslope Hills(3)	Îles Outer Gulf (4)	Île Gabriola (5)	Parksville (6)	Est de l'île Hornby (7)	Sechelt (8)	Haut-fond Halibut(9)
	Structure des communautés	Indice de diversité de Shannon-Wiener	2,28	2,31	2,9	3,04	1,97	0,69	1,78	1,47	2,39
	Taxons indicateurs de récifs vivants denses et de récifs vivants (ind/m ²)	Chorilia longipes	0,003	0,022	0,013	0,002	0	0	0,007	0,003	0,001
Ités		Sebastes maliger	0	0,004	0,002	0,005	0	0,004	0,004	0,001	0
nmunau		Famille des Sébastidés	0,001	0,033	0,027	0,019	0,026	0,014	0,029	0,010	0,004
r les com	Taxons indicateurs d'une structure de récif visible (ind/m ²)	Rhabdocalyptus dawsoni	0,012	0,048	0	0,001	0,057	6,252	0,5	0,393	0,035
lés su		Pandalus platyceros	0,038	0,075	0,005	0,008	0,025	0,040	0,018	0,006	0
Fond		Munida quadrispina	0,100	0,275	0,653	0,725	0,959	0,914	1,369	1,230	0,261
	Taxons indicateurs d'absence de récif visible (ind/m ²)	Ordre des Pennatulacés	0,005	0,002	0	0,140	0	0,001	0	0	0
		Classe des Ophiures	0,206	0,245	0,061	0	0,01	0,117	0	0,009	0,072

¹L'indice d'agglomération évalue le degré d'agrégation des éponges, et diffère des autres mesures de « parcellarité » ou de « densité ». Voir les fichiers d'aide de McGarigal *et al.* (2002) pour obtenir des renseignements supplémentaires. La valeur maximale enregistrée par transect est présentée.

² Valeur non disponible en raison du nombre insuffisant d'éponges vivantes dans l'ensemble d'images utilisé pour calculer l'indice.

3.5 CRITÈRES DE SURVEILLANCE

Une surveillance est nécessaire pour fournir l'information requise pour assurer une gestion adaptative efficace et adaptée à l'état de l'écosystème protégé. Des stratégies et protocoles de surveillance ont été mis au point pour un certain nombre d'écosystèmes marins dans lesquels la complexité de l'habitat est en majorité fournie par des espèces fondatrices (habitats biogéniques). Par exemple, le suivi écologique des récifs coralliens, défini comme des relevés répétés recueillant des données sur les paramètres écologiques tels que l'abondance des poissons et des coraux, a été réalisé depuis que des techniques de relevé de ces récifs ont été décrites pour la première fois, dans les années 1970 (Flower et al. 2017). La surveillance des récifs coralliens pose différents défis, comme la complexité de l'écosystème, les différences dans les méthodes d'échantillonnage entre les relevés et l'absence d'ensembles de données uniformes à long terme (Jameson et al. 1998). Les récifs d'éponges siliceuses présentent le problème supplémentaire d'être surtout présents à des profondeurs dépassant les limites de la plongée sécuritaire, ce qui restreint les méthodes de relevé visuel aux relevés effectués à l'aide de VGT, de véhicules sous-marins autonomes et de caméras sous-marines. Ces plateformes de relevé peuvent être coûteuses, chronophages et difficiles sur le plan logistique. Cela souligne l'importance d'une stratégie de surveillance soigneusement préparée utilisant des paramètres pertinents de la santé des récifs aux échelles spatiales et temporelles appropriées et fournissant des séries chronologiques bien définies. Une surveillance intégrée et complète devrait fournir les éléments suivants :

- Des données pour évaluer l'état de santé du récif et déterminer les tendances qui peuvent servir à faire le suivi du rétablissement ou du déclin;
- Des indications des agents de stress chronique et aigu d'origine humaine ou environnementale qui pourraient avoir une incidence sur les récifs;
- Un appui aux décisions de gestion adaptative pour orienter les mesures de gestion.

Un plan final de surveillance devra contenir un document détaillé et des protocoles précis pouvant servir pour la collecte en cours des données. Nous donnons ici des recommandations scientifiques décrivant comment la surveillance future pourrait être structurée. Ces recommandations ne se veulent pas normatives ou exhaustives : elles ne spécifient pas exactement comment recueillir, analyser ou interpréter les données, mais présentent plutôt des options et suggèrent les outils et approches pour les réaliser.

3.5.1 Méthodes de surveillance

Un relevé de surveillance d'un récif d'éponges siliceuses comprendrait la conception et les méthodes appropriées pour mener le relevé, une planification avant le relevé, la logistique et la configuration de l'équipement, la réalisation du relevé, le traitement des fichiers d'image après le relevé, l'analyse des données et l'interprétation des résultats.

3.5.1.1 Conception et méthodes pour mener le relevé

Les neuf récifs d'éponges sont dispersés dans tout le détroit de Georgie et la baie Howe, chacun présentant des caractéristiques uniques sur les plans de la distribution des éponges, de la composition de la communauté et du caractère général. Certains récifs peuvent être plus soumis à des agents de stress aigu (par exemple, la pêche illicite, l'erreur humaine entraînant la pêche dans les limites de la zone de fermeture, les impacts des activités autorisées dans les zones fermées) que d'autres. De plus, il est possible qu'un brassage génétique se produise entre les récifs d'éponges dans le détroit de Georgie du fait de la dispersion des larves (Brown *et al.* 2017) et que par conséquent, le rétablissement d'un récif en particulier soit influencé par l'état des autres. Il n'est donc pas possible d'extrapoler la caractérisation d'un récif à un autre, même lorsqu'ils sont très proches; chaque complexe de récifs doit faire l'objet d'une surveillance distincte. Comme il est expliqué dans la section 3.2.2.2, il pourrait être utile de traiter les récifs du nord (Galiano Ridge) et du sud du complexe des îles Outer Gulf comme des sous-complexes distincts dans les relevés de surveillance. Il faudrait surveiller tous les récifs (ou presque tous) pour pouvoir attribuer les changements observés dans leur état à des agents de stress aigu ou chronique.

Il faudrait espacer correctement les évaluations afin de dégager des tendances suffisamment tôt pour pouvoir prendre des mesures de gestion. Les éponges siliceuses sont des organismes à croissance lente. Des recherches précédentes sur les taux de croissance des éponges dans le détroit de Georgie ont donné des estimations de 1 à 3 cm/an (Dunham et al. 2015) et de 1 à 9 cm/an (Kahn et al. 2016) pour H. calyx et A. vastus et de 1,98 cm/an pour Rhabdocalyptus dawsoni (Leys et Lauzon 1998). Une surveillance annuelle des récifs ne permettrait sans doute pas de détecter un changement mesurable de la croissance des éponges. Cependant, il est possible de déceler rapidement la détérioration de la condition des éponges puisque les changements deviennent vite apparents en quelques semaines, voire quelques jours, lorsqu'ils sont observés en laboratoire; en effet, la coloration des éponges passe du jaune/roux au brun lorsqu'elles meurent (A. Dunham, obs.pers.). Des agents de stress aigu comme une sédimentation accrue ou des dommages physiques peuvent ainsi avoir un impact mesurable sur les éponges in situ en peu de temps. Compte tenu des taux de croissance et de rétablissement relativement bas des éponges siliceuses et de leur détérioration rapide, l'espacement des relevés de surveillance doit être adaptatif afin d'intégrer l'état connu des récifs et les agents de stress soupçonnés.

Il faut tenir compte du compromis entre la fréquence de la surveillance et l'effort d'échantillonnage du fait des facteurs économiques et logistiques. Un échantillonnage fréquent à un nombre limité de sites ne tracera peut-être pas un tableau exact de l'état général du récif et peut malgré tout s'avérer gourmand en temps et en ressources. Des relevés courants à grande échelle et des relevés intensifs moins fréquents donnant une évaluation complète (comme le programme de surveillance à long terme de la Grande Barrière décrit dans Sweatman 2008) offriront les possibilités de gestion adaptative des récifs d'éponges. Il convient de noter que le présent document ne traite pas spécifiquement de la question de la fréquence des relevés. Nous proposons un échéancier général de trois à dix ans, qui pourra être affiné à mesure des progrès de la surveillance et de la collecte de données sur diverses tendances.

Nous recommandons des transects fixes pour les relevés courants à grande échelle. En effet, l'utilisation de transects fixes permettrait d'observer les tendances à attribuer aux changements dans l'état du récif, plutôt qu'aux changements d'emplacement du relevé. De légères différences dans l'emplacement des transects fixes, des « erreurs d'emplacement » de l'ordre du centimètre ou du mètre, peuvent contribuer à une variation considérable des estimations de la couverture de coraux (Davidson 1997). Il sera plus facile d'étudier régulièrement les mêmes zones en plaçant des marqueurs non invasifs le long des tracés des transects (par exemple, des perches minces). Le nombre et la longueur des transects devraient être proportionnels à la superficie totale de chaque complexe de récifs afin de répartir régulièrement l'effort de relevé. Dans notre étude, nous avons observé une variabilité considérable dans la distribution et la condition des éponges, dans un transect et entre les transects du même complexe de récifs (annexe 7), ce qui démontre la parcellarité des récifs. Des unités d'échantillonnage égales ou inférieures à l'échelle d'une parcelle typique donneront souvent des estimations de l'abondance extrêmement variables, car des parcelles entières peuvent être incluses dans les échantillons ou en être exclues (Andrew et Mapstone 1987). En d'autres termes, plus le récif est parcellé, plus il est probable que les transects aléatoires ne couvriront pas certains types de parcelles

(par exemple, des éponges vivantes). En cas de parcellarité élevée, il peut être nécessaire d'élargir l'effort initial afin de quantifier la distribution des éponges avant de décider de l'emplacement des transects. Chu et Leys (2010a) décrivent un exemple gourmand en ressources, mais bien conçu et complet de cartographie détaillée de trois zones de récif à l'aide d'un système de quadrillage pour le relevé. Il serait également utile de tenir compte de la tranche d'eau et de la topographie du fond des différents récifs, car on observe souvent des agrégats denses d'éponges au sommet de crêtes et de pinacles.

Les transects des relevés à grande échelle pourraient aussi inclure des sites repères marqués où l'on prend des images fixes qui se superposent pour combler des lacunes dans les connaissances sur le recrutement et le rétablissement des éponges. Il a été suggéré d'utiliser des sites repères fixes plutôt qu'aléatoires pour améliorer la capacité de détecter le rétablissement des coraux (Molloy *et al.* 2013); cela devrait donner des résultats semblables pour les éponges siliceuses. Une évaluation plus détaillée d'un complexe de récifs pendant chaque cycle de surveillance de routine pourrait également être utile pour combler des lacunes dans les connaissances sur le recrutement et le rétablissement des éponges.

Pendant les relevés intensifs moins fréquents, un emplacement aléatoire stratifié des transects est recommandé, avec un nombre et une longueur des transects proportionnels à la superficie totale du complexe et stratifiés par la profondeur. Il serait bon d'avoir davantage de transects que le nombre étudié pendant les relevés de routine. Il serait utile d'inclure des transects qui traversent l'empreinte du récif et les limites de la zone de fermeture pour évaluer l'étendue spatiale du récif (en d'autres termes, évaluer si les récifs rétrécissent ou s'agrandissent). Si des zones d'éponges denses vivantes sont détectées en dehors des empreintes du récif ou des limites de la zone de fermeture, on peut effectuer un relevé par sonar multifaisceau afin de mettre à jour et d'améliorer la délimitation de l'empreinte du récif même en l'absence de données de sonar multifaisceau pour inclure les jardins ou agrégats d'éponges siliceuses puisque l'on sait que les jardins d'éponges soutiennent des communautés diversifiées et productives (Marliave *et al.* 2009, Maldonado *et al.* 2016).

Le choix de la plateforme et des méthodes d'échantillonnage dépend des types de données à collecter. Les données d'entrée décrites dans le présent document peuvent être globalement être réparties en deux catégories relatives à l'unité d'échantillonnage : les images fixes et la vidéo. Le tableau 29 présente une récapitulation des indices de surveillance proposés et des techniques correspondantes de collecte des données.

Tableau 29. Propositions d'ensembles d'indices de surveillance et des techniques correspondantes de collecte des données. Les indices recommandés pour les évaluations à grande échelle de routine sont indiqués en caractères gras. Un « x » gris indique les techniques de collecte des données qui sont possibles pour l'indice considéré, mais qui n'ont pas été employées dans notre étude.

Group	e d'indices	Type d'indice	Technique de collecte de données			
			Vidéo	Images fixes		
	Abondance d'éponges vivantes	Abondance d'éponges vivantes, méthode des oscules	-	x		
		% de couverture des éponges vivantes, méthode du quadrillage	-	x		
saut		Éponges vivantes – catégories d'habitat combinées (%)	x	x		
ermatypic	Répartition des éponges vivantes	Indice d'agglomération	-	x		
jes he	Condition des éponges vivantes	% d'éponges intactes	х	x		
éponę		% d'éponges brisées	х	x		
s sur les	Potentiel de rétablissement	% de couverture des éponges mortes, méthode du quadrillage	-	x		
Fondés		Structure de récif visible – catégories d'habitat combinées (%)	x	x		
	Structure des communautés	Indice de diversité de Shannon-Wiener	x	х		
	Taxons indicateurs	Sébaste à dos épineux ¹	x	x		
és	denses et de récifs vivants (ind/m ²)	Crabe à longues pattes	x	x		
unaut	Taxons indicateurs d'une structure de récif visible (ind/m ²)	Éponge de Dawson	x	x		
comm		Crevette tachetée	x	x		
ur les		Galatée	x	x		
dés sı	Taxons indicateurs d'absence de récif	Pennatules	x	x		
Fon	visible (ind/m ²)	Ophiure	x	x		

¹Si la méthode d'échantillonnage ou le traitement des données ne permettent pas de différencier de manière fiable les espèces de sébastes, on peut utiliser l'abondance de la famille des *Sebastidae* comme indicateur indirect des récifs denses vivants et des récifs vivants. Cependant, il faudrait compter les *Sebastes maliger* autant que possible, car cette espèce semble être un facteur important de l'association (voir les tableaux 23 et 24).

Ces indices portent sur l'habitat structurel, la biodiversité et les fonctions des écosystèmes - les trois composantes de l'<u>objectif de conservation de la zone de protection marine du roseau-</u>éponge de verre du détroit d'Hécate. Les indices proposés qui sont fondés sur les éponges

peuvent être considérés comme les indicateurs de l'état utilisés pour recueillir de l'information sur les tendances à long terme en réaction à des facteurs environnementaux (Kenchington *et al.* 2012).

Idéalement, les relevés intensifs permettraient de collecter des données d'entrée pour calculer tous les indices énumérés dans le tableau 27, ainsi que les autres indices ou paramètres pertinents qui seront définis à l'avenir. Les relevés à grande échelle de routine pourraient se concentrer sur les cinq indices suivants : % de couverture d'éponges vivantes, % de couverture d'éponges mortes, % d'éponges brisées et intactes et densités des sébastes à dos épineux et des pennatules. Il est relativement facile de quantifier les sébastes et les pennatules, quelle que soit la résolution ou la définition de l'image, car ces deux taxons sont de gros organismes faciles à identifier.

La longueur des transects et le nombre d'images à collecter doivent être proportionnels à la taille du complexe de récifs et au type d'analyse prévu. Par exemple, une courbe d'accumulation des espèces peut servir à déterminer l'effort d'échantillonnage requis pour évaluer avec exactitude la structure des communautés (Ugland *et al.* 2003). Dans la présente étude, la plupart des courbes d'accumulation des espèces pour les différents complexes commençaient juste à atteindre l'asymptote à un équivalent d'environ 167 minutes de vidéo et de plus de 140 images fixes (voir la fig. 20). Cependant, il n'est pas forcément nécessaire d'atteindre l'asymptote si les questions de surveillance portent sur les taxons indicateurs. Dans l'ensemble, plus le nombre d'images collectées pendant un relevé est grand, plus on aura d'images à traiter, ce qui donnera une plus grande puissance statistique pour tester les hypothèses d'intérêt.

3.5.1.2 Aspects logistiques

Les facteurs relatifs à la période de l'année pour réaliser les relevés de surveillance devraient comprendre, autant que possible, la planification des marées optimales, comme les marées de mortes-eaux, où les courants de marée sont moins rapides. Éviter de mener les relevés au printemps, quand la limpidité de l'eau peut être mauvaise en raison des événements de frai et des blooms phytoplanctoniques, permettrait d'améliorer la qualité des images et des vidéos. Dans un souci d'efficience, il faudrait coordonner la surveillance des récifs d'éponges siliceuses avec les autres programmes de surveillance du Ministère dans la région, lorsque cela est possible.

La détectabilité de certains taxons peut varier de manière inhérente entre les plateformes d'échantillonnage (Althaus *et al.* 2015) : par exemple, des images fixes à haute résolution permettent de déceler beaucoup plus de petits organismes que la vidéo à définition standard. Il est essentiel que le programme de surveillance utilise des plateformes d'échantillonnage normalisées et compatibles (par exemple, résolution des caméras), ainsi que du matériel de traitement des données (par exemple, les paramètres de la surveillance) qui permettent de faire des comparaisons valides dans l'espace et dans le temps. S'il est nécessaire de modifier la plateforme d'échantillonnage, il faudrait effectuer des relevés à la fois avec l'ancienne plateforme et avec la nouvelle, de manière à permettre une comparaison statistique des indices calculés à partir des images recueillies au même endroit au même moment. Il sera ainsi possible de comparer de manière significative les données recueillies à l'aide de la nouvelle plateforme aux données existantes.

3.5.1.3 Autres éléments du programme de surveillance

Il est recommandé de consigner les objets anthropiques qui se trouvent dans l'empreinte des récifs pendant les relevés de surveillance. Le nombre et le type de ces objets pourraient donner des indices sur le type et l'intensité des pressions exercées par des activités anthropiques sur

les récifs. Les objets anthropiques observés pendant cette étude persisteront sans doute longtemps dans l'environnement avant de se décomposer.

Nous recommandons également d'intégrer une composante « espèces aquatiques non indigènes » dans le plan de surveillance, en dressant la liste des espèces non indigènes dont la présence est documentée dans le détroit de Georgie et la baie Howe et celles qui sont susceptibles de se propager à partir de zones proches (par exemple, le crabe européen, les ascidies et les bryozoaires).

3.5.2 Analyse des données

Les données annotées sont des dénombrements ou des jugements fondés sur l'intégration et la réduction d'un grand nombre d'informations visuelles, ce qui rend les données sensibles au biais de l'annotateur et aux erreurs de procédure. Il serait certes idéal d'employer toujours les mêmes annotateurs, mais des changements de personnel sont inévitables dans les programmes de surveillance, surtout à long terme. Il est critique d'élaborer des matériels et des procédures pour assurer l'uniformité des annotations et obtenir ainsi des résultats uniformes et fiables. Il s'agit entre autres d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité entre les annotateurs pour l'identification taxonomique et les estimations du pourcentage de couverture. Il est indispensable de renforcer les capacités d'annotation des images dans la région du Pacifique pour que les futurs relevés donnent des résultats uniformes. À cette fin, il faut prévoir de la formation en échantillonnage sur le terrain et en examen d'images. La production d'un rapport technique sur l'inventaire des espèces identifiées dans les récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie, selon le modèle utilisé par Du Preez et al. (2015), permettra d'élargir les connaissances sur l'identification des espèces des communautés des récifs d'éponges et facilitera le transfert de connaissances. Ce rapport devrait comprendre un ensemble de règles de décision précisant les caractéristiques qui définissent clairement et sans ambiguïté les taxons problématiques (Mundy 1991, Carleton et Done 1995) afin de réduire au minimum le manque d'uniformité entre les annotateurs.

Dans cette étude, nous avons trouvé que certaines méthodes de traitement des données posaient des problèmes pour l'évaluation quantitative de l'état des récifs d'éponges. L'échelle ACFOR de l'abondance relative a créé une incertitude au sujet de la fréquence à laquelle les annotateurs recouraient à l'abondance relative au lieu de compter les organismes directement. Il faudrait définir rigoureusement le seuil ou les circonstances dans la méthodologie afin d'aider l'annotateur à décider d'utiliser une note de l'abondance relative plutôt que de déterminer le nombre total, avant de l'utiliser comme paramètre à l'avenir. De même, l'approche des segments de 10 secondes de vidéo pour traiter les vidéos a donné lieu à des incohérences dans l'annotation; parfois, la durée des segments de vidéo était supérieure ou inférieure à 10 secondes, ce qui a créé des problèmes pour vérifier le contrôle de la qualité de l'annotation des vidéos pendant l'examen des experts.

Enfin, il est important de documenter et présenter soigneusement l'effort d'échantillonnage et la variance qui en résulte dans les calculs des divers indices à partir de l'ensemble de données de chaque relevé de surveillance. Cette information sera cruciale pour pouvoir dégager les tendances dans des indices donnés et dans l'état global des récifs d'éponges.

3.5.3 Interprétation des résultats

Pour que les données de surveillance fournissent de l'information à la gestion, les gestionnaires ont besoin d'un cadre non seulement pour collecter les données, mais également pour les interpréter (Renken et Mumby 2009, Houk et Van Woesik 2013). Du fait de la parcellarité des récifs et de la variance élevée qui en découle dans les paramètres de l'évaluation quantitative -

et dans la mesure où on ne comprend pas encore entièrement les relations fonctionnelles dans l'écosystème des récifs, il est difficile d'établir des seuils clairs pour les indices de surveillance proposés. Pour le moment, nous pensons qu'il serait plus approprié de fonder les décisions de gestion sur l'**analyse des tendances** et de **prendre en compte des séries d'indices en combinaison**, plutôt que de tenir compte d'une augmentation ou d'une diminution isolée dans l'un ou l'autre des indices. Il serait aussi utile de déterminer si les changements observés touchent tous les complexes de récifs de la même manière ou s'ils sont propres à certains récifs ou à certaines zones.

Downs et ses collègues (2005) ont proposé une approche diagnostique pour améliorer l'utilisation des données de surveillance des coraux dans les décisions de gestion. Le paradigme est semblable à celui utilisé en médecine : un examen clinique du sujet (récif), comprenant un examen de l'histoire du sujet, et un examen de l'état de santé actuel pour déterminer la cause de la maladie (Downs *et al.* 2005). Une approche diagnostique qui vise à utiliser au mieux les données couramment recueillies ou faciles à collecter a été suggérée pour mieux intégrer les données de surveillance dans les mesures de gestion dans les récifs coralliens (Flower *et al.* 2017). Un arbre de diagnostic pour les récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe, élaboré à partir des résultats décrits dans le présent document, est représenté sur la figure 23. Pour répondre aux questions posées dans les « branches », il est possible d'utiliser les extrants des relevés à grande échelle de routine; les séquences des effets qui en sont tirées mènent aux agents de stress susceptibles d'agir sur le ou les récifs et à des propositions de mesures de gestion fondées sur la surveillance.



Figure 23. Arbre de décision/diagnostic pour la surveillance des récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe. Prendre note que les trajectoires « Oui, analyse des tendances » et « Oui, test de Wilcoxon » ne sont pas mutuellement exclusives. * La différence est statistiquement significative lorsqu'elle est comparée à la période d'échantillonnage immédiatement précédente.

Prenons un scénario hypothétique dans lequel on observe une diminution du pourcentage de couverture d'éponges vivantes dans un récif. L'analyse des tendances ne révèle pas de tendance significative à la baisse, mais le test de Wilcoxon montre une différence significative statistiquement par rapport au dernier relevé effectué précédemment. Ce résultat suggère une diminution quelque peu soudaine de la couverture d'éponges vivantes. Le pourcentage d'images montrant des éponges brisées n'est pas significativement plus élevé que dans l'évaluation précédente, la couverture d'éponges vivantes n'a pas diminué de manière importante dans les autres récifs. Cela pointe vers « agent de stress aigu, probablement d'origine anthropique », comme une pollution localisée ou la pêche résultant d'une erreur humaine ou d'un manque de conformité. Dans ce cas, il serait utile de mener un relevé intensif du complexe touché et d'envisager d'accroître les efforts en vue de renforcer les connaissances et la conformité.

Cet exemple montre pourquoi la surveillance doit être **adaptative** : si l'on détecte ou soupçonne des effets d'agents de stress aigus, une surveillance plus fréquente ou plus intensive pourra être demandée, afin de surveiller le rétablissement ou le déclin et de déterminer les causes probables des changements observés. Un programme de surveillance à long terme bien conçu permettra d'améliorer et de développer cet arbre de diagnostic.

4. CONCLUSIONS

4.1 ÉVALUATION DE L'ÉTAT DES RÉCIFS

Grâce aux cartes et aux descriptions fournies, ces travaux ont montré que les neuf complexes de récifs évalués présentent des caractéristiques uniques et une structure des communautés propre à chaque récif. Les méthodes du quadrillage et des oscules (qui se sont révélées les plus efficaces pour estimer le pourcentage de couverture d'éponges vivantes et la capacité de filtration, respectivement) ont donné des classements relatifs semblables des complexes. La couverture d'éponges vivantes variait de 0.01 à 9.84 %; les densités des oscules étaient comprises entre 0 et 7,43 oscules/m². Les valeurs les plus élevées de la couverture d'éponges vivantes et de densité des oscules ont été observées dans les complexes de la baie Howe bassin de la Reine-Charlotte, de Foreslope Hills et de l'est de l'île Hornby. La couverture visible d'éponges mortes allait de 0,05 à 9,05 %. La fréquence d'occurrence des cing catégories d'habitats - récif dense vivant, récif vivant, récif mixte, récif mort et absence de récif visible variait entre les complexes. Tous les complexes présentaient au moins guelgues zones désignées comme un « récif vivant » : de 0,2 % dans le complexe de Parksville à 24,3 % dans celui de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte. Les zones présentant une désignation de structure de récif visible (toutes les catégories d'habitats, à l'exception de « absence de récif visible ») représentaient de 38,2 % (Parksville) à 96,9 % (est de l'île Hornby) de la région étudiée.

Des éponges hermatypiques vivantes ont été trouvées à l'extérieur de toutes les empreintes des récifs délimitées par la bathymétrie multifaisceau. C'est à l'île Gabriola et à l'est de l'île Hornby que les catégories d'habitats d'éponges en dehors des empreintes des récifs ont été les plus observées. Des zones de récif dense vivant et de récif vivant ont également été observées en dehors de la limite de la fermeture des pêches dans le récif de Gabriola.

Diverses communautés de la mégafaune, y compris neuf groupes de phylums et 101 groupes taxonomiques uniques, ont été observées en même temps que les récifs d'éponges siliceuses. La liste taxonomique correspond généralement aux listes présentées dans les études précédentes et les complète. L'identité des groupes taxonomiques dominants était différente d'un complexe à l'autre. La richesse des espèces, les indices de diversité et de régularité et la

densité totale de la mégafaune étaient nettement différents entre les complexes de récifs. La structure des communautés était très différente d'un complexe de récifs à l'autre; c'est dans les complexes de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte et de Parksville qu'elle était la plus distincte. Un certain nombre d'associations significatives de taxons avec des catégories d'habitats dans les complexes de récifs ont été déterminées. En combinant les résultats des analyses des espèces indicatrices fondées sur les vidéos et les images fixes, nous proposons sept taxons indicateurs pour surveiller les récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe.

On peut considérer l'information présentée dans la section sur les résumés de l'état des récifs et dans l'ensemble de ce document pour caractériser les neuf complexes de récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe comme la meilleure référence disponible avant la mise en œuvre des fermetures des pêches entrant en contact avec le fond (en reconnaissant cependant que ces points de référence d'avant la fermeture ne s'appliquent qu'à certains indices et paramètres étudiés dans ce document).

4.2 CONSIDÉRATIONS SUR LES MÉTHODES ET L'EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE

Dans cette étude, les ensembles de données de 2012 et 2013 ont été traités selon le même protocole, mais par deux annotateurs. Des protocoles rigoureux de contrôle de la qualité ont été appliqués afin d'améliorer l'uniformité dans l'interprétation des vidéos et d'évaluer la variabilité entre les annotateurs. Dans l'ensemble, la réussite de l'annotation (36 %) était de l'ordre de ce que l'on considère généralement comme un « accord faible ». L'incertitude introduite par la réussite plus faible de l'annotation dans notre ensemble de données est partiellement compensée par le fait que chaque annotateur a examiné les transects de tous les complexes de récifs, équilibrant ainsi le plan de traitement des données. Il serait certes idéal d'employer toujours les mêmes annotateurs, mais dans la réalité, des changements de personnel sont inévitables dans les programmes de surveillance, surtout à long terme. Il est critique d'élaborer des matériels et des procédures pour assurer l'uniformité des annotations et obtenir ainsi des résultats fiables. Des procédures d'assurance de la gualité/contrôle de la gualité entre les annotateurs pour l'identification taxonomique et les estimations du pourcentage de couverture, une formation rigoureuse en échantillonnage sur le terrain et en examen des images, ainsi que la production d'un rapport technique sur l'inventaire des espèces identifiées dans les récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie, permettront d'élargir les connaissances sur l'identification des espèces des communautés des récifs d'éponges, faciliteront le transfert de connaissances et assureront l'uniformité entre les annotations à l'avenir.

Toutes les méthodes d'estimation de l'abondance des éponges qui ont été étudiées dans ce document présentaient des aspects positifs et négatifs et nécessitaient un effort et des ressources différents. La méthode du quadrillage fondé sur les images fixes a été jugée exacte et économique pour évaluer la couverture d'éponges. La méthode du dénombrement des oscules constitue une manière d'évaluer efficacement la capacité de filtration, mais elle ne peut pas se substituer à la couverture d'éponges vivantes du fait de la variation importante de la taille et du nombre d'oscules par superficie de couverture d'éponges hermatypiques vivantes.

Les résultats des analyses de l'effort d'échantillonnage suggèrent que pour caractériser la couverture d'éponges à l'aide des techniques sur le terrain et de l'analyse des images fixes selon la méthode du quadrillage décrites dans le présent document, il faut étudier au moins trois transects d'une longueur d'environ 500 m par complexe de récifs, et analyser au moins 38 images par transect. Cela permet de couvrir 1 500 m linéaires, soit 1 950 m², de la superficie du complexe et donne à peu près 100 minutes de vidéo (33 minutes par transect) et 114 images. Dans notre étude, la limite des images fixes a été atteinte pour les neuf complexes. Pour caractériser la composition de la communauté mégafaunique associée à l'aide des

techniques sur le terrain et des méthodes d'analyse décrites dans le présent document, il faut étudier au moins cinq transects d'une longueur d'environ 500 m par complexe de récifs, et analyser au moins 167 minutes de vidéo et 140 images par complexe. Cela permet de couvrir 2 500 m linéaires, soit 3 250 m² du complexe de récifs. Dans cette étude, nous avons étudié plus de 2 500 m, ou 3 250 m², de la superficie du récif dans quatre des neuf complexes.

4.3 IMPLICATIONS POUR LA SURVEILLANCE

Les neuf récifs d'éponges sont dispersés dans tout le détroit de Georgie et la baie Howe, chacun présentant des caractéristiques uniques sur les plans de la distribution des éponges, de la composition de la communauté et du caractère général. Certains récifs peuvent être plus soumis à des agents de stress aigu (par exemple, la pêche illicite, la non-conformité involontaire, les impacts des activités autorisées dans les zones fermées) que d'autres. Il n'est pas possible d'extrapoler la caractérisation d'un récif à un autre, même lorsqu'ils sont très proches; chaque complexe de récifs doit faire l'objet d'une surveillance distincte.

Dans notre étude, nous avons observé une variabilité considérable dans la distribution et la condition des éponges, dans un transect et entre les transects du même complexe de récifs. Il est recommandé d'utiliser des transects fixes et des sites indicateurs marqués pour les relevés de surveillance à grande échelle de routine, afin de pouvoir observer les tendances à attribuer aux changements dans l'état du récif, plutôt que les changements d'emplacement du relevé. En plus des transects fixes faisant l'objet de relevés fréquents, nous recommandons des relevés intensifs moins fréquents. Ces relevés intensifs devraient avoir, dans chaque complexe de récifs, un emplacement aléatoire stratifié des transects, avec un nombre et une longueur des transects proportionnels à la superficie totale du complexe et stratifiés par profondeur. Ils devraient inclure des transects qui traversent l'empreinte du récif et les limites de la zone de fermeture pour évaluer l'étendue spatiale du récif. Lorsque des zones d'éponges denses vivantes sont détectées en dehors des empreintes du récif ou des limites de la zone de fermeture, on peut effectuer un relevé par sonar multifaisceau afin de mettre à jour et d'améliorer la délimitation de l'empreinte du récif.

D'après les résultats de cette étude et les meilleures connaissances disponibles à ce jour, nous proposons 16 indices de surveillance fondés sur les éponges et les communautés et les techniques de collecte des données correspondantes (tableau 29). Ces indices permettent d'évaluer l'abondance des éponges vivantes, leur distribution et leur condition, le potentiel de rétablissement du récif, la structure des communautés et les densités des taxons indicateurs. Il est important de noter toutefois que ces indices ne représentent qu'un sous-ensemble des paramètres possibles pouvant servir à caractériser et surveiller les récifs d'éponges siliceuses. Les évaluations futures pourraient devoir intégrer des paramètres différents, en fonction des nouvelles connaissances et d'une meilleure compréhension de la biologie et de l'écologie des récifs, à mesure que les données seront disponibles. L'évaluation d'indices potentiels pouvant servir d'indicateurs pour appuyer une gestion écosystémique des activités humaines ayant une incidence sur les récifs d'éponges siliceuses (p. ex., fondement théorique, sensibilité, spécificité, rentabilité) ne peut pas être réalisée sans des objectifs de conservation explicites pour les complexes de récifs d'éponges et une meilleure compréhension de l'écologie des récifs d'éponges siliceuses te de leur réaction aux agents de stress.

Enfin, nous recommandons que les décisions de gestion soient conjointement fondées sur l'analyse des tendances et sur plusieurs indicateurs combinés. Nous avons fourni un arbre de décision/diagnostic qui pourrait être utilisé pour intégrer les renseignements provenant d'un certain nombre d'indices afin d'orienter les décisions en matière de gestion adaptative. Un programme de surveillance à long terme bien conçu permettra d'améliorer et de développer l'approche de l'arbre de diagnostic.

5. INCERTITUDES, LACUNES ET ORIENTATIONS FUTURES

5.1 INCERTITUDES ET LIMITATIONS

La réalisation de la présente étude a permis de relever les limites et incertitudes suivantes :

- Malgré l'intégration de plus de 39 heures de vidéos de haute qualité et des images fixes les accompagnant, les ensembles de données des relevés visuels liés à nos analyses ne couvraient qu'un faible pourcentage de chaque complexe de récifs (0,24 à 0,78 %).
- Dans plusieurs cas, nous avons observé des écarts entre les empreintes biologiques des récifs et leur délimitation géologique (par multifaisceau) utilisée pour déterminer les limites des fermetures des pêches. On ne sait pas actuellement avec certitude dans quelle mesure les caractéristiques géologiques chevauchent les caractéristiques biologiques que l'on souhaite protéger. Nous suggérons une mise à jour ou un examen des données de la bathymétrie multifaisceau afin d'évaluer l'exactitude des définitions des empreintes des récifs.
- Toutes les estimations de la couverture d'éponges étaient fondées sur des mesures en deux dimensions (vue de dessus). Du fait de la complexité de l'habitat des éponges, la superficie réellement disponible pour les nouvelles recrues est probablement supérieure à nos estimations.
- L'identification visuelle uniforme et fiable des espèces, en l'absence d'échantillons physiques, est une source d'incertitude majeure.
- La participation de plusieurs annotateurs a posé des problèmes pour les analyses des données. L'incertitude introduite par le niveau « faible » de succès des annotations a été partiellement compensée par le fait que chaque annotateur a examiné les transects de tous les complexes de récifs, équilibrant ainsi le plan de traitement des données.
- En général, toutes les méthodes de relevés visuelles sous-estiment probablement l'abondance et la richesse des organismes de la mégafaune dans les zones d'éponges denses, car ils sont plus difficiles à voir en raison de la complexité de l'habitat. De plus, certains taxons mobiles sont capables de se déplacer rapidement hors du champ d'observation et ils peuvent donc être sous-estimés ou sous-représentés dans le dénombrement des espèces. Toutefois, cette mise en garde ne diminue en rien l'importance de l'une ou l'autre des conclusions intégrées aux conseils de surveillance : ils sont fondés sur les ensembles de données recueillis uniquement au moyen de relevés visuels et, par conséquent, cette mise en garde s'applique de façon uniforme, permettant d'établir des comparaisons quantitatives au fil du temps.
- On ne comprend pas suffisamment l'écologie et la fonction écosystémique des récifs d'éponges siliceuses pour définir et évaluer l'état de « santé » des récifs pour le moment. En lieu et place, nous avons élaboré des séries d'indices quantitatifs potentiels caractérisant les éponges siliceuses hermatypiques et la mégafaune qui leur est associée et les avons évaluées en fonction de leur cohérence, de leur capacité à distinguer les récifs dont l'état diffère sur le plan qualitatif, et des efforts de traitement des données consentis.
- Nous avons inclus dans les résumés de l'état des complexes de récifs les indices qui semblaient les plus prometteurs pour caractériser les complexes dans cette étude, d'après les meilleures connaissances disponibles à ce jour. On peut considérer ces résumés comme une référence pour la surveillance future, compte tenu cependant du fait qu'ils représentent des points de référence avant la fermeture uniquement pour certains des indices mentionnés dans ce document. En d'autres termes, les résumés de l'état ne doivent

pas être vus comme des situations de référence complètes, mais comme la meilleure référence disponible sur l'état du récif avant la mise en œuvre des fermetures des pêches entrant en contact avec le fond.

- Les recommandations sur la surveillance présentées dans ce document cherchent à guider l'élaboration d'un programme de surveillance efficace, mais ne se veulent ni normatives, ni exhaustives.
- L'importance de la variabilité limite actuellement la capacité à détecter les véritables changements dans le caractère des récifs au fil du temps. Par conséquent, nous sommes limités dans notre capacité à attribuer les différences observées au cours de la prochaine période de relevé visuel à une erreur de mesure, à la variabilité saisonnière ou à la variabilité inhérente aux écosystèmes, plutôt qu'à un changement dans le caractère des récifs attribuable à un rétablissement ou à un déclin des récifs. L'intégration de transects répétés dans les futures conceptions des relevés permettra d'estimer l'erreur de mesure associée à la méthode de relevés visuels. La collecte d'ensembles de données à long terme provenant de transects fixes ou de sites témoins permettra de faire la lumière sur la variabilité naturelle des écosystèmes de récifs d'éponges.
- Les constatations et recommandations formulées dans cette étude sont propres aux neuf récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe. Les méthodes et indices élaborés pourront sans doute s'appliquer aux autres récifs découverts dans la baie Howe par G. Dennison et ses collègues (Glen Dennison, Marine Life Sanctuaries Society of British Columbia, North Vancouver, C.-B., comm. pers.). Il faudra peut-être cependant adapter ces indices ou mettre au point d'autres séries d'indices pour les récifs d'éponges siliceuses découverts dans d'autres zones. Les récifs du détroit d'Hécate abritent notamment une troisième espèce d'éponge siliceuse hermatypique, *Farrea occa* (Conway 1999), et il pourrait être nécessaire de modifier les ensembles d'indices.

5.2 LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET ORIENTATIONS FUTURES

Il sera possible d'incorporer à l'avenir un certain nombre d'autres indices dans l'évaluation du caractère des récifs à mesure que nous comprendrons et connaîtrons mieux les récifs d'éponges siliceuses et les communautés associées, ainsi que les fonctions et la diversité des habitats biogéniques en général. Par exemple, on pourra élargir la composante de biodiversité des communautés dans l'indice composite lorsque l'on comprendra mieux les liens fonctionnels entre les différents niveaux trophiques dans l'écosystème du récif d'éponges siliceuses. On peut aussi intégrer des paramètres de l'écologie des paysages marins, comme la contagion de l'habitat et l'agglomération des parcelles d'éponges vivantes, après avoir approfondi l'étude de l'autocorrélation de la distribution des éponges et des associations entre les paramètres de distribution de l'habitat et les taxons indicateurs. Enfin, une meilleure compréhension de l'écologie et du recrutement des larves d'éponges, ainsi que de la résilience et du rétablissement des éponges individuelles et des récifs, permettra de préciser et d'améliorer les paramètres du potentiel de rétablissement. Une fois que ces questions de recherche majeures, et d'autres, qu'il faut étudier pour mieux comprendre la biologie et l'écologie des récifs d'éponges et les fonctions des écosystèmes, ainsi que les paramètres clés de la « santé » globale des récifs, auront été résolues, il sera possible d'élaborer et d'appliquer un indice composite de la santé des récifs.

Lorsque des objectifs de conservation et de gestion explicites seront en place pour les complexes de récifs, il sera important de procéder à une évaluation détaillée des indices de surveillance possibles afin de déterminer leur utilité relative d'après leur fondement théorique,

leur sensibilité/réactivité, leur spécificité, leur rentabilité et d'autres critères de sélection (par exemple, Rice et Rochet 2005, Kershner *et al.* 2011).

La mise à l'essai de méthodes acoustiques passives pour surveiller les communautés associées aux récifs d'éponges siliceuses, y compris les indices de complexité et richesse acoustiques (Archer *et al.*, en préparation), est une nouvelle orientation prometteuse. L'utilisation de systèmes imageurs en trois dimensions (par exemple, des caméras stéréos) pourrait faire progresser l'évaluation quantitative de la couverture d'éponges vivantes et l'application de paramètres d'écologie des paysages pour caractériser la structure, les fonctions et l'état des récifs d'éponges. Pour approfondir l'évaluation des fonctions des récifs et comprendre les processus de croissance et de recrutement dans ces habitats biogéniques, il serait utile de décrire la structure superficielle à petite échelle (microtopographie), qui peut être quantifiée en mesurant la rugosité de la surface (Du Preez et Tunnicliffe 2012).

Les futurs efforts de recherche et de surveillance des récifs d'éponges siliceuses devraient inclure des transects qui traversent l'empreinte du récif et les limites de la zone de fermeture pour évaluer l'exactitude et les futurs changements de l'étendue spatiale du récif. Lorsque des zones d'éponges denses vivantes sont détectées en dehors des empreintes du récif ou des limites de la zone de fermeture, il peut être nécessaire d'effectuer un relevé par sonar multifaisceau afin de mettre à jour et d'améliorer la délimitation de l'empreinte du récif.

En ce qui concerne les aspects pratiques, une fois que les gestionnaires ont déterminé les besoins en surveillance et que des ressources sont affectées à celle-ci, les secteurs des Sciences et de la Gestion du MPO pourront discuter du niveau de détail et des résultats prévus du plan de surveillance. On pourra ensuite élaborer des protocoles de relevés précis et les guides connexes sur le traitement et l'analyse des données pour les niveaux de surveillance requis.

6. RECOMMANDATIONS

- L'information présentée dans ce document en vue de caractériser les neuf complexes de récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe peut servir de meilleure référence disponible de l'état des récifs avant l'entrée en vigueur des fermetures des pêches entrant en contact avec le fond. L'état des récifs a été caractérisé à l'aide d'indices quantitatifs fondés sur des données empiriques et les meilleures connaissances disponibles à ce jour. Les évaluations futures pourraient devoir intégrer d'autres indices, en fonction des nouvelles connaissances et d'une meilleure compréhension de la biologie et de l'écologie des récifs, à mesure que les données seront disponibles.
- Pour les futures évaluations, nous recommandons les méthodes du quadrillage et des oscules fondées sur les images fixes pour estimer la couverture d'éponges vivantes et évaluer la capacité de filtration, respectivement. Les séries d'indices fondés sur les éponges et les communautés devraient être considérées combinées plutôt que séparément.
- Il faudra faire une évaluation complète des indices potentiels afin de déterminer leur utilité relative en tant qu'indices à l'appui de la gestion écosystémique des activités anthropiques qui ont une incidence sur les récifs d'éponges siliceuses. Les indices peuvent être sélectionnés en fonction de leur fondement théorique, leur sensibilité, leur spécificité, leur rentabilité et d'autres attributs une fois que des objectifs de conservation explicites ont été élaborés pour les complexes de récifs.
- Compte tenu de la nature dynamique des écosystèmes de récifs d'éponges, le fait d'intégrer des transects qui croisent à la fois l'empreinte du récif et les limites de la zone de

fermeture des pêches dans l'élaboration du relevé aidera à déterminer s'il est nécessaire ou non d'ajuster les zones de protection entourant les complexes de récifs. Lorsque des zones d'éponges denses vivantes sont détectées en dehors des empreintes du récif ou des limites de la zone de fermeture, on peut effectuer un relevé par sonar multifaisceau afin de mettre à jour et d'améliorer la délimitation de l'empreinte du récif.

- Les neuf récifs d'éponges sont dispersés dans tout le détroit de Georgie et la baie Howe, chacun présentant des caractéristiques uniques sur les plans de la distribution des éponges, de la composition de la communauté et du caractère général. Il n'est pas possible d'extrapoler la caractérisation d'un récif à un autre, même lorsqu'ils sont très proches; chaque complexe de récifs doit faire l'objet d'une surveillance distincte.
- En raison des différences distinctes dans les caractéristiques des récifs, nous recommandons de traiter les récifs nord et sud du complexe de récifs des îles Outer Gulf comme des sous-complexes distincts aux fins de surveillance.
- Il est recommandé d'effectuer une surveillance régulière en combinant des relevés à grande échelle et des relevés intensifs de tous les complexes de récifs tous les trois à dix ans.
- Il est essentiel que le programme de surveillance utilise des plateformes d'échantillonnage normalisées, compatibles, ainsi que du matériel et des protocoles de traitement des données qui permettent de faire des comparaisons valides dans l'espace et dans le temps. S'il est nécessaire de modifier la plateforme d'échantillonnage, il faudrait effectuer des relevés à la fois avec l'ancienne plateforme et avec la nouvelle, de manière à permettre une comparaison statistique des indices calculés à partir des images recueillies au même endroit au même moment. Il serait ainsi possible de comparer de manière significative les données recueillies à l'aide de la nouvelle plateforme aux ensembles de données recueillis précédemment.
- Il est critique d'élaborer des matériels et des procédures pour assurer l'uniformité des annotations et obtenir ainsi des résultats fiables. Il est recommandé d'adopter des procédures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité entre les annotateurs pour l'identification taxonomique et les estimations du pourcentage de couverture, une formation rigoureuse en échantillonnage sur le terrain et en examen des images, ainsi que la production d'un rapport technique sur l'inventaire des espèces identifiées dans les récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie, afin de faciliter le transfert de connaissances et d'assurer l'uniformité entre les annotations à l'avenir.
- Pour caractériser la couverture d'éponges à l'aide des techniques sur le terrain et de l'analyse des images fixes selon la méthode du quadrillage décrites dans le présent document, nous recommandons d'étudier au moins trois transects d'une longueur d'environ 500 m par complexe de récifs, et d'analyser au moins 38 images par transect. Cela permet de couvrir 1 500 m linéaires, soit 1 950 m², de la superficie du complexe et donne à peu près 100 minutes de vidéo (33 minutes par transect) et 114 images. Pour caractériser la composition de la communauté mégafaunique associée à l'aide des techniques sur le terrain et des méthodes d'analyse décrites dans le présent document, il est recommandé d'étudier au moins cinq transects d'une longueur d'environ 500 m par complexe de récifs, et d'analyser au moins 167 minutes de vidéo et 140 images par complexe. Cela permet de couvrir 2 500 m linéaires, soit 3 250 m² du complexe de récifs.
- Aucun seuil n'est recommandé à présent pour aucun des indices proposés. Nous recommandons de fonder largement les décisions de gestion sur l'analyse des tendances et de prendre en compte des séries d'indices en combinaison, plutôt que de tenir compte
d'une augmentation ou d'une diminution isolée dans l'un ou l'autre des indices. La seule exception est une diminution spectaculaire, significative d'un point de vue statistique, de la couverture d'éponges vivantes, qui devrait être considérée comme une preuve de la présence d'un agent de stress aigu.

- La surveillance devrait être adaptative : si l'on détecte ou soupçonne des effets d'agents de stress, une surveillance plus fréquente ou plus intensive peut être exercée, afin de surveiller le rétablissement ou le déclin et de déterminer les causes probables des changements observés.
- Les recherches scientifiques doivent être poursuivies pour combler les lacunes dans les connaissances, améliorer de façon itérative les méthodes de surveillance existantes et explorer de nouvelles approches et techniques de surveillance. À mesure que de nouvelles données deviendront disponibles, les indices proposés pourraient être améliorés et de nouveaux indices ajoutés, à condition de maintenir des ensembles de données chronologiques cohérents, exhaustifs et bien définis.

7. REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les personnes suivantes : Jim Boutillier, pour avoir lancé le programme de VTG de la SBP, et pour sa prévoyance et ses idées qui ont permis de réaliser les relevés sur le terrain; Miriam O, pour le partenariat pour obtenir le financement du projet et pour les discussions utiles et son inspiration; Wolfgang Carolsfeld, qui a personnalisé et copiloté le VTG Phantom; l'équipage du NGCC Neocaligus; Aleria Ladwig, qui a participé au relevé de 2012 et a été le moteur de l'initiative de protection des récifs menée par le MPO; Lucie Hannah, PhD., et lan Murfitt, qui ont participé au relevé de 2013; Sarah Cook et Elise Keppel, pour le traitement vidéo; Dana Haggarty, PhD., pour les travaux d'AQ/CQ sur les poissons, ainsi que pour son inspiration et ses idées; Tamara Stauffert, qui a offert de son temps et de son effort pour mesurer les éponges; Cherisse DuPreez, PhD., pour les connaissances sur l'élaboration des protocoles; la Section de l'écologie spatiale marine et de l'analyse; Joanne Lessard et Janelle Curtis, PhD., qui ont dirigé la Section de l'écologie spatiale marine et de l'analyse; le Centre géoscientifique du Pacifique et Kim Conway, PhD., pour les fichiers de formes sur les récifs et les discussions précieuses; Sally Leys, PhD., ainsi que les membres actuels et anciens du laboratoire Leys, pour les discussions utiles tout au long du projet; et la Société pour la nature et les parcs du Canada (SNPC), pour ses travaux sur la protection des récifs d'éponges siliceuses. Nous aimerions également remercier Mary Thiess, qui a présidé la réunion du SCCS; Ellen Kenchington, PhD., et Sally Leys, PhD., qui ont fourni des examens écrits attentifs du document de travail et ont pris le temps de se déplacer pour assister à la réunion du SCCS: les participants à l'examen régional examiné par les pairs du SCCS, pour leur contribution et leurs discussions constructives pendant et après l'examen; Katie Gale et Josie lacarella, pour leur travail attentif et exhaustif en tant que rapporteurs; et le bureau du SCCS (Lesley MacDougall, Lisa Christensen et Brittany Myhal) pour son aide dans la coordination de la logistique des réunions. Le Programme stratégique de recherche et d'avis fondés sur l'écosystème (PSRAFE) du MPO et le Plan national de conservation (PNC) ont financé ce projet. Les recherches de Stéphanie Archer, PhD., ont bénéficié du soutien du Programme des bourses de recherche scientifique dans les laboratoires du gouvernement canadien du CRSNG.

8. RÉFÉRENCES

- Althaus, F., N. Hill, R. Ferrari, L. Edwards, R. Przeslawski, C. H. L. Schönberg, R. Stuart-Smith, N. Barrett, G. Edgar, J. Colquhoun, M. Tran, A. Jordan, T. Rees, and K. Gowlett-Holmes. 2015. A Standardised Vocabulary for Identifying Benthic Biota and Substrata from Underwater Imagery: The CATAMI Classification Scheme. PLoS ONE 10:e0141039.
- Andreasen, J. K., R. V. O'Neill, R. Noss, and N. C. Slosser. 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of biological integrity. Ecological Indicators 1:21-35.
- Andrew, N., and B. Mapstone. 1987. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. Oceanography and Marine Biology 25:39-90.
- Bell, J. J., S. K. Davy, T. Jones, M. W. Taylor, and N. S. Webster. 2013. Could some coral reefs become sponge reefs as our climate changes? Global Change Biology:2613–2624.
- Beijbom, O., P. J. Edmunds, C. Roelfsema, J. Smith, D. I. Kline, B. P. Neal, M. J. Dunlap, V. Moriarty, T.-Y. Fan, C.-J. Tan, S. Chan, T. Treibitz, A. Gamst, B. G. Mitchell, and D. Kriegman. 2015. Towards Automated Annotation of Benthic Survey Images: Variability of Human Experts and Operational Modes of Automation. PLoS ONE 10:e0130312.
- Benjamini, Y., and Y. Hochberg. 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. Journal of the royal statistical society. Series B (Methodological):289-300.
- Bergquist, D. C., J. A. Hale, P. Baker, and S. M. Baker. 2006. Development of ecosystem indicators for the Suwannee River estuary: Oyster reef habitat quality along a salinity gradient. Estuaries and Coasts 29:353-360.
- Bioherm 1998. Encyclopaedia Britannica Online (Accessed on June 12, 2017).
- Bros, W. E. and B. C. Cowell. 1987. A Technique for optimizing sample size (replication). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 114:63-71.
- Brown, R.R., Davis, C.S., and S.P. Leys. 2017. Clones or clans: the genetic structure of a deepsea sponge, *Aphrocallistes vastus*, in unique sponge reefs of British Columbia, Canada. Molecular ecology 26:1045-1059.
- Carleton, J., and T. Done. 1995. Quantitative video sampling of coral reef benthos: large-scale application. Coral Reefs 14:35-46.
- Carletta, J. 1996. Assessing agreement on classification tasks: the kappa statistic. Computational linguistics 22:249-254.
- Chao, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. Biometrics 43, 783–791
- Chu, J., and S. Leys. 2010a. High resolution mapping of community structure in three glass sponge reefs (Porifera, Hexactinellida). Marine Ecology Progress Series 417:97-113.
- Chu, J., and S. Leys. 2010*b*. Data from: High resolution mapping of community structure in three glass sponge reefs (Porifera, Hexactinellida). Dryad Data Repository.
- Chu, J. W.F. and Leys, S. 2012. The dorid nudibranchs *Peltodoris lentiginosa* and *Archidoris odhneri* as predators of glass sponges. Invertebr Biol, 131: 75–81. doi:10.1111/j.1744-7410.2012.00262.x
- Chu, J., M. Maldonado, G. Yahel, and S. P. Leys. 2011. Glass sponge reefs as a silicon sink. Marine Ecology Progress Series 441:1-14.

- Clarke, K. R., P. J. Somerfield, and M. G. Chapman. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 330:55-80.
- Conway, K. W. 1999. Hexactinellid sponge reefs on the British Columbia continental shelf : geological and biological structure with a perspective on their role in the shelf ecosystem. Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 99/192.
- Conway, K., J. Barrie, W. Austin, and J. Luternauer. 1991. Holocene sponge bioherms on the western Canadian continental shelf. Continental Shelf Research 11:771-790.
- Conway, K. W., M. Krautter, J. V. Barrie, and M. Neuweiler. 2001. Hexactinellid sponge reefs on the Canadian continental shelf: A unique" living fossil". Geoscience Canada 28.
- Conway, K., J. V. Barrie, and M. Krautter. 2004. Modern siliceous sponge reefs in a turbid, siliciclastic setting: Fraser River delta, British Columbia, Canada. Neues Jahrbuch fur Geologie und Palaontologie-Monatshefte:335-350.
- Conway, K. W., J. V. Barrie, and M. Krautter. 2005. Geomorphology of unique reefs on the western Canadian shelf: sponge reefs mapped by multibeam bathymetry. Geo-Marine Letters 25:205-213.
- Conway, K.W., Barrie, J.V., Hill, P.R., Austin, W.C., Picard, K., 2007. Mapping sensitive benthic habitats in the Strait of Georgia, coastal British Columbia: deep-water sponge and coral reefs. Geol. Surv. Can. 2007-A2:1-6.
- Cook, S. E., K. W. Conway, and B. Burd. 2008. Status of the glass sponge reefs in the Georgia Basin. Marine Environmental Research 66:S80-S86.
- Curtis, J. M. R., C. Du Preez, S. C. Davies, J. Pegg, M. E. Clarke, E. L. Fruh, K. Morgan, S. Gauthier, G. Gatien, and W. Carolsfeld. 2015. 2012 Expedition to Cobb Seamount: Survey methods, data collections, and species observations. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3124: xii + 145p.
- Davidson, J. 1997. Optimising the use of a video transect technique for the monitoring and rapid ecological assessment of tropical benthic communities. MS thesis, James Cook University, Queensland.
- Dayton, P. K., S. Kim, S. C. Jarrell, J. S. Oliver, K. Hammerstrom, J. L. Fisher, K. O'Connor, J. S. Barber, G. Robilliard, and J. Barry. 2013. Recruitment, growth and mortality of an Antarctic hexactinellid sponge, Anoxycalyx joubini. PLoS ONE 8:e56939.
- De Cáceres, M., and P. Legendre. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. Ecology 90:3566-3574.
- DFO. 2010. <u>Pacific Region Cold-Water Coral and Sponge Conservation Strategy 2010-</u> 2015. (Accessed on January 12, 2017).
- Díaz-Pérez, L., Rodríguez-Zaragoza, F.A., Ortiz, M., Cupul-Magaña, A.L., Carriquiry, J.D., Ríos-Jara, E., Rodríguez-Troncoso, A.P., and M.C. García-Rivas. 2016. Coral reef health Indices *versus* the biological, ecological and functional diversity of fish and coral assemblages in the Caribbean Sea. PLoS ONE 11(8): e0161812.
- Downs, C. A., C. M. Woodley, R. H. Richmond, L. L. Lanning, and R. Owen. 2005. Shifting the paradigm of coral-reef 'health' assessment. Marine Pollution Bulletin 51:486-494.
- Dufrêne, M., and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. Ecological monographs 67:345-366.

Dunham, A., J. Pegg, W. Carolsfeld, S. Davies, I. Murfitt, and J. Boutillier. 2015. Effects of submarine power transmission cables on a glass sponge reef and associated megafaunal community. Marine Environmental Research 107:50-60.

Dunn, O. J. 1964. Multiple comparisons using rank sums. Technometrics 6:241-252.

- Du Preez, C. and V. Tunnicliffe. 2012. A new video survey method of microtopographic laser scanning (MiLS) to measure small-scale seafloor bottom roughness. Limnology and Oceanography: Methods 10:899-909.
- Du Preez, C., Curtis, J.M.R., Davies, S.C., Clarke, M.E., and Fruh, E.L. 2015. Cobb Seamount species inventory. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3122: viii + 108 p.
- Durden, J. M., B. J. Bett, T. Schoening, K. J. Morris, T. W. Nattkemper, and H. Ruhl. 2016. Comparison of image annotation data generated by multiple investigators for benthic ecology. Marine Ecology Progress Series 552:61-70.
- Emmett, B., P. Thuringer, and S. Cook. 2007. Evaluation of hard seabed monitoring techniques: Development of video survey and data classification protocols. Phase 2 Report. Aqua E-Fund Project AE 03.04-0.2-0.2 Prepared for BC Aquaculture Research and Development Committee.
- ESRI. 2014. ArcGIS. Version 10.2. 2. Environmental Systems Research Institute Inc. Redlands, California, USA.

Flower, J., J. C. Ortiz, I. Chollett, S. Abdullah, C. Castro-Sanguino, K. Hock, V. Lam, and P. J. Mumby. 2017. Interpreting coral reef monitoring data: A guide for improved management decisions. Ecological Indicators 72:848-869.

Ghiold, J. 1991. The sponges that spanned Europe. New Scientist 129:58-62.

Giller, P. S., Hillebrand, H., Berninger, U. G., Gessner, M. O., Hawkins, S., Inchausti, P., Inglis, C., Leslie, H., Malmqvist, B., Monaghan, M. T., Morin, P. J. and G. O'Mullan. 2004.
Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. Oikos 104:423-436.

GNU Image Processing Software. <u>GIMP v2.6</u>. (Accessesd on June 12, 2017).

Gotelli, N. J., and R. K. Colwell. 2011. Estimating species richness. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment 12:39-54.

Hewett, J. E., G. B. McBride, R.D. Pridmore, and S. F. Thrush. 1993. Patchy distributions: optimising sample size. Environmental Monitoring and Assessment 27:95-105.

- Houk, P., and R. Van Woesik. 2013. Progress and perspectives on question-driven coral-reef monitoring. Bioscience 63:297-303.
- Huvenne, V., B. Bett, D. Masson, T. Le Bas, and A. Wheeler. 2016. Effectiveness of a deep-sea cold-water coral Marine Protected Area, following eight years of fisheries closure. Biological Conservation 200:60-69.
- Jameson, S. C., M. V. Erdmann, G. R. Gibson Jr, and K. W. Potts. 1998. Development of biological criteria for coral reef ecosystem assessment. Atoll Research Bulletin 450:108.
- Johannessen, S. C., D. Masson, and R. W. Macdonald. 2014. Oxygen in the deep Strait of Georgia, 1951–2009: The roles of mixing, deep-water renewal, and remineralization of organic carbon. Limnology and Oceanography 59:211-222.

- Kahn, A. S., G. Yahel, J. W. Chu, V. Tunnicliffe, and S. P. Leys. 2015. Benthic grazing and carbon sequestration by deep-water glass sponge reefs. Limnology and Oceanography 60:78-88.
- Kahn, A. S., L. J. Vehring, R. R. Brown, and S. P. Leys. 2016. Dynamic change, recruitment and resilience in reef-forming glass sponges. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 96:429-436.
- Kenchington, E., T. Siferd, and C. Lirette. 2012. Arctic Marine Biodiversity: Indicators for Monitoring Coral and Sponge Megafauna in the Eastern Arctic. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/003: v + 37p.
- Kershner J., J. F. Samhouri, C. A. James, and P. S. Levin. 2011. Selecting indicator portfolios for marine species and food webs: A Puget Sound case study. PLoS ONE 6(10): e25248. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025248.
- Krautter, M., K. Conway, J. V. Barrie, and M. Neuweiler. 2001. Discovery of a "Living Dinosaur": Globally unique modern hexactinellid sponge reefs off British Columbia, Canada. Facies 44:265-282.
- Krautter, M., K. W. Conway, and J. V. Barrie. 2006. Recent hexactinosidan sponge reefs (silicate mounds) off British Columbia, Canada: frame-building processes. Journal of Paleontology 80:38-48.
- Landis, J. R., and G. G. Koch. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. Biometrics:159-174.
- Levings, C., R. Foreman, and V. Tunnicliffe. 1983. Review of the benthos of the Strait of Georgia and contiguous fjords. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40:1120-1141.
- Leys, S. P., and G. O. Mackie. 1997. Electrical recording from a glass sponge. Nature 387:29.
- Leys, S. P., and N. R. Lauzon. 1998. Hexactinellid sponge ecology: growth rates and seasonality in deep water sponges. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 230:111-129.
- Leys, S. P., G. O. Mackie, and R. Meech. 1999. Impulse conduction in a sponge. Journal of Experimental Biology 202:1139-1150.
- Leys, S., K. Wilson, C. Holeton, H. Reiswig, W. Austin, and V. Tunnicliffe. 2004. Patterns of glass sponge (Porifera, Hexactinellida) distribution in coastal waters of British Columbia, Canada. Marine Ecology Progress Series 283:133-149.
- Leys, S. P., G. O. Mackie, and H. M. Reiswig. 2007. The biology of glass sponges. Advances in Marine Biology 52:1-145.
- Leys, S. P., G. Yahel, M. A. Reidenbach, V. Tunnicliffe, U. Shavit, and H. M. Reiswig. 2011. The Sponge Pump: The Role of Current Induced Flow in the Design of the Sponge Body Plan. PLoS ONE 6:e27787.
- Mabrouk, G., T. Bungay, D. Drover, and D. Hamoutene. 2014. Use of remote video survey methodology in monitoring benthic impacts from finfish aquaculture on the south coast of Newfoundland (Canada). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/039. v + 15 p.

- Maldonado, M., R. Aguilar, R. J. Bannister, J. J. Bell, K. W. Conway, P. K. Dayton, C. Díaz, J. Gutt, M. Kelly, E. L. R. Kenchington, S. P. Leys, S. A. Pomponi, H. T. Rapp, K. Rützler, O. S. Tendal, J. Vacelet, and C. M. Young. 2016. Sponge Grounds as Key Marine Habitats: A Synthetic Review of Types, Structure, Functional Roles, and Conservation Concerns. *in* S. Rossi, L. Bramanti, A. Gori, and C. Orejas Saco del Valle, editors. Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots. Springer International Publishing, Cham. pp 1-39
- Marliave, J. B., K. W. Conway, D. M. Gibbs, A. Lamb, and C. Gibbs. 2009. Biodiversity and rockfish recruitment in sponge gardens and bioherms of southern British Columbia, Canada. Marine Biology 156:2247-2254.
- McGarigal, K., and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.
- McGarigal, K., S. Cushman, and E. Ene. 2002. FRAGSTATS v3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at: the following web site: http://www. umass. edu/landeco/research/fragstats/fragstats. html.
- Molloy, P., M. Evanson, A. Nellas, J. Rist, J. Marcus, H. Koldewey, and A. Vincent. 2013. How much sampling does it take to detect trends in coral-reef habitat using photoquadrat surveys? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23:820-837.
- MPO. 2016. <u>Avis de pêche FN0415</u> (accessible depuis le 12 juin 2017)
- Mundy, C. 1991. A critical evaluation of the line intercept transect methodology for surveying sessile coral reef benthos. MSc Thesis, James Cook University of North Queensland.
- Ninio, R., J. Delean, K. Osborne, and H. Sweatman. 2003. Estimating cover of benthic organisms from underwater video images: variability associated with multiple observers.
- Pielou, E. 1975. Ecology diversity. J. Wiley and Sons, New York.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rasband, W. S. 2016. ImageJ. Bethesda, Maryland, USA, http://rsb.info.nih.gov/ij/, 1997-2016. U. S. National Institutes of Health.
- Renken, H., and P. J. Mumby. 2009. Modelling the dynamics of coral reef macroalgae using a Bayesian belief network approach. Ecological Modelling 220:1305-1314.
- Rice, J. C., and M-J. Rochet. 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. ICES Journal of Marine Science 62:516-527.
- Riche, O., Johannessen, S. C., & Macdonald, R. W. 2014. Why timing matters in a coastal sea: Trends, variability and tipping points in the Strait of Georgia, Canada. Journal of Marine Systems 131:36-53.
- Shannon, C., and W. Weaver. 1949. The Mathematical Theory of Information. University of Illinois Press, Urbana.
- Stone, R. P., K. Conway, D. Csepp, and J. Barrie. 2014. The boundary reefs: Glass sponge (Porifera: Hexactinellidae) reefs on the international border between Canada and the United States. NOAA Technical Memorandum NMFS-AFSC 264.
- Sweatman, H. 2008. No-take reserves protect coral reefs from predatory starfish. Current Biology 18:R598-R599.

- Thomson, R. E. 1981. Oceanography of the British Columbia coast. Can. Spec. Pub. Fish. Aquat. Sci. No. 56, 291pp.
- Tréguer, P. J., and C. L. De La Rocha. 2013. The world ocean silica cycle. Annual Review of Marine Science 5:477-501.
- Ugland, K. I., J. S. Gray, and K. E. Ellingsen. 2003. The species–accumulation curve and estimation of species richness. Journal of Animal Ecology 72:888-897.
- Wiedenmayer, F. 1994. Contributions to the knowledge of post-Palaeozoic neritic and archibenthal sponges (Porifera): the stratigraphic record, ecology, and global distribution of intermediate and higher taxa. Birkhäuser.

ANNEXES

ANNEXE 1. EMPLACEMENT ET SURFACE DE L'EMPREINTE DES FERMETURES DES PÊCHES ENTRANT EN CONTACT AVEC LE FOND, DES COMPLEXES DE RÉCIFS ET DES DIFFÉRENTS RÉCIFS



Figure A1-1. Fermetures des pêches entrant en contact avec le fond mises en place en 2015 pour protéger neuf récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe.



Figure A1-2. Cartes des neuf complexes de récifs montrant chaque récif individuel (désigné par une lettre) et les transects (indiqués par un numéro) étudiés durant les relevés effectués en 2012 et 2013 à l'aide d'un VTG.

Tableau A1-1. Identification, emplacement du centroïde de l'empreinte et superficie totale (m ²) de	s
différents récifs d'éponges dans les fermetures des pêches entrant en contact avec le fond.	

Complexe de récifs	ID du récif*	Latitude	Longitude	Superficie du récif, m ²
Baie Howe – îles Defence	1A	49.565548° N	-123.285694° O	20 919
(1)	1B	49.561247° N	-123.280469° O	78 875
	2A	49.355376° N	-123.292972° O	73 342
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (2)	2B	49.347395° N	-123.307992° O	30 931
	2C	49.349270° N	-123.299471° O	55 564
	2D	49.346469° N	-123.296322° O	22 425
	2E	49.342763° N	-123.299781° O	20 639
	2F	49.333025° N	-123.294624° O	125 829
	2G	49.326958° N	-123.335577° O	198 790
	2H	49.333129° N	-123.323286° O	118 774

Complexe de récifs	ID du récif*	Latitude	Longitude	Superficie du récif, m ²
	21	49.337447° N	-123.324171° O	98 687
	2J.	49.336890° N	-123.318645° O	13 642
	2К	49.337812° N	-123.315437° O	34 604
	2L	49.340580° N	-123.318184° O	81 599
	2M	49.339913° N	-123.315076° O	19 960
Foreslope Hills (3)	3A	49.157221° N	-123.385653° O	176 761
	4A	48.908681° N	-123.320335° O	261 196
	4B	48.872124° N	-123.249151° O	99 977
Îleo Outer Culf (4)	4C	48.870419° N	-123.239540° O	101 063
lies Outer Guil (4)	4D	48.856374° N	-123.218352° O	45 333
	4E	48.851804° N	-123.221609° O	70 077
	4F	48.841469° N	-123.196130° O	281 401
Île Gabriola (5)	5A	49.223622° N	-123.796950° O	168 114
	6A	49.358128° N	-124.325802° O	52 774
	6B	49.356218° N	-124.322657° O	5 128
Parksville (6)	6C	49.354415° N	-124.315174° O	353 535
	6D	49.351329° N	-124.303234° O	202 803
Est de l'âs Hemby (7)	7A	49.547832° N	-124.489645° O	925 460
Est de file Homby (7)	7B	49.532620° N	-124.493335° O	172 235
Sechelt (8)	8A	49.420935° N	-123.802971° O	4 999 438
	9A	49.368120° N	-123.723118° O	1 462 331
Haut-fond Halibut (9)	9B	49.355912° N	-123.681852° O	379 300
	9C	49.349468° N	-123.674446° O	163 335

ANNEXE 2. RÉSUMÉ DE LA DOCUMENTATION ET DES DONNÉES SUR LES NEUF COMPLEXES DE RÉCIFS D'ÉPONGES SILICEUSES DANS LE DÉTROIT DE GEORGIE ET LA BAIE HOWE.

Baie Howe – îles Defence (fermeture n° 1, 2 récifs)

Le complexe de récifs de la baie Howe - îles Defence se trouve approximativement à 1,5 km au sud des îles Defence, dans le nord de la baie Howe. Les courants de marée vont de 1 à 5 cm/s dans la baie Howe, les vitesses les plus grandes étant observées près de la surface (Leys *et al.* 2004). Dans ce complexe, la sédimentation est le résultat de l'eau de fonte des glaciers déversée par la rivière Squamish, qui se jette dans la tête de la baie Howe avec un écoulement annuel moyen de 300 m³ par seconde (Leys *et al.* 2004).

Leys et ses collègues (2004) ont analysé des photographies et des transcriptions de plongées de sous-marins habités réalisées entre 1981 et 1984 dans la baie Howe; des éponges dictyonales ont été souvent observées à des profondeurs de moins de 100 m et parfois jusqu'à 18 m. De petites éponges dictyonales vivantes ont été consignées comme abondantes entre 20 et 200 m de profondeur dans tous les sites de la baie Howe, avec une densité maximale de 60 par 10 m². De grands nombres d'éponges dictyonales mortes (>60 individus) ont été observés au voisinage des îles Defence à des profondeurs comprises entre 160 et 220 m. En revanche, une forte densité d'éponges siliceuses a été notée à une profondeur de 248 m. Des éponges dictyonales mortes étaient présentes à la base du seuil où les sédiments de la rivière Squamish s'accumulent, ce qui indique que la charge sédimentaire pourrait être un facteur atténuant, comme le manque d'oxygène et la contamination provenant des sites industriels.

Marliave et ses collègues (2009) ont décrit la communauté associée à partir des vidéos prises par les plongeurs en 2004 et 2007 et les plongées du VTG en 2008 et 2009 en deux endroits à une profondeur de 28 à 35 m (1- est de l'île Defence à 49.34.67 N, 123.16.26 O et 2- rivage adjacent de l'île Defence à 49.34.67 N, 123.16. 42 O); ces sites étaient appelés bioherme des îles Defence et se trouvent au nord des récifs 1A et 1B. *Aphrocallistes vastus* était la seule espèce d'éponges siliceuses hermatypiques présente dans ce relevé, sans observation de *H. calyx*. La composition de la communauté était caractérisée par des concentrations d'abondance élevée de galatée *M. quadrispina* et de décapodes *Eualus* sp. (Marliave *et al.* 2009).

Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte (fermeture n° 2, 13 récifs)

Le complexe de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte est situé sur une bathymétrie en pente à l'embouchure de la baie Howe, à une profondeur de 50 à 160 m, où le taux de sédimentation est inférieur à 0,75 g/cm²/an et le flux de matière organique inférieur à 10 mg C/cm²/an (Cook *et al.* 2008).

Les récifs sont d'importants puits de silicium; le récif 2F a un réservoir de silice biogénique (bSi) total de 141 tonnes (en supposant une hauteur moyenne du récif de 0,6 m) et une masse de 7,3 kg de bSi par m² de récif (Chu *et al.* 2011). Kahn et ses collègues (2015) ont estimé les taux de flux de composante médiés par les éponges pour le complexe de récifs de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte (les différents récifs ne sont pas spécifiés) à partir des mesures sur place prises lors d'études antérieures (Chu et Leys 2010*a*, Chu et Leys 2010*b*, Leys *et al.* 2011); les taux de broutage benthique et de pompage volumétrique ont été estimés à 85±15 et 108 ±19 m³/m²/d, respectivement (moyenne±ES). On a estimé que chaque mètre carré du récif consomme 1,8±0,7 g C/m²/d et 0,34±0,16 N bactérien/m²/d (moyenne±ES). Le taux de consommation de bactéries, d'oxygène et d'ammoniac de ce complexe est de 5,8 x 10¹³±1,3 x 10¹³ cellules/m²/d, 16,8±6,99 *u*mol/m²/d et 20±9 mmol/m²/d, respectivement. Kahn et ses collègues (2015) ont estimé la consommation de carbone bactérien à 1,83 x 10⁵± 7,46 x 10⁴ g C/d à partir de 104 231 m² de récif vivant.

Brown et ses collègues (2017) ont évalué la structure génétique de *A. vastus* entre les individus dans un récif, entre les récifs et entre les populations à l'intérieur et à l'extérieur du DDG à l'aide de polymorphismes touchant un nucléotide unique issus d'échantillons de tissu prélevés pendant les plongées du VTG dans quatre récifs d'éponges siliceuses de 2007 à 2011. La distance génétique entre les individus dans les récifs échantillonnés (le récif 2F dans le complexe de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte, le récif 4A dans le complexe des îles Outer Gulf, Sechelt et Foreslope Hills) et dans le bassin du DDG ne variait pas avec la distance géographique (r=-0,005-0,014), ce qui suggère une dispersion importante des larves dans une population principale dans cette zone; la ou les population(s) du bassin du DDG étaient génétique entre des éponges adjacentes dans les récifs, sans indication de génotype multilocus identique, associée à la distinction génétique entre les récifs, permet de penser que les éponges sont le résultat d'une reproduction sexuelle à la fois à une échelle spatiale fine (de 1 à 5 m de diamètre) et vaste dans le DDG (Brown *et al.* 2017).

Chu et Leys (2010*a*) ont effectué des relevés en quadrillage dans le récif 2F (appelé le « récif de Howe ») en 2007-2009 à l'aide de VTG, qui ont révélé une couverture parcellaire d'éponges dictyonales vivantes de 11,6 % (superficie totale des relevés : 166 500 m², superficie occupée par des éponges vivantes : 10 242 m², superficie occupée par des éponges mortes : 9 083 m²). Dans le récif 2F, la couverture d'éponges vivantes a été observée dans des parcelles éparses; la couverture était inférieure à 20 % dans la majorité des zones et dépassait 50 % dans quelques-unes; le substrat dominant entre les parcelles d'éponges était composé de fin limon et d'argile. Le récif 2F abritait des éponges siliceuses dont les oscules avaient une taille moyenne de 12,8 cm² à une densité de 5,5 oscules par m²; des parcelles continues d'éponges vivantes affichaient une densité de 30,9 oscules par m² (Chu et Leys 2010*a*). Une carte de distribution des éponges à fine résolution et des estimations de la densité faunique correspondante pour le récif 2F sont présentées dans Chu et Leys (2010*a*).

Marliave et ses collègues (2009) ont décrit la communauté associée à partir des bandes vidéos des VTG de deux transects traversant les récifs 2F et 2I en 2007 (« le bioherme de l'île Passage »). *Aphrocallistes vastus* était la seule espèce d'éponges siliceuses observée dans les récifs 2F et 2I, sans observation de *H. calyx*. Les principales espèces identifiées étaient le poisson plat, le crabe dormeur, la crevette rose, des lottes et les espèces de sébaste *S. sebastes, S. elongates* et *S. proriger*, les estimations de la biodiversité étaient comparables à la zone peu profonde étudiée près du complexe de récifs de la baie Howe - îles Defence. Aucun sébaste de moins de 6 cm n'a été observé dans les récifs 2F et 2I; les communautés étaient dominées par les poissons et les crustacés décapodes (Marliave *et al.* 2009). Chu et Leys (2010*a*) ont décrit la composition des communautés du récif 2F, soulignant les concentrations d'abondance élevée des gorgones *H. willemoesi*, ainsi que l'abondance nettement plus grande des espèces de poissons et de crustacés et l'abondance réduite des autres espèces d'éponges et des mollusques en présence d'éponges siliceuses.

Foreslope Hills (fermeture n° 3, 1 récif)

Le récif de Foreslope Hills est situé sur le Fraser Ridge, une butte recouverte de sédiments glaciaires avec une tranche d'eau de 150 à 180 mètres et un flux de matière organique de plus de 30 mg C/ cm²/an (Conway *et al.* 2004; Cook *et al.* 2008; Kahn *et al.* 2015). La hauteur moyenne de la structure du récif est de 8 m et sa hauteur maximale, de 14 m (Conway *et al.* 2005). Le taux de sédimentation est supérieur à 4 g/cm²/an, car le récif se trouve dans la trajectoire du débit sortant du Fraser, qui est la source de 73 % de l'eau douce et de 64 % des particules qui parviennent dans le DDG (Cook *et al.* 2008; Kahn *et al.* 2015). L'accumulation de sédiments entre 2007 et 2009 était de 137 mm par an, sans changement net en raison de l'érosion continue de sédiments (Kahn *et al.* 2015). Le récif est un important puits de silicium,

avec un réservoir de silice biogénique (bSi) total estimé à 180 tonnes (en supposant une hauteur moyenne du récif de 0,6 m) et une masse de 8,7 kg de bSi par m² de récif (Chu *et al.* 2011).

Pendant neuf plongées sur ce récif réalisées en juillet 2005 par le VTG ROPOS, Kahn et ses collègues (2015) ont prélevé des échantillons d'eau pour évaluer le flux in situ de carbone et d'azote qui traverse A. vastus et ont estimé les débits de ce flux. Les concentrations de nutriments de nitrate et d'azote combinés, de phosphate et de silicium dissous atteignaient un pic à 5 m au-dessus de la surface du récif (moyenne±ES : NO_x= 26,0±0,6 umol/L, dSi =49 \pm 2 umol/L et PO₄=2,31 \pm 0,09 umol/L) avec, en moyenne, une concentration plus basse d'ammonium parmi les éponges (movenne±ES : 571±110 nmol/L) gu'à des intervalles de 5 m au-dessus de la surface du récif, jusqu'à 20 m. Les concentrations de bactéries étaient les plus basses parmi les éponges à une hauteur de 0 m (moyenne±ES : 6,7 x 10⁵±3,5 x 10⁴ cellules/ml), alors que le carbone organique total (COT) était le plus élevé (moyenne±ES : 65±3,3 umol/L). Parmi les éponges, l'eau ambiante était relativement pauvre en oxygène et enrichie en nutriments; l'azote inorganique dissous formait environ 89 % de l'azote total et le carbone organique dissous approximativement 85 % du COT dans l'eau (Kahn et al. 2015). Les matières organiques particulaires étaient basses (movenne±ES : 10,5±4.2 umol/L), pauvres en azote et composées en partie de picoplancton dans leguel les bactéries dominaient les picoeucaryotes. Aphrocallistes éliminait les bactéries avec une efficience pouvant aller jusqu'à 90 %; le nombre de bactéries éliminées par chaque éponge augmentait linéairement avec les concentrations ambiantes de bactéries. Pour ce complexe, les taux de broutage benthique et de pompage volumétrique étaient de 165±29 et 210 ±35 m³/m²/d, respectivement (moyenne±ES). On a estimé que chaque mètre carré de récif consommait 3,4±1,4 g C/m²/d et 0,66±0,31 N bactérien/m²/d; les taux d'excrétion de déchets azotés étaient comparables au taux d'absorption d'azote bactérien (0,04±0,02 mol ammonium/m²/d ou 0,55±0,23 g N/m²/d). La consommation totale de carbone bactérien par l'ensemble du récif de Foreslope a été estimée à $1,0 \times 10^5 \pm 0,4$ x 10⁵ g C /d (Kahn *et al.* 2015).

Brown et ses collègues (2017) ont évalué la structure génétique de *A. vastus* entre les individus dans un récif, entre les récifs et entre les populations à l'intérieur et à l'extérieur du DDG (voir les détails dans la description donnée ci-avant de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte).

Ce récif a été évalué comme « intact » à partir des transects vidéos recueillis par le Centre géoscientifique du Pacifique en 2002; un récif intact a été défini comme étant composé principalement d'éponges hermatypiques vivantes (A. vastus et H. calyx) et d'éponges mortes dressées sur une base de squelettes d'éponges mortes et de fragments squelettiques dans une matrice de sédiments (Cook et al. 2008). De même, Conway et ses collègues (2007) ont décrit qualitativement ce récif comme « sain » à partir des transects vidéos du VTG ROPOS en novembre 2004 et octobre 2005, ainsi que dans des rapports antérieurs publiés dans Conway et al. (2004) et Conway et al. (2005); le terme « sain » n'était cependant pas défini. Les éponges siliceuses de ce récif ont été décrites comme petites et formant des groupes denses, avec des couleurs particulièrement vives (Conway et al. 2005). Chu et Levs (2010a) ont effectué des relevés en quadrillage dans ce récif (appelé le « récif du Fraser ») en 2007-2009 à l'aide de VTG, qui ont révélé une couverture d'éponges dictyonales vivantes de 14,5 % (superficie totale des relevés : 142 775 m², superficie occupée par des éponges vivantes : 13 774 m², superficie occupée par des éponges mortes : 6 945 m²). La couverture d'éponges vivantes se trouvait dans des centres de diversité avec quatre nœuds où elle était supérieure à 80 %; les éponges siliceuses étaient réparties du côté sous le vent de Fraser Ridge. Ce récif abritait des éponges siliceuses dont les oscules avaient une taille moyenne de 38,2 cm² à une densité de 9,4 oscules par m²; des parcelles continues d'éponges vivantes affichaient une densité de 23 oscules par m² (Chu et Leys 2010a). Leys et ses collègues (2011) ont calculé une vitesse moyenne du flux exhalant de 2,8± 0,40 cm/s (moyenne±ES) pour les éponges de ce complexe.

Kahn et ses collègues (2016) ont évalué le recrutement, la croissance et le rétablissement après des dommages à petite et grande échelles dans ce complexe et dans le récif 4A en 2005, 2007, 2009, 2011, 2013 et 2014 à partir des images fixes obtenues par les plongées de VTG; les éponges juvéniles (définies comme les éponges dont la largeur d'oscule est inférieure à 10 cm et présentant une ramification minimale) étaient nettement plus petites à Foreslope, avec une largeur maximale d'oscules de 1,6±0,8 cm (moyenne±ET), et leur répartition par taille était plus réduite. Le nombre d'éponges juvéniles dans une autre catégorie de diamètre des oscules (1-3 cm) était interprété comme la preuve d'un événement de reproduction au moins par an. Les taux de croissance ont été estimés de 1 à 3 cm par année pour les éponges juvéniles et de 7 à 9 cm par année pour les projections. Les niveaux de sédimentation naturelle à Foreslope sont plus élevés que dans les autres récifs, mais la sédimentation ne semble pas entraver le recrutement aux niveaux actuels (Kahn *et al.* 2016).

Malgré le taux de sédimentation exceptionnellement élevé de ce récif, la colonisation par les éponges siliceuses est possible, car la crête demeure libre de dépôts en raison des forts courants de marée qui provoquent la suspension des sédiments. Dans ce complexe, les éponges hermatypiques affichent une morphologie tubulaire avec des oscules étroits par rapport aux récifs d'éponges du bassin de la Reine-Charlotte; certains pensent qu'il s'agit d'une adaptation environnementale aux taux de sédimentation élevés (Cook et al. 2008). Par contraste, Chu et Levs (2010a) ont observé la taille moyenne nettement plus grande des oscules dans ce récif en comparaison aux récifs 2F et 4A; Chu et Leys (2010a) suggèrent que les oscules étroits pourraient être une adaptation morphologique aux régimes hydrodynamiques locaux. De plus, les régimes hydrodynamiques pourraient aussi avoir une incidence sur la répartition des éponges siliceuses le long du côté sous le vent de Fraser Ridge, où le fort débit sortant du fleuve vers le sud entraîne une stratification qui limite la plongée des eaux de surface et induit un flux prédominant vers le nord des eaux du fond. Dans ce complexe, les vitesses du courant sont élevées et peuvent atteindre 92 cm/s pendant le flux de la marée, bien que les courants varient sous l'effet des marées mixtes et semi-diurnes (Chu et Leys, 2010a; Kahn et al. 2015).

Chu et Leys (2010*a*) ont décrit la composition des communautés de ce récif, soulignant les concentrations d'abondance élevée des démosponges *Tetilla* sp., ainsi que l'abondance nettement plus grande des espèces de poissons et de crustacés et l'abondance réduite des autres espèces d'éponges et des mollusques en présence d'éponges siliceuses. Ce récif abritait des coraux, essentiellement de grandes gorgones, mais c'est celui qui présentait la diversité taxonomique la plus faible parmi tous les récifs étudiés par Cook et ses collègues (2008). Une carte de distribution des éponges à fine résolution et des estimations de la densité faunique correspondante pour de récif sont présentées dans Chu et Leys (2010*a*).

Îles Outer Gulf (fermeture n° 4; 6 récifs)

Galiano RIdge est une crête sous-marine orientée nord-ouest, sud-est, parallèle à la rive orientale de l'île Galiano. Le complexe des îles Outer Gulf couvre de manière discontinue une longueur d'environ 5-6 km de la crête nord et sud du chenal Active Pass (Conway *et al.* 2007; Chu et Leys 2010*a*). Le récif 4A est appelé dans les ouvrages le chenal Active Pass Nord, ou Galiano Ridge, tandis que les récifs 4B à 4F inclusivement ont été identifiés comme le chenal Active Pass Sud (Chu et Leys 2010*a*, Dunham *et al.* 2015). Ce complexe se situe à une profondeur de 90 à 140 m, avec un taux de sédimentation de plus de 2,5 g/cm²/an et un flux de matière organique supérieur à 25 mg C/cm²/an (Cook *et al.* 2008). Kahn et ses collègues (2016) ont mesuré une accumulation de sédiments de 97 mm par an, sans changement net, en raison

de l'érosion continue des sédiments pour le récif 4A de 2007 à 2009. Les niveaux de silicium dissous dans les eaux au-dessus et autour des récifs du DDG sont d'environ 50 µmol/L et les récifs sont d'importants puits de silicium; le récif 4A a un réservoir de silice biogénique (bSi) total de 595 tonnes (en supposant une hauteur moyenne du récif de 0,6 m) et une masse de 11,2 kg de bSi par m² de récif (Chu *et al.* 2011). Dans cette zone, les niveaux d'oxygène dissous sont compris entre 140 et 210 µmol/L (Johannessen *et al.* 2014). Chu et Leys (2010*a*) ont estimé que le récif 4A traiterait 83 000 litres d'eau par seconde et que les taux d'élimination du carbone organique total (COT) et les taux d'excrétion de l'azote seraient de 0,96 g C/m²/jour et de 0,16 g N/m²/jour, respectivement.

Kahn et ses collègues (2015) ont estimé les taux de flux de composante médiés par les éponges pour le récif 4A à partir des mesures sur place prises lors d'études antérieures (Chu et Leys 2010*a*, Chu et Leys 2010*b*, Leys *et al.* 2011); les taux de broutage benthique et de pompage volumétrique ont été estimés à 198±34 et 252±42 m³/m²/d, respectivement (moyenne±ES). On a estimé que chaque mètre carré du récif consomme 4,1±1,6 g C/m²/d et 0,79±0,37 N bactérien/m²/d (moyenne±ES). Le taux de consommation de bactéries, d'oxygène et d'ammoniac du récif 4A est de 1,4 x 10¹⁴±0,29 x 10¹⁴ cellules/m²/d, 39,3±15,6 *u*mol/m²/d et 47±20 mmol/m²/d, respectivement. Kahn et ses collègues (2015) ont estimé la consommation de carbone bactérien du récif 4A à 9,20 x 10⁵± 3,67 x 10⁴ g C/d à partir de 224 328 m² de récif vivant.

Dunham et ses collègues (2015) ont analysé les vidéos et les images fixes tirées des transects de VTG entre 2008 et 2012 dans le récif 4A afin d'évaluer les effets des câbles sous-marins. La température de l'eau variait de 8,11 à 8,42 °C et la salinité, de 29,82 à 30,39 USP. L'habitat biogénique (récif d'éponges) était dominant, un substrat rocheux et de la vase avec quelques blocs constituant les substrats secondaires les plus courants.

Cook et ses collègues (2008) ont décrit ce complexe à partir des vidéos des transects recueillies par le Centre géoscientifique du Pacifique en 2005; le récif 4A a été évalué comme « intact » et le récif 4C comme « endommagé ». Les guatre autres récifs n'ont pas été évalués à l'aide de techniques de relevé visuelles (Cook et al. 2008). Cook et ses collègues (2008) ont défini un récif intact comme composé essentiellement de zones d'éponges hermatypiques vivantes (A. vastus et H. calyx) et d'éponges mortes dressées sur une base de squelettes d'éponges mortes et de fragments squelettiques dans une matrice de sédiments; un récif endommagé a été défini comme composé surtout de zones d'éponges mortes brisées et fragmentées, avec quelques petites zones possibles d'éponges mortes dressées et de rares éponges hermatypiques vivantes isolées. Conway et ses collègues (2007) ont décrit qualitativement le récif 4A comme « sain » et le récif 4C comme « en grande partie ou complètement mort » à partir des transects vidéos du VTG ROPOS en novembre 2004 et octobre 2005, ainsi que des rapports antérieurs publiés dans Conway et al. (2004) et Conway et al. (2005); le terme « sain » n'était cependant pas défini. Chu et Levs (2010a) ont effectué des relevés en quadrillage dans le récif 4A en 2007-2009 à l'aide de VTG, qui ont révélé une couverture parcellaire d'éponges dictyonales vivantes de 26 % (superficie totale des relevés : 208 250 m², superficie occupée par des éponges vivantes : 23 432 m², superficie occupée par des éponges mortes : 29 799 m²); la couverture d'éponges vivantes formait plusieurs centres de diversité de forme concentrique le long de la crête, le pourcentage de couverture d'éponges vivantes augmentant alors que la pente s'intensifiait le long de la crête. Malgré ces constatations, la couverture d'éponges vivantes n'était pas corrélée à l'angle de la pente. Dans le récif 4A, les éponges siliceuses vivantes étaient présentes des deux côtés de Galiano Ridge, où le débit est parallèle à la crête dans un sens sud-est prédominant, ce qui donne lieu à une légère remontée d'eau localisée; il se peut que les vitesses du courant ainsi accrues profitent

aux suspensivores en éliminant les eaux usées et en renouvelant les sources d'eau (Chu et Leys 2010*a*).

Le récif 4A abritait des éponges siliceuses dont les oscules avaient une taille moyenne de 23 cm² à une densité de 17,4 oscules par m²; des parcelles continues d'éponges vivantes affichaient une densité de 46,3 oscules par m² (Chu et Leys 2010*a*). Dans ce récif, le taux de croissance de *Aphrocallistes vastus* a été estimé entre 1 et 3 cm/an (Dunham *et al.* 2015). Une carte de distribution des éponges à fine résolution et des estimations de la densité faunique correspondante pour ce récif sont présentées dans Chu et Leys (2010*a*).

Kahn et ses collègues (2016) ont évalué le recrutement, la croissance et le rétablissement après des dommages à petite et grande échelles dans le complexe de Foreslope et dans le récif 4A en 2005, 2007, 2009, 2011, 2013 et 2014 à partir des images fixes obtenues par les plongées de VTG; les éponges juvéniles (définies comme les éponges dont la largeur d'oscule est inférieure à 10 cm et présentant une ramification minimale) étaient nettement plus grandes dans le récif 4A, avec une largeur maximale d'oscules de 2,6±1,7 cm (moyenne±ET). Le nombre d'éponges juvéniles dans une autre catégorie de diamètre des oscules (1-3 cm) était interprété comme la preuve d'un événement de reproduction au moins par an. Les taux de croissance ont été estimés de 1 à 3 cm par année pour les éponges juvéniles et de 7 à 9 cm par année pour les projections. Le rétablissement après des dommages à petite échelle intervenait dans une année chez les projections des différentes éponges, mais une zone de 1,5 x 2 m ayant subi des dommages importants n'affichait aucun signe de rétablissement après trois ans (Kahn et al. 2016). Des éponges siliceuses vivantes le long de la marge du site endommagé croissaient dans la zone, mais il n'y avait pas de signe de recrutement dans le site, ce qui pourrait signifier que les dommages causés à la structure squelettique sous-jacente pourraient entraver gravement le recrutement des éponges. Les sites témoins non perturbés fortement endommagés présentaient de nouvelles croissances de A. vastus et H. calyx, ainsi que de la démosponge Desmacella austini sur des squelettes d'éponges, et des parcelles d'éponges sont mortes pendant la même période (Kahn et al. 2016).

Brown et ses collègues (2017) ont évalué la structure génétique de *A. vastus* entre les individus dans le récif 4A à l'aide de polymorphismes touchant un nucléotide unique issus d'échantillons de tissu prélevés pendant les plongées du VTG de 2007 à 2011. La distance génétique entre les individus dans des groupes de 1 à 5 m de diamètre dans le récif 4A était invariable, mais un oscule de trois oscules adjacents situés à moins de 5 m présentait une différence génétique de 16,9 %, ce qui indique que les oscules associés densément peuvent être attribués à plusieurs éponges plutôt qu'à une seule.

Chu et Leys (2010*a*) ont décrit la composition des communautés du récif 4A, soulignant les concentrations d'abondance élevée des galatées *M. quadrispina*, de la crevette tachetée *P. platyceros* et des sébastes *Sebastes* sp., ainsi que l'abondance nettement plus grande des espèces de poissons et de crustacés et l'abondance réduite des autres espèces d'éponges et des mollusques en présence d'éponges siliceuses. Dunham et ses collègues (2015) ont observé une composition semblable des communautés dans la zone du récif 4A; les arthropodes étaient le taxon le plus abondant et les galatées *M. quadrispina* et la crevette tachetée *P. platyceros* étaient présents à des densités maximales de 0,48 et 0,13 individu par m².

Cook et ses collègues (2008) ont déterminé que le récif 4A présentait la plus grande diversité taxonomique et la plus grande abondance relative de sébastes parmi tous les récifs étudiés dans le DDG, tandis que le récif 4C était le seul associé à une forte abondance relative d'ophiures et d'oursins. Des coraux, essentiellement de grandes gorgones, étaient également

présents dans le récif 4A (Cook *et al.* 2008). Des spicules de *A. vastus* et de *H. calyx*, ainsi que la démosponge incrustante *D. austinii*, ont été trouvés dans des échantillons d'intestins et de matières fécales des nudibranches doridés *Peltodoris lentiginosa* et *Archidoris odhneri*, prélevés dans le récif 4A; il s'agit du premier cas confirmé de prédation sur une éponge siliceuse dans le DDG (Chu et Leys 2010a; Chu et Leys 2012). Kahn et ses collègues (2016) ont observé *Desmacella*dans des sites témoins dans le cadre d'une expérience de rétablissement après des dommages à grande échelle; c'était l'espèce la plus courante sur les squelettes d'éponges siliceuses mortes; cependant, la colonisation se produisait aussi à la base d'éponges vivantes, ce qui permet de penser que *Desmacella* pourrait être une source de compétition pour les éponges siliceuses hermatypiques.

Île Gabriola (fermeture n° 5, 1 récif)

Ce complexe se situe à une profondeur de 110 à 150 m, avec un taux de sédimentation de moins de 0,75 g/cm²/an et un flux de matière organique inférieur à 15 mg C/cm²/an. Cook et ses collègues (2008) ont évalué ce complexe, appelé le récif de Nanaimo, comme endommagé, peut-être en cours de rétablissement, à partir des vidéos des transects recueillies par le Centre géoscientifique du Pacifique en 2004; un récif endommagé, peut-être en cours de rétablissement, était défini comme composé essentiellement de zones d'éponges mortes brisées et fragmentées avec de vastes zones de jeunes éponges hermatypiques colonisatrices sur les squelettes d'éponges mortes fragmentées. Conway et ses collègues (2007) ont décrit qualitativement ce récif comme « en grande partie ou complètement mort » à partir des vidéos des transects du VTG ROPOS en novembre 2004 et octobre 2005, ainsi que des rapports antérieurs publiés dans Conway et al. (2004) et Conway et al. (2005). La présence de jeunes éponges hermatypiques sur ce récif pourrait être une preuve de recolonisation. Ce récif et le récif 9A dans le complexe du haut-fond Halibut présentaient l'abondance relative la plus élevée de démosponges et d'éponges lyssacines, et étaient les seuls récifs où le sébastolobe à courtes épines Sebastolobus alacanus a été observé. Ce récif affichait la plus grande diversité taxonomique parmi les complexes du nord étudiés dans le DDG par Cook et ses collègues (2008).

Parksville (fermeture n° 6, 4 récifs)

Ce complexe se situe à une profondeur de 90 à 110 m, avec un taux de sédimentation de moins de 0,75 g/cm²/an et un flux de matière organique inférieur à 15 mg C/cm²/an (Cook *et al.* 2008). Il n'a pas été évalué selon des techniques de relevé visuelles.

Est de l'île Hornby (fermeture n° 7, 2 récifs)

Ce complexe n'a pas été évalué selon des techniques de relevé visuelles.

Sechelt (fermeture n° 8, 1 récif)

Le complexe de Sechelt, aussi appelé banc McCall Nord, est orienté perpendiculairement à la pente du banc et présente une morphologie particulière de butte en forme de vagues, avec une hauteur moyenne du récif de 2 mètres et une hauteur maximale du récif de 6 mètres (Conway *et al.* 2005). Il se situe à une profondeur de 90 à 210 m, avec un taux de sédimentation de moins de 0,75 g/cm²/an et un flux de matière organique inférieur à 15 mg C/cm²/an (Cook *et al.* 2008).

Brown et ses collègues (2017) ont évalué la structure génétique de *A. vastus* entre les individus dans un récif, entre les récifs et entre les populations à l'intérieur et à l'extérieur du DDG (voir les détails dans la description donnée ci-avant de la baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte).

Cook et ses collègues (2008) l'ont évalué comme « intact » à partir des vidéos des transects recueillies par le Centre géoscientifique du Pacifique en 2003; un récif intact a été défini comme étant composé principalement d'éponges hermatypiques vivantes (*A. vastus* et *H. calyx*) et d'éponges mortes dressées sur une butte de squelettes d'éponges mortes et de fragments squelettiques dans une matrice de sédiments. Conway et ses collègues (2007) ont décrit qualitativement ce récif comme « sain » à partir des vidéos des transects du VTG ROPOS en novembre 2004 et octobre 2005, ainsi que des rapports antérieurs publiés dans Conway et al. (2004) et Conway et al. (2005); le terme « sain » n'était cependant pas défini. Conway et ses collègues (2005) ont observé de grandes éponges siliceuses saines pouvant atteindre une hauteur de 1,2 mètres dans les vidéos des transects de ce complexe.

Haut-fond Halibut (fermeture n° 9, 3 récifs)

Le complexe du haut-fond Halibut, aussi appelé banc McCall Sud, est situé dans une vallée sous-marine entre le haut-fond Halibut et le banc McCall, à des profondeurs comprises entre 120 et 210 m. Il est orienté perpendiculairement à la pente du banc et présente une morphologie particulière de butte en forme de vagues, avec une hauteur moyenne du récif de 6,4 mètres et une hauteur maximale du récif de 14 mètres (Conway *et al.* 2005). Son taux de sédimentation est inférieur à 0,75 g/cm²/an et son flux de matière organique à 15 mg C/cm²/an (Cook *et al.* 2008).

Cook et ses collègues (2008) ont évalué le récif 9A comme endommagé à partir des vidéos des transects recueillies par le Centre géoscientifique du Pacifique en 2003; un récif endommagé était défini comme composé essentiellement de zones d'éponges mortes brisées et fragmentées, avec quelques petites zones possibles d'éponges mortes dressées et de rares éponges hermatypiques vivantes isolées. Ce récif et le complexe de l'île Gabriola présentaient l'abondance relative la plus élevée de démosponges et d'éponges lyssacines, et étaient les seuls récifs où le sébastolobe à courtes épines Sebastolobus alacanus a été observé (Cook et al. 2008). Conway et ses collègues (2007) ont décrit qualitativement ce complexe de récifs comme « en grande partie ou complètement mort » à partir des vidéos des transects du VTG ROPOS en novembre 2004 et octobre 2005, ainsi que des rapports antérieurs publiés dans Conway et al. (2004) et Conway et al. (2005). Conway et ses collègues (2005) ont souligné l'absence de grandes éponges siliceuses saines dans ce complexe; ils ont observé peu d'éponges vivantes et quelques occurrences d'éponges brisées et mortes à la surface du récif, contrairement à la composition d'éponges saines du récif de Sechelt. Des traces continues et souvent parallèles dans le fond marin étaient présentes dans le sonar à balayage latéral du récif 9A, et pourraient attester de dommages causés par des engins de pêche mobiles tels que des panneaux de chalut (Conway et al. 2005).

ANNEXE 3. PROTOCOLE D'ANNOTATION DES VIDÉOS

1.0 Logiciel Video Miner

L'analyse des vidéos a été réalisée à l'aide du logiciel Video Miner (version 3.0), élaboré par le MPO. Video Miner est conçu pour enregistrer avec efficience les observations tirées de vidéos ou d'images fixes, directement dans une base de données Microsoft Access. L'une des fonctions principales du logiciel est d'enregistrer l'heure avec chaque observation, ce qui permet de les relier à d'autres données collectées, comme la qualité de l'eau ou les données sur la position. Une fois l'heure définie, généralement à partir d'une superposition vidéo, la fréquence d'image et le nombre d'images servent à calculer l'heure pour chaque entrée. Outre l'heure, d'autres informations d'en-tête, comme la date, le projet, le transect et si l'image a été prise sur le fond ou en pleine eau, sont saisies une fois et enregistrées automatiquement avec chaque observation jusqu'à ce qu'elles soient modifiées. Le nom du fichier, la date de l'examen, l'heure de l'examen et la durée écoulée du fichier vidéo sont également enregistrés sans avoir à être saisis par un utilisateur.

Une autre fonction clé du logiciel réside dans le fait que toutes les données (à quelques exceptions près, comme les commentaires ou les mesures) sont entrées par sélection dans une table de recherche. Les tables de recherche contiennent les codes et définitions normalisés utilisés couramment au MPO, ce qui facilite l'échange et l'analyse de données entre projets. Les observations saisies à l'aide du logiciel sont de deux grandes catégories : habitat et espèces.

Les observations sont entrées à l'aide de boutons, ou de touches associées aux boutons, dans les zones « habitat », « transect » ou « espèces ». Une nouvelle entrée est créée dans la base de données pour chaque clic sur les boutons « habitat » ou « espèces ». Lorsque l'utilisateur clique sur un bouton « habitat », la table de recherche associée à ce bouton s'affiche et l'utilisateur saisit les données en sélectionnant la ligne qui indique le code approprié (les descriptions sont également affichées). Il est également possible d'enregistrer un commentaire ou une capture d'écran. Les boutons « espèces » affichent une fenêtre d'entrée détaillée sur l'espèce, où on peut saisir des paramètres tels que les mesures, le nombre, l'abondance, la fiabilité de l'identification, des captures d'écran et des commentaires.

Les boutons « transect » sont semblables aux boutons « habitat », mais la manière dont les données sont entrées dans la base de données est différente. Il est possible de faire passer les boutons « habitat » et « transect » dans l'autre zone afin d'améliorer la saisie des données. La différence est que lorsque l'utilisateur clique sur un bouton dans la zone « transect », une entrée n'est pas créée, mais cette variable est définie et enregistrée pour chaque entrée suivante, jusqu'à ce qu'elle soit modifiée ou effacée. Ces boutons sont appelés boutons « transect », car ils sont généralement utilisés pour des variables qui demeureront probablement inchangées pour tout le transect, comme le protocole et la qualité des images. Les boutons « habitat » créent une entrée pour chaque clic de bouton et enregistreront l'observation soit dans la base de données une fois, soit la répéteront pour chaque entrée suivante si la case « répéter les données sur l'habitat » (repeat habitat data) est cochée en haut de cette section (il faut sélectionner cette option pour ce projet). La méthode privilégiée pour saisir les variables de l'habitat consiste à utiliser le bouton « tout définir » (Define all), ce qui ouvre les tables de recherche pour chaque bouton de la zone « habitat » et crée un seul enregistrement dans la base de données. Cette méthode est privilégiée, car elle est plus efficiente et la base de données est plus petite et plus facile à utiliser. Si les différents boutons sont utilisés, il y aura une série de plusieurs enregistrements de l'habitat pour une seconde sur dix, avec un changement chacun, ce qui est difficile à interpréter et à analyser.

En général, chaque clic sur un bouton « espèces » ou « habitat » crée une entrée dans la base de données, alors que les données saisies à l'aide des boutons « transect » et « en-tête » ne créent pas d'entrée. L'exception concerne la saisie du transect, qui se fait à l'aide du bouton « début du transect » (Transect Start) et crée un enregistrement de début du transect, puis un enregistrement de fin du transect lorsque l'utilisateur clique sur le bouton « fin du transect » (Transect End). Chaque enregistrement créé à l'aide d'un bouton reçoit un code de données qui indique le bouton utilisé pour le créer.

2.0 Résumé du protocole

Le protocole d'analyse vidéo est semblable à celui utilisé par Got et ses collègues (2015) pour analyser la vidéo de l'expédition au mont sous-marin Cobb en 2012, à quelques différences mineures près (par exemple, le code pour les débris de coraux en tant que substrat n'est pas utilisé; la gamme complète des codes de l'abondance relative qui est utilisée). Après la saisie des informations d'en-tête, la vidéo est analysée en segments de 10 secondes. Les observations sur l'habitat et les espèces sont enregistrées à la fin de chaque segment.

3.0 Protocole détaillé

3.1 Base de données

Il faut utiliser une base de données créée spécifiquement pour ce projet et fournie par le MPO (et non l'exemple de base de données installé avec le logiciel). Il ne faut jamais modifier les tables de recherche sans consulter le représentant du MPO et obtenir son accord écrit, et il faut documenter toutes les modifications. Il faut conserver les tables de recherche et les inclure dans la base de données avec le produit livrable final, car elles sont utilisées aux fins de contrôle de la qualité.

3.2 Informations de l'en-tête

Au début de chaque fichier vidéo, toutes les variables indiquées sur la gauche de l'écran, notamment la date, l'heure, le projet et le transect, sont enregistrées en premier. La date et l'heure (au format sur 24 heures) sont enregistrées en temps universel coordonné (Greenwich Mean Time, GMT) directement à partir de la vidéo et peuvent contenir deux dates pour le même transect si un fichier vidéo s'étend au-delà de minuit. Le logiciel devrait modifier automatiquement la date lorsque l'heure dépasse minuit, mais comme cela arrive rarement, cette fonction n'a pas été beaucoup testée et il faut porter une attention particulière dans ce cas pour s'assurer qu'elle fonctionne correctement. Le nom du projet est le numéro de la mission de Propriétés de l'eau du MPO (par exemple, Pac2012-068) et celui du transect est le numéro de la plongée. Utiliser uniquement le numéro de la plongée, pas de texte. Cocher les cases « répéter les données sur l'habitat » et « enregistrer chaque seconde de la vidéo » (Record Every Second of Video).

Le bouton « sur le fond » (on bottom) se trouve presqu'en bas de la zone d'en-tête et enregistre lorsque le VTG était suffisamment près du fond pour produire des observations de l'habitat et des espèces (« sur le fond » = 1, « en pleine eau » = 0). La majorité des vidéos examinées seront probablement « sur le fond », qui est le paramètre par défaut pour cette variable; ce bouton n'est donc utilisé qu'occasionnellement. Dans certains cas, cependant, comme des difficultés techniques ou une topographie complexe du fond, où le VTG remontera trop haut pour qu'il soit possible les organismes; le bouton sert alors à définir la variable sur « en pleine eau ». Le bouton « sur le fond » fait alterner la variable entre les deux états (sur le fond et en pleine eau) et crée une entrée à chaque clic; comme tous les autres boutons de la zone d'en-tête, les données sont alors enregistrées avec chaque entrée suivante.

Les contrôles vidéos se trouvent également en bas de la section d'en-tête. Le bouton « lire secondes » (Play seconds) dans cette zone est utilisé pour ce projet. Après que « 10 » a été saisi dans la case en regard du bouton, un clic sur le bouton lira la vidéo pendant 10 secondes et s'arrêtera pour permettre à l'annotateur de faire des observations. Pendant ces 10 secondes, l'annotateur peut utiliser le bouton « pause/lecture » (Pause/Play) ou la barre d'espace pour arrêter et redémarrer la vidéo, et la lecture devrait encore s'arrêter automatiquement après 10 secondes. Cependant, après l'arrêt automatique de la vidéo, cliquer sur le bouton « lire » entraînera la lecture sans arrêt; pour lire un autre segment de 10 secondes, il faut cliquer à nouveau sur le bouton « lire secondes ». Les fréquences d'image vidéo n'étant généralement pas des nombres ronds, l'intervalle peut varier et se décaler légèrement. (Il convient de noter que cela a posé des problèmes pour certaines analyses et certains utilisateurs des données et que des intervalles définis et des vérifications fréquentes ont été inclus dans les protocoles suivants afin que les données soient plus uniformes.)

3.3 Observations de l'habitat

Les observations de l'habitat sont faites à la fin de chaque segment de 10 secondes de vidéo, au sujet du segment qui vient d'être visionné, avant les observations des espèces. Les informations sur l'habitat peuvent être saisies à l'aide des boutons des zones « transect » et « habitat » de l'interface du logiciel. Comme il a déjà été expliqué, les boutons « habitat » et « transect » différent uniquement par la manière dont les données sont saisies dans la base de données; dans le reste de ce document, ils seront désignés soit comme boutons « habitat », soit par la variable qu'ils entrent dans la base de données. Pour ce projet, il faut sélectionner les options « répéter les données sur l'habitat » et « enregistrer chaque seconde de la vidéo », et utiliser le bouton d'habitat « définir tout » (Define all) pour créer une seule entrée d'habitat pour chaque segment de 10 secondes de la vidéo.

L'ordre est important pour la saisie des données. Il faut toujours saisir d'abord les informations d'en-tête, une fois pour chaque vidéoclip. Entrer ensuite les variables du transect, car, comme les informations d'en-tête, elles sont répétées pour chaque entrée et il faut enregistrer l'information la plus récente avec les entrées suivantes. Si l'option « répéter les données sur l'habitat » est utilisée, comme dans le cas de ce protocole, elle doit être saisie en premier afin que les données correctes sur l'habitat soient enregistrées avec les observations des espèces pour ce segment.

Il faut enregistrer les variables suivantes de l'habitat : protocole, mode de relevé, qualité de l'image, relief, perturbations, substrat dominant, pourcentage de couverture du substrat dominant, substrat sous-dominant, pourcentage de couverture du substrat sous-dominant, champ de vision et à l'intérieur ou à l'extérieur de l'empreinte (2013 uniquement).

Protocole : la variable Protocole précise le type général du protocole d'analyse vidéo qui a été utilisé pendant l'examen de la vidéo; elle doit demeurer constante pendant un projet. Pour ce projet, nous avons utilisé le protocole semi-quantitatif (Cobb) pour les deux relevés.

Mode de relevé : la variable Mode de relevé enregistre l'action en cours du VTG avec les codes. Théoriquement, le VTG est en mode « transect » pour la majorité de la vidéo analysée, mais dans certains cas, le VTG fera d'autres choses, comme s'arrêter pour étudier quelque chose de plus près ou éprouver des difficultés techniques.

Codes et descriptions du mode de relevé (nom de la table de la base de données = lu_survey_mode)			
SurveyModeld Mode de relevé		Description du mode de relevé	
1	Transect	Relevé le long du transect, par exemple, relevé vidéo mobile de la zone. La vidéo doit être adaptée à l'analyse quantitative.	
2	Enquête (mobile)	Exploration approfondie d'une zone ou d'un sujet. C'est un mode « non- transect », mais l'instrument de relevé est encore en mouvement. Une bonne vidéo du fond est collectée, mais elle n'est pas adaptée à l'analyse quantitative.	
3	Enquête (fixe)	Exploration approfondie d'une zone ou d'un sujet. C'est un mode « non- transect », et l'instrument de relevé est généralement relativement stationnaire (par exemple, pour examiner un organisme, une forme du fond, etc.). Échantillonnage direct.	
4	Échantillonnage	Prélèvement d'un échantillon physique dans l'environnement. L'équipement est normalement stationnaire. Échantillonnage direct.	
5Déplacement entre des sites d'échantillonnage, parfois trop fond pour que l'on voie clairement. Pas en mode de relevé non dirigé. Le substrat est généralement vis		Déplacement entre des sites d'échantillonnage, parfois trop vite ou trop loin du fond pour que l'on voie clairement. Pas en mode de relevé. Échantillonnage non dirigé. Le substrat est généralement visible.	
6	Problème technique	Le problème lié au VTG ne permet pas d'effectuer correctement le relevé le long du transect et il n'est pas possible de l'annoter.	
7	Pas visionné	Cette vidéo n'a pas encore été visionnée (mode de relevé non prioritaire).	
8	Zoom	La caméra a réalisé beaucoup de zoom avant, généralement, mais pas toujours quand le VTG était arrêté.	

Qualité d'image : La qualité d'image (la vidéo dans ce cas) dépend avant tout de la qualité de l'eau; souvent, elle ne change pas pendant une plongée, mais l'angle de la caméra, les changements d'éclairage, la distance du fond, etc., peuvent modifier la qualité de la vidéo. Les catégories et les codes sont les suivants :

Codes et descriptions de la qualité d'image (nom de la table de la base de données = lu_image_quality)			
ImageQualityId	Qualité d'image	Description de la qualité d'image	
1	Excellente	Qualité du National Geographic, eau limpide, éclairage parfait, bonne distance du fond, caméra stable ou se déplaçant en douceur, etc.	
2	Bonne	Très bonne vidéo, mais pas absolument parfaite.	
3	Moyenne	La qualité de l'eau ou l'éclairage ne sont pas bons, mais on peut encore voir l'habitat et les organismes suffisamment clairement pour les identifier.	
4	Mauvaise	La qualité de l'eau ou l'éclairage ne sont pas bons, il est difficile de voir l'habitat et les organismes suffisamment clairement pour les identifier.	
5	Très mauvaise	La qualité de l'eau ou l'éclairage ne sont pas bons, il est très difficile d'identifier même un gros objet, à moins qu'il ne heurte pratiquement la caméra.	

Relief : Le relief est la différence entre les points supérieur et inférieur du substrat dans le champ de vision. Il peut être créé par une pente, par exemple une paroi verticale de substrat rocheux présentera un relief abrupt et un substrat plat de vase et de sable n'aura pas de relief, mais de gros rochers ou des crêtes de substrat rocheux sur un fond plat à grande échelle peuvent aussi avoir un relief élevé. Le relief est enregistré comme suit :

Codes et descriptions du relief (nom de la table de la base de données = lu_relief)		
Reliefld	Relief	Description du relief
1	Aucun	Plat ou onduleux
2	Bas	Relief vertical entre 0,5 et 2 m
3	Élevé	Relief vertical >2 m
4	Abrupt	Pente ou paroi

Substrat dominant et sous-dominant et pourcentage de couverture : le substrat est classé en consignant le substrat le plus courant comme étant le « substrat dominant » selon les codes de la table de recherche des codes du substrat; le deuxième substrat le plus courant est enregistré comme étant le « substrat sous-dominant » à l'aide des mêmes codes :

Codes et descriptions du substrat (nom de la table de la base de données = lu_substrate)			
SubstrateId	Type de substrat	Description du substrat	
0	Bois	Bois, écorce ou débris de bois	
1	Substrat rocheux lisse	Substrat rocheux lisse sans crevasses	
2	Substrat rocheux avec crevasses	Substrat rocheux avec crevasses	
3	Rochers	Rochers, plus gros qu'un ballon de basketball	
4	Galets	Galets, d'une taille comprise entre 3 pouces et un ballon de basketball	
5	Gravier	Gravier, d'une taille comprise entre 3/4 pouce et 3 pouces	
6	Gravier fin	Gravier fin, d'une taille comprise entre 1/8 pouce et 3/4 pouce	
7	Sable	Sable	
8	Coquilles	Coquilles	
9	Vase	Vase	
10	Coquilles écrasées	Coquilles écrasées	
11	Coquilles entières	Coquilles entières	
12	Éponges vivantes	Éponges hermatypiques vivantes	
13	Éponges mortes	Éponges hermatypiques mortes	

De plus, une catégorie de pourcentage de couverture est assignée à chacun (« Pourcentage de couverture du substrat dominant » et « Pourcentage de couverture du substrat sousdominant ») :

Codes et descriptions du pourcentage de couverture (nom de la table de la base de données = lu_image_percent)			
Pourcentage Description du pourcentage de couverture			
1	<5 %		
2	5-25 %		
3	26-50 %		
4	51-75 %		
5	>75 %		

Champ de vision : le champ de vision est calculé à la fin de chaque segment de 10 secondes de vidéo en mesurant la distance entre les points laser dans la vidéo et la largeur de la surface affichable sur l'écran, et en appliquant une simple règle de trois pour obtenir le champ de vision. La mesure doit être exprimée en cm; si les points laser ne sont pas en vue, il est possible de lire la vidéo sur une courte période jusqu'à ce qu'ils le soient; s'ils ne sont pas en vue pendant plus de la moitié du segment de vidéo, laisser le champ de vision en blanc (nul). La méthode de mesure privilégiée est d'utiliser une règle logicielle à l'écran, comme Une Règle Pour Windows, qui peut mesurer des distances en pixels. En termes simples, la distance entre les points laser est de 10 cm; donc, en divisant la distance entre les points par 10, on a la distance pour 1 cm et en divisant ensuite la largeur de la vidéo par cette mesure, on a la largeur du champ de vision en cm. Par exemple, si la distance entre les points laser est de 192 pixels, 1 cm est égal à 19.2 pixels et si la largeur de la vidéo est de 1 920 pixels, on a 1 920/19,2=100 cm. Plutôt que d'effectuer ce calcul toutes les dix secondes, il est acceptable de créer des variables « largeur de la vidéo » (Video width) et « largeur du laser » (Laser width), d'entrer les mesures et de calculer le champ de vision après avoir analysé toute la vidéo. Dans ce cas, il est important d'utiliser de nouvelles variables et de ne pas saisir la largeur du laser dans la variable Champ de vision.

À l'intérieur/à l'extérieur de l'empreinte : En 2013, les transects avaient été planifiés de manière à commencer en dehors de l'empreinte du récif d'éponges et à traverser la limite, parfois plusieurs fois. Une autre variable, « À l'intérieur/à l'extérieur de l'empreinte » (0= à l'extérieur, 1= à l'intérieur), a été utilisée pour enregistrer lorsqu'un transect entrait dans un récif ou en sortait, conformément au texte affiché sur la vidéo comme « début de l'empreinte » (Start Footprint) ou « fin de l'empreinte » (Stop Footprint).

3.4 Observations des espèces

Les observations des espèces sont faites à la fin de chaque segment de 10 secondes de vidéo, au sujet du segment qui vient d'être visionné, après les observations de l'habitat. Pour déterminer le segment de 10 secondes dans lequel il faut enregistrer l'observation d'une espèce, on utilise une ligne de référence, c'est-à-dire une ligne imaginaire qui passe horizontalement entre les points laser. S'il n'y a pas de points laser en vue, la ligne de référence est approximée au milieu de la zone dans laquelle le fond et les organismes sont visibles. Utiliser la principale paire de points laser pour la caméra si plusieurs paires sont visibles. Une observation d'espèce est enregistrée si elle traverse la ligne de référence pendant le segment de 10 secondes ou si elle se trouve sur la ligne de référence à la fin du segment. Les espèces mobiles qui traversent plusieurs fois la ligne de référence ne doivent être enregistrées qu'une seule fois.

Les observations des espèces sont consignées à l'aide des boutons « espèces », qui peuvent être personnalisés afin d'en améliorer l'efficience. Par exemple, il est possible de modifier le nom qui apparaît sur le bouton pour que l'annotateur le reconnaisse plus facilement. Le code de l'espèce ne change pas. Il est possible de réorganiser les boutons, de changer leur couleur et de leur assigner des raccourcis clavier selon les préférences de l'annotateur.

Chaque organisme présent dans un segment de 10 secondes doit être identifié au niveau taxonomique le plus bas possible auquel l'annotateur est certain de l'identification. Cela devrait être la position par défaut, mais dans certains cas, il est utile d'aller à un niveau taxonomique plus bas, même si l'annotateur n'est pas certain. Il convient d'assigner un code de confiance dans ces cas. Les codes de confiance suivants peuvent être attribués dans la fenêtre d'entrée détaillée sur l'espèce : (1) Élevée, (2) Moyenne et (3) Faible. De plus, chaque enregistrement d'espèce doit indiquer le nombre d'individus présents dans le segment de vidéo si possible, ainsi que l'abondance relative, enregistrée sur l'échelle ACFOR adaptée d'Emmett *et al.* (2007) pour les espèces trop nombreuses pour être comptées ou dont les individus ne sont pas faciles à distinguer et à compter (comme les organismes coloniaux et incrustants).

Codes et descriptions de l'abondance relative (nom de la table de la base de données = lu_acfor_scale)				
ACFORScaleId	Échelle ACFOR	% de couverture d'éponges siliceuses hermatypiques	Densité de la macrofaune 4-15 cm	Densité de la macrofaune >15 cm
1	A (abondant)	>80	> 50	> 11
2	C (courant)	61-80	11-50	6-11
3	F (fréquent)	31-60	6-10.9	2-5,9
4	O (occasionnel)	5-30	2-5	1-1,9
5	R (rare)	<5	1-1,9	<1
6	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.

ANNEXE 4. PROTOCOLE POUR LE TRAITEMENT DES IMAGES FIXES



1. Enregistrez les espèces présentes sur chaque image :

Consignez les espèces présentes sur chaque image, leur quantité et votre certitude quant à votre ID dans la base de données des images fixes sur le lecteur de disque dur que vous avez reçu. Vous n'êtes pas tenu d'aller jusqu'à l'espèce, attribuez le niveau taxonomique le plus bas auquel vous êtes à l'aise. Le dossier ID_Guides, sur le lecteur de disque dur que vous avez reçu, contient trois guides d'identification photographique pour vous aider dans cette tâche. Si vous avez besoin d'aide, notez le numéro de l'image et l'emplacement approximatif de l'organisme et nous pourrons en discuter plus tard. Pour les éponges hermatypiques, ne consignez pas de quantité, mais comptez les oscules d'éponges vivantes présents sur l'image.

- 2. Enregistrez le substrat dominant dans une cellule de 10 cm :
 - a. Chaque transect doit avoir un classeur Excel.
 - i. Créez une nouvelle feuille pour chaque image. Renommez la feuille avec le numéro de l'image. Le numéro de l'image est la fin du nom du fichier image. Par exemple, l'image 120513_155212_1.jpg est l'image numéro 1.
 - b. Ouvrez l'image dans Image J.
 - i. Sélectionnez l'outil « droite ».
 - ii. Tracez une ligne entre les points laser. Il y a trois points laser. Vous devez utiliser les deux qui forment une ligne verticale. S'ils sont tous alignés, utilisez les deux de l'intérieur.
 - iii. Appuyez sur Ctrl M ou allez à Analyze \rightarrow Measure.
 - iv. Le champ de longueur, dans la case des résultats, est le nombre de pixels. Conservez ce nombre pour l'utiliser afin de configurer la grille (voir c. ii ci-après).
 - c. Ouvrez l'image dans GIMP.
 - i. Cliquez sur afficher \rightarrow afficher la grille.



- ii. Cliquez sur image \rightarrow configurer la grille. Définissez la largeur et la hauteur comme étant le nombre de pixels entre les points laser que vous avez déterminé en b. iv.
- iii. Enregistrez le substrat dominant (≥50 % de la cellule) dans chaque cellule de la grille dans le classeur et la feuille Excel appropriés à l'aide des classifications du tableau 1. L'observation du substrat dans la grille supérieure gauche de la grille doit être saisie dans la cellule A1 du classeur Excel. Les autres observations de la ligne supérieure doivent être saisies dans la ligne A du classeur Excel dans le même ordre, la ligne deux de l'image doit être saisie dans la ligne B du classeur, et ainsi de suite jusqu'à ce que toutes les lignes et colonnes de l'image aient été saisies dans le classeur.
- Si le substrat dans une cellule est divisé exactement entre deux substrats ou plus, consignez chacun d'eux à l'endroit approprié, en séparant chaque ID par un point (par exemple, le code d'une cellule contenant du bois et un substrat rocheux et lisse serait 0.1)
- v. Laissez l'image ouverte dans GIMP si vous enregistrez un % de couverture d'éponges, sinon passez à l'image suivante.

Classification	Classifications possibles des substrats				
ID du substrat	Type de substrat	Description du substrat			
0	Bois	Bois, écorce ou débris de bois			
1	Substrat rocheux lisse	Substrat rocheux lisse sans crevasses			
2	Substrat rocheux avec crevasses	Substrat rocheux avec crevasses			
3	Rochers	Rochers, plus gros qu'un ballon de basketball			
4	Galets	Galets, d'une taille comprise entre 3 pouces et un ballon de basketball			
5	Gravier	Gravier, d'une taille comprise entre 3/4 pouce et 3 pouces			
6	Gravier fin	Gravier fin, d'une taille comprise entre 1/8 pouce et 3/4 pouce			
7	Sable	Sable			

Classification	Classifications possibles des substrats				
ID du substrat	Type de substrat	Description du substrat			
8	Coquilles	Coquilles			
9	Vase	Vase			
10	Coquilles écrasées	Coquilles écrasées (nouveau code 2006)			
11	Coquilles entières	Coquilles entières (nouveau code 2006)			
12	Éponges vivantes	Heterochone calyx et Aphrocallistes vastus			
13	Éponges mortes	Éponges hermatypiques mortes			
14	Éponge de Dawson	Rhabdocalyptus sp.			
15	Autres éponges	Toutes les autres éponges			
16	Objet artificiel	Débris marins			
17	Biote sessile autre que des éponges	Coraux, anémones, etc.			
18	Biote mobile	Crabes, étoiles de mer, poissons, etc.			
19	Fond non visible				
20	Débris d'éponges mortes				

Exemple :



Éponges mortes
Éponge de Dawson
Autres éponges
Biote sessile autre que des éponges

Substrat dur

Vase

4

Éponges vivantes

- 3. Calculez le % de couverture d'éponges :
 - a. Travail dans GIMP
 - Si la boîte à outils n'est pas affichée sur votre écran, appuyez sur Ctrl B ou allez dans Fenêtre→boîte à outils.

- ii. Si la fenêtre des options d'outil ne se trouve pas sur votre écran, allez à Fenêtres→ Fenêtres ancrables →Options de l'outil.
- iii. Entourez toutes les éponges (vivantes ou mortes) à l'aide de l'outil « Sélection du Premier-plan » (instructions <u>ici</u>) ou de l'outil de sélection libre.
- iv. Remplissez le contour à l'aide des couleurs indiquées dans le tableau 2 à l'aide de l'option de remplissage (Shift B).
 - 1. Assurez-vous de sélectionner « remplir toute la sélection » dans la section « Aire touchée » des options d'outil.
 - 2. Modifiez la couleur du remplissage en cliquant sur la palette de couleurs en bas de la boîte à outils.
- v. Lorsque vous avez tracé le contour de toutes les éponges, sélectionnez toutes les formes remplies à l'aide de l'outil de sélection par couleur (Shift O). Sélectionnez d'autres couleurs en maintenant la touche Shift enfoncée.

Couleurs des types d'éponges dans l'analyse du pourcentage de couverture									
Type d'éponge	Couleur								
Éponges hermatypiques (Heterochone calyx et Aphrocallistes vastus) - vivantes	Noir								
Éponges hermatypiques (Heterochone calyx et Aphrocallistes vastus) - mortes	Bleu								
Rhabdocalyptus sp.	Blanc								
Autres éponges	Orange								

vi. Après avoir sélectionné toutes les formes remplies, appuyez sur Ctrl L pour sélectionner l'arrière-plan. Remplissez l'arrière-plan en gris :



- vii. Exportez le fichier au format.jpg
- b. Ouvrez le fichier exporté dans Image J.
 - i. Allez à Image→Adjust→Color Threshold
 - ii. Enlevez la coche de la case d'arrière-plan foncé dans la boîte de dialogue qui s'ouvre.
 - iii. Utilisez l'outil Wand (tracer) pour sélectionner une forme remplie.
 - iv. Cliquez sur Sample dans la boîte de dialogue du seuil de couleur.
 - 1. Si toutes les formes de cette couleur ne deviennent pas automatiquement rouges, ajustez la couleur, la saturation et la luminosité jusqu'à ce que toutes les formes soient rouges.
 - v. Cliquez sur Sample dans la boîte de dialogue du seuil de couleur.
 - vi. Appuyez sur Ctrl M ou allez à Analyze→Measure.

- vii. La zone de la fenêtre Results doit être enregistrée dans la bonne colonne de la table Pourcentage de couverture dans la base de données.
- viii. Répétez jusqu'à ce que tous les types d'éponges présents sur l'image aient été mesurés.

ANNEXE 5. PARAMÈTRES SPATIAUX DÉTAILLÉS ET PARAMÈTRES DES ÉPONGES.

Complexe de récifs	Transect	Longueur sur récif (m)	Superficie sur récif (m²)	Longueur hors récif (m)	Superficie hors récif (m²)	Durée (minutes)	Durée (secondes)	Vitesse (m/s)	Profondeur moyenne (m)	ET profondeur (m)	Champ de vision moyen (m)	ET champ de vision (m)	Nombre champ de vision
	4	493,72	855,60	0	0	33,93	2 036	0,24	127,57	7,58	1,73	0,49	193
Est de l'île Hornby	5	559,76	969,98	5,11	8,86	32,20	1 932	0,29	130,84	6,71	1,73	0,43	192
	6	544,70	967,26	0	0	38,83	2 330	0,23	80,09	10,40	1,78	0,41	228
Foreslope	37	295,69	520,23	0	0	19,57	1 174	0,25	165,21	11,14	1,76	0,53	115
Hills	38	139,47	162,08	118,81	138,06	19,37	1 162	0,22	180,76	12,73	1,16	0,31	118
Île Gabriola	1	586,89	862,08	37,04	54,41	27,25	1 635	0,38	137,25	11,19	1,47	0,50	5597
	17	525,89	659,93	0	0	40,28	2 417	0,22	177,52	1,75	1,25	0,28	242
Haut-fond Halibut	18	541,75	665,46	0	0	33,78	2 027	0,27	191,62	3,77	1,23	0,28	198
	19	546,26	731,07	0	0	35,80	2 148	0,25	227,42	2,78	1,34	0,26	216
Baie Howe – îles Defence	21	240,21	432,11	130,03	233,91	22,07	1 324	0,28	78,70	14,23	1,80	0,82	112
	22	505,49	785,33	0	0	37,88	2 273	0,22	101,08	2,85	1,55	0,34	224
Baie Howe	23	286,06	449,75	12,25	19,26	21,03	1 262	0,24	97,37	21,14	1,57	0,59	126
– chenal de la Reine-	24	265,14	363,96	0	0	20,68	1 241	0,21	97,85	24,06	1,37	0,46	124
Reine- Charlotte	25	188,25	366,88	1,87	3,64	15,00	900	0,21	68,68	6,35	1,95	0,58	89
	26	279,44	455,77	0	0	20,08	1 205	0,23	90,70	7,18	1,63	0,40	120

Tableau A5-1 : Paramètres spatiaux étudiés par transect pour le relevé Pac2012-068 et le transect 39 du relevé Pac2011-073 (en italiques).

Complexe de récifs	Transect	Longueur sur récif (m)	Superficie sur récif (m²)	Longueur hors récif (m)	Superficie hors récif (m²)	Durée (minutes)	Durée (secondes)	Vitesse (m/s)	Profondeur moyenne (m)	ET profondeur (m)	Champ de vision moyen (m)	ET champ de vision (m)	Nombre champ de vision
	27	366,58	638,19	0	0	23,07	1 384	0,26	77,55	25,27	1,74	0,55	135
	28	433,14	729,91	4,16	7,00	28,18	1 691	0,26	92,90	8,06	1,69	0,50	170
	29	160,87	321,02	5,59	11,15	13,50	810	0,21	88,45	5,65	2,00	0,52	80
	30	152,46	206,31	66,13	89,48	15,15	909	0,24	88,35	18,85	1,35	0,31	93
	31	109,10	146,9	98,79	133,02	12,82	769	0,27	83,89	6,68	1,35	0,26	77
	32	132,36	155,48	52,59	61,78	11,32	679	0,27	94,26	11,22	1,17	0,39	68
	33	125,42	83,84	41,85	27,98	13,48	809	0,21	155,50	8,80	0,67	0,17	79
Îles Outer	34	238,35	179,91	69,67	52,59	18,40	1 104	0,28	101,34	2,86	0,75	0,18	77
Gulf	35	91,73	65,08	57,89	41,07	9,82	589	0,25	132,54	4,70	0,71	0,18	60
	36	337,53	274,11	0	0	23,80	1 428	0,24	125,83	7,16	0,81	0,23	143
	39	117,33	152,53	156,37	203,28	21,00	1 260	0,22	110,23	15,99	1,30	0,15	100
Darkovilla	2	559,29	915,32	0	0	34,67	2 080	0,27	68,55	4,42	1,64	0,46	187
Parksville	3	427,13	802,42	0	0	24,42	1 465	0,29	62,96	7,89	1,88	0,36	141
	7	501,95	568,50	0	0	34,25	2 055	0,24	178,87	7,38	1,13	0,21	189
	8	1070,74	1 650,46	0	0	65,77	3 946	0,27	160,93	8,62	1,54	0,46	392
Sachalt	9	546,92	643,19	0	0	37,93	2 276	0,24	149,24	8,61	1,18	0,41	255
Sechelt	10	512,84	771,40	0	0	30,83	1 850	0,28	153,76	3,96	1,50	0,40	183
	11	523,38	665,44	0	0	28,97	1 738	0,30	115,53	7,04	1,27	0,47	172
	12	506,71	703,25	0	0	28,67	1 720	0,29	99,30	16,89	1,39	0,30	162

Complexe de récifs	Transect	Longueur sur récif (m)	Superficie sur récif (m²)	Longueur hors récif (m)	Superficie hors récif (m²)	Durée (minutes)	Durée (secondes)	Vitesse (m/s)	Profondeur moyenne (m)	ET profondeur (m)	Champ de vision moyen (m)	ET champ de vision (m)	Nombre champ de vision
	13	514,85	813,12	0	0	24,80	1 488	0,35	98,49	7,78	1,58	0,30	147
	14	523,82	808,03	0	0	26,98	1 619	0,32	107,03	6,57	1,54	0,29	160
	15	523,93	886,23	0	0	23,67	1 420	0,37	102,61	16,62	1,69	0,29	144
	16	536,74	855,86	0	0	30,85	1 851	0,29	120,43	19,05	1,59	0,33	186

Tableau A5-2 : Paramètres spatiaux par transect pour le relevé Pac2013-070.

Complexe de récifs	Transect	Longueur sur récif (m)	Superficie sur récif (m²)	Longueur hors récif (m)	Superfici e hors récif (m²)	Durée (minutes)	Durée (secondes)	Vitesse (m/s)	Profondeur moyenne (m)	ET profondeur (m)	Champ de vision moyen (m)	ET champ de vision (m)	Nombre champ de vision
	3	522,21	579,72	137,78	152,95	38,73	2 324	0,28	95,33	17,65	1,11	0,25	247
Est de l'île Hornby	4	451,11	388,02	272,32	234,23	33,65	2 019	0,36	108,13	8,37	0,86	0,24	212
	5	1371,97	1275,66	374	347,74	89,80	5 388	0,32	130,00	6,05	0,93	0,23	565
Foreslope	38	100,81	122,46	106,38	129,23	15,30	918	0,23	177,63	11,13	1,21	0,24	92
Hills	39	132,84	152,63	25,85	29,70	15,23	914	0,17	176,37	8,27	1,15	0,41	92
Île Gabriola	24	460,92	451,86	438,89	430,27	51,38	3 083	0,29	127,92	18,28	0,98	0,19	315
	13	38	47,65	180,65	226,49	20,32	1 219	0,18	186,94	0,68	1,25	0,25	102
	14	505,92	649,24	151,04	193,83	42,53	2 552	0,26	173,56	2,29	1,28	0,24	252
Haut-fond Halibut	15	512,2	648,79	171,85	217,67	43,23	2 594	0,26	193,98	9,12	1,27	0,30	262
	16	73,75	110,26	103,14	154,21	15,03	902	0,20	230,03	0,90	1,5	0,44	84
	17	563,71	804,69	380,57	543,25	53,62	3 217	0,29	205,97	15,30	1,43	0,34	318

Complexe de récifs	Transect	Longueur sur récif (m)	Superficie sur récif (m²)	Longueur hors récif (m)	Superfici e hors récif (m²)	Durée (minutes)	Durée (secondes)	Vitesse (m/s)	Profondeur moyenne (m)	ET profondeur (m)	Champ de vision moyen (m)	ET champ de vision (m)	Nombre champ de vision
	18	495,56	575,67	0	0	30,45	1 827	0,27	178,77	5,84	1,16	0,25	187
Baie Howe	28	209,01	190,95	94,09	85,96	18,75	1 125	0,27	85,11	11,41	0,91	0,32	115
Defence	29	136,93	155,01	70,7	80,03	15,67	940	0,22	70,67	9,97	1,13	0,27	96
	25	288,31	270,67	133,16	125,02	31,43	1 886	0,22	102,97	6,32	0,94	0,33	193
	26	267,49	256,64	72,52	69,58	24,78	1 487	0,23	86,59	29,24	0,96	0,42	145
	27	243,79	175,22	138,63	99,64	26,9	1 614	0,24	99,12	26,03	0,72	0,33	153
Baie Howe	31	109,79	127,90	127,56	148,60	18,82	1 129	0,21	76,68	6,10	1,17	0,40	115
 – chenal de la Reine- 	32	207,72	204,53	130,94	128,93	27,37	1 642	0,21	79,39	17,68	0,98	0,32	168
Charlotte	33	261,85	297,05	145,98	165,6	37,77	2 266	0,18	98,93	14,06	1,13	0,41	228
	34	372,48	426,61	140,74	161,19	38,43	2 306	0,22	92,43	3,81	1,15	0,42	233
	35	553,23	600,95	234,3	254,51	57,58	3 455	0,23	97,33	6,24	1,09	0,35	334
	36	4,35	6,23	43,3	62,03	3,68	221	0,22	85,31	2,46	1,43	0,50	23
	40	137,61	168,77	128,7	157,84	22,12	1 327	0,20	98,20	21,72	1,23	0,45	135
	41	138,76	219,86	132,13	209,35	18,17	1 090	0,25	99,30	3,29	1,58	0,39	109
Îles Outer Gulf	42	162,15	184,69	58,32	66,43	18,92	1 135	0,19	102,71	20,57	1,14	0,40	110
Îles Outer Gulf	44	120,06	197,3	134,67	221,31	22,9	1 374	0,19	125,99	4,00	1,64	0,39	117
	45	95,64	149,45	122,3	191,11	13,5	810	0,27	141,07	10,27	1,56	0,44	65
	46	255,84	391,20	329,14	503,27	41,77	2 506	0,23	113,09	27,17	1,53	0,44	222
Parksville	2	757,38	1347,14	436,17	775,82	65,95	3 957	0,30	73,36	1,95	1,78	0,40	403

Complexe de récifs	Transect	Longueur sur récif (m)	Superficie sur récif (m²)	Longueur hors récif (m)	Superfici e hors récif (m²)	Durée (minutes)	Durée (secondes)	Vitesse (m/s)	Profondeur moyenne (m)	ET profondeur (m)	Champ de vision moyen (m)	ET champ de vision (m)	Nombre champ de vision
	6	497,34	649,15	241,18	314,8	56,27	3 376	0,22	122,60	2,20	1,31	0,29	349
	7	507,38	717,08	192,1	271,49	46,58	2 795	0,25	158,63	8,16	1,41	0,32	276
	8	549,92	690,31	183,46	230,3	45,58	2 735	0,27	175,44	17,22	1,26	0,38	261
	9	529,12	722,52	149,04	203,52	43,58	2 615	0,26	178,74	14,81	1,37	0,36	252
Sechelt	10	517,68	593,45	198,3	227,33	45,83	2 750	0,26	180,16	16,25	1,15	0,36	286
Parksville	11	472,82	649,37	168,71	231,71	39,47	2 368	0,27	185,13	10,64	1,37	0,24	232
Sechelt	12	501,05	601,45	137,49	165,04	34,43	2 066	0,31	144,36	7,69	1,20	0,25	206
	19	492,18	545,27	177,97	197,16	35,38	2 123	0,32	115,73	3,66	1,11	0,23	220
	20	486,51	531	234,77	256,23	45,72	2 743	0,26	99,06	3,85	1,09	0,29	278
	21	515,19	520,39	138,28	139,67	34,12	2 047	0,32	126,64	8,01	1,01	0,24	211
	23	86,92	94,09	0	0	8,15	489	0,18	155,44	0,82	1,08	0,27	29

Tableau A5-3 : Résumé des paramètres spatiaux par fermeture de récif pour le relevé Pac2012-068 et le transect 39 intégré du relevé Pac2011-073 pour fournir une couverture supplémentaire du complexe de récifs des îles Outer Gulf.

Complexe de récifs	Superficie totale (m²)	N ^{bre} de transects	Longueu r sur récif (m)	Superfici e sur récif (m²)	Longueur hors récif (m)	Superficie hors récif (m²)	% de la superficie du récif étudiée	Durée (minutes)	Champ de vision (m)	ET champ de vision (m)	Nombre champ de vision
Est de l'île Hornby	1 097 694,94	3	1 598,18	2792,84	5,11	8,86	0,25	104,97	1,75	0,44	613
Foreslope Hills	176 760,98	2	435,17	682,31	118,81	138,06	0,39	38,93	1,46	0,52	233
Île Gabriola	168 114,38	1	586,89	862,10	37,04	54,41	0,51	27,25	1,47	0,50	5 597

Complexe de récifs	Superficie totale (m²)	N ^{bre} de transects	Longueu r sur récif (m)	Superfici e sur récif (m²)	Longueur hors récif (m)	Superficie hors récif (m²)	% de la superficie du récif étudiée	Durée (minutes)	Champ de vision (m)	ET champ de vision (m)	Nombre champ de vision
Haut-fond Halibut	2 004 965,87	3	1 613,90	2 056,45	0	0	0,10	109,87	1,27	0,28	656
Baie Howe – îles Defence	99 793,89	1	240,21	432,11	130,03	233,91	0,43	22,07	1,80	0,82	112
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte	894 785,47	10	2 746,53	4 464,02	188,78	263,56	0,50	207,40	1,61	0,50	1238
Îles Outer Gulf	859 046,56	6	1 042,73	910,94	378,38	386,69	0,11	97,82	0,90	0,22	527
Parksville	614 240,40	2	986,42	1 717,74	0	0	0,28	59,08	1,74	0,44	328
Sechelt	4 999 438,20	10	5 761,89	8 365,47	0	0	0,17	332,72	1,44	0,41	1 990

Tableau A5-4 : Résumé des paramètres spatiaux par transect pour le relevé Pac2013-070.

Complexe de récifs	Superficie totale (m²)	N ^{bre} de transects	Longueu r sur récif (m)	Superfici e sur récif (m²)	Longueur hors récif (m)	Superficie hors récif (m²)	% de la superficie du récif étudiée	Durée (minute s)	Champ de vision (m)	ET champ de vision (m)	Nombre champ de vision
Est de l'île Hornby	1 097 694,94	3	2 345,29	2 243,40	784,09	734,92	0,20	162,18	0,96	0,25	1 024
Foreslope Hills	176 760,98	2	233,65	275,10	132,22	158,92	0,16	30,53	1,18	0,34	184
Île Gabriola	168 114,38	1	460,92	451,86	438,89	430,27	0,27	51,38	0,98	0,19	315
Haut-fond Halibut	2 004 965,87	6	2 189,14	2 836,30	987,25	1 335,46	0,14	205,18	1,31	0,32	1 205
Baie Howe – îles Defence	99 793,89	2	345,94	345,96	164,79	165,99	0,35	34,42	1,01	0,31	211
Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte	894 785,47	9	2 309,01	2 365,81	1167,13	1 215,10	0,26	266,77	1,04	0,40	1 592
Complexe de récifs	Superficie totale (m²)	N ^{bre} de transects	Longueu r sur récif (m)	Superfici e sur récif (m²)	Longueur hors récif (m)	Superficie hors récif (m²)	% de la superficie du récif étudiée	Durée (minute s)	Champ de vision (m)	ET champ de vision (m)	Nombre champ de vision
--------------------	---------------------------	----------------------------------	-------------------------------	-------------------------------------	-------------------------------	----------------------------------	--	------------------------	------------------------	------------------------------	------------------------------
Îles Outer Gulf	859 046,56	6	910,07	1 311,26	905,26	1 349,29	0,15	137,37	1,45	0,46	758
Parksville	614 240,40	1	757,38	1 347,14	436,17	775,82	0,22	65,95	1,78	0,40	403
Sechelt	4 999 438,20	11	5 156,11	6 314,08	1821,30	2 237,26	0,13	435,12	1,23	0,33	2 600

Tableau A5-5 : Résumé des valeurs, par transect, utilisées pour estimer l'abondance des éponges hermatypiques vivantes et mortes à l'aide de la méthode du segment de vidéo pour le relevé Pac2012-068. Noter que le transect 39 du relevé Pac2011-073 a été intégré afin de fournir une couverture supplémentaire du complexe de récifs des îles Outer Gulf (inclus en italiques).

				N ^{bre} de segments avec des éponges parmi les espèces	Nbre de seg	at d'éponges	N ^{bre} de		
Complexe de récifs	Transect	Section	N ^{bre} total de segments		Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
	4	Sur le récif	204	130	0	68	0	119	74
	4	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
Est de l'île Hornby	5	Sur le récif	193	149	0	84	0	86	44
	5	Hors récif	1	1	0	0	0	0	0
	6	Sur le récif	235	226	0	94	0	70	9
	6	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	37	Sur le récif	118	49	0	26	0	72	69
Foreslope Hills	37	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	38	Sur le récif	70	49	0	40	0	26	21
	38	Hors récif	47	2	0	1	0	15	45

				N ^{bre} de	Nbre de seg	at d'éponges	N ^{bre} de		
Complexe de récifs	Transect	Section	N ^{bre} total de segments	segments avec des éponges parmi les espèces	Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
Île Gabriola	1	Sur le récif	142	77	0	0	0	123	65
	1	Hors récif	9	2	0	0	0	4	7
	17	Sur le récif	244	45	0	0	0	241	199
	17	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
Haut fond Halibut	18	Sur le récif	204	83	0	0	0	201	121
	18	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	19	Sur le récif	215	13	0	0	0	141	202
	19	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
Baie Howe – îles	21	Sur le récif	89	51	0	0	0	86	38
Defence	21	Hors récif	39	5	0	0	0	11	34
	22	Sur le récif	228	210	0	117	0	111	18
	22	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	23	Sur le récif	123	76	0	47	0	71	47
Baie Howe – chenal	23	Hors récif	4	0	0	0	0	0	4
de la Reine- Charlotte 	24	Sur le récif	123	68	0	29	0	54	55
	24	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	25	Sur le récif	91	81	0	61	0	29	10
	25	Hors récif	1	1	0	0	0	1	0

				N ^{bre} de segments avec des éponges parmi les espèces	Nbre de seg	it d'éponges	N ^{bre} de		
Complexe de récifs	Transect	Section	N ^{bre} total de segments		Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
	26	Sur le récif	121	97	0	46	0	74	24
	26	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	27	Sur le récif	139	67	0	46	0	73	72
	27	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	28	Sur le récif	169	82	0	55	0	63	87
 -	28	Hors récif	1	0	0	0	0	0	1
	29	Sur le récif	79	71	0	40	0	37	8
	29	Hors récif	3	3	0	3	0	0	0
	30	Sur le récif	65	34	0	0	0	46	31
	30	Hors récif	27	12	0	1	0	20	15
	31	Sur le récif	46	25	0	7	0	27	21
	31	Hors récif	31	0	0	0	0	0	31
	32	Sur le récif	48	12	0	0	0	0	36
	32	Hors récif	21	3	0	2	0	0	18
Îles Outer Gulf	33	Sur le récif	63	4	0	0	0	53	59
	33	Hors récif	19	0	0	0	0	0	19
	34	Sur le récif	90	5	0	0	0	34	85
	34	Hors récif	21	0	0	0	0	0	21

				N ^{bre} de segments avec des éponges parmi les espèces	Nbre de seg	ments par classifi	ication de substra	at d'éponges	N ^{bre} de
Complexe de récifs	Transect	Section	N ^{bre} total de segments		Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
	35	Sur le récif	36	5	0	2	0	23	31
	35	Hors récif	24	1	0	0	0	0	23
	36	Sur le récif	144	24	0	3	0	112	120
	36	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	39	Sur le récif	47	1	5	35	19	5	22
	39	Hors récif	58	28	0	23	10	0	20
- Barkovillo	2	Sur le récif	211	0	0	0	0	7	211
	2	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
Faitsville	3	Sur le récif	146	3	0	0	0	0	143
	3	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	7	Sur le récif	193	3	0	0	0	149	190
	7	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	8	Sur le récif	395	167	0	122	3	237	225
Saabalt	8	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
Sechelt	9	Sur le récif	228	59	0	43	0	164	169
	9	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	10	Sur le récif	186	76	0	50	0	115	110
	10	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0

				N ^{bre} de	Nbre de seg	ments par classif	ication de substra	at d'éponges	N ^{bre} de
Complexe de récifs	Transect	Section	N ^{bre} total de segments	segments avec des éponges parmi les espèces	Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
	11	Sur le récif	175	15	0	54	0	89	160
	11	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	12	Sur le récif	174	40	0	6	0	120	134
	12	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	13	Sur le récif	151	41	0	22	0	66	110
	13	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	14	Sur le récif	164	20	0	0	0	152	144
	14	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	15	Sur le récif	143	44	0	0	0	81	99
	15	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	16	Sur le récif	186	72	0	9	0	136	114
	16	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0

Tableau A5-6 : Résumé des valeurs, par transect, utilisées pour estimer l'abondance des éponges hermatypiques vivantes et mortes à l'aide de la méthode du segment de vidéo pour le relevé Pac2013-070.

			N ^{bre} de		N ^{bre} de seg	N ^{bre} de			
Complexe de récifs	Transect	Section	N ^{bre} total de segments	des éponges parmi les espèces	Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
	3	Sur le récif	181	171	0	86	0	88	10
	3	Hors récif	55	54	0	16	0	23	1
Est de l'âle Llemebre	4	Sur le récif	126	116	0	46	0	23	10
Est de l'île Hornby	4	Hors récif	79	78	0	64	0	13	1
	5	Sur le récif	424	325	0	121	0	242	99
	5	Hors récif	116	110	0	12	0	93	6
	38	Sur le récif	47	0	0	0	0	0	47
	38	Hors récif	43	0	0	0	0	0	43
Foresiope Hills	39	Sur le récif	80	36	0	16	0	37	44
	39	Hors récif	11	1	0	0	0	0	10
Île Oshriele	24	Sur le récif	166	144	0	0	0	165	22
lie Gabriola	24	Hors récif	145	125	0	0	0	145	20
	13	Sur le récif	10	1	0	0	0	5	9
	13	Hors récif	90	1	0	0	0	5	89
Haut-fond Halibut	14	Sur le récif	198	94	0	0	0	126	104
	14	Hors récif	48	3	0	0	0	0	45
	15	Sur le récif	200	85	0	0	0	153	115

				N ^{bre} de total segments avec e des éponges nents parmi les espèces	N ^{bre} de seg	d'éponges	N ^{bre} de		
Complexe de récifs	Transect	Section	N ^{bre} total de segments		Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
	15	Hors récif	59	10	0	0	0	22	49
	16	Sur le récif	33	0	0	0	0	0	33
	16	Hors récif	50	0	0	0	0	0	50
	17	Sur le récif	192	21	0	6	0	70	171
	17	Hors récif	118	1	0	0	0	1	117
	18	Sur le récif	183	19	0	0	0	150	164
	18	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
	28	Sur le récif	79	54	0	0	0	54	25
Baie Howe – îles	28	Hors récif	35	1	0	0	0	0	34
Defence	29	Sur le récif	64	21	0	0	0	64	43
	29	Hors récif	31	7	0	0	0	14	24
	25	Sur le récif	137	110	0	0	0	114	27
	25	Hors récif	54	12	0	0	0	10	42
	26	Sur le récif	114	35	0	0	0	42	79
Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte –	26	Hors récif	30	0	0	0	0	0	30
	27	Sur le récif	101	52	0	0	0	62	49
	27	Hors récif	50	10	0	0	0	4	40
	31	Sur le récif	59	42	0	0	0	50	17

				N ^{bre} de	N ^{bre} de seg	d'éponges	N ^{bre} de		
Complexe de récifs	Transect	Section	N ^{bre} total de segments	segments avec des éponges parmi les espèces	Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
	31	Hors récif	55	0	0	0	0	0	55
	32	Sur le récif	110	91	0	0	0	102	19
	32	Hors récif	56	1	0	0	0	1	55
	33	Sur le récif	149	98	0	0	0	122	51
	33	Hors récif	75	2	0	0	0	0	73
	34	Sur le récif	172	97	0	34	0	71	75
	34	Hors récif	57	0	0	0	0	0	57
	35	Sur le récif	254	156	0	0	0	207	98
	35	Hors récif	75	1	0	0	0	2	74
	36	Sur le récif	5	0	0	0	0	0	5
	36	Hors récif	18	0	0	0	0	0	18
	40	Sur le récif	68	27	0	0	0	61	41
	40	Hors récif	65	27	0	15	0	19	38
	41	Sur le récif	66	22	0	5	0	44	44
Îles Outer Gulf	41	Hors récif	40	8	0	0	0	0	32
	42	Sur le récif	89	43	0	13	0	7	46
	42	Hors récif	19	3	0	0	0	0	16
	44	Sur le récif	57	23	0	7	0	40	34

				N ^{bre} de segments avec des éponges parmi les espèces	N ^{bre} de seg	d'éponges	N ^{bre} de		
Complexe de récifs	Transect	Section	N ^{bre} total de segments		Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
	44	Hors récif	57	5	0	0	0	0	52
	45	Sur le récif	30	12	0	0	0	30	18
	45	Hors récif	34	10	0	0	0	2	24
	46	Sur le récif	88	19	0	3	0	1	69
	46	Hors récif	139	30	0	6	0	0	109
Parksville -	2	Sur le récif	250	50	0	0	0	221	200
Parksville -	2	Hors récif	147	1	0	0	0	11	146
	6	Sur le récif	209	25	0	11	0	103	184
	6	Hors récif	129	18	0	0	0	75	111
	7	Sur le récif	195	27	0	0	0	69	168
	7	Hors récif	75	0	0	0	0	0	75
	8	Sur le récif	184	64	0	0	0	96	120
Sechelt	8	Hors récif	75	0	0	0	0	0	75
	9	Sur le récif	187	54	0	0	0	97	133
-	9	Hors récif	60	0	0	0	0	0	60
	10	Sur le récif	192	120	0	0	0	152	72
	10	Hors récif	79	2	0	0	0	6	77
	11	Sur le récif	169	69	0	0	0	68	100

			_	N ^{bre} de	N ^{bre} de seg	d'éponges	N ^{bre} de		
Complexe de récifs	Transect	Section	N ^{bre} total de segments	segments avec des éponges parmi les espèces	Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
	11	Hors récif	60	0	0	0	0	0	60
	12	Sur le récif	156	8	0	0	0	0	148
	12	Hors récif	46	5	0	0	0	2	41
	19	Sur le récif	157	25	0	27	0	105	132
	19	Hors récif	57	5	0	0	0	8	52
	20	Sur le récif	188	76	0	59	0	80	112
	20	Hors récif	87	31	0	0	0	68	56
	21	Sur le récif	160	43	0	0	0	114	117
	21 Hors récif	46	2	0	0	0	16	44	
23 Sur le r	Sur le récif	29	7	0	0	0	0	22	
	23	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0

Tableau A5-7 : Résumé de l'abondance des éponges hermatypiques vivantes et mortes (méthode des segments) par fermeture de récif pour le relevé Pac2012-068; le transect 39 du relevé Pac2011-073 a été inclus pour fournir une couverture supplémentaire du complexe de récifs des îles Outer Gulf.

			bre / /	N ^{bre} de	N ^{bre} de segr	N ^{bre} de			
Complexe de récifs	Transect	Section	de segments	des éponges parmi les espèces	Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
Fat da l'îla Haraby	2	Sur le récif	632	505	0	246	0	275	127
Est de l'lle Holfiby	5	Hors récif	1	1	0	0	0	0	0
Foresland Lilla	2	Sur le récif	188	98	0	66	0	98	90
Foreslope Fills	2	Hors récif	47	2	0	1	0	15	45
Île Gabriola 1	Sur le récif	142	77	0	0	0	123	65	
Ile Gabriola 1	Hors récif	9	2	0	0	0	4	7	
Hout fond Holibut	2	Sur le récif	663	141	0	0	0	583	522
Haut-fond Halibut 3	5	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
Baie Howe – îles	1	Sur le récif	89	51	0	0	0	86	38
Defence		Hors récif	39	5	0	0	0	11	34
Baie Howe – chenal	10	Sur le récif	1184	811	0	448	0	585	373
Charlotte	10	Hors récif	67	16	0	4	0	21	51
Îlos Outor Culf	6	Sur le récif	428	51	5	40	19	227	353
	0	Hors récif	143	32	0	25	10	0	101
Dorkovillo	2	Sur le récif	357	3	0	0	0	7	354
Faiksville	2	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0
Sachalt	10	Sur le récif	1995	537	0	306	3	1 309	1 455
Sechelt	10	Hors récif	0	0	0	0	0	0	0

Tableau A5-8 : Résumé de l'abondance des éponges hermatypiques vivantes et mortes (méthode du segment de vidéo) par fermeture de récif pour le relevé Pac2013-070.

	Transect	Section	N ^{bre} total de segments	N ^{bre} de	N ^{bre} de segi	N ^{bre} de			
Complexe de récifs				segments avec des éponges parmi les espèces	Dominantes Vivantes	Dominantes Mortes	Sous- dominantes Vivantes	Sous- dominantes Mortes	segments sans présence d'éponges*
Est de l'île Hornby	3	Sur le récif	731	612	0	253	0	353	119
		Hors récif	250	242	0	92	0	129	8
Foreslope Hills	2	Sur le récif	127	36	0	16	0	37	91
		Hors récif	54	1	0	0	0	0	53
Île Gabriola	1	Sur le récif	166	144	0	0	0	165	22
		Hors récif	145	125	0	0	0	145	20
Haut-fond Halibut	6	Sur le récif	816	220	0	6	0	504	596
		Hors récif	365	15	0	0	0	28	350
Baie Howe – îles Defence	2	Sur le récif	143	75	0	0	0	118	68
		Hors récif	66	8	0	0	0	14	58
Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte	9	Sur le récif	1101	681	0	34	0	770	420
		Hors récif	470	26	0	0	0	17	444
Îles Outer Gulf	6	Sur le récif	398	146	0	28	0	183	252
		Hors récif	354	83	0	21	0	21	271
Parksville	1	Sur le récif	250	50	0	0	0	221	200
		Hors récif	147	1	0	0	0	11	146
Cookelt	11	Sur le récif	1826	518	0	97	0	884	1308
Secheit		Hors récif	714	63	0	0	0	175	651

ANNEXE 6. FRÉQUENCES D'OCCURRENCE DES CATÉGORIES D'HABITATS DANS CHACUN DES NEUF COMPLEXES DE RÉCIFS ET DANS LES ZONES ADJACENTES

|--|

		Zone adjacente au complexe de récifs					Dans le complexe de récifs				
N°	Nom du complexe de récifs	Autre	Récif mort	Récif mixte	Récif vivant	Récif dense vivant	Autre	Récif mort	Récif mixte	Récif vivant	Récif dense vivant
1	Baie Howe – îles Defence	72,38	15,24	11,43	0,95	0	10,78	34,91	43,53	8,19	2,59
2	Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte	89,76	2,61	4,66	2,05	0,93	18,07	16,67	27,79	24,33	13,13
3	Foreslope Hills	83,17	13,86	1,98	0,99	0	31,11	26,35	16,19	9,84	16,51
4	Îles Outer Gulf	71,23	5,43	17,71	4,83	0,8	34,62	38,62	21,31	4,48	0,97
5	Île Gabriola	2,6	14,94	61,69	16,88	3,9	5,19	23,05	68,18	3,57	0
6	Parksville	92,52	6,8	0,68	0	0	61,78	29,82	8,24	0,16	0
7	Est de l'île Hornby	0	3,19	59,76	34,26	2,79	3,15	14,97	54,22	18,64	9,02
8	Sechelt	72,27	18,91	8,82	0	0	27,45	44,91	19,13	6,75	1,75
9	Haut-fond Halibut	90,41	5,48	3,84	0,27	0	24,61	50,98	23,46	0,95	0

ANNEXE 7. CARTES DE POINTS CHAUDS EN POLYGONES ILLUSTRANT LA DISTRIBUTION DES CATÉGORIES D'HABITATS LE LONG DE CHAQUE TRANSECT



Baie Howe – îles Defence - PAC2012-068, transect 21





















Baie Howe - chenal de la Reine-Charlotte - PAC2012-068, transect 31





Foreslope Hills – PAC2012-068, transect 38















Île Gabriola – PAC2012-068, transect 1



Parksville - Pac2012-068 Transect 2



Parksville - Pac2012-068 Transect 3



Est de l'île Hornby - PAC2013-070, transect 4


Est de l'île Hornby – PAC2013-070, transect 5



Est de l'île Hornby – PAC2013-070, transect 6























Haut-fond Halibut – PAC2012-068, transect 17



Haut-fond Halibut – PAC2012-068, transect 18



Haut-fond Halibut – PAC2012-068, transect 19



Baie Howe – îles Defence - PAC2013-070, transect 28



Baie Howe – îles Defence - PAC2013-070, transect 29





















Baie Howe – chenal de la Reine-Charlotte - PAC2013-070, transect 36



Foreslope Hills - Pac2013-070 Transect 38



Foreslope Hills - Pac2013-070 Transect 39



Îles Outer Gulf – PAC2013-070, transect 40



Îles Outer Gulf – PAC2013-070, transect 41



Îles Outer Gulf - PAC2013-070, transect 42



Îles Outer Gulf – PAC2013-070, transect 44



Îles Outer Gulf – PAC2013-070, transect 45



Îles Outer Gulf - PAC2013-070, transect 46




Parksville – PAC2013-070, transect 2, Partie 1



Parksville – PAC2013-070, transect 2, Partie 2



Est de l'île Hornby – PAC2013-070, transect 3



Est de l'île Hornby – PAC2013-070, transect 4



Est de l'île Hornby – PAC2013-070, transect 5, Partie 1



Est de l'île Hornby – PAC2013-070, transect 5, Partie 2























123°48'35"W













ANNEXE 8. COMPARAISONS PAR PAIRE DE LA STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS ENTRE LES COMPLEXES DE RÉCIFS.

Tableau A8-1 : Comparaisons par paire de la structure des communautés entre les complexes de récifs (tests post-hoc de PerMANOVA; α = 0,05; P≤0,0375 après application de la correction de Benjamini et Hochberg, 1995).

Récif A	Récif B	F	R2	Valeur de p après correction BH	
Est de l'île Hornby	Haut-fond Halibut	6,25	0,32	0,003	
Est de l'île Hornby	Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte	8,25	0,26	0,003	
Est de l'île Hornby	Îles Outer Gulf	10,49	0,40	0,003	
Foreslope Hills	Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte	4,52	0,18	0,003	
Foreslope Hills	Sechelt	5,89	0,20	0,003	
Haut-fond Halibut	Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte	9,34	0,26	0,003	
Haut-fond Halibut	Îles Outer Gulf	5,89	0,24	0,003	
Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte	Îles Outer Gulf	11,28	0,28	0,003	
Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte	Parksville	8,90	0,31	0,003	
Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte	Sechelt	12,36	0,25	0,003	
Îles Outer Gulf	Parksville	8,56	0,40	0,003	
Îles Outer Gulf	Sechelt	12,37	0,29	0,003	
Baie Howe – îles Defence	Sechelt	4,08	0,16	0,005142857	
Parksville	Sechelt	6,88	0,24	0,005142857	
Haut-fond Halibut	Sechelt	4,25	0,13	0,0072	
Haut-fond Halibut	Parksville	6,99	0,41	0,009	
Est de l'île Hornby	Foreslope Hills	8,54	0,52	0,012	
Baie Howe – îles Defence	Îles Outer Gulf	3,71	0,22	0,012	
Est de l'île Hornby	Parksville	5,77	0,45	0,013263158	
Est de l'île Hornby	Baie Howe – îles Defence	6,46	0,48	0,018857143	
Île Gabriola	Îles Outer Gulf	3,54	0,23	0,018857143	

Récif A	Récif B	F	R2	Valeur de p après correction BH		
Baie Howe – îles Defence	Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte	2,58	0,11	0,024545455		
Île Gabriola	Baie Howe – chenal de la Reine- Charlotte	2,81	0,13	0,031304348		
Foreslope Hills	Haut-fond Halibut	2,64	0,19	0,0345		
Est de l'île Hornby	Sechelt	2,65	0,10	0,03456		
Foreslope Hills	Baie Howe – îles Defence	2,42	0,33	0,041538462		
Foreslope Hills	Parksville	10,53	0,68	0,046666667		
Île Gabriola	Haut-fond Halibut	2,12	0,19	0,048413793		
Est de l'île Hornby	Île Gabriola	2,23	0,27	0,048413793		
Foreslope Hills	Île Gabriola	4,14	0,51	0,08		
Foreslope Hills	Îles Outer Gulf	1,73	0,11	0,080129032		
Île Gabriola	Baie Howe – îles Defence	2,72	0,48	0,105882353		
Île Gabriola	Parksville	13,22	0,82	0,105882353		
Baie Howe – îles Defence	Parksville	9,15	0,70	0,105882353		
Haut-fond Halibut	Baie Howe – îles Defence	1,64	0,14	0,118285714		
Île Gabriola	Sechelt	1,56	0,07	0,16		

ANNEXE 9. RÉSULTATS DES ANALYSES DES ESPÈCES INDICATRICES POUR LES DIFFÉRENTS COMPLEXES DE RÉCIFS.

	Baie Howe – îles Defence			Baie Howe - chenal de la Reine-			Foreslope Hills			Îles Outer Gulf			Île Gabriola				
ospòcos indicatricos				Charlotte													
	Catégorie d'habitat	Valeur de l'indicateur	Valeur de P	Catégorie d'habitat	Valeur de l'indicateur	Valeur de P	Catégorie d'habitat	Valeur de l'indicateur	Valeur de P	Catégorie d'habitat	Valeur de l'indicateur	Valeur de P	Catégorie d'habitat	Valeur de l'indicateur	P value		
Sebastes maliger		0.117	0.885	+ + + + • + •	0.124	0.005	+	0.152	0.170		0.281	0.035	Non observé				
Chorilia longipes	-	0.351	0.085	+ + - +	0.296	0.005	+	0.309	0.005	-	0.213	0.070	Non observé	Non observé			
Rhabdocalyptus dawsoni	-+	0.279	0.190	-+	0.255	0.005	Non observé 📃 0.140 0.145 Pas d'asso				Pas d'associatio	ciation					
Pandalus platyceros	- + -	0.671	0.010	Pas d'association	Pas d'association			0.180	0.100	+ +	0.152	0.230	-+	0.276	0.360		
Munida quadrispina	• + • + • +	0.497	0.030	 ++	0.482	0.005	-+-+ + - + -	0.402	0.015		0.481	0.005	* + * + * +	0.715	0.005		
Ophiuroidea		0.443	0.040		0.133	0.005	Non observé			-+	0.140	0.155	Not Observed				
Pennatulacea		0.582	0.005		0.385	0.005		0.478	0.005		0.038	1.000		0.430	0.050		

espèces indicatrices	Parksville			Est de l'île Hornby				Sechelt	Haut-fond Halibut			
	Catégorie d'habitat	Valeur de l'indicateur	Valeur de P	Catégorie d'habitat	Valeur de l'indicateur	Valeur de P	Habitat category	Valeur de l'indicateur	Valeur de P	Catégorie d'habitat	Valeur de l'indicateur	Valeur de P
Sebastes maliger		0.995	0.005	+ + 0.125 0.165			-+	0.088	0.100	Non observé		
Chorilia longipes		0.043	1.000	-	0.215	0.015	-	0.301	0.005	+	0.077	0.185
Rhabdocalyptus dawsoni	-+ -+ - + -	0.920	0.005	Pas d'association			-++-	0.531	0.005	-+	0.356	0.010
Pandalus platyceros		0.672	0.155	Pas d'association			Pas d'association				0.047	0.815
Munida quadrispina		0.846	0.010	Pas d'association			• + • + • +	0.685	0.005	• +•+	0.572	0.005
Ophiuroidea		0.086	0.715	Non observé			Non observé				0.036	1.000
Pennatulacea		0.470	0.170	Non observé				0.189	0.025		0.469	0.005

Figure A9-1. Taxons identifiés comme espèces indicatrices : associations d'habitats dans les complexes de récifs déterminées par l'analyse des espèces indicatrices de Dufrêne-Legendre à l'aide de l'ensemble de données vidéos. Les valeurs plus élevées des indicateurs indiquent les associations plus fortes (la valeur maximale des indicateurs est 1). Les associations significatives statistiquement sont indiquées en caractères gras (P<0,05). Les catégories d'habitats sont les suivantes : \blacksquare = récif dense vivant, \blacksquare = récif vivant, \blacksquare = récif mixte, \blacksquare = récif mort, \blacksquare = absence de récif visible.



Pac2012-068 36

Pac2013-070 6

Pac2013-070 31

ANNEXE 10. NOMBRE MINIMAL D'IMAGES FIXES PAR TRANSECT À ANALYSER.

Pac2012-068 10

Pac2011-073 6

Figure A10-1. Erreur standard (95^e centile; ligne noire continue) et temps de traitement d'image (ligne pointill ée noire) en tant que fonction du nombre d'images fixes analysées, par transect, selon la méthode du quadrillage, pour 20 transects. Les limites (indiquées par des lignes pointillées rouges) ont été déterminées en appliquant la modification par Hewitt et al. (1992) de la technique de randomisation de Bros et Cowell (1987) pour optimiser la taille de l'échantillon; pour chaque transect, la limite a été fixée au point auquel la pente de la courbe était ≤1 % de la pente initiale. La valeur limite maximale observée de 38 images par transect - recommandée comme nombre minimal d'images à analyser par complexe - est indiquée par une ligne verte.