



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2023/031

Région du Pacifique

Recommandations sur la conception d'un programme de relevé en plongée de multiples espèces d'invertébrés marins benthiques pour le suivi des stocks en Colombie-Britannique

Janet Lohead¹, Carl James Schwarz², Chris Rooper¹ et Dominique Bureau¹

¹ Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

² StatMathComp Consulting
625, chemin Bentley
Port Moody (C.-B.) V3H 3A4

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 des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par la
ministre des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-48393-1 N° cat. Fs70-5/2023-031F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Lochead, J., Schwarz, C.J., Rooper, C. et Bureau, D. 2023. Recommandations sur la conception d'un programme de relevé en plongée de multiples espèces d'invertébrés marins benthiques pour le suivi des stocks en Colombie-Britannique. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/031. ix + 113 p.

Also available in English:

Lochead, J., Schwarz, C.J., Rooper, C., and Bureau, D. 2023. Recommendations on the design of a Multispecies Benthic Marine Invertebrate Dive Survey Program for Stock Monitoring in British Columbia. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/031. ix + 99 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	ix
1. INTRODUCTION	1
2. LES RELEVÉS PILOTES	6
2.1. ÉLABORATION DU PROTOCOLE	6
2.1.1. Limites de profondeur du relevé.....	6
2.1.2. Taille du quadrat	8
2.1.3. Intensité de l'échantillonnage sur les transects.....	8
2.2. EMBLEMES DES RELEVÉS (2016 À 2021).....	12
2.2.1. Emplacements des transects (2016 à 2021).....	16
2.3. DENSITÉS DES INVERTÉBRÉS.....	17
2.3.1. Estimation de la densité des invertébrés – Méthodes.....	17
2.3.2. Densités en fonction de la taille, de l'habitat et du secteur – Méthodes	18
2.3.3. Densité et taille sur chaque transect – Résultats	19
2.3.4. Densités en fonction de la taille, de l'habitat et du secteur – Résultats	30
2.3.5. Variabilité de la densité sur tous les déplacements – Méthodes	32
2.3.6. Variabilité de la densité sur tous les déplacements – Résultats	33
2.3.7. Degré de précision prévu – Méthodes	34
2.3.8. Degré de précision prévu – Résultats	35
2.4. ANALYSE.....	35
3. UTILISATION DES DONNÉES DES RELEVÉS PILOTES POUR L'AMÉLIORATION DU PROTOCOLE	35
3.1. DÉTERMINATION DES VALEURS SEUILS DE FETCH.....	35
3.2. STRATIFICATION.....	39
3.2.1. Méthodes de stratification	39
3.3. SITES REPÈRES ET NOUVELLE RANDOMISATION.....	54
3.3.1. Sites repères et nouvelle randomisation – Méthodes	55
3.3.1. Sites repères et nouvelle randomisation – Résultats	56
3.4. ANALYSE.....	58
4. TAILLE DE L'ÉCHANTILLON ET CONCEPTION DU RELEVÉ	59
4.1. OPTIMISATION DE LA TAILLE DE L'ÉCHANTILLON	59
4.1.1. Méthodes d'échantillonnage d'acceptation	59
4.1.2. Échantillonnage d'acceptation – Résultats	61
4.1.3. Réactivité au multiplicateur écart type-moyenne	64
4.2. OPTIMISATION DE LA MISE EN PLACE DES TRANSECTS	64
4.2.1. Concepts d'échantillonnage aléatoire	64
4.3. CONCEPTIONS DE RELEVÉ ET RÉSULTATS POTENTIELS.....	65
4.4. ANALYSE.....	72
5. INCERTITUDES	72

5.1. ESTIMATIONS DE LA DENSITÉ	72
5.1.1. Couverture de la profondeur	72
5.1.2. Ormeau	73
5.1.3. Panope du Pacifique	74
5.1.4. Plusieurs années pour couvrir l'ensemble de la côte	74
5.2. CHANGEMENT CLIMATIQUE	74
6. DISCUSSION GÉNÉRALE	76
7. TRAVAUX FUTURS	81
8. RECOMMANDATIONS	82
9. REMERCIEMENTS	83
10. RÉFÉRENCES CITÉES	83
ANNEXE A. PROTOCOLE DE RELEVÉ EN PLONGÉE DE MULTIPLES ESPÈCES	91
A.1. SÉLECTION DES EMPLACEMENTS DE TRANSECTS ALÉATOIRES	91
A.2. RECHERCHE DES EMPLACEMENTS DE TRANSECTS	92
A.2.1. Mise en place des transects	92
A.3. PROTOCOLE DES TRANSECTS DE RELEVÉ EN PLONGÉE	93
A.3.1. Un animal est-il à l'intérieur ou à l'extérieur du quadrat?	95
A.3.2. Échantillons biologiques de l'holothurie	96
A.3.3. À la fin de la journée du relevé	97
A.4. FICHES TECHNIQUES DE RELEVÉ MULTISPÉCIFIQUE	98
ANNEXE B. FRÉQUENCE DE TAILLE DES INVERTÉBRÉS FAISANT L'OBJET DE RELEVÉS	103
ANNEXE C. PLANS D'ÉCHANTILLONNAGE DOUBLE	110
ANNEXE D. DOCUMENTS SUPPLÉMENTAIRES	113

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Point de référence limite et point de référence supérieur du stock, taille et âge à la première maturité sexuelle et taille réglementaire minimale (le cas échéant) pour l'holothurie du Pacifique, l'oursin vert, l'oursin rouge géant, la panope du Pacifique, l'oursin violet, l'ormeau nordique et le solaster géant.....	3
Tableau 2. Plan d'échantillonnage, plan des intervalles entre les quadrats, nombre minimum et maximum de quadrats échantillonnés en fonction de la longueur du transect (m) et nombre de sections de la ralingue plombée.	10
Tableau 3. Nombre et répartition de la fréquence des longueurs de transect des relevés en plongée pour 800 transects de relevé de cartographie de l'habitat près des côtes (2013 à 2015); 2 576 transects de relevé de l'oursin rouge géant (1994 à 2015) et 10 880 transects de relevé de l'holothurie (1997 à 2015). Les colonnes « moyenne » présentent des valeurs moyennes entre les types de relevés (non pondérées). « Cum. » fait référence à la fréquence cumulée...	10
Tableau 4. Identifiants de voyage (codes numériques utilisés pour identifier chacun des relevés dans la base de données), année, emplacement du relevé, sous-emplacements du relevé, nombre total de quadrats et nombre total de transects.	16
Tableau 5. Moyenne, médiane, erreur type (ET), plage et erreur type relative des densités d'invertébrés (nombre par m ²) par emplacement de relevé.....	23
Tableau 6. Densités des espèces pour l'holothurie du Pacifique et des parties des populations d'oursin rouge géant et d'oursin vert qui sont évaluées par rapport au point de référence limite (PRL) et au point de référence supérieur (PRS) à des fins de gestion.....	30
Tableau 7. Nombre total (N ^{bre}) et pourcentage (%) de transects dans les strates de fetch inférieure et supérieure, avec les différentes valeurs seuils de fetch.	41
Tableau 8. Nombre total de transects (n) et proportion de transects dans les strates de fetch inférieure et supérieure, avec les valeurs seuils de fetch selon l'emplacement et l'année.....	41
Tableau 9. Nombre total de transects multispécifiques en plongée dans les catégories d'occupation et d'inoccupation par la loutre de mer par emplacement-année.....	45
Tableau 10. Nombre total de transects multispécifiques en plongée par année d'occupation par la loutre de mer par emplacement-année.	46
Tableau 11. Nombre total de transects multispécifiques par plongée dans les catégories d'occupation et d'inoccupation par la loutre de mer par année d'occupation par celle-ci.	46
Tableau 12. Nombre total (nbre) et pourcentage (%) de transects dans les strates occupées et inoccupées par la loutre de mer.....	47
Tableau 13. Nombre total de transects (nbre) et proportion dans les strates occupées et inoccupées par la loutre de mer par emplacement-année.....	47
Tableau 14. Corrections brutes, écart types (ET) du transect, écart types résiduels (ET), corrélations intraclasses et effet du plan d'échantillonnage pour chaque espèce d'invertébré dans les transects où des relevés ont été effectués en 2016 et en 2018 dans l'archipel Deserters Group et l'île Gordon dans le détroit de la Reine-Charlotte. (* Il convient de noter que l'on a observé la présence de l'oursin violet dans un seul transect de l'archipel Deserters Group en 2016.).....	58
Tableau 15. Résumé des plans d'échantillonnage unique.	61

Tableau 16. Plans d'échantillonnage unique pour l'oursin vert, l'oursin rouge géant et l'holothurie du Pacifique avec des rapports écart type-moyenne de densité augmentés de 10, 25 et 50 % par rapport à 1,27.64

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Répartition de la fréquence des longueurs de transect de relevé pour les transects de relevé de cartographie de l'habitat (2013 à 2015); transects de relevé de l'oursin rouge géant (1994 à 2015) et transects de relevé de l'holothurie du Pacifique (1997 à 2015). Les intervalles ont une largeur de 25 m.	11
Figure 2. Carte des régions faisant l'objet d'un relevé et des emplacements des transects.	15
Figure 3. Répartition des densités de transect pour toutes les espèces.	21
Figure 4. Densités de la panope du Pacifique par transect.	24
Figure 5. Densités de l'holothurie du Pacifique par transect.	25
Figure 6. Densités de l'oursin rouge géant par transect.	26
Figure 7. Densités de l'oursin vert par transect.	27
Figure 8. Densités de l'oursin violet par transect.	28
Figure 9. Densités du solaster géant par transect.	29
Figure 10. Densités de l'holothurie du Pacifique et de l'oursin rouge géant dont les points de référence ont été regroupés par région et par année (2016 à 2021). Les barres d'erreur représentent l'erreur type, le PRS pour chaque espèce est représenté par la ligne horizontale verte et le PRL, par la ligne horizontale rouge. Il convient de noter que les points de référence pour l'holothurie du Pacifique doivent être appliqués à l'habitat de l'espèce uniquement; toutefois, nous avons montré ici la densité de l'holothurie du Pacifique dans tous les habitats. 31	
Figure 11. Densités des espèces d'invertébrés (nombre par m ²) provenant de relevés effectués sur la côte est de Haida Gwaii dans des zones de protection intégrale (selon la norme II de l'UICN) et des zones à usages multiples. Les lignes dans les diagrammes en rectangles et moustaches correspondent aux densités moyennes, les rectangles représentent les 25 ^e et 75 ^e centiles et les moustaches représentent 1,5 fois la distance entre les premier et troisième quartiles. Les densités du solaster géant ne sont pas indiquées puisqu'une seule densité non nulle a été enregistrée pour cette espèce au cours des relevés effectués sur la côte est de Haida Gwaii.	32
Figure 12. Rapport entre l'écart type (ET) des densités spécifiques des transects dans le secteur ayant fait l'objet de relevés et la densité moyenne dans le secteur ayant fait l'objet de relevés pour toutes les espèces. Les différents points se rapportant à une espèce donnée représentent les sous-emplacements annuels uniques du tableau 4, à l'exception de la côte ouest de l'île de Vancouver en 2021 où les sous-emplacements ont été regroupés en 2021) ...	34
Figure 13. Erreur type relative, avec un rapport écart type/moyenne de 1,27, pour des tailles d'échantillon de 20, 30, 40, 50, 60, 100, 200, 250 et 300 transects. Les lignes noires horizontales indiquent les erreurs types relatives de 5 %, 12 % et 25 %.	35
Figure 14. Nombre cumulatif de plongées (graphique du haut) et nombre total de plongées (graphique du bas) effectuées de 1977 à 2021 (n = 24 657) dans le cadre des relevés en plongée du MPO en Colombie-Britannique. La ligne jaune pointillée indique une valeur de fetch de 20 000 m et la ligne bleue pointillée indique le 95 ^e centile supérieur des valeurs de fetch (2,52 millions de mètres) pour toutes les plongées dans la base de données.	37

Figure 15. Nombre cumulatif de segments de littoral de 50 m le long de la côte de la Colombie-Britannique dans les catégories de fetch de 0 à 10 millions de mètres (graphique du haut) et nombre total de segments de littoral de 50 m le long de la côte de la Colombie-Britannique dans les catégories de fetch de 0 à 10 millions de mètres (graphique du bas). Les données ont été résumées à partir des couches du SIG sur le fetch du littoral accessibles à partir du portail des données ouvertes (Fetch All BC Geodatabase). La ligne jaune pointillée indique une valeur de fetch de 20 000 m et la ligne bleue pointillée indique le 95 ^e centile supérieur des valeurs de fetch (2,52 millions de mètres) pour toutes les plongées dans la base de données.	38
Figure 16. Exemple d'une portion de la côte du sud-est de Haida Gwaii montrant les valeurs de fetch.	39
Figure 17. Distribution de la densité par fetch pour toutes les espèces d'invertébrés effectuée sur tous les transects et pour toutes les années. La ligne bleue continue est la moyenne (lissée) sur l'échelle logarithmique. Les lignes noires continues sont le seuil inférieur (20 000 m ou 4,30 sur l'échelle log ₁₀) et le seuil supérieur (2,52 millions de mètres ou 6,40 sur l'échelle log ₁₀).	42
Figure 18. Lien entre l'écart type des densités spécifiques au transect et la densité moyenne pour toutes les espèces d'invertébrés et toutes les années avec les seuils de fetch de 30 000 m, 40 000 m, 50 000 m et 100 000 m.	43
Figure 19. Erreur type relative de la densité de toutes les espèces d'invertébrés avec et sans stratification, avec des seuils de fetch de 20 000 m, 30 000 m, 50 000 m et 100 000 m.....	44
Figure 20. Densité par rapport à l'occupation par la loutre de mer (faux = inoccupé; vrai = occupé) pour les espèces et tous les emplacements-années.	49
Figure 21. Erreurs types relatives de la densité pour toutes les espèces avec et sans stratification en fonction de l'occupation par la loutre de mer (faux = inoccupé; vrai = occupé) pour toutes les espèces.	50
Figure 22. Densité par catégorie de substrat dominant pour l'ensemble des espèces d'invertébrés et des déplacements. La ligne noire indique la densité moyenne pour toutes les années et tous les emplacements.	52
Figure 23. Densité par catégorie de profondeur corrigée en fonction de la marée pour l'ensemble des espèces d'invertébrés et des déplacements. La notation des intervalles de profondeur indique que l'intervalle exclut la valeur de gauche et inclut la valeur de droite, par exemple, (0,2] indique que les profondeurs de 0 sont exclues et que les profondeurs de 2 sont incluses. Le dernier intervalle (12 à 14] inclut toutes les profondeurs de plus de 12 m. La ligne noire indique la densité moyenne de l'ensemble des années et des emplacements.	54
Figure 24. Estimation de la densité des invertébrés dans les transects où des relevés ont été effectués au premier déplacement (dans le détroit de la Reine-Charlotte, en 2016, dans l'archipel Deserters Group et à l'île Gordon), puis de nouveau réalisés au troisième déplacement (dans le détroit de la Reine-Charlotte, en 2018, dans l'archipel Deserters Group et à l'île Gordon) et des coefficients de corrélation bruts. Les lignes diagonales noires montrent une relation de 1 à 1. Le premier et le troisième déplacements sont des identifiants uniques de la base de données.....	57
Figure 25. Courbe caractéristique efficace pour l'holothurie du Pacifique, l'oursin vert et l'oursin rouge géant montrant la probabilité de déclarer que la densité est inférieure à la valeur critique à différents niveaux de densité réelle.	63

Figure 26. Graphique d'un intervalle de confiance de 90 % pour la densité de l'holothurie du Pacifique, de l'oursin vert et de l'oursin rouge géant (invertébrés par m ²). Les lignes bleues pointillées représentent la valeur k.	63
Figure 27. Littoral de la Colombie-Britannique. Les zones en vert représentent les régions du littoral dont les valeurs de fetch sont comprises entre 20 000 m et 2,52 millions de mètres.	65
Figure 28. Exemple de sélection de 80 emplacements aléatoires, représentés par des points violets, en utilisant un échantillonnage aléatoire simple pour couvrir l'ensemble de la côte. Dans ce cas, les transects de relevé en plongée ont été choisis dans des sections individuelles du littoral de 1 km sur 1 km.	66
Figure 29. Exemple de section du littoral montrant une zone d'échantillonnage (primaire) plus grande (p. ex., carrés de 50 km sur 50 km) qui constitue la première étape de l'échantillonnage et la deuxième étape (sections du littoral de 1 km sur 1 km) où les transects de plongée seraient placés. Dans cet exemple, huit échantillons individuels de deuxième étape ont été choisis aléatoirement dans l'échantillon de première étape, qui a également été choisi de façon aléatoire.	68
Figure 30. Exemple d'échantillonnage à deux étapes où l'étape primaire est constituée de cellules de 50 km sur 50 km sélectionnées aléatoirement et représentées par les numéros 1 à 10 sur la carte, et où chacune de ces unités primaires contient une sélection aléatoire de huit unités d'échantillonnage secondaires (cellules de 1 km sur 1 km) sur le littoral où sont placés les transects. Dans ce cas, 80 transects seraient réalisés chaque année sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique.	69
Figure 31. Les panneaux de gauche et de droite sont des exemples d'échantillonnage à deux étapes où l'étape primaire est constituée de carrés de 50 km sur 50 km sélectionnés aléatoirement et représentés par les numéros 1 à 10 sur la carte. Chacun de ces échantillons primaires contient une sélection aléatoire de huit échantillons secondaires (cellules de 1 km sur 1 km) sur le littoral où sont placés les transects. Sur le panneau de gauche, la côte de la Colombie-Britannique est divisée en une moitié nord et une moitié sud et 80 transects seraient réalisés chaque année, de sorte que l'ensemble de la côte soit échantillonné avec 160 transects sur un cycle de deux ans. Sur le panneau de droite, la côte de la Colombie-Britannique est divisée en trois parties (nord, centre et sud) et 80 transects seraient réalisés chaque année, de sorte que l'ensemble de la côte soit échantillonné avec un total de 240 transects sur un cycle de trois ans.	71
Figure 32. Exemple d'échantillonnage à deux étapes avec une conception de panel où l'étape primaire est constituée de carrés de 50 km sur 50 km sélectionnés aléatoirement et représentés par les numéros 1 à 10 sur la carte, et où chacun de ces échantillons primaires contient une sélection aléatoire de huit échantillons secondaires (cellules de 1 km sur 1 km) du littoral où sont placés les transects. Dans ce cas, 80 transects seraient réalisés chaque année et deux des emplacements d'échantillonnage primaires (représentés par R1 et R2) de l'année précédente seraient échantillonnés à nouveau l'année suivante. Ici encore, la côte de la Colombie-Britannique est divisée en une partie nord, une partie centrale et une partie sud, de sorte que l'ensemble de la côte soit échantillonné sur un cycle de trois ans.	72

RÉSUMÉ

Un nouveau programme de relevé visant plusieurs espèces d'invertébrés benthiques est en voie d'élaboration pour assurer le suivi quantitatif de l'abondance des stocks sur la côte de la Colombie-Britannique (C.-B.) au fil du temps. Ce relevé en plongée a pour objet de faire le suivi de l'abondance des populations d'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*), d'oursin rouge géant (*Mesocentrotus franciscanus*), d'oursin violet (*Strongylocentrotus purpuratus*), d'holothurie du Pacifique (*Apostichopus californicus*), d'ormeau nordique (*Haliotis kamtschatkana*), de solaster géant (*Pycnopodia helianthoides*) et de panope du Pacifique (*Panopea generosa*), ainsi que de recueillir de l'information détaillée sur l'habitat à propos des substrats et des algues. Le protocole de relevé, qui a été élaboré en 2016, est décrit en détail. Des relevés pilotes ont été réalisés dans différentes zones de la côte de 2016 à 2021. Les données tirées de ces relevés pilotes, ainsi que celles provenant de relevés monospécifiques (1978 à 2021), ont été analysées afin de formuler des recommandations sur la conception optimale du relevé pour le nouveau programme de suivi. Les méthodes comprenaient l'examen des analyses monospécifiques, qui a servi à déterminer l'intensité de l'échantillonnage dans les transects, l'examen des longueurs maximales de transect historiques, l'examen des variables de stratification, et l'utilisation d'une méthode d'échantillonnage d'acceptation pour déterminer le nombre minimal de transects requis compte tenu des risques prédéfinis et des probabilités associés à une valeur supérieure ou inférieure aux points de référence. De plus, on a estimé la densité de l'holothurie du Pacifique ainsi que les sous-ensembles de taille et d'habitat des populations d'oursin rouge géant pour illustrer la façon dont ces données pourraient être utilisées pour évaluer l'état des stocks à l'avenir. Les recommandations relatives à la conception du relevé sont les suivantes : 1) utiliser le protocole de relevé en plongée décrit à l'annexe A du document de recherche; 2) exclure les sections de littoral dont les valeurs de fetch sont inférieures à 20 000 mètres ou supérieures à 2,52 millions de mètres; 3) veiller à ce que le relevé ait toujours lieu à la même période de l'année pour éviter d'introduire des variations saisonnières dans les données; 4) utiliser le rapport commun de 1,27 (toutes espèces confondues) entre l'écart-type et la moyenne de la densité (animaux par mètre carré) à l'échelle de la côte dans les calculs pour déterminer le nombre cible de transects à échantillonner; 5) effectuer au moins 240 transects sur l'ensemble de la côte pour estimer l'état des stocks; 6) mettre en œuvre un plan d'échantillonnage aléatoire à deux étapes qui réduit au minimum le temps nécessaire pour couvrir toute la côte de la Colombie-Britannique et qui optimise l'utilisation efficiente des ressources disponibles et 7) continuer à explorer les variables antérieures et postérieures à la stratification pour améliorer la précision du relevé, à mesure que des données deviennent disponibles.

1. INTRODUCTION

Les invertébrés marins benthiques constituent d'importantes ressources en Colombie-Britannique qui sont récoltées dans le cadre des pêches commerciales et récréatives, ainsi qu'à des fins alimentaires, sociales et rituelles par les Premières Nations. Les pêches commerciales en plongée de plusieurs espèces d'invertébrés marins benthiques, p. ex. l'ormeau nordique (*Haliotis kamtschatkana*), la panope du Pacifique (*Panopea generosa*), l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*), l'oursin rouge géant (*Mesocentrotus franciscanus*) et l'holothurie du Pacifique (*Apostichopus californicus*), ont commencé dans les années 1970 en Colombie-Britannique. À l'exception de l'ormeau nordique¹, on a commencé à réaliser des relevés en plongée pour évaluer la densité des stocks de ces espèces dans les années 1990, alors que des relevés monospécifiques étaient effectués pour estimer la biomasse dans différentes parties de la côte de la Colombie-Britannique afin d'éclairer les décisions des gestionnaires des pêches relativement à l'établissement des quotas.

En Colombie-Britannique, chaque pêche en plongée est unique et gérée individuellement. La pêche à l'oursin vert, qui est relativement modeste, a lieu toute l'année sur la côte sud de la Colombie-Britannique (MPO 2022a). La pêche à l'oursin rouge géant se pratique le long de la majeure partie de la côte de la Colombie-Britannique et a elle aussi lieu toute l'année (MPO 2022b). La pêche à l'holothurie du Pacifique se fait principalement sur la côte nord et centrale de la Colombie-Britannique, ainsi qu'entre l'île de Vancouver et la partie continentale de la Colombie-Britannique (MPO 2022c). Elle débute habituellement le premier lundi d'octobre et dure généralement de six à huit semaines (MPO 2022c). La pêche à la panope du Pacifique se pratique sur toute la côte et se déroule généralement toute l'année (sous réserve de niveaux acceptables de biotoxines), avec des pointes de demande autour de Noël et du Nouvel An lunaire (MPO 2022d, 2021a).

En 2009, le document intitulé « [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#) » (MPO 2009) (l'« approche de précaution ») est devenu une politique en vertu du [Cadre pour la pêche durable](#). L'approche de précaution consiste, en général, à faire preuve de prudence lorsque les données scientifiques sont incertaines, peu fiables ou inadéquates. Le manque de données scientifiques adéquates ne saurait être invoqué pour ne pas prendre de mesures visant à éviter un préjudice grave à la ressource ou pour en différer l'adoption (MPO 2009). La politique décrit la méthode utilisée par le MPO pour appliquer l'approche de précaution en vue d'établir les niveaux de prélèvement et de prendre des décisions concernant ces niveaux dans le cadre des pêches afin de réduire le risque de préjudice aux populations de

¹ L'ormeau nordique est un aliment traditionnel, qui était récolté par les Premières Nations côtières de la Colombie-Britannique (Sloan et Breen 1988). La pêche récréative de l'ormeau nordique a débuté en Colombie-Britannique dans les années 1950 avec l'avènement de la plongée sous-marine (Campbell 1997). La pêche commerciale de l'ormeau nordique a été pratiquée en Colombie-Britannique du début des années 1900 à 1990; c'était d'ailleurs la pêche la plus activement pratiquée au cours des années 1970 et 1980 (Fedorenko et Sprout 1982; Campbell 1997). Toutes les pêches à l'ormeau nordique en Colombie-Britannique ont été fermées en 1990 en raison des inquiétudes liées à la conservation. L'ormeau nordique en Colombie-Britannique a été évalué comme étant une espèce menacée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) en 1999 et figurait à ce titre dans l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) en 2003. L'ormeau nordique a été réévalué comme étant en voie de disparition par le COSEPAC en 2009 et figurait à ce titre dans l'annexe 1 de la LEP en 2009 (Obradovich *et al.* 2021). Les relevés en plongée visant à surveiller la densité de population de l'ormeau nordique en Colombie-Britannique ont débuté à la fin des années 1970 et sont toujours en cours.

poissons. Le cadre de l'approche de précaution définit trois zones d'état des stocks de poissons (zone saine, zone de prudence et zone critique), lesquelles sont délimitées par des points de référence. Le point de référence supérieur constitue la limite entre la zone saine et la zone de prudence. Le point de référence de limite, qui constitue la limite entre la zone de prudence et la zone critique, définit le niveau auquel le stock risque de subir de graves dommages.

Les populations d'ormeau nordique, de panope du Pacifique, d'oursin vert, d'oursin rouge géant et d'holothurie du Pacifique sont, sur l'ensemble de la côte, toutes considérées comme des stocks uniques à des fins de gestion, car la différenciation génétique indiquant la présence de plusieurs stocks dans les eaux de la Colombie-Britannique n'a pas pu être démontrée de façon concluante (mais voir Xuereb *et al.* [2018] pour connaître les profils spatiaux de la variation génétique de l'holothurie du Pacifique en Colombie-Britannique). Par conséquent, les points de référence sont appliqués à l'échelle de la côte. Des points de référence ont été définis pour tous les invertébrés marins benthiques qui sont récoltés en plongée à des fins commerciales en Colombie-Britannique (Zhang et Hand 2007; MPO 2021a [panope du Pacifique]; MPO 2018 [oursin vert]; Lochead *et al.* 2019 [oursin rouge géant]; Hajas *et al.* 2023 [holothurie du Pacifique] (Tableau 1).

Le projet de loi C-68, qui a été adopté en 2019, modifie la *Loi sur les pêches* du Canada (L.R.C. [1985], ch. F-14). Les modifications apportées à la Loi comprennent de nouvelles dispositions relatives aux stocks de poissons en vertu desquelles des éléments de preuve doivent être fournis pour appuyer les mesures de gestion aux fins suivantes :

1. maintenir les principaux stocks de poissons au moins au niveau requis pour favoriser la durabilité des stocks (6.1 [1]),
2. maintenir les stocks au-dessus du point de référence limite (6.1 [2]),
3. élaborer des plans visant à rétablir les stocks sous le point de référence dans les périodes qui y sont prévues (6.2),

tout en tenant compte de la biologie de l'espèce et des conditions du milieu qui touchent les stocks.

Pour faire en sorte que les pêches en plongée en Colombie-Britannique respectent ces exigences, la Direction des sciences de Pêches et Océans Canada (MPO) a mis au point un nouveau relevé en plongée visant plusieurs espèces d'invertébrés marins benthiques à l'échelle de la côte. Les méthodes de relevé précédentes, bien qu'elles aient été utiles pour estimer la biomasse nécessaire à l'établissement des quotas de pêche, ne permettent pas de respecter les exigences des dispositions relatives aux stocks de poissons, c'est-à-dire déterminer l'état des stocks par rapport aux points de référence. Les programmes de relevé en plongée monospécifique en cours ont pour objet d'estimer la biomasse dans différentes parties de la côte chaque année² (Duprey et Stanton 2018; Bureau 2017a; Duprey et Stanton 2015; MPO 2015; Duprey 2014; Duprey 2011; Waddell *et al.* 2010; Babuin *et al.* 2006; Hand et Dovey 2000; Bureau *et al.* 2000a, 2000b, 2000c, 2000d). Par conséquent, les estimations de la biomasse varient d'une année à l'autre parce que les zones faisant l'objet de relevés diffèrent chaque année. Ces changements ne reflètent toutefois pas nécessairement les tendances relatives aux stocks, de sorte qu'ils ne conviennent pas au suivi de ceux-ci. Un nouveau programme de suivi, conçu pour évaluer les stocks d'invertébrés marins benthiques par rapport aux points de

² Bazinet, A.C., Garner, G.D. et Hansen, S.C., *en préparation*, « Biomass estimates for sea cucumber (*Apostichopus californicus*) as determined through surveys conducted from 2014 to 2020 », *Canadian manuscript report of fisheries and aquatic sciences*.

référence, est donc nécessaire pour les pêches en plongée en Colombie-Britannique. Puisque les protocoles de relevé en plongée monospécifique sont semblables d'une espèce à l'autre, l'utilisation d'une méthode de relevé multispécifique permet d'utiliser plus efficacement les ressources disponibles pour le travail de terrain.

Le relevé en plongée de multiples espèces d'invertébrés marins benthiques vise à assurer un suivi quantitatif de l'abondance des stocks sur la côte de la Colombie-Britannique au fil du temps. Le relevé a pour objet d'assurer le suivi de l'abondance de l'oursin vert, de l'oursin violet (*Strongylocentrotus purpuratus*), de l'oursin rouge géant, de l'holothurie du Pacifique, de l'ormeau nordique, du solaster géant (*Pycnopodia helianthoides*) et de la panope du Pacifique. Des données détaillées sur l'habitat à propos des substrats et des algues sont également consignées. Le relevé en plongée de multiples espèces vise à permettre au MPO de déterminer l'état des stocks par rapport aux points de référence. Les données recueillies dans le cadre des relevés en plongée de multiples espèces peuvent également contribuer à mettre à jour les points de référence actuels et, éventuellement, à élaborer des points de référence pour les autres invertébrés évalués par le relevé, ainsi que fournir un outil supplémentaire pour assurer le suivi de la population d'ormeau nordique en voie de disparition. En plus de satisfaire aux exigences des dispositions relatives aux stocks de poissons, le relevé en plongée de multiples espèces d'invertébrés marins benthiques permettra de mettre au point une méthode écosystémique d'évaluation des stocks et de gestion des pêches, qui compte parmi les priorités du Ministère (MPO 2007b). La méthode écosystémique comprend la nécessité de recourir à des stratégies de gestion fondées sur les règles et les risques en utilisant des indicateurs fiables, en élargissant la base des conseils scientifiques pour y inclure l'état du régime du milieu et en mettant en application les connaissances relatives à la façon dont la productivité des stocks devrait évoluer selon les caractéristiques démographiques de la population et les conditions du milieu (MPO 2007b).

Tableau 1. Point de référence limite et point de référence supérieur du stock, taille et âge à la première maturité sexuelle et taille réglementaire minimale (le cas échéant) pour l'holothurie du Pacifique, l'oursin vert, l'oursin rouge géant, la panope du Pacifique, l'oursin violet, l'ormeau nordique et le solaster géant.

Espèce	Pêche commerciale en Colombie-Britannique	Mesure de taille commune	PRL	PRS	Taille et âge à la première maturité sexuelle	Taille réglementaire minimale
Holothurie du Pacifique	Oui	Échantillons biologiques prélevés et poids éviscéré à compter de 2020	0,029 holothurie/m ² dans l'habitat de l'espèce	0,038 holothurie/m ² dans l'habitat de l'espèce	Inconnu; le MPO utilise la longueur de crayon Bensia pour déterminer la taille à la première maturité sexuelle	S.O.
Oursin vert	Oui	Diamètre du test (DT)	0,45 oursin de taille réglementaire (DT ≥ 55 mm)/m ²	0,9 oursin de taille réglementaire (DT ≥ 55 mm)/m ²	25 mm / environ 2 ou 3 ans	55 mm

Espèce	Pêche commerciale en Colombie-Britannique	Mesure de taille commune	PRL	PRS	Taille et âge à la première maturité sexuelle	Taille réglementaire minimale
Oursin rouge géant	Oui	Diamètre du test (DT)	0,3 oursin mature (DT \geq 50 mm)/m ² dans l'habitat de l'espèce	0,6 oursin mature (DT \geq 50 mm)/m ² dans l'habitat de l'espèce	50 mm / environ 2 ou 3 ans	90 mm
Panope du Pacifique	Oui	Longueur de coquille	40 % de la biomasse non pêchée à l'échelle de la côte	50 % de la biomasse non pêchée à l'échelle de la côte	2 ans	S.O.
Oursin violet	Non	Diamètre du test (DT)	S.O.	S.O.	16 à 25 mm / environ 2 ans	Pêché en vertu d'un permis scientifique de 1990 à 1992, et n'est plus récolté à des fins commerciales.
Ormeau nordique	Non	Longueur de coquille maximale	S.O.	S.O.	50 mm	Pêche fermée en 1990
Solaster géant	Non	S.O.	S.O.	S.O.	Inconnu	S.O.

Le relevé en plongée sera également un outil important pour assurer le suivi de l'abondance du solaster géant (*Pycnopodia helianthoides*). En 2021, l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) a inscrit la *Pycnopodia* sur la liste des espèces en danger critique d'extinction le long de son aire de répartition en Amérique du Nord (Gravem *et al.* 2021). Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) pourrait évaluer la situation de la *Pycnopodia* à l'avenir. Si cette évaluation conduit à l'inscription de la *Pycnopodia* en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, le MPO sera tenu d'assurer le suivi des populations de *Pycnopodia* en Colombie-Britannique, et le relevé en plongée de multiples espèces répondra à cette exigence. Les données obtenues dans le cadre du programme de suivi seront également utiles pour la cartographie des habitats, la modélisation de la répartition des espèces et les interventions d'urgence, ainsi que pour la planification des aires marines protégées et les programmes de surveillance. De plus, les résultats de ce programme de surveillance pourraient également être utiles aux gestionnaires des pêches pour intégrer l'approche de précaution et les considérations écosystémiques dans leur prise de décision.

Le protocole de relevé en plongée de multiples espèces d'invertébrés benthiques a été élaboré en 2016 et des relevés pilotes ont été réalisés autour de l'île de Vancouver, sur la côte nord de la partie continentale et au sud-est de Haida Gwaii entre 2016 et 2021. Le présent document de recherche a pour objet de passer en revue les données des relevés pilotes réalisés entre 2016 et 2021 et de formuler des recommandations sur la conception optimale du relevé pour le programme de surveillance à long terme mené à l'échelle de la côte. Ce projet est mené pour veiller à ce que le programme puisse recueillir les données nécessaires à l'évaluation de l'état de plusieurs importants invertébrés marins benthiques afin de respecter les exigences des dispositions relatives aux stocks de poissons prévues dans la version modifiée de la *Loi sur les pêches*. Les objectifs spécifiques sont les suivants :

1. Décrire les méthodes utilisées pour recueillir des données dans le cadre des relevés en plongée de multiples espèces d'invertébrés marins benthiques pendant les études pilotes réalisées entre 2016 et 2021;
2. Résumer l'abondance des invertébrés marins benthiques et sa variabilité par espèce et par région pour les relevés pilotes réalisés entre 2016 et 2021 concernant l'oursin vert, l'oursin violet, l'oursin rouge géant, l'holothurie du Pacifique, la panope du Pacifique, l'ormeau nordique et le solaster géant; consigner toute lacune ou incertitude découlant de la conception ou de la mise en œuvre des études pilotes;
3. Formuler des recommandations sur les considérations relatives à la conception optimale du relevé, comme l'effort de relevé (nombre de transects), la fréquence des relevés, la répartition de l'effort de relevé (aléatoire, sites repères, relevé en panel), etc.;
4. Faire des recommandations sur les types de données environnementales qui permettraient d'améliorer la stratification du relevé ou l'interprétation des résultats de l'abondance des espèces (p. ex., présence ou absence de la loutre de mer, *Enhydra lutris*, temps d'occupation, fetch, etc.);
5. Relever les lacunes et les principales incertitudes sur le plan des connaissances qui pourraient être prises en compte pour améliorer davantage la conception du relevé.

Le présent document de recherche se compose de huit sections principales. Après la section 1 (Introduction), la section 2 (Les relevés pilotes) décrit comment le protocole de relevé a été élaboré, y compris les endroits où les relevés pilotes ont été effectués. On y trouve également les méthodes et les résultats de l'estimation de la densité des invertébrés, la variabilité de la densité et le degré de précision prévu des relevés pilotes. La section 3 (Utilisation des données des relevés pilotes pour permettre d'améliorer le protocole) décrit comment les données des

relevés pilotes ont été utilisées pour déterminer le littoral à cibler (par rapport aux valeurs de fetch) et examine quatre variables de stratification potentielles. La section 4 (Taille de l'échantillon et conception du relevé) résume la façon dont un processus statistique appelé « échantillonnage d'acceptation » a été utilisé pour formuler une recommandation concernant la taille de l'échantillon du relevé (nombre total de transects en plongée). La section 4 fournit également des exemples de conceptions de relevés aléatoires ainsi qu'une recommandation sur la conception de relevé aléatoire privilégiée pour le programme de surveillance à l'échelle de la côte. La section 5 décrit les incertitudes, la section 6 présente une analyse générale, la section 7 décrit les domaines des travaux futurs, tandis que les recommandations relatives aux avis scientifiques sont présentées à la section 8.

2. LES RELEVÉS PILOTES

2.1. ÉLABORATION DU PROTOCOLE

La réalisation de relevés en plongée pose des défis logistiques, dont bon nombre sont liés à des considérations relatives aux limites de temps et à la sécurité de la plongée sous-marine. Ces limites doivent être prises en considération au moment de concevoir un protocole de relevé en plongée afin que ce dernier soit sécuritaire, efficace dans le cadre de la collecte des données souhaitées et réalisable sur le plan logistique. De plus, le travail dans des régions éloignées de la côte de la Colombie-Britannique pose d'autres défis de logistique et de sécurité qui doivent également être pris en compte dans la conception du relevé.

À ce jour, la plupart des relevés en plongée effectués par le MPO ont utilisé des transects mis en place de manière fixe ou aléatoire et ont été effectués perpendiculairement au littoral² (MPO 2021b; Duprey et Stanton 2018; MPO 2018; Bureau 2017a; MPO 2016a; Duprey et Stanton 2015; MPO 2015; Duprey 2014; Duprey 2011; Waddell *et al.* 2010; Babuin *et al.* 2006; Hand et Dovey 2000; Bureau *et al.* 2000a, 2000b, 2000c, 2000d). Les lignes de transect (faites de sections de 25 m de ralingue plombée marquée par des attaches de câble tous les 5 m) étaient déployées depuis le bateau de plongée à l'emplacement du transect préalablement sélectionné avant la plongée. L'extrémité profonde d'un transect était marquée d'un flotteur. Une fois le transect déployé, les plongeurs se préparaient, puis pénétraient dans l'eau près du flotteur et descendaient jusqu'à l'extrémité profonde du transect pour réaliser le relevé depuis les eaux profondes jusqu'aux eaux peu profondes.

Le même concept général a été choisi pour les relevés en plongée multispécifiques. Le protocole de plongée initial s'est inspiré de l'expérience en matière de conception de relevés en plongée et des objectifs prévus du relevé en plongée de multiples espèces. Le protocole initial a été mis à l'essai près de Nanaimo entre juin et août 2016, de façon à pouvoir le peaufiner et le finaliser avant le premier relevé en septembre 2016.

Le protocole détaillé de relevé en plongée de multiples espèces et l'équipement requis sont présentés à l'annexe A. Les sections suivantes décrivent les facteurs pris en compte au moment de concevoir le protocole de relevé en plongée de multiples espèces.

2.1.1. Limites de profondeur du relevé

En raison des restrictions associées à la durée de la plongée et des considérations de sécurité, il faut choisir une profondeur maximale cible à l'extrémité profonde des transects. Les relevés en plongée de plusieurs invertébrés marins benthiques en Colombie-Britannique ont été réalisés à différentes limites de profondeur. Pour les relevés de la panope du Pacifique, les profondeurs cibles varient de 3 à 18 m par rapport au zéro des cartes (c.-à-d. qu'elles sont corrigées en fonction de la hauteur de la marée, Bureau *et al.* 2012) jusqu'à une profondeur

réelle maximale de 21,3 m (70 pi). Les relevés en plongée de l'oursin vert sont réalisés à des profondeurs cibles de 0 à 10 m par rapport au zéro des cartes (MPO 2015). Pour les relevés de l'ormeau aux sites repères, la limite inférieure est généralement d'environ -1 à 0 m par rapport au zéro des cartes. Les parcelles des relevés de l'ormeau aux sites repères ont une longueur de 7 m (MPO 2016b), de sorte que la profondeur théorique maximale serait de 7 m (par rapport au zéro des cartes) si un site était une paroi verticale. En ce qui concerne les relevés de l'holothurie du Pacifique, les limites de profondeur sont de 0 m (depuis la surface) à 15,2 m (50 pi) de profondeur réelle (Duprey et Stanton 2018), c.-à-d. pas par rapport au zéro des cartes, de sorte que la profondeur maximale relevée sur un transect (par rapport au zéro des cartes) dépend de la hauteur de la marée au moment où le transect fait l'objet du relevé. De même, les transects du relevé de cartographie de l'habitat ont été réalisés depuis la surface jusqu'à une profondeur réelle de 18 m (Davies *et al.* 2018), c.-à-d. pas par rapport au zéro des cartes. Les transects du relevé de l'oursin rouge géant sont réalisés depuis la surface (0 m) jusqu'à une profondeur réelle de 15 m (50 pi) (Lothead *et al.* 2019), c.-à-d. pas par rapport au zéro des cartes.

Pour les relevés fondés sur des profondeurs cibles qui ne sont pas liées au zéro des cartes, la gamme de profondeur faisant l'objet de relevés après correction en fonction de la hauteur de la marée varie entre les transects, de sorte qu'il est plus difficile d'établir des comparaisons entre ceux-ci. Pour mieux comparer les données entre les transects, il faut parfois tronquer les données de certains des quadrats plus profonds pour les transects ayant fait l'objet de relevés à des marées plus basses (parce que le relevé aurait eu lieu à une profondeur plus importante par rapport au zéro des cartes), ce qui peut entraîner des efforts de relevé inutiles.

La réalisation des relevés à la même gamme de profondeur entre les transects est souhaitable pour mieux comparer les données et maximiser leur utilisation. Étant donné que la hauteur de la marée varie au cours de la journée et d'un jour à l'autre, il est préférable de choisir les profondeurs de relevé maximales et minimales cibles par rapport au zéro des cartes afin que la même gamme de profondeur (corrigée en fonction de la hauteur de la marée) fasse l'objet de relevés dans tous les transects, quelle que soit la hauteur de la marée au moment du relevé.

Dans la réglementation du MPO en matière de plongée, les plongées peu profondes sont limitées à 18,3 m (60 pi) ou moins. Le choix d'une profondeur maximale cible menant à des profondeurs de relevé réelles d'au plus 18,3 m la plupart du temps était donc souhaitable. Dans certaines parties de la côte de la Colombie-Britannique, l'amplitude de la marée peut atteindre 7,6 m. Une profondeur maximale cible de 12,2 m (40 pi) sous le zéro des cartes pourrait donc se traduire par une profondeur de relevé réelle maximale de 19,8 m, quoique peu fréquente (c.-à-d. seulement lorsque la hauteur de la marée est supérieure à 6,1 m [20 pi], ce qui ne se produirait qu'à marée haute aux endroits et pendant les journées présentant les amplitudes de marée les plus élevées), et la profondeur réelle maximale serait inférieure à 18,3 m pour la plupart des plongées. La profondeur de relevé maximale cible de 12,2 m (40 pi) a donc été choisie par rapport au zéro des cartes pour le programme de relevé en plongée de multiples espèces. Ainsi, la profondeur réelle maximale cible (non corrigée en fonction de la marée) sera inférieure à 18,3 m pour la plupart des transects. La profondeur réelle maximale moyenne ayant fait l'objet de relevés sur les transects multispécifiques réalisés en plongée à ce jour (lorsque la profondeur cible était atteinte) était de 14,3 m (47 pi, n = 418), de sorte que la profondeur réelle maximale des transects multispécifiques réalisés en plongée est en moyenne semblable à la profondeur cible maximale des relevés de l'holothurie du Pacifique et de l'oursin rouge géant.

La profondeur à laquelle un transect se termine à l'extrémité peu profonde pourrait également dépendre de la hauteur de la marée. Étant donné que l'on peut parfois retrouver l'ormeau nordique dans la zone intertidale inférieure, il est souhaitable de procéder à un relevé partiel dans la zone intertidale. Cependant, il n'est pas nécessaire d'effectuer un relevé dans

l'ensemble de la zone intertidale, car les espèces d'intérêt n'y sont généralement pas présentes. La partie de la zone intertidale qui peut faire l'objet d'un relevé par des plongeurs dépendra de la hauteur de la marée. Par conséquent, il ne serait pas possible de réaliser des relevés dans l'ensemble de la zone intertidale dans tous les emplacements. Une profondeur cible de -2 m (-6 pi, c.-à-d. 2 m ou 6 pi au-dessus du zéro des cartes) a été choisie comme profondeur de relevé minimale cible afin que l'ormeau fasse l'objet d'un relevé dans la zone intertidale, tout en évitant de réaliser un relevé dans la zone intertidale supérieure. Il pourrait être impossible de réaliser un relevé à la profondeur cible peu profonde dans tous les emplacements selon les conditions météorologiques (voir le protocole de relevé à l'annexe A).

2.1.2. Taille du quadrat

Les relevés des oursins et de l'ormeau réalisés jusqu'à présent en Colombie-Britannique ont utilisé des quadrats d'une taille de 1 x 1 m (1 m²), et les plongeurs travaillaient ensemble dans chaque quadrat. Les relevés monospécifiques de la panope du Pacifique utilisent des quadrats en bande de 1 x 5 m, et ceux de l'holothurie du Pacifique, des quadrats en bande de 2 x 5 m. Pour les relevés de la panope du Pacifique et de l'holothurie du Pacifique, les deux plongeurs effectuent chacun de manière indépendante le relevé de chaque côté de la ligne de transect, de sorte que la largeur totale du transect pour ces deux relevés est de 2 m et de 4 m, respectivement. L'utilisation d'un quadrat de taille supérieure à 1 m² pour le relevé multispécifique ne serait pas pratique ni logistiquement réalisable. Par conséquent, la taille de 1 m² a été choisie pour les quadrats du relevé multispécifique en plongée afin d'assurer la cohérence avec les relevés antérieurs des oursins et de l'ormeau.

2.1.3. Intensité de l'échantillonnage sur les transects

Les emplacements des sites de relevé ont été choisis de manière aléatoire, et les transects ont couvert tous les types d'habitats disponibles dans la zone de relevé. Étant donné que c'est la profondeur par rapport au zéro des cartes qui détermine où commence et se termine un transect, la longueur du transect varie entre les sites et est dictée par la pente du substrat sur place.

Skibo *et al.* (2008) ont comparé les conceptions et l'intensité de l'échantillonnage pour les relevés en plongée de l'oursin rouge géant et ont démontré que la variation de l'échantillonnage dans un transect était faible comparativement à la variation entre les transects après que 20 à 30 quadrats ont été échantillonnés sur un transect. Ils ont conclu que, pour l'oursin rouge géant, une fois qu'un nombre modéré de quadrats a été échantillonné, les plus grands gains en ce qui concerne la précision des estimations de densité seront réalisés en augmentant le nombre de transects plutôt que le nombre de quadrats échantillonnés par transect.

Campbell *et al.* (1998) ont effectué des analyses pour optimiser le plan d'échantillonnage à deux étapes pour les relevés de la panope du Pacifique. Un certain nombre d'emplacements de transects sont d'abord choisis aléatoirement, puis un certain nombre de quadrats (le long d'un transect) font l'objet de relevés. La conception optimale de l'échantillonnage pour une procédure d'échantillonnage à deux étapes dépend de l'affectation des ressources disponibles entre chaque étape et de la variabilité à chaque étape (Campbell *et al.* 1998). Pour les transects de la panope du Pacifique, il était préférable de réaliser les relevés sur un plus grand nombre de transects comptant moins de quadrats par transect que de le faire dans chaque quadrat le long d'un transect et sur un moins grand nombre de transects. Il a donc été recommandé d'utiliser un plan d'échantillonnage à deux étapes dans le cadre duquel les principales unités d'échantillonnage (transects) sont choisies de manière aléatoire et des échantillons sont prélevés dans des quadrats placés systématiquement le long d'un transect. L'intervalle d'échantillonnage entre les quadrats dépend de la longueur du transect (4^e type de relevé dans

Campbell *et al.* 1998). Il s'agit de la conception actuellement utilisée pour réaliser les relevés de la panope du Pacifique. Une conception de relevé similaire a été utilisée dans le cadre des relevés en plongée de cartographie de l'habitat près des côtes du MPO (Davies *et al.* 2018).

Dans le cas des relevés des oursins effectués jusqu'en 2010 en Colombie-Britannique, certains échantillons (densité, substrat, profondeur, algues dans des quadrats de 1 m²) étaient généralement prélevés au moins tous les deux mètres (c.-à-d. un quadrat sur deux) le long d'un transect, et l'échantillonnage des mesures de la taille était moins fréquent, selon la densité d'oursins et les longueurs des transects (p. ex., Waddell et Perry 2012). En vertu de ce protocole, les données devaient être consignées pour un quadrat sur deux le long d'un transect, ce qui, dans le cas des longs transects, représentait un grand nombre de quadrats. Ce protocole faisait en sorte que le relevé était long à réaliser et limitait le nombre de transects pouvant faire l'objet du relevé, réduisant ainsi le degré de précision des estimations de la densité du relevé. De plus, certaines données préliminaires étaient nécessaires pour déterminer la fréquence d'échantillonnage des mesures de la taille. En 2011, le protocole de relevé de l'oursin vert a été modifié afin d'utiliser un plan systématique de saut des quadrats en fonction de la longueur du transect (MPO 2015). Les analyses ont démontré que des estimations de densité semblables ont été obtenues à partir des ensembles de données sous-échantillonnés et des ensembles complets de données, et le protocole de relevé modifié a permis d'accroître l'efficacité (MPO 2015).

D'après les recherches de Skibo *et al.* (2008), de Campbell *et al.* (1998) et du MPO (2014) examinées ci-dessus, on a choisi, pour les relevés en plongée de multiples espèces, un plan d'échantillonnage à deux étapes dans le cadre duquel les emplacements des transects sont d'abord sélectionnés de manière aléatoire, puis des échantillons sont prélevés dans les quadrats situés à des intervalles systématiques le long des transects.

Environ deux minutes par quadrat devaient suffire pour effectuer un relevé. L'adoption d'un plan d'échantillonnage qui cible un maximum de 25 quadrats sur la plupart des transects permettrait d'effectuer des plongées d'une durée maximale de 50 minutes, ce qui est réalisable sur le plan logistique et qui devrait permettre de réaliser le relevé d'un transect en utilisant une seule bouteille d'air comprimé dans la plupart des cas. L'intervalle entre les quadrats a été limité à l'échantillonnage d'un quadrat sur cinq, ce qui correspond à un arrêt à chaque attache de câble le long de la ligne de transect. Par conséquent, le plan d'échantillonnage varie en fonction de la longueur du transect. Par exemple, lorsque la longueur du transect est de 0 à 25 m, chaque quadrat est échantillonné; lorsque la longueur du transect est comprise entre 25 et 50 m, un quadrat sur deux est échantillonné; lorsque la longueur du transect est de 50 à 75 m, un quadrat sur trois est échantillonné, et ainsi de suite (Tableau 2).

Tableau 2. Plan d'échantillonnage, plan des intervalles entre les quadrats, nombre minimum et maximum de quadrats échantillonnés en fonction de la longueur du transect (m) et nombre de sections de la ralingue plombée.

Longueur du transect (m)	Nombre de sections de la ralingue plombée	Plan d'échantillonnage	Plan des intervalles entre les quadrats	Nombre min. de quadrats	Nombre max. de quadrats
0 à 25 m	1	Tous les quadrats	Aucun saut	14,0*	25
25 à 50 m	2	Un quadrat sur deux	Sauter un quadrat	12,5	25
50 à 75 m	3	Un quadrat sur trois	Sauter deux quadrats	16,7	25
75 à 100 m	4	Un quadrat sur quatre	Sauter trois quadrats	18,8	25
100 à 125 m	5	Un quadrat sur cinq	Sauter quatre quadrats	20,0	25

* : Pour une gamme de profondeur cible de -2 m à 12 m, longueur de transect minimale pour une paroi verticale.

** : Échantillon à chaque attache de câble.

La répartition de la fréquence de la longueur du transect à partir des relevés de cartographie de l'habitat près des côtes effectués entre 2013 et 2015, les relevés de l'oursin rouge géant réalisés entre 1994 et 2015 et les relevés de l'holothurie du Pacifique effectués entre 1997 et 2015 ont servi à déterminer le choix de la longueur maximale du transect. On a choisi ces types de relevés parce qu'ils utilisent la même méthode de détermination des emplacements des transects que celle du relevé en plongée de multiples espèces, c'est-à-dire de manière aléatoire le long du littoral.

Les transects de cartographie de l'habitat près des côtes (Davies *et al.* 2018) ont été effectués jusqu'à une profondeur de 18,3 m (60 pi) observée par les marégraphes. La longueur moyenne des 800 transects placés de manière aléatoire dans le cadre du projet de cartographie de l'habitat près des côtes entre 2013 et 2015 était de 88 m avec une médiane de 65 m. La majorité des transects (82 %) présentaient une longueur inférieure à 125 m (Tableau 3, Figure 1). Plus de la moitié (52 %) des transects étaient d'une longueur variant entre 25 et 75 m.

Tableau 3. Nombre et répartition de la fréquence des longueurs de transect des relevés en plongée pour 800 transects de relevé de cartographie de l'habitat près des côtes (2013 à 2015); 2 576 transects de relevé de l'oursin rouge géant (1994 à 2015) et 10 880 transects de relevé de l'holothurie (1997 à 2015). Les colonnes « moyenne » présentent des valeurs moyennes entre les types de relevés (non pondérées). « Cum. » fait référence à la fréquence cumulée.

Longueur des transects (m)	Cartographie de l'habitat			Oursin rouge géant			Holothurie			Moyenne	
	Nbre de Trans	Fréquence (%) Inter- valle	Cum.	Nbre de Trans	Fréquence (%) Interva lle	Cum.	Nbre de Trans	Fréquence (%) Inter- valle	Cum.	Fréquence (%) Inter- valle	Cum.
0 à 25	62	7,8	7,8	446	17,3	17,3	2 525	23,2	23,2	16,1	16,1
26 à 50	261	32,6	40,4	692	26,9	44,2	4 421	40,6	63,8	33,4	49,5
51 à 75	155	19,4	59,8	453	17,6	61,8	1 733	15,9	79,8	17,6	67,1
76 à 100	91	11,4	71,1	283	11,0	72,7	913	8,4	88,2	10,3	77,3
101 à 125	76	9,5	80,6	243	9,4	82,2	420	3,9	92,0	7,6	84,9
126 à 150	40	5,0	85,6	120	4,7	86,8	283	2,6	94,6	4,1	89,0

Longueur des transects (m)	Cartographie de l'habitat			Oursin rouge géant			Holothurie			Moyenne	
	Nbre de Trans	Fréquence (%)		Nbre de Trans	Fréquence (%)		Nbre de Trans	Fréquence (%)		Fréquence (%)	
		Inter- valle	Cum.		Interva lle	Cum.		Inter- valle	Cum.	Inter- valle	Cum.
151 à 200	49	6,1	91,8	154	6,0	92,8	271	2,5	97,1	4,9	93,9
201 à 250	28	3,5	95,3	86	3,3	96,2	208	1,9	99,0	2,9	96,8
Plus de 250	38	4,8	100,0	99	3,8	100,0	106	1,0	100,0	3,2	100,0
Totaux	800	–	–	2 576	–	–	10 880	–	–	–	–

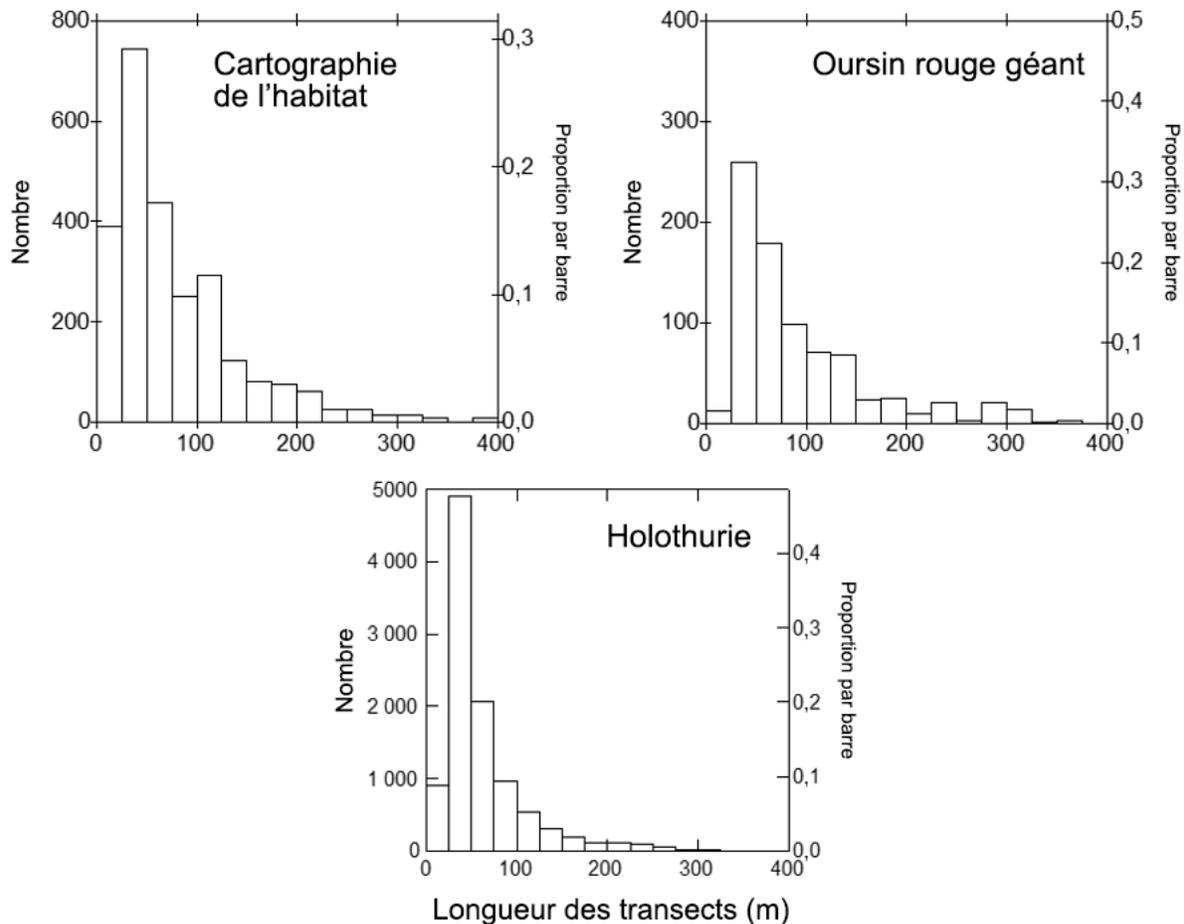


Figure 1. Répartition de la fréquence des longueurs de transect de relevé pour les transects de relevé de cartographie de l'habitat (2013 à 2015); transects de relevé de l'oursin rouge géant (1994 à 2015) et transects de relevé de l'holothurie du Pacifique (1997 à 2015). Les intervalles ont une largeur de 25 m.

Pour les relevés de l'oursin rouge géant (Bureau *et al.* 2000a, 2000b, 2000c, 2000d) effectués sur la côte de la Colombie-Britannique entre 1994 et 2015, les longueurs moyenne et médiane des transects étaient respectivement de 84 m et 59 m, $n = 2\ 576$. Pour les relevés de l'oursin rouge géant, les longueurs de transect étaient inférieures à 125 m dans 82 % des cas (Figure 1, Tableau 3).

Les transects de relevé de l'holothurie du Pacifique² (Duprey et Stanton 2018; Duprey et Stanton 2015; Duprey 2014; Duprey 2011) étaient en moyenne les plus courts (59 m,

médiane = 40 m, n = 10 880; Figure 1, Tableau 3) parmi les types de relevés étudiés. Pour les relevés de l'holothurie du Pacifique, les longueurs de transect étaient inférieures à 125 m dans 92 % des cas. On s'attendait à ce que les longueurs de transects utilisées dans le cadre des relevés de l'holothurie du Pacifique soient courtes, car bon nombre de ces relevés ont eu lieu dans des passages et des chenaux abrupts.

Dans l'ensemble, dans tous les types de relevés, 85 % des transects ayant fait l'objet d'un relevé présentaient une longueur maximale de 125 m. La longueur de transect maximale dans le cadre du relevé en plongée de multiples espèces a été limitée à 125 m, que la profondeur maximale cible ait été atteinte ou non, selon les relevés en plongée antérieurs et pour des motifs logistiques relatifs à la plongée, c'est-à-dire pour être en mesure d'effectuer le relevé d'un transect avec une seule bouteille d'air comprimé. Étant donné que les transects sont mis en place depuis le bateau à partir des eaux peu profondes jusqu'aux eaux profondes, les transects dont la longueur est limitée à 125 m commencent à la profondeur cible peu profonde jusqu'à ce que la limite de 125 m de longueur soit atteinte.

2.2. EMBLEMES DES RELEVÉS (2016 À 2021)

Des relevés pilotes de multiples espèces d'invertébrés benthiques ont été réalisés selon le protocole de relevé (annexe A) au nord-est et au sud-est de l'île de Vancouver, sur la côte nord de la partie continentale, au sud-est de Haida Gwaii et sur la côte ouest de l'île de Vancouver de 2016 à 2021 (Figure 2). Les relevés ont été effectués en septembre de chaque année. Les identifiants de voyage (codes numériques utilisés pour identifier chacun des relevés dans la base de données), l'année, les emplacements du relevé, les sous-emplacements, le nombre de transects et le nombre de quadrats sont présentés au Tableau 4.

En 2016, le premier relevé de multiples espèces a été réalisé dans les eaux intérieures entre le nord de l'île de Vancouver et la partie continentale de la Colombie-Britannique, dans le secteur d'exploitation des pêcheries du Pacifique 12 (sous-secteurs 12-8, 12-10, 12-11, 12-13, 12-16 et 12-41). Au total, 131 transects ont été effectués cette année-là; 36 dans l'archipel Deserters Group, 45 à l'île Gordon, 44 au passage Wells et 6 sur la côte nord de l'île Malcolm (Figure 2). Ces secteurs ont été choisis en superposant et en inspectant visuellement les empreintes de la pêche commerciale de l'oursin rouge géant, de l'oursin vert, de l'holothurie du Pacifique et de la panope du Pacifique entre 2004 et 2014. Les secteurs ont été choisis en fonction du chevauchement entre les pêcheries pour s'assurer de rencontrer les espèces d'intérêt dans le cadre du relevé et de représenter une gamme de types d'habitats. L'île Gordon et l'archipel Deserters Group représentent des habitats insulaires, le passage Wells, un habitat de type passage et le nord de l'île Malcolm, un habitat de baie sablonneuse.

En 2017, on a effectué un relevé en plongée de multiples espèces dans les eaux intérieures entre le sud de l'île de Vancouver et la partie continentale de la Colombie-Britannique et l'État de Washington dans les secteurs d'exploitation des pêcheries du Pacifique 18 (sous-secteurs 18-2, 18-3, 18-4, 18-5 et 18-6) et 20 (sous-secteurs 20-5 et 20-6) (Figure 2). On a effectué 41 transects dans les îles Gulf et 17 transects près de Beecher Bay. On a choisi les sous-secteurs d'intérêt des secteurs d'exploitation des pêcheries du Pacifique en inspectant visuellement les empreintes de la pêche et en sélectionnant des secteurs qui se chevauchent entre les pêches. De plus, le secteur situé près de Beecher Bay a été choisi parce qu'un relevé monospécifique de l'oursin vert a également été réalisé en même temps dans ce secteur.

En 2018, le relevé a de nouveau été effectué dans les eaux intérieures entre le nord de l'île de Vancouver et la partie continentale de la Colombie-Britannique dans le secteur d'exploitation des pêcheries du Pacifique 12 (sous-secteur 12-13) (Figure 2), plus précisément à l'archipel Deserters Group et à l'île Gordon, qui ont fait l'objet d'un relevé en 2016. En 2018, 34 transects

ont fait l'objet d'un relevé à l'archipel Deserters Group : 19 transects ont été choisis de manière aléatoire parmi les 36 transects ayant auparavant fait l'objet d'un relevé en 2016, et 15 nouveaux transects ont été aléatoirement mis en place. Cinquante-quatre transects ont fait l'objet d'un relevé autour de l'île Gordon : 28 transects ont été choisis de manière aléatoire parmi les 45 transects ayant auparavant fait l'objet d'un relevé en 2016, et 26 nouveaux transects ont été aléatoirement mis en place. Cette méthode a été adoptée pour quantifier la variabilité interannuelle et appuyer la formulation des recommandations sur la conception du relevé (c.-à-d. pour savoir si on doit reprendre les emplacements des transects, trouver de nouveaux emplacements de manière aléatoire ou combiner ces deux méthodes; voir l'annexe 3.3).

En 2019, le relevé a été réalisé sur la côte nord de la partie continentale de la Colombie-Britannique. Au total, 86 transects ont été effectués : 9 dans le secteur d'exploitation des pêcheries du Pacifique 3 (sous-secteurs 3-1, 3-2, 3-4 et 3-5), 61 dans le secteur d'exploitation des pêcheries du Pacifique 4 (sous-secteurs 4-1, 4-2, 4-4, 4-5, 4-7, 4-8, 4-9 et 4-10) et 16 dans le secteur d'exploitation des pêcheries du Pacifique 5 (sous-secteur 5-10) (Figure 2). En plus de tenir compte du chevauchement de l'empreinte de la pêche comme pour les années précédentes, on a également repéré des secteurs d'intérêt en collaboration avec les nations Gitxaala, Kitsumkalum, Lax Kw'alaams et Metlakatla.

En 2020, le relevé a eu lieu au sud-est de Haida Gwaii, dans le secteur d'exploitation des pêcheries du Pacifique 2 (sous-secteurs 2-8, 2-9, 2-11, 2-12, 2-13, 2-14, 2-15, 2-16, 2-17, 2-18 et 2-19) (Figure 2). Soixante et onze transects ont été réalisés. Le Secteur des sciences du MPO a collaboré avec Parcs Canada et le conseil de gestion de l'archipel de la nation figure dans le cadre de la planification du relevé. La [Réserve de parc national, la réserve d'aire marine nationale de conservation et le site du patrimoine haïda Gwaii Haanas](#) ont été choisis comme secteur d'intérêt parce que de nouvelles fermetures de pêche ont été mises en œuvre dans les « zones d'accès limité » et les « zones de protection intégrale » du parc en 2018 ([Plan directeur de Gwaii Haanas Gina 'Waadluxan KilGuhlGa Terre, mer et gens 2018](#)) (Figure 2), ce qui fait de 2019 l'année idéale pour la collecte de données de base. Le nombre de transects alloués aux « zones de protection intégrales » (où la pêche commerciale est interdite) de Gwaii Haanas et aux « zones à utilisation multiple » (où la pêche commerciale est permise dans une certaine mesure) était approximativement proportionnel à la longueur du littoral dans chaque type de zone (à noter que les « zones d'accès limité » ont été exclues). On a réalisé 21 transects dans les « zones de protection intégrale » et 50 dans les « zones à utilisation multiple ». Parmi les 50 transects situés dans les « zones à utilisation multiple », 10 ont été mis en place de manière aléatoire par rapport aux 42 transects qui avaient précédemment fait l'objet d'un relevé à l'aide du protocole de relevé de l'oursin rouge géant en 2010 et en 2014.

En 2021, un total de 68 transects ont été effectués dans les secteurs d'exploitation des pêcheries du Pacifique 23 (sous-secteurs 23-4, 23-5, 23-7, 23-8, 23-9 et 23-10), 24 (sous-secteurs 24-2, 24-4, 24-6 et 24-8), 25 (sous-secteurs 25-4, 25-6, 25-12, 25-13 et 25-15), 26 (sous-secteurs 26-2, 26-4, 26-5 et 26-6) et 27 (sous-secteurs 27-3 et 27-7) sur la côte ouest de l'île de Vancouver (Figure 2). Le MPO a tenu compte du chevauchement des empreintes de la pêche dans certains sous-secteurs d'exploitation des pêcheries du Pacifique afin de déterminer une première série d'emplacements de transects qui a été transmise à la Première Nation des Ahousaht, à la Première Nation Ehattsaht/Chinehkint, à la Première Nation de Hesquiaht, à la Première Nation Hupacasath, aux Premières Nations Huu-ay-aht, aux Premières Nations des Ka:'yu:'k't'h'/Che:k:tles7et'h' (Kyuquot), à la Première Nation de Mowachaht/Muchalaht, à la Première Nation de Nuchatlaht, au Conseil tribal de Nuuchah-nulth, aux Premières Nations maa-nulthes, à la Première Nation de Quatsino, aux Premières Nations des Tla-o-qui-aht, à la Première Nation Toquaht, à la Première Nation Tseshaht et à la Première Nation d'Ucluelet, en

plus d'une invitation à formuler des commentaires sur les emplacements des transects. Tous les commentaires reçus ont été pris en compte au moment de la sélection finale des transects prévus.

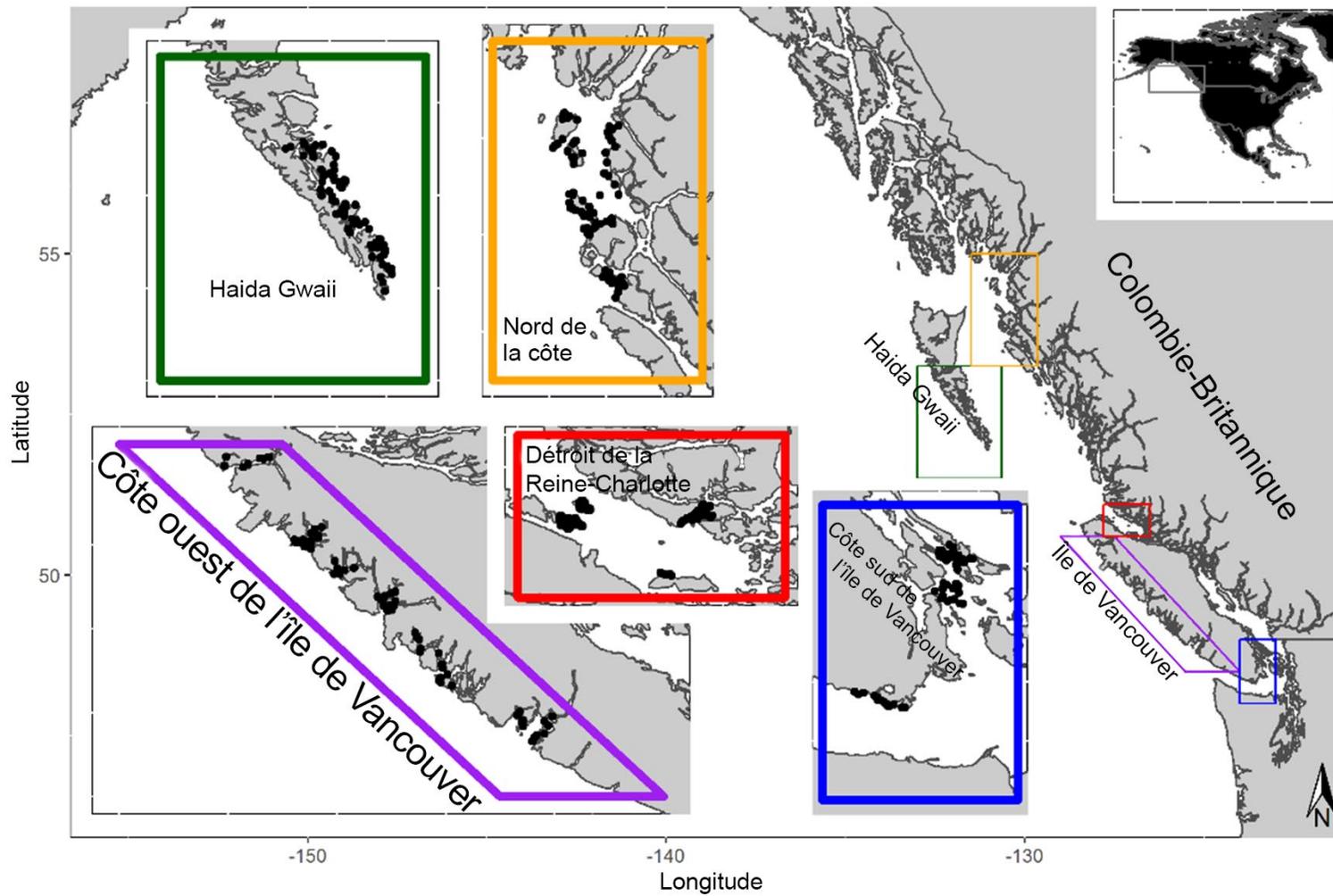


Figure 2. Carte des régions faisant l'objet d'un relevé et des emplacements des transects.

Tableau 4. Identifiants de voyage (codes numériques utilisés pour identifier chacun des relevés dans la base de données), année, emplacement du relevé, sous-emplacements du relevé, nombre total de quadrats et nombre total de transects.

Identifiant de voyage	Année	Emplacement du relevé	Sous-emplacements	Nbre de transects	Nbre de quadrats
1	2016	Nord-est de l'île de Vancouver (détroit de la Reine-Charlotte)	Archipel Deserters Group, île Gordon, île Malcolm, passage Wells	131	2 731
2	2017	Sud-est de l'île de Vancouver	Beecher Bay, îles Gulf	58	1 290
3	2018	Nord-est de l'île de Vancouver (détroit de la Reine-Charlotte)	Archipel Deserters Group, île Gordon	88	1 852
4	2019	Côte nord de la partie continentale	Kitkatla, Prince Rupert	80	1 806
5	2020	Haida Gwaii	Gwaii Haanas	70	1 541
6	2021	Côte ouest de l'île de Vancouver	Barkley, Clayoquot, Nootka, Kyoquot et baie Quatsino	68	1404
Total :				495	10 624

2.2.1. Emplacements des transects (2016 à 2021)

Avant chaque relevé, des emplacements de transects ont été déterminés de façon aléatoire le long du littoral pour les secteurs d'intérêt du relevé à l'aide du fichier de forme CHS_Pacific_High_Water_Coastline_Albers dans le logiciel ArcGIS. On a estimé le nombre total de transects qui pouvaient être effectués dans un relevé en multipliant le nombre de jours de plongée par 5 transects par esquif de plongée par jour et par le nombre d'esquifs de plongée (un ou deux) plus 20. Les 20 transects supplémentaires devaient tenir compte des transects qui seraient choisis aléatoirement dans les emplacements où la plongée n'est pas réalisable sur le plan logistique, p. ex., des secteurs intertidaux ou des emplacements considérés comme inexploitable en raison de courants élevés ou d'obstacles physiques, comme des allingues et des quais.

Des secteurs ont été sélectionnés pour chaque relevé (section 2.2) et un masque du secteur faisant l'objet du relevé a été créé dans le logiciel ArcGIS. Le littoral du secteur d'intérêt (à l'intérieur du masque) a été découpé et supprimé et des points aléatoires ont ensuite été attribués le long de ce littoral dans le logiciel ArcGIS. Les emplacements des transects choisis aléatoirement ont ensuite été examinés et les transects situés dans des secteurs non navigables (p. ex., zone intertidale, rivières, lagunes à marées) ont été éliminés.

Le fetch s'entend de la distance parcourue par le vent ou les vagues en eaux libres et peut être utilisé pour estimer l'exposition d'un site à l'action des vagues. Dans les secteurs de fetch élevé, de grosses vagues peuvent régulièrement se former, de sorte qu'il devient trop dangereux d'effectuer des relevés en plongée. Dans les secteurs de fetch faible près des côtes, des sédiments boueux ou silteux mous peuvent s'accumuler et l'eau peut être relativement stagnante. De plus, il arrive souvent qu'aucune espèce d'intérêt ne se trouve dans les endroits bien à l'abri.

Les valeurs de fetch, qui ont été estimées à des intervalles de 50 m le long du littoral de la Colombie-Britannique, sont accessibles dans la base de données géospatiales Fetch_all_BC à partir du portail de données ouvertes ([Fetch All BC Geodatabase](#)). On a estimé le fetch total comme étant la somme de la distance entre un point et la terre la plus proche pour chacun des 72 relèvements au compas (tous les 5 degrés) jusqu'à une distance maximale de 200 km dans chaque direction.

À partir de 2020, le fichier de forme du littoral à marée haute a été masqué pour les régions dont le fetch est supérieur à 20 000 m pour éliminer les secteurs à faible exposition, puisque les

données préliminaires des relevés effectués entre 2016 et 2019 ont laissé entendre que la probabilité de rencontrer les espèces d'intérêt était faible dans ces secteurs. Cela devait accroître l'efficacité des relevés en éliminant les secteurs présentant un habitat inapproprié. Une zone tampon de 26 m a été établie autour des points de fetch (à mi-chemin du point de fetch suivant + 1 m) pour s'assurer que les zones tampons adjacentes étaient reliées et supprimées ensemble dans le fichier de forme de l'ensemble du littoral. Les sections du littoral dont le fetch était inférieur à 20 000 m ont été découpées. Ensuite, des transects ont été affectés de manière aléatoire aux autres secteurs d'intérêt comme points aléatoires le long du littoral à l'aide du logiciel ArcGIS.

2.3. DENSITÉS DES INVERTÉBRÉS

2.3.1. Estimation de la densité des invertébrés – Méthodes

Le nombre d'individus pour chaque espèce d'invertébré a été compté pour chaque quadrat ayant fait l'objet de relevés dans un transect et la densité du transect i a été estimée comme suit :

$$\hat{D}_i = \frac{\sum_{\text{quadrats}} C_{ij}}{n}$$

où C_{ij} représente le nombre d'individus dans le quadrat j (ajusté en fonction des catégories de taille dans certains cas) du transect i et n , qui représente le nombre de quadrats ayant fait l'objet de relevés pour un transect, est égal à la zone ayant fait l'objet de relevés pour chaque transect, étant donné que les quadrats sont de 1 m².

Le transect est considéré comme une unité d'échantillonnage puisque les quadrats le long d'un transect ne sont pas nécessairement indépendants les uns des autres.

Il existe deux façons courantes de calculer la densité globale. La première est une simple moyenne des densités de chaque transect, ce qui donne la même pondération à tous les transects. La seconde est un estimateur de ratio, qui accorde une pondération supérieure aux transects les plus longs (voir Thompson *et al.* 1992 concernant l'estimateur et les erreurs types estimées). Si les transects sont tous de la même longueur, les estimateurs sont alors identiques.

Nous avons utilisé la moyenne simple des densités de chaque transect lors de la création des plans d'échantillonnage en raison de la simplification considérable des calculs. Les résultats seront similaires si l'on utilise l'estimateur de ratio, car la variation entre les transects est importante et que la variation des longueurs de transects est relativement faible. Pour obtenir des estimations plus précises de la densité, il convient d'utiliser l'estimateur de ratio, comme c'est actuellement le cas dans les analyses des relevés en plongée à partir des relevés monospécifiques du MPO (Hajas *et al.* 2023; Lohead *et al.* 2015; Bureau *et al.* 2012; Hand *et al.* 2008).

Dans le présent document, nous utilisons le terme « densité globale » au lieu de « densité moyenne » pour les raisons suivantes. Premièrement, la densité est déjà une moyenne (nombre d'individus par secteur). Deuxièmement, dans certains cas, la densité est calculée pour chaque quadrat et aux niveaux du transect, du site et de la population. La densité au niveau du transect est le ratio du nombre total d'individus par rapport à la zone totale mesurée. La densité au niveau du site n'est pas une simple moyenne des densités des transects, par exemple si un estimateur de ratio est utilisé pour pondérer la longueur des transects. La densité au niveau de la population pourrait également être une moyenne pondérée des densités du site par secteur, etc.

2.3.2. Densités en fonction de la taille, de l'habitat et du secteur – Méthodes

Quatre espèces d'invertébrés (holothurie du Pacifique, oursin vert, oursin rouge géant et panope du Pacifique) ayant fait l'objet de relevés ont des points de référence existants (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). L'holothurie du Pacifique et l'oursin rouge géant ont des points de référence sur toute la côte et l'état de leurs stocks devra être évalué à l'aide du programme de relevé de multiples espèces d'invertébrés benthiques. Il convient de noter que les points de référence de l'oursin vert proviennent de sites repères de haute densité situés sur la côte sud, où se pratique la pêche à l'oursin vert, et qu'ils pourraient ne pas être applicables à l'échelle de la côte. L'état des stocks de l'oursin vert est actuellement évalué à l'aide des données du site repère (c.-à-d. que l'état des stocks n'est pas évalué à l'échelle de la côte) (MPO 2016a, 2018, 2021c). De plus, en raison du moment du relevé multispécifique (généralement effectué en septembre), le relevé ne sera pas utilisé pour évaluer l'état des stocks de la panope du Pacifique (voir les détails à la section **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** : Incertitudes et à la section 6 : Analyse générale). Par conséquent, seules les densités d'holothurie du Pacifique et d'oursin rouge géant sont indiquées ci-dessous, comme exemple de la façon dont les données des relevés de multiples espèces d'invertébrés benthiques peuvent être utilisées pour évaluer l'état des stocks à l'échelle de la côte.

Les points de référence (PRL et PRS) de l'holothurie du Pacifique sont fondés sur sa densité et son habitat (Hajas *et al.* 2023). Les points de référence fondés sur la taille et l'habitat (PRL et PRS) ont été définis pour l'oursin rouge géant en fonction de la densité des individus matures dans son habitat (Lochead *et al.* 2019). Plus précisément,

Holothurie du Pacifique

PRL = 0,029 holothurie/m² (dans l'habitat de l'espèce)

PRS = 0,038 holothurie/m² (dans l'habitat de l'espèce)

Oursin rouge géant

PRL = 0,30 oursin rouge géant mature (diamètre du test [DT] ≥ 50 mm) par m² dans l'habitat de l'espèce.

PRS = 0,60 oursin rouge géant mature (DT ≥ 50 mm)/m² dans l'habitat de l'espèce

Tous les quadrats ont été inclus dans le calcul des estimations de densité de l'holothurie du Pacifique, car son habitat n'a pas été pris en compte dans le présent document (à noter que « dans l'habitat de l'espèce » a été ajouté aux points de référence pour l'holothurie du Pacifique après que la majeure partie de ce travail a été effectué; voir MPO 2022e). Seuls les quadrats définis comme habitat de l'oursin ont été inclus dans le calcul des estimations de densité de l'oursin rouge géant. Comme l'indiquent Lochead *et al.* (2019), le fait de n'inclure que l'habitat de l'oursin rouge géant rend les estimations de densité de l'oursin rouge géant mature comparables à celles d'autres études où l'habitat de l'espèce est ciblé. Nous avons mis en œuvre l'ensemble de règles décrites dans Lochead *et al.* (2019) pour définir l'habitat de l'oursin à partir des données sur le substrat, puis nous avons supprimé les quadrats d'habitat sans oursin dans les transects ayant fait l'objet de relevés à partir des calculs de densité de l'oursin rouge géant uniquement. L'habitat de l'oursin a été défini comme un substrat de gravier ou de cailloux plus gros, où la boue n'est pas le substrat dominant. Ce sont des substrats auxquels les oursins peuvent s'accrocher avec leurs pieds ambulacraires. Plus précisément, il s'agit de toute présence de roche-mère lisse, de roche-mère avec crevasses, de rochers, de galets, de graviers, de coquilles, de coquilles écrasées ou de coquilles entières dans les catégories de

substrat primaire ou secondaire. Tout quadrat où le substrat primaire était de la boue, indépendamment des autres catégories de substrat, a été retiré.

Les densités d'oursin rouge géant ont été affinées par catégorie de taille. Le nombre d'individus par quadrat a été rajusté en fonction de la proportion supérieure à la taille à maturité sexuelle ($DT \geq 50$ mm). Si aucune donnée de fréquence de taille n'était disponible pour un quadrat, les données de fréquence de taille pour ce transect ont alors été utilisées.

La densité pour chaque déplacement-transect-espèce a été déterminée en fonction du ratio du nombre total (rajusté) d'animaux \geq taille minimale sur les quadrats ayant fait l'objet de relevés divisé par ce nombre de quadrats.

Pour en outre illustrer l'utilité des données sur les multiples espèces en vue d'effectuer le suivi de l'efficacité dans les zones de protection marine comme [la Réserve de parc national, la réserve d'aire marine nationale de conservation et le site du patrimoine haïda Gwaii Haanas](#), les densités d'invertébrés (nombre par m^2) ont également été estimées par zone (c.-à-d. zone à usages multiples où la pêche commerciale est autorisée et zone de protection intégrale où la pêche commerciale n'est pas autorisée).

2.3.3. Densité et taille sur chaque transect – Résultats

Les résultats concernant l'ormeau nordique ne sont pas présentés par transect, mais sont regroupés par région dans le présent document. La pêche illégale étant la menace la plus importante pour le rétablissement de l'ormeau nordique, les données géospatiales qui détaillent les emplacements de l'ormeau nordique sont considérées comme des renseignements sensibles qui ne peuvent pas être communiqués au grand public en vertu de l'article 124³ de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP).

La répartition de la densité pour toutes les espèces est faussée, la plupart des transects présentant de faibles densités (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Des transects ayant des densités de 5 par m^2 ou plus ont été observés uniquement pour l'oursin vert et l'oursin rouge géant.

Les densités de panope du Pacifique étaient généralement plus faibles au sud-est de l'île de Vancouver et sur la côte ouest de l'île de Vancouver que dans les autres régions (Figure 4); cependant, il convient d'être prudent dans l'interprétation de ces résultats, car le mois de septembre n'est pas une période optimale pour estimer l'abondance de la panope du Pacifique (voir la section 1). Les densités de panope du Pacifique, qui allaient de 0 à 4,35 par m^2 , étaient très variables sur de courtes distances le long du littoral (Figure 4). La densité globale était de 0,241 (ET = 0,072) par m^2 sur la côte nord de la Colombie-Britannique, mais sur l'ensemble des relevés, la densité médiane était de 0 par m^2 (Tableau 5).

La densité de l'holothurie du Pacifique était généralement moins variable (comme l'indique l'erreur type relative plus faible) que celle des autres espèces d'invertébrés ayant fait l'objet de relevés ici (Tableau 5). Leurs densités étaient relativement élevées, avec des moyennes allant de 0,084 (ET = 0,018) par m^2 sur la côte sud-est de Haida Gwaii à 0,283 (ET = 0,053) par m^2 sur la côte ouest de l'île de Vancouver (Tableau 5). La variabilité spatiale des densités de l'holothurie du Pacifique était généralement plus faible que celle des autres espèces et le nombre d'observations nulles était moins élevé (Figure 5).

³ Sur l'avis du COSEPAC, le ministre peut limiter la communication de tout renseignement devant être mis dans le registre public si ce renseignement concerne l'aire où se trouve une espèce sauvage ou son habitat et si la limitation de sa divulgation est à l'avantage de cette espèce.

Les densités d'ormeau nordique étaient les plus élevées sur la côte est de Haida Gwaii (moyenne de 1,267 (ET 0,179) par m²). Les densités d'ormeau nordique étaient les plus faibles au sud-est de l'île de Vancouver et sur la côte ouest de l'île de Vancouver (Tableau 5). La variabilité de la densité de l'ormeau nordique était relativement faible, avec des erreurs types relatives comprises entre 0,14 et 0,32.

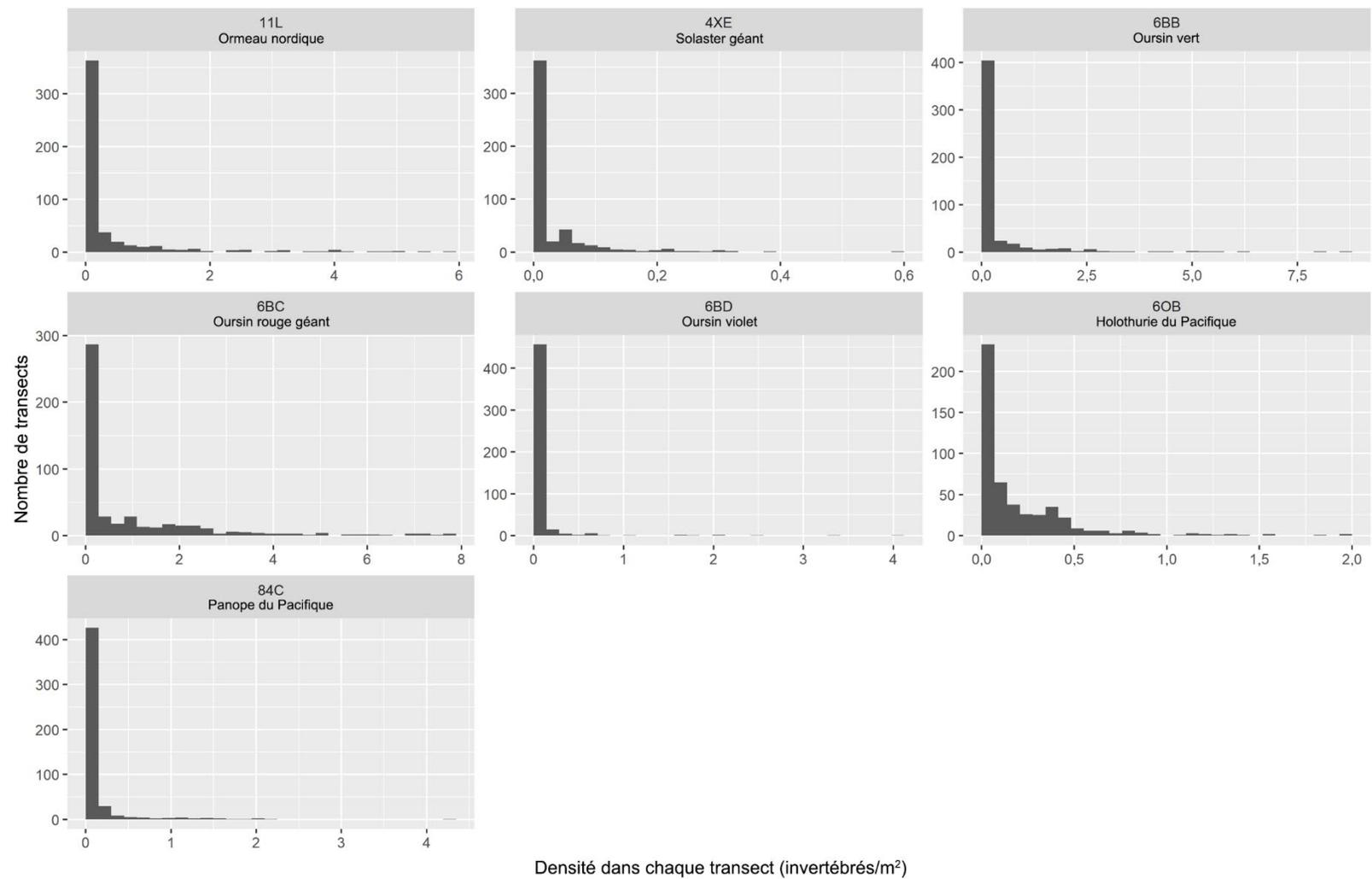


Figure 3. Répartition des densités de transect pour toutes les espèces.

La fourchette des densités moyennes d'oursin rouge géant était très étendue dans les différentes régions, les densités les plus faibles se trouvant dans certaines parties du nord-est, du sud-est et de la côte ouest de l'île de Vancouver (Figure 6). Les densités moyennes d'oursin rouge géant étaient plus élevées dans le nord, c.-à-d. sur la côte est de Haida Gwaii (moyenne = 3,188 [ET 0,367] par m²) et sur la côte nord (moyenne = 2,239 [ET 0,302] par m²), que dans le sud de la Colombie-Britannique (Tableau 5).

Les densités d'oursin vert étaient les plus élevées sur la côte nord (moyenne = 0,926 [ET 0,095] par m²) et dans le nord-est et le sud-est de l'île de Vancouver (moyenne = 1,219 [ET 0,145] par m²) (Figure 7). Les densités étaient les plus faibles sur la côte ouest de l'île de Vancouver (moyenne = 0,008 [ET 0,003] par m²) (Tableau 5).

Les densités les plus élevées d'oursin violet ont été observées dans le sud-est de Haida Gwaii (moyenne = 0,177 [ET 0,066] par m²) et sur la côte ouest de l'île de Vancouver (moyenne = 0,173 [ET 0,070] par m²), et l'oursin violet était pratiquement absent de la côte nord et de certaines parties du nord-est et du sud-est de l'île de Vancouver (Figure 8). La densité de l'oursin violet sur la côte nord (moyenne = 0,001 [ET 0,001] par m²) était la plus faible de toutes les espèces d'invertébrés ayant fait l'objet de relevés (Tableau 5). Parmi les espèces d'invertébrés ayant fait l'objet de relevés, c'est l'oursin violet qui présentait la variabilité la plus élevée (erreur type relative comprise entre 0,32 et 1,0).

Comme prévu, en raison des répercussions du dépérissement des étoiles de mer, les solasters géants se sont faits rares (Figure 9). Les densités les plus élevées ont été observées sur la côte nord (moyenne = 0,024 [ET 0,006] par m²) et dans le nord-est et le sud-est de l'île de Vancouver (moyenne = 0,040 [ET 0,005] par m²) (Tableau 5).

La répartition par taille des espèces d'invertébrés mesurées (oursin rouge géant, oursin vert, oursin violet, ormeau nordique, solaster géant et holothurie du Pacifique) était similaire d'une région à l'autre au sein des espèces (voir l'annexe B pour les répartitions par taille détaillées). Le diamètre du test médian de l'oursin rouge géant était de 60 mm (plage = 2 à 229 mm). La taille médiane de l'oursin vert était de 48 mm (plage = 1 à 100 mm). La taille médiane de l'oursin violet était de 52,5 mm (plage = 12 à 152 mm). La taille médiane de l'ormeau nordique était de 55 mm (plage = 4 à 139 mm). Le solaster géant a été la plus grande espèce d'invertébré observée, avec un diamètre médian de 104 mm (plage = 13 à 885 mm). Le poids éviscéré médian de l'holothurie du Pacifique sur la côte est de Haida Gwaii était de 486,5 g (plage = 38 à 1 384 g) et de 204,5 g sur la côte ouest de l'île de Vancouver (plage = 18 à 460 g) (il s'agissait des deux seuls relevés qui ont recueilli des données sur le poids éviscéré; voir l'annexe A : Protocole de relevé en plongée de multiples espèces).

Tableau 5. Moyenne, médiane, erreur type (ET), plage et erreur type relative des densités d'invertébrés (nombre par m²) par emplacement de relevé.

Espèce	Emplacement	Transects	Moyenne	Médiane	ET	Plage	ETR
Panope du Pacifique	SE de Haida Gwaii	70	0,105	0	0,037	0, 2,00	0,35
	NE et SE de l'île de Vancouver	277	0,081	0	0,016	0, 1,96	0,20
	Côte nord de la Colombie-Britannique	80	0,239	0	0,072	0, 4,35	0,30
	Côte ouest de l'île de Vancouver	68	0,025	0	0,011	0, 0,61	0,44
Holothurie du Pacifique	SE de Haida Gwaii	70	0,084	0,040	0,018	0, 0,91	0,21
	NE et SE de l'île de Vancouver	277	0,194	0,105	0,015	0, 1,44	0,08
	Côte nord de la Colombie-Britannique	80	0,246	0,082	0,043	0, 2,00	0,17
	Côte ouest de l'île de Vancouver	68	0,283	0,069	0,053	0, 1,94	0,19
Oursin vert	SE de Haida Gwaii	70	0,398	0,122	0,068	0, 3,04	0,17
	NE et SE de l'île de Vancouver	277	1,219	0,167	0,145	0, 17,84	0,12
	Côte nord de la Colombie-Britannique	80	0,926	0,095	0,224	0, 13,43	0,24
	Côte ouest de l'île de Vancouver	68	0,008	0	0,003	0, 0,10	0,38
Ormeau nordique	SE de Haida Gwaii	70	1,267	0,849	0,179	0, 5,95	0,14
	NE et SE de l'île de Vancouver	277	0,091	0	0,014	0, 1,76	0,15
	Côte nord de la Colombie-Britannique	80	0,718	0,085	0,134	0, 5,13	0,19
	Côte ouest de l'île de Vancouver	68	0,098	0	0,031	0, 1,50	0,32
Oursin violet	SE de Haida Gwaii	70	0,177	0	0,066	0, 4,12	0,37
	NE et SE de l'île de Vancouver	277	0,034	0	0,011	0, 2,11	0,32
	Côte nord de la Colombie-Britannique	80	0,001	0	0,001	0, 0,05	1,00
	Côte ouest de l'île de Vancouver	68	0,173	0	0,070	0, 3,33	0,40
Oursin rouge géant	SE de Haida Gwaii	70	3,188	2,092	0,367	0, 10,89	0,12
	NE et SE de l'île de Vancouver	277	0,748	0,087	0,084	0, 8,44	0,11
	Côte nord de la Colombie-Britannique	80	2,228	1,250	0,302	0, 12,08	0,14
	Côte ouest de l'île de Vancouver	68	0,385	0,047	0,092	0, 3,36	0,24
Solaster géant	SE de Haida Gwaii	70	0,001	0	0,001	0, 0,05	1,00
	NE et SE de l'île de Vancouver	277	0,04	0	0,005	0, 0,60	0,13
	Côte nord de la Colombie-Britannique	80	0,024	0	0,006	0, 0,32	0,25
	Côte ouest de l'île de Vancouver	68	0,009	0	0,003	0, 0,20	0,33

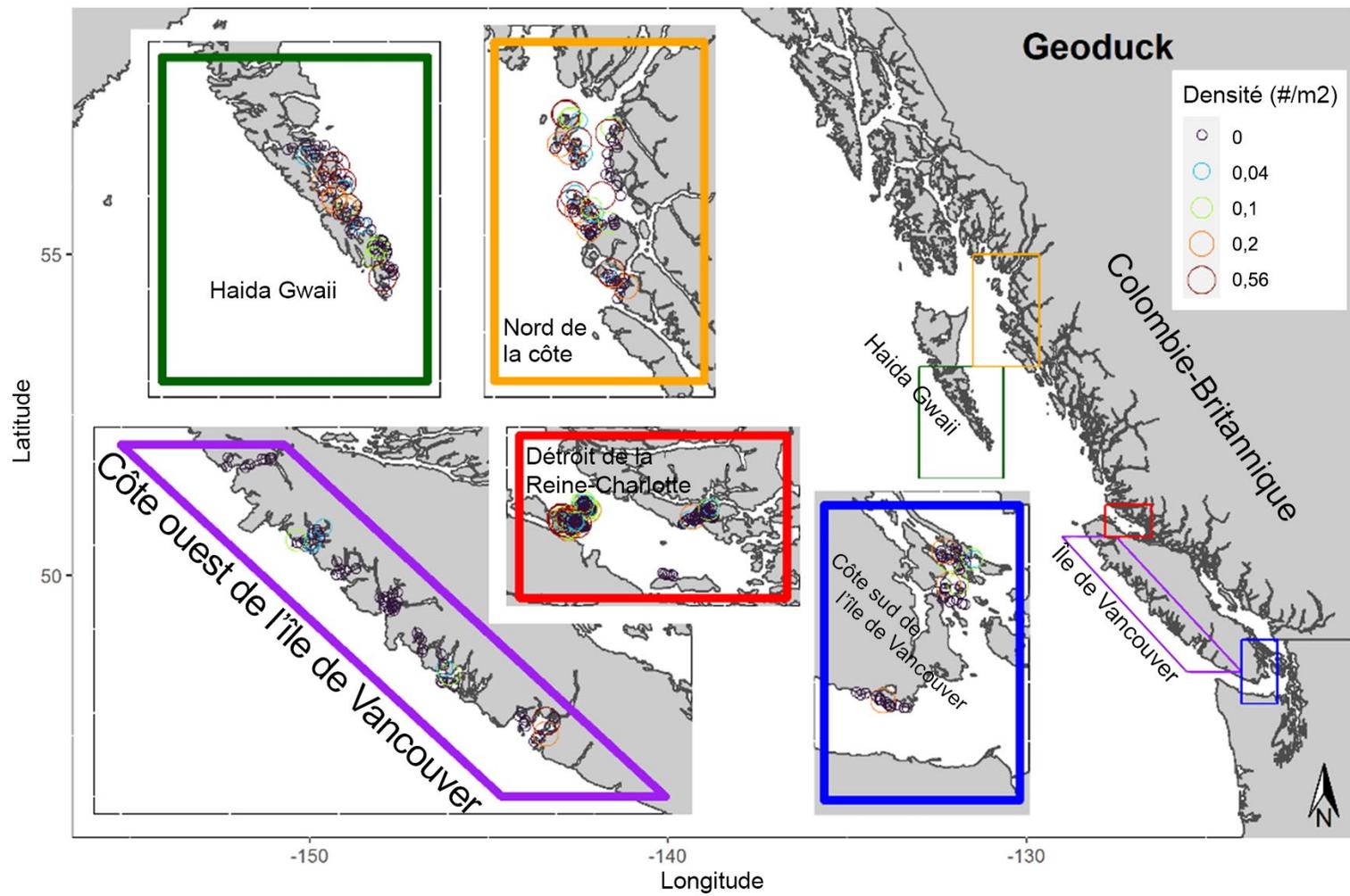


Figure 4. Densités de la panope du Pacifique par transect.

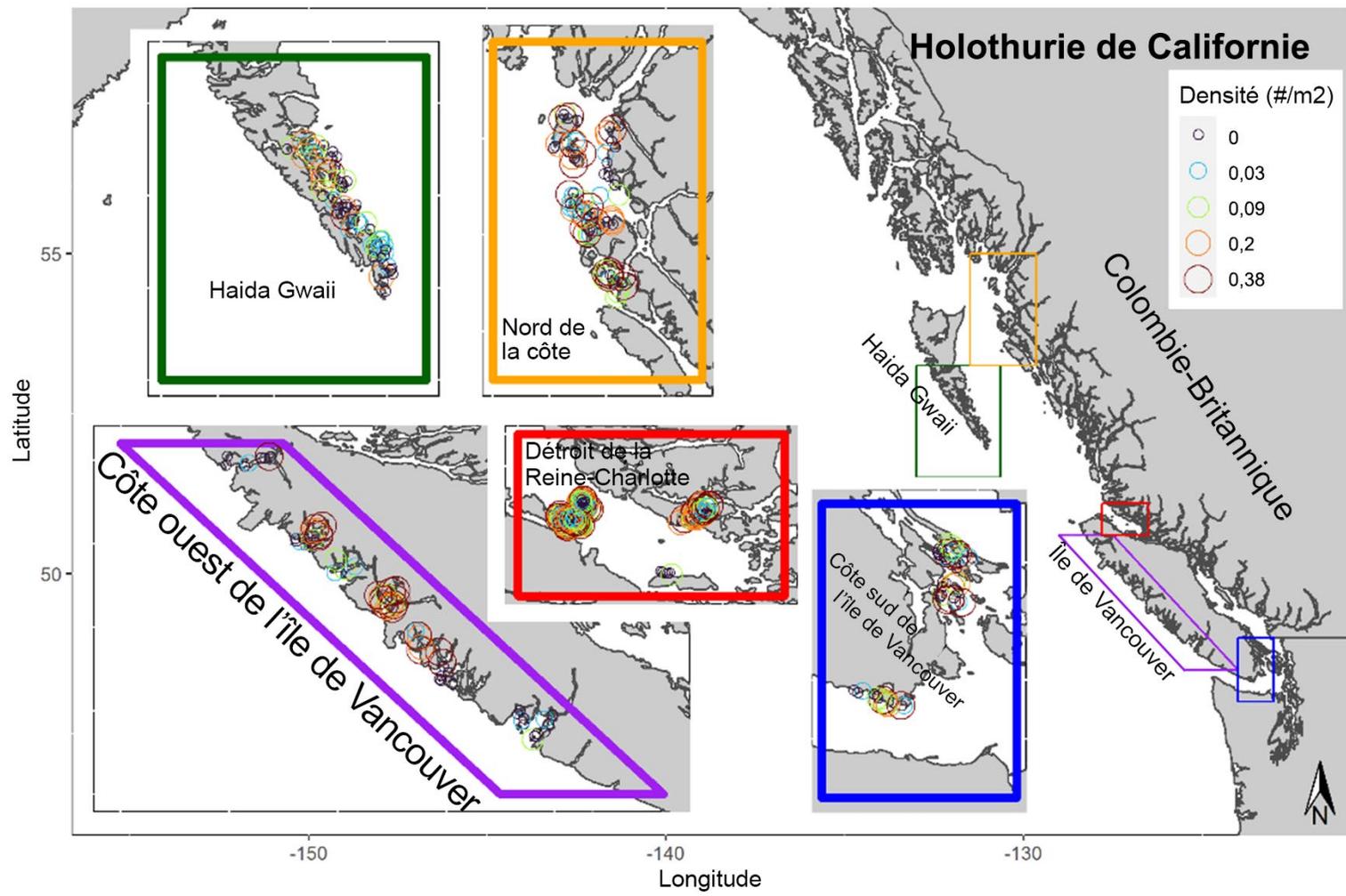


Figure 5. Densités de l'holothurie du Pacifique par transect.

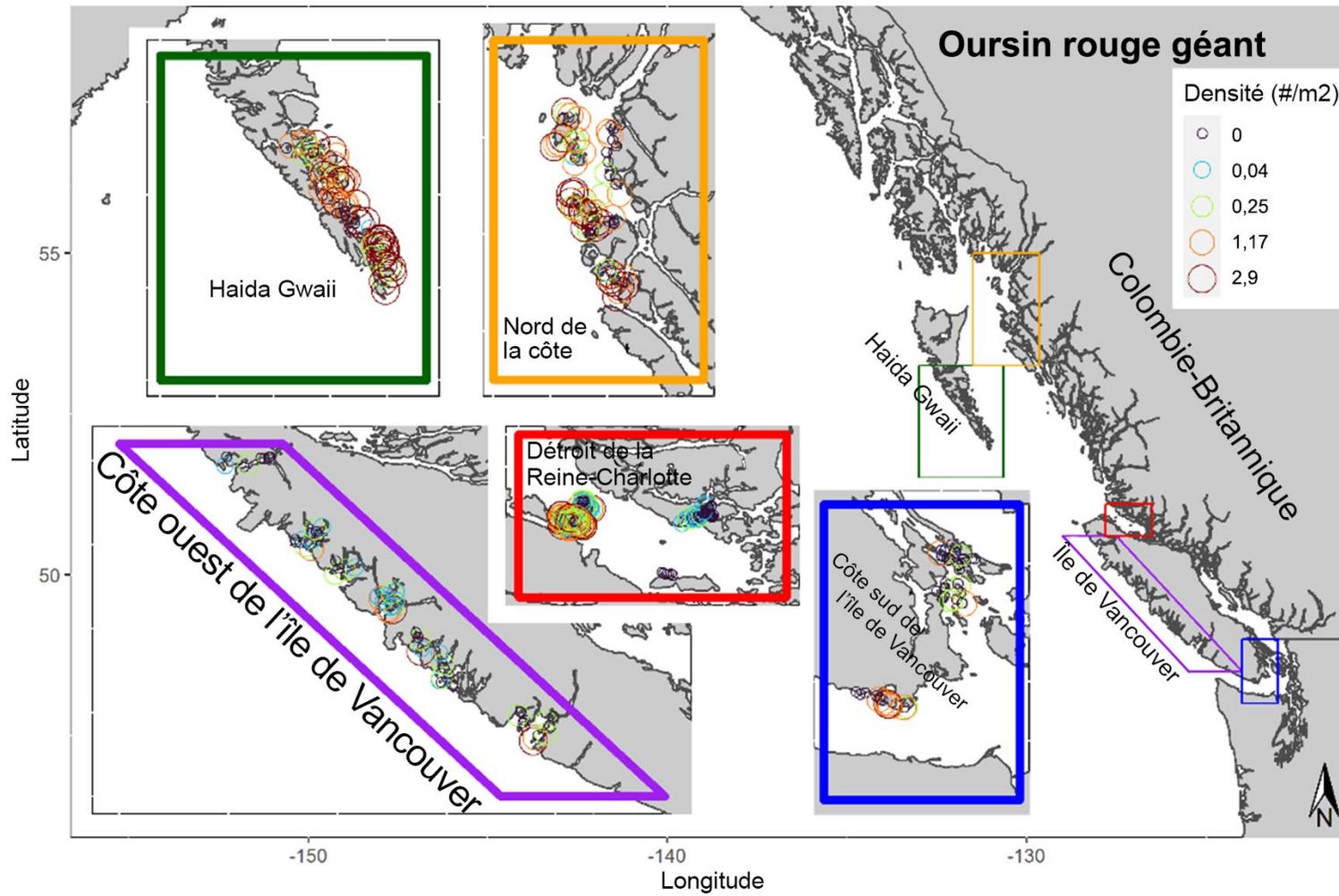


Figure 6. Densités de l'oursin rouge géant par transect.

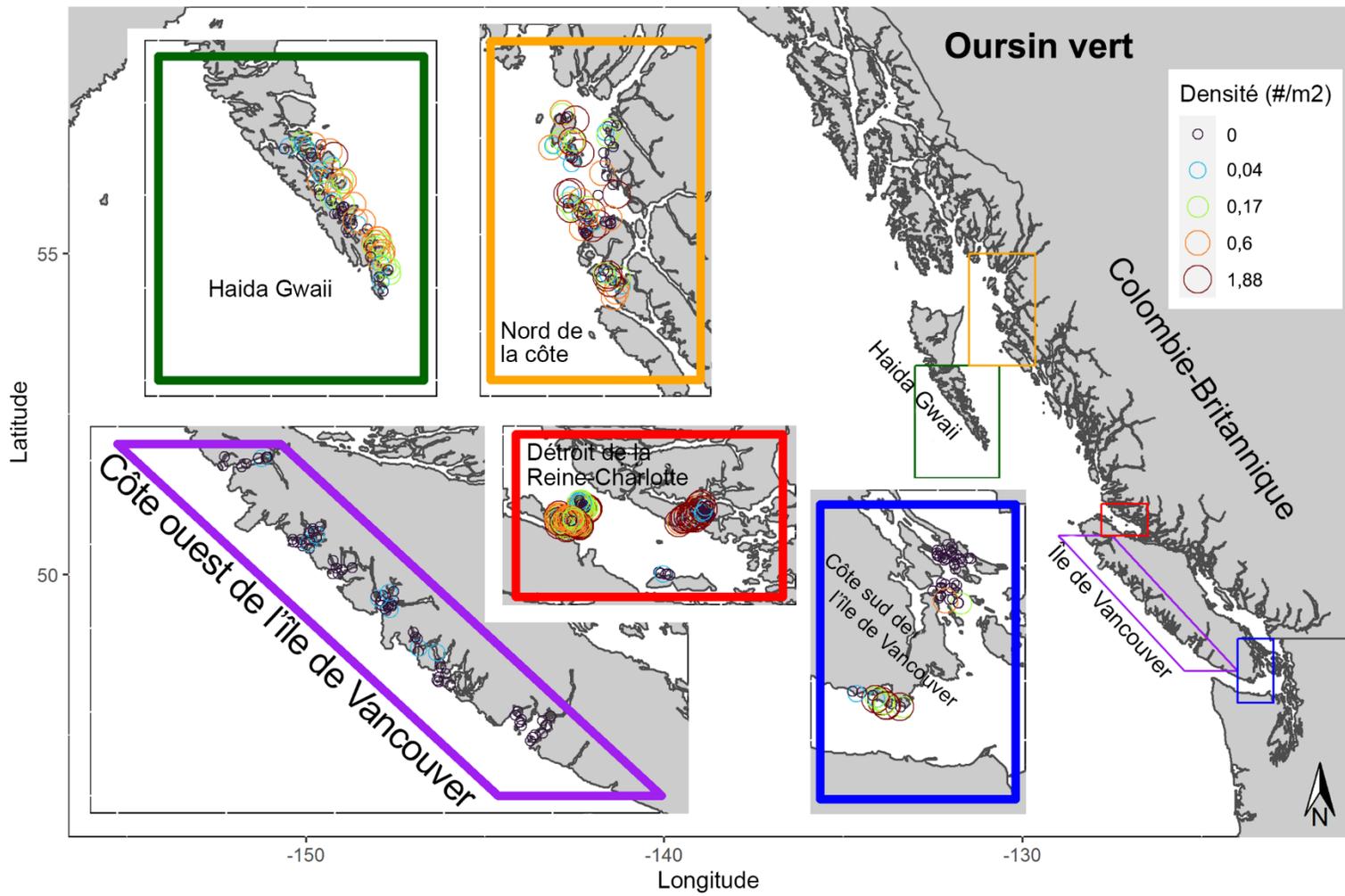


Figure 7. Densités de l'oursin vert par transect.

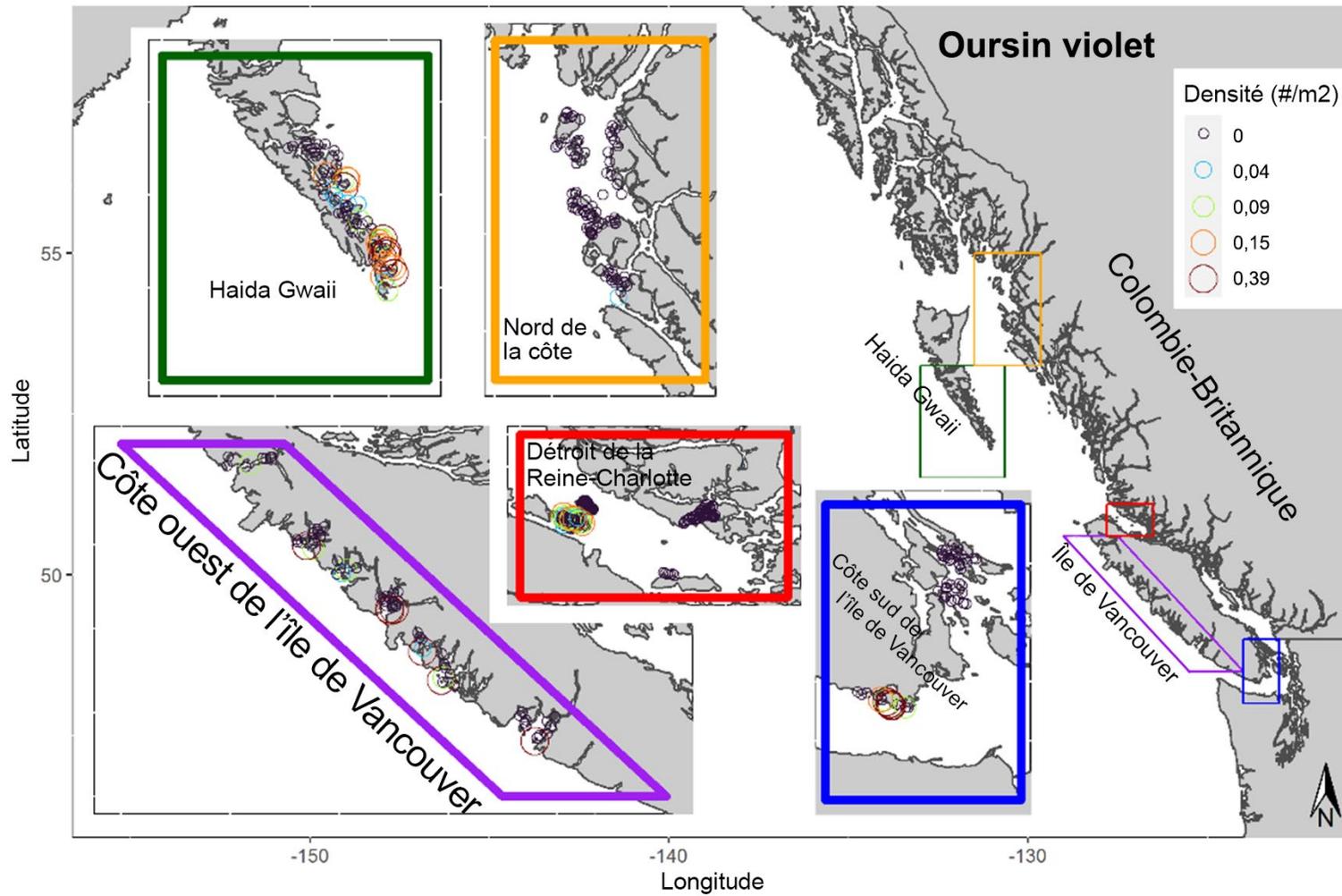


Figure 8. Densités de l'oursin violet par transect.

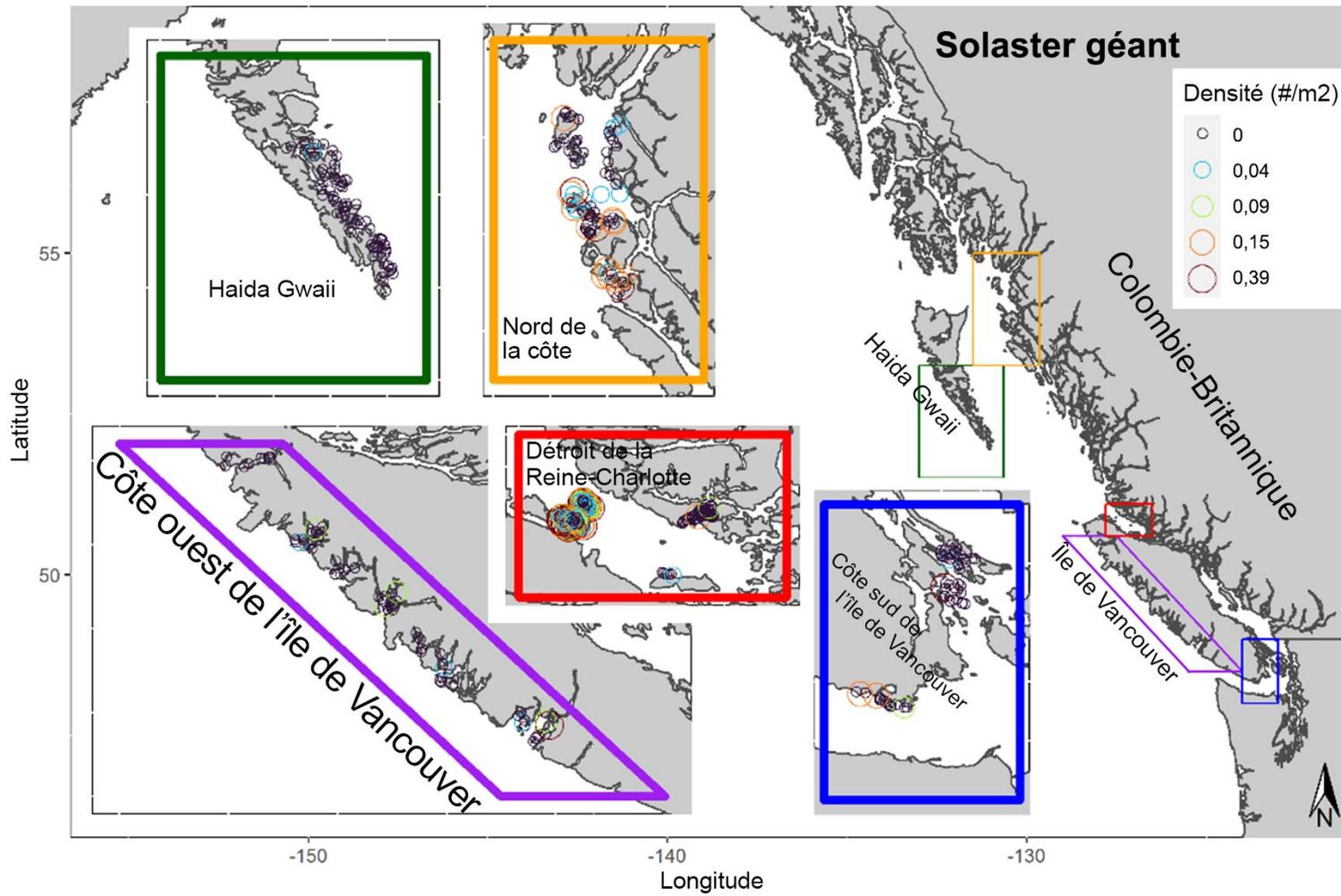


Figure 9. Densités du solaster géant par transect.

2.3.4. Densités en fonction de la taille, de l'habitat et du secteur – Résultats

L'estimation de la densité de l'oursin rouge géant à l'échelle de la côte était de 0,90 par m² dans l'habitat de l'espèce, et celle de la densité de l'holothurie du Pacifique à l'échelle de la côte était de 0,193 par m² (dans tous les habitats) (Tableau 6; Figure 10).

Les différences de densité des espèces dans les zones à usages multiples et les zones de protection intégrale dans la [Réserve de parc national, la réserve d'aire marine nationale de conservation et le site du patrimoine Haida Gwaii Haanas](#) ont été testées à l'aide d'une analyse de la variance (ANOVA) à deux facteurs et les résultats ont démontré qu'il y avait des différences importantes de densité globale entre les espèces ($p < 0,0001$), mais qu'il n'y avait pas de différence globale de densité des invertébrés entre les zones à usages multiples et les zones de protection intégrale ($p = 0,997$), ni de différences importantes entre les zones à usages multiples et les zones de protection intégrale concernant les densités de chaque espèce (testées en fonction du terme d'interaction, $p = 0,875$) (Figure 11).

Tableau 6. Densités des espèces pour l'holothurie du Pacifique et des parties des populations d'oursin rouge géant et d'oursin vert qui sont évaluées par rapport au point de référence limite (PRL) et au point de référence supérieur (PRS) à des fins de gestion.

Espèce	Emplacement	Transects	Moyenne	ET
Holothurie du Pacifique (nombre d'adultes/m ²)	Est de Haida Gwaii	70	0,082	0,018
	NE et SE de l'île de Vancouver	277	0,186	0,014
	Côte nord de la Colombie-Britannique	80	0,241	0,043
	Côte ouest de l'île de Vancouver	68	0,278	0,051
Oursin rouge géant (nombre DT ≥ 50 mm/m ² dans l'habitat de l'espèce)	Est de Haida Gwaii	70	2,211	0,259
	NE et SE de l'île de Vancouver	277	0,527	0,067
	Côte nord de la Colombie-Britannique	80	1,566	0,211
	Côte ouest de l'île de Vancouver	68	0,271	0,076

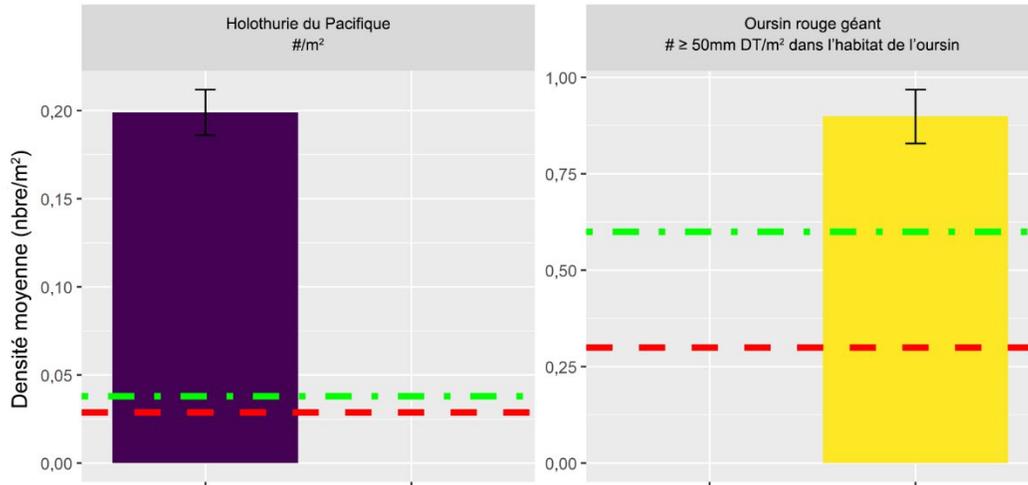


Figure 10. Densités de l'holothurie du Pacifique et de l'oursin rouge géant dont les points de référence ont été regroupés par région et par année (2016 à 2021). Les barres d'erreur représentent l'erreur type, le PRS pour chaque espèce est représenté par la ligne horizontale verte et le PRL, par la ligne horizontale rouge. Il convient de noter que les points de référence pour l'holothurie du Pacifique doivent être appliqués à l'habitat de l'espèce uniquement; toutefois, nous avons montré ici la densité de l'holothurie du Pacifique dans tous les habitats.

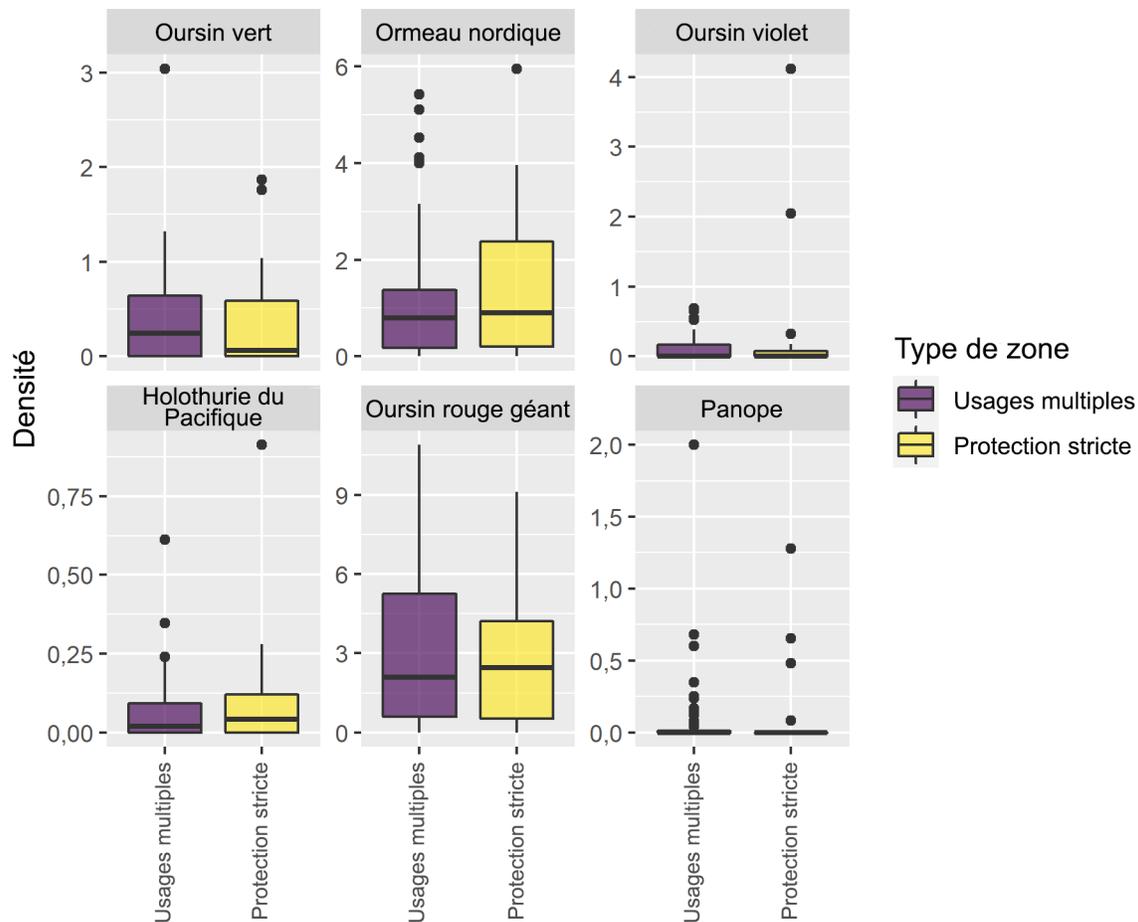


Figure 11. Densités des espèces d'invertébrés (nombre par m²) provenant de relevés effectués sur la côte est de Haida Gwaii dans des zones de protection intégrale (selon la norme II de l'UICN) et des zones à usages multiples. Les lignes dans les diagrammes en rectangles et moustaches correspondent aux densités moyennes, les rectangles représentent les 25^e et 75^e centiles et les moustaches représentent 1,5 fois la distance entre les premier et troisième quartiles. Les densités du *solaster géant* ne sont pas indiquées puisqu'une seule densité non nulle a été enregistrée pour cette espèce au cours des relevés effectués sur la côte est de Haida Gwaii.

2.3.5. Variabilité de la densité sur tous les déplacements – Méthodes

La variation des densités observées parmi les transects est fonction de la densité, c.-à-d. que la variation des densités des transects observées est plus basse lorsque la densité est faible que lorsqu'elle est élevée. La création du plan d'échantillonnage (section 4.1.1) nécessitera des renseignements sur la manière dont la variation d'un transect à l'autre évolue en fonction de la densité. L'écart type (ET) et la moyenne des estimations de densité au niveau des transects ont été calculés, puis le rapport ET/moyenne a été estimé pour chaque espèce, dans tous les sous-emplacements annuels du tableau 4 (à l'exception de la côte ouest de l'île de Vancouver en 2021, où les sous-emplacements ont été regroupés), à l'aide d'un modèle linéaire simple sans point d'intersection. Les différences entre les espèces ont été examinées à l'aide d'une comparaison multiple (comparaison de type Tukey).

2.3.6. Variabilité de la densité sur tous les déplacements – Résultats

La relation entre l'écart type (ET) des densités spécifiques des transects pour chaque sous-emplacement annuel et la densité moyenne pour chaque sous-emplacement annuel était la même pour toutes les espèces (Figure 12).

Certains éléments indiquent que le rapport écart type/moyenne peut varier d'une espèce à l'autre. Une comparaison multiple a démontré que le rapport écart type/moyenne de l'oursin rouge géant était différent de celui de l'oursin vert, mais aucune différence n'a été constatée entre les autres espèces (annexe D : Documents supplémentaires). Les différences de rapport écart type/moyenne étant faibles, un rapport écart type/moyenne commun a été établi à l'aide de l'écart type des densités spécifiques des transects estimé à 1,27 fois la densité moyenne pour toutes les espèces. Là encore, il convient de noter que le rapport écart type/moyenne n'a été utilisé que pour déterminer le plan d'échantillonnage (section 4.1.1) et qu'il n'a donc pas été nécessaire de procéder à des analyses statistiques officielles.

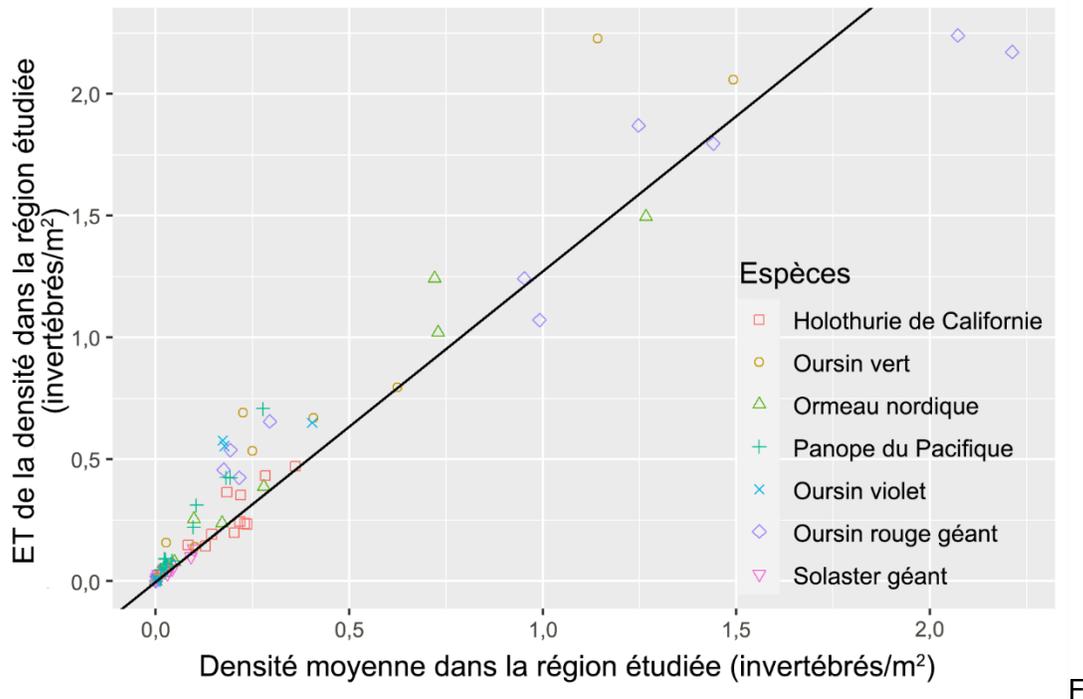


Figure 12. Rapport entre l'écart type (ET) des densités spécifiques des transects dans le secteur ayant fait l'objet de relevés et la densité moyenne dans le secteur ayant fait l'objet de relevés pour toutes les espèces. Les différents points se rapportant à une espèce donnée représentent les sous-emplacements annuels uniques du tableau 4, à l'exception de la côte ouest de l'île de Vancouver en 2021 où les sous-emplacements ont été regroupés en 2021).

2.3.7. Degré de précision prévu – Méthodes

L'erreur type relative (ETR) d'un estimateur a été calculée comme suit :

$$RSE = \frac{SE}{Estimate}$$

De nombreux auteurs ont proposé d'établir une ETR cible à certaines fins. Par exemple, Krebs (1999) propose les cibles suivantes :

ETR = 25 % pour les relevés préliminaires, de sorte que l'IC à 95 % représente ± 50 % de l'estimation;

ETR = 12 % pour les relevés de gestion, de sorte que l'IC à 95 % représente ± 25 % de l'estimation;

ETR = 5 % pour les relevés scientifiques, de sorte que l'IC à 95 % représente ± 10 % de l'estimation.

Étant donné que la variation d'un transect à l'autre dépend de la densité, le rapport écart type/moyenne obtenu ci-dessus dans la section 2.3.6 est nécessaire pour estimer l'erreur type relative approximative attendue selon différentes tailles d'échantillon à l'aide d'un estimateur de la moyenne simple. En utilisant un rapport écart type/moyenne commun (entre les espèces) de 1,27 tiré des données d'échantillonnage (Figure 12), des graphiques de l'erreur type relative en fonction de la densité (nombre d'invertébrés par m²) ont été générés pour des tailles d'échantillon de 20, 30, 40, 50, 60, 100, 200, 250 et 300 transects, et comparés aux seuils de l'ETR (5 %, 12 % et 25 %) (Figure 13). Ces estimations approximatives de l'ETR sont utiles

pour la planification initiale afin de connaître la taille (approximative) de l'échantillon (nombre de transects) qui sera nécessaire pour obtenir des estimations avec un ETR cible.

2.3.8. Degré de précision prévu – Résultats

L'erreur type relative diminue à mesure que la taille de l'échantillon augmente et, comme l'écart type de la densité entre les transects est un multiple de la densité, l'erreur type relative diminue également à mesure que la densité régresse (Figure 13).

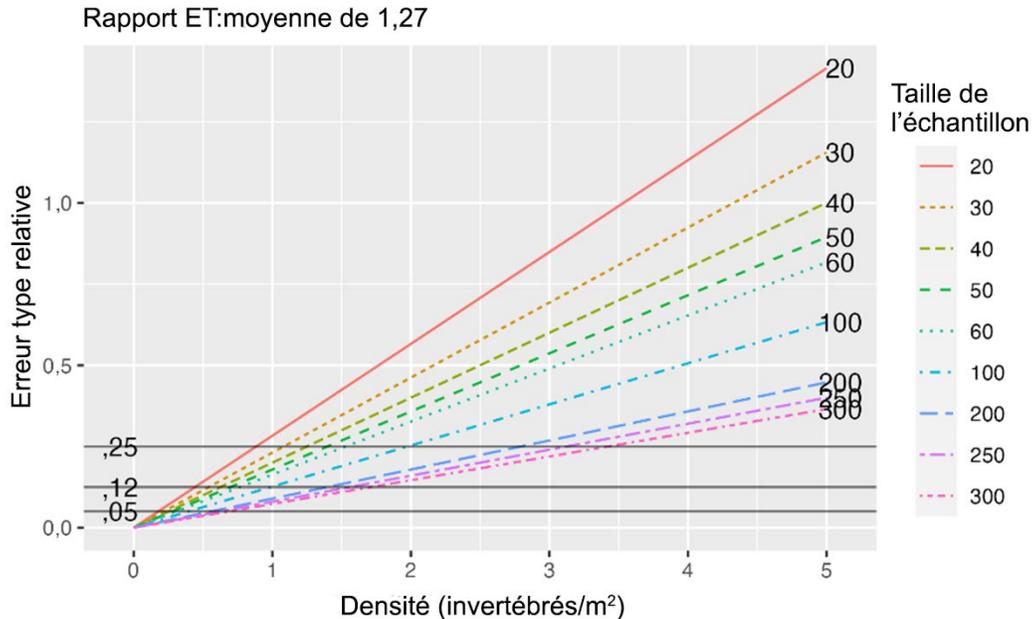


Figure 13. Erreur type relative, avec un rapport écart type/moyenne de 1,27, pour des tailles d'échantillon de 20, 30, 40, 50, 60, 100, 200, 250 et 300 transects. Les lignes noires horizontales indiquent les erreurs types relatives de 5 %, 12 % et 25 %.

2.4. ANALYSE

La conception des relevés pilotes reposait sur les données et l'expérience des relevés en plongée précédents. Le protocole a été mis à l'essai dans le cadre d'une série de relevés pilotes effectués sur un sous-ensemble de secteurs de la côte de la Colombie-Britannique chaque mois de septembre entre 2016 et 2021. Les relevés pilotes ont démontré la faisabilité pratique du protocole, tout en recueillant des renseignements préliminaires permettant d'améliorer le protocole (section 3) et de formuler les recommandations suivantes concernant la conception statistique du relevé (section 4).

3. UTILISATION DES DONNÉES DES RELEVÉS PILOTES POUR L'AMÉLIORATION DU PROTOCOLE

3.1. DÉTERMINATION DES VALEURS SEUILS DE FETCH

Le fetch peut être utilisé pour exclure des sections du littoral à l'étape de la sélection aléatoire des transects au moment de la préparation d'un relevé. Les espèces d'intérêt ne se trouvent généralement pas dans les secteurs de fetch faible (p. ex., les embouchures de rivières, les zones intertidales); de plus, ces secteurs ne sont souvent pas navigables. L'utilisation d'un faible seuil de fetch pourrait alors être utile au moment de la préparation d'un relevé afin

d'exclure les secteurs présentant un habitat inapproprié. De même, les sections du littoral présentant des valeurs de fetch élevées ne doivent pas être prises en compte pour les relevés et doivent être exclues du littoral où les transects sont répartis de manière aléatoire, car il est rarement possible de plonger à ces endroits en raison de l'action des vagues.

Les valeurs de fetch établies à des intervalles de 50 m le long du littoral de la Colombie-Britannique sont accessibles dans la [base de données géospatiales Fetch all BC](#). Les données de fetch peuvent être utilisées au moment de la préparation du relevé pour exclure les sections du littoral qui ne conviennent pas à la réalisation du relevé, c.-à-d. les sections du littoral qui sont trop abritées ou trop exposées à l'action des vagues.

Les données préliminaires des relevés pilotes de multiples espèces effectués de 2016 à 2019 (version antérieure de la Figure 17) ont été examinées et l'opinion des experts a été utilisée pour déterminer un seuil de fetch faible. Un seuil de fetch faible de 20 000 m a été retenu et les sections du littoral situées en dessous du seuil de 20 000 m ont été exclues avant de sélectionner les emplacements des transects pour les relevés pilotes de 2020 et 2021.

Aucun seuil de fetch supérieur n'a été explicitement déterminé avant les relevés pilotes, mais il a plutôt été évalué pour chaque site en fonction des conditions météorologiques et de la capacité des plongeurs à effectuer des relevés sur le site en toute sécurité. Une base de données de transects de relevés en plongée d'invertébrés benthiques marins ($n = 24\ 657$) indiquait que 95 % de toutes les plongées consacrées aux relevés d'invertébrés effectuées en Colombie-Britannique (pour une variété d'espèces) entre 1977 et 2021 avaient des valeurs de fetch inférieures à 2,52 millions de mètres (Figure 14). Ceci laisse supposer qu'un seuil de fetch de 2,52 millions de mètres pourrait être considéré comme limite supérieure du cadre d'échantillonnage pour les relevés de multiples espèces. La valeur du fetch pour le 95^e centile des plongées, c.-à-d. 2 520 000 m, est recommandée comme seuil de fetch supérieur pour la réalisation de futurs relevés en plongée de multiples espèces.

En utilisant ces valeurs conjointement avec la couche du SIG relative au fetch et le fichier de forme du littoral, on estime que la répartition du fetch sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique est comprise entre 0 et 9,87 millions de mètres (Figure 15). La valeur médiane du fetch pour le littoral de la Colombie-Britannique est de 0,07 million de mètres (moyenne = 0,35, ET = 0,80). Environ 76 % du littoral a un fetch se situant entre 20 000 m et 2,52 millions de mètres, ce qui conviendrait à l'échantillonnage des relevés en plongée (20,2 % étant inférieurs à 20 000 m et 3,8 % étant supérieurs à 2,52 millions de mètres). Un exemple de valeurs seuils de fetch le long d'une section du littoral de la Colombie-Britannique est présenté à la Figure 16.

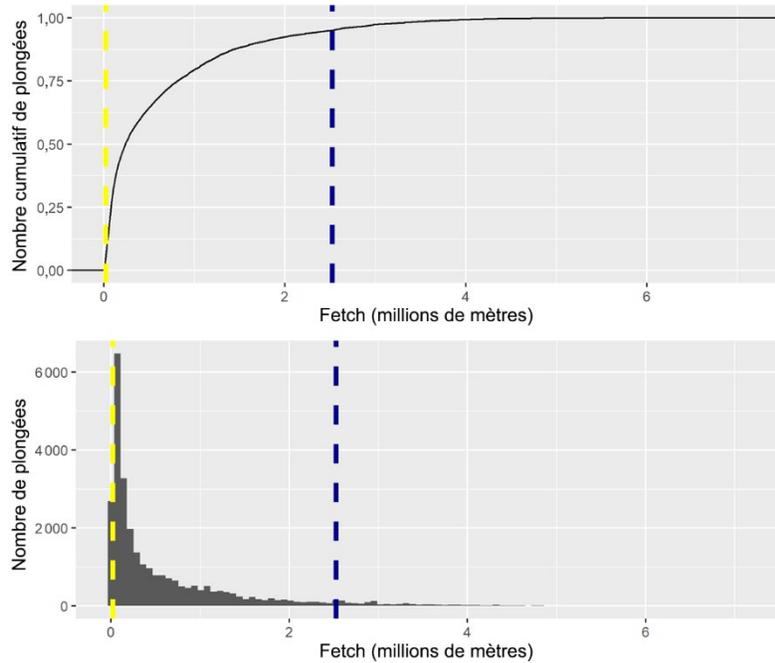


Figure 14. Nombre cumulatif de plongées (graphique du haut) et nombre total de plongées (graphique du bas) effectuées de 1977 à 2021 ($n = 24\ 657$) dans le cadre des relevés en plongée du MPO en Colombie-Britannique. La ligne jaune pointillée indique une valeur de fetch de 20 000 m et la ligne bleue pointillée indique le 95^e centile supérieur des valeurs de fetch (2,52 millions de mètres) pour toutes les plongées dans la base de données.

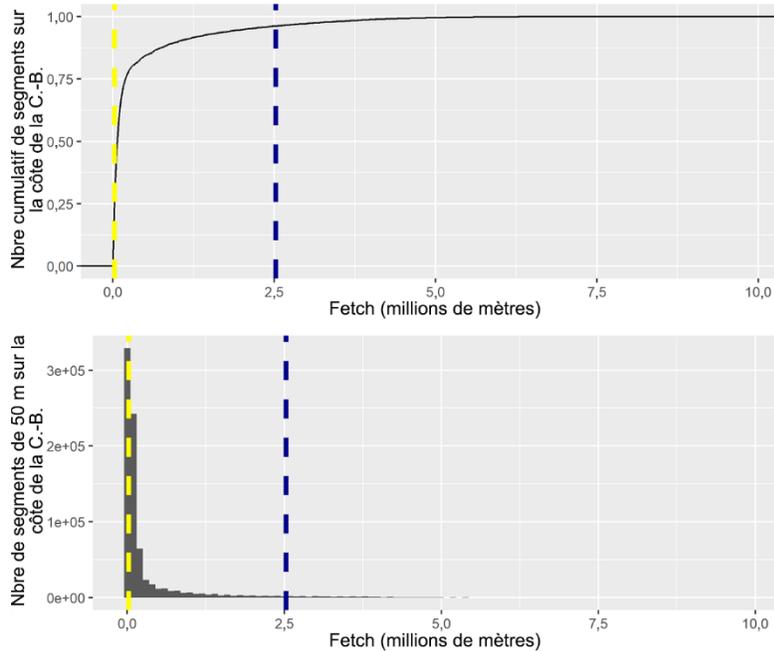


Figure 15. Nombre cumulatif de segments de littoral de 50 m le long de la côte de la Colombie-Britannique dans les catégories de fetch de 0 à 10 millions de mètres (graphique du haut) et nombre total de segments de littoral de 50 m le long de la côte de la Colombie-Britannique dans les catégories de fetch de 0 à 10 millions de mètres (graphique du bas). Les données ont été résumées à partir des couches du SIG sur le fetch du littoral accessibles à partir du portail des données ouvertes ([Fetch All BC Geodatabase](#)). La ligne jaune pointillée indique une valeur de fetch de 20 000 m et la ligne bleue pointillée indique le 95^e centile supérieur des valeurs de fetch (2,52 millions de mètres) pour toutes les plongées dans la base de données.

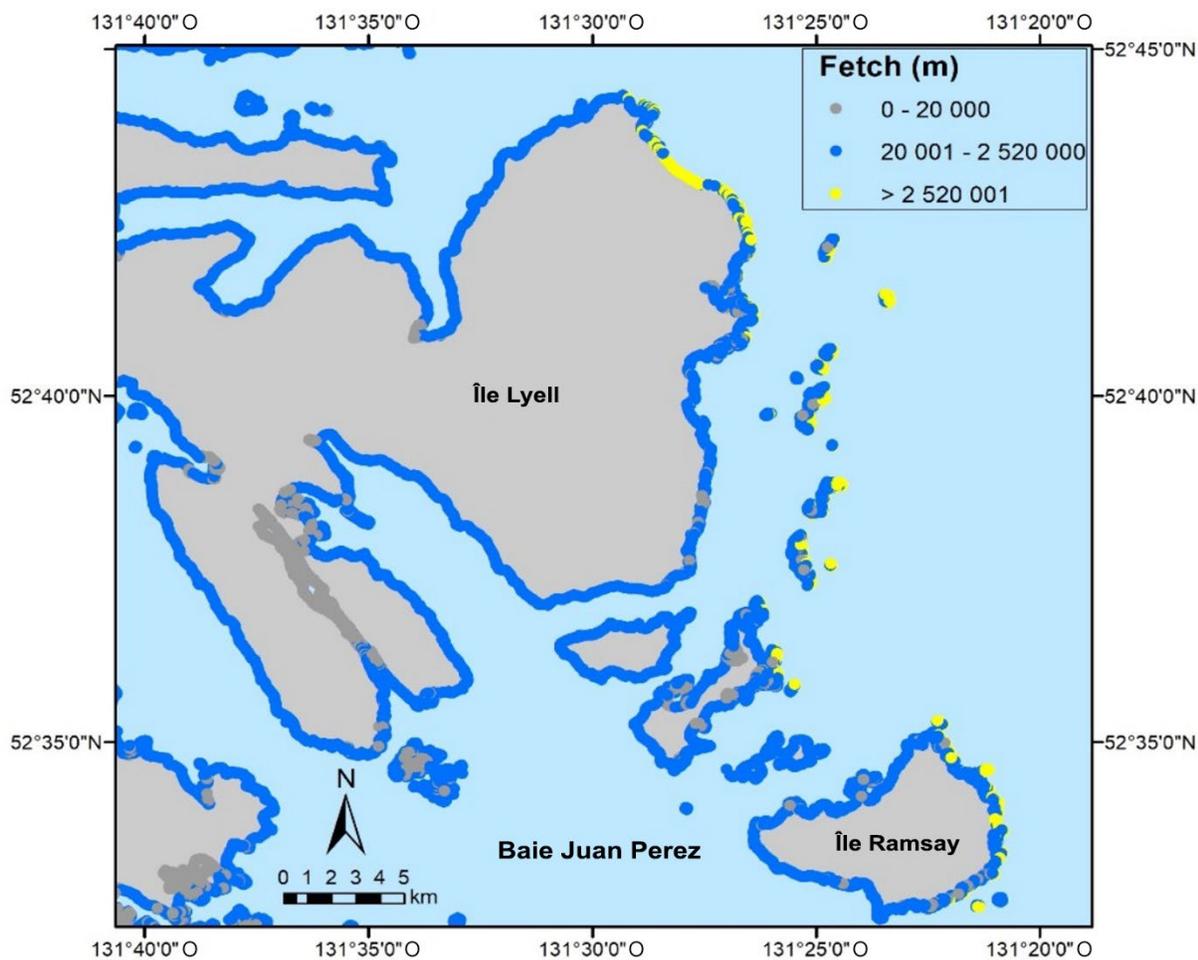


Figure 16. Exemple d'une portion de la côte du sud-est de Haida Gwaii montrant les valeurs de fetch.

3.2. STRATIFICATION

3.2.1. Méthodes de stratification

Le facteur limitant des plans d'échantillonnage (section 4.1.1) est la variation entre les transects dans un secteur de relevé. Celle-ci est due à :

- la variation locale de densités entre les transects en raison de facteurs locaux;
- la variation d'échantillonnage de la densité sur un transect en raison de la variation naturelle le long du transect;
- la variation d'échantillonnage de la densité sur un transect en raison de l'échantillonnage discontinu des quadrats.

Dans la plupart des cas, les deux dernières sources de variation seront faibles et la première est généralement la plus importante, p. ex., Skibo *et al.* (2008), Campbell *et al.* (1998).

La stratification, qui consiste à diviser une zone d'étude en strates plus homogènes, est un moyen de tenir compte des variations locales de densité entre les transects. Un échantillon de transects est pris dans chaque strate; la densité est estimée pour chaque strate et une

moyenne pondérée des estimations de densité de chacune des strates donne l'estimation finale de la densité.

Si la stratification est réussie, la variabilité des densités spécifiques des transects à l'intérieur des strates est inférieure à la variabilité des densités spécifiques des transects dans l'ensemble de la zone d'étude, de sorte que l'incertitude de l'estimation finale sera plus faible en cas de stratification qu'en l'absence de stratification.

La stratification peut être effectuée avant ou après le relevé. Dans le cas de la stratification préalable, celle-ci doit être effectuée avant le relevé des transects et la variable de stratification précédant le relevé doit être connue pour l'ensemble de la côte. Dans le cas de la stratification subséquente, l'échantillon peut être divisé en strates après le relevé, mais la variable de stratification est toujours nécessaire pour l'ensemble de la zone d'étude afin de pouvoir calculer les pondérations appropriées. Le principal avantage de la stratification avant échantillonnage est la possibilité de réaffecter les efforts entre les strates (p. ex., échantillonner plus de transects dans les strates qui sont plus grandes et qui présentent une plus grande variabilité spécifique du transect à l'intérieur de la strate) afin de réduire davantage l'incertitude de l'estimation finale de la densité.

Les variables de stratification d'intérêt étaient les suivantes :

- le fetch;
- l'occupation par la loutre de mer (faux/vrai) et l'année du début de l'occupation;
- le type de substrat dominant;
- la profondeur.

3.2.1.1. Fetch – Méthodes

Le fetch, qui a été calculé à des intervalles de 50 m le long de la côte de la Colombie-Britannique, peut donc être pris en compte pour la stratification avant échantillonnage.

Comme nous l'avons décrit à la section 2.2.1, une zone tampon de 26 m a été établie autour de chaque point de fetch afin qu'une valeur de fetch soit accessible pour chaque point le long de la ligne de côte de la Colombie-Britannique. L'interception des emplacements de relevé le long du littoral avec la couche de fetch tampon a permis d'attribuer une valeur de fetch à chaque transect. Ces valeurs ont ensuite été utilisées pour analyser la relation entre la densité des différentes espèces d'intérêt et le fetch.

3.2.1.2. Incidence du fetch en tant que variable de stratification – Résultats

La répartition du fetch sur l'ensemble des transects pour toutes les espèces fait état d'une variabilité considérable, mais la plupart des transects ont des valeurs de fetch supérieures à environ 30 000 m (ou environ $\log_{10}30\,000 = 4,5$) (Figure 17).

Le secteur de chacun des relevés a été divisé en deux strates selon les différents seuils de fetch de 20 000, 30 000, 50 000 et 100 000 m, (c.-à-d. que pour chaque valeur de fetch, les strates sont définies comme étant au-dessus ou au-dessous de la valeur en question) et le rapport écart type/moyenne des densités spécifiques des transects dans chaque strate a été calculé et représenté graphiquement pour toutes les espèces (Figure 18).

Une simple régression linéaire passant par l'origine du rapport écart type/moyenne des densités spécifiques des transects pour chaque strate de fetch donne un rapport écart type/moyenne des densités de 1,80 pour la strate de fetch inférieure et de 1,25 pour la strate de fetch supérieure.

L'écart type des densités spécifiques des transects a été réduit dans la strate de fetch supérieure par rapport au rapport non stratifié de 1,27. Le rapport écart type/moyenne pour la strate de fetch inférieure est plus important, mais il s'appliquerait à une densité globale plus faible pour chaque espèce.

Si nous supposons que les relevés actuels ont été distribués au hasard par rapport à la valeur de fetch, la proportion de transects dans chaque strate de fetch se rapprochera de la proportion de tous les emplacements de transects possibles dans chaque strate de fetch (Tableau 7; il convient de noter que les relevés à Haida Gwaii de 2020 et sur la côte ouest de l'île de Vancouver de 2021 ont été exclus du tableau parce que les transects n'ont pas été placés sur le littoral dont le fetch était inférieur à 20 000 m).

Tableau 7. Nombre total (N^{bre}) et pourcentage (%) de transects dans les strates de fetch inférieure et supérieure, avec les différentes valeurs seuils de fetch.

Seuil de fetch	N ^{bre} /% dans la strate supérieure	N ^{bre} /% dans la strate inférieure
20 000	327/92 %	30/8 %
30 000	318/89 %	39/11 %
50 000	301/84 %	56/16 %
100 000	243/68 %	114/32 %

Ainsi, environ 80 à 90 % des emplacements des transects se situeraient dans la strate de fetch supérieure à moins que le seuil ait été établi au-dessus de 100 000 m approximativement et le reste dans la strate de fetch inférieure (Tableau 8), mais cela variera entre les différents relevés (Tableau 8).

Tableau 8. Nombre total de transects (n) et proportion de transects dans les strates de fetch inférieure et supérieure, avec les valeurs seuils de fetch selon l'emplacement et l'année.

Emplacement	Année	Seuil de fetch	Nombre total de transects (n)	Proportion dans la strate inférieure de fetch	Proportion dans la strate supérieure de fetch
Détroit de la Reine-Charlotte	2016	20 000	131	0,11	0,89
Détroit de la Reine-Charlotte	2016	30 000	131	0,14	0,86
Détroit de la Reine-Charlotte	2016	50 000	131	0,21	0,79
Détroit de la Reine-Charlotte	2016	100 000	131	0,43	0,57
Côte sud de l'île de Vancouver	2017	20 000	58	0,03	0,97
Côte sud de l'île de Vancouver	2017	30 000	58	0,03	0,97
Côte sud de l'île de Vancouver	2017	50 000	58	0,07	0,93
Côte sud de l'île de Vancouver	2017	100 000	58	0,26	0,74
Détroit de la Reine-Charlotte	2018	20 000	88	0,08	0,92
Détroit de la Reine-Charlotte	2018	30 000	88	0,08	0,92
Détroit de la Reine-Charlotte	2018	50 000	88	0,10	0,90
Détroit de la Reine-Charlotte	2018	100 000	88	0,24	0,76
Côte nord continentale	2019	20 000	80	0,09	0,91
Côte nord continentale	2019	30 000	80	0,15	0,85
Côte nord continentale	2019	50 000	80	0,19	0,81
Côte nord continentale	2019	100 000	80	0,28	0,72

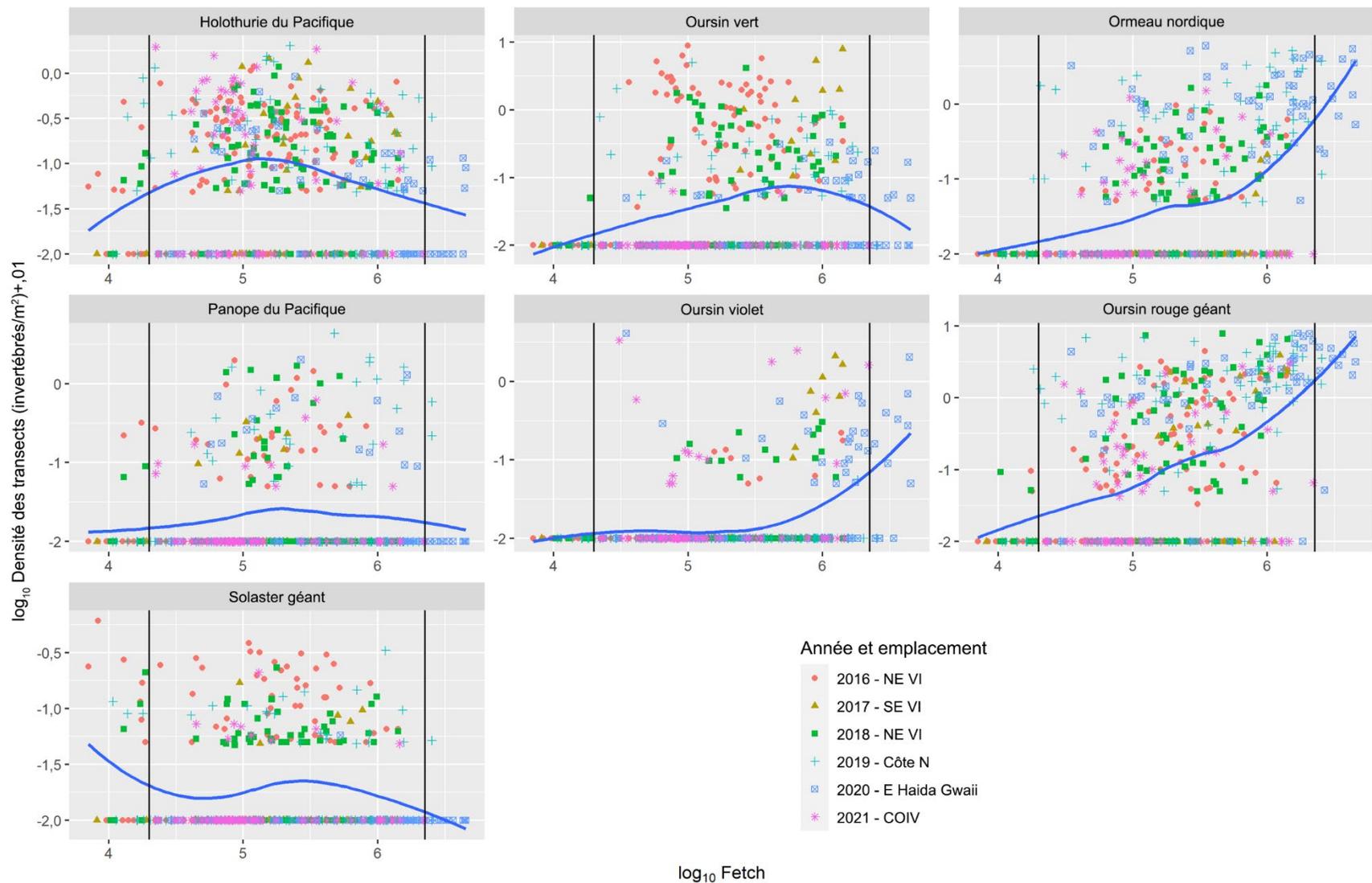


Figure 17. Distribution de la densité par fetch pour toutes les espèces d'invertébrés effectuée sur tous les transects et pour toutes les années. La ligne bleue continue est la moyenne (lissée) sur l'échelle logarithmique. Les lignes noires continues sont le seuil inférieur (20 000 m ou 4,30 sur l'échelle \log_{10}) et le seuil supérieur (2,52 millions de mètres ou 6,40 sur l'échelle \log_{10}).

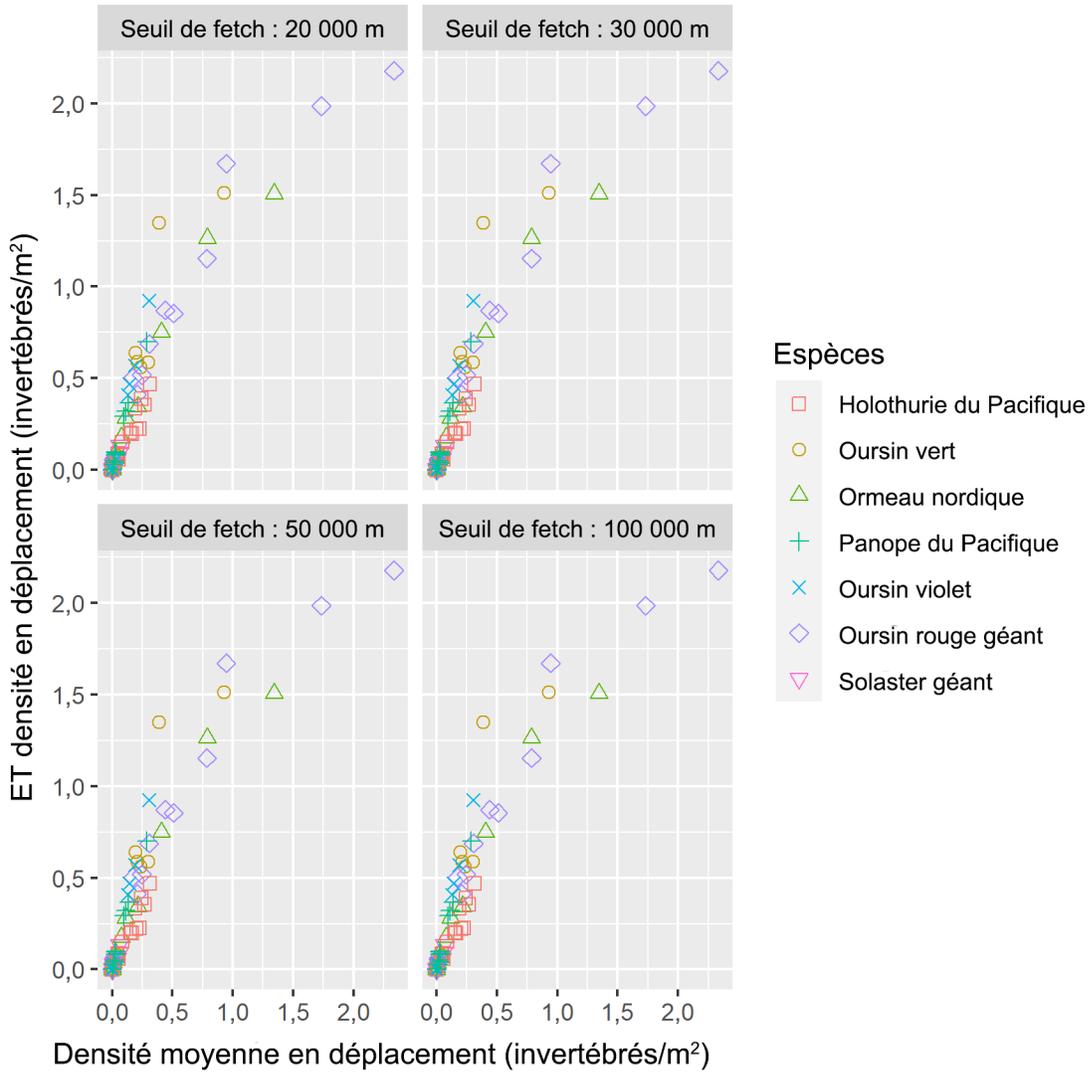


Figure 18. Lien entre l'écart type des densités spécifiques au transect et la densité moyenne pour toutes les espèces d'invertébrés et toutes les années avec les seuils de fetch de 30 000 m, 40 000 m, 50 000 m et 100 000 m.

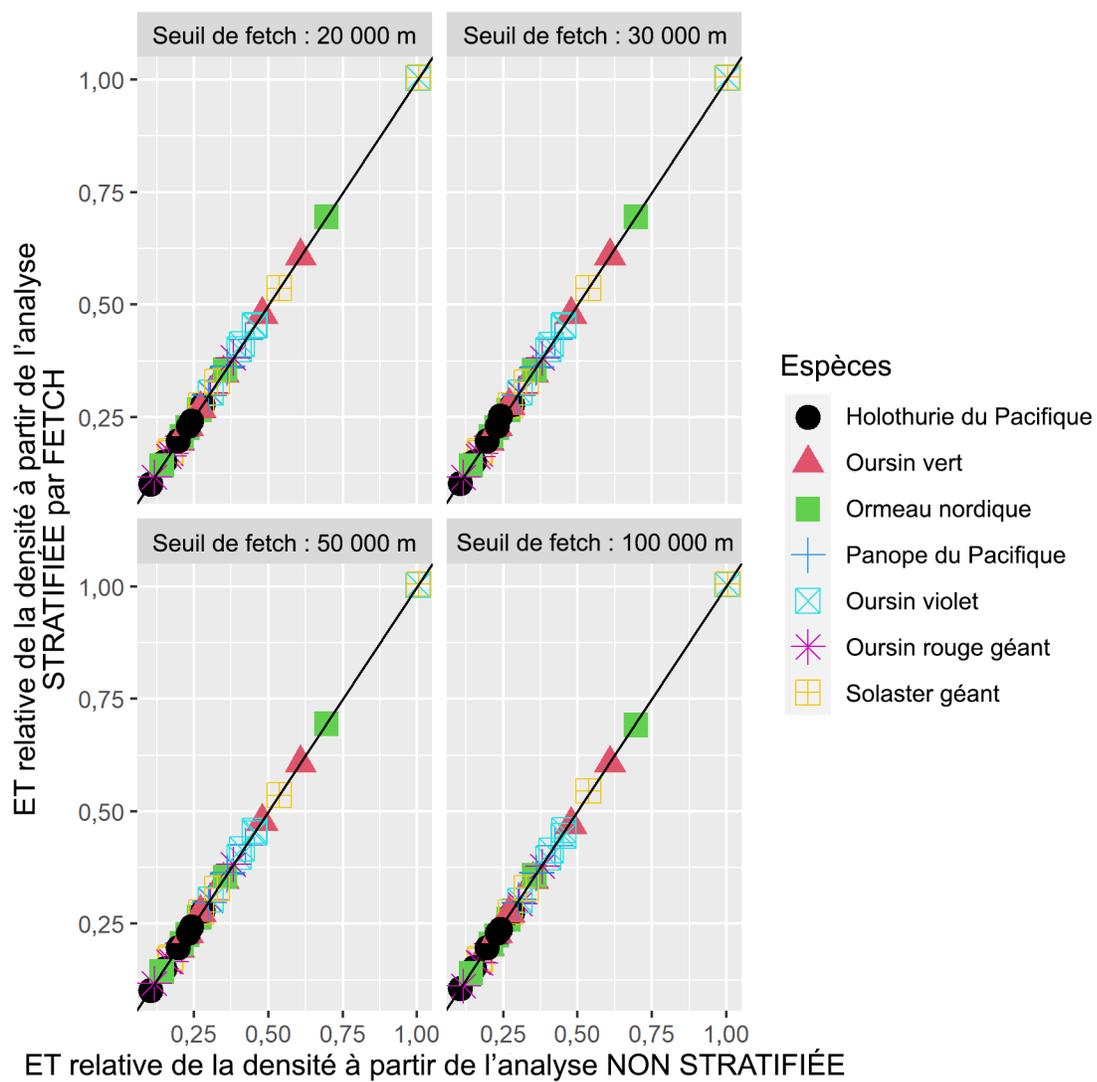


Figure 19. Erreur type relative de la densité de toutes les espèces d'invertébrés avec et sans stratification, avec des seuils de fetch de 20 000 m, 30 000 m, 50 000 m et 100 000 m.

3.2.1.3. Occupation de l'habitat par la loutre de mer – Méthodes

La loutre de mer (*Enhydra lutris*) se nourrit d'invertébrés benthiques. Elle est un prédateur important qui réduit les densités d'oursins dans leur aire de répartition (Burt *et al.* 2018; Lee *et al.* 2016; Watson et Estes 2011; Kvitek *et al.* 1989; Pearse et Hines 1987; Estes et Palmisano 1974; Lowry et Pearse 1973). L'ormeau nordique fait également partie du régime alimentaire de la loutre de mer; il a été démontré que le rétablissement de la loutre de mer en Colombie-Britannique a divisé par 16 les populations d'ormeau nordique (Lee *et al.* 2016). La loutre de mer se nourrit également d'holothuries du Pacifique (Laidre et Jameson 2006). Dans une étude menée dans le sud-est de l'Alaska, la densité d'holothurie dépendait de la durée et de l'ampleur de la présence de la loutre de mer, avec une diminution de 100 % dans les aires occupées par cette dernière depuis 1994 (Larson *et al.* 2013). Comme la prédation par la loutre de mer peut avoir une grande influence sur les densités d'invertébrés, l'occupation de l'habitat par la loutre de mer a été considérée comme une variable de stratification dans le cadre de la présente étude.

La loutre de mer occupe bel et bien son habitat sur toute la côte de la Colombie-Britannique et, par conséquent, cette variable peut convenir à la stratification avant l'échantillonnage. L'occupation de l'habitat par la loutre de mer est dérivée des relevés de la loutre de mer à grande échelle que le MPO a effectués tous les cinq ans depuis 1977 (Nichol *et al.* 2015). Au moment de cette étude, les données étaient accessibles jusqu'au relevé de la loutre de mer de 2013, inclusivement (Nichol *et al.* 2015). Le critère d'occupation était la présence d'au moins un radeau de loutre de mer au moment du relevé (au printemps ou à l'été). Les estimations de l'occupation de l'habitat par la loutre de mer étaient accessibles pour chacun des 24 polygones du segment du relevé (figure 2 dans Nichol *et al.* 2015). En l'absence de segment, les loutres de mer ont été considérées comme n'étant pas établies. Une exception a été relevée, à savoir un petit nombre de transects multispécifiques qui se trouvaient en dehors des segments du relevé et qui ont été jugés comme ayant été touchés par la loutre de mer à la recherche de nourriture, possiblement en hiver, en dehors de la période de relevé, dans le cadre d'une expertise en la matière (Linda Nichol, biologiste en mammifères marins, MPO, Nanaimo (C.-B.) 2022, comm. pers.). Cela fait plus précisément référence aux 15 transects de la baie Nootka (SGPP 25-4, 25-6, 25-15) et aux 10 transects de la baie Kyuquot (SGPP 26-2, 26-4, 26-5, 26-6) qui ont été déterminés comme étant occupés par la loutre de mer (dans le cadre d'une expertise en la matière), mais auxquels aucune année d'occupation n'est associée. Des détails complets sur le relevé de la loutre de mer figurent dans Nichol *et al.* (2015).

3.2.1.4. Incidence de l'occupation de l'habitat par la loutre de mer comme variable de stratification – Résultats

Le nombre total de transects dans les catégories d'occupation et d'inoccupation de la loutre de mer (Tableau 9) et l'année d'occupation (Tableau 10) de la recolonisation de l'espèce ont été présentés sous forme de tableau.

Tableau 9. Nombre total de transects multispécifiques en plongée dans les catégories d'occupation et d'inoccupation par la loutre de mer par emplacement-année.

Emplacement	Année	Inoccupé (nbre de transects)	Occupé (nbre de transects)
Détroit de la Reine-Charlotte	2016	50	81
Côte sud de l'île de Vancouver	2017	58	0
Détroit de la Reine-Charlotte	2018	0	88
Côte nord continentale	2019	80	0
Sud-est de Haida Gwaii	2020	70	0
Côte ouest de l'île de Vancouver	2021	14	54

Tableau 10. Nombre total de transects multispécifiques en plongée par année d'occupation par la loutre de mer par emplacement-année.

Emplacement	Année	1972	1989	1991	1992	1996	2000	2001	2008	2009	Inoccupé	Occupé – Année inconnue
Détroit de la Reine-Charlotte	2016	0	0	0	0	0	0	0	0	81	50	0
Côte sud de l'île de Vancouver	2017	0	0	0	0	0	0	0	0	0	58	0
Détroit de la Reine-Charlotte	2018	0	0	0	0	0	0	0	0	88	0	0
Côte nord continentale	2019	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0
Sud-est de Haida Gwaii	2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0
Côte ouest de l'île de Vancouver	2021	1	2	1	1	1	12	8	3	0	14	25

Tableau 11. Nombre total de transects multispécifiques par plongée dans les catégories d'occupation et d'inoccupation par la loutre de mer par année d'occupation par celle-ci.

Année d'occupation par la loutre de mer	1972	1989	1991	1992	1996	2000	2001	2008	2009	Totaux
Inoccupé	0	0	0	0	0	0	0	0	0	272 transects inoccupés
Occupé	1	2	1	1	1	12	8	3	169	223 transects occupés (198 avec une année connue et 25 sans année connue)

Essentiellement, l'occupation est survenue en 2009 dans la majorité des transects occupés; la valeur binaire (inoccupé, occupé) était donc une meilleure valeur de substitution pour indiquer la présence de la loutre de mer, les données étant trop peu suffisantes pour l'année d'occupation.

Dans la plupart des cas, les transects dans une petite région de relevé étaient soit occupés, soit inoccupés par la loutre de mer. La stratification en fonction de l'occupation par la loutre de mer n'a donc pas d'importance à l'échelle locale. Au niveau du relevé, on constate qu'il en est de même sauf pour le détroit de la Reine-Charlotte en 2016 et pour la côte ouest de l'île de Vancouver en 2021.

Les graphiques de la densité par rapport à l'occupation par la loutre de mer (faux/vrai) pour toutes les années (Figure 20) ne montrent aucune différence évidente entre les deux catégories.

Une régression linéaire à travers l'origine de l'écart type des densités spécifiques des transects pour établir la densité moyenne de chaque strate de la loutre de mer (inoccupé et occupé) donne un ratio de 1,25 pour les transects inoccupés et de 1,73 pour les transects occupés.

L'écart type des densités spécifiques des transects était plus faible dans la strate où la loutre de mer était absente que dans celle où elle était présente.

Si l'on suppose que les relevés actuels ont été répartis aléatoirement en fonction de l'occupation par la loutre de mer, la proportion de transects dans une strate sera approximativement égale à la proportion de tous les emplacements de transects possibles dans chaque strate d'occupation par la loutre de mer (Tableau 12).

Tableau 12. Nombre total (nbre) et pourcentage (%) de transects dans les strates occupées et inoccupées par la loutre de mer.

n^{bre}/% dans les strates inoccupées	n^{bre}/% dans les strates occupées
272/55 %	223/45 %

Environ 55 % des emplacements de transects seraient dans la strate inoccupée et le reste, dans la strate occupée (Tableau 12), mais cela variera au cours des différents emplacements-années (Tableau 13).

Tableau 13. Nombre total de transects (nbre) et proportion dans les strates occupées et inoccupées par la loutre de mer par emplacement-année.

Emplacement	Année	Nombre total de transects (nbre)	Proportion dans les strates inoccupées	Proportion dans les strates occupées
Détroit de la Reine-Charlotte	2016	131	0,38	0,62
Côte sud de l'île de Vancouver	2017	58	1,00	0,00
Détroit de la Reine-Charlotte	2018	88	0,00	1,00
Côte nord continentale	2019	80	1,00	0,00
Sud-est de Haida Gwaii	2020	70	1,00	0,00
Côte ouest de l'île de Vancouver	2021	68	0,21	0,79

Dans tous les relevés, à l'exception de ceux du détroit de la Reine-Charlotte en 2016 et de la côte ouest de l'île de Vancouver en 2021 (Tableau 13), les transects sont soit occupés, soit inoccupés; la stratification en fonction de l'occupation par la loutre de mer n'est donc pertinente que pour ces relevés.

On a estimé la densité (et l'erreur type) pour chaque espèce dans chacun des relevés ci-dessus à l'aide d'un modèle non stratifié et en supposant une méthode de répartition proportionnelle stratifiée (en utilisant les transects occupés et inoccupés par la loutre de mer) pour chaque année où une stratification en fonction de l'occupation par la loutre de mer serait judicieuse.

Les graphiques des erreurs types relatives de la densité pour l'ensemble des espèces avec et sans stratification selon l'occupation par la loutre de mer (inoccupé et occupé) démontrent que cette stratification ne comporte pratiquement aucun avantage (Figure 21).

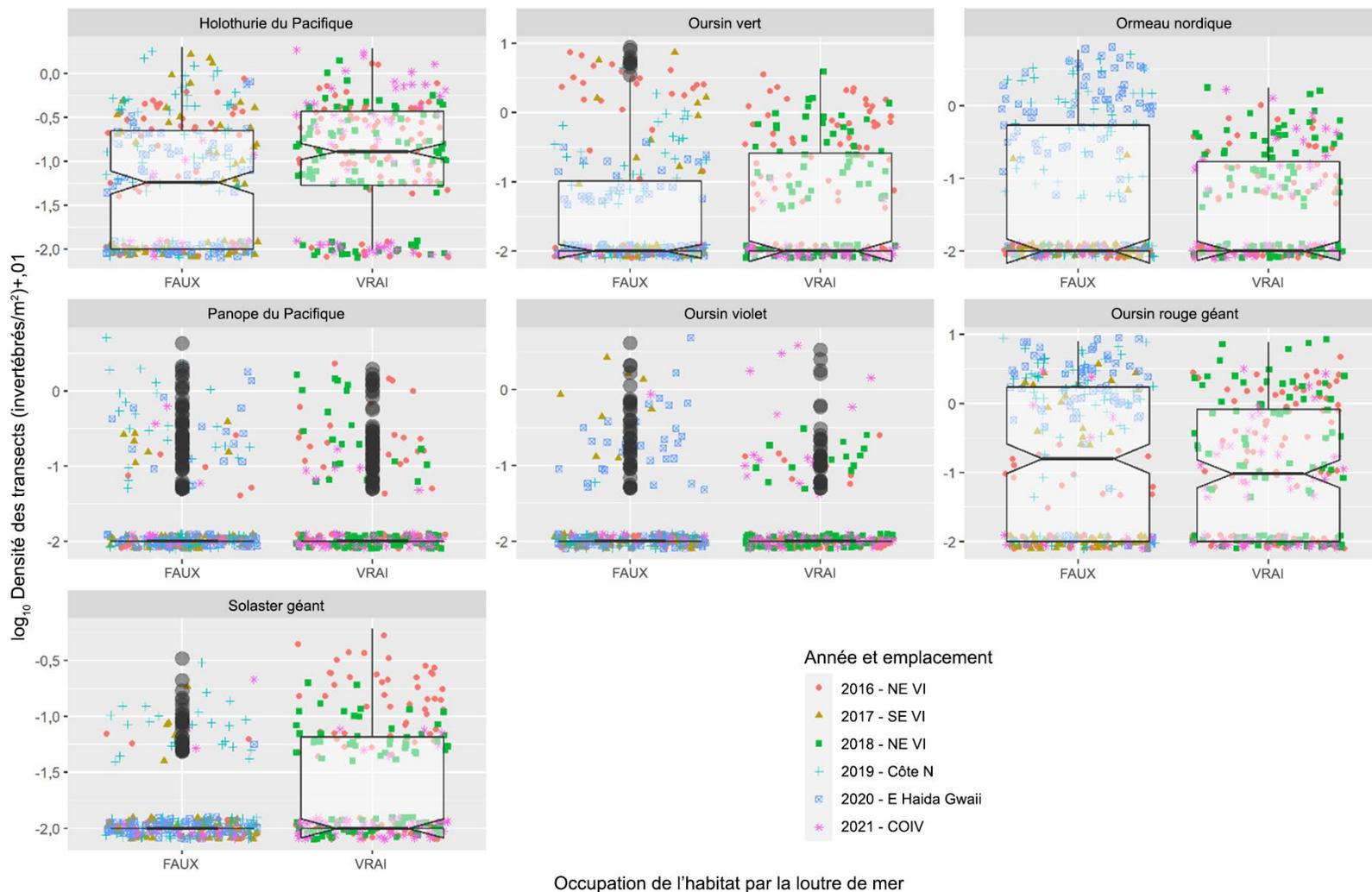


Figure 20. Densité par rapport à l'occupation par la loutre de mer (faux = inoccupé; vrai = occupé) pour les espèces et tous les emplacements-années.

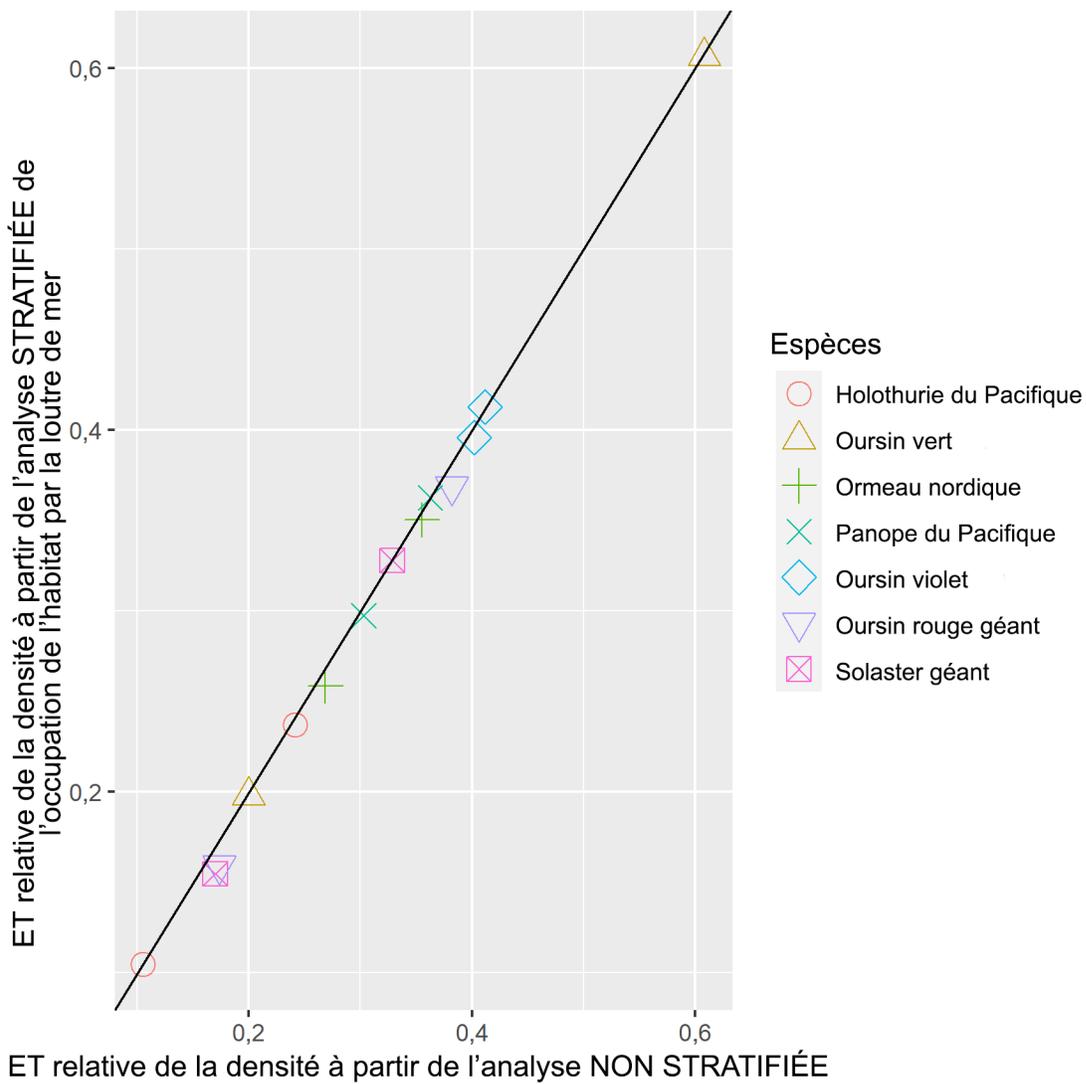


Figure 21. Erreurs types relatives de la densité pour toutes les espèces avec et sans stratification en fonction de l'occupation par la loutre de mer (faux = inoccupé; vrai = occupé) pour toutes les espèces.

3.2.1.5. Type de substrat dominant – Méthodes

Les premier, deuxième et troisième types de substrats les plus dominants dans chaque quadrat ont été consignés par les plongeurs à l'aide de l'un des onze codes décrits à l'annexe A.3 : 0 = bois; 1 = roche-mère lisse; 2 = roche-mère avec crevasses; 3 = rochers (> 30 cm); 4 = galets (entre 7,5 et 30 cm); 5 = gravier (entre 2 et 7,5 cm); 6 = gravier fin (entre 0,25 et 2 cm); 7 = sable; 9 = boue; 10 = coquilles écrasées et 11 = coquilles entières. Le type de substrat dominant a été étudié comme une variable de stratification potentielle.

3.2.1.6. Incidence de la catégorie de substrat dominant comme variable de stratification – Résultats

Les densités moyennes consignées lors des relevés (emplacement-année) varient considérablement en raison des effets locaux des emplacements ayant fait l'objet d'un relevé, mais il semble y avoir quelques tendances générales communes entre les déplacements (Figure 22). Il ne semble toutefois pas y avoir de substrat commun qui convient à la stratification de toutes les espèces. Par exemple, les roches conviennent généralement aux oursins, mais ne conviennent pas au solaster géant; c'est tout le contraire pour le gravier fin. En outre, si le type de substrat devait être utilisé comme une variable préalable à la stratification, il faudrait en connaître la répartition dans le secteur du relevé, qui n'est pas disponible à la résolution nécessaire pour le moment.

Les préférences de substrats des différentes espèces étaient évidentes; les densités de l'ormeau nordique, de l'oursin vert et de l'oursin violet étaient plus élevées sur les substrats durs (de la roche-mère au gravier) et près de zéro sur les autres substrats (Figure 22). En revanche, la panope du Pacifique a été associée aux substrats mous, comme prévu.

Dans ce cas-ci, les données brutes sur le substrat primaire ont été utilisées pour étudier la stratification. D'autres options de stratification pourraient envisager de résumer les données sur les trois types de substrats dominants dans des catégories plus générales, par exemple, à l'aide des méthodes de Gregr *et al.* (2013) ou d'une approche similaire.

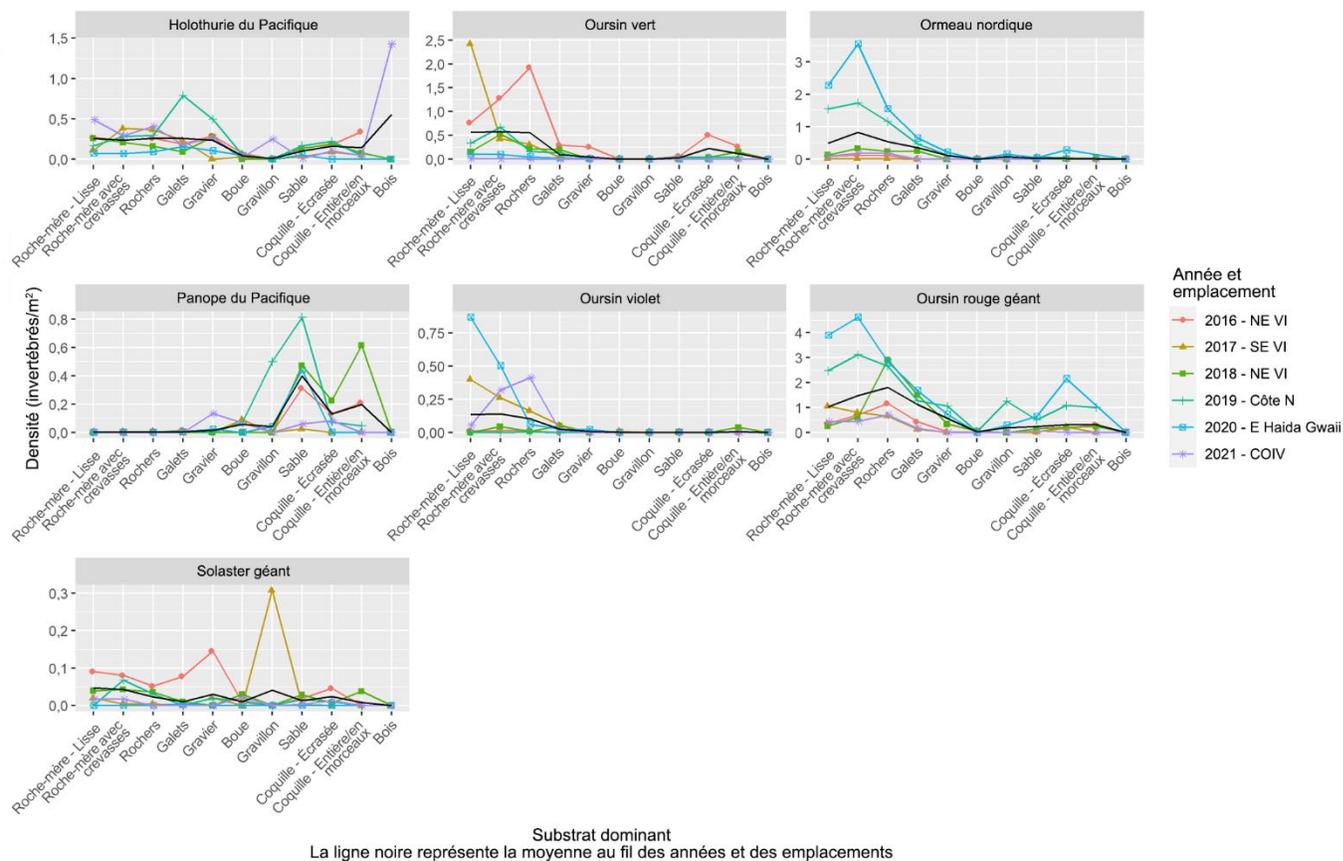


Figure 22. Densité par catégorie de substrat dominant pour l'ensemble des espèces d'invertébrés et des déplacements. La ligne noire indique la densité moyenne pour toutes les années et tous les emplacements.

3.2.1.7. Profondeur corrigée en fonction de la marée – Méthodes

La profondeur enregistrée par les marégraphes (c.-à-d. la profondeur consignée à partir de l'ordinateur de plongée pendant la plongée) a été corrigée pour représenter le zéro des cartes de chaque quadrat à la suite du relevé en soustrayant la hauteur de la marée. Des valeurs négatives de profondeurs corrigées peuvent être obtenues. Le niveau de l'eau (hauteur de la marée) est souvent supérieur à une profondeur corrigée de 0 m (aussi appelée zéro des cartes) et peut atteindre plusieurs mètres au-dessus d'une profondeur corrigée de 0 m. Les plongeurs peuvent donc étudier la zone intertidale inférieure durant la plupart des plongées. Ces relevés ciblent une profondeur corrigée de -2 m comme étant la partie peu profonde pour veiller à ce que l'ensemble de l'habitat de l'ormeau nordique soit couvert. Les valeurs de profondeur consignées par les plongeurs deviennent alors négatives pour les quadrats se situant dans la zone intertidale une fois que la valeur de la hauteur de la marée est soustraite de la profondeur enregistrée par le marégraphe. La profondeur corrigée en fonction de la marée a été étudiée comme variable de stratification potentielle.

3.2.1.8. Incidence de la catégorie de profondeur corrigée en fonction de la marée comme variable de stratification – Résultats

Les profondeurs corrigées en fonction de la marée ont été divisées en intervalles de 2 m entre -6 et 18 m où les trois derniers intervalles (de 12 à 14 m, de 14 à 16 m et de 16 à 18 m) ont été intégrés en un seul intervalle de 12 m et plus afin d'éviter les petits échantillons dans ces intervalles.

La densité varie considérablement entre les déplacements (années/régions) en raison des effets locaux des emplacements ayant fait l'objet d'un relevé, mais il semble y avoir quelques tendances générales communes entre les déplacements (Figure 23). La densité des oursins et du solaster géant semble plus grande dans l'intervalle 0 à 6 m, tandis que celle de l'holothurie et de la panope du Pacifique semble plus grande lorsque la profondeur augmente. Nous ne savons pas très bien si la stratification améliorera la précision de l'estimation de la densité puisque les transects sont placés perpendiculairement au rivage (c.-à-d. en coupant les lignes de contour) et comprennent automatiquement plusieurs strates de profondeur.

Les relations entre la densité des espèces et la profondeur étaient évidentes. Les densités de l'ormeau nordique et de l'oursin violet étaient plus fortes entre une profondeur de -2 et 2 m et diminuaient généralement par la suite (Figure 23). Les densités de l'holothurie du Pacifique et de la panope du Pacifique augmentaient généralement jusqu'à une profondeur de 14 m, mais aucune donnée n'a été relevée à des profondeurs plus grandes (Figure 23).

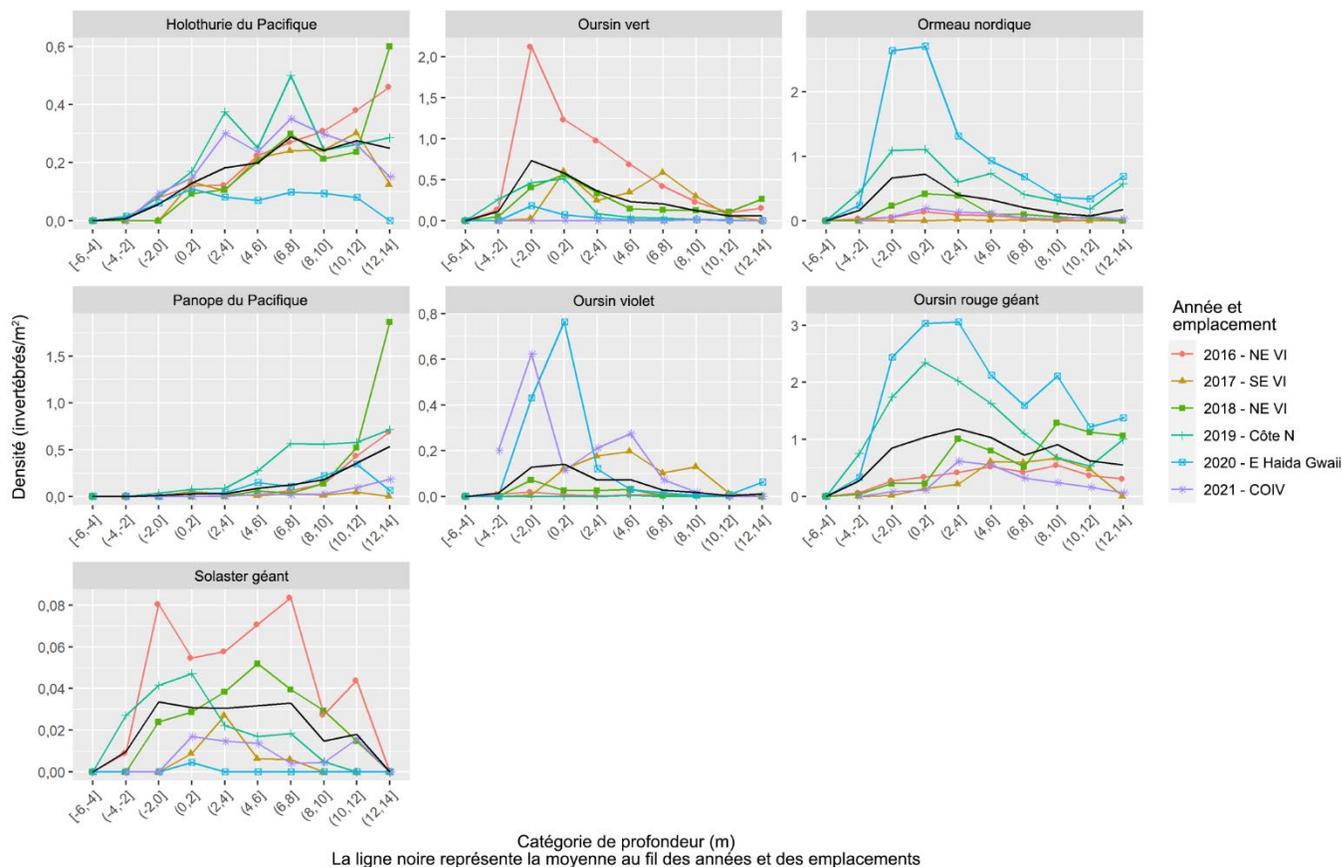


Figure 23. Densité par catégorie de profondeur corrigée en fonction de la marée pour l'ensemble des espèces d'invertébrés et des déplacements. La notation des intervalles de profondeur indique que l'intervalle exclut la valeur de gauche et inclut la valeur de droite, par exemple, (0,2] indique que les profondeurs de 0 sont exclues et que les profondeurs de 2 sont incluses. Le dernier intervalle (12 à 14] inclut toutes les profondeurs de plus de 12 m. La ligne noire indique la densité moyenne de l'ensemble des années et des emplacements.

3.3. SITES REPÈRES ET NOUVELLE RANDOMISATION

Un important facteur à considérer lors de la conception de relevés en série chronologique est de déterminer si, à chaque déplacement, le relevé sera effectué aux mêmes emplacements ou dans une nouvelle combinaison d'emplacements aléatoires. Comme les habitats benthiques en eau peu profonde varient sur de courtes distances, le fait d'utiliser des sites repères et de retourner aux mêmes sites chaque année pourrait réduire au minimum les différences entre les sites qui pourraient survenir si une nouvelle combinaison de sites aléatoires est choisie chaque fois, améliorant ainsi possiblement la capacité à détecter les changements en matière d'abondance de la population. En règle générale, une corrélation positive des mesures de densité sur les mêmes transects entre deux relevés (c.-à-d. entre deux années) donnera de meilleures estimations du changement (c.-à-d. un écart type plus petit) et une meilleure capacité à repérer un changement de densité entre deux relevés.

3.3.1. Sites repères et nouvelle randomisation – Méthodes

Certains transects où un relevé a été effectué dans le détroit de la Reine-Charlotte en 2016 ont été choisis au hasard afin qu'ils refassent l'objet d'un relevé en 2018. Dans l'archipel Deserfers Group, des relevés ont été effectués dans 19 transects au cours des deux années, de même qu'à l'île Gordon où des relevés ont été effectués dans 28 transects, également au cours des deux années. L'estimation des avantages potentiels de l'utilisation de sites repères ou d'une nouvelle randomisation a été effectuée à l'aide des 19 mêmes transects dans l'archipel Deserfers Group et des 28 mêmes transects dans l'île Gordon. Nous avons adapté un modèle pour estimer les éléments de variance nécessaires pour déterminer l'incidence de la duplication des transects dans les deux relevés. Pour simplifier les choses, nous supposons que les transects sont de longueur approximativement égale afin que l'estimation de la densité dans un site soit simplement la moyenne des densités spécifiques du transect.

L'adaptation du modèle (pour chaque combinaison de sites et d'espèces) est la suivante :

$$D_{ij} = \mu_j + T_i(R) + \epsilon_{ij}$$

où

- D_{ij} est la densité spécifique du transect i durant l'année j ;
- M est la densité de tous les transects durant l'année j ;
- T_i est l'effet (aléatoire) du transect sur la densité globale avec la variance σ_T^2 . Le (R) indique un effet aléatoire;
- E_{ij} est le bruit aléatoire en transect-année avec la variance σ^2 .

La corrélation entre le nombre de transects dans les deux années, si tous les transects étaient les mêmes au cours de ces deux années, est la corrélation intraclasse. Dans les cas où certains transects ne sont pas repris ou que la variance du transect est estimée à zéro, la corrélation intraclasse pourrait différer légèrement de la valeur corrélative brute :

$$\rho = \frac{\sigma_T^2}{\sigma_T^2 + \sigma^2}$$

Le gain d'efficacité résultant de l'utilisation des mêmes transects au cours de chacune des deux années, appelé effet du plan d'échantillonnage, a été calculé comme suit.

L'erreur type (ET) de la densité entre les transects dans n'importe quelle année de relevé est la suivante :

$$ET_{moyenne} = \frac{\sqrt{\sigma_T^2 + \sigma^2}}{\sqrt{n}}$$

où

- n est le nombre de transects utilisés durant cette année de relevé.

Il n'y a aucun avantage à utiliser les mêmes transects si le but ne repose que sur l'estimation de la densité propre à l'année en question.

L'ET du changement de densité si de nouveaux transects sont utilisés à chacune des deux années est la suivante :

$$ET_{diff. moy., sans dup.} = \frac{\sqrt{2 \times (\sigma_T^2 + \sigma^2)}}{\sqrt{n}}$$

où

- n est le nombre de transects utilisés dans chacune des deux années.

L'ET du changement de densité si tous les transects sont réutilisés dans chacune des deux années est la suivante :

$$ET_{diff. moy., dup.} = \frac{\sqrt{2 \times (\sigma^2)}}{\sqrt{n}}$$

où

- n est le nombre de transects utilisés dans chacune des deux années où il y a duplication.

Le gain d'efficacité ou l'effet du plan d'échantillonnage est calculé comme étant le carré du ratio de ces deux erreurs types :

$$EPE = \frac{\sigma_T^2}{\sigma_T^2 + \sigma^2}$$

L'effet du plan d'échantillonnage est relatif à la corrélation intraclasse :

$$EPE = \frac{1}{1-\rho}$$

Un effet du plan d'échantillonnage de 1 indique l'absence d'amélioration résultant de l'utilisation des mêmes transects entre les relevés. Un effet du plan d'échantillonnage supérieur à 1 indique qu'il est plus efficace (c.-à-d. que moins de transects sont nécessaires pour déceler un certain effet de taille) par ce facteur, p. ex., $EPE = 2$ signifie que la taille de l'échantillon serait divisée par deux si l'on utilise les mêmes transects plutôt que de nouveaux transects chaque année pour détecter la même différence de taille sure plan de la densité.

3.3.1. Sites repères et nouvelle randomisation – Résultats

Les densités spécifiques des transects estimées depuis la première visite aux emplacements de ceux-ci (2016) ont été représentées graphiquement par rapport aux densités spécifiques des transects estimées depuis la deuxième visite (2018) pour chaque espèce d'invertébré (Figure 24). Les corrélations étaient modestes pour la majorité des espèces, souvent causées par un petit nombre de transects où les densités spécifiques du transect semblent assez différentes entre les deux années. Dans certains cas, un seul transect semble très « différent » sur le plan de la relation entre les deux années de relevé. Cela pourrait indiquer que le transect réutilisé ne correspondait pas vraiment à l'emplacement du transect du déplacement précédent.

La corrélation brute, la corrélation intraclasse et l'effet du plan d'échantillonnage ont été calculés pour chaque espèce d'invertébré dans les transects où un nouveau relevé a été effectué dans l'archipel Deserters Group et l'île Gordon (Tableau 14). L'effet du plan d'échantillonnage pour la majorité des espèces se situait entre 1 et 1,9, mais était de 2,5 pour l'oursin vert à l'île Gordon et de 4,6 pour l'holothurie du Pacifique dans l'archipel Deserters Group. Cela laisse supposer que la réalisation d'un deuxième relevé aux mêmes emplacements (sites repères) pourrait être avantageuse à de courts intervalles pour certaines espèces.

Il est plus difficile de déterminer l'incidence de l'utilisation des mêmes transects à long terme, car il semble raisonnable de supposer que la corrélation de la densité entre les transects réutilisés diminuerait au fur et à mesure que le temps entre les déplacements augmente. À titre d'exemple, il pourrait y avoir une très forte corrélation de la densité lorsque les transects sont mesurés à un mois d'intervalle, mais elle pourrait être modérée lorsque les mêmes transects sont mesurés à deux ans d'intervalle pour ensuite tomber à 0 lorsque les mêmes transects sont mesurés à cinq ans d'intervalle.

Nous n'avons malheureusement pas suffisamment de renseignements pour savoir à quelle vitesse les corrélations diminuent. Nous avons quelques renseignements concernant les transects réutilisés pour l'holothurie du Pacifique dans les sites témoin des zones de pêche expérimentale (Hajas *et al.* 2023; Hand *et al.* 2008); cependant, nous n'avons pas ce type de renseignements pour toutes les espèces d'invertébrés qui nous intéressent. Il est donc difficile d'optimiser la conception du relevé à l'aide de la méthode de correction temporelle de la densité pour de multiples espèces.

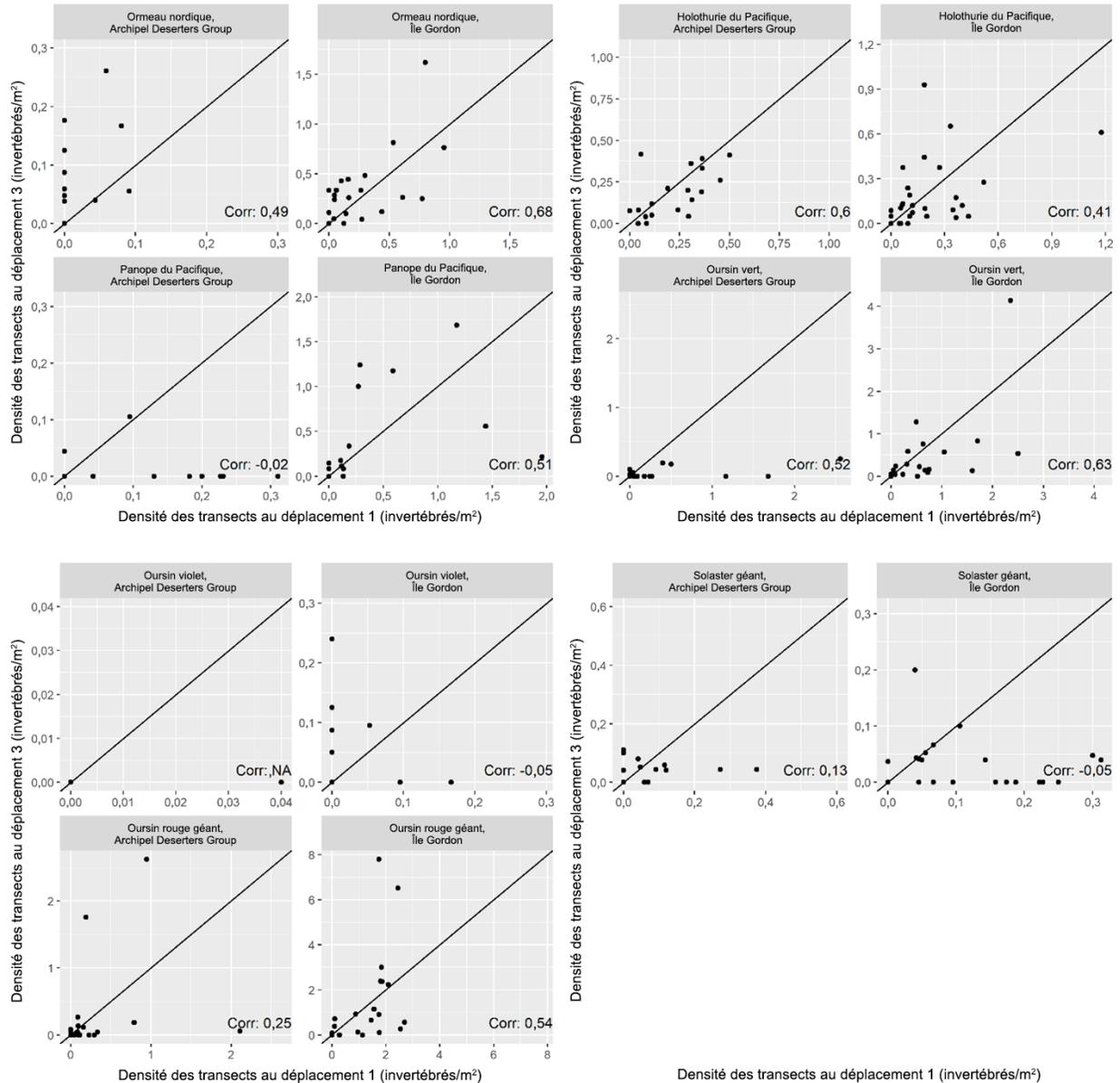


Figure 24. Estimation de la densité des invertébrés dans les transects où des relevés ont été effectués au premier déplacement (dans le détroit de la Reine-Charlotte, en 2016, dans l'archipel Deserters Group et à l'île Gordon), puis de nouveau réalisés au troisième déplacement (dans le détroit de la Reine-Charlotte, en 2018, dans l'archipel Deserters Group et à l'île Gordon) et des coefficients de corrélation bruts. Les lignes diagonales noires montrent une relation de 1 à 1. Le premier et le troisième déplacements sont des identifiants uniques de la base de données.

Tableau 14. Corrections brutes, écart types (ET) du transect, écart types résiduels (ET), corrélations intraclasse et effet du plan d'échantillonnage pour chaque espèce d'invertébré dans les transects où des relevés ont été effectués en 2016 et en 2018 dans l'archipel Deserters Group et l'île Gordon dans le détroit de la Reine-Charlotte. (* Il convient de noter que l'on a observé la présence de l'oursin violet dans un seul transect de l'archipel Deserters Group en 2016.)

Emplacement	Espèce	Corrélation brute	ET du transect	ET résiduel	Corrélation intraclasse	Effet du plan d'échantillonnage
Archipel Deserters Group	Ormeau nordique	0,49	0,026	0,054	0,18	1,2
Archipel Deserters Group	Solaster géant	0,13	0,059	0,087	0,32	1,5
Archipel Deserters Group	Oursin vert	0,52	0,046	0,397	0,01	1,0
Archipel Deserters Group	Oursin rouge géant	0,25	0,211	0,429	0,19	1,2
Archipel Deserters Group	Oursin violet	*	0	0,005	0,00	1,0
Archipel Deserters Group	Holothurie du Pacifique	0,60	0,189	0,100	0,78	4,6
Archipel Deserters Group	Panope du Pacifique	-0,02	0	0,072	0,00	1,0
Île Gordon	Ormeau nordique	0,68	0,280	0,185	0,70	3,3
Île Gordon	Solaster géant	-0,05	0	0,082	0,00	1,0
Île Gordon	Oursin vert	0,63	0,564	0,466	0,59	2,5
Île Gordon	Oursin rouge géant	0,54	1,063	1,148	0,46	1,9
Île Gordon	Oursin violet	-0,05	0	0,061	0,00	1,0
Île Gordon	Holothurie du Pacifique	0,41	0,161	0,179	0,45	1,8
Île Gordon	Panope du Pacifique	0,51	0,283	0,308	0,46	1,8

3.4. ANALYSE

Les relevés pilotes ont fourni un vaste ensemble de données permettant d'explorer les possibilités d'amélioration du protocole comme les valeurs seuils de fetch (des données de relevés monospécifiques ont aussi été étudiées à cette fin), la stratification et l'ensemble de la conception du relevé (c.-à-d. les sites repères par rapport à la nouvelle randomisation des transects). Les résultats indiquent que les relevés futurs devraient exclure les parties du littoral dont les valeurs de fetch sont inférieures à 20 000 m ou supérieures à 2,52 millions de mètres lorsque les transects sont placés aléatoirement afin de s'assurer que l'effort d'échantillonnage est axé sur un habitat convenable tout en évitant les zones potentiellement dangereuses pour la plongée.

Les analyses actuelles n'ont pas donné suffisamment de preuves pour supposer que la stratification par fetch, l'occupation par la loutre de mer, le type de substrat ou la profondeur

améliorent l'exactitude des relevés à ce moment-ci. Cependant, l'écosystème dynamique qu'occupent les espèces d'invertébrés d'intérêt est signe que ces variables ou d'autres pourraient s'appliquer de façon pertinente à la conception des relevés futurs. Il est donc recommandé de continuer à explorer les variables avant ou après la stratification afin d'améliorer l'exactitude des relevés à mesure que les données sont disponibles.

L'incidence de la réutilisation des transects (c.-à-d. les sites repères) était minime, car seules des corrélations positives modérées entre les mesures répétées de la densité ont été observées sans gain substantiel sur le plan de l'exactitude par rapport à la sélection aléatoire de nouveaux emplacements de transects pour chaque relevé. En outre, il est souvent difficile de revenir à l'emplacement exact du transect lors de déplacements répétés. D'un autre côté, la nouvelle randomisation de la sélection de l'emplacement des transects avant chaque relevé pourrait : permettre de recueillir des données provenant d'un plus grand nombre d'emplacements au fil du temps, ce qui pourrait contribuer à améliorer la stratification, permettre d'utiliser différents modèles pour estimer la densité (p. ex., les modèles spatio-temporels), améliorer les connaissances sur la variabilité spatio-temporelle à l'échelle de la côte au sein des populations et intégrer facilement de nouveaux renseignements sur l'environnement ou l'écosystème à long terme. La nouvelle randomisation de l'emplacement des transects est donc recommandée pour les relevés futurs.

4. TAILLE DE L'ÉCHANTILLON ET CONCEPTION DU RELEVÉ

4.1. OPTIMISATION DE LA TAILLE DE L'ÉCHANTILLON

4.1.1. Méthodes d'échantillonnage d'acceptation

L'échantillonnage d'acceptation est une méthode statistique couramment utilisée dans des contextes de fabrication (Lawson 2021). Il sert également à évaluer les stocks par rapport aux critères de référence (c.-à-d. le PRL et le PRS) en science halieutique, car il utilise des techniques statistiques pour détecter et prévenir rapidement les problèmes plutôt que de les corriger une fois qu'ils sont survenus.

Les tests d'hypothèses traditionnels sont difficiles à mettre en œuvre dans ce contexte. Par exemple, le gestionnaire des pêches pourrait vouloir protéger le stock contre la surpêche. Par conséquent, l'hypothèse nulle voudrait que la densité des stocks soit inférieure au PRL et qu'aucune pêche ne puisse être pratiquée, à moins que les données démontrent que la densité des stocks est supérieure au PRL (si cette hypothèse nulle était rejetée ou si la limite inférieure de l'intervalle de confiance de la densité dépassait le PRL). Les producteurs peuvent toutefois vouloir pêcher à moins que la densité des stocks soit inférieure au PRS. Dans ce cas, l'hypothèse nulle voudrait que la densité des stocks soit supérieure au PRS et que la pêche puisse être pratiquée, à moins que les données démontrent que la densité des stocks est inférieure au PRS. Les concepts habituels des erreurs de type I et de type II dépendront alors du point de vue au moment où l'hypothèse a été établie.

Par conséquent, l'échantillonnage d'acceptation comporte deux risques, soit le risque pour le consommateur et le risque pour le producteur. Ces noms proviennent du rôle de l'échantillonnage d'acceptation dans des contextes de fabrication. Dans le cadre du présent document, le risque pour le consommateur est la probabilité d'accepter un secteur comme répondant aux critères de référence (c.-à-d. que la densité est supérieure au PRL), alors qu'en fait, il n'y répond pas (c.-à-d. un faux positif). Inversement, le risque pour le producteur est la probabilité qu'un secteur ne réponde pas aux critères de référence (c.-à-d. que la densité est

inférieure au PRS), alors qu'en fait, il est acceptable (supérieur au PRS) (c.-à-d. un faux négatif).

Des dommages graves pourraient être causés au stock et des mesures (p. ex., la fermeture d'une pêche) pourraient être adoptées lorsqu'un stock tombe sous le PRL. Le plan d'échantillonnage devrait donc avoir une capacité suffisante pour détecter toute situation où la densité des stocks tombe sous le PRL. On a consulté les gestionnaires des pêches pour déterminer le risque de ne pas détecter si la densité est inférieure au PRL, c.-à-d. le risque pour le consommateur. Ce risque a été fixé à 0,05.

Le PRS est la valeur au-dessus de laquelle le stock est considéré comme « sain » et ne nécessite aucune mesure. La probabilité que le plan d'échantillonnage détermine faussement que la densité est inférieure au PRS alors qu'en fait, elle est supérieure à celui-ci, c.-à-d. le risque pour le producteur, doit être faible. Les gestionnaires des pêches établissent également à 0,05 le risque de déterminer faussement que la densité d'un stock est inférieure au PRS, alors que la densité réelle est égale ou supérieure à celui-ci.

Comme cela est mentionné dans l'introduction, des PRL et des PRS potentiels ont été élaborés pour l'holothurie du Pacifique, la panope du Pacifique, l'oursin vert et l'oursin rouge géant (Hajas *et al.* 2023; Lothead *et al.* 2019; MPO 2018) (Tableau 1). Les points de référence pour l'holothurie du Pacifique et l'oursin rouge géant devraient s'appliquer à l'échelle de la côte et, par conséquent, des plans d'échantillonnage ont été élaborés pour ces deux espèces. Il importe de noter que les points de référence pour l'oursin vert ont été établis à partir de données de relevés indépendants de la pêche dans deux sites repères de haute densité, l'un au large du nord-est de l'île de Vancouver et l'autre au large du sud-est de l'île de Vancouver (MPO 2018) et qu'ils pourraient donc ne pas s'appliquer à l'ensemble de la côte (l'oursin vert n'est évalué à l'heure actuelle que dans le nord-est et le sud-est de l'île de Vancouver où il est pêché [MPO 2021b; MPO 2018; MPO 2016a; MPO 2015]). L'oursin vert a encore été inclus dans les analyses d'échantillonnage d'acceptation et un plan d'échantillonnage a été élaboré (section 4.1) au cas où des évaluations à l'échelle de la côte seraient éventuellement souhaitables. De plus, en raison du moment du relevé multispécifique (généralement effectué en septembre), le relevé ne sera pas utilisé pour évaluer l'état des stocks de la panope du Pacifique (voir les détails à la section 5 : Incertitudes et à la section 6 : Analyse générale). Aucun plan d'échantillonnage n'a donc été créé pour la panope du Pacifique.

L'établissement du PRL, du risque pour le consommateur, du PRS et du risque pour le producteur permet d'élaborer un « plan d'échantillonnage d'acceptation de variables à échantillon unique » (Lawson 2021). Le terme « échantillon unique » désigne la conception d'un échantillon en vertu duquel un seul prélèvement est effectué, la densité est estimée et une décision d'acceptation ou de rejet est prise. Le terme « acceptation des variables » signifie que des valeurs numériques (p. ex., la densité) sont utilisées pour prendre une décision.

Ces plans ont une valeur k et une taille d'échantillon n . Dans le cadre de ce plan, la densité est déterminée à l'aide d'un échantillon de n transects.

- Si la densité estimée est inférieure à k , la densité des stocks est alors considérée comme n'étant pas saine et des mesures doivent être prises.
- Si la densité estimée est supérieure à k , la densité des stocks est alors considérée comme saine et aucune autre mesure ne doit être prise.

4.1.1.1. Plan d'échantillonnage unique

Un plan d'échantillonnage unique a été conçu pour l'oursin vert, l'oursin rouge géant et l'holothurie du Pacifique en déterminant la valeur de n et de k de telle sorte que :

$$P(\widehat{Density} < k | \text{Densité} \leq \text{PRL}) = 1 - \text{Risque pour le consommateur} = 0,95$$

$$P(\widehat{Density} < k | \text{Densité} \geq \text{PRS}) = \text{Risque pour le producteur} = 0,05$$

On a supposé que la taille de l'échantillon (le nombre de transects) était assez grande pour qu'une estimation approximative normale de la distribution d'échantillonnage de *Density* s'applique, l'erreur type des estimations étant fonction de l'écart type (ET ou « σ ») qui, lui, est fonction de la moyenne (μ), p. ex., $\sigma = 1,27 \times \mu$. Ce dernier rapport (écart type-moyenne de 1,27) découle de l'estimation de l'écart type des densités spécifiques des transects par rapport à la densité globale entre les espèces (Figure 12).

Il n'existe pas de formule analytique pour déterminer la taille de l'échantillon appropriée, mais les équations utilisées pour créer les plans sont présentées à l'annexe D : Documents supplémentaires.

La réactivité des plans d'échantillonnage unique au rapport écart type-moyenne a été vérifiée en créant des plans d'échantillonnage unique pour l'oursin vert, l'oursin rouge géant et l'holothurie du Pacifique lorsque le rapport écart type-moyenne a été augmenté de 10, 25 et 50 %.

4.1.1.2. Plans d'échantillonnage double

On a également exploré les plans d'échantillonnage double. Dans les plans d'échantillonnage double, un petit échantillon initial est prélevé et l'on détermine si une décision peut reposer sur ce petit échantillon ou si un autre échantillonnage est nécessaire. Ces types de plans peuvent être utiles lorsque les stocks sont bien au-dessus du PRS ou bien en deçà du PRL. Pour le moment, ce plan n'est pas considéré comme réalisable, mais il est toutefois présenté à l'annexe C : Plans d'échantillonnage double.

4.1.2. Échantillonnage d'acceptation – Résultats

En utilisant le même écart type de densité que le rapport de densité moyen pour toutes les espèces (1,27) et les mêmes risques pour le producteur et le consommateur pour toutes les espèces, les valeurs k (seuils) et le nombre de transects (n) qui doivent faire l'objet de relevés dans les plans d'échantillonnage unique sont présentés au tableau 9 ci-dessous.

Tableau 15. Résumé des plans d'échantillonnage unique.

Espèce	k	Nombre de transects (n)
Holothurie du Pacifique	0,033	244
Oursin vert	0,600	40
Oursin rouge géant	0,400	40

Comme le PRS est le double du PRL pour les deux espèces d'oursins, la taille de l'échantillon (nombre de transects) est la même pour les deux espèces dont les valeurs « k » sont à mi-chemin environ entre leur *PRL* et leur *PRS* respectifs. Étant donné que le rapport PRS/PRL est plus faible pour l'holothurie du Pacifique, le nombre de transects qui doivent faire l'objet de relevés dans les plans d'échantillonnage unique (n) est beaucoup plus grand que pour les espèces d'oursins.

Des courbes caractéristiques efficaces ont été élaborées afin de montrer la probabilité de déclarer que la densité est acceptable ou non à différents niveaux de densité réelle en tant que mesure du rendement des plans d'échantillonnage pour l'holothurie du Pacifique, l'oursin vert et l'oursin rouge géant (Figure 25).

La largeur type de l'intervalle de confiance pour les tailles d'échantillon en question est présentée à la Figure 26. À mesure que la taille de l'échantillon diminue, il s'ensuit un risque accru de ne pas détecter si la densité est inférieure au PRL (puissance réduite) et un risque accru de faussement déclarer que la densité est faible, alors que la densité réelle est supérieure au PRS (taux accru de faux positif).

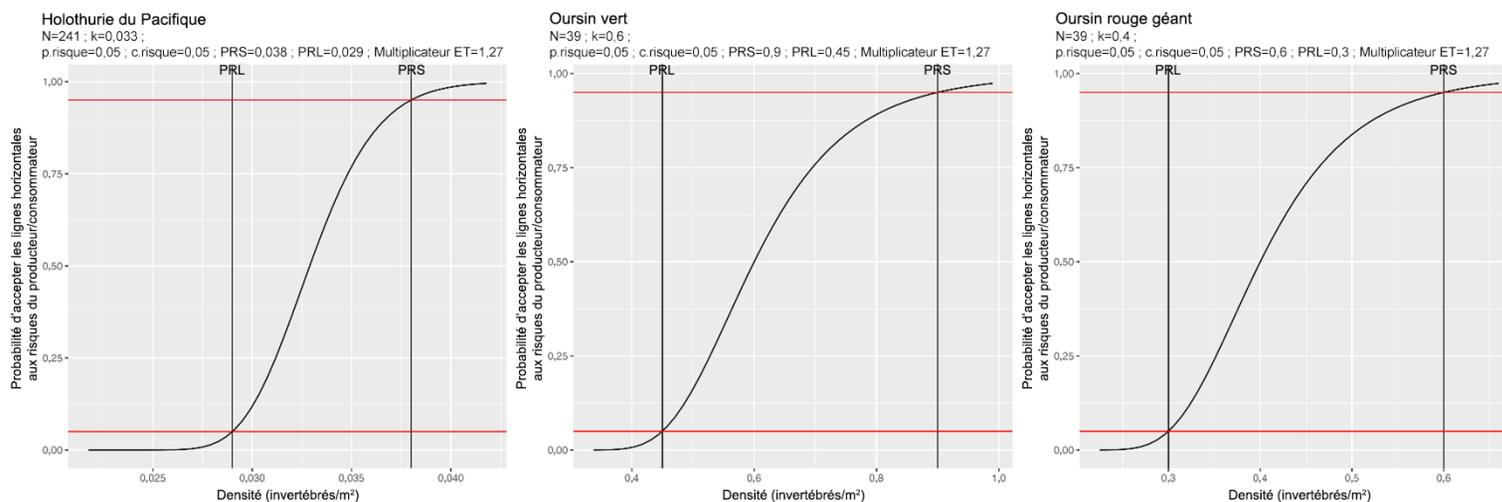


Figure 25. Courbe caractéristique efficace pour l'holothurie du Pacifique, l'oursin vert et l'oursin rouge géant montrant la probabilité de déclarer que la densité est inférieure à la valeur critique à différents niveaux de densité réelle.

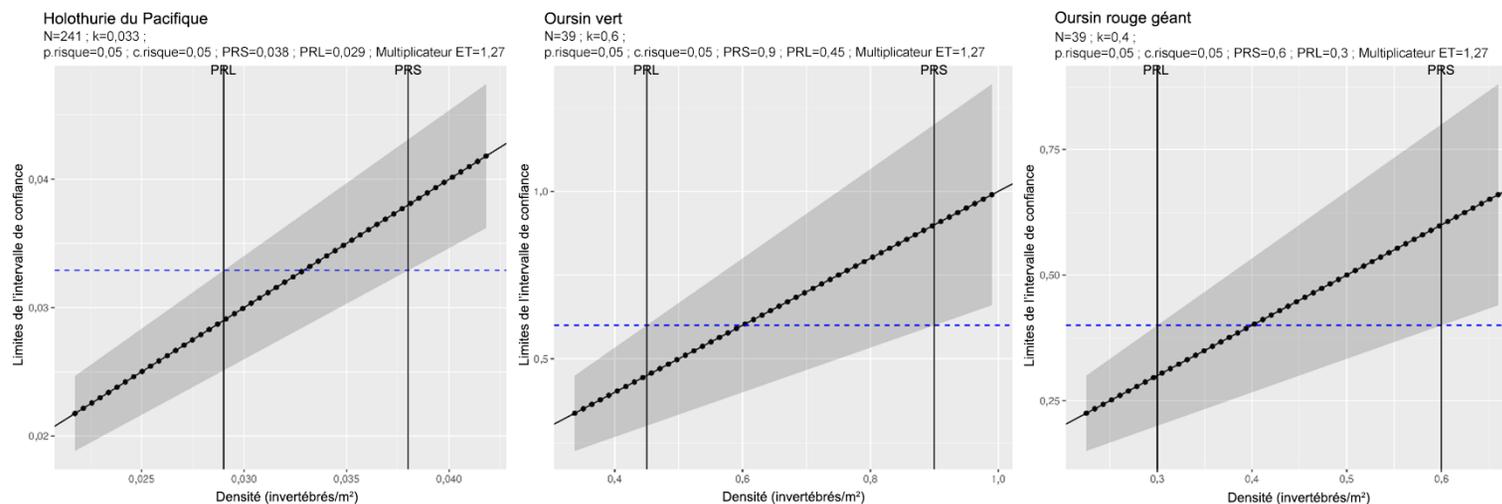


Figure 26. Graphique d'un intervalle de confiance de 90 % pour la densité de l'holothurie du Pacifique, de l'oursin vert et de l'oursin rouge géant (invertébrés par m²). Les lignes bleues pointillées représentent la valeur k.

4.1.3. Réactivité au multiplicateur écart type-moyenne

Tableau 16. Plans d'échantillonnage unique pour l'oursin vert, l'oursin rouge géant et l'holothurie du Pacifique avec des rapports écart type-moyenne de densité augmentés de 10, 25 et 50 % par rapport à 1,27.

Espèce	Pourcentage de hausse	Rapport écart type-moyenne	K (animaux par m ²)	n (nombre de transects)
Oursin vert	0	1,27	0,60	40
	10	1,39	0,60	48
	25	1,58	0,60	62
	50	1,90	0,60	89
Oursin rouge géant	0	1,27	0,40	40
	10	1,39	0,40	48
	25	1,58	0,40	62
	50	1,90	0,40	89
Holothurie du Pacifique	0	1,27	0,03	244
	10	1,39	0,03	295
	25	1,58	0,03	380
	50	1,90	0,03	548

À mesure que l'écart type des densités spécifiques des transects (par l'intermédiaire du rapport écart type-moyenne) augmente, la taille de l'échantillon nécessaire augmente, mais la valeur k demeure inchangée.

4.2. OPTIMISATION DE LA MISE EN PLACE DES TRANSECTS

4.2.1. Concepts d'échantillonnage aléatoire

L'objectif du relevé en plongée de multiples espèces d'invertébrés est de produire des estimations objectives de l'abondance de la population sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique pour le groupe d'invertébrés sélectionné. Ce relevé utiliserait les protocoles de relevé en plongée décrits à l'annexe A. Compte tenu de l'analyse effectuée dans les sections précédentes, une taille d'échantillon d'environ 240 transects permettrait de mesurer la population sur toute la côte avec une précision suffisante pour équilibrer les risques pour le consommateur et le producteur requis par les points de référence de population. Par

conséquent, le relevé en plongée idéal serait un relevé annuel couvrant l'ensemble du cadre d'échantillonnage (le littoral de la Colombie-Britannique ayant des valeurs de fetch comprises entre 20 000 m et 2,52 millions de mètres; Figure 27) comprenant 240 transects sélectionnés aléatoirement. Ce relevé produirait un indice annuel d'abondance impartial (par rapport au cadre d'échantillonnage) pour chacun des sept invertébrés avec une précision raisonnable.

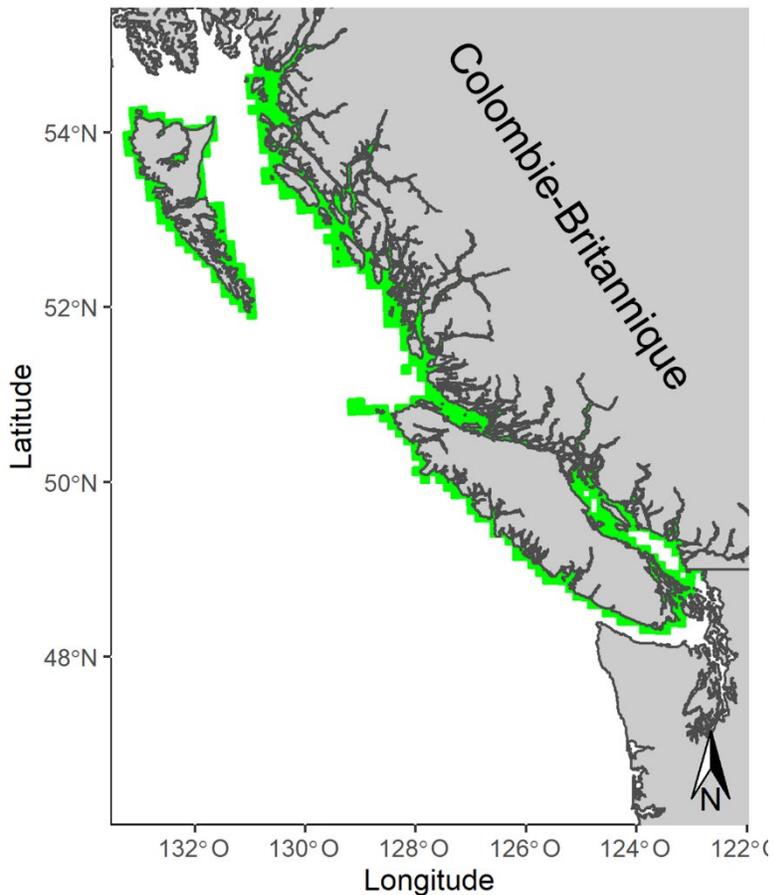


Figure 27. Littoral de la Colombie-Britannique. Les zones en vert représentent les régions du littoral dont les valeurs de fetch sont comprises entre 20 000 m et 2,52 millions de mètres.

Toutefois, des considérations logistiques limitent le temps et les efforts pouvant être consacrés aux relevés en plongée de multiples espèces d'invertébrés. Actuellement, les limitations logistiques sont déterminées par le temps-navire et la disponibilité de plongeurs qualifiés. Ces dernières années, le temps-navire et les équipes de plongeurs n'ont pu être mobilisés que durant 14 à 21 jours environ au mois de septembre. En pratique, cela limite le nombre de transects pouvant être réalisés à environ 80 à 120 par an. Les exemples ci-dessous ont été élaborés pour 80 transects par an, mais les mêmes concepts s'appliqueraient à tout autre nombre total de transects jugé réalisable au cours d'une année donnée.

4.3. CONCEPTIONS DE RELEVÉ ET RÉSULTATS POTENTIELS

Nous avons créé des exemples de scénarios pour la mise en œuvre du relevé en plongée en utilisant trois conceptions de relevé différentes pour la sélection de l'emplacement des transects : l'échantillonnage aléatoire simple, l'échantillonnage à deux étapes et une conception de panel avec échantillonnage à deux étapes. Il convient de noter qu'il existe une étape

d'échantillonnage supplémentaire, consistant à échantillonner systématiquement des quadrats le long des transects, quelle que soit la méthode utilisée pour sélectionner l'emplacement de ceux-ci. Dans ces exemples, nous avons placé une grille de 1 km sur 1 km sur l'ensemble du littoral de la Colombie-Britannique pour plus de simplicité. Dans ces exemples, les cellules de la grille de 1 km sur 1 km constituaient les unités d'échantillonnage où les transects de chaque plongeur seraient placés. Dans les relevés pilotes, un transect pouvait être placé à chaque mètre de littoral à l'intérieur du masque de relevé. La densité et la conception de l'échantillonnage sont les mêmes, que l'on utilise une grille de 1 km sur 1 km ou chaque mètre de littoral comme unité fondamentale pour l'emplacement des transects.

Un simple échantillon aléatoire de cellules de 1 km sur 1 km ($n = 80$) au cours d'une année a permis d'obtenir une large répartition des transects sur la côte de la Colombie-Britannique (Figure 28).

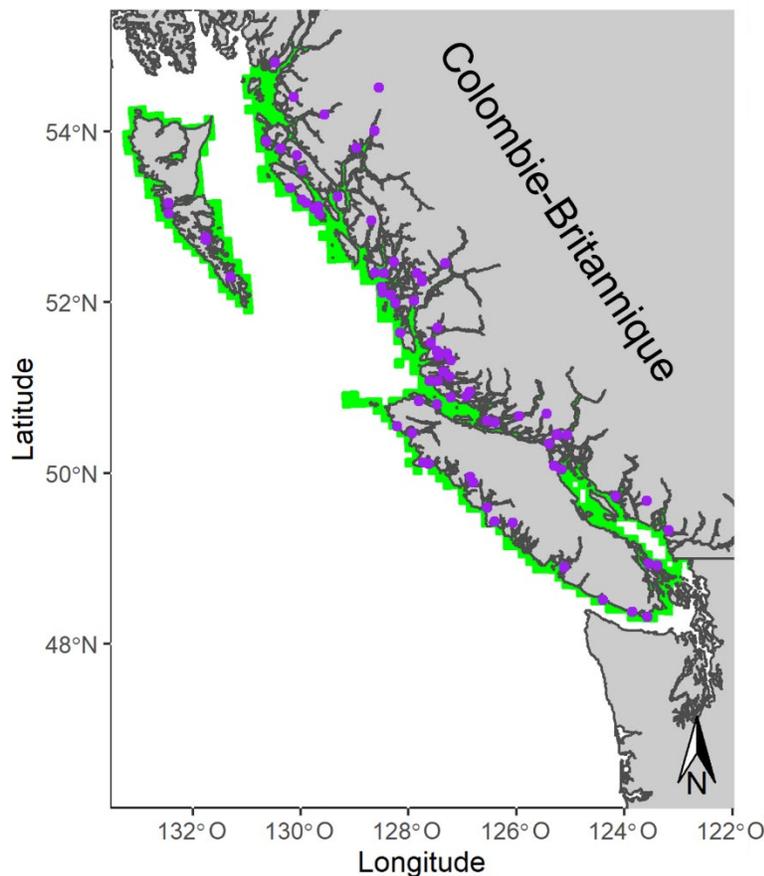


Figure 28. Exemple de sélection de 80 emplacements aléatoires, représentés par des points violets, en utilisant un échantillonnage aléatoire simple pour couvrir l'ensemble de la côte. Dans ce cas, les transects de relevé en plongée ont été choisis dans des sections individuelles du littoral de 1 km sur 1 km.

Il existe deux moyens courants d'estimer la densité : la moyenne simple des densités spécifiques des transects en accordant à chaque transect une pondération égale ou, plus couramment, un estimateur de ratio dans lequel les transects sont pondérés en fonction de leur longueur. L'estimateur de ratio est utilisé pour estimer la densité dans le cadre des relevés

monospécifiques du MPO (Hajas *et al.* 2023; Lohead *et al.* 2015; Bureau *et al.* 2012; Hand *et al.* 2008). Si tous les transects ont la même longueur, les deux estimateurs sont identiques.

En supposant que :

n = le nombre de transects du relevé;

L_i = la longueur de l' i^{e} transect;

y_i = la densité des invertébrés dans le transect i ;

la densité globale estimée et l'erreur type calculée en tant qu'estimateur de ratio (Thompson *et al.* 1992) sont :

$$\hat{D}_{SRS} = \frac{\sum_{i=1}^n y_i L_i}{\sum_{i=1}^n L_i}$$

$$\widehat{se}(\hat{D}_{SRS}) = \sqrt{\frac{1}{\bar{L}^2} \frac{\sum_{i=1}^n (y_i L_i - \hat{D} L_i)^2}{n}}$$

où

\bar{L} est la longueur moyenne des transects.

Il convient de noter que la correction d'échantillonnage pour population finie n'est pas prise en compte, puisqu'en pratique elle est égale à 0.

Bien qu'un échantillonnage aléatoire simple sur l'ensemble de la côte permette d'obtenir une estimation impartiale de la densité des invertébrés, la distance entre chaque transect serait trop importante pour être réalisable d'un point de vue logistique. Sur le plan logistique, cela se traduirait par une utilisation inefficace du temps d'échantillonnage, car il serait impossible de réaliser plusieurs transects par jour dans la plupart des cas en raison du temps de déplacement entre les emplacements du relevé.

Une méthode plus efficace pour placer 80 transects de relevé en plongée au cours d'une année consisterait à utiliser un plan d'échantillonnage à deux étapes (Thompson *et al.* 1992). Dans ce plan d'échantillonnage, la première étape consisterait à choisir aléatoirement une unité d'échantillonnage plus grande qui contient plusieurs unités d'échantillonnage plus petites (secondaires). Par exemple, la Figure 29 montre les cellules de la grille de 1 km sur 1 km le long de la côte (maintenant appelées unités d'échantillonnage secondaires) à l'intérieur d'une plus grande cellule de 50 km sur 50 km (unité d'échantillonnage primaire) située sur la côte de la Colombie-Britannique.

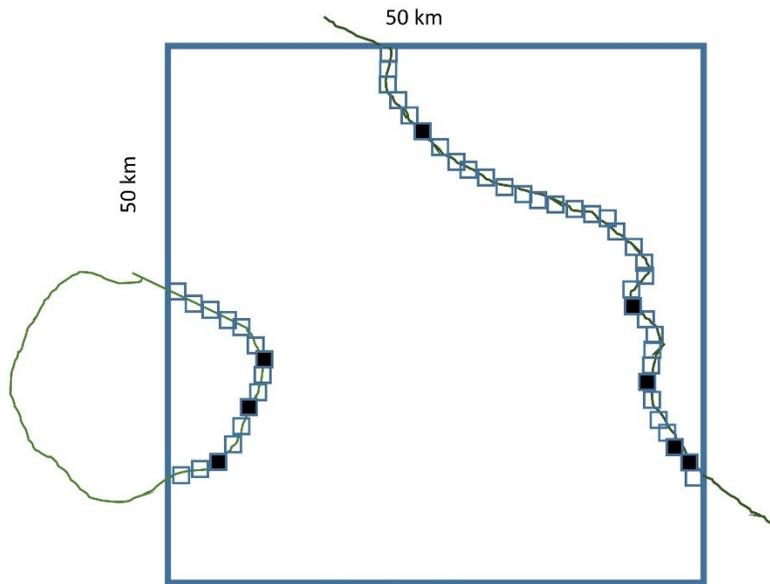


Figure 29. Exemple de section du littoral montrant une zone d'échantillonnage (primaire) plus grande (p. ex., carrés de 50 km sur 50 km) qui constitue la première étape de l'échantillonnage et la deuxième étape (sections du littoral de 1 km sur 1 km) où les transects de plongée seraient placés. Dans cet exemple, huit échantillons individuels de deuxième étape ont été choisis aléatoirement dans l'échantillon de première étape, qui a également été choisi de façon aléatoire.

Dans cet exemple de plan d'échantillonnage à deux étapes, les unités d'échantillonnage primaires sont choisies aléatoirement ($n = 10$), puis les unités d'échantillonnage secondaires ($n = 8$) sont choisies au hasard à l'intérieur de chacune des unités primaires, pour un total de 80 transects de plongée par an (Figure 30).

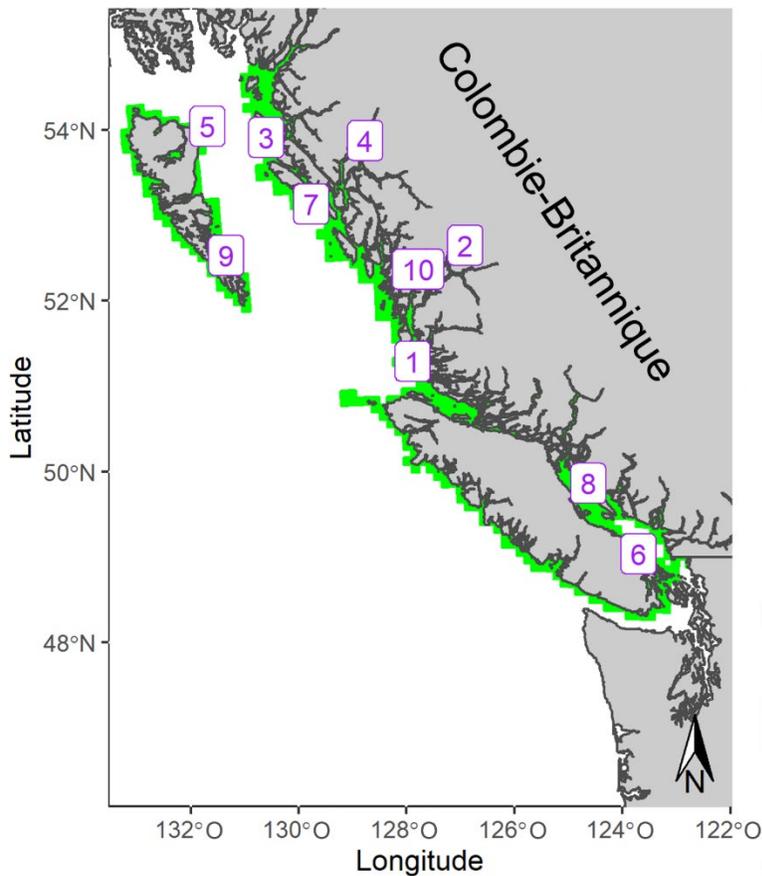


Figure 30. Exemple d'échantillonnage à deux étapes où l'étape primaire est constituée de cellules de 50 km sur 50 km sélectionnées aléatoirement et représentées par les numéros 1 à 10 sur la carte, et où chacune de ces unités primaires contient une sélection aléatoire de huit unités d'échantillonnage secondaires (cellules de 1 km sur 1 km) sur le littoral où sont placés les transects. Dans ce cas, 80 transects seraient réalisés chaque année sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique.

Pour les plans d'échantillonnage à deux étapes, y_{ij} est la densité d'une espèce d'invertébrés dans les unités d'échantillonnage de deuxième étape (transects de plongée i) et le j^{e} emplacement (unité d'échantillonnage primaire). L'estimateur de ratio est à nouveau utilisé pour estimer la densité dans chaque unité d'échantillonnage primaire (\hat{D}_j) et l'erreur type associée, $se(\hat{D}_j)$. L'estimation de la densité globale pour une espèce d'invertébrés est donc la moyenne des estimations de la densité de la première étape :

$$\bar{y} = \frac{\sum_{j=1}^n \hat{D}_j}{n}$$

où n est le nombre d'emplacements primaires échantillonnés au cours d'une année. L'erreur type estimée est obtenue en combinant la variation entre les unités primaires et secondaires, comme l'indique le document de Thompson *et al.* (1992).

Le plan d'échantillonnage à deux étapes présente des avantages par rapport au plan d'échantillonnage aléatoire simple. Les deux fournissent une estimation impartiale de la densité

sur l'ensemble de la côte chaque année, mais la conception à deux étapes est également plus pratique d'un point de vue logistique et permet une meilleure utilisation du temps imparti pour le relevé (grâce à la réduction du temps de déplacement), étant donné que chacune des unités d'échantillonnage primaires sélectionnées de manière aléatoire contiendrait huit transects situés à une assez courte distance les uns des autres, ce qui permettrait de réaliser plusieurs transects en une seule journée. L'inconvénient de ce plan d'échantillonnage est que les unités primaires sont tout de même très éloignées les unes des autres. Toutefois, ce problème est moins préoccupant que les grandes distances entre les transects, car les déplacements entre les unités d'échantillonnage primaires pourraient se faire de nuit si un navire approprié est à disposition.

D'autres scénarios pourraient être envisagés, comme l'utilisation d'un plan d'échantillonnage à deux étapes, mais appliqué sur deux ou trois ans (Figure 31). L'avantage supplémentaire de ces exemples serait de rendre les relevés plus efficaces en réduisant la distance de déplacement entre les unités d'échantillonnage primaires. L'inconvénient de ces exemples serait que l'ensemble de la côte ne serait pas couvert en une seule année. Cela pourrait entraîner un décalage entre les changements de taille de la population qui ne seraient pas saisis annuellement. Par exemple, un événement de grand recrutement ou de mortalité massive survenant au cours d'une seule année pourrait n'être détecté que deux ou trois ans plus tard en raison de la nature cyclique de l'échantillonnage. Un décalage de deux ans (Figure 31; panneau de gauche) pourrait être acceptable, d'autant plus qu'il pourrait y avoir des différences océanographiques et biologiques entre le nord et le sud de la Colombie-Britannique qui pourraient placer ces populations d'invertébrés sur des trajectoires différentes. Toutefois, un décalage de trois ans serait probablement moins souhaitable.

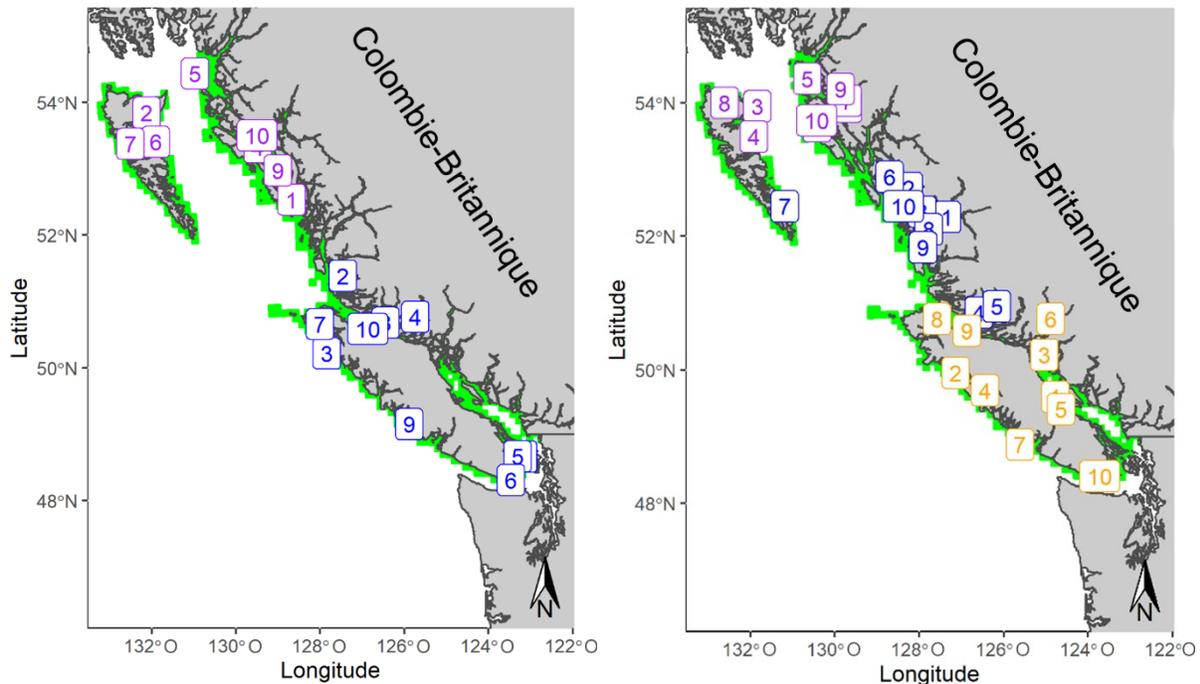


Figure 31. Les panneaux de gauche et de droite sont des exemples d'échantillonnage à deux étapes où l'étape primaire est constituée de carrés de 50 km sur 50 km sélectionnés aléatoirement et représentés par les numéros 1 à 10 sur la carte. Chacun de ces échantillons primaires contient une sélection aléatoire de huit échantillons secondaires (cellules de 1 km sur 1 km) sur le littoral où sont placés les transects. Sur le panneau de gauche, la côte de la Colombie-Britannique est divisée en une moitié nord et une moitié sud et 80 transects seraient réalisés chaque année, de sorte que l'ensemble de la côte soit échantillonné avec 160 transects sur un cycle de deux ans. Sur le panneau de droite, la côte de la Colombie-Britannique est divisée en trois parties (nord, centre et sud) et 80 transects seraient réalisés chaque année, de sorte que l'ensemble de la côte soit échantillonné avec un total de 240 transects sur un cycle de trois ans.

Enfin, une conception de panel a été envisagée comme autre exemple. Tel qu'elle a été mise en œuvre dans cet exemple, la conception de panel constituait une modification du protocole d'échantillonnage à deux étapes suivant un cycle de trois ans. Dans la conception de panel, un échantillon aléatoire des emplacements de l'année précédente serait choisi pour chaque année subséquente. De cette façon, chaque année répéterait l'échantillonnage à deux emplacements d'échantillonnage primaires de l'année précédente (Figure 32). Il n'existe pas d'estimateurs analytiques simples et une estimation assistée par modèle serait nécessaire (Thompson *et al.* 1992). L'avantage de la conception de panel serait que les échantillons répétés dans certaines unités primaires permettraient de déterminer quelle partie d'un changement de densité de population au cours d'une année donnée est le résultat de processus temporels, tels que des événements de recrutement ou de mortalité, et quelle partie est liée au processus spatial (échantillonnage dans un nouveau secteur chaque année).

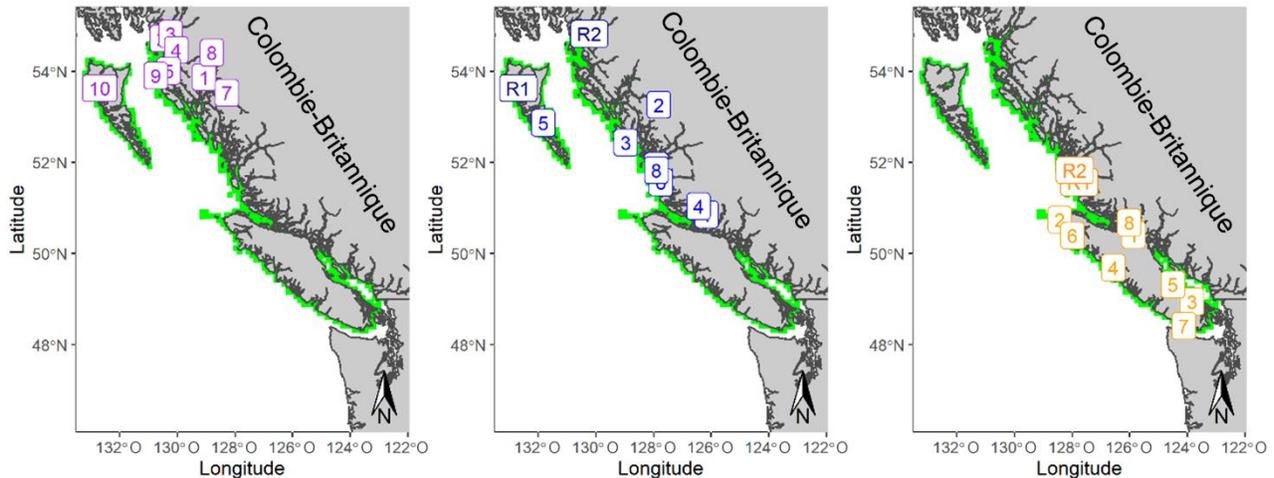


Figure 32. Exemple d'échantillonnage à deux étapes avec une conception de panel où l'étape primaire est constituée de carrés de 50 km sur 50 km sélectionnés aléatoirement et représentés par les numéros 1 à 10 sur la carte, et où chacun de ces échantillons primaires contient une sélection aléatoire de huit échantillons secondaires (cellules de 1 km sur 1 km) du littoral où sont placés les transects. Dans ce cas, 80 transects seraient réalisés chaque année et deux des emplacements d'échantillonnage primaires (représentés par R1 et R2) de l'année précédente seraient échantillonnés à nouveau l'année suivante. Ici encore, la côte de la Colombie-Britannique est divisée en une partie nord, une partie centrale et une partie sud, de sorte que l'ensemble de la côte soit échantillonné sur un cycle de trois ans.

4.4. ANALYSE

D'après les analyses des données des relevés multispécifiques, des considérations logistiques et de l'objectif de recueillir des estimations impartiales de la densité de population des espèces d'invertébrés, il est recommandé d'utiliser un plan d'échantillonnage aléatoire à deux étapes qui réduit au minimum le temps nécessaire pour couvrir toute la côte de la Colombie-Britannique et qui optimise l'utilisation efficace des ressources à disposition. Idéalement, l'ensemble de la côte devrait être couvert en une seule année (environ 42 jours de temps-navire requis). Une autre solution réaliste consisterait à diviser la côte en deux ou trois sections et à effectuer une rotation sur deux ou trois ans (ce qui nécessiterait respectivement environ 23 jours ou 18 jours de temps-navire par an). Si les ressources à disposition (telles que le temps-navire, etc.) imposent une rotation sur plus de deux ans, il est alors recommandé d'envisager une conception de panel afin que les processus temporels et spatiaux puissent être pris en compte.

5. INCERTITUDES

5.1. ESTIMATIONS DE LA DENSITÉ

5.1.1. Couverture de la profondeur

La plupart des espèces d'intérêt pour le relevé en plongée de multiples espèces se trouvent à des profondeurs supérieures à la profondeur maximale du relevé (18,3 m sans correction en fonction de la marée) et également supérieures aux profondeurs ciblées par les pêches en plongée (généralement < 20 m). La panope du Pacifique a été documentée jusqu'à 110 m de profondeur (Jamison *et al.* 1984), mais McDonald *et al.* (2015) ont observé de faibles densités de panope entre 30 et 60 m de profondeur à quatre emplacements dans le canal Hood, dans l'État de Washington. La densité de l'ormeau nordique diminue avec la profondeur (Figure 21)

et se trouve généralement à des profondeurs inférieures à 10 m (Sloan et Breen 1988), mais il a été observé jusqu'à 40 m de profondeur dans la partie sud de sa plage (Neuman *et al.* 2018). Une étude sous-marine menée en Californie centrale a permis d'observer des holothuries du Pacifique jusqu'à une profondeur de 248 m, les plus fortes densités ayant été observées entre 50 et 100 m (Blaine 2011). L'oursin vert peut se trouver jusqu'à 300 m de profondeur, mais il préfère généralement la zone subtidale peu profonde de 0 à 50 m (Propp 1971; Scheibling et Hatcher 2013). L'oursin rouge géant a été observé à des profondeurs allant jusqu'à 125 m dans la partie centrale de la mer des Salish (Mortensen 1943) et une récente étude sous-marine près de l'île San Juan, dans l'État de Washington, a permis d'observer un oursin rouge géant à 284 m de profondeur, soit plus du double de la plage de profondeur connue de cette espèce (Lowe et Galloway 2020). L'oursin violet se trouve le plus souvent dans la zone intertidale, mais des échantillons ont été prélevés jusqu'à 160 m de profondeur (Morris *et al.* 1980). La plage de profondeur du solaster géant s'étend de la zone intertidale au rebord continental (environ 500 m) (Lambert 2000; Gravem *et al.* 2021).

Par conséquent, il existe une biomasse non documentée des espèces d'intérêt à des profondeurs supérieures à celles des relevés et de la pêche. Le relevé multispécifique pourrait donc fournir une estimation de la densité ou de l'état des stocks qui se trouvent aux profondeurs de relevé ou de pêche, mais pourrait faire état de l'ensemble des stocks puisque la biomasse située en dessous des profondeurs du relevé n'est pas documentée.

5.1.2. Ormeau

Le temps de recherche des quadrats dans le cadre des relevés de multiples espèces d'invertébrés benthiques est inférieur au temps de recherche généralement consacré aux quadrats dans le cadre des relevés de l'ormeau nordique. Les petits ormeaux, en particulier ceux dont la longueur de la coquille est inférieure à 20 mm, sont moins susceptibles d'être détectés au cours des relevés multispécifiques. De plus, les relevés sur les sites repères de l'ormeau et le relevé multispécifique utilisent des protocoles différents, c'est-à-dire la méthode Breen pour l'ormeau (Obradovich *et al.* 2021) comparativement aux transects aléatoires pour les espèces multiples. Les graphiques des relevés de Breen font état des mesures sur une distance de sept mètres perpendiculairement au rivage; la profondeur maximale atteinte pour un relevé de Breen est donc de 7 m si l'extrémité peu profonde est placée à 0 m après correction en fonction de la marée, et si le site est une paroi verticale. La profondeur cible maximale pour les relevés multispécifiques est de 12 m après correction en fonction de la marée. La plage de profondeur couverte par les deux types de relevés est donc différente. Par conséquent, les résultats relatifs à l'ormeau nordique du relevé multispécifique ne sont pas directement comparables à ceux des relevés sur les sites repères de l'ormeau. Cependant, les résultats relatifs à l'ormeau du relevé multispécifique pourraient fournir un indice d'abondance de l'ormeau nordique distinct ainsi que des données supplémentaires sur la répartition de l'ormeau le long de la côte de la Colombie-Britannique.

L'échantillonnage cryptique, qui a été utilisé sur une partie des quadrats dans certains relevés de l'ormeau, consiste à retourner les roches pour chercher les ormeaux cachés (Hansen *et al.* 2020). L'échantillonnage cryptique ne peut être réalisé que dans les habitats comportant de petits rochers ou des galets et rallonge considérablement la durée du relevé. Aux fins des relevés en plongée de multiples espèces, on a décidé de ne pas effectuer d'échantillonnage cryptique. Seuls les animaux qui peuvent être vus sans déplacer le substrat sont comptés ou mesurés. Par conséquent, les estimations obtenues grâce à ces relevés pourraient ne pas constituer une véritable estimation de l'abondance, mais plutôt un indice de l'abondance.

On a démontré que le comportement cryptique de l'ormeau nordique diffère selon la présence ou non des loutres de mer. Dans les secteurs sans loutres de mer, la probabilité qu'un ormeau

soit cryptique diminue avec l'augmentation de la taille, alors que ce n'est pas le cas dans les secteurs occupés par les loutres de mer, c'est-à-dire qu'il y avait une plus grande probabilité que les ormeaux plus grands soient cryptiques dans les zones occupées par les loutres de mer (Obradovich *et al.* 2021). Bien que le relevé en plongée de multiples espèces n'échantillonne pas les ormeaux cryptiques, l'échantillonnage cryptique est tout de même effectué dans le cadre des relevés sur les sites repères de l'ormeau nordique. Le programme de surveillance de la population d'ormeaux nordiques se poursuivra et les données sur le comportement cryptique des ormeaux seront accessibles grâce à cet ensemble de données.

5.1.3. Panope du Pacifique

Le facteur de présence de la panope du Pacifique, c'est-à-dire la proportion de panopes qui peuvent être détectées visuellement par les plongeurs effectuant le relevé, varie selon les saisons (Wayne Hajas, Méthodes d'évaluation quantitative, MPO, Nanaimo, C.-B., 2022, comm. pers.). Le facteur de présence de la panope est à son maximum entre avril et juillet et les relevés d'évaluation quantitative des stocks de panope en Colombie-Britannique sont donc prévus au cours de ces mois. En raison des différences entre les méthodes de relevé, les données sur la panope du Pacifique issues des relevés en plongée de multiples espèces ne peuvent pas être intégrées directement dans les méthodes actuelles d'estimation de la biomasse de la panope. En fonction du moment auquel seront effectués les relevés en plongée de multiples espèces à l'avenir, les données sur la panope du Pacifique pourraient ou non être utiles aux fins d'évaluation quantitative des stocks. Les données sur la panope du Pacifique seront toutefois utiles pour déterminer les endroits où l'on trouve des panopes en dehors des bancs documentés et fourniront un indice supplémentaire de l'abondance de la panope.

5.1.4. Plusieurs années pour couvrir l'ensemble de la côte

Si le nombre cible de transects et la côte de la Colombie-Britannique ne peuvent faire l'objet de relevés en une seule fois ou une seule année, il convient d'examiner attentivement la conception du relevé afin d'équilibrer les priorités et les objectifs (p. ex., détecter les tendances à long terme, estimer les densités annuelles, détecter les changements rapides, etc.).

L'utilisation des données recueillies sur plus d'une année pour déterminer les densités sur l'ensemble de la côte repose sur l'hypothèse que les estimations de densité dans chaque région sont stables au cours de cette période. Cette hypothèse pourrait être valable la plupart du temps pour les espèces ayant une longue durée de vie et un faible taux de renouvellement, mais elle pourrait ne pas être valable si un changement radical de la densité se produit au cours d'une année. Si des données recueillies sur plus d'une année sont nécessaires pour déterminer l'état des stocks, il se produira un effet de décalage dans l'estimation de l'état des stocks. Si un changement radical de densité se produit durant une année donnée pour une espèce, l'état des stocks pourrait ne pas faire immédiatement état de l'ampleur du déclin puisque les valeurs de densité des années précédentes utilisées pour estimer l'état des stocks proviendraient de relevés effectués avant le déclin. Cet effet de décalage est malheureusement inévitable si l'on ne procède pas à de nouveaux relevés des secteurs d'une année à l'autre.

5.2. CHANGEMENT CLIMATIQUE

Le changement climatique a diverses répercussions sur les océans et les organismes marins. L'une d'elles, l'acidification des océans, est due à l'augmentation du CO₂ atmosphérique d'origine anthropique qui se dissout dans l'océan, entraînant une augmentation de la concentration de CO₂ et, par conséquent, une diminution du pH de l'océan. La diminution du pH de l'océan peut nuire à la capacité des animaux, y compris les mollusques et les échinodermes, à former des coquilles et des structures de carbonate de calcium aux étapes de vie larvaire et

de post-fixation. Cela peut donc avoir des conséquences sur la survie et la croissance. Bien que l'on ignore encore beaucoup de choses sur les effets de l'acidification des océans, les recherches actuelles font état de répercussions négatives potentielles, directes et indirectes, sur les invertébrés marins benthiques (Haigh *et al.* 2015). Par exemple, lors d'une expérience en laboratoire avec l'oursin *Paracentrotus lividus*, l'augmentation des concentrations de CO₂ a entraîné une réduction de l'épaisseur de la coquille (Asnaghi *et al.* 2014). On a démontré que les oursins rouges géants avaient besoin d'une plus grande concentration de sperme pour réussir la fécondation à des concentrations accrues de CO₂ (Reuter *et al.* 2011). Les femelles de l'oursin violet ont produit une progéniture plus importante (à l'étape de la gastrulation) lorsqu'elles ont été conditionnées expérimentalement à des niveaux de pH faibles (Wong *et al.* 2018). On a démontré que la réduction des niveaux de pH augmentait la demande énergétique des larves de la panope du Pacifique, ce qui se traduisait par des larves plus petites et un retard de développement (Timmins-Schiffman *et al.* 2020). Huo *et al.* (2019) ont démontré qu'il y a une diminution des taux d'éclosion, de survie, de croissance et de métamorphose des larves chez la *Panopea japonica* à un pH plus faible. Dans d'autres études, des marqueurs génétiques ont été utilisés pour déterminer les effets physiologiques possibles de l'acidification des océans. O'Donnell *et al.* (2009) ont mesuré le changement d'expression d'une protéine moléculaire chez l'oursin rouge géant et ont établi un lien entre ce changement et une capacité réduite à gérer la contrainte thermique sous l'effet de l'acidification des océans. Il n'existe aucune étude connue sur les effets de l'acidification des océans sur l'holothurie du Pacifique, mais une étude sur une espèce d'holothurie vivant sur les récifs (*Holothuria* sp.) a révélé une altération de la motilité des spermatozoïdes lorsque le pH est faible (Morita *et al.* 2010).

Comme le changement climatique entraîne un réchauffement de la température de l'eau et des épisodes de « chaleur anormale » (Bond *et al.* 2015), cela pourrait entraîner une augmentation de l'apparition de maladies, telles que le syndrome de dépérissement des étoiles de mer (Harvell *et al.* 2019), ainsi qu'une réduction des taux de croissance et de rétablissement du varech (Krumhansl *et al.* 2017), une source alimentaire importante pour les oursins et l'ormeau. Étant donné le rôle important des étoiles de mer en tant que prédateurs, des oursins en tant que brouteurs et des holothuries en tant que recycleurs de nutriments, toute incidence directe ou indirecte des changements climatiques sur ces espèces pourrait avoir des répercussions sur l'ensemble de l'écosystème. Le programme de relevé de multiples espèces d'invertébrés benthiques, qui recueille également des renseignements détaillés sur les algues, sera un outil important pour surveiller les effets potentiels des changements climatiques.

Les espèces d'intérêt pour le relevé en plongée de multiples espèces ont une large répartition géographique. La panope du Pacifique et l'ormeau nordique s'étendent de l'Alaska au Mexique (Obradovich *et al.* 2021, Bureau 2017b). L'oursin vert est circompolaire dans l'hémisphère Nord et habite toutes les régions marines boréales et arctiques (Sainte-Marie et Paille, 2020). L'oursin rouge géant se trouve sur la côte ouest de l'Amérique du Nord, de la pointe de la Basse-Californie (y compris le golfe du Pacifique) au sud et, vers le nord, jusqu'aux îles Aléoutiennes, en Alaska, puis le long de la côte asiatique jusqu'à la pointe sud de l'île d'Hokkaido, au Japon (Campbell et Harbo 1992). L'oursin violet est réparti de la péninsule de Kenai en Alaska à la côte ouest de la péninsule de Basse-Californie (Olivares-Bañuelos *et al.* 2008; Field et Walker 2003). Le solaster géant se trouve communément dans les eaux marines allant des îles Aléoutiennes, en Alaska, jusqu'à San Diego au sud, en Californie (Gravem *et al.* 2021). Les changements de température liés au changement climatique peuvent donc avoir des répercussions directes relativement faibles sur l'aire de répartition de ces espèces en Colombie-Britannique. Cependant, les effets potentiels sur la répartition en profondeur ou d'autres effets localisés sont inconnus.

6. DISCUSSION GÉNÉRALE

Les programmes de surveillance à long terme des espèces marines et de leurs habitats sont des outils importants pour détecter et comprendre les changements survenant dans l'écosystème situé à proximité du rivage. Généralement, les programmes de surveillance se concentrent sur une seule espèce et sont élaborés sans objectifs clairs ou sans accorder beaucoup d'attention à la conception du relevé (Legg et Nagy 2006). La conception du relevé est cependant essentielle, car elle déterminera dans une large mesure la précision des estimations d'abondance et l'interprétation des résultats. Compte tenu des ressources nécessaires à la réalisation de programmes de surveillance à long terme, il est préférable de définir les objectifs dès le début de tout nouveau programme de surveillance et de démontrer que les données seront recueillies de manière à atteindre ces objectifs.

Le Secteur des sciences du MPO dans la région du Pacifique est en train de mettre au point un relevé en plongée d'invertébrés marins benthiques à long terme, à l'échelle de la côte, afin d'adopter une approche écosystémique de la surveillance des stocks, d'améliorer l'efficacité et de permettre la détermination de l'état des stocks par rapport à des points de référence pour les principaux stocks d'invertébrés marins de la Colombie-Britannique. Les espèces d'intérêt comprennent celles qui sont ciblées par les pêches en plongée (c'est-à-dire l'oursin vert, l'oursin rouge géant, l'holothurie du Pacifique et la panope du Pacifique), l'oursin violet (dont l'abondance et la répartition ont subi des changements spectaculaires en Californie ces dernières années [Rogers-Bennett et Catton 2019]), l'ormeau nordique en voie de disparition et un mésoprédateur important, le solaster géant (Burt *et al.* 2018; Schultz *et al.* 2016; Duggins 1983), dont la population sur la côte de la Colombie-Britannique s'est presque effondrée entre 2014 et 2015 en raison du syndrome de dépérissement des étoiles de mer (Hewson *et al.* 2014).

Le solaster géant a été inscrit en 2021 sur la liste des espèces en danger critique d'extinction le long de son aire de répartition dans le Pacifique oriental par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) ([Gravem *et al.* 2021](#)). Le relevé en plongée de multiples espèces permettra de surveiller les effets sur l'écosystème de la réduction de la *Pycnopodia helianthoides*, ainsi que du rétablissement de sa population. Il est particulièrement intéressant de noter les répercussions potentielles de la diminution de l'abondance du solaster géant sur la densité de ses proies courantes, qui comprennent les oursins, les holothuries et les ormeaux. L'utilisation des données du relevé en plongée de multiples espèces pour surveiller le solaster géant et ses proies est un exemple de la manière dont le relevé de multiples espèces peut contribuer à la gestion des pêches fondée sur l'écosystème.

Avant le premier relevé de multiples espèces d'invertébrés benthiques, des renseignements provenant de relevés en plongée d'invertébrés marins benthiques existants et d'essais en mer ont été utilisés pour élaborer et affiner le protocole de relevé en plongée. Le plan d'échantillonnage ainsi obtenu, fondé sur la longueur des transects (Table 2), et la longueur maximale des transects de 125 m se sont avérés reproductibles et efficaces. Le protocole de relevé en plongée a bien fonctionné dans le cadre des contraintes logistiques liées à la sécurité de la plongée, un transect étant généralement réalisé avec une seule bouteille d'air comprimé par plongeur. À l'avenir, il est recommandé de continuer à utiliser le protocole décrit à l'annexe A, avec la possibilité d'ajouter des espèces ou des variables supplémentaires au besoin. D'autres modifications pourraient être apportées à mesure que les outils s'amélioreront, p. ex., de nouveaux pieds à coulisse pour l'enregistrement des données sous-marines.

L'élaboration d'un plan de relevé permettant d'atteindre les objectifs établis pour plusieurs espèces peut s'avérer difficile et nécessitera des compromis. Pour mieux comprendre la variabilité de la densité entre les différentes espèces, nous avons commencé par examiner le

rapport entre l'écart type des densités spécifiques des transects et la densité globale. Le rapport écart type-moyenne pour l'oursin rouge géant était différent de celui de l'oursin vert, mais il n'y avait aucune indication de différences entre les autres espèces (annexe D : Documents supplémentaires). Les graphiques de l'écart type des densités spécifiques des transects par rapport à la densité globale pour les différentes régions de l'étude ont démontré que cette différence, bien que statistiquement importante, n'était pas critique et nous avons choisi d'utiliser un rapport écart type-moyenne commun de 1,27 pour toutes les espèces dans la détermination d'un plan d'échantillonnage.

L'erreur type relative entre les espèces et les relevés laisse entendre que le relevé randomisé de multiples espèces fournit une estimation précise de la densité globale. Bien que l'erreur type relative varie de 0,08 à 1,0, la médiane était de 0,23, et l'erreur était de plus de 0,5 (Tableau 5) dans seulement deux cas. Les relevés multispécifiques ont généralement visé une erreur type relative de 0,20 à 0,40 parmi toutes les espèces de poissons de fond⁴ (Sinclair *et al.* 2003; Stanley *et al.* 2004; O'Driscoll et Ballara 2019; Blaine *et al.* 2020). Les relevés relatifs aux œufs de hareng ont également été conçus de manière à viser une erreur type relative de 0,25 à 0,30 (Schweigert *et al.* 1985; Boldt *et al.* 2015). Stanley *et al.* (2004) ont proposé un système de classement de l'erreur type relative selon lequel une valeur de < 0,20 est excellente, de 0,20 à 0,30 est bonne et de 0,30 à 0,40 est adéquate pour suivre les changements de population dans le temps. La précision des résultats du relevé en plongée de multiples espèces d'invertébrés est compatible avec une bonne capacité à détecter les changements de taille de la population au fil du temps.

Le facteur limitant des plans d'échantillonnage est la variabilité entre les transects dans un secteur de relevé. Cette variabilité est due à la variation locale des densités entre les transects en raison de facteurs locaux, à la variation d'échantillonnage de la densité sur un transect en raison de la variation naturelle le long du transect et à la variation d'échantillonnage de la densité sur un transect en raison de l'échantillonnage discontinu des quadrats. Dans la plupart des cas, les deux dernières sources de variabilité seront faibles et la première est généralement la plus importante (Skibo *et al.* 2008; Campbell *et al.* 1998).

La stratification, qui consiste à diviser une zone d'étude en strates plus homogènes, est un moyen de tenir compte de la variabilité locale de densité entre les transects. Un échantillon de transects est pris dans chaque strate; la densité est estimée pour chaque strate et une moyenne pondérée des estimations de densité de chacune des strates donne l'estimation finale de la densité. Si la stratification est réussie, la variation de densité entre les transects à l'intérieur des strates est inférieure à la variation entre les transects dans l'ensemble de la zone d'étude, de sorte que l'incertitude de l'estimation finale sera plus faible en cas de stratification qu'en l'absence de stratification.

La stratification peut être effectuée avant ou après le relevé. Dans le cas de la stratification préalable, la variable de cette stratification doit être connue pour l'ensemble de la côte lors de la configuration du relevé. Dans le cas de la stratification subséquente, l'échantillon peut être divisé en strates après le relevé, mais la variable de stratification est toujours nécessaire pour l'ensemble de la zone d'étude afin de pouvoir calculer les pondérations appropriées. Le principal avantage de la stratification avant le relevé est la possibilité de réaffecter les efforts entre les strates (p. ex., échantillonner plus de transects dans les strates qui sont plus grandes

⁴ Bryan, D.R., Williams, K. et Rooper, C.N., en cours d'examen, « The design of a camera-based fisheries-independent survey for untrawlable habitat in the Gulf of Alaska », *Fisheries Research*.

et qui présentent une plus grande variabilité à l'intérieur de la strate) afin de réduire davantage l'incertitude de l'estimation finale de la densité.

Quatre variables de stratification d'intérêt ont été évaluées : le fetch, l'occupation de l'habitat par la loutre de mer, le substrat dominant et la profondeur. Pour le fetch, divers seuils ont été évalués et le rapport écart type-moyenne était similaire pour chaque seuil. Les graphiques des erreurs types relatives pour chaque espèce et chaque année utilisant un modèle non stratifié et supposant une méthode de répartition proportionnelle indiquent qu'il n'y a pratiquement aucun bénéfice à tirer de la stratification aux divers seuils de fetch (Figure 19). De plus, environ 80 à 90 % des transects se trouveraient dans la strate de fetch « élevé » à moins que le seuil de fetch ne soit fixé à plus de 100 000 m.

Bien que les loutres de mer puissent avoir une incidence considérable sur l'abondance de certains invertébrés benthiques (Lochead *et al.* 2019; Burt *et al.* 2018; Lee *et al.* 2018; Lee *et al.* 2016; Watson et Estes 2011; Kvitek *et al.* 1989; Pearse et Hines 1987; Lowry et Pearse 1973; Faro 1970; Ebert 1968), il a été difficile de clarifier l'incidence de l'occupation de l'habitat par la loutre de mer parce qu'elle est fortement liée à la région. L'année d'occupation n'était pas une variable utile, parce que la majorité des transects étaient occupés en 2009 et qu'il n'y avait pas assez de données pour les autres années. La variable binaire (occupé, faux/vrai) a été étudiée et, bien que l'écart type des densités entre les transects ait été réduit dans la strate occupé-vrai, l'effet n'était pas important (Figure 20). Une comparaison des erreurs types relatives avec et sans stratification en fonction de l'occupation par la loutre de mer (faux/vrai) n'a démontré aucun avantage à la stratification (Figure 21).

La variable du substrat dominant ne s'est pas non plus avérée utile pour la stratification. En raison de la diversité des préférences en matière d'habitat parmi les espèces d'invertébrés d'intérêt, il n'y avait pas de substrat dominant commun convenant à la stratification pour toutes les espèces (Figure 22). De plus, si le type de substrat devait être utilisé comme variable de stratification, il faudrait connaître sa répartition dans l'ensemble du secteur du relevé. À l'heure actuelle, la répartition du substrat à la haute résolution nécessaire n'est pas connue pour l'ensemble de la côte, mais cette information pourrait l'être à l'avenir.

Comme pour le substrat dominant, la répartition des profondeurs varie selon les espèces (Figure 23) et, en raison du manque de renseignements à haute résolution sur la profondeur à proximité du rivage, cette variable n'a pas non plus été jugée utile à la stratification pour le moment. Bien que les données relatives au substrat et à la profondeur n'aient pas été utiles aux fins de stratification subséquente, ces données sont néanmoins instructives en ce qui concerne la répartition des espèces en fonction de la profondeur et les préférences en matière de substrat.

Les résultats des comparaisons entre les transects réutilisés et la randomisation complète entre les relevés ont été instructifs pour la conception des relevés futurs. Bien qu'il y ait eu une corrélation modérée entre les mesures répétées, il ne semble pas y avoir de gains substantiels de précision qui pourraient être réalisés avec un échantillonnage répété. Outre l'absence de fondement reposant sur les données recueillies ici, d'autres études (p. ex., Ryan et Heyward 2003; Perkins *et al.* 2019) ont démontré la difficulté de réutiliser les transects, même sur de courtes échelles temporelles et spatiales, et l'incidence des profils spatiaux sur les estimations d'abondance. La nouvelle randomisation des transects de relevé en plongée chaque année permettra également de recueillir des données dans de nouveaux emplacements au fil du temps, qui pourraient être évaluées pour améliorer la stratification (p. ex., la collecte de données sur des valeurs dissemblables de fetch pourrait permettre de résoudre les différences de densité entre les catégories) ou permettre le passage à différents modèles pour l'estimation de l'abondance dans les secteurs de relevé. Un exemple de ce dernier pourrait être l'application

de modèles spatio-temporels (p. ex., Anderson *et al.* 2022; Thorson *et al.* 2019) qui pourraient tirer parti de la structure spatiale des données du relevé pour produire une meilleure série chronologique de l'abondance qui a été corrigée en fonction de facteurs extrinsèques (p. ex., les configurations du substrat dans le secteur du relevé). La nouvelle randomisation des emplacements des transects, bien qu'elle puisse être légèrement plus coûteuse quant au nombre de transects nécessaires pour effectuer le relevé de la population, permettra de mieux connaître la variabilité spatiale et temporelle inhérente aux populations et sera plus facile à mettre en œuvre sur le terrain.

Compte tenu des nouvelles exigences des dispositions relatives aux stocks de poissons de la version révisée de la *Loi sur les pêches*, il est important que les données de ce programme de surveillance puissent être utilisées pour déterminer l'état des stocks par rapport aux points de référence des stocks d'invertébrés marins benthiques qui figureront dans la loi, tels que l'holothurie du Pacifique et l'oursin rouge géant. L'oursin vert est actuellement évalué dans les secteurs relativement petits de la côte sud où il est pêché, mais les données des relevés multispécifiques pourraient devenir importantes si le passage à une évaluation à l'échelle de la côte devenait souhaitable à l'avenir.

Pour l'oursin rouge géant, les points de référence se rapportent spécifiquement aux densités de certaines catégories de taille dans l'habitat de l'oursin, et les points de référence de l'holothurie du Pacifique se rapportent spécifiquement à l'habitat de cette espèce. Par exemple, les points de référence de l'oursin rouge géant (PRL = 0,3, PRS = 0,6) sont propres aux densités d'individus (DT > 50 mm) dans l'habitat de l'espèce (Lothead *et al.* 2019). Des sous-ensembles similaires de densité totale sont utilisés pour certaines autres espèces (Table 1). En utilisant les données relatives à l'habitat, à la taille et à la densité provenant des relevés pilotes de multiples espèces, les densités d'oursin rouge géant étaient de 0,90 par m² dans l'habitat de l'espèce sur l'ensemble de la côte, c'est-à-dire qu'elles étaient plus élevées que le point de référence supérieur du stock de 0,60 par m² à l'échelle de la côte (Table 6; Figure 10). L'estimation de la densité de l'holothurie du Pacifique sur l'ensemble de la côte était de 0,193 par m² (dans tous les habitats), ce qui dépasse également le PSR de 0,038 par m² à l'échelle de la côte (Table 6; Figure 10). Les points de référence de l'oursin vert se rapportent spécifiquement aux sites repères de haute densité dans les eaux intérieures du nord-est et du sud-est de l'île de Vancouver et pourraient ne pas être appropriés comme points de référence à l'échelle de la côte. C'est pourquoi aucun exemple de comparaison à l'échelle de la côte n'est fourni.

De même, les données du relevé peuvent être utilisées pour évaluer les changements dans les populations d'invertébrés en fonction des changements des structures de gestion. Par exemple, le [Plan directeur de Gwaii Haanas Gina 'Waadluxan KilGuhlGa Terre, mer et gens 2018](#) a mis de côté de multiples zones d'utilisation pour la pêche commerciale au sein de l'aire marine nationale de conservation de Gwaii Haanas. Il s'agit de zones à usages multiples (où certaines pêches commerciales sont autorisées), de zones de protection intégrale (conformément aux règlements de l'UICN pour les aires protégées de catégorie II, où la pêche commerciale est interdite) et de zones d'accès limité (qui ont été exclues du présent projet). Le relevé en plongée de multiples espèces n'a pas révélé de différences notables de densité des espèces entre les transects situés dans les zones à usages multiples et les zones de protection intégrale ($p = 0,875$), ce qui était prévu puisque le relevé réalisé à Haida Gwaii a eu lieu un an après la mise en œuvre des fermetures, alors qu'il y avait des différences notables de densité entre les espèces ($p < 0,0001$, Figure 11). Les futurs relevés multispécifiques peuvent être utilisés pour surveiller les changements de densité des invertébrés au fil du temps dans les zones à usages multiples afin de déterminer si la pêche a une incidence sur les densités de population en effectuant des comparaisons avec les zones de protection intégrale, et pour surveiller les changements dans les populations d'invertébrés dans les zones non exploitées.

La détermination du nombre de transects recommandé pour le plan d'échantillonnage dépendait en grande partie de la capacité à déterminer avec un niveau de confiance de 95 % (niveau de risque déterminé par les gestionnaires des pêches) si le stock est inférieur au PRL ou supérieur au PRS pour les deux espèces dont l'état des stocks sera évalué à l'échelle de la côte dans le cadre du programme de surveillance, à savoir l'holothurie du Pacifique et l'oursin rouge géant. Ces stocks sont gérés comme un seul stock sur l'ensemble de la côte avec de nombreuses sous-unités de gestion et, par conséquent, seront soumis à un PRL et à un PRS à l'échelle de la côte. Le plan d'échantillonnage a donc été élaboré pour l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique. Le nombre total de transects requis était différent selon les espèces, soit 39 pour l'oursin rouge géant et 240 pour l'holothurie du Pacifique, car le PRL est relativement plus proche du PRS pour l'holothurie du Pacifique que pour l'oursin rouge géant. Par conséquent, pour tenir compte de l'espèce qui nécessite le plus d'échantillonnage, nous recommandons qu'au moins 240 transects soient réalisés sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique. Il est peu probable qu'au moins 240 transects, répartis sur une zone géographique aussi vaste, puissent être réalisés en un an avec les ressources actuelles et le temps-navire limité mis à disposition pour les relevés. Les considérations logistiques, l'expérience acquise lors des relevés précédents et le temps-navire récemment disponible laissent supposer qu'il serait possible d'effectuer entre 80 et 120 transects lors d'un relevé au cours d'une année donnée. De ce fait, s'il est possible de réaliser 120 transects par année, il faudrait deux relevés/années pour atteindre le minimum visé de 240 transects. Il est donc suggéré que l'effort de relevé le long de la côte de la Colombie-Britannique soit réparti sur deux ans. La côte pourrait être divisée en deux sections d'une longueur de littoral convenable à peu près égale, avec au moins 120 transects dans chaque section. L'attribution des transects dans les sections de la côte de la Colombie-Britannique pourrait suivre le plan d'échantillonnage à deux étapes décrit à la section 4.3. Les densités obtenues par section pourraient ensuite être pondérées en fonction de la quantité de littoral convenable par section afin de fournir une estimation de la densité à l'échelle de la côte en utilisant les données recueillies sur deux ans pour chaque espèce et catégorie de taille. Ces valeurs moyennes de densité à l'échelle de la côte pourraient ensuite être comparées aux points de référence pour déterminer l'état des stocks. Étant donné que des données recueillies sur deux ans seraient nécessaires pour déterminer l'état des stocks sur l'ensemble de la côte, celui-ci pourrait être déterminé une fois tous les deux ans ou, si des estimations annuelles de l'état des stocks sont souhaitées, une moyenne cyclique utilisant les données recueillies au cours des deux dernières années pourrait être mise en œuvre.

Pour des raisons de logistique et de sécurité, nous suggérons, pour la planification des futurs relevés, de placer un minimum de 8 à 10 transects dans l'unité d'échantillonnage primaire (c'est-à-dire le nombre de transects qui peuvent être réalisés en une seule journée avec deux bateaux de plongée). La taille des unités choisies pour l'étape d'échantillonnage primaire doit donc être suffisamment grande pour permettre la réalisation de 8 à 10 transects, tout en étant suffisamment petite pour que les distances de déplacement entre les transects soient raisonnables de sorte que 4 ou 5 transects par bateau et par jour puissent être réalisés. Les secteurs choisis pour les relevés pilotes n'étaient pas destinés à être utilisés dans le cadre du programme de surveillance à long terme. Ils ont plutôt été choisis pour fournir des données provenant de divers emplacements sur la côte de la Colombie-Britannique afin de planifier les analyses effectuées ici (p. ex., rapport écart type-moyenne de 1,27 commun à toutes les espèces) et de définir la conception et les besoins futurs du programme (240 transects sur l'ensemble de la côte). La mise en œuvre du programme de surveillance à long terme comprendra la définition des secteurs utilisés pour la surveillance à long terme ainsi que de la taille et du nombre d'unités d'échantillonnage dans le plan d'échantillonnage.

Ces plans pluriannuels conviennent davantage aux espèces à faible taux de renouvellement, de sorte que les organismes présents dans la population au cours d'une année donnée sont principalement ceux qui étaient présents l'année précédente, à l'exclusion des pertes (mortalité et pêche) et incluant les nouvelles recrues. Les invertébrés benthiques suivis dans le cadre du relevé en plongée de multiples espèces ont un faible taux de renouvellement en raison de leur longue durée de vie. La panope du Pacifique a une durée de vie d'au moins 168 ans (Bureau *et al.* 2002), l'oursin rouge géant peut vivre plus de 100 ans (Ebert et Southon 2003), l'oursin violet, plus de 50 ans (Workman 1999) et l'oursin vert, plus de 50 ans (Russell *et al.* 1998). La longévité du solaster géant est estimée à 68 ans, bien qu'une longévité de 11 à 14 ans soit plus fréquente (Gravem *et al.* 2021). L'âge de l'holothurie du Pacifique est inconnu, mais les classes d'âge peuvent être distinguées grâce à l'analyse des données de fréquence des longueurs durant les trois premières années, l'âge au moment du recrutement pour la pêche étant estimé à au moins quatre ans (MPO 2022e).

La répartition du nombre total de transects requis sur plusieurs années nécessitera une certaine prudence au moment de l'interprétation des valeurs de densité. Par exemple, un tel relevé pluriannuel sera plus lent à détecter les « catastrophes », comme un événement de mortalité généralisée, puisque la densité à l'échelle de la côte serait influencée par les données des années précédentes (avant la mortalité massive).

En Colombie-Britannique, les changements survenant dans l'écosystème situé à proximité du rivage se produisent à des échelles relativement petites et progressives en raison des répercussions liées au changement climatique (Bond *et al.* 2015), de l'acidification des océans (Haigh *et al.* 2015) et de la recolonisation par la loutre de mer (Lee *et al.* 2016; Nichol *et al.* 2015), ainsi qu'à des échelles plus grandes en raison des effets abrupts et inattendus de phénomènes tels que le syndrome de dépérissement des étoiles de mer (Burt *et al.* 2018; Schultz *et al.* 2016; Hewson *et al.* 2014). Compte tenu des changements plus progressifs et vraisemblablement inattendus qui nous attendent, le programme de surveillance de multiples espèces d'invertébrés benthiques sera un outil important pour détecter de manière fiable les changements de populations et évaluer l'état des espèces d'invertébrés marins benthiques.

7. TRAVAUX FUTURS

La poursuite des travaux visant à combler les lacunes en matière de connaissances et l'intégration de nouveaux renseignements dans les évaluations et les procédures de gestion futures feront l'objet d'un processus continu. Bien que les résultats des analyses utilisant les variables de stratification candidates n'aient montré aucun avantage, la stratification fondée sur ces variables et d'autres (de façon indépendante ou combinée) pourrait encore s'avérer utile et pourrait être réexaminée à l'avenir. Par exemple, la stratification future pourrait reposer sur la probabilité de présence à partir de modèles de répartition des espèces ou de modèles d'indices d'adéquation de l'habitat, ainsi que sur l'ouverture ou la fermeture du secteur à la pêche commerciale. L'utilisation des données sur le substrat à des fins de stratification pourrait être évaluée en synthétisant les données brutes sur le substrat en catégories d'habitat plus générales (p. ex., Gregr *et al.* 2013). La poursuite de la collaboration avec le Groupe de travail sur les mammifères marins du MPO par l'échange de données sur l'expansion de l'aire de répartition de la loutre de mer et les répercussions sur les invertébrés benthiques, ainsi que les travaux futurs sur l'incidence des changements climatiques seront essentiels, car l'écosystème situé à proximité du rivage est toujours touché par ces processus. De plus, les travaux futurs pourraient utiliser des modèles de répartition des espèces ou des modèles d'indice d'adéquation de l'habitat (p. ex., Nephin *et al.* 2020) pour mieux définir le cadre d'échantillonnage du relevé. À l'avenir, il serait intéressant de comparer les tendances des relevés multispécifiques aux tendances observées dans le cadre d'autres relevés afin de

rechercher les convergences et divergences et d'obtenir des renseignements sur les tendances populationnelles à grande et à petite échelle. De futures recherches sur la dispersion et la fixation des larves pourraient permettre de mieux comprendre la dynamique source/puits des invertébrés marins benthiques se reproduisant par diffusion. En outre, des études sur les densités et la répartition des invertébrés à des profondeurs supérieures à celles où l'on peut plonger (c.-à-d. environ 18 m) à l'aide de caméras, de véhicules télécommandés ou d'autres outils fourniraient des renseignements importants sur les stocks dans toutes leurs plages de profondeur. L'évaluation de l'état des stocks d'holothurie du Pacifique et d'oursin rouge géant constituera une prochaine étape importante, tout comme les discussions sur l'échelle spatiale de l'évaluation de l'oursin vert.

8. RECOMMANDATIONS

1. Utiliser le protocole de relevé en plongée décrit à l'annexe A, y compris le plan d'échantillonnage par saut de quadrat qui dépend de la longueur des transects, une plage de profondeur cible de -2 m à 12,2 m par rapport au zéro des cartes et une longueur maximale de 125 m pour les transects.
2. Exclure les parties du littoral dont les valeurs de fetch sont inférieures à 20 000 m ou supérieures à 2,52 millions de mètres lorsque les transects sont placés aléatoirement afin de s'assurer que l'effort d'échantillonnage est axé sur un habitat convenable tout en évitant les zones potentiellement dangereuses pour la plongée.
3. Veiller à ce que les relevés aient lieu à la même période de l'année afin d'éviter d'introduire des variations saisonnières dans les données.
4. Utiliser un rapport commun (toutes espèces confondues) entre l'écart type et la moyenne de la densité (animaux par m²) à l'échelle de la côte égal à 1,27 (c.-à-d. $\sigma/\mu = 1,27$) tiré des relevés pilotes dans les calculs pour déterminer le nombre cible initial de transects qui doivent faire l'objet de relevés. Le nombre de transects devant faire l'objet de relevé pourrait être révisé à l'avenir si le rapport entre l'écart type et la moyenne de la densité observée, une fois que les données sur l'ensemble de la côte seront à disposition, diffère considérablement de l'estimation de 1,27 tirée des relevés pilotes.
5. Effectuer des relevés sur au moins 240 transects sur l'ensemble de la côte pour estimer l'état des stocks afin de gérer adéquatement les risques d'erreurs dans la détermination de l'état des stocks. Ce nombre cible de transects est basé sur une analyse d'échantillonnage d'acceptation et utilise les points de référence actuels pour l'oursin rouge géant (Lochead *et al.* 2019) et l'holothurie du Pacifique (Hajas *et al.* 2023), des tolérances aux risques prédéterminées et des estimations de la variabilité obtenues sur le terrain à partir des relevés pilotes. Le nombre cible de transects pourrait changer à l'avenir à mesure que de nouvelles données deviennent accessibles ou si les points de référence, la variabilité observée dans les données ou les tolérances aux risques changent.
6. Mettre en œuvre un plan d'échantillonnage aléatoire à deux étapes qui réduit au minimum le temps nécessaire pour couvrir toute la côte de la Colombie-Britannique et qui optimise l'utilisation efficiente des ressources à disposition. Idéalement, l'ensemble de la côte devrait être couvert en une seule année (environ 42 jours de temps-navire requis). Une autre solution réaliste consisterait à diviser la côte en deux ou trois sections et à effectuer une rotation sur deux ou trois ans (ce qui nécessiterait respectivement environ 23 jours ou 18 jours de temps-navire par an). Si les ressources à disposition (telles que le temps-navire, etc.) imposent une rotation de plus de deux ans, il est recommandé d'envisager la conception de panel.

-
7. Continuer à explorer les variables préalables et postérieures à la stratification pour améliorer la précision du relevé, à mesure que des données deviennent accessibles. Bien que les analyses actuelles ne comportent pas de preuves suffisantes pour conclure que la stratification par fetch, l'occupation de l'habitat par la loutre de mer, le type de substrat ou la profondeur améliorent l'exactitude des relevés à l'heure actuelle, l'écosystème dynamique occupé par ces espèces implique que ces variables, ou d'autres, pourraient devenir pertinentes pour la conception des relevés futurs

9. REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les nombreux plongeurs qui ont participé à l'élaboration du protocole de relevé en plongée de multiples espèces, ainsi que ceux qui ont participé aux relevés. Nous tenons également à remercier les équipages du NGCC *Vector* et du NGCC *J. P. Tully* pour leur soutien logistique lors de la réalisation des relevés. Nous sommes reconnaissants du soutien et des commentaires fournis par de nombreuses Premières Nations au cours de la planification du relevé : les nations Haida, Hesquiaht, Huu-ay-aht, Hupacasath, Kitkatla, Kitsumkalum, Lax Kw'alaams, Toquaht, Maa-nulth, Metlakatla et Ucluelet. Nous remercions Rob Flemming, de l'Unité des données sur les mollusques et crustacés, pour son expertise en matière de gestion des données sur les invertébrés. Nous tenons également à remercier sincèrement les deux évaluateurs officiels du présent document, Joanne Lessard et Mackenzie Mazur, ainsi que tous les participants à la réunion régionale d'évaluation par les pairs. Les précieux commentaires que nous avons reçus nous ont permis d'améliorer le document de recherche.

10. RÉFÉRENCES CITÉES

- Anderson, S.C., Ward, E.J., English, P.A., and Barnett, L.A.K. 2022. [sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields](#). bioRxiv 2022.03.24.485545.
- Asnaghi, V., Mangialajo, L., Gattuso, J.P., Francour, P., Privitera, D., and Chiantore, M. 2014. [Effects of ocean acidification and diet on thickness and carbonate elemental composition of the test of juvenile sea urchins](#). Mar. Environ. Res. 93: 78–84.
- Babuin, J., Dovey, G., Hand, C.M., Bureau, D., Hajas, W., and Murfitt, I. 2006. A survey of geoduck abundance at the Moore Islands, Central Coast, British Columbia, 1998. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2739: v + 29p.
- Blaine, J.M. 2011. Population dynamics and spatial distribution of two commercially important species of sea cucumber, *Parastichopus californicus* and *Parastichopus leukothele*, in deep central California waters. Master of Science in Environmental Science Thesis. Washington State University, School of Earth and Environmental Science. 46p.
- Blaine, J., Lowry, D., and Pacunski, R. 2020. 2002-2007 WDFW scientific bottom trawl surveys in the southern Salish Sea: species distributions, abundance and population trends. Report to Washington Department of Fish and Wildlife FPT 20-01. 237 p.
- Boldt, J.L., Thompson, M., Fort, C., Rooper, C.N., Schweigert, J., Quinn, T.J., Hay, D., and Therriault, T. 2015. An index of relative biomass, abundance, and condition of juvenile Pacific herring (*Clupea pallasii*) in the Strait of Georgia, British Columbia. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3081: 1–80.
- Bond, N.A., Cronin, M.F., Freeland, H. and Mantua, N. 2015. [Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific](#). Geophys. Res. Lett. 42: 3414–3420.

-
- Bureau, D. 2017a. Geoduck (*Panopea generosa*) density and biomass estimates in Pacific Fishery Management Area 23. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3111: vi + 17p.
- Bureau, D. 2017b. [Update to estimation methods for Geoduck \(*Panopea generosa*\) stock index](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/070. ix + 55p.
- Bureau, D., Campbell, A., and Hajas, W.C. 2000a. Survey of red sea urchin populations in the Kelsey Bay area, Johnstone Strait, British Columbia, 1999. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2542: 19p.
- Bureau, D., Campbell, A., and Hajas, W.C. 2000b. Survey of red sea urchin populations near Comox, Denman Island and Hornby Island, British Columbia, 1999. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2546: 17p.
- Bureau, D., Campbell, A., and Hajas, W.C. 2000c. Survey of red sea urchin populations in the Larsen Harbour and Kingkown Inlet areas, Banks Island, British Columbia, 1997. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2551: 19p.
- Bureau, D., Campbell, A., Hajas, W.C., and Ayers, C.A. 2000d. Survey of red sea urchin populations in the Gulf Islands, Strait of Georgia, British Columbia, 1998 and 1999. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2552: 29p.
- Bureau, D., Hajas, W., Surry, N.W., Hand, C.M., Dovey, G., and Campbell, A. 2002. Age, size structure and growth parameters of geoducks (*Panopea abrupta*, Conrad 1849) from 34 locations in British Columbia sampled between 1993 and 2000. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2413: 84p.
- Bureau, D., Hand, C.M., and Hajas, W. 2012. [Stock Assessment Framework for the British Columbia Geoduck Fishery, 2008](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/121. viii + 79p.
- Burt, J.M., Tinker, M.T., Okamoto, D.K., Demes, K.W., Holmes, K. and Salomon, A.K. 2018. [Sudden collapse of a mesopredator reveals its complementary role in mediating rocky reef regime shifts](#). Proc. R. Soc. B. 285:20180553.
- Campbell, A. 1997. [Possible criteria for reopening the Northern Abalone \(*Haliotis kamtschatkana*\) fishery in British Columbia](#). Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 1997/64: 48p.
- Campbell, A. and Harbo, R.M. 1992. The sea urchin fisheries in British Columbia, Canada. p. 191-199. In: T. Yanagisawa, I. Yasumasu, C. Oguro, N. Suzuki and T. Motokawa [eds.]. Biology of Echinodermata. A.A. Balkema, Rotterdam.
- Campbell, A., Hand, C.M., Paltiel, C., Rajwani, K.N., and Schwarz, C.J. 1998. Evaluation of some survey methods for geoducks. pp. 5-42. In: Gillespie, G.E. and L.C. Walthers [eds.]. Invertebrate Working papers reviewed by the Pacific Stock Assessment Review Committee (PSARC) in 1996. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2221: 340p.
- Davies, S.C., Bureau, D., Lessard, J., Taylor, S., and Gillespie, G.E. 2018. [Benthic habitat mapping surveys of eastern Haida Gwaii and the North Coast of British Columbia, 2013-2015](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3278: vi + 24p.
- Duggins, D.O. 1983. Starfish predation and the creation of mosaic patterns in a kelp-dominated community. Ecology 64(6): 1610-1619.
- Duprey, N.M.T. 2014. Biomass estimates for sea cucumbers (*Parastichopus californicus*, *Cucumaria miniata*, *C. pallida*) as determined through surveys conducted June 2011 to May 2012. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3017: xi + 155p.

-
- Duprey, N.M.T. 2011. Sea cucumber biomass estimations from surveys conducted June 2009 to May 2010. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2954: viii + 97p.
- Duprey, N.M.T., and Stanton, L.M. 2018. Biomass estimates for sea cucumber (*Parastichopus californicus*, *Cucumaria miniata*, *C. pallida*) as determined through surveys conducted June 2013 to May 2014. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3112: x + 72p.
- Duprey, N.M.T, and Stanton, L.M. 2015. Biomass estimates for sea cucumber (*Parastichopus californicus*, *Cucumaria miniata*, *C. pallida*) as determined through surveys conducted June 2012 to May 2013. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3083: viii + 109p.
- Ebert, E.E. 1968. California sea otter – census and habitat survey. Underwater Naturalist 5(3): 20-23.
- Ebert, T.A., and Southon, J.R. 2003. Red sea urchins *Strongylocentrotus franciscanus* can live over 100 years: confirmation with A-bomb ¹⁴carbon. Fish. Bull. 101: 915-922.
- Estes, J.A., and Palmisano, J.F. 1974. Sea Otters: their role in structuring nearshore communities. Science 185: 1058-1060.
- Faro, J.B. 1970. A survey of subtidal sea otter habitat off Point Piños, California. M.S. thesis. Humboldt State College. 278 p.
- Fedorenko, A.Y., and Sprout, P.E. 1982. Abalone biology, fishery regulations, commercial catch (1952 - 1980), and current status of resources in British Columbia. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1658: 74p.
- Field, C.M., and Walker, C. 2003. A site profile of the Kachemak Bay Research Reserve, a unit of the National Estuarine Research Reserve System. Kachemak Bay Research Reserve.
- Gravem, S.A., Heady, W.N., Saccomanno, V.R., Alvstad, K.F., Gehman, A.L.M., Frierson, T.N., and Hamilton, S.L. 2021. [Pycnopodia helianthoides \(amended version of 2020 assessment\). The IUCN Red List of Threatened Species 2021](#): e.T178290276A197818455.
- Gregr, E.J., Lessard, J., and Harper, J. 2013. A spatial framework for representing nearshore ecosystems. Progress in Oceanography 115: 189-201.
- Haigh, R., Ianson, D., Holt, C.A., Neate, H.E., and Edwards, A.M. 2015. [Effects of ocean acidification on temperate coastal marine ecosystems and fisheries in the northeast Pacific](#). PloS One 10(2), e0117533–e0117533.
- Hajas, W., Hansen, C. et Lochead, J. 2023. [Mise à jour des points de référence et des options de récolte pour la pêche de l'holothurie de Californie \(*Apostichopus californicus*\) en Colombie-Britannique à l'aide des données tirées des zones de pêche expérimentale](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/020. vii + 62 p.
- Hand, C.M., and Dovey, G. 2000. A survey of geoduck populations in the Griffith Harbour area, North Banks Island, in August 1995. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2541: 20p.
- Hand, C.M., Hajas, W., Duprey, N., Lochead, J., Deault, J., and Caldwell, J. 2008. [An evaluation of fishery and research data collected during the Phase 1 sea cucumber fishery in British Columbia, 1998 to 2007](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/065. x + 115 p.
- Hansen, S.C., Obradovich, S.G., Rooper, C.N., Waddell, B.J., Nichol, L.M., MacNeill, S., and Barton, L.L. 2020. Identifying variables for standardization of the Northern Abalone (*Haliotis kamtschatkana*) Index Site Surveys time series (1978-2018) based on survey methodology and environmental variability. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3330: vii + 110p.
-

-
- Harvell, C.D., Montecino-Latorre, D., Caldwell, J.M., Burt, J.M., Bosley, K., Keller, A., Heron, S. F., Salomon, A.K., Lee, L., Pontier, O., Pattengill-Semmens, C., and JGaydos, J.K. 2019. [Disease epidemic and a marine heat wave are associated with the continental-scale collapse of a pivotal predator \(*Pycnopodia helianthoides*\)](#). Science Advances 5(1): eaau7042.
- Hewson, I., Button, J.B., Gudenkauf, B.M., Miner, B., Newton, A.L., Gaydos, J.K., Wynne, J., Groves, C.L., Hendler, G., Murray, M., and Fradkin, S. 2014. Densovirus associated with sea-star wasting disease and mass mortality. Proceedings of the National Academy of Sciences 111: 17278-17283.
- Huo, Z., Rbbani, M.G., Cui, H., Xu, L., Yan, X., Fang, L., Wang, Y., and Feng, Y. 2019. [Larval development, juvenile survival, and burrowing rate of geoduck clams \(*Panopea japonica*\) under different pH conditions](#). Aquacult. Int. 27: 1331–1342.
- Jamison, D., Heggen, R., and Lukes, J. 1984. Underwater video in a regional benthos survey. Pacific Congress on Marine Technology, Honolulu, Hawaii. April 24-27, 1984.
- Krebs, C.J. 1999. Ecological Methodology. 2nd edn. Addison Wesley Longman: Menlo Park, CA.
- Krumhansl, K.A., Bergman, J.N., and Salomon, A.K. 2017. Assessing the ecosystem-level consequences of a small-scale artisanal kelp fishery within the context of climate change. Ecological Applications 27(3): 799-813.
- Kvitek, R.G, Shull, D., Canestro, D., Bowlby, E.C., and Troutman, B.L. 1989. Sea Otters and benthic prey communities in Washington State. Marine Mammal Science 5(3): 266-280.
- Laidre, K.L., and Jameson, R.J. 2006. [Foraging patterns and prey selection in an increasing and expanding sea otter population](#). Journal of Mammalogy 87(4): 799–807.
- Lambert, P. 2000. Sea stars of British Columbia, Southeast Alaska and Puget Sound. University of British Columbia Press, Vancouver, BC, Canada.
- Larson, S.D., Hoyt, Z.N., Eckert, G.I., and Gill, V.A. 2013. [Impacts of sea otter \(*Enhydra lutris*\) predation on commercially important sea cucumbers \(*Parastichopus californicus*\) in southeast Alaska](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70: 1498–1507.
- Lawson, J. 2021. [An Introduction to Acceptance Sampling and SPC with R](#).
- Legg, C.J., and Nagy, L. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. Journal of Environmental Management 78: 194-199.
- Lee, L.C., Thorley, J., Watson, J., Reid, M., and Salomon, A.K. 2018. [Diverse knowledge systems reveal social-ecological dynamics that inform species conservation status](#). Conservation Letters.
- Lee, L.C., Watson, J.C., Trebilco, R., and Salomon, A.K. 2016. Indirect effects and prey behavior mediate interactions between an endangered prey and recovering predator. Ecosphere, 7, e01604.
- Lochead, J., Hajas, W., and Leus, D. 2015. Calculation of mean abundance in the Red Urchin Analysis Program and Green Urchin Analysis Program. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3065: vi + 41p.
- Lochead, J., Zhang, Z., et Leus, D. 2019. [Détermination des points de référence possibles et des options de taux de récolte pour la pêche commerciale de l'oursin rouge \(*Mesocentrotus franciscanus*\) en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/061. viii + 72 p.
-

-
- Lowe, A.T., and Galloway, A.W.E. 2020. [Urchin searchin': red sea urchins and drift kelp found at 284 m depth in the mesophotic zone](#). *Ciencias Marinas* 46(4): 283-296.
- Lowry, L.F., and Pearse, J.S. 1973. Abalones and Sea Urchins in an area inhabited by Sea Otters. *Mar. Biol.* 23(3): 213-219.
- Mcdonald, S.E., Essington, T.E., Davis, J.P., Galloway, A.W.E., Stevick, B.C., Jensen, G.C., Vanblaricom, G.R., and Armstrong, D.A. 2015. [Distribution, abundance, and habitat associations of a large bivalve \(*Panopea generosa*\) in a eutrophic fjord estuary](#). *J. Shellfish Research* 34(1): 137-145.
- Morita, M., Suwa, R., Iguchi, A., Nakamura, M., Shimada, K., Sakai, K., and Suzuki, A. 2010. [Ocean acidification reduces sperm flagellar motility in broadcast spawning reef invertebrates](#). *Zygote (Cambridge, England)* 18(2): 103–107.
- Morris, R.H., Abbott, D.P., and Haderlie, E. 1980. Intertidal invertebrates of California. Stanford University Press. ix + 690p.
- Mortensen, T. 1943. A monograph of the Echinoidea. Copenhagen, Denmark: CA Reitzel.
- MPO. 2007a. [Recovery Strategy for the Northern Abalone \(*Haliotis kamtschatkana*\) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series](#). Fisheries and Oceans Canada, Vancouver. vi + 31p.
- MPO. 2007b. [Pour un nouveau cadre scientifique écosystémique en faveur d'une gestion intégrée](#).
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#).
- MPO. 2015. [Mise à jour sur l'état du stock et options en matière de quotas pour la pêche aux oursins verts, *Strongylocentrotus droebachiensis*, en Colombie-Britannique, 2013-2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/052.
- MPO. 2016a. [Mise à jour sur l'état du stock et options de récolte pour la pêche aux oursins verts \(*Strongylocentrotus droebachiensis*\) en Colombie-Britannique, 2016-2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/031.
- MPO. 2016b. [Examen des méthodes de relevés d'ormeau nordique par plongée effectués en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/044.
- MPO. 2018. [Mise à jour sur l'état du stock d'oursins verts \(*Strongylocentrotus droebachiensis*\) en Colombie-Britannique et options de prélèvement pour la pêche de 2018 à 2021](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/054.
- MPO. 2021a. [Mise à jour de 2020 sur l'état des stocks de panopes sauvages en ColombieBritannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/035.
- MPO. 2021b. [Évaluation du stock et options de quota pour la pêche de l'oursin vert \(*Strongylocentrotus droebachiensis*\) en Colombie-Britannique, 2021-2024](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/036.
- MPO. 2022a. [Oursin vert, Région du Pacifique 2022 au 2023 Sommaire du Plan de gestion intégrée des pêches](#).
- MPO. 2022b. [Oursin rouge en plongée, Région du Pacifique 2022 au 2023 - Résumé du Plan de gestion intégrée des pêches](#).
- MPO. 2022c. [Résumé du Plan de gestion intégrée des pêcheries : Holothurie \(*Apostichopus californicus*\) en plongée - Région du Pacifique, 2022/2023](#).
-

-
- MPO. 2022d. [Mise à jour de 2021 sur l'état des stocks de panopes sauvages en Colombie-Britannique](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/026.
- MPO. 2022e. [Compte rendu de l'examen par les pairs de la région du Pacifique sur la mise à jour des points de référence recommandés et des avis sur la récolte pour la pêche commerciale du concombre de mer \(*Apostichopus californicus*\) en Colombie-Britannique; du 5 au 6 avril 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Compte rendu 2022/042.
- Nephin, J., Gregr, E.J., St. Germain, C., Fields, C., et Finney, J.L. 2020. [Élaboration d'un cadre de modélisation de la répartition des espèces et son application à douze espèces sur la côte canadienne du Pacifique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/004. xiv + 118 p.
- Neuman, M.J., Wang, S., Busch, S., Friedman, C., Gruenthal, K., Gustafson, R., Kushner, D., Stierhoff, K., Vanblaricom, G., and Wright, S. 2018. [A status review of Pinto Abalone \(*Haliotis kamtschatkana*\) along the west coast of North America: interpreting trends, addressing uncertainty, and assessing risk for a wide-ranging marine invertebrate](#). J. Shellfish Res. 37(4): 869–910.
- Nichol, L.M., Watson J.C., Abernethy, R., Rechsteiner, E., and Towers, J. 2015. [Trends in the abundance and distribution of sea otters \(*Enhydra lutris*\) in British Columbia updated with 2013 survey results](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/039. vii + 31p.
- Obradovich, S.G., Hansen, S.C., Zhang, Z., MacNeill, S., Nichol, L.M., Rooper, C.N., St. Germain, C., Curtis, D.L., Waddell, B.J., et Barton, L.L. 2021. [Examen préalable à l'évaluation par le COSEPAC de l'information du MPO sur l'ormeau nordique \(*Haliotis kamtschatkana*\) le long de la côte du Pacifique du Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/001. v + 77 p.
- O'Donnell M.J., Hammond, L.M., and Hofmann, G.E. 2009. [Predicted impact of ocean acidification on a marine invertebrate: elevated CO₂ alters response to thermal stress in sea urchin larvae](#). Mar Biol 156: 439–446.
- O'Driscoll, R.L., and Ballara, S.L. 2019. Trawl and acoustic survey of hoki and middle depth fish abundance on the west coast South Island, July–August 2018. New Zealand Fisheries Assessment Report 2019/19. 120p.
- Olivares-Bañuelos, N.C., Enríquez-Paredes, L.M., Ladah, L.B., and De La Rosa-Vélez, J. 2008. [Population structure of purple sea urchin *Strongylocentrotus purpuratus* along the Baja California peninsula](#). Fish. Sci. 74: 804–812.
- Pearse, J.S., and Hines, A.H. 1987. Long-term population dynamics of sea urchins in a central California kelp forest: rare recruitment and rapid decline. Mar. Ecol. Prog. Ser. 39: 275-283.
- Perkins, N.R., Hosack, G.R., Foster, S.D., Hill, N.A., and Barrett, N.S. 2019. [Spatial properties of sessile benthic organisms and the design of repeat visual survey transects](#). Aquatic Conserv., Mar. Freshw. Ecosyst. 29: 59– 71.
- Propp, M.V. 1971. Ecology of Coastal Benthic Communities of Murmansk Shallow Waters of the Barents Sea on Materials of Underwater Hydrobiological Studies. Nauka, Leningrad (in Russian).
- Reuter, K.E., Lotterhos, K.E., Crim, R.N., Thompson, C.A., and Harley, C.D.G. 2011. [Elevated pCO₂ increases sperm limitation and risk of polyspermy in the red sea urchin *Strongylocentrotus franciscanus*](#). Glob. Change Biol. 17: 163–171.
- Rogers-Bennett, L., and Catton, C.A. 2019. [Marine heat wave and multiple stressors tip bull kelp forest to sea urchin barrens](#). Scientific Reports 9: 15050.
-

-
- Russell, M.P., and Meredith, R.W. 2000. Natural growth lines in echinoid ossicles are not reliable indicators of age: a test using *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Invert. Biol.* 119(4): 410-420.
- Russell, M.P., Ebert, T.A., and Petraitis, P.S. 1998. Field estimates of growth and mortality of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Ophelia* 48: 137-153.
- Ryan, D.A.J., and Heyward, A. 2003. Improving the precision of longitudinal ecological surveys using precisely defined observational units. *Environmetrics* 14: 283–293.
- Sainte-Marie, B. et Paille, N. 2020. [Distribution spatiale et démographie de l'oursin vert, *Strongylocentrotus droebachiensis*, autour de l'Île Blanche et de la pointe est de l'Île aux Lièvres \(Québec\) en 2011](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/007. vii + 35 p.
- Scheibling, R.E., and Hatcher, B.G. 2013. *Strongylocentrotus droebachiensis*. In: Lawrence JM (ed) *Sea Urchins: Biology and Ecology*, 3rd edn, pp. 381–412. Elsevier, Amsterdam.
- Schultz, J.A., Cloutier, R.N., and Côté, I.M. 2016. [Evidence for a trophic cascade on rocky reefs following sea star mass mortality in British Columbia](#). *PeerJ* 4:e1980.
- Schweigert, J.F., Haegele, C.W., and Stocker, M. 1985. [Optimizing Sampling Design for Herring Spawn Surveys in the Strait of Georgia, B.C.](#) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42(11): 1806-1814.
- Sinclair A., Schnute, J., Haigh, R., Starr, P., Stanley, R.D., Fargo, J., and Workman, G. 2003. Feasibility of multi-species groundfish bottom trawl surveys on the BC coast. *Can. Stock Ass. Sec. Res. Doc.* 2003/049: 39 p.
- Skibo, K.M., Schwarz, C.J., and Peterman, R.M. 2008. Evaluation of sampling designs for red sea urchins *Strongylocentrotus franciscanus* in British Columbia. *N. Amer. J. Fish. Manag.* 28: 219-230.
- Sloan, N.A., and Breen, P.A. 1988. [Northern abalone, *Haliotis kamtschatkana*, in British Columbia: fisheries and synopsis of life history information](#). *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 103: 46p.
- Stanley, R.D., Starr, P., Olsen, N., and Haigh, R. 2004. [Summary of Results of the 2003 Queen Charlotte Sound Bottom Trawl Survey](#). *DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc* 2004/028: 58 p.
- Thompson, S.K., Ramsey, F.L., and Seber, G.A.F. 1992. [An Adaptive Procedure for Sampling Animal Populations](#). *Biometrics* 48(4): 1195–1199.
- Thorson, J.T. 2019. [Guidance for decisions using the Vector Autoregressive Spatio-Temporal \(VAST\) package in stock, ecosystem, habitat and climate assessments](#). *Fish. Res.* 210: 143–161.
- Timmins-Schiffman, E., Guzmán, J.M., Elliott Thompson, R., Vadopalas, B., Eudeline, B., and Roberts, S.B. 2020. [Dynamic response in the larval geoduck \(*Panopea generosa*\) proteome to elevated pCO₂](#). *Ecol. Evol.* 10: 185-197.
- Waddell, B.J., and Perry, R.I. 2012. [Survey results of green sea urchin \(*Strongylocentrotus droebachiensis*\) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, October 2008 and November 2010](#). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3000: ix + 73p.
- Waddell, B., Zhang, Z., and Perry, R.I. 2010. [Stock assessment and quota options for the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, fishery in British Columbia, 2010-2013](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2010/027. vi + 36p.
-

-
- Watson, J., and Estes, J.A. 2011. Stability, resilience, and phase shifts in rocky subtidal communities along the west coast of Vancouver island, Canada. *Ecological Monographs* 81(2): 215-239.
- Wong, J.M., Johnson, K.M., Kelly, M.W., and Hofmann, G.E. 2018. Transcriptomics reveal transgenerational effects in purple sea urchins exposed to upwelling conditions, and the response of their progeny to differential pCO₂ levels. *Molecular Ecology* 27(5): 1120-1137.
- Workman, G. 1999. [A Review of the Biology and Fisheries for Purple Sea Urchins \(*Strongylocentrotus purpuratus*, Stimpson, 1857\) and Discussion of the Assessment Needs for a Proposed Fishery](#). Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 1999/163. 58 p.
- Xuereb, A., Benestan, L., Normandeau, E., Daigle, R.M., Curtis, J.M.R., Bernatchez, L., and Fortin, M-J. 2018. [Asymmetric oceanographic processes mediate connectivity and population genetic structure, as revealed by RADseq, in a highly dispersive marine invertebrate \(*Parastichopus californicus*\)](#). *Mol Ecol.* 27: 2347-2364.
- Zhang, Z., and Hand, C. 2007. [Determination of geoduck harvest rates using age-structured projection modelling](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/064. 49p.

ANNEXE A. PROTOCOLE DE RELEVÉ EN PLONGÉE DE MULTIPLES ESPÈCES

Le relevé en plongée de multiples espèces a pour objectif de réaliser des estimations quantitatives de la densité et de la taille d'espèces sélectionnées d'invertébrés marins benthiques (oursins rouge, vert et violet, ormeau nordique, holothurie du Pacifique, panope du Pacifique et solaster géant) et de consigner les caractéristiques de l'habitat qui y est associé (données sur le substrat et la communauté d'algues). Les données recueillies dans le cadre de ces relevés serviront principalement à surveiller l'état des stocks des espèces sélectionnées au fil du temps.

A.1. SÉLECTION DES EMPLACEMENTS DE TRANSECTS ALÉATOIRES

La sélection des emplacements de transects se fait avant le relevé à l'aide du SIG. Les emplacements de transects sont sélectionnés de façon aléatoire le long du littoral pour les secteurs d'intérêt du relevé en utilisant le fichier de forme CHS_Pacific_High_Water_Coastline_Albers dans le logiciel ArcGIS. On estime le nombre total prévu de transects qui peuvent être effectués dans un relevé en multipliant le nombre de jours de plongée par 5 transects par esquif de plongée par jour, et par le nombre d'esquifs de plongée (un ou deux) plus 20. Les 20 transects supplémentaires tiennent compte des transects qui seraient choisis aléatoirement dans les emplacements où la plongée n'est pas réalisable sur le plan logistique, p. ex., des secteurs intertidaux ou des emplacements considérés comme inexploitable en raison de courants élevés ou d'obstacles physiques, comme des allingues et des quais.

Une fois les secteurs d'intérêt du relevé sélectionnés, un masque de chaque secteur de relevé est créé dans le logiciel ArcGIS. Le littoral du secteur d'intérêt (à l'intérieur du masque) est découpé et ramené à une seule ligne.

Le fetch s'entend de la distance parcourue par le vent ou les vagues en eaux libres et peut être utilisé pour estimer l'exposition d'un site à l'action des vagues. Dans les secteurs de fetch élevé, de grosses vagues peuvent régulièrement se former, de sorte qu'il devient trop dangereux d'effectuer des relevés en plongée. Dans les secteurs de faible fetch, les sédiments mous et boueux ou silteux peuvent s'accumuler, l'eau peut être relativement stagnante et les espèces d'intérêt ne sont généralement pas présentes. Des seuils de fetch faible et élevé, de 20 000 m et 2 520 000 m respectivement, ont été recommandés pour le relevé en plongée de multiples espèces afin d'accroître l'efficacité du relevé en éliminant certains habitats inadéquats.

La base de géodonnées Fetch_all_BC est accessible sur le portail Données ouvertes ([Fetch All BC Geodatabase](#)). La base de géodonnées comprend une estimation du fetch pour les points situés tous les 50 m le long de la côte de la Colombie-Britannique. On estime le fetch total comme étant la somme de la distance à la terre pour chacun des 72 relèvements au compas (tous les 5 degrés) jusqu'à une distance maximale de 200 km dans chaque direction. Une zone tampon de 26 m est établie autour des points de fetch (à mi-chemin du point de fetch suivant plus 1 m) pour s'assurer que les zones tampons adjacentes sont reliées et éliminées ensemble sur tout le littoral dans le fichier de forme du secteur d'intérêt. Les sections du littoral dont le fetch est inférieur à 20 000 m et supérieur à 2 520 000 m sont découpées. Ensuite, les transects sont affectés de manière aléatoire aux autres sections du littoral comme points aléatoires le long du littoral à l'aide du logiciel ArcGIS. Les emplacements de transects choisis aléatoirement sont ensuite examinés et les transects situés dans des secteurs non navigables (p. ex., zone intertidale, rivières, lagunes à marées) sont éliminés.

A.2. RECHERCHE DES EMPLACEMENTS DE TRANSECTS

Les emplacements de transects sélectionnés de façon aléatoire sont chargés dans le traceur de carte ou l'ordinateur de navigation du bateau avant le relevé. Une fois que le bateau de plongée arrive sur un site, l'équipe du relevé évalue les conditions et détermine s'il y a des problèmes de sécurité liés à l'emplacement du site. Il pourrait s'avérer impossible d'effectuer des relevés sur les sites fortement exposés à la houle, en fonction des conditions. Si un site est jugé trop exposé, il est écarté. De même, les sites se trouvant dans des zones de courants extrêmes, en amont de rapides de marée ou dans des zones non navigables (p. ex., des lagunes dont l'entrée s'assèche à marée basse) sont évités.

A.2.1. Mise en place des transects

Une fois qu'on a décidé qu'un site peut faire l'objet d'un relevé, une ligne de transect est mise en place. Les transects sont constitués de sections de 25 m de ralingues plombées qui sont marquées avec des attaches de câble tous les 5 m, et les sections de transects sont reliées entre elles par des maillons connecteurs en « C ».

Lorsqu'un transect est prêt à être mis en place, la hauteur de la marée est consultée sur l'ordinateur de navigation ou sur les tables des marées afin de déterminer les profondeurs inférieure et supérieure cibles. La profondeur inférieure cible est de -2 m par rapport au zéro des cartes (-6 pi, pour couvrir tout l'habitat de l'ormeau, c.-à-d. 6 pi au-dessus du zéro des cartes) et la profondeur supérieure cible est de 12,2 m (40 pi) au-dessous du zéro des cartes, mais ne dépassant pas 18,3 m (60 pi). Par exemple, si la hauteur de la marée est de 3 m (10 pi), la profondeur cible est comprise entre 1,2 m et 15,2 m (4 pi et 50 pi). Si la hauteur de la marée est de 4,6 m (15 pi), la profondeur cible est comprise entre 2,7 m et 16,8 m (9 pi et 55 pi).

La position de l'extrémité peu profonde du transect doit être aussi proche que possible du point choisi aléatoirement. Une fois l'emplacement de l'extrémité peu profonde du transect déterminé, le bateau s'approche du rivage et de cette extrémité. Un boulet de canon de 2,27 kg ou 5 livres attaché avec une agrafe à palangre est lancé aussi près que possible du rivage. À marée haute, il peut suffire de se diriger vers le rivage jusqu'à ce que la profondeur inférieure cible soit atteinte et d'y larguer le boulet de canon. La latitude et la longitude de l'extrémité peu profonde du transect sont consignées sur la feuille de plongée. Le bateau s'éloigne ensuite du rivage dans une direction perpendiculaire jusqu'à ce que la profondeur maximale cible soit atteinte sur le sondeur ou qu'une longueur de transect de 125 m soit atteinte (longueur maximale de transect pour les relevés en plongée de multiples espèces) ou qu'une profondeur de 18,3 m (60 pi) soit atteinte, selon la première éventualité. La personne qui déploie le transect doit compter les sections de la ralingue plombée disposée pour déterminer la longueur du transect et le plan de saut des quadrats que les plongeurs doivent utiliser. Une fois la profondeur cible (ou la longueur du transect de 125 m) atteinte, une ralingue de flotteurs (avec un boulet de canon de 4,54 kg ou 10 livres attaché avec une agrafe à palangre) est attachée à la ligne de transect pour marquer l'extrémité profonde du transect et les sections de la ligne de transect sont alors séparées au niveau du segment suivant avec maillon connecteur en « C ». La latitude et la longitude de l'extrémité profonde du transect sont consignées sur la feuille de plongée.

L'intervalle d'échantillonnage entre les quadrats le long d'un transect dépend de la longueur de celui-ci. L'intervalle d'échantillonnage variable a pour objet de s'assurer que suffisamment de quadrats sont échantillonnés sur les transects courts et que les relevés sur les transects longs ne prennent pas trop de temps. Le plan des intervalles entre les quadrats le long du transect est déterminé par la longueur du transect, comme cela est décrit dans le tableau ci-dessous.

Tableau A-1. Plan d'échantillonnage, plan des intervalles entre les quadrats, nombre minimum et maximum de quadrats échantillonnés en fonction de la longueur du transect (m) et nombre de sections de la ralingue plombée pour les transects du relevé en plongée de multiples espèces.

Longueur des transects (m)	Nombre de sections de la ralingue plombée	Plan d'échantillonnage	Plan des intervalles entre les quadrats	Nombre min. de quadrats	Nombre max. de quadrats
0 à 25 m	1	Tous les quadrats	Sans saut	14,0*	25
25 à 50 m	2	Un quadrat sur deux	Sauter 1 m	12,5	25
50 à 75 m	3	Un quadrat sur trois	Sauter 2 m	16,7	25
75 à 100 m	4	Un quadrat sur quatre	Sauter 3 m	18,8	25
100 à 125 m	5	Un quadrat sur cinq	Sauter 4 m	20,0	25

* : Pour une gamme de profondeur cible de -2 m à 12 m, longueur de transect minimale pour une paroi verticale.

** : Échantillon à chaque attache de câble.

Pour les transects très longs ou lorsque le vent ou le courant sont très forts, il pourrait être plus facile de mettre les transects en place en éloignant le bateau du rivage en marche avant afin d'assurer une meilleure gouverne et de s'assurer que les transects sont perpendiculaires au rivage. Dans ces cas, les transects doivent être posés du côté contre le vent (en amont) du bateau.

A.3. PROTOCOLE DES TRANSECTS DE RELEVÉ EN PLONGÉE

Une fois le transect mis en place, l'assistant de plongée du bateau prépare les fiches techniques (annexe A.4) pour les plongeurs et inscrit la date, le nom des plongeurs, le numéro du transect, la longueur du transect, le plan de sauts, les profondeurs cibles et le numéro de série du pied à coulisse numérique sur la fiche technique relative aux invertébrés. L'en-tête de la fiche sur les algues est également rempli avant la plongée. Une fois que les plongeurs sont prêts, le bateau les dépose près du flotteur attaché à l'extrémité profonde du transect. Après une vérification en surface, les plongeurs descendent ensemble jusqu'à la profondeur cible de départ souhaitée du transect. Les plongeurs placent le quadrat sur le côté droit de la ligne de transect à la profondeur de départ. Si le relevé est effectué dans des peuplements d'algues brunes, les quadrats à trois côtés pourraient être plus faciles à manipuler que les quadrats à quatre côtés. Dans ce cas, la ligne de transect peut être utilisée comme quatrième côté du quadrat.

Chaque plongeur se voit attribuer un rôle différent. Pour chaque quadrat, le plongeur 1 porte une planchette à pince double face avec les fiches techniques relatives aux invertébrés et aux algues (annexe APPENDICE A) et inscrit le numéro du quadrat, la profondeur du quadrat, l'heure du jour, les codes de substrat (0 = bois; 1 = roche-mère lisse; 2 = roche-mère avec crevasses; 3 = rochers [> 30 cm]; 4 = galets [entre 7,5 et 30 cm]; 5 = gravier [entre 2 et 7,5 cm]; 6 = gravier fin [entre 0,25 et 2 cm]; 7 = sable; 9 = boue; 10 = coquilles écrasées et 11 = coquilles entières) et les pourcentages des trois types de substrat dominants, les espèces d'algues trouvées dans le quadrat (consulter la liste des espèces sur la fiche technique) et le pourcentage de couvert d'algues dans les catégories suivantes : canopée (> 2 m de hauteur), sous-étage (30 cm à 2 m de hauteur/longueur), gazon (0 à 30 cm de hauteur/longueur) et algue encroûtante sur la feuille de plongée sur les algues.

Pendant que le plongeur 1 consigne les données relatives au substrat et aux algues, le plongeur 2 dénombre les holothuries du Pacifique et les panopes du Pacifique, et communique ces nombres au plongeur 1. Les holothuries du Pacifique adultes et juvéniles (définies comme

étant plus petites qu'un crayon) sont comptées et consignées séparément; le nombre de juvéniles est consigné entre parenthèses; p. ex., pour un quadrat comprenant deux holothuries du Pacifique adultes et une juvénile, les données sont consignées comme suit : 2(1).

Le plongeur 2 commence alors à mesurer les autres espèces d'intérêt à l'aide de pieds à coulisse électroniques pour la consignation des données sous-marines. Chaque invertébré (des espèces cibles) observé dans un quadrat est mesuré dans la mesure du possible. Les pieds à coulisse utilisés ([ZebraTech Dive Calipers](#)) permettent de consigner directement deux types de mesures. Les diamètres du test des oursins rouge et vert sont consignés à l'aide des pieds à coulisse électroniques sous-marins, car ces deux espèces sont les plus fréquentes. Les mesures de l'oursin vert sont consignées à l'aide du bouton 1 du pied à coulisse, tandis que celles de l'oursin rouge le sont à l'aide du bouton 2. Une fois qu'un oursin a été mesuré, il doit être déplacé en dehors du quadrat pour s'assurer que chaque oursin n'est mesuré qu'une fois et afin de pouvoir voir si de petits oursins ou des ormeaux se cachent sous les gros oursins.

Les mesures des autres espèces (oursin violet, ormeau nordique et solaster géant (*Pycnopodia*]) sont montrées au plongeur 1 qui les consigne sur la fiche technique sur les invertébrés. Le plongeur 1 regarde la mesure à l'écran et l'inscrit sur la fiche technique avec la mention « A », « P » ou « Py » devant la mesure pour l'ormeau, l'oursin violet et le solaster géant (*Pycnopodia*) respectivement (par exemple, A74, P35, Py122).

Les pieds à coulisse numériques sous-marins sont mis en marche en appuyant sur l'un des deux boutons. Les pieds à coulisse s'éteignent automatiquement après une période d'inactivité de 2 minutes. Lors de la mise en marche, fermez les mâchoires du pied à coulisse et assurez-vous que la mesure indique 0,0 mm. Si ce n'est pas le cas, tarez les pieds à coulisse en appuyant simultanément sur les deux boutons et en les maintenant enfoncés jusqu'à ce que l'écran affiche « tare » (cela prend plusieurs secondes). Assurez-vous que les pieds à coulisse sont en marche (affichage actif) avant de commencer à prendre des mesures. Si les pieds à coulisse se sont éteints, remettez-les en marche en appuyant sur l'un des boutons avant de commencer à prendre des mesures.

Le plongeur 1 remplit également la fiche technique sur les invertébrés, ce qui nécessite une communication entre les plongeurs. Le plongeur 2 informe le plongeur 1 de la présence d'oursins rouges ou verts dans un quadrat et lui indique le nombre de panopes du Pacifique et d'holothuries du Pacifique dans le quadrat. Le plongeur 2 montre au plongeur 1 les mesures de l'ormeau (longueur de la coquille), de l'oursin violet (diamètre du test) et du solaster géant (diamètre, de l'extrémité d'un bras à l'autre) et le plongeur 1 les inscrit sur la fiche sur les invertébrés. Le plongeur 2 montre également les pieds à coulisse au plongeur 1 lorsque le plongeur 2 consigne la séquence de fin de quadrat (nécessaire pour déterminer quelles mesures appartiennent à quels quadrats, fermer les pieds à coulisse et appuyer successivement sur les boutons 1 et 2 pour consigner deux mesures nulles dans le fichier) et le plongeur 1 inscrit la dernière mesure consignée dans les pieds à coulisse pour un quadrat donné. La séquence de fin de quadrat doit être consignée pour tous les quadrats le long d'un transect, y compris les quadrats où il n'y a pas d'animaux à mesurer. Ces données sont utilisées ultérieurement aux étapes de traitement des données pour attribuer les mesures aux quadrats appropriés.

Si un animal ne peut pas être mesuré (p. ex., s'il se trouve dans une crevasse), le plongeur 2 indique alors au plongeur 1 d'indiquer « +1 » pour le nombre d'espèces (p. ex. +2 RSU si deux oursins rouges géants ont été vus, mais qu'ils n'ont pas pu être mesurés dans le quadrat).

Lorsqu'ils remplissent les fiches techniques, les plongeurs doivent inscrire des zéros ou tracer un trait dans une cellule lorsque le compte d'une cellule particulière est égal à zéro. Les valeurs

manquantes ne sont pas égales à zéro et il est essentiel de pouvoir faire la différence entre les données manquantes (cellule vide) et les zéros (zéros ou ligne à travers la cellule).

Une fois que les deux plongeurs ont terminé leurs tâches dans le quadrat, l'un d'entre eux déplace le quadrat vers l'avant au besoin, en fonction du plan de sauts pour le transect. Lorsque les plongeurs déplacent le quadrat sous l'eau, ils doivent s'assurer qu'ils ne le déplacent pas de plus d'un mètre à chaque saut. Étant donné que le plan de sauts entre les quadrats est déterminé par la longueur du transect, le fait de sauter plus d'un mètre à la fois entraînerait une diminution du nombre de quadrats échantillonnés sur un transect par rapport à ce qui était prévu. La meilleure façon d'assurer un saut approprié est de noter la position du bord avant du quadrat, de prendre le quadrat, de le déplacer de façon que le bord arrière du quadrat repose maintenant à l'endroit où se trouvait le bord avant, de toucher le bord avant jusqu'au substrat pour localiser la prochaine position à atteindre, et ainsi de suite. Cette technique est généralement plus rapide et moins encombrante que de faire rouler le quadrat. Lorsque le varech est dense, il pourrait être nécessaire de faire plutôt rouler le quadrat.

Les plongeurs continuent à effectuer les relevés en utilisant l'intervalle d'échantillonnage défini (en fonction de la longueur du transect) jusqu'à ce que la profondeur inférieure cible ou le boulet de canon peu profond soit atteint. L'exposition aux conditions météorologiques, aux vagues et à la houle est un autre élément à prendre en compte pour déterminer la profondeur à laquelle il convient d'arrêter les relevés à l'extrémité peu profonde d'un transect. Pour les sites situés dans des parties exposées de la côte, il pourrait ne pas être sécuritaire d'effectuer des relevés jusqu'à une profondeur de -2 m par rapport au zéro des cartes et les plongeurs doivent juger la profondeur sécuritaire à laquelle il faut cesser les relevés.

Après le relevé du dernier quadrat d'un transect, un plongeur récupère le poids à l'extrémité peu profonde du transect et le ramène au bateau. Les plongeurs doivent s'éloigner du rivage avant de remonter à la surface et s'assurer qu'ils font surface ensemble.

À la fin de la plongée, le plongeur 1 estime et consigne l'abondance relative (N [Aucune] = 0, F [Peu] = 1-10, M [Beaucoup] = 11-100, A [Abondant] > 100; pour l'ensemble de la plongée et pas seulement pour les quadrats échantillonnés) des espèces suivantes : oursins vert, violet et rouge, ormeau nordique, panope du Pacifique et holothurie du Pacifique.

Une fois les plongeurs remontés dans le bateau, l'assistant doit s'assurer que les fiches techniques sont entièrement remplies, en particulier la longueur du transect, le plan de sauts et l'abondance relative des différentes espèces sur la fiche sur les invertébrés. L'assistant de plongée doit ensuite inscrire les heures de début et de fin de la plongée sur chaque fiche technique sous-marine.

Après que les plongeurs sont remontés dans le bateau, la ligne de transect est récupérée. Le bateau se déplace jusqu'au flotteur marqueur situé à l'extrémité profonde du transect. Le flotteur est ramassé, puis la ralingue de flotteurs et la ligne de transect sont remontées à bord. Cela se fait plus facilement à l'aide d'un vire-ligne électrique (également appelé vire-casier).

A.3.1. Un animal est-il à l'intérieur ou à l'extérieur du quadrat?

Les animaux qui se trouvent complètement à l'intérieur du quadrat sont sans aucun doute à l'intérieur de celui-ci. Cependant, pour les animaux qui se trouvent sous le bord du quadrat, un ensemble de règles doit être utilisé pour garantir la précision des estimations de densité et la cohérence entre les plongeurs. Les quadrats sont conçus de manière que la zone visible à l'intérieur des bords du quadrat soit de 1 m. Les bras du quadrat sont donc situés à l'extérieur (juste au bord) du secteur de relevé.

Pour les oursins, on considère qu'un oursin se trouve à l'intérieur du quadrat si la partie centrale du dessus de l'oursin se trouve à l'intérieur du quadrat. Si un oursin est partiellement dans un quadrat, mais que la partie centrale du dessus de l'oursin est à l'extérieur du quadrat, il est alors considéré comme étant à l'extérieur de celui-ci.

De même, un solaster géant est considéré comme étant à l'intérieur du quadrat si la partie centrale du dessus du solaster géant se trouve à l'intérieur du quadrat. Si un solaster géant est partiellement dans un quadrat, mais que la partie centrale du dessus du solaster géant est à l'extérieur du quadrat, il est considéré comme étant à l'extérieur de celui-ci.

Pour la panope du Pacifique, si plus de la moitié du siphon se trouve dans le quadrat, la panope est considérée comme étant dans celui-ci.

Si plus de la moitié d'un ormeau se trouve à l'intérieur d'un quadrat, il est considéré comme étant dans celui-ci. Si moins de la moitié de l'ormeau se trouve dans le quadrat, il est considéré comme étant à l'extérieur de celui-ci. Si un ormeau est à moitié à l'intérieur et à moitié à l'extérieur du quadrat, il n'est considéré comme étant à l'intérieur du quadrat que si sa tête est dans celui-ci.

Les holothuries du Pacifique sont parfois longues, de sorte que le risque de se trouver sous le bord du quadrat est plus élevé que pour d'autres espèces d'intérêt. Si plus de la moitié de l'holothurie se trouve à l'intérieur d'un quadrat, elle est considérée comme étant dans celui-ci. Si moins de la moitié de l'holothurie se trouve dans le quadrat, elle est considérée comme étant à l'extérieur de celui-ci. Si une holothurie est à moitié à l'intérieur et à moitié à l'extérieur du quadrat, elle n'est considérée comme étant à l'intérieur du quadrat que si sa tête est dans celui-ci.

A.3.2. Échantillons biologiques de l'holothurie

Le poids moyen et la répartition des fréquences de poids de l'holothurie du Pacifique sont déterminés à partir d'échantillons biologiques. Les échantillons biologiques sont prélevés dans un sous-ensemble de transects de relevé sélectionnés aléatoirement. Un transect est sélectionné aléatoirement dans chaque groupe de 10 transects d'une sous-zone ou, si les sous-zones sont petites et ne comptent pas 10 transects, un transect est alors sélectionné dans chaque groupe de 10 transects au sein d'un groupe de sous-zones. Depuis 2021, si aucune holothurie n'est observée sur un transect d'échantillonnage biologique, des échantillons sont prélevés sur d'autres transects (non sélectionnés initialement comme transects d'échantillonnage biologique) où des holothuries ont été observées (échantillonnage opportuniste).

Après avoir effectué un relevé sur un transect d'échantillonnage biologique, les plongeurs ramassent à la main les 25 premières holothuries observées sur la ligne de transect et dans la zone environnante jusqu'à une profondeur maximale de 15,2 m (50 pi) (Duprey et Stanton 2018, 2015; Duprey 2014, 2011) et les placent dans un sac de ramassage (c'est-à-dire un sac-filet). Les holothuries sont ramenées à bord de l'esquif de plongée et conservées dans des seaux d'eau de mer.

À la fin de la journée, une fois de retour à bord du navire de la Garde côtière, les holothuries sont fendues longitudinalement à l'aide d'un couteau tout usage, puis le contenu intestinal, les gonades et les arbres respiratoires sont retirés et le liquide est drainé. Chaque holothurie est ensuite pesée individuellement et le « poids éviscéré » est inscrit au gramme près sur les fiches d'échantillonnage biologique des holothuries.

A.3.3. À la fin de la journée du relevé

À la fin d'une journée de relevé, toutes les fiches techniques sont rincées à l'eau douce pour éliminer le sel, puis suspendues pour sécher. Une fois les fiches techniques sèches, le plongeur qui a consigné les données sur chaque fiche les vérifie pour s'assurer qu'elles sont complètes et lisibles et apporte les corrections nécessaires. Quelqu'un s'assure ensuite que toutes les feuilles de plongée de la journée ont été comptabilisées et rangées en lieu sûr. Les données des pieds à coulisse sous-marins sont téléchargées, vérifiées et enregistrées sur une unité de stockage distincte (clé USB ou disque dur externe). Les données dans les pieds à coulisse sont ensuite effacées et les pieds à coulisse sont branchés au chargeur pour la nuit afin d'être prêts le lendemain matin.

Tableau A-2. Matériel nécessaire à la réalisation des relevés en plongée de multiples espèces.

- Esquif de plongée et équipement de sécurité connexe (équipement de sécurité obligatoire, radios VHF, sondeur, traceur de carte, radiobalise de localisation des sinistres)
- Ordinateur de navigation (ordinateur portable robuste avec GPS intégré, pour localiser les emplacements des transects) ou traceur de carte
- Matériel de plongée et équipement de sécurité connexe
- Lignes de transect (en sections de 25 m reliées par des maillons en « C » et marquées avec des attaches de câble tous les 5 m)
- Poids en plomb (boulets de canon) pour l'extrémité peu profonde des transects (5 livres) et l'extrémité profonde des ralingues de flotteurs (10 livres) avec des agrafes à palangre pour les attacher aux lignes de transects
- Ralingues de flotteurs (30,4 m [100 pi] de longueur) à attacher à l'extrémité profonde des transects avec un flotteur de cage à crabes, un boulet de canon de 10 livres et une agrafe à palangre.
- Un vire-ligne électrique (ou vire-casier, par exemple, [Ace Line Hauler](#)) pour récupérer les transects.
- Quadrat de 1 m sur 1 m à 3 ou 4 côtés, deux par bateau afin de disposer d'un quadrat de rechange en cas de perte.
- Pieds à coulisse sous-marins électroniques (enregistrement des données) ([ZebraTech Dive Calipers](#)), deux par bateau afin de disposer d'un pied à coulisse de rechange en cas de perte.
- Petits pieds à coulisse en plastique ou règle en plastique transparent pour mesurer les ormeaux dans les crevasses
- Planchettes à pince sous-marines, pinces, ressorts réglables et crayons Bencia, deux par bateau afin d'en avoir un de rechange en cas de perte
- Fiches techniques sous-marines (habitat [substrat et algues] et invertébrés) et carnets de plongée
- Planchette à pince pour l'assistant de plongée afin de garder les feuilles de plongée remplies en sécurité

A.4. FICHES TECHNIQUES DE RELEVÉ MULTISPÉCIFIQUE

Feuille de plongée – espèces multiples

Date _____ Transect _____
 Relevé _____ Longueur des transects _____ Sauter* _____ Heure d'entrée _____
 Plongeur _____ Compagnon _____ Heure de sortie _____
 Hauteur de la marée _____ Profondeur max. cible _____ Profondeur min. cible _____ Pied à coulisse SN _____
 Commentaires _____

Abondance relative lors de la plongée : Ormeau _____ Oursin vert _____ Oursin vert malade _____ Panope _____ Ciona i. _____
 N = 0, F = 1-10, M = 11-100, A > 100 Oursin violet _____ Oursin rouge _____ Oursin rouge malade _____ Holothurie _____ GST _____ Voir au verso s'il n'y a pas de données de ce côté.

* : « Sauter » = Nombre de quadrats à sauter entre les quadrats échantillonnés, par exemple, si l'échantillonnage se fait tous les trois quadrats, sauter deux quadrats entre les deux (Sauter = 2).

N° de quadrat	Panope	Holothuries (juvéniles entre parenthèses)	Oursin rouge ou vert dans le quadrat (O ou N)	Dernier n° d'enregistrement du pied à coulisse	Mesures des ormeaux / oursins violets / solasters géants (mm)
					Inscrire « O » pour l'ormeau, « V » pour l'oursin violet et « S » pour le solaster géant avant la mesure, par exemple O79, V45, S75. Si certains ormeaux ou oursins ne peuvent être mesurés parce qu'ils se trouvent dans des crevasses, écrire +1 or, ou + 2 rouges, etc. Lors du tarage des pieds à coulisse, écrire « Tar @ n° quad ».
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					

Profondeur max. cible = 40 pi, profondeur min. cible = -6 pi par rapport au zéro des cartes

Données au verso (Oui / Non)

Figure A-1. Recto de la fiche technique sur les invertébrés.

Commentaires _____

Transect _____

Abondance relative lors de la plongée : Ormeau _____ Oursin vert _____ Oursin vert malade _____ Panope _____ Ciona i. _____
N = 0, F = 1-10, M = 11-100, A > 100 Oursin violet _____ Oursin rouge _____ Oursin rouge malade _____ Holothurie _____ GST _____

N° de quadrat	Panope	Holothuries (juvéniles entre parenthèses)	Oursin rouge ou vert dans le quadrat (O ou N)	Dernier n° d'enregistrement du pied à coulisse	Mesures des ormeaux / oursins violets / solasters géants (mm)
					Inscrire « O » pour l'ormeau, « V » pour l'oursin violet et « S » pour le solaster géant avant la mesure, par exemple O79, V45, S75. Si certains ormeaux ou oursins ne peuvent être mesurés parce qu'ils se trouvent dans des crevasses, écrire +1 or, ou + 2 rouges, etc. Lors du tarage des pieds à coulisse, écrire « Tar @ n° quad ».
11					
12					
13					
14					
15					
16					
17					
18					
19					
20					
21					
22					
23					
24					
25					

Suite des données sur une autre feuille (Oui / Non)

Figure A-2. Verso de la fiche technique sur les invertébrés.

Feuille de plongée pour l'inventaire des algues

Plongeur _____
 Commentaires _____

Relevé _____
 Compagnon _____

Transect _____
 Plan de sauts* _____

Date _____
 Heure d'entrée _____
 Heure de sortie _____

Visibilité _____

Qd	Profondeur	Heure	Substrat				Espèces d'algues	Pourcentage			Enc. %	Dérive	
			1	%	2	%		3	%	Can		S.ét	Gazon
0			← Enregistrer la profondeur et l'heure de départ dans le quadrat 0										
1													
2													
3													
4													
5													
6													
7													
8													
9													
10													

Codes de substrat : 1 = Roche-mère lisse, 2 = Roche-mère avec crevasses, 3 = Rochers, 4 = Galets, 5 = Gravier, 6 = Gravillon, 7 = Sable, 9 = Boue, 0 = Bois/écorce, 10 = Coquilles écrasées, 11 = Coquilles entières/en morceaux

Codes d'algues généraux :

Combiner les deux codes ci-dessous
 Couleur – Morphologie
 G Algue verte
 B Algue brune
 R Algue rouge
 B Ramifiée
 F Feuillue
 H Filamenteuse

Graminées

PH *Phyllospadix*
 ZO *Zostera*

Autres

BH Diatomées
 BT *Begetia*

Algue verte

AP *Acropodium*
 CL *Cladophora*

Algue verte

CF *Codium fragile*
 CS *Codium setchellii*
 DG *Derbesia marina*
 UL *Ulva*

Algue brune

Agarum sp. (AG)
 AB *A. clathratum*
 AF *A. fimbriatum*

Algue brune

Alaria sp. (AL)
 AA *A. nana*
 AM *A. marginata*

Algue brune

CP *Colpomenia*
 CO *Costaria*
 CG *Cystosera*
 CY *Cymathere*
 DN *Dictyonium*
 DB *Dictyota*
 HE *Hedophyllum*

Algue brune

Desmarestia (DE)
 DA *D. aculeata*
 DF *D. foliacea*
 DL *D. ligulata*
 DM *D. munda*
 DV *D. viridis*

Algue brune

EG *Egregia*
 EI *Eisenia*
 FU *Fucus*
 NT *Nereocystis*

Algue brune

Laminaria sp. (LA)
 LF *L. farlowii*
 LG *L. groenlandica*
 LS *L. saccharina*
 LT *L. setchellii*
 LY *L. yezoensis*

Algue brune

PV *Pelvetiopsis*
 PL *Pleurophycus*
 PT *Pterogophora*
 SA *Sargassum*
 SL *Scytosiphon*

Algue rouge

AC *Corallina* (articulée)
 BP *Botryocladia*
 CN *Constantinea*
 CR *Cryptopleura*

Algue rouge

FA *Fauchea*
 GI *Gigartina*
 GR *Graclaria*
 HA *Haloscaccion*
 IR *Iridea*
 NA *Neorhodomella*
 OP *Opuntella*
 PO *Porphyra*
 PR *Prionitis*
 SU *Spartingia*

Plan de sauts : 0 = tous les quadrats, 1 = tous les deux quadrats, 2 = tous les trois quadrats, 3 = tous les quatre quadrats, 4 = tous les cinq quadrats

Données au verso O ou N

Figure A-3. Recto de la fiche technique sur les algues et le substrat. La profondeur et l'heure du premier quadrat doivent être consignées dans le quadrat 1 de la fiche technique (ne pas consigner de données dans le quadrat 0, qui n'est utilisé que pour les relevés cartographiques de l'habitat près des côtes).

Commentaires

Qd	Profondeur	Heure	Substrat						Espèces d'algues	Pourcentage			Enc.	Dérive	
			1	%	2	%	3	%		Can	S-ét	Gazon		%	Esp
			11												
12															
13															
14															
15															
16															
17															
18															
19															
20															
21															
22															
23															
24															
25															

Codes de substrat : 1 = Roche-mère lisse, 2 = Roche-mère avec crevasses, 3 = Rochers, 4 = Galets, 5 = Gravier, 6 = Gravillon, 7 = Sable, 9 = Boue, 0 = Bois/écorce, 10 = Coquilles écrasées, 11 = Coquilles entières/en morceaux

Codes d'algues généraux :

Combiner les deux codes ci-dessous

Couleur – Morphologie

G Algue verte

B Algue brune

R Algue rouge

B ramifiée

F feuillée

H filamenteuse

Graminées

PH *Phyllospadix*

ZO *Zostera*

Autres

BH Diatomées

BT *Beggiatoa*

Algue verte

AP *Acrosiphonia*

CL *Cladophora*

Algue verte

CF *Codium fragile*

CS *Codium setchellii*

DG *Derbesia marina*

UL *Ulva*

Algue brune

AG *Agarum sp. (AG)*

AB *A. clathratum*

AF *A. fimbriatum*

Algue brune

AL *Alaria sp. (AL)*

AA *A. nana*

AM *A. marginata*

CP *Colpomenia*

CO *Costaria*

CG *Cystoseria*

CY *Cymathere*

DN *Dictyonema*

DB *Dictyota*

Algue brune

DE *Desmarestia sp. (DE)*

DA *D. aculeata*

DF *D. foliacea*

DL *D. ligulata*

DM *D. munda*

DV *D. viridis*

EG *Egregia*

EI *Eisenia*

FU *Fucus*

HE *Hedophyllum*

Algue brune

LA *Laminaria sp. (LA)*

LF *L. farlowii*

LG *L. groenlandica*

LS *L. saccharina*

LT *L. setchellii*

LY *L. yezoensis*

LE *Leathesia*

LO *Lessoniopsis*

MA *Macrocystis*

NT *Nereocystis*

Algue brune

PV *Pelvetiopsis*

PL *Pleurophycus*

PT *Pterygophora*

SA *Sargassum*

SL *Scytosiphon*

Algue rouge

AC *Corallinae (articulée)*

BP *Botryocladia*

CN *Constantinea*

CR *Cryptopleura*

Algue rouge

FA *Faucheia*

GI *Gigartina*

GR *Graclaria*

HA *Haloscaccion*

IR *Iridea*

NA *Norrbodomella*

OP *Opuntella*

PO *Porphyra*

PR *Prionia*

SU *Spartingia*

2018 Algae Inventory Dive Sheet.xlsx, 2018-04-17

Données au verso O ou N

Figure A-4. Verso de la fiche technique sur les algues et le substrat.

Si vous trouvez cette feuille, veuillez la renvoyer à la Station biologique du Pacifique de Pêches et Océans Canada 778 268-2079/250 756-7000.

Feuille d'ÉCHANTILLONS BIOLOGIQUES d'holothurie

Numéro du transect	Zone	Sous-zone	Année	Mois	Jour	Bateau	Initiales de l'échantillonneur 1	Initiales de l'échantillonneur 2

Numéro de l'holothurie	Numéro de flacon de tissu	Poids fractionné (g)
1		
2		
3		
4		
5		
6		
7		
8		
9		
10		
11		
12		
13		

Numéro de l'holothurie	Numéro de flacon de tissu	Poids fractionné (g)
16		
17		
18		
19		
20		
21		
22		
23		
24		
25		

Figure A-5. Feuille d'échantillon biologique pour l'holothurie.

ANNEXE B. FRÉQUENCE DE TAILLE DES INVERTÉBRÉS FAISANT L'OBJET DE RELEVÉS

La taille des invertébrés a été mesurée par des plongeurs dans chaque quadrat pour cinq espèces : oursins rouge, vert et violet, ormeau nordique et solaster géant. Les poids éviscérés des holothuries du Pacifique ont également été mesurés à bord du navire de recherche pour un échantillon d'individus recueillis sur les transects de relevé en plongée. Les détails de la collecte des données figurent à l'annexe A. Pour générer la répartition des fréquences de taille pour chaque espèce, les mesures de taille d'un transect ont été pondérées en fonction de la densité de l'espèce sur ce transect afin d'obtenir un histogramme des fréquences de taille qui tient compte de la répartition des tailles pour la population échantillonnée. La répartition des fréquences de taille était similaire pour chaque espèce dans les secteurs où des données sur la taille ont été recueillies en quantité suffisante. La répartition des fréquences de taille de l'oursin rouge géant a atteint un sommet d'environ 50 mm, avec très peu d'individus observés à des tailles supérieures à 150 mm (Figure B-1). L'oursin vert (Figure B-2) et l'oursin violet (Figure B-3) étaient similaires avec des tailles maximales autour de 50 mm. Cependant, l'oursin violet des régions côtières de l'île de Vancouver a également atteint un autre sommet sur le plan de la répartition des tailles autour de 80 mm, mais il y avait moins d'individus observés et mesurés pour cette espèce, de sorte que la répartition des tailles pourrait être moins certaine. De même, très peu de solasters géants ont été mesurés (par rapport aux oursins rouge et vert), de sorte que la répartition des fréquences de taille est discontinue dans la plupart des secteurs, à l'exception des relevés sur la côte de l'île de Vancouver, où une taille maximale d'environ 100 mm a été observée (Figure B-4). Les tailles de l'ormeau nordique ont atteint un maximum d'environ 55 mm, avec très peu d'individus de plus de 100 mm, sauf dans le relevé effectué sur la côte ouest de l'île de Vancouver (Figure B-5). Le poids éviscéré des holothuries du Pacifique a été mesuré au cours des relevés effectués sur la côte est de Haida Gwaii et sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Le poids médian des holothuries du Pacifique dans les relevés était de 252 g (allant de 18 à 1 384 g). Le relevé effectué sur la côte est de Haida Gwaii a permis d'observer des tailles beaucoup plus importantes (allant jusqu'à un maximum de 1 384 g), tandis que les holothuries de la côte ouest de l'île de Vancouver n'ont été observées qu'à des tailles avoisinant les 500 g (Figure B-6).

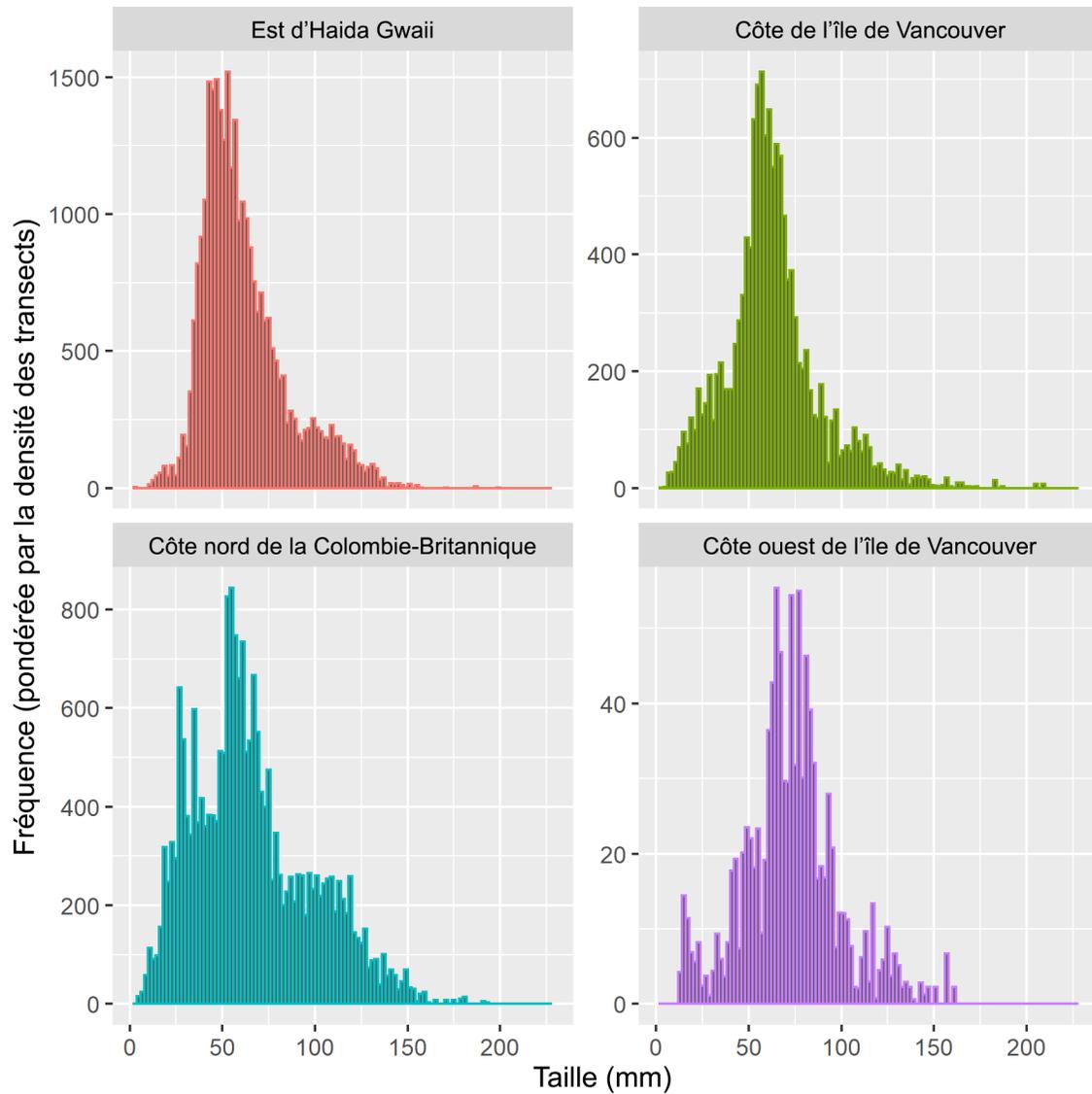


Figure B-1. Fréquence de taille (diamètre du test) des oursins rouges géants mesurés au cours des relevés effectués sur la côte est de Haida Gwaii, dans la région côtière de l'île de Vancouver, sur la côte nord de la Colombie-Britannique et sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Les fréquences de taille sont pondérées en fonction de la densité des individus sur chaque transect.

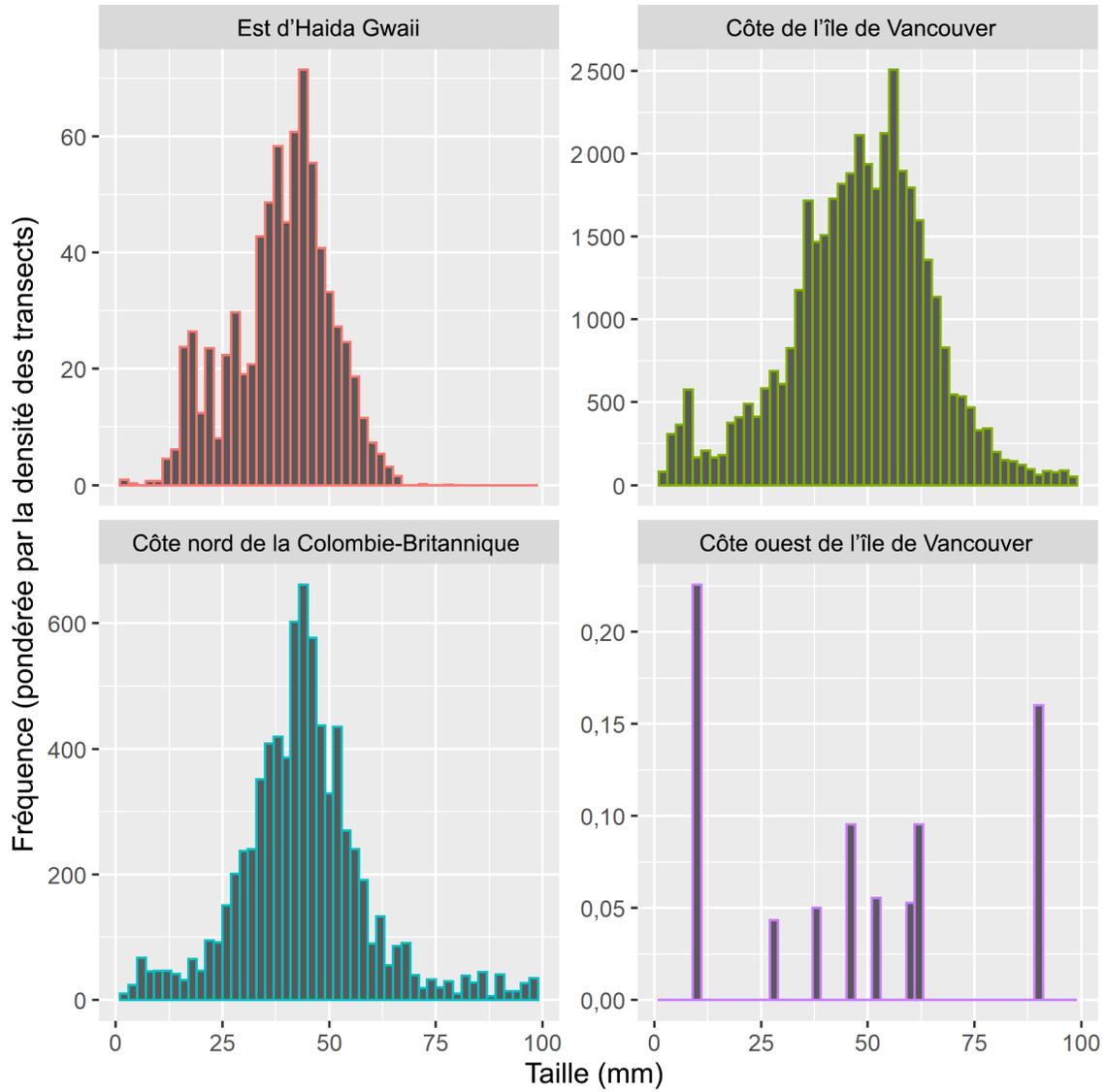


Figure B-2. Fréquence de taille (diamètre du test) des oursins verts mesurés au cours des relevés effectués sur la côte est de Haida Gwaii, dans la région côtière de l'île de Vancouver, sur la côte nord de la Colombie-Britannique et sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Les fréquences de taille sont pondérées en fonction de la densité des individus sur chaque transect.

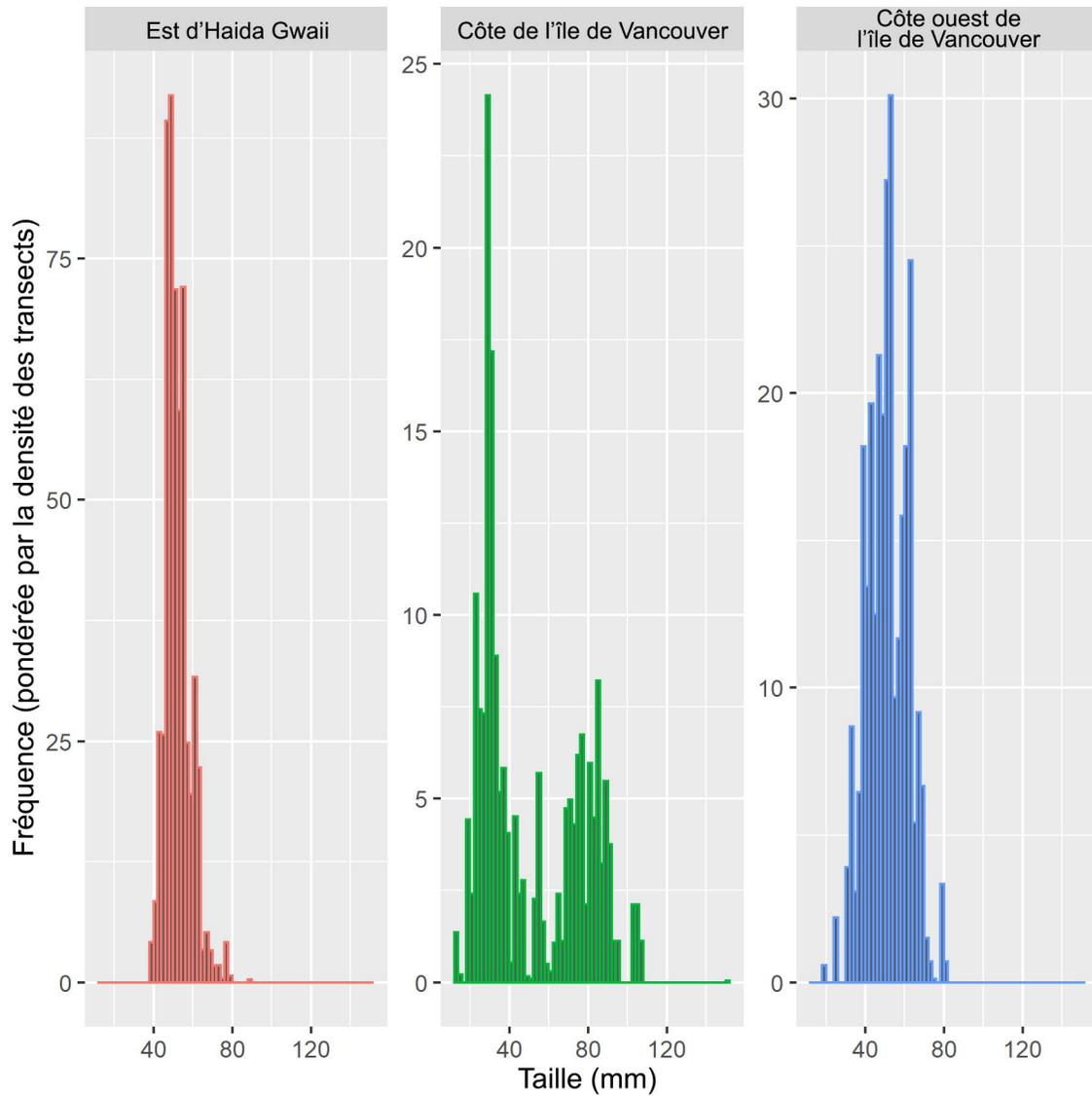


Figure B-3. Fréquence de taille (diamètre du test) des oursins violets mesurés au cours des relevés effectués sur la côte est de Haida Gwaii, dans la région côtière de l'île de Vancouver et sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Aucun oursin violet n'a été mesuré sur la côte nord de la Colombie-Britannique. Les fréquences de taille sont pondérées en fonction de la densité des individus sur chaque transect.

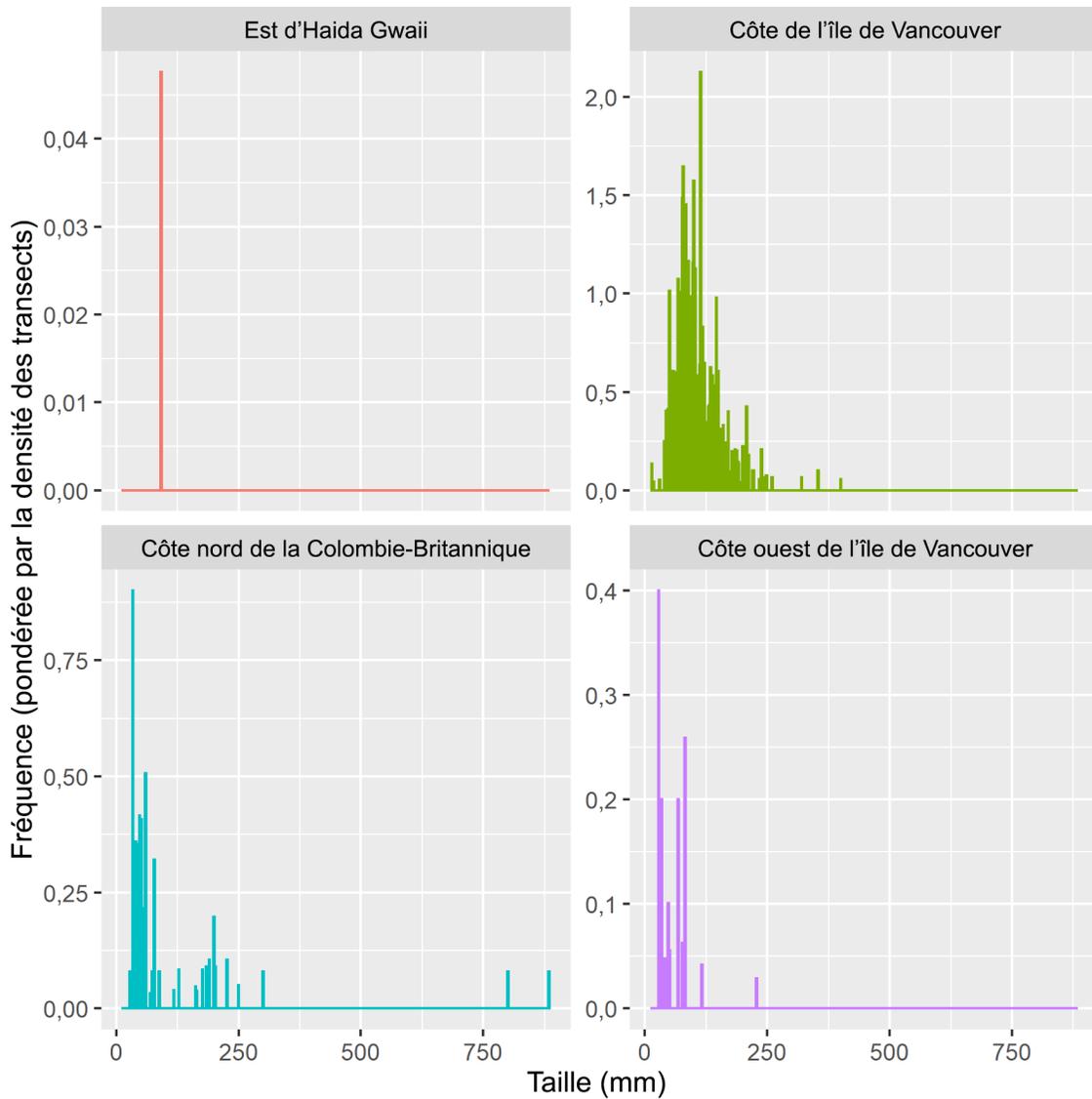


Figure B-4. Fréquence de taille (diamètre total) des solasters géants au cours des relevés effectués sur la côte est de Haida Gwaii, dans la région côtière de l'île de Vancouver, sur la côte nord de la Colombie-Britannique et sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Les fréquences de taille sont pondérées en fonction de la densité des individus sur chaque transect.

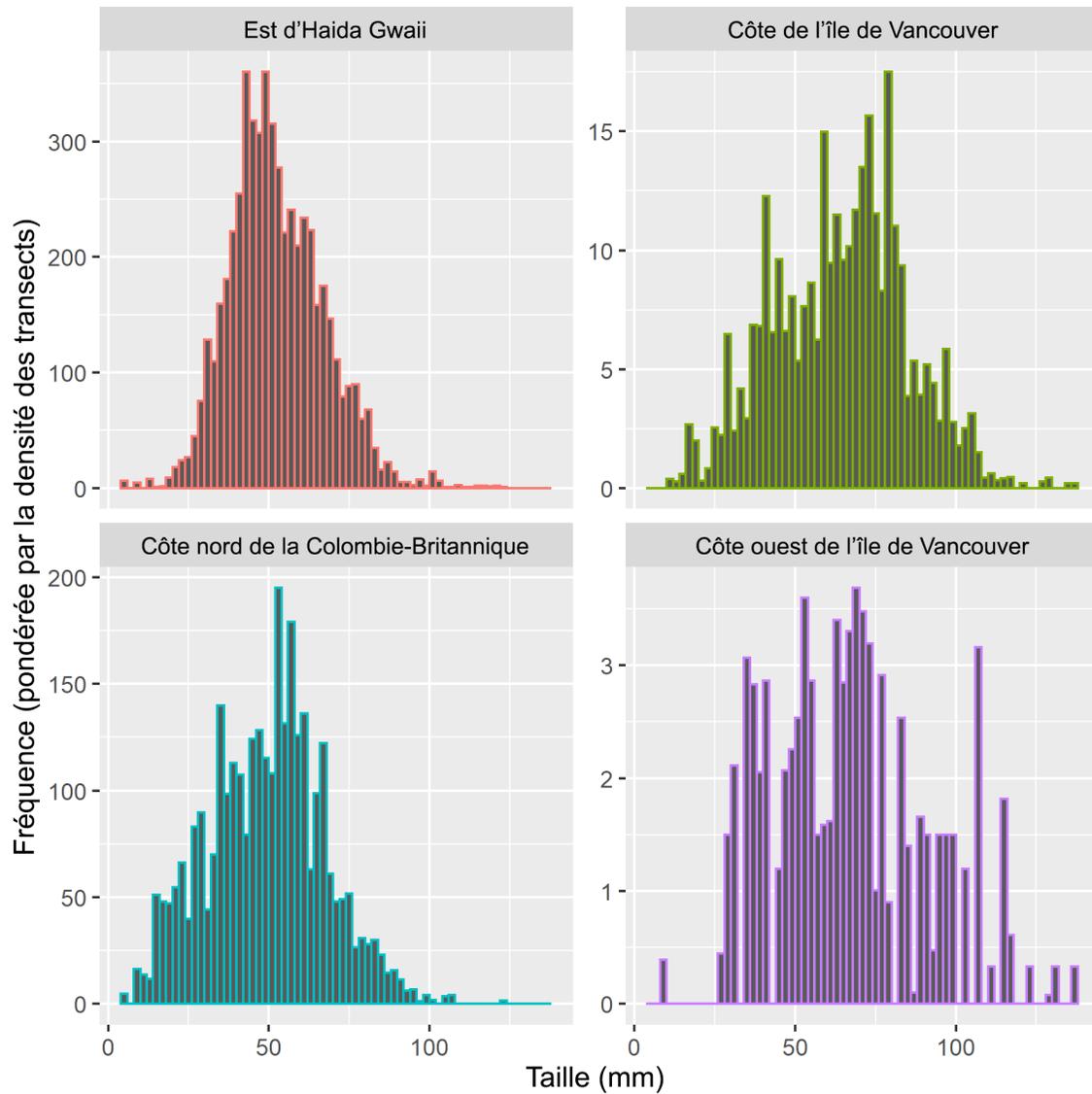


Figure B-5. Fréquence de taille (longueur de la coquille) des ormeaux nordiques au cours des relevés effectués sur la côte est de Haida Gwaii, dans la région côtière de l'île de Vancouver, sur la côte nord de la Colombie-Britannique et sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Les fréquences de taille sont pondérées en fonction de la densité des individus sur chaque transect.

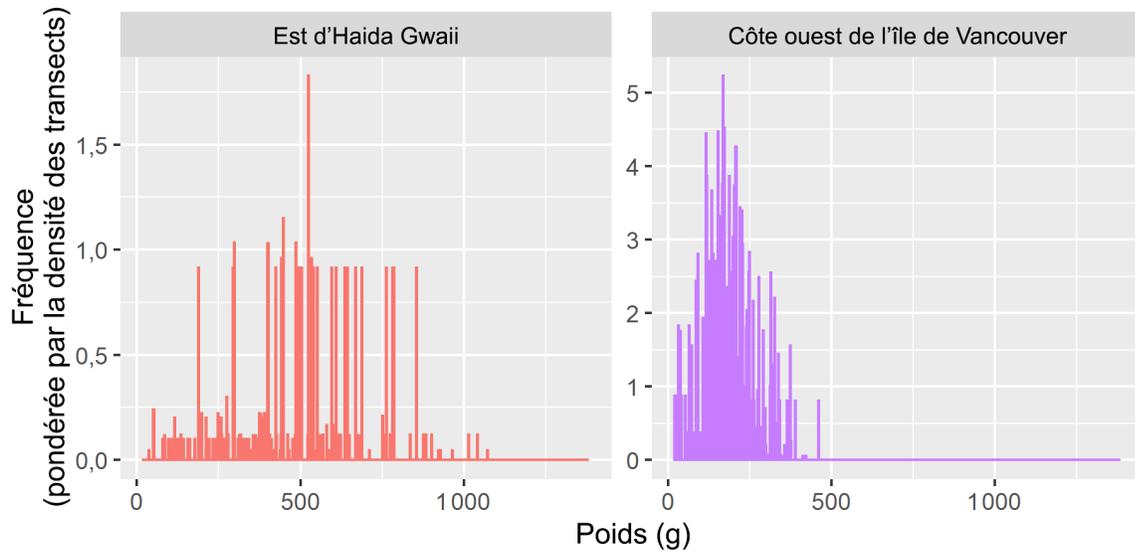


Figure B-6. Fréquence de taille (poids éviscéré en grammes) des holothuries du Pacifique pesées au cours des relevés effectués sur la côte est de Haida Gwaii et la côte ouest de l'île de Vancouver. Les holothuries du Pacifique n'ont pas été pesées lors des relevés en plongée au nord-est et au sud-est de l'île de Vancouver ou sur la côte nord de la Colombie-Britannique. Les fréquences de taille sont pondérées en fonction de la densité des individus sur chaque transect.

ANNEXE C. PLANS D'ÉCHANTILLONNAGE DOUBLE

Le minimum recommandé de 244 transects sur l'ensemble de la côte est un exemple de plan d'échantillonnage unique où la taille de l'échantillon est fixe, quelle que soit la densité sous-jacente. On a également exploré les plans d'échantillonnage double. Dans un plan d'échantillonnage double, un petit échantillon initial est prélevé et les données sont analysées pour déterminer si une décision (dans ce cas, l'état des stocks) peut reposer sur ce petit échantillon ou si un autre échantillonnage est nécessaire. Dans un plan d'échantillonnage double, un échantillon initial de transects de taille n_1 est prélevé et la densité de l'échantillon à l'étape 1 $\widehat{Density}_1$ est déterminée.

Ensuite,

si $\widehat{Density}_1 < k - b$, l'état des stocks est alors considéré comme mauvais et des mesures doivent être prises;

si $\widehat{Density}_1 > k + b$, l'état des stocks est alors considéré comme sain et aucune mesure supplémentaire n'est prise.

Les valeurs de k et b ne peuvent pas être déterminées analytiquement, mais elles nécessitent des méthodes numériques comme celles qui sont décrites à l'annexe D : Documents supplémentaires.

Si la densité à l'étape 1 est comprise entre $k-b$ et $k+b$, *c.-à-d.*

si $k - b < \widehat{Density}_1 < k + b$,

un deuxième échantillon de taille n_2 est prélevé et la nouvelle densité de l'échantillon combiné est déterminée, ou $\widehat{Density}_{all}$.

Une deuxième décision est prise :

si $\widehat{Density}_{all} < k$, l'état des stocks est alors considéré comme mauvais et des mesures doivent être prises;

si $\widehat{Density}_{all} > k$, l'état des stocks est alors considéré comme sain et aucune mesure supplémentaire n'est prise.

La conception du plan double a utilisé les mêmes risques pour le consommateur et le producteur que pour le plan d'échantillonnage unique.

Des plans d'échantillonnage double ont été élaborés pour l'holothurie du Pacifique, l'oursin vert et l'oursin rouge géant (tableau C-1; figure C-1), avec les mêmes risques pour le consommateur et le producteur et les mêmes valeurs de PRL et de PRS que pour le plan d'échantillonnage unique. Dans ces plans, un petit échantillon initial est prélevé, la densité est calculée et la densité de l'échantillon est évaluée par rapport aux points de référence afin de déterminer s'il convient d'arrêter ou de poursuivre l'échantillonnage. Pour les plans d'échantillonnage double, un échantillon initial de 19 transects est réalisé pour l'oursin vert et l'oursin rouge, et un de 120 transects pour l'holothurie du Pacifique. Si la densité dans cette première série de transects est inférieure à la limite inférieure de l'étape 1, la densité est considérée comme trop faible et l'échantillonnage est interrompu. Si la densité dans la première série de transects est supérieure à la limite supérieure de l'étape 1, la densité est considérée comme acceptable et l'échantillonnage est interrompu. Si la densité de la première série de transects se situe entre les deux seuils, une deuxième série de 39 transects est choisie pour l'oursin vert et l'oursin rouge, et une deuxième série de 240 transects est choisie pour l'holothurie du Pacifique. Si la densité de l'échantillon combiné est inférieure à la valeur k , la densité est considérée comme

trop faible et, inversement, si la densité de l'ensemble combiné de transects est supérieure à la valeur k , la densité est considérée comme acceptable.

Tableau C-1. Résumé des plans d'échantillonnage double correspondant aux plans d'échantillonnage unique élaborés dans le corps du document.

Espèce	n1	k	b	Limite inférieure de l'étape 1	Limite supérieure de l'étape 1	n2
Oursin vert	19	0,60	0,078	0,522	0,678	39
Oursin rouge géant	19	0,40	0,052	0,348	0,452	39
Holothurie du Pacifique	120	0,03	0,002	0,031	0,035	240

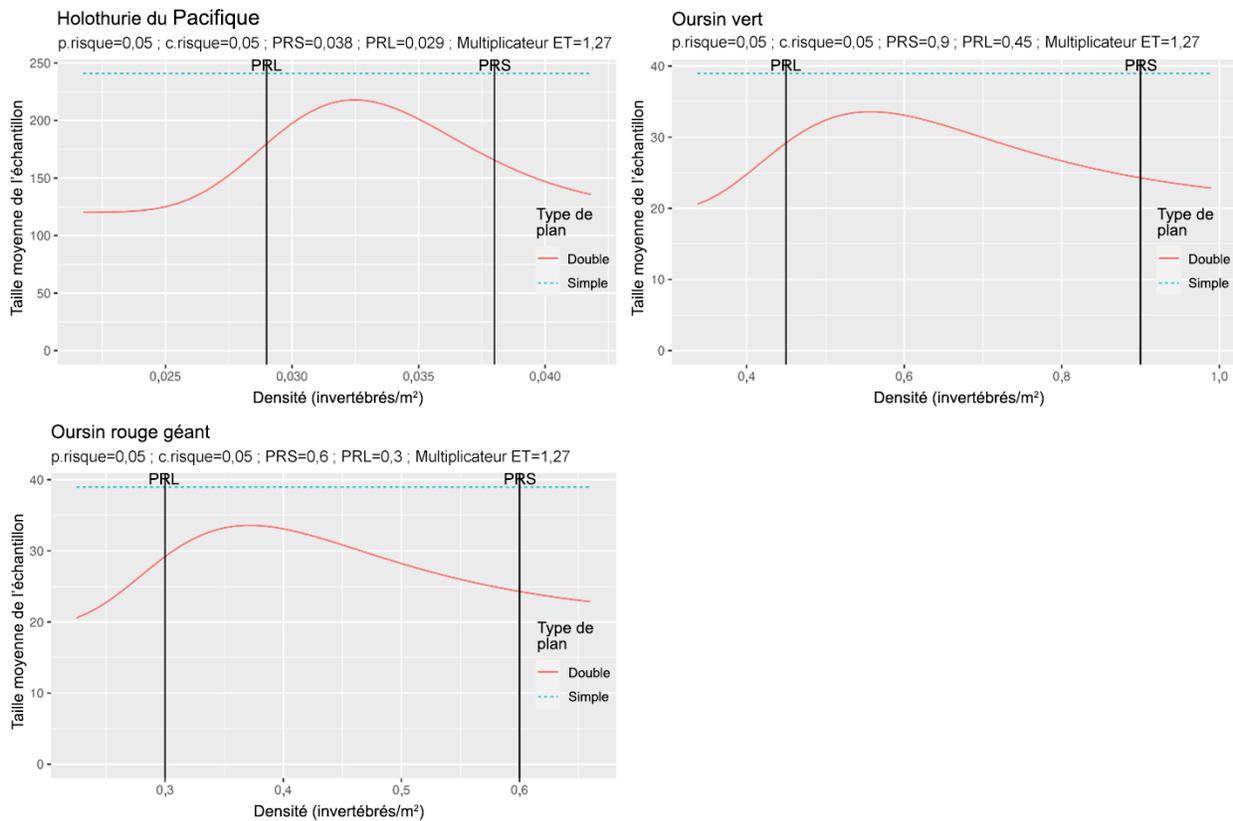


Figure C-1. Taille moyenne de l'échantillon dans le cadre des plans d'échantillonnage unique (ligne bleue pointillée) et double (ligne rouge) pour l'holothurie du Pacifique, l'oursin vert et l'oursin rouge géant.

Ce type de plan peut être utile si le stock est bien au-dessus du PRS ou bien en dessous du PRL parce que, dans ces situations, il est possible de réduire l'effort d'échantillonnage (c.-à-d. le nombre total de transects). Pour l'holothurie du Pacifique, le nombre total de transects pourrait être réduit à environ 130 si les densités sont inférieures à 0,025 holothurie par m² ou supérieures à 0,043 holothurie par m². Bien qu'intéressant parce qu'il réduit les ressources globales nécessaires, le plan d'échantillonnage double ne sera pas logistiquement réalisable à l'heure actuelle étant donné qu'il nécessite une estimation de la densité en temps réel pendant les relevés, ce qui ne serait pas pratique puisque les données sont consignées sur des fiches techniques sous-marines et qu'il n'y a pas suffisamment de temps sur le terrain pour numériser et analyser les données. Le plan d'échantillonnage double présente un autre problème, car, idéalement, le premier échantillon réduit devrait couvrir l'ensemble de la côte, mais, comme nous l'avons vu précédemment, cela n'est pas faisable d'un point de vue logistique dans le cadre du relevé en plongée de multiples espèces. Par conséquent, les plans d'échantillonnage double sont mieux adaptés aux petites zones géographiques où la randomisation sur l'ensemble de la zone d'étude à chaque étape est réalisable sur le plan logistique. De plus, un plan d'échantillonnage double requerrait la souplesse nécessaire pour ajouter un relevé en cours de saison, si les résultats du premier relevé le justifient, ce qui n'est pas réalisable, car le temps-navire à disposition est fixé des mois avant la saison sur le terrain et ne peut pas être modifié en cours de saison.

ANNEXE D. DOCUMENTS SUPPLÉMENTAIRES

[Lien vers des documents supplémentaires.](#)