



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 2022/003

Région du Pacifique

Une évaluation de la capacité de charge écologique pour la conchyliculture dans le détroit de Baynes en Colombie-Britannique

T. Guyondet¹, M.V. Krassovski², T.F. Sutherland³, M.G.G. Foreman² et R. Filgueira⁴

¹ Pêches et Océans Canada
Centre des pêches du golfe
343, avenue Université
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

² Pêches et Océans Canada
Institut des sciences océaniques
9860, chemin West Saanich
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 5T5

³ Pêches et Océans Canada
Centre d'entreprise des sciences du Pacifique
4160, promenade Marine
West Vancouver (Colombie-Britannique) V7V 1N6

⁴ Université Dalhousie
Programme des affaires de la mer
Centre des sciences de la vie
1355, rue Oxford
Halifax (Nouvelle-Écosse) B3H 4R2

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 la Reine du chef du Canada, 2022
ISSN 2292-4272
ISBN 978-0-660-41234-4 N° cat. Fs70-5/2022-003F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Guyondet, T., Krassovski, M.V., Sutherland, T.F., Foreman, M.G.G., Filgueira, R. 2022. Une évaluation de la capacité de charge écologique pour la conchyliculture dans le détroit de Baynes en Colombie-Britannique. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/003. xii + 128 p.

Also available in English:

Guyondet, T., Krassovski, M.V., Sutherland, T.F., Foreman, M.G.G., Filgueira, R. 2022. An ecological carrying capacity assessment for shellfish aquaculture in Baynes Sound, British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/003. xi + 119 p.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|--|-----|
| RÉSUMÉ..... | xii |
| 1. INTRODUCTION | 1 |
| 2. DESCRIPTION DU SITE | 3 |
| 2.1. DESCRIPTION..... | 3 |
| 2.2. OCÉANOGRAPHIE | 4 |
| 2.3. PHYTOPLANCTON | 5 |
| 2.4. BENTHOS..... | 5 |
| 2.5. ZONE INTERTIDALE..... | 5 |
| 3. MÉTHODES..... | 6 |
| 3.1. DONNÉES À L'APPUI | 6 |
| 3.2. MODÈLE DE CIRCULATION OCÉANIQUE..... | 7 |
| 3.3. MODÈLE DE L'ÉCOSYSTÈME DE LA CULTURE DES BIVALVES (BiCEM) | 8 |
| 4. ÉVALUATION DE LA CAPACITÉ DE CHARGE ÉCOLOGIQUE DU DÉTROIT DE BAYNES POUR LA CONCHYLICULTURE | 11 |
| 4.1. PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES DE L'ÉCOSYSTÈME PÉLAGIQUE DU DÉTROIT DE BAYNES..... | 11 |
| 4.2. ÉVALUATION DE LA CAPACITÉ DE CHARGE..... | 17 |
| 4.2.1. Comparaisons de scénarios généraux..... | 17 |
| 4.2.2. Interactions entre les exploitations..... | 36 |
| 5. SOMMAIRE | 42 |
| 6. REMERCIEMENTS | 44 |
| 7. RÉFÉRENCES CITÉES | 45 |
| 8. ANNEXE A : ÉVALUATION DE LA COMPOSANTE HYDRODYNAMIQUE, LE MODÈLE DES VOLUMES FINIS D'OCÉANOLOGIE CÔTIÈRE (FVCOM)..... | 51 |
| 8.1. OBJECTIF N° 1 DU CADRE DE RÉFÉRENCE | 51 |
| 8.2. INTRODUCTION..... | 51 |
| 8.2.1. Aperçu du FVCOM et représentativité de la période de simulation | 51 |
| 8.3. MÉTHODES..... | 54 |
| 8.4. TEMPÉRATURES ET SALINITÉS EN 2016-2017 DANS LE CONTEXTE D'AUTRES ANNÉES | 57 |
| 8.5. ÉVALUATIONS DU FVCOM..... | 61 |
| 8.5.1. Comparaison des températures et des salinités | 62 |
| 8.5.2. Comparaison des courants | 68 |
| 8.5.3. Comparaison des élévations de la surface de la mer | 73 |
| 8.6. VOLUMES DES FLUX ENTRANTS/SORTANTS DU DÉTROIT DE BAYNES | 74 |
| 8.7. TEMPS DE RENOUVELLEMENT DE L'EAU | 78 |
| 8.8. REMERCIEMENTS..... | 79 |
| 8.9. RÉFÉRENCES CITÉES..... | 79 |

| | |
|--|-----|
| 9. ANNEXE B : PARAMÉTRAGE DU MODÈLE FONDÉ SUR LE BILAN ÉNERGÉTIQUE DYNAMIQUE (BED) POUR <i>CRASSOSTREA GIGAS</i> | 82 |
| 9.1. INTRODUCTION..... | 82 |
| 9.2. MÉTHODES..... | 84 |
| 9.2.1. Indice de condition des huîtres | 86 |
| 9.2.2. Forçage..... | 86 |
| 9.3. RÉSULTATS ET DISCUSSION | 87 |
| 9.4. REMERCIEMENTS..... | 90 |
| 9.5. RÉFÉRENCES CITÉES..... | 90 |
| 10. ANNEXE C : ÉVALUATION DU COUPLAGE ENTRE LE FVCOM ET LE BiCEM POUR L'ÉVALUATION DE LA CAPACITÉ DE CHARGE DU DÉTROIT DE BAYNES | 91 |
| 10.1. INTRODUCTION..... | 91 |
| 10.2. OBJECTIF N° 1 INDIQUÉ DANS LE CADRE DE RÉFÉRENCE | 91 |
| 10.3. MÉTHODES..... | 92 |
| 10.3.1. Échantillonnage sur le terrain..... | 92 |
| 10.3.2. Analyses en laboratoire des échantillons d'eau | 94 |
| 10.3.3. Application au domaine du détroit de georgia-détroit de Baynes..... | 98 |
| 10.3.4. Données à l'appui de l'élaboration du modèle | 103 |
| 10.3.5. Procédure d'étalonnage | 108 |
| 10.3.6. Analyse de sensibilité..... | 109 |
| 10.4. RÉSULTATS ET DISCUSSION | 110 |
| 10.4.1. Couplage FVCOM-BiCEM | 110 |
| 10.4.2. Étalonnage du BiCEM pour l'application au détroit de baynes | 110 |
| 10.4.3. Analyse de sensibilité..... | 119 |
| 10.5. REMERCIEMENTS..... | 125 |
| 10.6. RÉFÉRENCES CITÉES..... | 126 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|----|
| Tableau 1 : Variables océanographiques physiques et biologiques recueillies à partir des profils verticaux CTP et des déploiements à profondeur fixe pour les séries chronologiques. Chl = chlorophylle; PAR = rayonnement photosynthétiquement actif; CTP = conductivité, température, profondeur. | 7 |
| Tableau 2 : Résumé des stocks de bivalves cultivés et de la couverture aquacole par type de culture/espèce et pour tous les scénarios mis à l'essai. | 9 |
| Tableau 3 : Comparaison de la production de phytoplancton (productivité primaire nette) et de la consommation par les bivalves cultivés et le zooplancton à l'échelle du détroit de Baynes et sur une base saisonnière et annuelle, selon les estimations faites à partir des résultats du BiCEM dans les conditions de référence de 2016-2017. Hiver : janvier, février, mars; printemps : avril, mai, juin; été : juillet, août, septembre; automne : octobre, novembre, décembre..... | 17 |
| Tableau 4 : Résumé des données sur l'indice de variation relative pour les variables pélagiques. La référence est le scénario « Aucune aquaculture ». La moyenne et la moyenne absolue (moyenne des valeurs absolues) représentent à la fois les moyennes temporelles (sur un an) et spatiales (dans le détroit de Baynes), tandis que d'autres données tiennent compte de la variabilité spatiale (dans le détroit de Baynes) du changement dont la moyenne est calculée dans le temps. ET : écart-type. | 22 |
| Tableau 5 : Résumé des données de l'indice de variation relative pour les palourdes sauvages. La référence est le scénario « Aucune aquaculture ». La moyenne et la moyenne absolue (moyenne des valeurs absolues) représentent à la fois les moyennes temporelles (sur un an) et spatiales (dans le détroit de Baynes), tandis que d'autres données tiennent compte de la variabilité spatiale (dans le détroit de Baynes) du changement dont la moyenne est calculée dans le temps. ET : écart-type, LC : longueur de la coquille, PST : poids sec des tissus. | 24 |
| Tableau 6 : Résumé de la productivité primaire nette annuelle et de l'absorption de phytoplancton par le zooplancton et les bivalves sauvages et cultivés dans l'ensemble du détroit de Baynes pour tous les scénarios mis à l'essai. | 34 |
| Tableau 7 : Intensité de l'aquaculture de bivalves à l'échelle du réseau dans des zones de production importantes. Î.-P.-É. : Île-du-Prince-Édouard. | 35 |
| Tableau 8 : Fraction de la superficie du détroit de Baynes présentant divers niveaux de variation relative de la concentration de phytoplancton dans chacun des scénarios de développement de l'aquaculture mis à l'essai. Par exemple, les diminutions sont supérieures à 5 % sur seulement 21,12 % de la superficie du détroit dans le scénario « Actuel ». | 36 |
| Tableau 9 : Résumé des indices de variation relative (IVR) pour la longueur de la coquille (LC) et le poids sec des tissus (PST) des bivalves cultivés dans le détroit de Baynes à la fin de chaque scénario. Le scénario « Actuel » a été utilisé comme référence pour les calculs de l'IVR. | 41 |
| Tableau A1 : Stations d'échantillonnage CTP pour la collecte de profils verticaux de température, de salinité et d'oxygène dissous. | 56 |
| Tableau A2 : Comparaison des amplitudes (m) et des phases (degrés) observées et modélisées à cinq emplacements de marégraphe (figure A2a) dans le domaine du modèle. Les valeurs efficaces ont été calculées à l'aide de l'équation 3 de Cummins et Oey (1997). | 74 |
| Tableau A3 : Transports volumétriques saisonniers moyens (m ³ /s) traversant les entrées nord et sud du détroit de Baynes, et soldes estimés correspondant aux vitesses indiquées à la | |

| | |
|--|-----|
| figure A14. AMJ = avril, mai, juin; JAS = juillet, août, septembre; OND = octobre, novembre, décembre; JFM = janvier, février, mars. | 78 |
| Tableau B1 : Équations du modèle fondé sur le bilan énergétique dynamique (BED). La description du modèle suit la notation originale de Kooijman (2010), dans laquelle [] indique les quantités exprimées par unité de volume structural, { } indique les quantités exprimées par unité de surface du volume structural et un point sur un symbole indique un taux ou une dimension par temps. | 83 |
| Tableau B2 : Paramètres du modèle fondé sur le BED pour <i>Crassostrea gigas</i> | 85 |
| Tableau B3 : Variation maximale de LC, PS, PSmG, TF, TR ou TE final pour <i>Crassostrea gigas</i> après une modification de ± 10 % des paramètres. | 89 |
| Tableau C1 : Variables océanographiques physiques et biologiques recueillies à partir des profils verticaux CTP et des déploiements à profondeur fixe pour les séries chronologiques. PAR = rayonnement photosynthétiquement actif. | 93 |
| Tableau C2 : Entrées utilisées pour les composantes « bivalves » du BiCEM. | 107 |
| Tableau C3 : Flux d'échange sédiments-eau de composants inorganiques dissous utilisés dans le BiCEM et plages tirées d'une recension des écrits ciblant les zones côtières de la mer des Salish et de l'ouest de l'île de Vancouver. Les flux positifs sont à l'extérieur des sédiments. ... | 107 |
| Tableau C4 : Principaux paramètres du BiCEM ajustés pendant le processus d'étalonnage de la présente application au détroit de Baynes. | 112 |
| Tableau C5 : Résultats de l'analyse de sensibilité. La moyenne et la moyenne absolue (moyenne des valeurs absolues) représentent à la fois les moyennes temporelles (sur un an) et spatiales (dans le détroit de Baynes), tandis que d'autres statistiques tiennent compte de la variabilité spatiale (dans le détroit de Baynes) du changement dont la moyenne est calculée dans le temps. ET : écart-type, LC : longueur de la coquille, PST : poids sec des tissus, ne : non évalué. | 121 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|---|----|
| Figure 1 : Carte de la zone d'étude du détroit de Baynes montrant la profondeur de l'eau ainsi que l'emplacement des principaux sites d'intérêt et des stations d'échantillonnage. | 4 |
| Figure 2 : Distribution spatiale des gisements de palourdes sauvages (vert, source : iMapBC) et exploitations d'élevage de bivalves considérées dans les scénarios « Actuel » et « Actuel – maximum » (bleu) et ajoutées aux scénarios « Expansion » et « Expansion – maximum » (rouge). | 10 |
| Figure 3 : Graphiques des concentrations de nitrate (à gauche) et de phytoplancton (à droite) dans le thalweg selon les relevés estivaux effectués dans la région du détroit de Baynes au cours des dernières années (l'échantillonnage a été effectué de la fin juin au début juillet, sauf en août 2011). La station 2 du détroit de Baynes dans la partie nord du détroit est utilisée comme point d'origine de tous les transects qui s'étendent vers le sud en passant par les stations 5, 8, 11, 14, 17, 20 et 22 du détroit de Baynes (voir les emplacements à la figure 1)... | 13 |
| Figure 4 : Séries chronologiques des concentrations de phytoplancton (axe gauche) mesurées à l'aide de fluorimètres amarrés à une profondeur fixe de cinq mètres à des sites de surveillance dans les parties nord (Lucky7) et sud (Mac's oysters) du détroit de Baynes. L'amplitude quotidienne de la marée simulée par le FVCOM au site de Mac's Oyster est également indiquée comme un indicateur du cycle des marées de mortes-eaux et de vives-eaux (axe droit)..... | 15 |
| Figure 5 : Distribution spatiale de la productivité primaire nette annuelle du phytoplancton (à gauche) et de la biomasse moyenne (à droite) dans le détroit de Baynes, estimée à partir des résultats du BiCEM sur l'ensemble de la colonne d'eau pour 2016-2017, fournissant une référence pour l'élaboration de scénarios. | 16 |
| Figure 6 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps en raison de l'ajout d'exploitations de bivalves actives en 2016-2017 (scénario « Actuel ») dans l'écosystème du modèle du détroit de Baynes pour a) le phytoplancton, b) l'azote organique particulaire (AOP) et c) le zooplancton (référence : scénario « Aucune aquaculture »). Les cartes b et c figurent sur les deux pages suivantes. | 19 |
| Figure 7 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps pour la productivité primaire (PP nette) totale de la colonne d'eau dans le scénario « Actuel » (référence : scénario « Aucune aquaculture »). | 23 |
| Figure 8 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps pour les variables pélagiques (Phyto : phytoplancton, AOP : azote organique particulaire, Zoo : zooplancton, PP nette : productivité primaire nette) dans le scénario « Actuel – maximum » (référence : scénario « Aucune aquaculture »). | 26 |
| Figure 9 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps en raison de l'ajout d'exploitations de bivalves existantes (polygones noirs) et nouvelles (polygones rouges, scénario « Expansion ») dans l'écosystème du modèle du détroit de Baynes pour a) le phytoplancton, b) l'azote organique particulaire (AOP) et c) le zooplancton (référence : scénario « Aucune aquaculture »). Les cartes b et c figurent sur les deux pages suivantes..... | 28 |
| Figure 10 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps pour la productivité primaire nette (PP nette) en raison de l'ajout d'exploitations de bivalves existantes et nouvelles (scénario « Expansion ») dans l'écosystème du modèle du détroit de Baynes (référence : scénario « Aucune aquaculture »)..... | 31 |

| | |
|--|----|
| Figure 11 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps pour les variables pélagiques (Phyto : phytoplancton, AOP : azote organique particulaire, Zoo : zooplancton, PP nette : productivité primaire nette) dans le scénario « Expansion – maximum » (référence : scénario « Aucune aquaculture »). | 33 |
| Figure 12 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative (IVR) dont la moyenne est calculée dans le temps pour le phytoplancton (en haut) et IVR connexe pour la longueur de la coquille des bivalves cultivés (en bas) dans la région du havre Comox pour le scénario « Expansion » (polygones rouges). Le scénario « Actuel » (polygones noirs) est la référence pour les calculs de l'IVR..... | 37 |
| Figure 13 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative (IVR) dont la moyenne est calculée dans le temps pour le phytoplancton (à gauche) et IVR connexe pour la longueur de la coquille des bivalves cultivés (à droite) dans la région du milieu du détroit de Baynes pour le scénario « Expansion » (polygones rouges). Le scénario « Actuel » (polygones noirs) est la référence pour les calculs de l'IVR. | 38 |
| Figure 14 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative (IVR) dont la moyenne est calculée dans le temps pour le phytoplancton (en haut) et IVR connexe pour la longueur de la coquille des bivalves cultivés (en bas) dans la partie sud du détroit de Baynes pour le scénario « Expansion » (polygones rouges). Le scénario « Actuel » (polygones noirs) est la référence pour les calculs de l'IVR..... | 40 |
| Figure A1 : Carte régionale du détroit de Baynes montrant les stations CTP et l'emplacement des amarres des profileurs de courant à effet Doppler (BU; baie Union; BCF : BC Ferries) et les séries chronologiques d'observations de la température et de la salinité (HC : havre Comox; LS : Lucky Seven; BF : baie Fanny; MO : Mac's Oysters; IC : île Chrome; TH : terminal de Hornby). La carte de base montrant les contours bathymétriques (bleu) et les vasières (vert) a été modifiée à partir de la carte marine n° 3527 du Service hydrographique du Canada..... | 53 |
| Figure A2 : Quadrillage triangulaire et bathymétrie pour le modèle de circulation. a) Ensemble du domaine du modèle, b) vue rapprochée de la zone du détroit de Baynes avec les rivières Courtenay, Trent, Tsable et Rosewall incluses dans le modèle, et c) limites des couches verticales du modèle. L'illustration a) comprend les emplacements des marégraphes utilisés plus tard pour évaluer le modèle : 1. Comox, 2. rivière Little, 3. île Hornby, 4. Irvines Landing et 5. baie Saltery. Les lignes en pointillés dans l'illustration b) représentent les lignes de transect sur lesquelles les flux de volume sont calculés ultérieurement. | 55 |
| Figure A3 : Salinités (en haut) et températures (en bas) de surface de la mer à l'île Chrome observées et modélisées pour la période de mai 2016 à avril 2017 superposées au cycle saisonnier moyen plus/moins un écart-type..... | 58 |
| Figure A4 : Moyenne, moyenne plus un écart-type, moyenne moins un écart-type et débits du fleuve Fraser à Hope du 1 ^{er} mars 2016 au 30 avril 2017..... | 59 |
| Figure A5 : Moyenne, moyenne plus un écart-type, moyenne moins un écart-type et débits de la rivière Puntledge en 2016-2017 légèrement en amont de sa confluence avec la rivière Tsolum, juste au nord de la rivière Courtenay. | 60 |
| Figure A6 : Profils de salinité et de température aux stations CTP 2 (graphiques de gauche) et 17 (graphiques de droite) du détroit de Baynes pour avril. | 61 |
| Figure A7 : Profils de salinité et de température aux stations CTP 2 (graphiques de gauche) et 17 (graphiques de droite) du détroit de Baynes pour juin. | 61 |
| Figure A8 : Températures (a) et salinités (c) observées aux stations CTP le long du thalweg du détroit de Baynes au cours du relevé de juin 2016 et valeurs modélisées correspondantes – (b) | |

| | |
|---|----|
| et (d) – aux mêmes endroits et heures. Les noms des stations ainsi que les dates et les heures de chaque profil CTP sont indiqués en haut de chaque graphique et les valeurs modélisées ont été interpolées pour coïncider avec ces moments. La ligne pointillée représente le profil du bas de la bathymétrie modélisée, tandis que la zone grisée représente la véritable bathymétrie. Les cartes (c) et (d) figurent sur les deux pages suivantes. | 63 |
| Figure A9 : Profils de température et de salinité observés et modélisés à la station CTP 17 (voir la figure A1) pour avril et juin 2016 et avril 2017. Les lignes rouges épaisses indiquent les valeurs modélisées au moment de l'observation, tandis que les lignes rouges minces sont à des intervalles de 20 minutes au cours de la journée, ce qui donne une indication des variations au cours d'un cycle de marée. À noter, la différence d'échelle sur les axes des x. | 66 |
| Figure A10 : Températures observées et modélisées aux cinq sites représentés par des triangles jaunes à la figure A1. Les graphiques des sites Lucky Seven et Mac's Oysters figurent à la page suivante. | 67 |
| Figure A11 : Spectres rotatifs par rapport à la profondeur à l'emplacement de l'ADCP de BC Ferries du 25 février au 12 avril. Le graphique de gauche correspond aux observations de 2012, tandis que le graphique de droite correspond à la simulation par modèle de 2017. Les mentions SH et SA désignent respectivement les composantes dans le sens horaire et le sens antihoraire. À noter que l'axe de fréquence et la légende des couleurs de puissance ont une échelle logarithmique. | 70 |
| Figure A12 : Spectres rotatifs par rapport à la profondeur à l'emplacement de l'ADCP dans la baie Union du 15 juin au 30 août 2016. Graphique de gauche, à partir des observations; graphique de droite, à partir de la simulation par modèle. Les lettres SH et SA désignent respectivement les composantes dans le sens horaire et le sens antihoraire. À noter que l'axe de fréquence et la légende des couleurs de puissance ont une échelle logarithmique. | 71 |
| Figure A13 : Ellipses par rapport à la profondeur à l'emplacement de l'ADCP de BC Ferries : graphique supérieur pour M2 et graphique inférieur pour K1. La colonne la plus à gauche a été calculée à partir des observations au cours de la période du 25 février au 12 avril 2012, tandis que les quatre colonnes suivantes ont été calculées à partir des courants modélisés pour les périodes respectives de JFM 2017, MJ 2016, JAS 2016 et OND 2016. Les ellipses bleues désignent les vecteurs qui tournent dans le sens antihoraire, tandis que les ellipses rouges indiquent une rotation dans le sens horaire. | 72 |
| Figure A14 : Profils de la vitesse saisonnière moyenne des transects aux entrées nord (quatre graphiques supérieurs) et sud (quatre graphiques inférieurs) du détroit de Baynes (voir la figure A2b pour l'emplacement des transects). Rouge = entrant, bleu = sortant, l'axe des y est la profondeur (m), l'axe des x est la distance du transect (m), mesurée à partir de l'île Denman pour le transect nord et de l'île de Vancouver pour le transect sud. | 76 |
| Figure A15 : Distribution spatiale du temps de renouvellement de l'eau (TRE) dans les couches de surface (à gauche) et de fond (à droite) du détroit de Baynes. | 79 |
| Figure B1 : Schéma du bilan énergétique dynamique (BED) pour les stades de vie juvénile (développement/maturité) et adulte (reproduction/réserve de reproduction). Voir le tableau B1 pour les équations différentielles. | 82 |
| Figure B2 : Température (°C) et chlorophylle ($\mu\text{g l}^{-1}$) aux sites Lucky7 (A et B, respectivement) et Mac's Oysters (C et D, respectivement). | 87 |
| Figure B3 : Longueur de la coquille et poids sec des tissus observés (points noirs et rouges, respectivement) et longueur de la coquille et poids sec des tissus simulés par le modèle fondé | |

| | |
|--|-----|
| sur le BED (lignes continues rouges et orange, respectivement) pour les deux sites échantillonnés, Lucky7 et Mac's Oysters à différentes profondeurs (plateaux 2, 8 et 14). | 88 |
| Figure B4 : Poids sec des tissus et longueur de la coquille observés par rapport à simulés (A et B, respectivement) pour tous les ensembles de données. | 89 |
| Figure C1 : Carte des sites d'inventaire des bivalves intertidaux utilisés pour calculer la taille et l'abondance des palourdes incluses dans le modèle axé sur l'écosystème du détroit de Baynes. | 98 |
| Figure C2 : Structure biogéochimique du BiCEM comme mise en œuvre pour la présente étude. T : la température de l'eau, qui régule la plupart des processus biochimiques du modèle; voir le texte pour les autres acronymes. | 100 |
| Figure C3 : Carte de la répartition des gisements de palourdes sauvages dans la région du détroit de Baynes (source : iMapBC). | 101 |
| Figure C4 : Carte des stations utilisées pour créer les entrées pour le BiCEM. Les stations 27 (sud) et 16 (nord) ont été utilisées pour les conditions limites; les données de toutes les stations au printemps 2016 ont été incluses dans l'ensemble des conditions initiales. | 104 |
| Figure C5 : Forçage des limites ouvertes du BiCEM pour les variables avec suffisamment de données à l'appui pour créer des conditions variables dans le temps. Ces profils ont été construits à partir des données recueillies aux stations 16 (nord) et 27 (sud), ce qui a mené à des conditions horizontalement uniformes à chaque limite. L'axe des x s'étend du 1 ^{er} mai 2016 au 30 avril 2017. | 105 |
| Figure C6 : Concentrations dans les débits d'eau douce pour les variables avec suffisamment de données à l'appui pour établir des conditions variables dans le temps. | 108 |
| Figure C7 : Comparaison entre les résultats du BiCEM et les observations en ce qui concerne les séries chronologiques du phytoplancton dans les exploitations Lucky7 (pointe Denman; en haut) et Mac's Oysters (baie Metcalfe; en bas) [voir les emplacements à la figure 1]. Les échantillons d'eau séparés, les lectures des sondes YSI amarrées et les données du modèle ont tous été recueillis à la profondeur des huîtres cultivées (cinq mètres). Les données obtenues par satellite, qui consistent en une série chronologique composite de 10 jours, sont représentatives des eaux de surface et sont incluses comme référence pour le cycle saisonnier et, en particulier, le début de la production au printemps 2017. | 113 |
| Figure C8 : Comparaison des concentrations d'azote organique particulaire aux deux stations de surveillance de croissance des huîtres (Lucky7 : en haut, Mac's Oysters : en bas). | 114 |
| Figure C9 : Comparaison des résultats du BiCEM et des observations le long du transect de l'axe principal du détroit de Baynes (stations 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22) pour le nitrate (en haut) et le phytoplancton (en bas) à la fin de juin 2016. Les résultats du BiCEM ont été extraits aux nœuds de grille les plus proches de chaque station d'échantillonnage et les courbes tracées représentent un instantané du jour 176 (24 juin 2016) tôt le matin, tandis que les observations ont été recueillies sur deux jours (24 et 25 juin 2016). | 115 |
| Figure C10 : Comparaison des profils verticaux du nitrate (à gauche) et du phytoplancton (à droite) à trois stations (2 : en haut, 17 : au milieu, 23 : en bas) échantillonnées du 15 au 17 avril 2017. | 117 |
| Figure C11 : Comparaison des résultats du BiCEM-BED et des observations de la croissance d'huîtres cultivées en suspension dans nos deux sites de surveillance (radeau de Lucky7, pointe Denman : à gauche et radeau de Mac's Oysters, baie Metcalfe : à droite; voir la figure 1 | |

pour les emplacements exacts); les deux sont en fonction de la longueur de la coquille (en haut) et du poids des tissus (en bas). 118

Figure C12 : Cartes des statistiques de l'indice de sensibilité dans le détroit de Baynes pour la réponse de la variable phytoplancton à un changement du paramètre de température optimale de la production de phytoplancton (en haut : +10 %, en bas : -10 %). Les illustrations de gauche montrent la distribution de la moyenne temporelle de l'indice de sensibilité et les illustrations de droite correspondent à la variabilité temporelle de l'indice de sensibilité exprimée en écart-type (ET). 123

Figure C13 : Cartes de l'indice de sensibilité moyen temporel de la concentration de nitrate aux changements dans les apports en azote inorganique dissous provenant des sédiments (gauche : +10 % d'entrée, droite : -10 % d'entrée). 125

RÉSUMÉ

Le détroit de Baynes, situé dans les eaux du détroit de Georgia, en Colombie-Britannique, est considéré comme l'un des sites de production les plus prolifiques pour la culture de bivalves en Colombie-Britannique. La production de bivalves dépend d'un équilibre entre la qualité de l'eau, l'hydrodynamique (renouvellement de l'eau à l'échelle de la baie) et l'approvisionnement en nourriture (plancton). Une évaluation de la capacité de charge écologique est nécessaire pour évaluer cet équilibre, des modèles mathématiques permettant d'intégrer ces interactions complexes à l'aide d'un modèle à haute résolution spatialement explicite. Le modèle des volumes finis d'océanologie côtière (FVCOM) a été combiné à un modèle de l'écosystème de la culture des bivalves (BiCEM) ayant recours à la théorie du bilan énergétique dynamique (BED) pour simuler la physiologie des bivalves et leurs interactions avec l'écosystème. Ces modèles ont précédemment été développés pour aider à résoudre des problèmes d'aquaculture dans les régions de l'archipel Broughton et des îles Discovery en Colombie-Britannique. Les conditions océanographiques physiques sont simulées à l'aide du FVCOM, comme pour les applications précédentes relatives à l'aquaculture dans l'archipel Broughton et les îles Discovery. Les observations océanographiques et les résultats du FVCOM révèlent une circulation estuarienne caractéristique à deux couches dans le détroit de Baynes. Cette circulation estuarienne semble renforcée ou affaiblie par le ruissellement fluvial et le forçage atmosphérique sur une échelle saisonnière et constitue une caractéristique clé globale de la circulation interne de l'eau dans le détroit de Baynes et des échanges avec le détroit de Georgia. Les processus biogéochimiques sont simulés à l'aide du BiCEM, selon lequel le forçage éolien, le mélange dû à la marée et la circulation estuarienne résiduelle contribuent au renouvellement régulier des nutriments provenant des eaux profondes du détroit de Georgia, entraînant des niveaux élevés de productivité primaire pélagique (phytoplancton). À son tour, cette productivité du phytoplancton soutient le potentiel de production secondaire du zooplancton et la culture des bivalves. En général, la réaction du zooplancton et des bivalves sauvages à l'activité conchylicole existante indique que le système respecte les limites de la capacité de charge écologique. L'agrandissement prévu de la couverture et des stocks d'exploitations, actuellement à l'étude, imposerait une demande accrue sur les ressources pélagiques du détroit de Baynes, mais les résultats n'indiquent pas que la production supplémentaire de bivalves ne pourrait pas être soutenue. Toutefois, il faudrait envisager une approche de précaution dans les scénarios de forte mise en charge et dans les zones concentrées comme les baies Fanny, Mud et Deep. Le développement progressif de l'aquaculture, conjugué à une surveillance adéquate des conditions environnementales et des mollusques cultivés (document de recherche n° 2) dans les zones sensibles, peut assurer la durabilité du détroit de Baynes.

1. INTRODUCTION

L'aquaculture de bivalves est habituellement présentée comme l'une des sources de protéines animales les plus écologiques, et elle a été proposée comme moyen d'extraire de façon durable plus de nourriture et de biomasse de l'océan (SAPEA 2017). En plus de l'approvisionnement alimentaire, l'aquaculture de bivalves peut fournir d'autres services écosystémiques comme la clarté de l'eau (Cranford 2019) et l'extraction des nutriments (Petersen *et al.* 2019). Malgré ces services, la culture de bivalves à haute densité pourrait avoir des effets négatifs sur l'environnement (examinés par Weitzman et ses collaborateurs en 2019). Certains de ces effets potentiels sur l'écosystème sont communs à la plupart des activités humaines menées dans l'océan (p. ex., le déploiement d'engins et les déchets marins). Certains sont communs à d'autres activités aquacoles (p. ex., l'introduction d'espèces envahissantes ou exotiques et la propagation de maladies, d'agents pathogènes et de gènes). Enfin, certains des effets potentiels sont propres à l'aquaculture de bivalves et sont liés à l'altération possible des flux d'énergie et de matière en raison de la physiologie des bivalves : 1) l'activité de filtration des bivalves peut exercer un contrôle descendant sur les populations de phytoplancton (Dame 1996, Timmermann *et al.* 2019); 2) la capacité différentielle de rétention de particules de différentes tailles peut modifier la structure de la communauté planctonique (Jiang *et al.* 2016, Froján *et al.* 2016); 3) l'excrétion et l'expulsion peuvent modifier la dynamique des nutriments, ce qui peut à son tour affecter les populations de phytoplancton (Smaal 1991, Cranford *et al.* 2007); 4) le dépôt organique peut avoir une incidence sur l'habitat benthique et la dynamique des nutriments (Newell 2004, Smyth *et al.* 2018); 5) ces effets potentiels sur la dynamique des nutriments et les communautés planctoniques peuvent causer des effets en cascade sur les niveaux trophiques supérieurs (Jiang et Gibbs 2005, Kluger *et al.* 2017).

Bien que tous ces effets potentiels soient pertinents et que la plupart d'entre eux aient été couverts dans des publications scientifiques, l'interaction bivalve-phytoplancton a capté la plus grande partie de l'attention. L'accent mis sur le phytoplancton se justifie de deux façons. Premièrement, le phytoplancton est la principale source de nourriture des bivalves, et une incidence sur l'abondance du phytoplancton peut avoir un effet sur la croissance des bivalves cultivés, ce qui est crucial pour la viabilité de l'activité (Bacher *et al.* 2003, Ferreira *et al.* 2007). Deuxièmement, le phytoplancton constitue la base du réseau trophique et, comme il a été mentionné plus haut, une incidence sur le phytoplancton peut causer des effets en cascade dans le réseau trophique et, par conséquent, des répercussions à l'échelle de l'écosystème. De plus, l'accent mis sur les effets à l'échelle de l'écosystème est au cœur de l'approche écosystémique de l'aquaculture (Soto *et al.* 2008), qui représente l'état actuel des connaissances sur la manière dont l'aquaculture devrait être gérée. Conformément aux principes directeurs de l'approche écosystémique de l'aquaculture, la gestion devrait se concentrer sur les effets à distance qui peuvent avoir une incidence sur le fonctionnement de l'écosystème plutôt que sur les effets à proximité des exploitations. Par conséquent, compte tenu de la possibilité que le phytoplancton saisisse les effets à l'échelle de l'écosystème et des principes directeurs de l'approche écosystémique de l'aquaculture, l'interaction bivalve-phytoplancton est devenue courante pour l'évaluation des répercussions potentielles de l'aquaculture de bivalves (MPO 2015, Filgueira *et al.* 2015a).

La capacité de charge écologique a été proposée comme outil afin d'opérationnaliser l'approche écosystémique de l'aquaculture du point de vue de l'écosystème naturel (Weitzman et Filgueira 2020), et elle a été définie comme l'ampleur de l'activité liée à l'aquaculture qui peut être soutenue sans entraîner de changements inacceptables dans les processus écologiques, les espèces, les populations, les communautés et les habitats dans le milieu aquatique (MPO 2015). *A priori*, la capacité de charge écologique exige l'analyse de toute la gamme des

interactions à l'échelle de l'écosystème, mais selon les principes directeurs de l'approche écosystémique de l'aquaculture (Soto *et al.* 2008), on évalue généralement la capacité de charge écologique en se concentrant sur l'interaction bivalve-phytoplancton. De plus, cette décision est également guidée par la loi de la parcimonie, qui suggère que l'analyse d'un problème devrait se concentrer sur les caractéristiques pertinentes du système, les dynamiques critiques et l'échelle du problème à résoudre, en évitant toute complexité inutile (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture [FAO] 2008, Fulton 2010). Ceci est particulièrement pertinent lorsque la capacité de charge écologique est évaluée à l'aide de modèles écosystémiques, car l'augmentation de la complexité des modèles pour renforcer le réalisme entraîne intrinsèquement une plus grande incertitude scientifique (FAO 2008). Par conséquent, la plupart des modèles utilisés pour évaluer la capacité de charge écologique de l'aquaculture de bivalves se sont concentrés sur le couplage d'un modèle hydrodynamique représentant la circulation de l'eau du réseau avec un modèle du niveau trophique inférieur représentant les dynamiques des nutriments, du phytoplancton et du zooplancton en plus de la composante des bivalves (p. ex., Guyondet *et al.* 2010, Dabrowski *et al.* 2013, Pete *et al.* 2020). Les conditions océanographiques physiques dans le détroit de Baynes sont simulées à l'aide du même FVCOM (Chen *et al.* 2006) qui avait précédemment été développé et appliqué pour aider à résoudre des problèmes d'aquaculture dans les régions de l'archipel Broughton et des îles Discovery en Colombie-Britannique (Foreman *et al.* 2015).

Le détroit de Baynes est l'une des zones d'élevage de bivalves les plus importantes de la Colombie-Britannique, au Canada. Au cours des cinq dernières années, l'industrie des palourdes et des huîtres de la Colombie-Britannique a contribué de façon importante à la production canadienne totale en termes de prises (palourdes : 67 %; huîtres : 60 %) et de valeur en dollars (palourdes : 85 %; huîtres : 39 %) [MPO 2019]. Les palourdes communément récoltées sont la palourde jaune, la palourde du Pacifique, la palourde japonaise, la panope du Pacifique et la palourde lustrée, tandis que les taxons d'huîtres cultivés dans le détroit de Baynes sont l'huître creuse du Pacifique, l'huître plate européenne et l'huître de l'est. Bien que la surveillance à proximité des exploitations se fasse conformément à la réglementation sur l'aquaculture, il n'y a pas d'évaluation de la capacité de charge écologique du détroit de Baynes pour l'expansion future éventuelle de l'aquaculture; pourtant, cette estimation est cruciale pour déterminer la durabilité écologique et pour s'assurer que l'élevage est pratiqué selon une approche écosystémique de l'aquaculture. Par conséquent, l'objectif global de cette étude est de créer un modèle couplé hydrodynamique-biogéochimique spatialement explicite pour éventuellement estimer la capacité de charge écologique du détroit de Baynes pour des scénarios d'aquaculture actuels et hypothétiques. On y parviendra en couplant un modèle des volumes finis d'océanologie côtière (FVCOM) pour le détroit de Baynes avec un nouveau modèle du niveau trophique inférieur, le modèle de l'écosystème de la culture des bivalves (BiCEM), qui comprend un modèle fondé sur le bilan énergétique dynamique (BED) visant à simuler la physiologie et la croissance des bivalves, ainsi que leurs interactions avec l'écosystème. On atteindra cet objectif global en s'attaquant aux objectifs ci-dessous.

1. Évaluer la précision de la composante hydrodynamique (FVCOM) et discuter de l'applicabilité biologique de la composante biogéochimique (BiCEM) dans le modèle couplé pour le détroit de Baynes (annexes A et C).
 - a. Comparer les propriétés de l'eau modélisées et observées.
 - b. Déterminer les incertitudes et les conséquences liées à la disponibilité des données et au paramétrage de la modélisation à l'aide d'analyses de sensibilité pour l'application du modèle couplé FVCOM-BiCEM dans la région du Pacifique.

-
2. Évaluer la capacité de charge écologique associée à l'aquaculture de bivalves dans le détroit de Baynes à l'échelle de la baie à l'aide d'un modèle couplé hydrodynamique-biogéochimique spatialement explicite (FVCOM-BiCEM) [document principal et annexe B].
 3. Inclure une évaluation de l'influence possible des demandes de nouveaux sites sur les exploitations existantes selon différentes échelles spatiales aux fins d'utilisation dans la prise de décisions de gestion en ce qui a trait aux installations de conchyliculture (document principal).

2. DESCRIPTION DU SITE

2.1. DESCRIPTION

Le détroit de Baynes est une échancrure côtière au nord du détroit de Georgia qui est encadré par l'île de Vancouver et le sud-ouest de la partie continentale de la Colombie-Britannique, au Canada (figure 1). Le détroit de Baynes est quant à lui constitué d'un chenal délimité par l'île de Vancouver et l'île Denman et orienté dans un axe nord-ouest-sud-est (40 km). Il a une superficie de 90 km² et comprend des baies abritées, des vasières et des platins de sable intertidaux, des marais et des substrats rocheux (Carswell *et al.* 2006). Alors que la majorité de la zone subtidale se situe entre 20 et 30 m de profondeur, la partie nord consiste en un bassin large et profond (40 à 80 m) et la partie sud s'élargit pour former les baies Mud et Deep, en amont de l'entrée sud restreinte. Une zone intertidale diversifiée borde le littoral et domine le rivage ouest avec de larges vasières et platins de sable soumis à une amplitude de la marée de quatre mètres (au printemps).

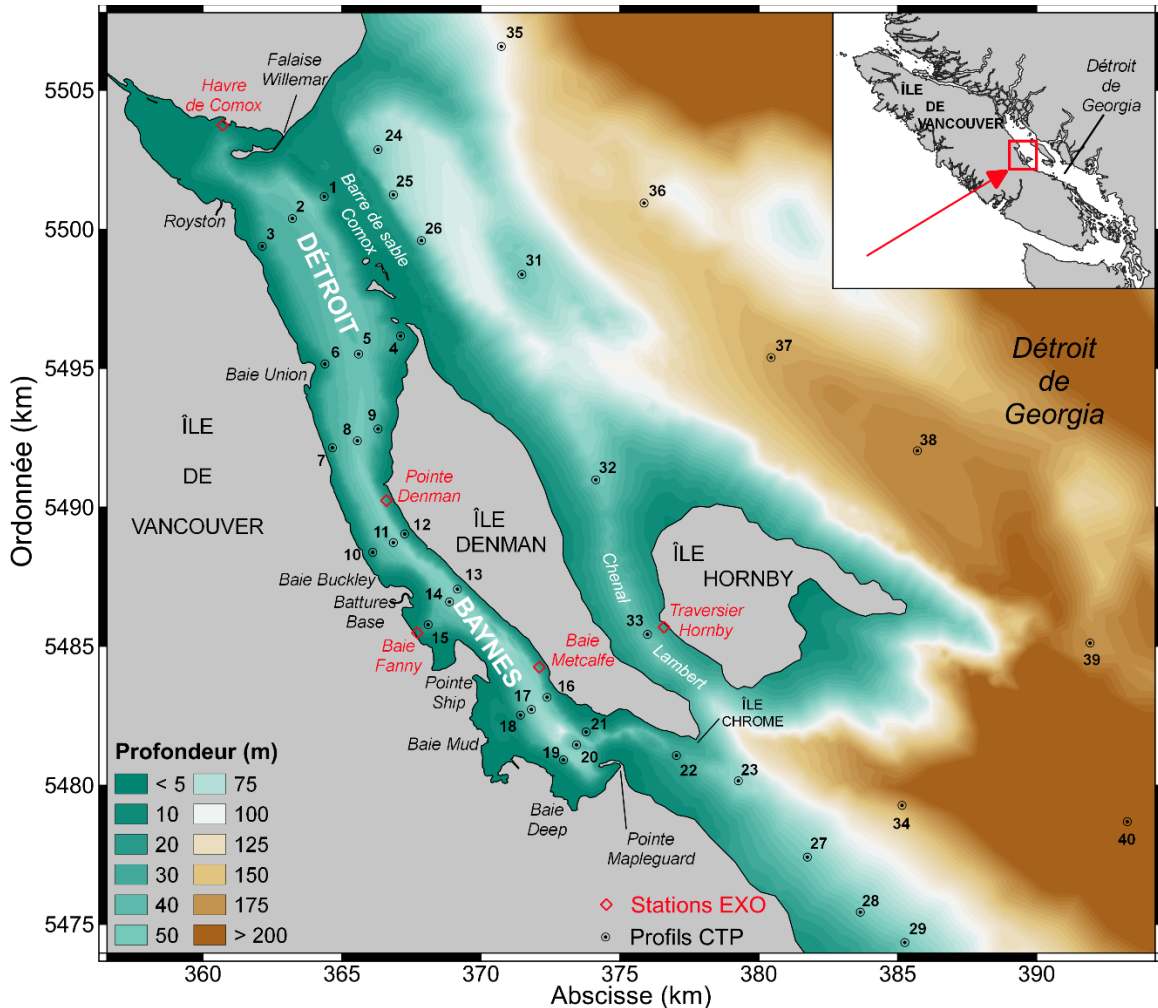


Figure 1 : Carte de la zone d'étude du détroit de Baynes montrant la profondeur de l'eau ainsi que l'emplacement des principaux sites d'intérêt et des stations d'échantillonnage.

2.2. OCÉANOGRAPHIE

Le détroit de Baynes suit la définition traditionnelle d'un estuaire selon laquelle un plan d'eau semi-fermé communique avec la mer libre et est dilué par des apports terrestres d'eau douce qui entraînent une convection estuarienne à deux couches (Pritchard 1967). La rivière Courtenay, située à la tête du détroit et alimentée par les rivières Tsolum et Puntledge, est l'apport le plus important de ruissellement d'eau douce avec un débit annuel moyen de 51 à $54 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Morris *et al.* 1979, Riddell et Bryden 1996). L'échange d'eau entre le détroit de Baynes et le détroit de Georgia se produit à deux endroits : 1) la barre de sable Comox au nord-est, entre l'île Denman et Comox, offre un lien intertidal large (supérieur à cinq kilomètres) et peu profond (quatre mètres); 2) à l'entrée sud-est de 20 m de profondeur entre la pointe sud de l'île Denman et la pointe Mapleguard (île de Vancouver). Bien que les débits volumétriques d'eau soient importants à l'entrée nord de la barre de sable Comox dans les quatre mètres supérieurs de la colonne d'eau, l'entrée sud sert de conduit principal pour les échanges en eau profonde.

L'île Denman offre une protection contre l'action des vagues induites par le vent provenant du détroit de Georgia et favorise la stratification saisonnière de la colonne d'eau. Les vents hivernaux proviennent principalement du sud-est et sont relativement plus forts que ceux des

autres saisons en raison de la partie sud-est non obstruée le long du détroit de Georgia. Bien que les vents d'été proviennent principalement du nord-ouest et qu'ils soient relativement plus faibles parce qu'ils se sont développés sur une étendue de terre et de mer obstruée, cette direction du vent le long du détroit exerce une force qui pousse la couche de surface vers l'entrée sud-est et favorise un contre-courant en profondeur. Dans certaines conditions de marée, ce scénario semble faciliter le renouvellement en eau profonde et l'échange vertical à travers le seuil semi-restreint de l'entrée sud. De plus, un mélange vertical peut se produire avec des remontées d'eau causées par des vents du sud-est sur la côte ouest, induites par une différence de température est-ouest influencée par des intrusions d'eau froide le long de la barre de sable Comox (Waldie 1951). En général, on considère que le détroit de Baynes est bien ventilé là où les eaux de fond sont remplacées environ tous les deux mois, en fonction de la distribution d'oxygène dissous, du faible ruissellement des rivières et du mouvement des marées (Morris *et al.* 1979). Ces scénarios de mélange influent sur la disponibilité des nutriments pour la production de phytoplancton.

2.3. PHYTOPLANCTON

La biomasse du phytoplancton varie le long du gradient hydrodynamique du détroit vers le sud-est, selon la saison. Au printemps, le bassin protégé dans la partie nord favorise des conditions stratifiées qui soutiennent la formation d'une lentille de phytoplancton et de maximums élevés de chlorophylle. Par ailleurs, des profils uniformes de la biomasse du phytoplancton sont observés dans la partie sud du détroit, car ils sont influencés par les conditions de jet de marée à l'entrée étroite et des eaux limitrophes. Cependant, dans des conditions estivales, des maximums prononcés de chlorophylle de subsurface (5 à 15 m) peuvent s'étendre dans tout le détroit avec des niveaux de production variables.

2.4. BENTHOS

À l'intérieur de la zone subtidale, la texture des sédiments, les attributs géochimiques et les profils d'abondance de la méiofaune suivent un fort gradient hydrodynamique tout au long de l'axe central du détroit de Baynes (Sutherland *et al.* 2018). La texture des sédiments passe de sédiments boueux cohésifs dans le bassin sédimentaire plus profond dominé par des floccs (partie nord du détroit de Baynes) à des sédiments sableux non cohésifs dans l'entrée sud dominée par les marées. À son tour, cette tendance s'aligne sur des baisses 1) de l'érodibilité des sédiments (Sutherland et Amos 2020) et 2) du contrôle hydrodynamique de la taille des particules érodées (Kassem *et al.* 2021), avec une composante de sable de fond de plus en plus importante vers l'entrée sud. Une combinaison de reliefs terrestres locaux à base de sable (p. ex., falaise Willemar) et de conditions hydrodynamiques à haute énergie maintient la barre de sable Comox et le haut-fond sablonneux parsemé de dunes situés aux entrées nord et sud-est, respectivement (Clague 1976, Pritchard 1967).

2.5. ZONE INTERTIDALE

Le détroit de Baynes sert d'estuaire abrité muni d'une vaste zone intertidale, caractérisée par une gamme de types de substrats et de conditions hydrographiques, qui fournit un habitat suffisant pour une grande variété de populations de bivalves. De vastes bas-fonds intertidaux existent sur le rivage ouest à la pointe Ship et dans les baies Fanny, Mud et Deep, tandis qu'une grande barre de sable à l'entrée nord-est abrite d'importantes populations de palourdes sauvages et cultivées.

3. MÉTHODES

3.1. DONNÉES À L'APPUI

Les variables écosystémiques à l'appui des évaluations de la capacité de charge écologique pour l'aquaculture de bivalves ont été recueillies à une fréquence et à une résolution spatiales variables selon les exigences de modélisation et les ressources disponibles. Les composantes de l'échantillonnage et de la collecte des données sont décrites ci-dessous.

- Des profils verticaux des variables océanographiques et biologiques (température, salinité, oxygène dissous, turbidité, fluorescence *in vivo* et rayonnement photosynthétiquement actif [PAR]) ont été recueillis à l'aide d'un Seabird-911, profileur de CTP (conductivité, température, profondeur), équipé d'une rosette de 24 bouteilles Niskin. L'emplacement, le moment et la fréquence de la collecte des données océanographiques physiques (température, salinité et oxygène dissous) sont décrits à l'annexe A et cartographiés à la figure 1. En général, les profils CTP ont été réalisés de façon assez constante au printemps (avril) et à l'été (juin-août) entre 2009 et 2019, avec une augmentation de la couverture des stations dans la zone limite du détroit de Georgia en 2014. Les stations de l'axe central (2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23) ont fait l'objet d'un relevé annuel, sauf en 2010, 2015 et 2017. D'autres données CTP obtenues des programmes de surveillance locaux de Pêches et Océans Canada (MPO) ont permis d'accroître la couverture spatiale et temporelle dans le domaine de modélisation.
- Des profils verticaux des variables du plancton et des nutriments ont été recueillis avec des échantillons d'eau congruents pendant les déploiements du profileur de CTP équipé d'une rosette de bouteilles Niskin, où les bouteilles ont été déclenchées indépendamment aux profondeurs océanographiques standard pour capturer un profil d'analyses physiques et biologiques (0, 5, 10, 15, 25, 50, 75, 100, 150, 200, 250, 300, 350 m; Section des propriétés de l'eau, Institut des sciences de la mer, MPO). On a analysé chaque échantillon d'eau pour déterminer les concentrations de seston (matières particulaires en suspension), de fractions organiques/inorganiques, de carbone et d'azote particulaire, de production de phytoplancton (chl a) et de nutriments dissous (nitrate/nitrite [NO₃/NO₂], phosphate [PO₄], silicate [SiO₃]). En outre, des incubations de productivité primaire du phytoplancton ont été réalisées dans les parties nord et sud et à l'extérieur du détroit de Baynes. Les analyses de laboratoire pour ces variables échantillonnées sont décrites à l'annexe C.
- Les données CTP chronologiques à profondeur fixe sur les radeaux de culture d'huîtres ont été recueillies à l'aide de sondes YSI-EXO2. Le déploiement a été réalisé à une profondeur de cinq mètres (hauteur du radeau de culture d'huîtres) à chaque site d'affinage d'huîtres dans les parties nord (pointe Denman) et sud (baie Metcalfe) du détroit de Baynes. Parmi les autres emplacements de déploiement non liés à l'affinage, on retrouvait entre autres le havre Comox, la baie Fanny et le chenal Lambert (entre les îles Denman et Hornby) [figure 1]. Des échantillons d'eau ont été transférés dans une bouteille Nalgene d'un litre après avoir été prélevés au moyen d'une bouteille Niskin portable déployée à la profondeur des radeaux de culture d'huîtres (cinq mètres) pendant les essais d'affinage d'huîtres. Ces échantillons d'eau ont été prélevés pour appuyer les données CTP chronologiques et les modèles BED (annexe B) et BiCEM.
- Les données chronologiques sur la température ont été recueillies à l'aide d'enregistreurs HOBO à trois plateaux fixes. Les enregistreurs HOBO étaient attachés aux plateaux du haut, du milieu et du bas dans chaque pile de plateaux d'huîtres identique déployée à la pointe Denman et à la baie Metcalfe (tableau 1; figure 1). Ces données appuyaient la modélisation pour les huîtres au moyen du BED décrite à l'annexe B.

Tableau 1 : Variables océanographiques physiques et biologiques recueillies à partir des profils verticaux CTP et des déploiements à profondeur fixe pour les séries chronologiques. Chl = chlorophylle; PAR = rayonnement photosynthétiquement actif; CTP = conductivité, température, profondeur.

| Déploiement | Profils verticaux | | Séries chronologiques Profondeur de 5 m | | Série chronologique, profondeur de 5 m, plateaux d'huîtres n ^{os} 2, 8 et 14 |
|-------------------------|---|---|--|-------------------|---|
| | Instrument- sonde/ échantillons d'eau | CTP Seabird-911 | Échantillons d'eau | CTP YSI-EXO- | Échantillons d'eau |
| Période | 2009-2019 | 2009-2019 | 2016-2017 | 2016-2017 | 2016-2017 |
| Température | X | X | X | - | X |
| Salinité | X | X | X | - | - |
| Oxygène | X | X | X | - | - |
| Fluorescence | X | - | X | - | - |
| Turbidité | X | Seston | X | Seston | - |
| PAR | X | - | - | - | X |
| Extraction de la chl | - | X | - | X | - |
| Nutriments dissous | - | X | - | - | - |
| Emplacements | Stations sélectionnées (voir l'annexe A) | Stations sélectionnées (voir l'annexe A) | Havre Comox | Havre Comox | - |
| | | | Pointe Denman | Pointe Denman | Pointe Denman |
| | | | Baie Fanny | Baie Fanny | - |
| | | | Baie Metcalf | Baie Metcalfe | Baie Metcalfe |
| | | | Chenal Lambert | Chenal Lambert | - |

Les méthodes associées à l'abondance et à la biomasse du zooplancton, aux taux de croissance des huîtres et à la diversité des bivalves intertidaux sont décrites dans la section sur les méthodes de l'annexe C.

3.2. MODÈLE DE CIRCULATION OCÉANIQUE

Les conditions océanographiques physiques dans le détroit de Baynes sont simulées à l'aide du même FVCOM (Chen *et al.* 2006) qui avait précédemment été développé et appliqué pour aider à résoudre des problèmes d'aquaculture dans les régions de l'archipel Broughton et des îles Discovery en Colombie-Britannique (Foreman *et al.* 2015). Le FVCOM résout les équations primitives tridimensionnelles (3D) de la vitesse et de l'élévation de la surface, conjointement aux équations de transport/diffusion en 3D de la salinité et de la température en présence d'un mélange turbulent. Cela se fait sur une grille spatiale qui correspond approximativement à la région d'intérêt avec des colonnes triangulaires de tailles et d'orientations variées. Le FVCOM

est couplé au BiCEM simplement en utilisant des valeurs de température, de salinité, de vitesse et de mélange régulièrement enregistrées comme entrées dans le BiCEM. La rétroaction des structures d'aquaculture en suspension sur la circulation de l'eau n'a pas été prise en compte dans la présente application du FVCOM au détroit de Baynes (Grant et Bacher 2001). On pense que ces effets sont très localisés à proximité directe de ces exploitations. De plus, ce type de culture n'est pratiqué que sur une partie très limitée du détroit (0,37 % et 2,26 % de la superficie du détroit dans les scénarios « Actuel » et « Expansion », respectivement). Par conséquent, on a conclu que l'omission de ces processus de rétroaction représenterait un biais mineur dans l'évaluation de la capacité de charge qui est menée à une échelle beaucoup plus large (baie ou détroit). De plus amples détails sur l'application du FVCOM au détroit de Baynes et son évaluation se trouvent à l'annexe A.

3.3. MODÈLE DE L'ÉCOSYSTÈME DE LA CULTURE DES BIVALVES (BICEM)

La présente étude repose sur le couplage hors ligne du FVCOM avec un modèle biogéochimique, comme détaillé à l'annexe C. En bref, le BiCEM simule le cycle de l'azote, considéré comme l'élément limitant la productivité du détroit de Baynes, par l'entremise des nutriments inorganiques, du phytoplancton, des matières organiques en suspension non vivantes, du zooplancton et des bivalves sauvages et cultivés. L'écophysiologie des bivalves est abordée au moyen de modèles fondés sur le bilan énergétique dynamique (BED) particuliers qui ont d'abord été évalués séparément (annexe B et Filgueira *et al.* 2016a) puis incorporés dans la structure du BiCEM. Ainsi, le modèle couplé fournit une représentation dynamique et spatialement explicite de l'écosystème résultant des interactions entre toutes les variables.

La vérification du modèle a été effectuée par comparaison avec les observations *in situ* des différentes variables, comme il est décrit en détail à l'annexe C. Le modèle était raisonnablement cohérent avec les données disponibles au cours du cycle annuel de 2016-2017 et a été jugé approprié pour explorer plus à fond le fonctionnement du réseau du détroit de Baynes.

En particulier, on a analysé les résultats du modèle pour évaluer la capacité de charge écologique du détroit de Baynes relative à la conchyliculture dans cinq scénarios précis.

- Actuel : conçu pour être aussi représentatif que possible des conditions du détroit de Baynes en 2016-2017, ce scénario a été utilisé pour la comparaison avec les observations sur le terrain pendant la procédure d'étalonnage du modèle (voir l'annexe C).
- Aucune aquaculture : toutes les exploitations conchylocoles sont supprimées du scénario « Actuel ». Pour ce qui est des bivalves, il ne reste que les gisements de palourdes sauvages.
- Actuel – maximum : toutes les exploitations existantes dans le scénario « Actuel » fonctionnent à une densité de peuplement maximale dérivée des critères de production maximale fournis par la Direction de la gestion de l'aquaculture (DGA) du MPO, ce qui correspond à 50 t ha⁻¹ pour la culture sur le fond et à 200 t ha⁻¹ pour la culture en suspension.
- Expansion : des exploitations qui ne sont pas incluses dans le scénario « Actuel » soit parce qu'elles n'existaient pas en 2016-2017, soit parce qu'elles existaient, mais n'ont pas déclaré de production en 2015 et 2016. Ce scénario inclut les nouvelles demandes en cours d'examen (en décembre 2020) par la DGA.
- Expansion – maximum : combine les deux scénarios précédents en tenant compte de toutes les exploitations (existantes + nouvelles) à une densité de peuplement maximale.

Les stocks de bivalves cultivés et la couverture aquacole globale pour chaque scénario sont résumés au tableau 2.

Les scénarios ont été comparés les uns aux autres au moyen d'indices de variation relative (IVR) pour diverses variables (X) comme suit :

$$IVR = 100 \times \frac{X_S - X_R}{X_R}$$

où S fait référence au scénario précis mis à l'essai et R est un scénario de référence. Comme pour les résultats de l'analyse de sensibilité présentés à l'annexe C, les IVR ont été calculés sur des bases temporellement et spatialement explicites, c'est-à-dire à chaque pas de temps et intégrés en profondeur à chaque nœud de la grille du modèle, mais ils ont ensuite été consolidés au moyen de statistiques temporelles et spatiales (moyenne, moyenne absolue, maximum, minimum et écart-type) pour être présentés. Les calculs de la moyenne spatiale des valeurs intégrées en profondeur ont été pondérés par les zones des cellules de la grille pour tenir compte de la résolution irrégulière.

La distribution des exploitations d'élevage de bivalves prises en compte dans les scénarios « Actuel » et « Actuel – maximum » ainsi que les exploitations ajoutées aux scénarios « Expansion » et « Expansion – maximum » sont présentées à la figure 2 à titre de référence.

Tableau 2 : Résumé des stocks de bivalves cultivés et de la couverture aquacole par type de culture/espèce et pour tous les scénarios mis à l'essai.

| Scénario | Stocks de bivalves (x10 ⁶ ind.) | | | | | | Variation du total (%) |
|----------------------------|--|---------------------|---------------------|-----------------------|----------------|----------|------------------------|
| | Palourdes sauvages | Palourdes cultivées | Huîtres sur le fond | Huîtres en suspension | Culture totale | Total | |
| Actuel | 996,36 | 1 006,09 | 97,98 | 99,61 | 1 203,68 | 2 200,04 | - |
| Actuel – maximum | 996,36 | 1 257,62 | 275,56 | 137,50 | 1 670,68 | 2 667,04 | 21,23 |
| Expansion | 917,92 | 1 290,71 | 112,98 | 534,13 | 1 937,82 | 2 855,75 | 29,80 |
| Expansion – maximum | 917,92 | 1 613,38 | 317,76 | 737,30 | 2 668,43 | 3 586,36 | 63,01 |

| Scénario | Superficie couverte (ha) | | | | | Fraction du détroit de Baynes en culture (%) |
|---|--------------------------|---------------------|---------------------|-----------------------|----------------|--|
| | Palourdes sauvages | Palourdes cultivées | Huîtres sur le fond | Huîtres en suspension | Culture totale | |
| Actuel et Actuel – maximum | 884,07 | 269,04 | 248,02 | 34,67 | 551,72 | 5,84 |
| Expansion et Expansion – maximum | 829,90 | 338,93 | 283,34 | 213,74 | 836,01 | 8,84 |

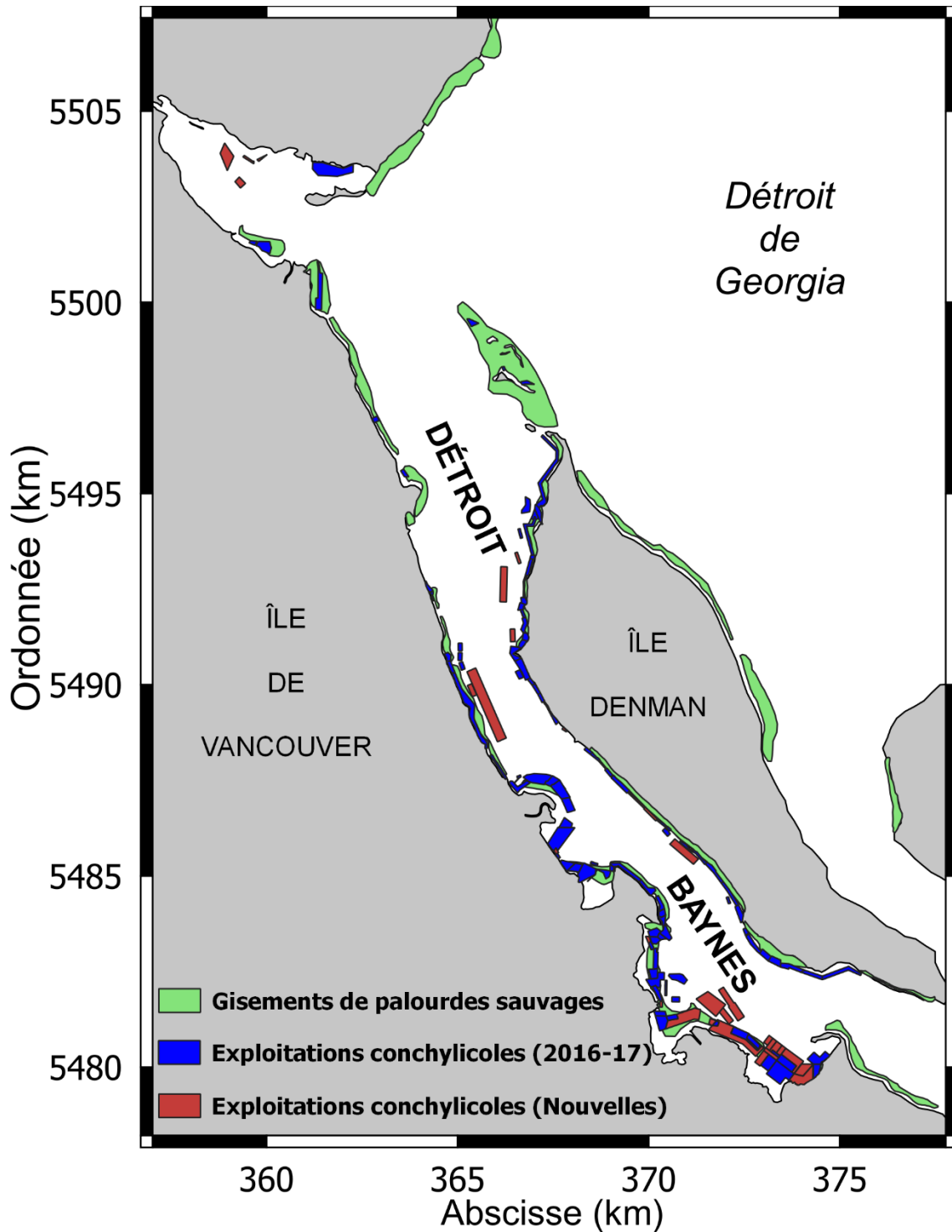


Figure 2 : Distribution spatiale des gisements de palourdes sauvages (vert, source : [iMapBC](#)) et exploitations d'élevage de bivalves considérées dans les scénarios « Actuel » et « Actuel – maximum » (bleu) et ajoutées aux scénarios « Expansion » et « Expansion – maximum » (rouge).

4. ÉVALUATION DE LA CAPACITÉ DE CHARGE ÉCOLOGIQUE DU DÉTROIT DE BAYNES POUR LA CONCHYLICULTURE

Les objectifs de la présente section sont de répondre aux questions liées aux deuxième et troisième objectifs indiqués dans le cadre de référence de ce processus du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCAS).

4.1. PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES DE L'ÉCOSYSTÈME PÉLAGIQUE DU DÉTROIT DE BAYNES

La présente étude porte sur le cycle annuel de 2016-2017, qui s'étend de mai 2016 à avril 2017, car il a fourni le meilleur ensemble de données disponibles pour forcer et valider la composante biogéochimique (BiCEM) du modèle couplé, en particulier des renseignements simultanés sur la plupart des variables pélagiques (nutriments, phytoplancton, matières organiques particulières et zooplancton) et la croissance des huîtres cultivées en suspension. Par conséquent, la présente évaluation est quelque peu limitée aux conditions biologiques observées en 2016-2017. Afin d'évaluer la variabilité interannuelle de ces conditions et de mettre en évidence des caractéristiques plus persistantes, on a comparé toutes les données sur les nitrates et le phytoplancton recueillies au cours des étés récents (de 2011 à 2019) au moyen de profils verticaux le long de l'axe central principal du détroit de Baynes (figure 3).

Compte tenu de la nature dynamique des écosystèmes pélagiques et du taux de renouvellement rapide du phytoplancton, il est difficile de tirer des conclusions solides sur la variabilité interannuelle des conditions du détroit de Baynes à partir de ces données. Toutefois, une forte stratification verticale est caractéristique de ces conditions estivales, comme on l'a également observé pour les variables physiques. La productivité du phytoplancton, confinée à la zone euphotique (à une profondeur correspondant à 1 % du niveau de la lumière en surface), entraîne les concentrations plus importantes observées dans les 10 premiers mètres de la colonne d'eau. Il semble y avoir des exceptions pendant les périodes de forte production (proliférations en 2018 et 2019) lorsque de grandes biomasses s'étendent sur une couche supérieure plus épaisse et jusqu'à une profondeur de 15 à 20 m dans tout le détroit. En raison de l'agrégation de la biomasse du phytoplancton, les eaux de surface sont appauvries en nitrate à une profondeur semblable, ce qui limite probablement la production dans les conditions estivales. L'épuisement des nutriments est courant pendant les conditions estivales calmes des eaux de surface de la Colombie-Britannique en raison de l'apparition saisonnière des proliférations de phytoplanctons flagellés. Ces proliférations s'épuisent, puis exploitent la couche supérieure de la colonne d'eau par une migration verticale quotidienne jusqu'à la couche subsuperficielle dense et riche en nutriments pour capter les nutriments, et ensuite jusqu'à la surface de l'eau pour récolter la lumière du soleil pour la photosynthèse (Haigh et Taylor 1990). En dessous d'un changement souvent marqué de la densité (pycnocline) et des nutriments (nutricline) dans la colonne d'eau, les eaux plus profondes présentent des concentrations de nitrate plus élevées avec, dans toutes les occasions d'échantillonnage, une masse d'eau en forme de coin dont les concentrations de nutriments très élevées s'étendent à divers degrés à partir de l'entrée sud du détroit. Ce schéma suggère l'intrusion d'eaux profondes riches en nutriments et à forte densité provenant du détroit de Georgia jusqu'au seuil de l'entrée sud du détroit de Baynes comme une voie importante pour le renouvellement des nutriments et la productivité soutenue subséquente de l'écosystème du détroit de Baynes. Le renouvellement en eaux profondes est courant dans les inlets locaux de la Colombie-Britannique, où les entrées restreintes comportant des seuils de faible profondeur créent de forts jets de marée qui facilitent les échanges en eaux profondes dans certaines conditions de marée (Haigh *et al.* 1992, Lazier 1963). De plus, les débits volumétriques dérivés du FVCOM ont révélé une stratification verticale influencée par l'effet de Coriolis des flux entrants et

sortants à l'entrée sud (figure A14b). Étant donné la structure verticale de la colonne d'eau entre avril et juin, l'absence de phytoplancton dans les eaux de surface à luminosité intense (photo-inhibition) et les profondeurs des maximums de chlorophylle (4 à 10 m) observés de chaque côté de l'entrée, l'intrusion de nutriments dans les eaux profondes et l'ensemencement du phytoplancton de surface peut aider à maintenir la production de phytoplancton dans le détroit. Les débits volumétriques dérivés du FVCOM confirment une circulation résiduelle permettant à l'eau profonde de pénétrer dans l'entrée sud en toutes saisons (figure A14b).

On a observé que les concentrations de nutriments et de phytoplancton flagellé le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, à proximité des entrées du détroit de Baynes, étaient relativement plus élevées dans le nord du détroit de Georgia, qui englobe la zone limite de notre modèle, lors de conditions estivales stratifiées typiques pauvres en nutriments observées sur la côte nord du détroit de Georgia (Haigh et Taylor 1990, 1991; Olson *et al.* 2020). Ce schéma est attribué à l'entraînement de nutriments et de microalgues provenant de la turbulence des marées dans les passages du nord, y compris le passage Discovery, et peut fournir des conditions favorables au forçage pour la productivité soutenue du détroit de Baynes. Bien que le ruissellement fluvial représente une autre source potentielle de nouveaux nutriments, si l'on utilise les cycles annuels du débit et la concentration des quatre principaux cours d'eau, la charge d'azote semble relativement faible lorsqu'elle est mise à l'échelle de la surface du détroit ($AID = 0,97$ et $AOD = 1,41 \text{ gN m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, où AID signifie « azote inorganique dissous » et AOD signifie « azote organique dissous »). La faible sensibilité des variables du BiCEM à ces apports fluviaux, tel qu'il est indiqué à l'annexe C, donne à penser qu'ils ont également une influence limitée dans l'écosystème modélisé.

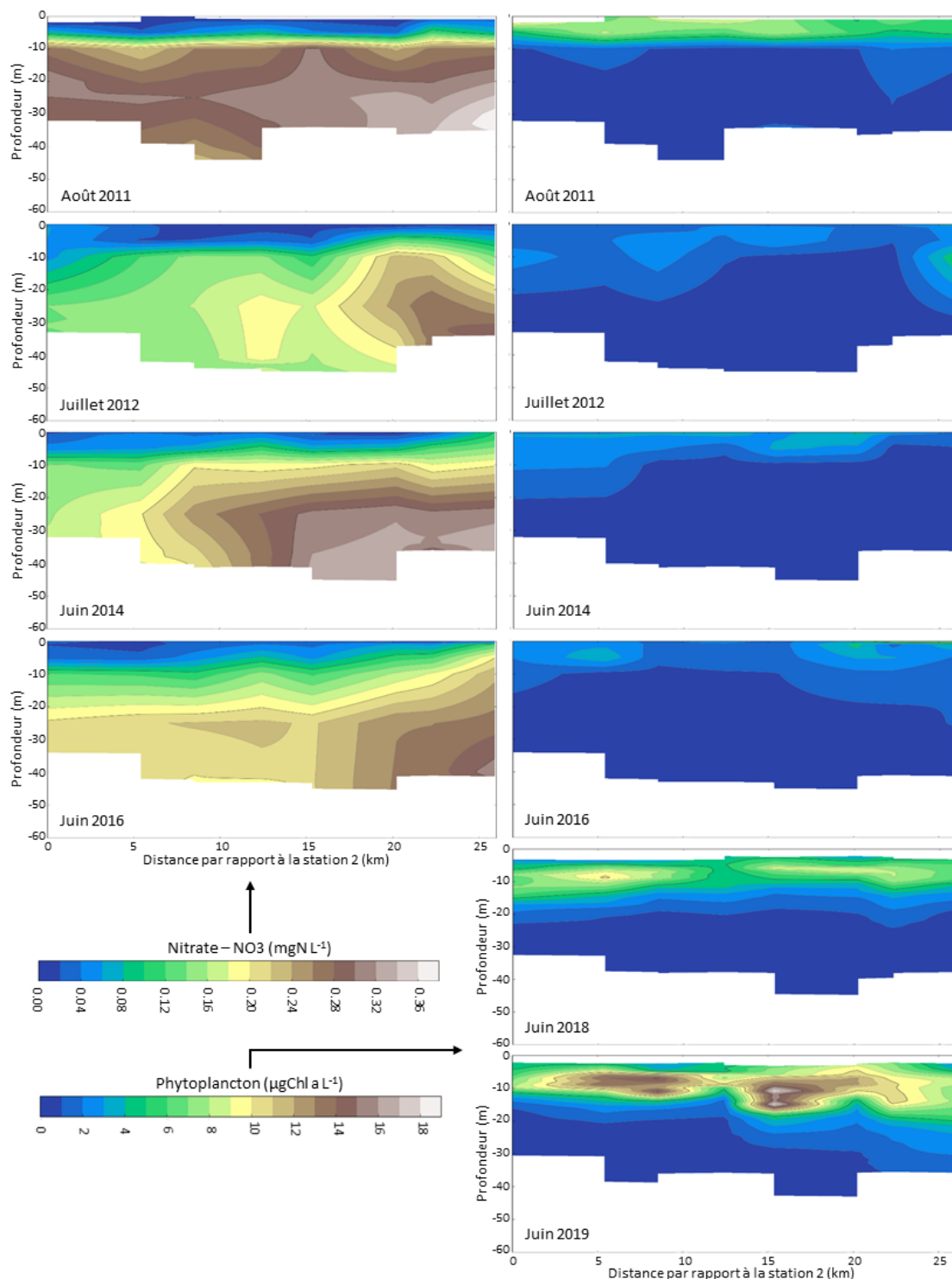


Figure 3 : Graphiques des concentrations de nitrate (à gauche) et de phytoplancton (à droite) dans le thalweg selon les relevés estivaux effectués dans la région du détroit de Baynes au cours des dernières années (l'échantillonnage a été effectué de la fin juin au début juillet, sauf en août 2011). La station 2 du détroit de Baynes dans la partie nord du détroit est utilisée comme point d'origine de tous les transects qui s'étendent vers le sud en passant par les stations 5, 8, 11, 14, 17, 20 et 22 du détroit de Baynes (voir les emplacements à la figure 1).

Les intrusions d'eaux de fond riches qui viennent d'être mentionnées nécessiteraient un mécanisme de mélange afin d'amener les nutriments dans la zone euphotique et d'alimenter la nouvelle production de phytoplancton. Un candidat logique à un tel mélange est le forçage créé par les marées. La figure 4 correspond aux séries chronologiques quotidiennes des concentrations de phytoplancton enregistrées en continu (Chl-a; sondes YSI-EXO2; sondes fluorimètres; tableau 1) à une profondeur de cinq mètres tant aux stations de surveillance dans la partie nord (Lucky7) qu'à celles dans la partie sud (Mac's Oysters) du détroit avec l'amplitude quotidienne de la marée simulée par le FVCOM dans la partie sud du détroit, un indicateur du cycle des marées de mortes-eaux et de vives-eaux. Si l'on considère la période estivale (de la fin juin au début septembre) où les nutriments sont les plus susceptibles de limiter la production primaire dans les eaux de surface, il est frappant de voir comment les pics de la biomasse du phytoplancton ont tendance à coïncider avec les creux de l'amplitude de la marée (phase de mortes-eaux). Une hypothèse pour expliquer ce schéma est que la phase de vives-eaux contribue suffisamment au mélange pour apporter un certain réapprovisionnement des nutriments aux couches de surface et disperser le phytoplancton dans la colonne d'eau, empêchant ainsi l'accumulation dans la zone euphotique. Seule la phase de mortes-eaux suivante apporte suffisamment de stabilité dans la colonne d'eau pour que le phytoplancton puisse profiter des nouveaux nutriments et produire les pics observés de la biomasse. Un tel contrôle physique du phytoplancton, commun dans les réseaux estuariens profonds (Therriault *et al.* 1990, Winter *et al.* 1975), combiné à l'intrusion d'eaux de fond riches en nutriments ou à l'ensemencement par jet de marée de phytoplancton flagellé (Taylor *et al.* 1994) provenant du détroit de Georgia, semble constituer un processus important pour la productivité globale du détroit de Baynes.

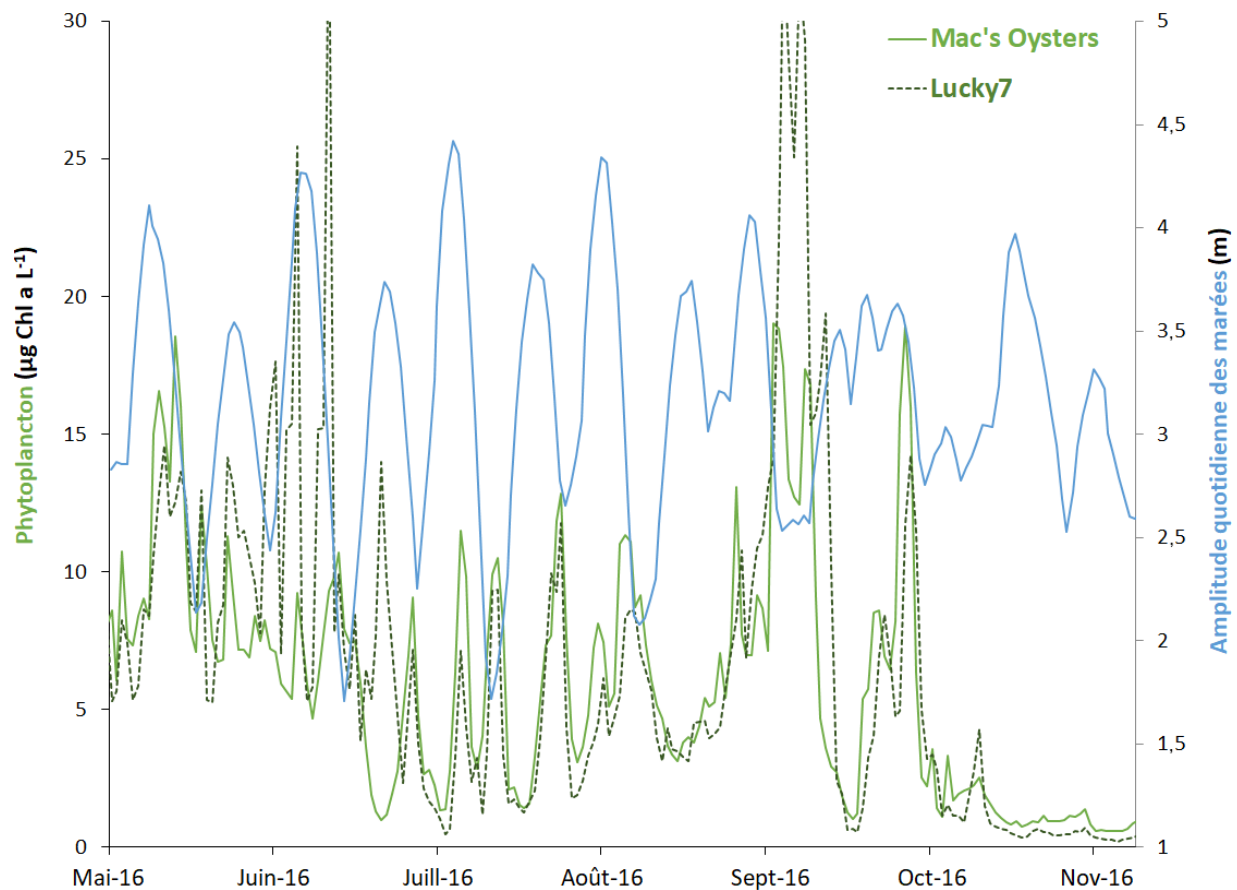


Figure 4 : Séries chronologiques des concentrations de phytoplancton (axe gauche) mesurées à l'aide de fluorimètres amarrés à une profondeur fixe de cinq mètres à des sites de surveillance dans les parties nord (Lucky7) et sud (Mac's oysters) du détroit de Baynes. L'amplitude quotidienne de la marée simulée par le FVCOM au site de Mac's Oyster est également indiquée comme un indicateur du cycle des marées de mortes-eaux et de vives-eaux (axe droit).

L'influence combinée du jet de marée à l'entrée sud, du débit sortant de la rivière Courtenay au nord et de l'échange de surface à la barre de sable Comox pourrait entraîner des différences dans la dynamique des parties nord et sud du détroit. L'analyse des résultats du BICEM à l'annexe C a indiqué que la partie nord du détroit semblait généralement plus sensible aux changements comparativement à la partie sud plus résiliente. Les cartes de distribution spatiale de la productivité primaire nette annuelle du phytoplancton et de la biomasse moyenne estimées dans la colonne d'eau à partir des résultats du modèle révèlent également une certaine hétérogénéité dans l'ensemble du détroit (figure 5). La productivité primaire est nettement plus élevée dans la partie nord du détroit. La dynamique des marées de mortes-eaux et de vives-eaux et les intrusions d'eaux riches en nutriments venant du sud décrites plus haut, combinées à la topographie du fond légèrement inclinée vers la partie nord du détroit (figure 1), amenant les eaux riches en nutriments plus près de la surface, peuvent expliquer ce gradient latitudinal. Bien qu'ils n'aient pas beaucoup d'influence à l'échelle du détroit, les apports directs en nutriments des cours d'eau et les temps de séjour plus longs (figure A15) pourraient également contribuer à l'augmentation de la productivité à l'extrémité nord. Le contraste géographique de la productivité ne se traduit pas par une distinction nord/sud du détroit similaire pour la biomasse moyenne du phytoplancton (figure 5). Une telle divergence suggère qu'une partie de la production dans la partie nord est exportée directement vers le détroit de Georgia en passant par la barre de sable Comox, mais aussi probablement vers la partie sud

du détroit, compte tenu de la direction de la circulation résiduelle dans les couches de surface (figure A14).

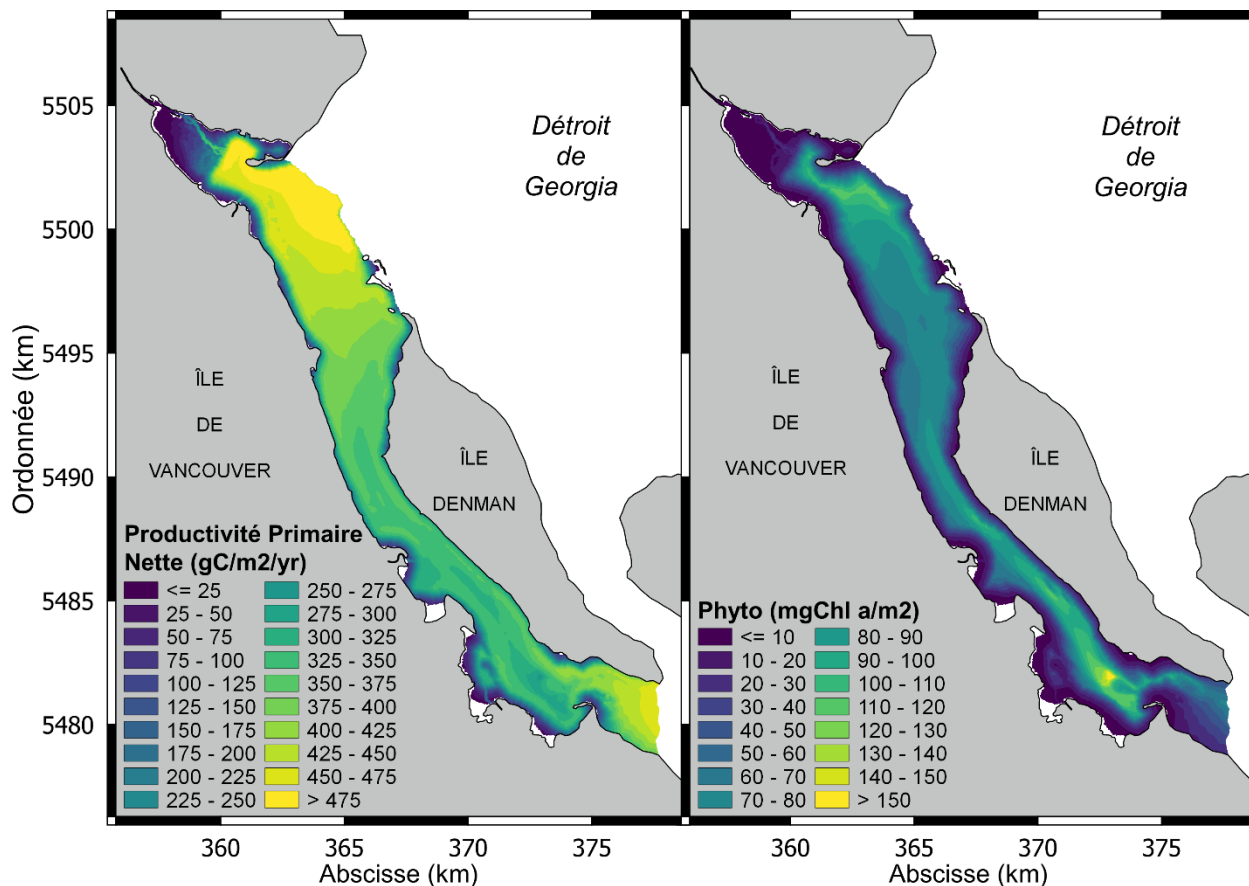


Figure 5 : Distribution spatiale de la productivité primaire nette annuelle du phytoplancton (à gauche) et de la biomasse moyenne (à droite) dans le détroit de Baynes, estimée à partir des résultats du BiCEM sur l'ensemble de la colonne d'eau pour 2016-2017, fournissant une référence pour l'élaboration de scénarios.

Enfin, on a traité les résultats du BiCEM pour comparer l'absorption des ressources phytoplanctoniques par le zooplancton et les populations de bivalves cultivées et sauvages par rapport au renouvellement du phytoplancton par la productivité primaire à l'échelle de tout le détroit de Baynes (tableau 3). Bien qu'une certaine incertitude soit associée à ces estimations du modèle, comme il en est question à l'annexe C, leur ampleur relative donne une bonne indication que les bivalves cultivés au niveau de développement de l'aquaculture de 2016-2017 exercent une pression de filtration beaucoup plus faible que celle du zooplancton et n'utilisent qu'une petite fraction des ressources pélagiques produites à l'échelle du détroit. Une analyse plus poussée de l'influence des bivalves cultivés est fournie dans les sections suivantes.

Tableau 3 : Comparaison de la production de phytoplancton (productivité primaire nette) et de la consommation par les bivalves cultivés et le zooplancton à l'échelle du détroit de Baynes et sur une base saisonnière et annuelle, selon les estimations faites à partir des résultats du BiCEM dans les conditions de référence de 2016-2017. Hiver : janvier, février, mars; printemps : avril, mai, juin; été : juillet, août, septembre; automne : octobre, novembre, décembre.

| Saison | Productivité primaire nette | Absorption de phytoplancton par les palourdes sauvages | | Absorption de phytoplancton par les bivalves cultivés | | Absorption de phytoplancton par le zooplancton | |
|-----------|-----------------------------|--|------------|---|------------|--|------------|
| | (gC m ⁻²) | (gC m ⁻²) | % PP nette | (gC m ⁻²) | % PP nette | (gC m ⁻²) | % PP nette |
| Hiver | 3,31 | 0,04 | 1,17 | 0,07 | 2,15 | 1,76 | 53,00 |
| Printemps | 176,31 | 0,15 | 0,08 | 0,37 | 0,21 | 110,52 | 62,69 |
| Été | 140,53 | 0,15 | 0,10 | 0,37 | 0,26 | 122,38 | 87,09 |
| Automne | 8,47 | 0,04 | 0,53 | 0,09 | 1,08 | 12,22 | 144,32 |
| Année | 328,61 | 0,38 | 0,11 | 0,90 | 0,28 | 246,88 | 75,13 |

4.2. ÉVALUATION DE LA CAPACITÉ DE CHARGE

La capacité de charge d'un plan d'eau précis pour la conchyliculture est généralement évaluée par la comparaison du taux de renouvellement de la nourriture des bivalves, réalisé par la productivité primaire et l'échange d'eau, avec le taux de consommation de la nourriture par l'ensemble de la population de bivalves cultivés dans la zone d'étude (Dame et Prins 1998). Hay et Co (2003) ont utilisé cette approche pour leur estimation de la capacité de charge du détroit de Baynes, en considérant l'ensemble du détroit comme une seule masse d'eau homogène et en utilisant les résultats du modèle pour calculer les taux moyens (à la fois dans le temps et l'espace) du renouvellement de la nourriture et des données expérimentales limitées pour fournir le taux de filtration des bivalves. Dans la présente étude, la même approche conceptuelle de comparaison des taux a été appliquée, bien que par l'entremise d'un cadre dynamique et spatialement explicite à haute résolution validé (voir la structure triangulaire de la grille à la figure A2). Cette approche de modélisation intégrée fournit des résultats à une échelle spatiale très petite pour examiner plus avant la réponse de l'écosystème pélagique du détroit de Baynes et des bivalves sauvages et cultivés dans divers scénarios de développement de l'aquaculture.

4.2.1. Comparaisons de scénarios généraux

Des conditions de référence sont nécessaires pour évaluer chaque scénario de développement de l'aquaculture. Dans la présente étude, un scénario de modèle particulier dans lequel tous les bivalves cultivés ont été retirés de l'écosystème (« Aucune aquaculture ») a d'abord été utilisé comme référence commune.

4.2.1.1. Scénario « Actuel »

Le scénario « Actuel » a d'abord été évalué comme étant représentatif des conditions dans le détroit de Baynes en 2016-2017.

Variables pélagiques

La figure 6 résume la réponse du phytoplancton, de l'azote organique particulaire (AOP) et du zooplancton sous forme de cartes des indices de variation relative (IVR) dont la moyenne est calculée dans le temps. Suivant la répartition des exploitations le long des rivages du détroit et l'agrégation vers le sud, les diminutions de ces trois variables sont généralement plus

importantes dans la zone riveraine et dans la moitié sud du détroit. La diminution du phytoplancton demeure inférieure à 2 % dans la plupart des zones d'eau libre et inférieure à 15 à 20 % dans la zone riveraine, sauf dans quelques zones limitées où elle peut atteindre 30 % et plus (figure 6a). Il est à noter que pour une pression de filtration donnée, l'IVR serait plus sensible dans les zones moins profondes où le volume d'eau disponible pour absorber cette pression est plus faible. Il ne s'agit pas d'un artefact d'indice ou de modèle, mais cela découle de l'augmentation logique de la sensibilité à la réduction de la nourriture dans les eaux moins profondes. Néanmoins, le modèle prédit des effets légèrement plus prononcés pour toutes les variables dans les parties intérieures des baies Deep, Mud et Fanny, malgré d'importants échanges d'eau (amplitude de marée de quatre à cinq mètres) par rapport à la hauteur et au volume maximaux de l'eau.

Bien que l'AOP représente une source secondaire de nourriture pour les bivalves cultivés, il montre des réductions plus importantes dans les zones d'eau libre et plus profondes qui favorisent la colonisation (figure 6b). Au contraire, les diminutions de l'AOP dans les zones peu profondes ne sont pas aussi marquées que pour le phytoplancton qui peut maintenir sa position dans la colonne d'eau à divers degrés (plus élevé pour les flagellés, plus bas pour les diatomées). Dans les zones profondes où les diminutions de l'AOP sont plus diffuses, résultant en fait d'une filtration à distance, l'IVR qui y est associé combine les effets de cette filtration, mais aussi d'une diminution supplémentaire indirecte causée par la diminution du phytoplancton, qui contribue alors moins à la dynamique de l'AOP (par la mortalité). Dans les zones peu profondes, à l'intérieur ou à proximité d'exploitations, la filtration directe domine la réponse de l'IVR et les diminutions de l'AOP sont moins graves, car les bivalves se nourrissent de préférence de phytoplancton.

En plus des taux de renouvellement plus lents du zooplancton (producteur secondaire) comparativement au phytoplancton (producteur primaire), le zooplancton réagit à la fois à la concurrence pour la nourriture et à une pression de filtration marginale des bivalves cultivés (secondaire ou tertiaire). Tous ces facteurs mènent à des diminutions globales légèrement plus fortes pour ce producteur secondaire que pour le phytoplancton ou l'AOP (figure 6c). Comme il est indiqué à l'annexe C (section 10.3.4), toute tentative d'interprétation plus poussée des résultats liés au zooplancton devrait être déconseillée en raison des limites du modèle. Cette variable de modèle unique tient compte d'une variété de groupes et d'espèces ayant leurs propres cycles saisonniers et comportements alimentaires. Par conséquent, le modèle ne conserve pas beaucoup de la valeur écologique du zooplancton. Cette variable est incluse principalement pour fournir une fermeture du réseau trophique du modèle à un niveau plus élevé que celui du phytoplancton par une pression descendante plutôt réaliste. Bien qu'il existe une incertitude quant à la mesure dans laquelle cette pression de filtration du zooplancton est saisie par le modèle, selon l'analyse de sensibilité effectuée à l'annexe C (section 10.4.3), l'influence de cette incertitude sur les résultats globaux du modèle semble limitée.

Les données sur l'IVR à l'échelle du détroit de Baynes pour ces trois variables pélagiques sont résumées au tableau 4 pour tous les scénarios. Dans les conditions actuelles (2016-2017), l'influence des bivalves cultivés semble très limitée lorsqu'elle est reportée à l'ensemble du détroit avec un IVR moyen supérieur à -10 % pour toutes les variables.

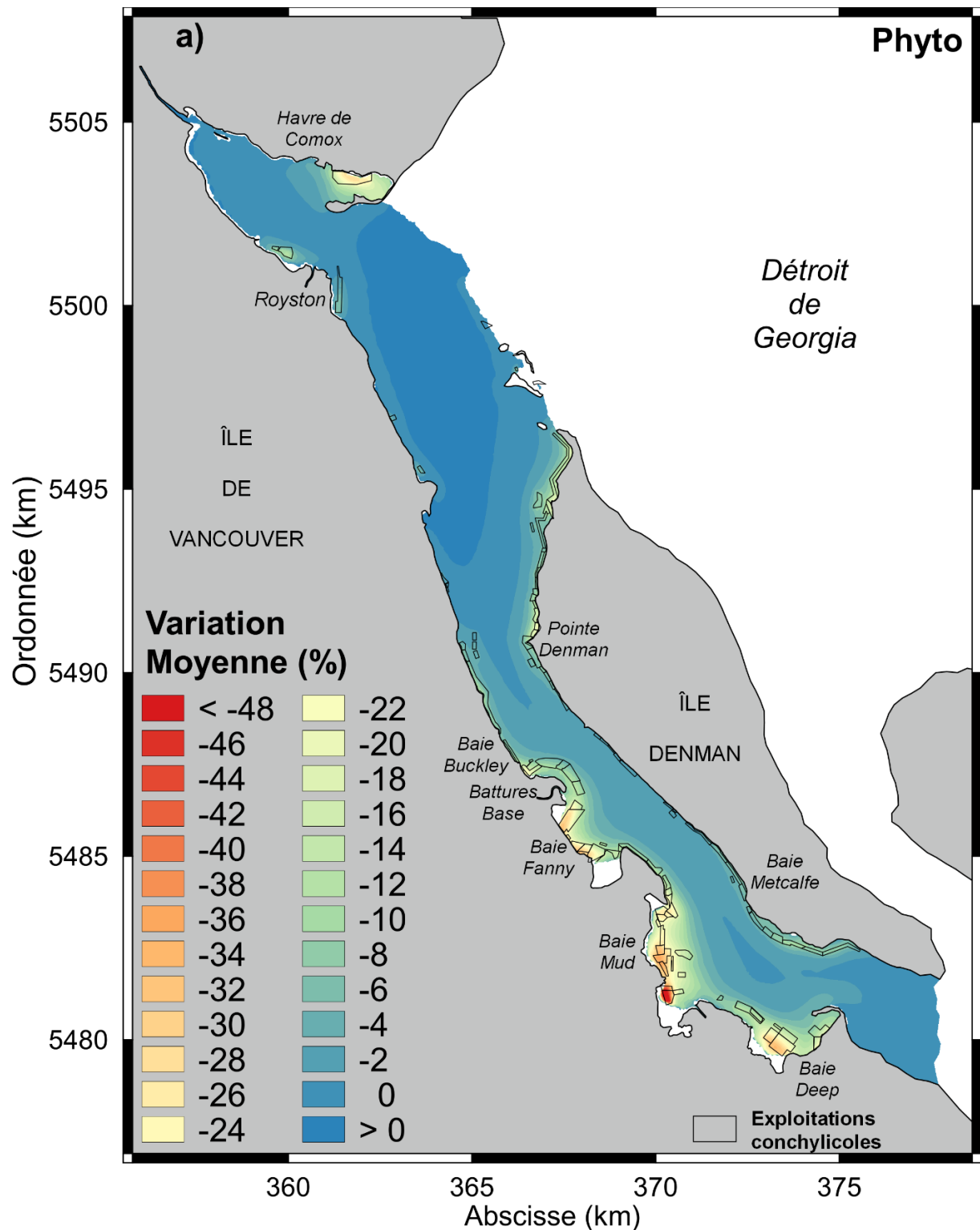


Figure 6 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps en raison de l'ajout d'exploitations de bivalves actives en 2016-2017 (scénario « Actuel ») dans l'écosystème du modèle du détroit de Baynes pour a) le phytoplancton, b) l'azote organique particulaire (AOP) et c) le zooplancton (référence : scénario « Aucune aquaculture »). Les cartes b et c figurent sur les deux pages suivantes.

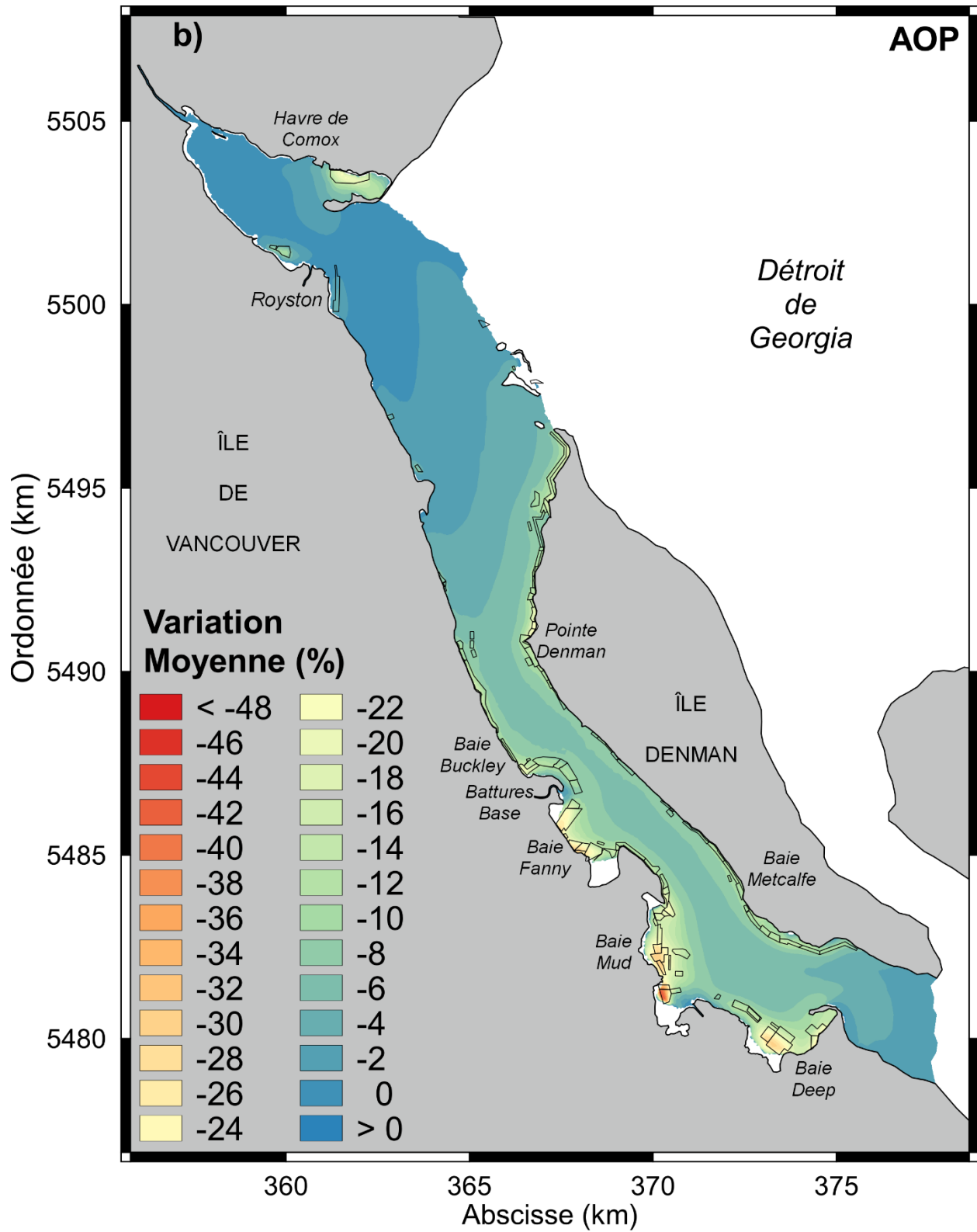


Figure 6 (suite)

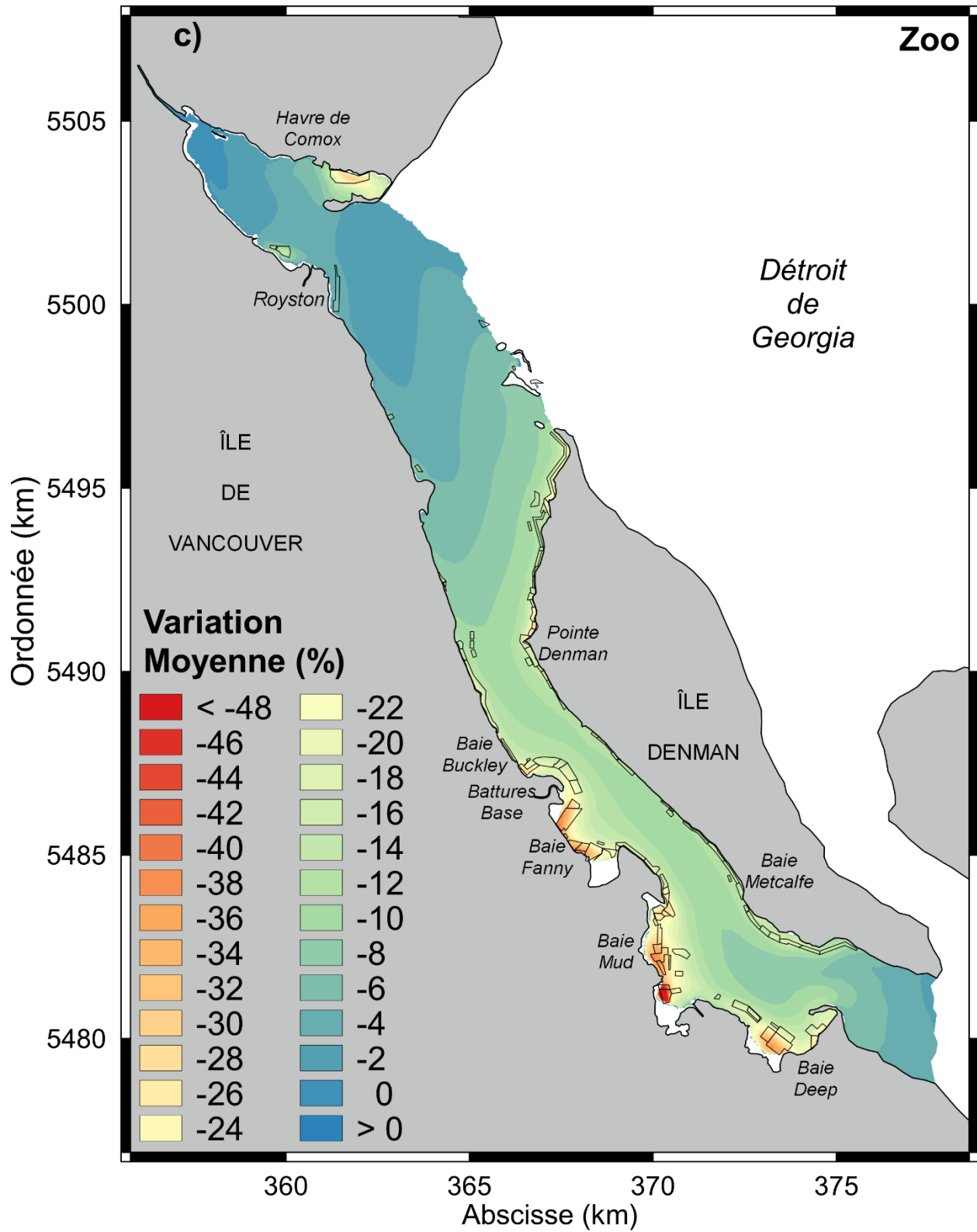


Figure 6 (suite)

Tableau 4 : Résumé des données sur l'indice de variation relative pour les variables pélagiques. La référence est le scénario « Aucune aquaculture ». La moyenne et la moyenne absolue (moyenne des valeurs absolues) représentent à la fois les moyennes temporelles (sur un an) et spatiales (dans le détroit de Baynes), tandis que d'autres données tiennent compte de la variabilité spatiale (dans le détroit de Baynes) du changement dont la moyenne est calculée dans le temps. ET : écart-type.

| Scénario | Indice de variation relative (%) | | | | | | | | | |
|---------------------|----------------------------------|-----------|------|--------|-------|--------|-----------|------|--------|------|
| | Phytoplancton | | | | | AOP | | | | |
| | Moy. | Moy. abs. | Max. | Min. | ET | Moy. | Moy. abs. | Max. | Min. | ET |
| Actuel | -3,27 | 3,43 | 1,74 | -56,20 | 6,27 | -6,05 | 6,05 | 0,12 | -44,53 | 5,40 |
| Actuel – maximum | -3,03 | 3,93 | 3,99 | -61,55 | 7,98 | -8,15 | 8,15 | 0,00 | -50,20 | 7,08 |
| Expansion | -5,58 | 5,73 | 3,61 | -63,62 | 8,02 | -10,08 | 10,08 | 0,00 | -50,93 | 7,47 |
| Expansion – maximum | -5,61 | 6,56 | 6,76 | -69,50 | 10,05 | -12,95 | 12,95 | 0,00 | -56,99 | 9,49 |

| Scénario | Indice de variation relative (%) | | | | |
|---------------------|----------------------------------|-----------|------|--------|-------|
| | Zooplancton | | | | |
| | Moy. | Moy. abs. | Max. | Min. | ET |
| Actuel | -9,49 | 9,49 | 0,00 | -57,60 | 7,10 |
| Actuel – maximum | -12,53 | 12,53 | 0,00 | -63,86 | 8,99 |
| Expansion | -14,12 | 14,12 | 0,00 | -65,46 | 8,96 |
| Expansion – maximum | -17,89 | 17,89 | 0,00 | -71,31 | 11,11 |

Productivité primaire

La réaction de ce paramètre clé, qui indique le taux de renouvellement local (c.-à-d. à l'intérieur du détroit de Baynes) de la nourriture des bivalves, a été évaluée à l'aide d'une estimation de l'IVR, de la même façon que pour d'autres composantes pélagiques. En ce qui concerne la biomasse du phytoplancton, les effets des bivalves cultivés sur la productivité primaire se limitent aux zones très proches des rivages et sont légèrement plus importants dans le sud du détroit, avec des diminutions maximales généralement inférieures à 20 %, à l'exception d'une petite zone peu profonde dans la baie Mud qui atteint 30 % (figure 7). Il faut s'attendre à des diminutions relatives globales plus faibles de la productivité primaire nette (PP nette) comparativement à celles de la biomasse du phytoplancton, car les bivalves cultivés peuvent entraîner deux rétroactions positives pour les producteurs primaires. Premièrement, l'excrétion des bivalves principalement sous forme d'ammoniac (NH₄) peut améliorer localement la productivité primaire dans les eaux autrement appauvries en azote inorganique. Le deuxième mécanisme se produit par la filtration du phytoplancton et de l'AOP qui peut accroître la clarté de l'eau et atténuer une partie de la limitation de la lumière pour la productivité primaire. Par conséquent, certaines zones du détroit à l'extérieur des zones d'élevage connaissent une légère augmentation (IVR positif) de la productivité primaire en présence de bivalves cultivés (figure 7). Lors du calcul de la moyenne pour le détroit de Baynes, le modèle prédit une diminution relative de la productivité primaire du phytoplancton d'environ 4,12 % pour le niveau d'activité actuel (2016-2017) de l'aquaculture.

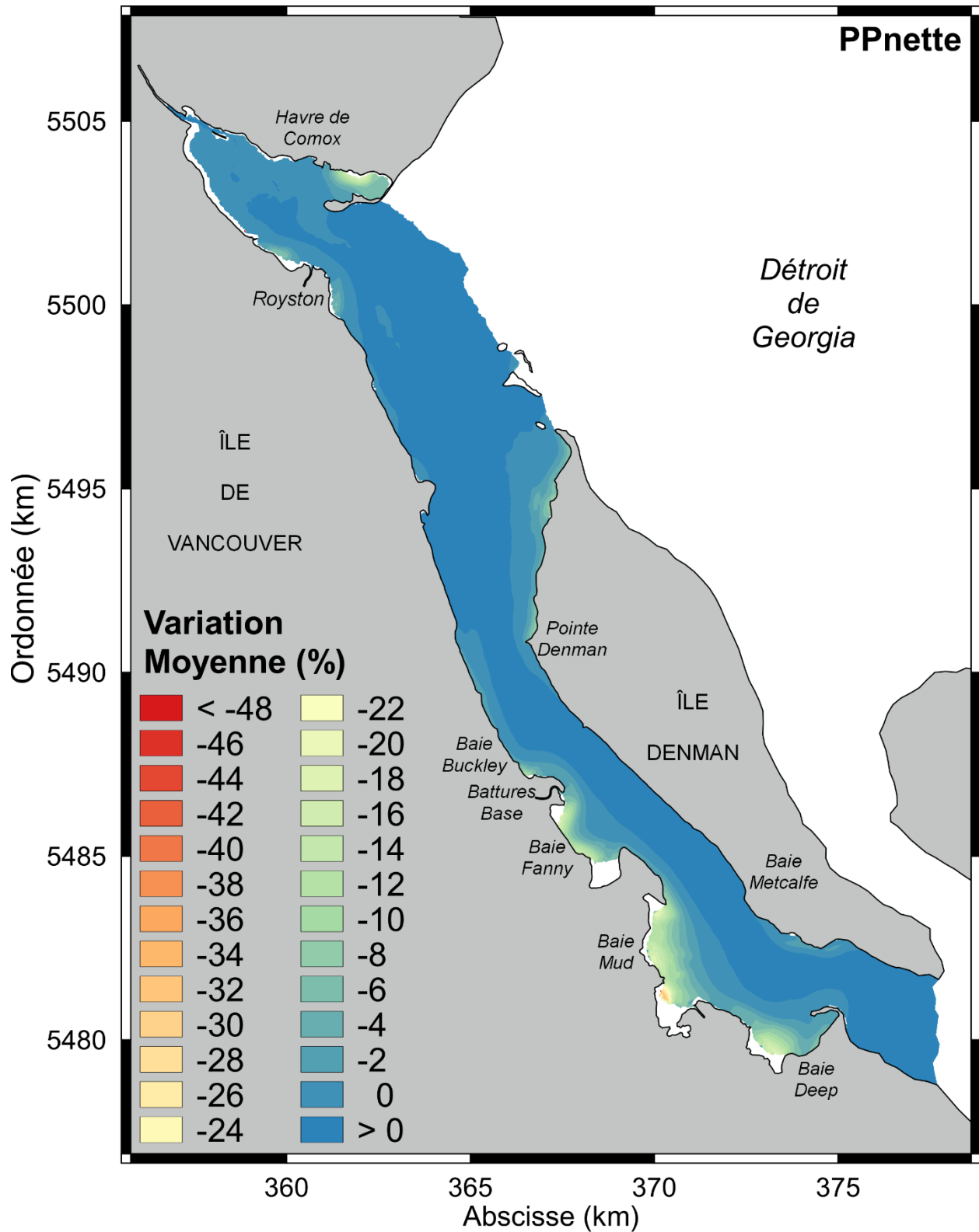


Figure 7 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps pour la productivité primaire (PP nette) totale de la colonne d'eau dans le scénario « Actuel » (référence : scénario « Aucune aquaculture »).

Bivalves sauvages

En plus du zooplancton, les gisements de palourdes sauvages inclus dans le modèle peuvent fournir une évaluation préliminaire de l'influence des bivalves cultivés sur d'autres ressources de l'écosystème. On a évalué la réaction des palourdes sauvages en comparant la longueur définitive de leur coquille et le poids sec de leurs tissus à la fin des simulations avec le scénario de référence « Aucune aquaculture » (tableau 5). Bien que ces gisements soient situés dans les zones riveraines où il a été démontré que les exploitations d'élevage de bivalves ont une plus grande influence sur les particules alimentaires, on prévoit de très faibles baisses de la croissance de la coquille des palourdes, avec une diminution maximale de 2,45 %. Le poids des tissus des palourdes semble réagir plus fortement à la présence de bivalves cultivés, mais il faut noter que cette variable est très sensible au cycle de reproduction des animaux. La combinaison de cette sensibilité avec la comparaison de scénarios réalisés à une date précise (fin de la simulation) fait en sorte que le poids des tissus est une mesure beaucoup moins constante du changement en matière de croissance que la longueur de la coquille. Les grandes valeurs de l'IVR du poids des tissus autant sur le plan de l'augmentation (max.) que de la diminution (min.) sont une autre indication que l'interprétation de cette mesure est fortement influencée par le cycle de reproduction.

Tableau 5 : Résumé des données de l'indice de variation relative pour les palourdes sauvages. La référence est le scénario « Aucune aquaculture ». La moyenne et la moyenne absolue (moyenne des valeurs absolues) représentent à la fois les moyennes temporelles (sur un an) et spatiales (dans le détroit de Baynes), tandis que d'autres données tiennent compte de la variabilité spatiale (dans le détroit de Baynes) du changement dont la moyenne est calculée dans le temps. ET : écart-type, LC : longueur de la coquille, PST : poids sec des tissus.

| Scénario | Indice de variation relative (%) | | | | | | | | | |
|---------------------|----------------------------------|-------|-----------|------|------|--------|-------|--------|------|------|
| | Palourdes sauvages | | | | | | | | | |
| | Moy. | | Moy. abs. | | Max. | | Min. | | ET | |
| | LC | PST | LC | PST | LC | PST | LC | PST | LC | PST |
| Actuel | -0,32 | -4,23 | 0,32 | 4,38 | 0,00 | 97,91 | -2,45 | -23,20 | 0,34 | 4,90 |
| Actuel – maximum | -0,48 | -5,40 | 0,48 | 5,62 | 0,00 | 122,29 | -2,98 | -28,81 | 0,50 | 6,13 |
| Expansion | -0,42 | -5,51 | 0,42 | 5,70 | 0,00 | 161,44 | -3,12 | -28,83 | 0,46 | 6,43 |
| Expansion – maximum | -0,60 | -6,89 | 0,60 | 7,18 | 0,00 | 192,17 | -3,92 | -35,81 | 0,67 | 7,99 |

4.2.1.2. Scénario actuel de mise en charge maximale (« Actuel – maximum »)

Variables pélagiques et productivité primaire

L'augmentation des stocks de bivalves dans les exploitations existantes à un niveau correspondant à la production maximale autorisée mène à des schémas spatiaux de diminution des variables pélagiques et de la productivité primaire semblables à ceux du scénario « Actuel » (figure 8). Les niveaux de diminution sont légèrement augmentés pour tous les paramètres et dans la plupart des zones. À l'intérieur et directement autour des exploitations où les diminutions sont les plus fortes, l'intensité et l'étendue augmentent légèrement en raison de l'augmentation du stock. Les diminutions typiques à proximité des exploitations atteignent 22, 25 et 30 % pour le phytoplancton, l'AOP et le zooplancton, respectivement, et jusqu'à 40, 35 et 45 % sur de petites parties de l'intérieur des baies Deep, Mud et Fanny. En comparaison, la productivité primaire nette n'est réduite que de 15 % et jusqu'à 25 % dans les mêmes zones, par rapport au scénario « Aucune aquaculture ». Une zone où la diminution est la plus forte dans la moitié sud du détroit comparativement aux extrémités nord et sud est également visible

à partir des distributions de l'IVR de l'AOP et du zooplancton dans les eaux libres plus profondes. Ce schéma spatial peut s'expliquer par le fait que les deux extrémités bénéficient d'un échange d'eau avec le détroit de Georgia et d'une couverture d'élevage plus faible. Lorsqu'elles sont exprimées à l'échelle du détroit de Baynes, les diminutions des concentrations des variables pélagiques dépassent 10 % seulement pour le zooplancton (12,5 %, tableau 4). En revanche, la diminution de la productivité primaire nette à l'échelle du détroit a à peine augmenté par rapport au scénario « Actuel » (4,3 contre 4,1 %) en raison des mécanismes de rétroaction de la culture des bivalves mentionnés précédemment. En particulier, malgré l'augmentation des stocks de bivalves cultivés, les concentrations de phytoplancton ont augmenté globalement (diminution plus faible) comparativement au scénario « Actuel » (tableau 4) par suite de ces mécanismes de rétroaction et de la diminution supplémentaire de la pression de filtration due à une diminution plus forte de la biomasse du zooplancton.

Bivalves sauvages

Encore une fois, la diminution des concentrations de particules alimentaires associée aux stocks plus importants de bivalves cultivés dans ce scénario ne réduit que marginalement la croissance des palourdes dans les gisements sauvages, mesurée par le changement dans la longueur de la coquille, avec des réductions maximales inférieures à 3 % à la fin de l'année simulée (tableau 5). Ces réductions relatives ne correspondent qu'à une diminution d'un peu plus d'un millimètre de longueur. Malgré la proximité générale des gisements de palourdes sauvages aux zones d'élevage où l'on prévoit les plus fortes réductions des concentrations de particules alimentaires (figure 2), il semble que les palourdes sauvages ne connaissent aucune limitation alimentaire importante, même avec l'augmentation des stocks de bivalves cultivés mise à l'essai dans ce scénario.

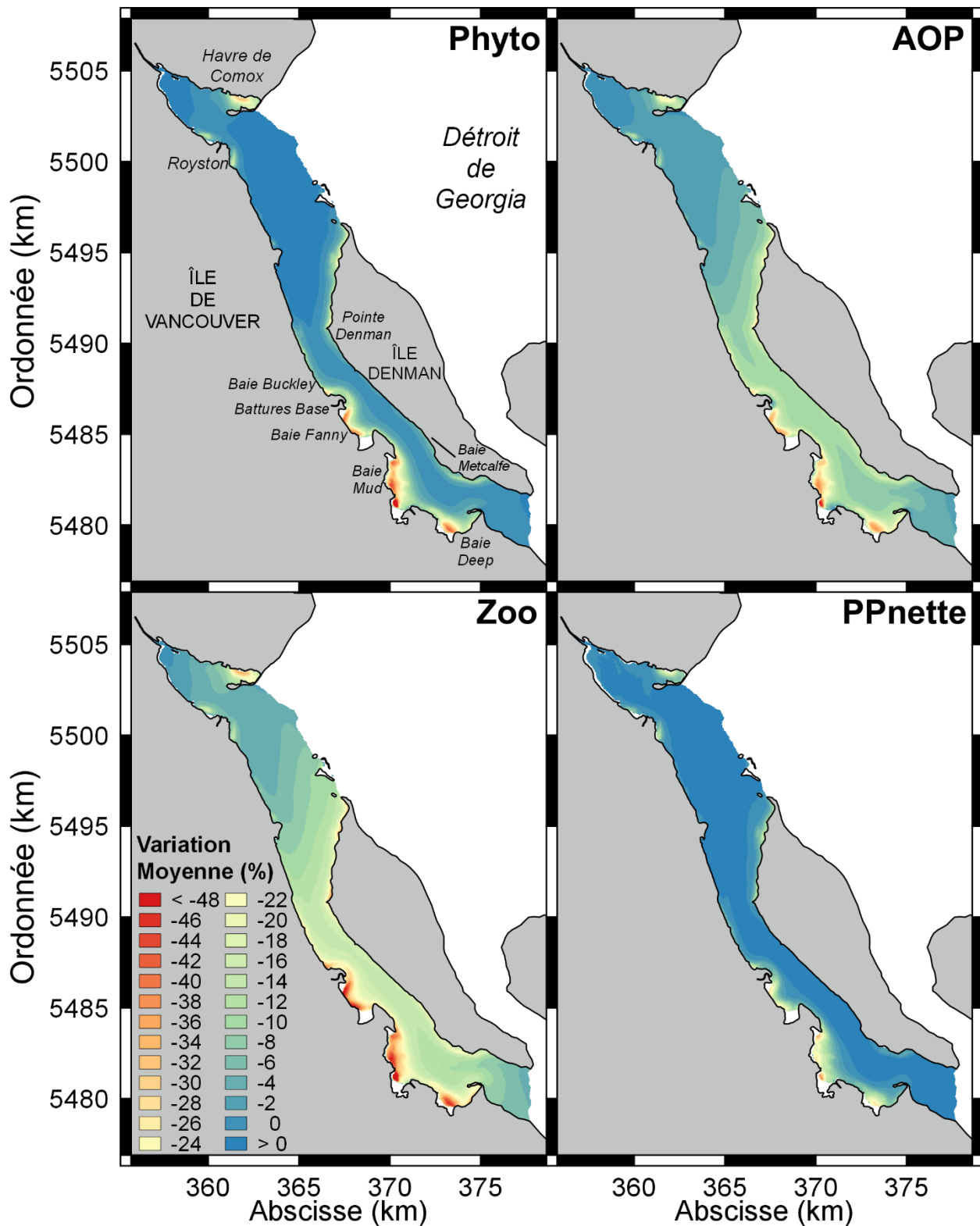


Figure 8 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps pour les variables pélagiques (Phyto : phytoplancton, AOP : azote organique particulaire, Zoo : zooplancton, PP nette : productivité primaire nette) dans le scénario « Actuel – maximum » (référence : scénario « Aucune aquaculture »).

4.2.1.3. Scénario d'expansion

Variables pélagiques et productivité primaire

Le principal effet de l'introduction de nouvelles exploitations est d'étendre les zones de concentrations de variables pélagiques réduites et d'accentuer ces réductions, en particulier dans les baies Deep et Mud où la couverture d'élevage existante et l'expansion prévue sont importantes (comparer les figures 9 et 6). Dans ce scénario d'expansion, les réductions de phytoplancton, d'AOP et de zooplancton supérieures à 20, 22,5 et 25 %, respectivement, couvrent une grande partie de ces deux échancrures. Dans la baie Fanny, cependant, l'expansion est limitée à une seule nouvelle exploitation couvrant un hectare, ce qui limite d'autres diminutions des variables pélagiques aux effets diffus des exploitations éloignées. Le même schéma de réductions prolongées et légèrement plus profondes peut être observé pour la productivité primaire du phytoplancton (figure 10 par rapport à la figure 7). En évaluant ces résultats à l'échelle du détroit de Baynes, il semble que l'expansion de la couverture d'élevage exerce une pression plus forte sur les ressources pélagiques comparativement à l'augmentation des stocks imposée dans le scénario « Actuel – maximum » (tableau 4). Bien que l'augmentation de la densité de peuplement dans le scénario « Actuel – maximum » teste la capacité de renouvellement de la nourriture à l'échelle locale par l'advection et le mélange, ce qui pourrait mener à des diminutions plus fortes à l'échelle locale, l'augmentation de la couverture d'élevage dans le scénario « Expansion » teste plutôt la capacité de l'ensemble du réseau à renouveler les particules alimentaires par l'échange avec le détroit de Georgia et la productivité primaire intérieure (Guyondet *et al.* 2010, Heip *et al.* 1995). De plus, le scénario « Expansion » se traduit en réalité par un stock global de bivalves cultivés plus élevé dans le détroit de Baynes, car il correspond à une augmentation de 61,0 % par rapport au scénario « Actuel » comparativement à une augmentation de 38,8 % pour le scénario « Actuel – maximum ».

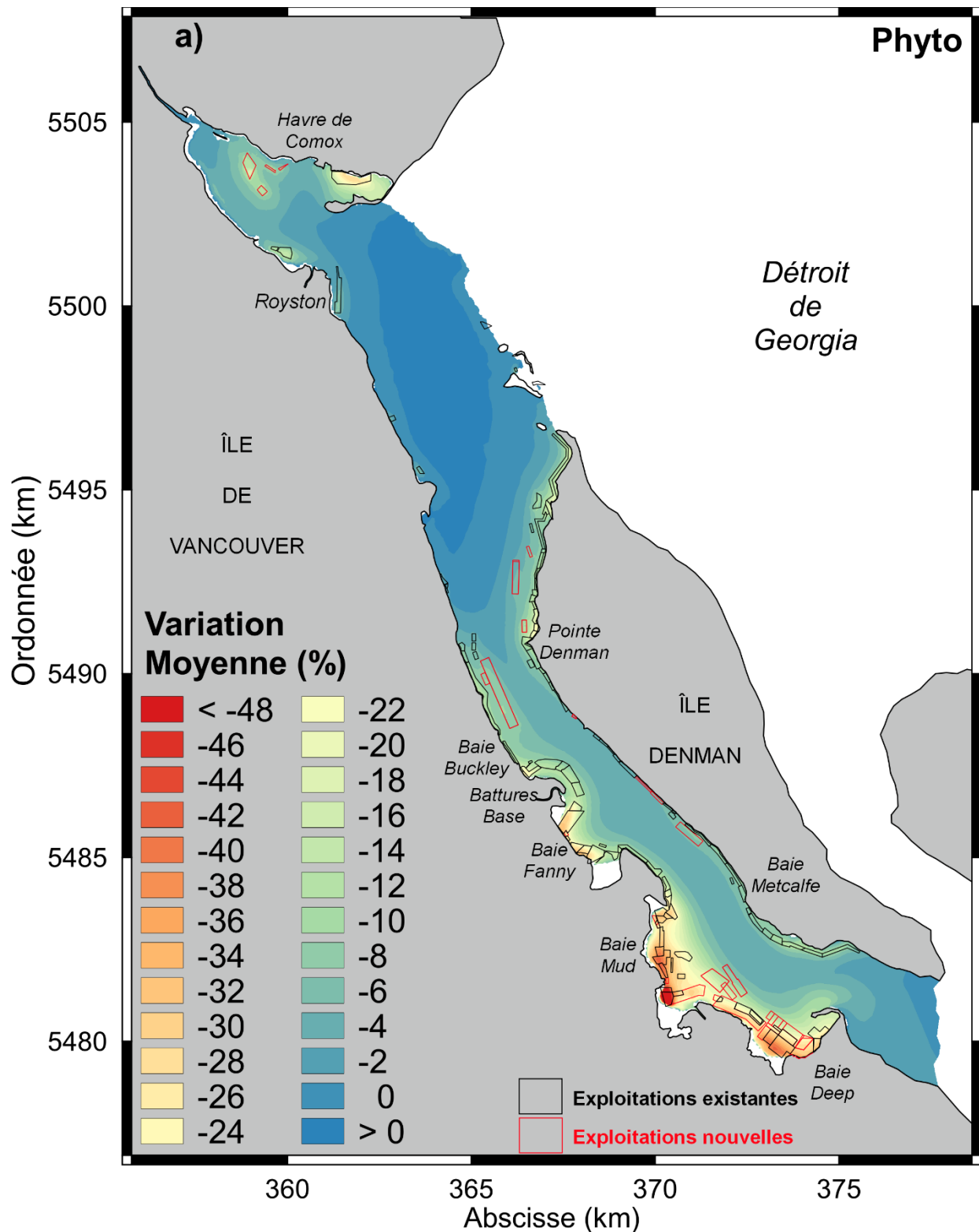


Figure 9 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps en raison de l'ajout d'exploitations de bivalves existantes (polygones noirs) et nouvelles (polygones rouges, scénario « Expansion ») dans l'écosystème du modèle du détroit de Baynes pour a) le phytoplancton, b) l'azote organique particulaire (AOP) et c) le zooplancton (référence : scénario « Aucune aquaculture »). Les cartes b et c figurent sur les deux pages suivantes.

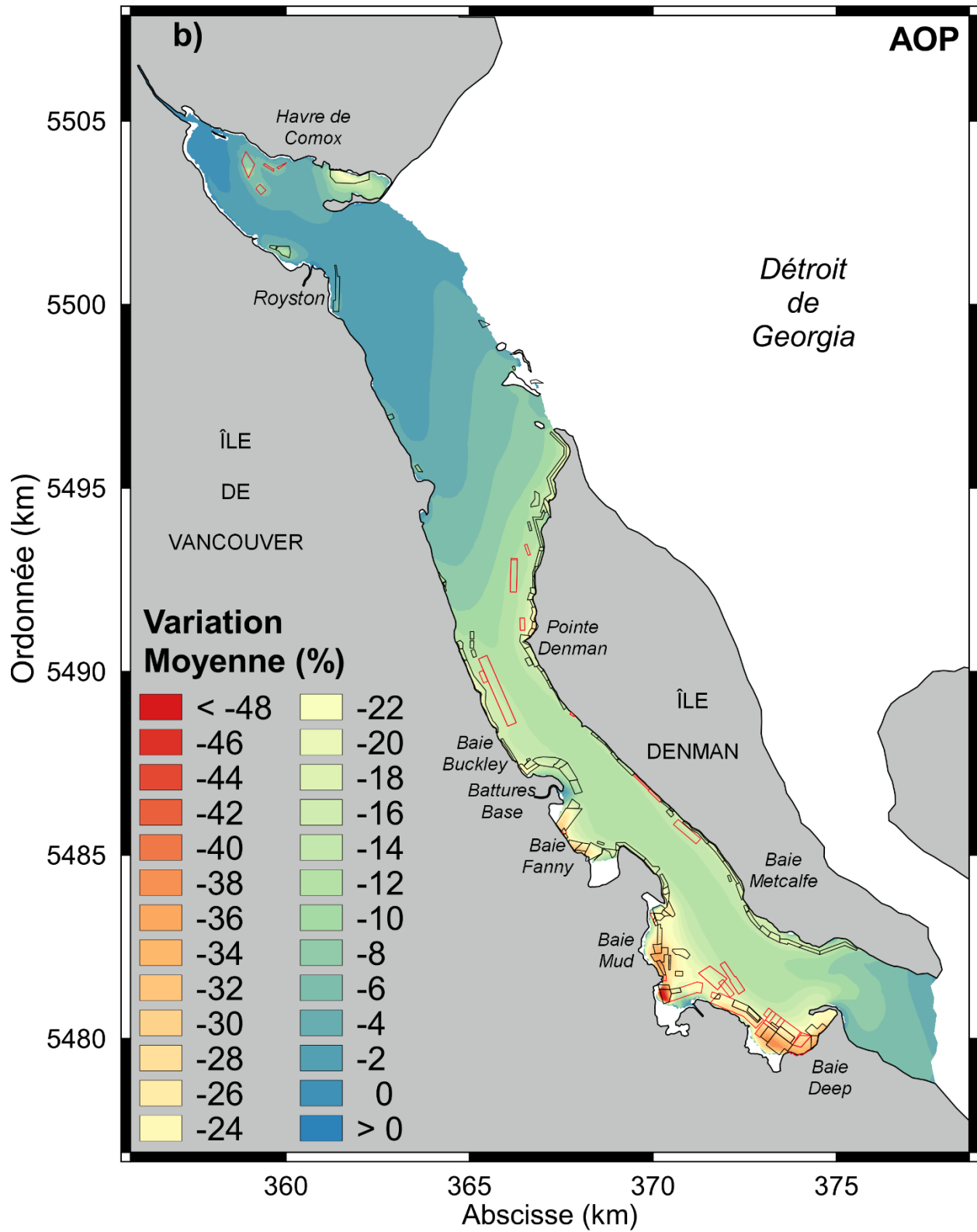


Figure 9 (suite)

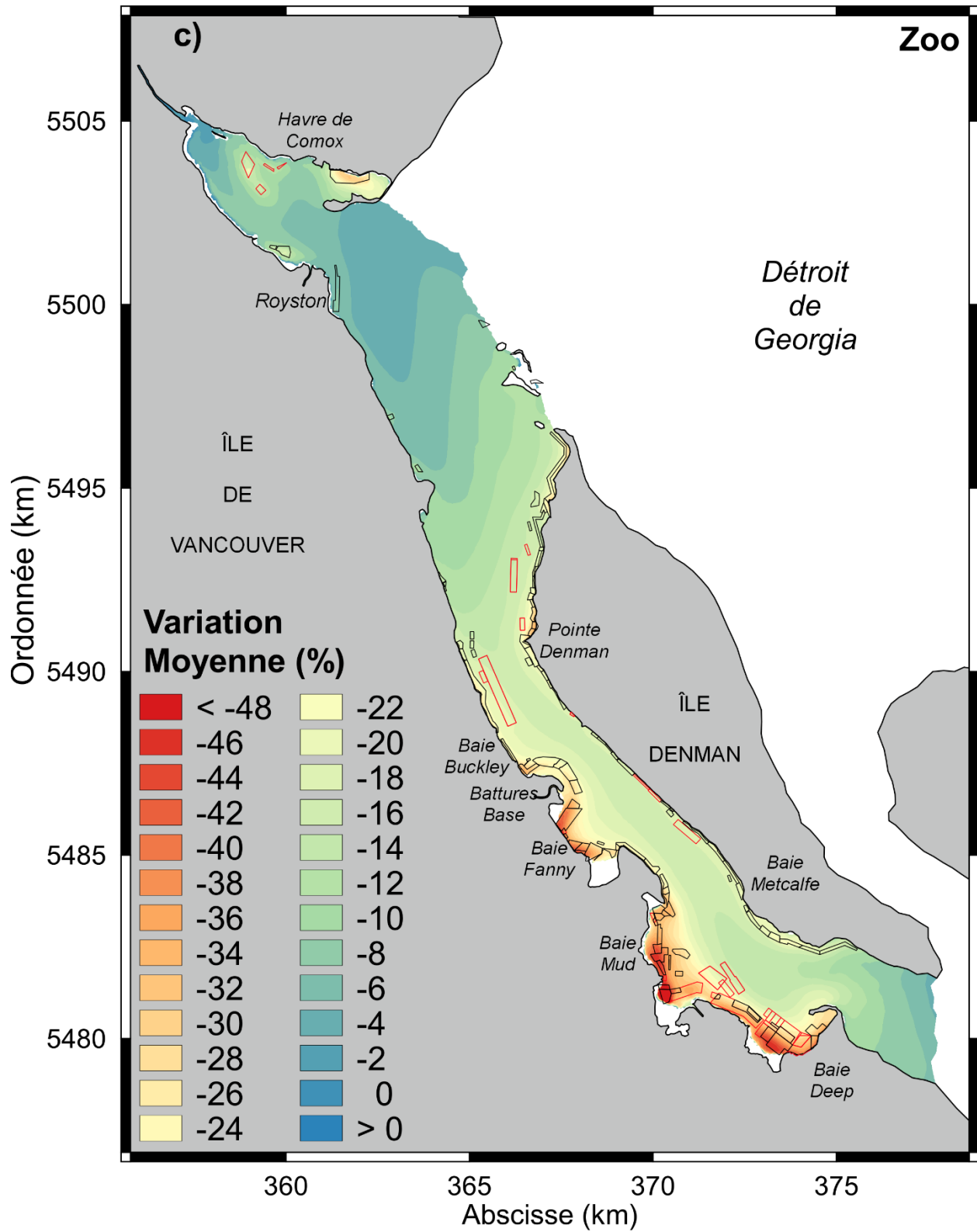


Figure 9 (suite)

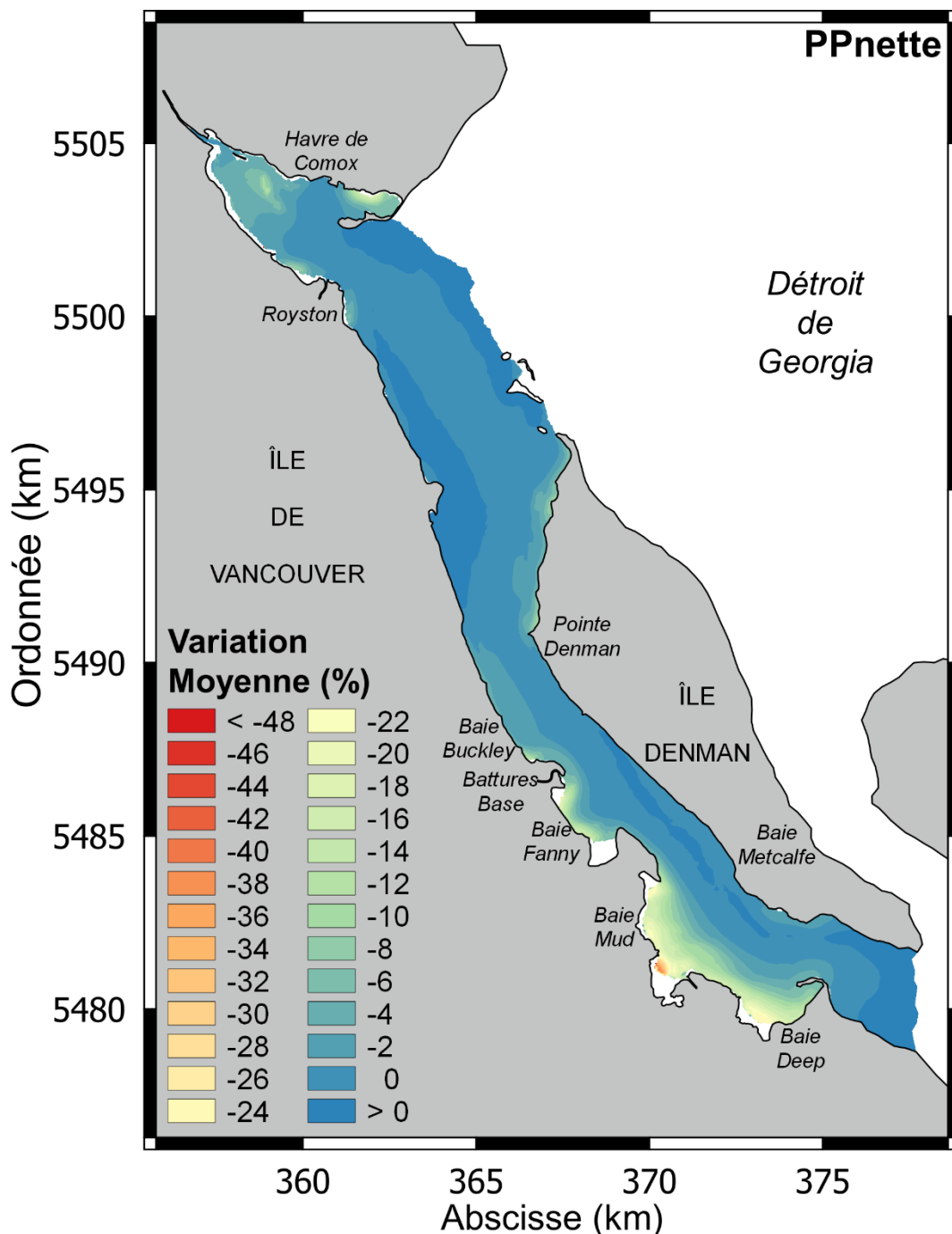


Figure 10 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps pour la productivité primaire nette (PP nette) en raison de l'ajout d'exploitations de bivalves existantes et nouvelles (scénario « Expansion ») dans l'écosystème du modèle du détroit de Baynes (référence : scénario « Aucune aquaculture »).

Bivalves sauvages

Conformément à l'hypothèse selon laquelle le scénario « Expansion » n'est pas aussi exigeant en ce qui concerne la diminution de la concentration de nourriture locale que le scénario « Actuel – maximum », les palourdes sauvages connaissent une diminution globale légèrement inférieure de la croissance, mesurée en longueur de la coquille, à la suite de l'expansion de

l'élevage (tableau 5). Cependant, la diminution maximale de la croissance, qui s'élève à un peu plus de 3,1 %, au-delà des 3,0 % prévus pour le scénario « Actuel – maximum », indique que l'expansion peut encore imposer des limites alimentaires plus fortes dans des zones précises, dans ce cas-ci l'extrémité sud de la baie Mud.

4.2.1.4. Scénario d'expansion avec mise en charge maximale (« Expansion – maximum »)

Variables pélagiques et productivité primaire

Ce dernier scénario comprend le plus grand stock de bivalves cultivés de tous les scénarios mis à l'essai dans la présente étude, avec plus du double du stock du scénario « Actuel ». Même dans ces conditions de mise en charge élevée, la majeure partie de l'extrémité nord du détroit, à l'exception du havre Comox, demeure à peine touchée en ce qui concerne la concentration de phytoplancton et la productivité primaire (figure 11). Les faibles diminutions de la productivité primaire persistent dans la majorité des eaux profondes du détroit, augmentant seulement dans les zones riveraines à proximité des zones d'élevage. Les diminutions de l'AOP et du zooplancton sont également limitées à moins de 7 et 10 %, respectivement, dans la partie nord. Toutefois, ces variables présentent des diminutions de plus de 15 à 20 % dans les deux tiers inférieurs du détroit, ce qui indique que les ressources pélagiques sont exploitées à l'échelle du détroit dans ces conditions de mise en charge élevée. De plus, les concentrations de variables pélagiques sont réduites de plus de 30 % et la productivité primaire de plus de 15 % dans les principales zones d'élevage, c'est-à-dire dans les baies Fanny, Mud et Deep. À l'échelle du détroit, un effet très limité sur le phytoplancton est confirmé, tandis que l'AOP et le zooplancton présentent une diminution supplémentaire de 3 à 4 % par rapport au scénario « Expansion » comportant une mise en charge inférieure (tableau 4).

Bivalves sauvages

La croissance des palourdes sauvages continue d'être peu touchée, même par le scénario de mise en charge la plus élevée. La longueur de la coquille n'est réduite que de 0,6 % en moyenne dans l'ensemble du détroit de Baynes et à un maximum de moins de 4 % à l'échelle locale (tableau 5), ce qui correspond à des diminutions absolues moyennes et maximales de 0,2 et 1,6 mm, respectivement.

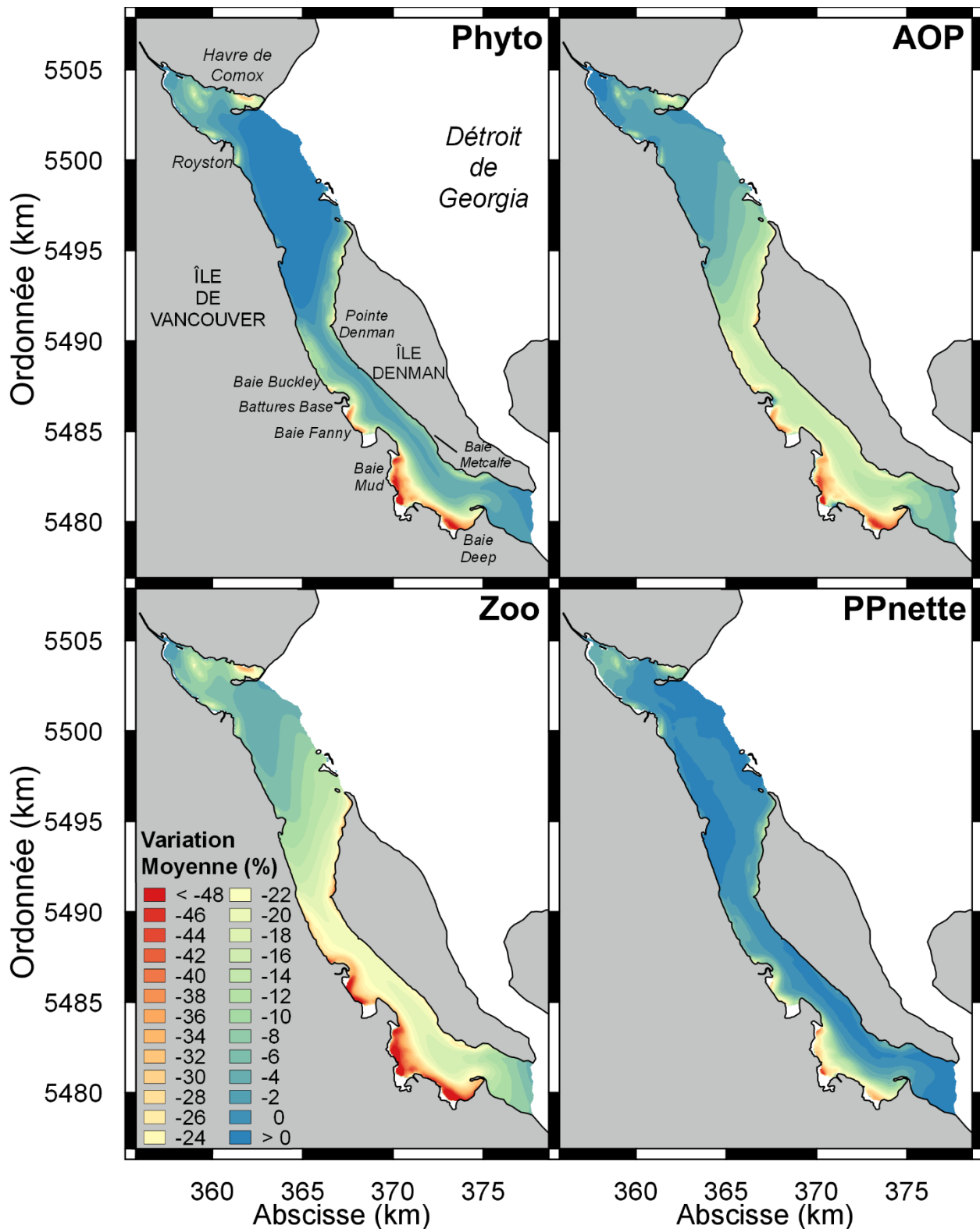


Figure 11 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative dont la moyenne est calculée dans le temps pour les variables pélagiques (Phyto : phytoplancton, AOP : azote organique particulaire, Zoo : zooplancton, PP nette : productivité primaire nette) dans le scénario « Expansion – maximum » (référence : scénario « Aucune aquaculture »).

En résumé, le détroit de Baynes est un vaste réseau côtier qui connaît encore un renouvellement assez rapide de l'eau grâce à des échanges efficaces attribuables aux vents et aux marées et à la circulation résiduelle estuarienne. Le renouvellement intense de l'eau constitue habituellement le fondement d'une forte résilience des écosystèmes aquatiques face à tout type de perturbation (Filgueira *et al.* 2016b, Panda *et al.* 2013, Roselli *et al.* 2013). Ces facteurs physiques contribuent également à la productivité primaire élevée du phytoplancton dans le détroit par le réapprovisionnement en nutriments et leur transport vers les eaux euphotiques de surface. La combinaison d'un renouvellement rapide de l'eau et d'une productivité primaire locale élevée est le mélange parfait pour la réalisation d'une capacité de charge élevée pour la conchyliculture (Dame et Prins 1998).

Les scénarios mis à l'essai dans la présente étude ont fourni un cadre pour évaluer la réponse de l'écosystème pélagique du détroit de Baynes aux augmentations de l'intensité et de la couverture de la conchyliculture. L'évaluation des résultats du BiCEM à l'échelle du détroit suggère que les bivalves cultivés exercent une influence très limitée, comme en témoignent les faibles diminutions globales de la biomasse du phytoplancton (moins que 6 %, tableau 4) et de la productivité (moins que 1,5 %, tableau 6) pour tous les scénarios de mise en charge mis à l'essai. De plus, même dans les conditions de mise en charge les plus élevées, l'absorption totale de phytoplancton, source de nourriture principale, par les bivalves cultivés représente toujours moins de 1 % de la capacité de productivité primaire du détroit (tableau 6). On peut s'attendre à une influence aussi limitée de la couverture conchylicole, qui ne représenterait que 5,85 % de la superficie totale du détroit dans les conditions actuelles et qui n'augmenterait que de 8,9 % dans le scénario « Expansion ». Bien que des conditions hydrodynamiques et des pratiques culturelles différentes empêchent une comparaison directe, les régions qui ont connu des problèmes de capacité de charge en raison de la conchyliculture ont habituellement maintenu une couverture d'élevage beaucoup plus large (voir le tableau 7 qui situe le détroit de Baynes dans le contexte de réseaux côtiers fortement exploités). Un autre facteur contributif est la répartition de la plupart des exploitations dans des eaux moins profondes le long des rivages du détroit, qui contribuent à une partie limitée de la productivité primaire pélagique (figure 5). À partir de ces emplacements périphériques, le contrôle que les populations de bivalves sauvages et cultivés peuvent exercer sur les ressources pélagiques à l'échelle du réseau semble limité.

Tableau 6 : Résumé de la productivité primaire nette annuelle et de l'absorption de phytoplancton par le zooplancton et les bivalves sauvages et cultivés dans l'ensemble du détroit de Baynes pour tous les scénarios mis à l'essai.

| Scénario | PP nette | Variation moyenne de la PP nette | Absorption de phytoplancton par les palourdes sauvages | | Absorption de phytoplancton par les bivalves cultivés | | Absorption de phytoplancton par le zooplancton | |
|---------------------|--|----------------------------------|--|------------|---|------------|--|------------|
| | (gC m ⁻² an ⁻¹) | (%) | (gC m ⁻² an ⁻¹) | % PP nette | (gC m ⁻² an ⁻¹) | % PP nette | (gC m ⁻² an ⁻¹) | % PP nette |
| Aucune aquaculture | 329,48 | - | 0,39 | 0,12 | - | - | 254,03 | 77,10 |
| Actuel | 328,61 | -0,26 | 0,38 | 0,11 | 0,90 | 0,28 | 246,88 | 75,13 |
| Actuel – maximum | 328,34 | -0,35 | 0,38 | 0,11 | 1,43 | 0,44 | 242,65 | 73,90 |
| Expansion | 326,07 | -1,04 | 0,36 | 0,11 | 1,47 | 0,45 | 241,07 | 73,93 |
| Expansion – maximum | 324,96 | -1,37 | 0,36 | 0,11 | 2,17 | 0,67 | 235,17 | 72,37 |

Tableau 7 : Intensité de l'aquaculture de bivalves à l'échelle du réseau dans des zones de production importantes. Î.-P.-É. : Île-du-Prince-Édouard.

| Site | Superficie totale (km ²) | Couverture d'élevage de bivalves (%) | Temps de renouvellement de l'eau (j) | Espèces | Référence |
|------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--|--|
| Détroit de Baynes (C.-B., Canada) | 90,0 | 5,8 | 10 – 16 | <i>Crassostrea gigas</i> <i>Ruditapes philippinarum</i> | La présente étude |
| Baie St. Peters (Î.-P.-É., Canada) | 15,8 | 39,6 | 15 – 80 | <i>Mytilus edulis</i> | Guyondet <i>et al.</i> 2015 |
| Baie Tracadie (Î.-P.-É., Canada) | 19,3 | 40,0 | 10 – 40 | <i>Mytilus edulis</i> | Comeau <i>et al.</i> 2008, Filgueira <i>et al.</i> 2014b |
| Sacca di Goro (Italie) | 26,0 | 34,1 | 2 – 13 | <i>Ruditapes philippinarum</i> | Marinov <i>et al.</i> 2007, Maicu <i>et al.</i> 2018 |
| Baie Sungo (Chine) | 144,0 | 32,1 | 5 – 20 | <i>Crassostrea gigas</i> , <i>Chlamys farreri</i> | Zhang <i>et al.</i> 2009, Wang <i>et al.</i> 2018 |
| Baie Willapa (États-Unis) | 347,0 | 10,0 | 10 – 24 | <i>Crassostrea gigas</i> , <i>Ruditapes philippinarum</i> | Banas et Hickey 2005, Feist et Simenstad 2000, Wheat et Ruesink 2013 |

La compilation de la superficie totale du détroit qui subit une diminution donnée de la concentration de phytoplancton donne une indication de l'empreinte écologique des bivalves cultivés (tableau 8), fondée sur la prémisse que des diminutions importantes ne peuvent être maintenues que si elles sont limitées à une petite partie du réseau (Gibbs 2007). L'empreinte globale, c'est-à-dire la superficie dont les diminutions sont supérieures à 5 %, est limitée à environ 20 et 40 % de la superficie totale du détroit pour les couvertures d'élevage actuelles et d'expansion, respectivement. De plus, les diminutions supérieures à 20 % sont plus ou moins limitées aux zones actuellement couvertes par les exploitations (6 et 9 % dans les conditions actuelles et d'expansion). En outre, la comparaison des scénarios « Expansion » et « Actuel – maximum » révèle que, bien qu'une plus grande partie totale de la productivité du détroit soit exploitée par la couverture d'élevage élargie (scénario « Expansion », tableau 6), les zones de plus forte diminution des ressources pélagiques s'étendent à peine (tableau 8), limitant le risque d'effets graves. À cet égard, l'expansion de la couverture semble préférable à l'intensification de la mise en charge, bien que d'autres considérations, en particulier la planification spatiale plus vaste, devraient être prises en compte dans tout plan de développement.

Des études antérieures ont suggéré la variation naturelle du phytoplancton comme seuil pour les diminutions de la biomasse induites par l'aquaculture qui fournirait une approche préventive garantissant que le réseau fonctionne dans ses limites de résilience (Grant et Filgueira 2011). Cette définition de la capacité de charge écologique repose sur la détermination de la variation naturelle du phytoplancton qui nécessite de grandes quantités de données et qui peut être propre au site. Néanmoins, les rapports antérieurs sur la variation naturelle du phytoplancton utilisés dans ce contexte sont assez cohérents avec les variations de l'intervalle de 32 à 49 % (Bricker *et al.* 2016, Filgueira *et al.* 2013b, Filgueira *et al.* 2015b). En supposant que ce critère de variation puisse être appliqué aux eaux du détroit de Baynes, cela donnerait une autre indication que le détroit demeurerait dans les limites de la capacité de charge écologique pour tous les scénarios mis à l'essai. De plus, en utilisant le critère proposé dans la norme du Aquaculture Stewardship Council pour les bivalves (ASC 2019), selon laquelle au plus le tiers de la productivité primaire du phytoplancton devrait être utilisé par les mollusques cultivés, on arriverait à la même conclusion.

Malgré l'étendue limitée des zones de diminutions plus fortes qui viennent d'être mentionnées, les cartes de distribution incluses dans le présent document ont indiqué les zones d'élevage des baies Fanny, Mud et Deep comme étant les plus sensibles pour toutes les variables

pélagiques et la productivité primaire. Bien que quelque peu surprenant étant donné que ces baies sont assez ouvertes, ce résultat peut s'expliquer par la plus grande couverture d'élevage dans ces emplacements particuliers. Dans les conditions actuelles, les baies Fanny, Mud et Deep abritent respectivement 10,9, 14,0 et 13,7 % de toutes les zones d'élevage du détroit de Baynes. À l'échelle locale, les exploitations conchylicoles couvrent 30,9 % de la baie Fanny et 21,1 % des baies Mud et Deep combinées, et ces proportions augmenteraient à 31,5 et 44,3 % après l'expansion prévue. Ces considérations relatives à la couverture et les résultats du BiCEM méritent de recevoir une attention particulière pour ces trois échancrures.

Tableau 8 : Fraction de la superficie du détroit de Baynes présentant divers niveaux de variation relative de la concentration de phytoplancton dans chacun des scénarios de développement de l'aquaculture mis à l'essai. Par exemple, les diminutions sont supérieures à 5 % sur seulement 21,12 % de la superficie du détroit dans le scénario « Actuel ».

| Scénario | Variation relative du phytoplancton en % de la superficie | | | |
|---------------------|---|---------|---------|---------|
| | < -5 % | < -10 % | < -20 % | < -30 % |
| Actuel | 21,12 | 11,95 | 6,15 | 3,92 |
| Actuel – maximum | 21,49 | 14,08 | 7,43 | 5,12 |
| Expansion | 40,74 | 17,76 | 9,28 | 5,22 |
| Expansion – maximum | 38,59 | 20,33 | 10,71 | 7,34 |

4.2.2. Interactions entre les exploitations

En lien avec l'objectif n° 3 indiqué dans le cadre de référence se trouve la notion d'effets localisés des nouvelles exploitations sur la disponibilité de la nourriture et la diminution de la production d'élevage existante. En plus de la pertinence directe pour la planification spatiale de l'aquaculture et d'autres activités côtières, la réponse des bivalves cultivés peut fournir une indication fiable de l'état global de l'écosystème récepteur quant à l'utilisation des ressources alimentaires pélagiques (Filgueira *et al.* 2013a, 2014a). L'évaluation est fondée ici sur la comparaison des résultats du BiCEM à partir des scénarios « Expansion » et « Actuel ». À mesure que de nouvelles expansions de sites d'exploitation sont prévues dans différentes zones du détroit de Baynes qui peuvent éventuellement réagir différemment en fonction de l'hydrodynamique locale et de la couverture conchylicole actuelle, les résultats ont été détaillés dans trois zones distinctes : le havre Comox, le milieu du détroit jusqu'aux battures Base et la partie sud du détroit.

Les résultats du modèle pour la région du havre Comox sont présentés à la figure 12. Après le forçage par le débit sortant de la rivière Courtenay, la zone de concentration réduite de phytoplancton est poussée contre le rivage sud et s'étend jusqu'au coin sud-est du havre. Les diminutions maximales n'atteignent pas 20 % et sont limitées à une petite zone directement à l'intérieur des polygones représentant les nouvelles exploitations, en raison de l'échange d'eau rapide fourni par le même débit sortant de la rivière et de l'expansion relativement faible de la couverture d'élevage (environ 19 ha). En raison de l'agrandissement vers le sud-est, une seule exploitation conchylicole existante située dans la région de Royston est touchée par l'empreinte de diminution. Cependant, la diminution de la disponibilité de la nourriture est déjà suffisamment diluée pour que le BiCEM prédise une diminution maximale de seulement 0,3 % de la croissance des mollusques, mesurée par la variation relative de la longueur de la coquille dans cette exploitation.

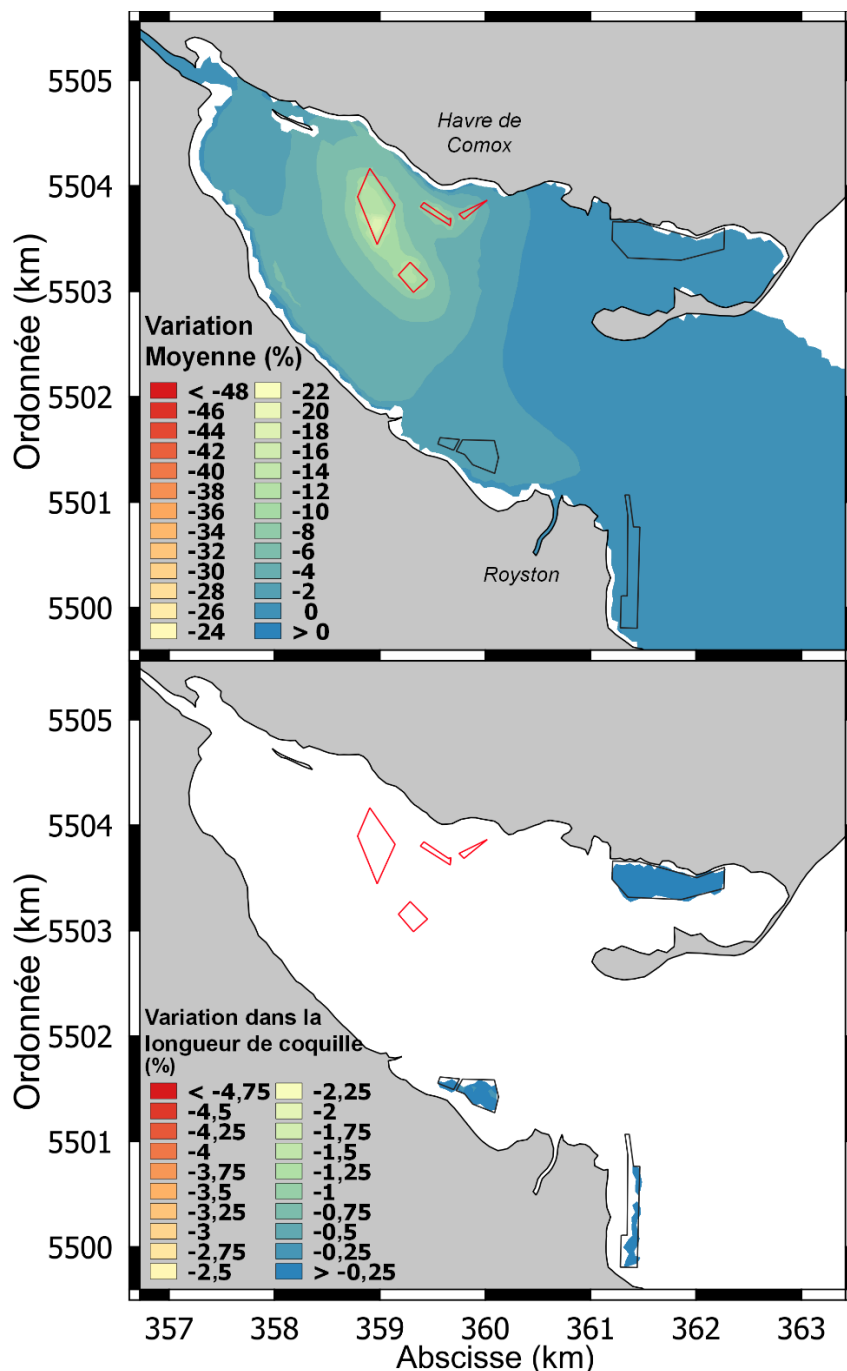


Figure 12 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative (IVR) dont la moyenne est calculée dans le temps pour le phytoplancton (en haut) et IVR connexe pour la longueur de la coquille des bivalves cultivés (en bas) dans la région du havre Comox pour le scénario « Expansion » (polygones rouges). Le scénario « Actuel » (polygones noirs) est la référence pour les calculs de l'IVR.

Les expansions prévues dans la région du milieu du détroit consistent en de nouvelles exploitations pour la culture en suspension situées dans des zones profondes juste au nord de la pointe Denman, du côté est du détroit, et au nord de la baie Buckley, du côté opposé, pour une couverture supplémentaire totale d'environ 76 ha. Bien qu'on puisse s'attendre à un renouvellement de l'eau plus lent dans ce segment central du détroit, le mélange local et les

grands volumes d'eau disponibles dans ces zones profondes contribuent à limiter les diminutions maximales de phytoplancton à environ 8 % (figure 13). Les empreintes de la diminution associée aux nouvelles exploitations sont allongées vers le sud en suivant la circulation résiduelle estuarienne générale du détroit qui entraîne les eaux de surface vers le sud (figure A14). De plus, les nouvelles exploitations dans cette partie du détroit contribuent à une zone de faible diminution uniforme (2 à 4 %) qui s'étend jusqu'à l'entrée sud par-dessus les eaux libres plus profondes. La tendance à la baisse de la croissance des mollusques cultivés qui en résulte semble très inégale, les exploitations voisines affichant des réponses considérablement différentes. La raison de cette disparité est l'espèce qui est élevée dans chacune de ces exploitations. Comme on l'a également observé pour les palourdes sauvages, les palourdes cultivées sont relativement insensibles aux niveaux prévus de diminution de la nourriture. Par ailleurs, les huîtres cultivées semblent plus touchées par ces mêmes diminutions de la disponibilité de la nourriture. Cependant, les baisses de croissance globales prédites par le BiCEM restent marginales pour les palourdes (0,15 à 0,25 %) et les huîtres (0,75 à 1,1 % pour la culture sur le fond et 1 à 1,6 % pour la culture en suspension) dans toutes les exploitations existantes dans cette section du détroit.

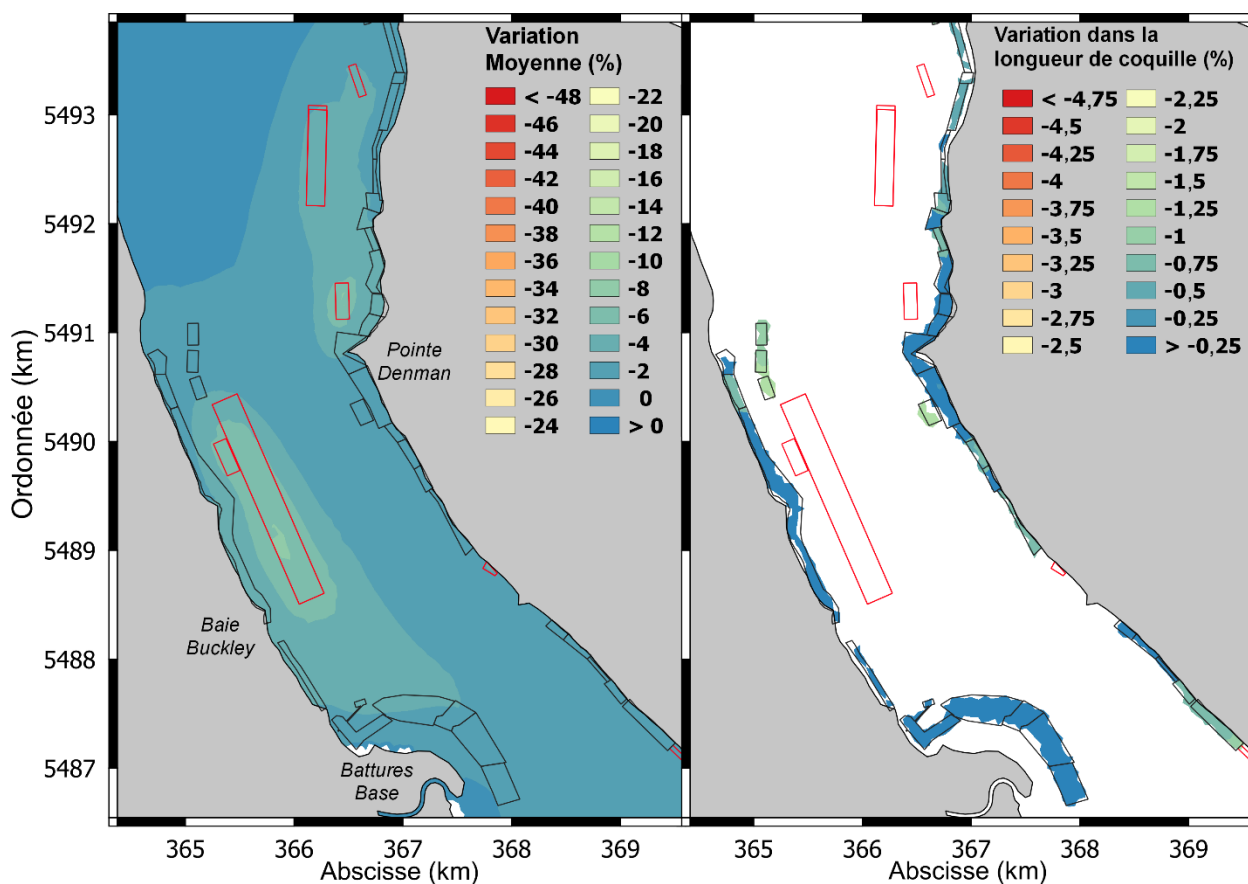


Figure 13 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative (IVR) dont la moyenne est calculée dans le temps pour le phytoplancton (à gauche) et IVR connexe pour la longueur de la coquille des bivalves cultivés (à droite) dans la région du milieu du détroit de Baynes pour le scénario « Expansion » (polygones rouges). Le scénario « Actuel » (polygones noirs) est la référence pour les calculs de l'IVR.

Enfin, c'est dans la partie sud du détroit que la plus grande partie de la nouvelle couverture d'élevage est prévue avec une augmentation totale de 190 ha dont plus de 88 % ou 168 ha sont concentrés dans la sous-région des baies Mud et Deep. Par conséquent, le BiCEM prévoit que

des diminutions plus importantes du phytoplancton couvriront la majeure partie de cette sous-région après l'introduction des nouvelles exploitations (figure 14). Les niveaux de diminution du phytoplancton de plus de 7 % s'étendent sur la majorité de ces deux baies et augmentent jusqu'à 25 à 30 % sur de petites parties des passages côtiers peu profonds. Encore une fois, il semble y avoir une réponse inégale de la croissance des mollusques cultivés en raison des différentes espèces élevées dans les différentes exploitations et de la plus grande sensibilité des huîtres modèles à une diminution de la disponibilité de la nourriture. Les palourdes cultivées sont encore les moins touchées, mais leur croissance diminue davantage dans les baies Mud et Deep que partout ailleurs dans le détroit. Les diminutions de la croissance des palourdes cultivées vont de 0,15 à 0,2 % à l'extérieur des baies Mud et Deep jusqu'à des diminutions maximales de 1,3 % à l'intérieur de la baie Deep. Les diminutions de la croissance s'appliquent aux huîtres cultivées sur le fond, qui varient de 0,3 à 1,6 % et de 1,3 à 5,2 % à l'extérieur et à l'intérieur des sous-régions des baies Mud et Deep, respectivement. La réaction des huîtres cultivées en suspension est même légèrement plus forte avec des diminutions de la croissance de la coquille allant de 1,1 à 2 % à l'extérieur des baies Mud et Deep et de 3,4 à 5,8 % à l'intérieur. Même ces plus fortes diminutions demeurent faibles par rapport à la variabilité interindividuelle généralement observée dans les populations de mollusques, même celles cultivées (Filgueira *et al.* 2013a, Tamayo *et al.* 2011). À titre de référence, l'écart-type normalisé (ET/moyenne) de la longueur de la coquille d'huîtres cultivées en suspension mesuré dans nos deux exploitations partenaires à la fin de notre suivi *in situ* de la croissance était de 12,0 et 15,9 %, ce qui rendrait même les diminutions les plus importantes prévues pour le scénario « Expansion » difficiles à détecter sur le terrain.

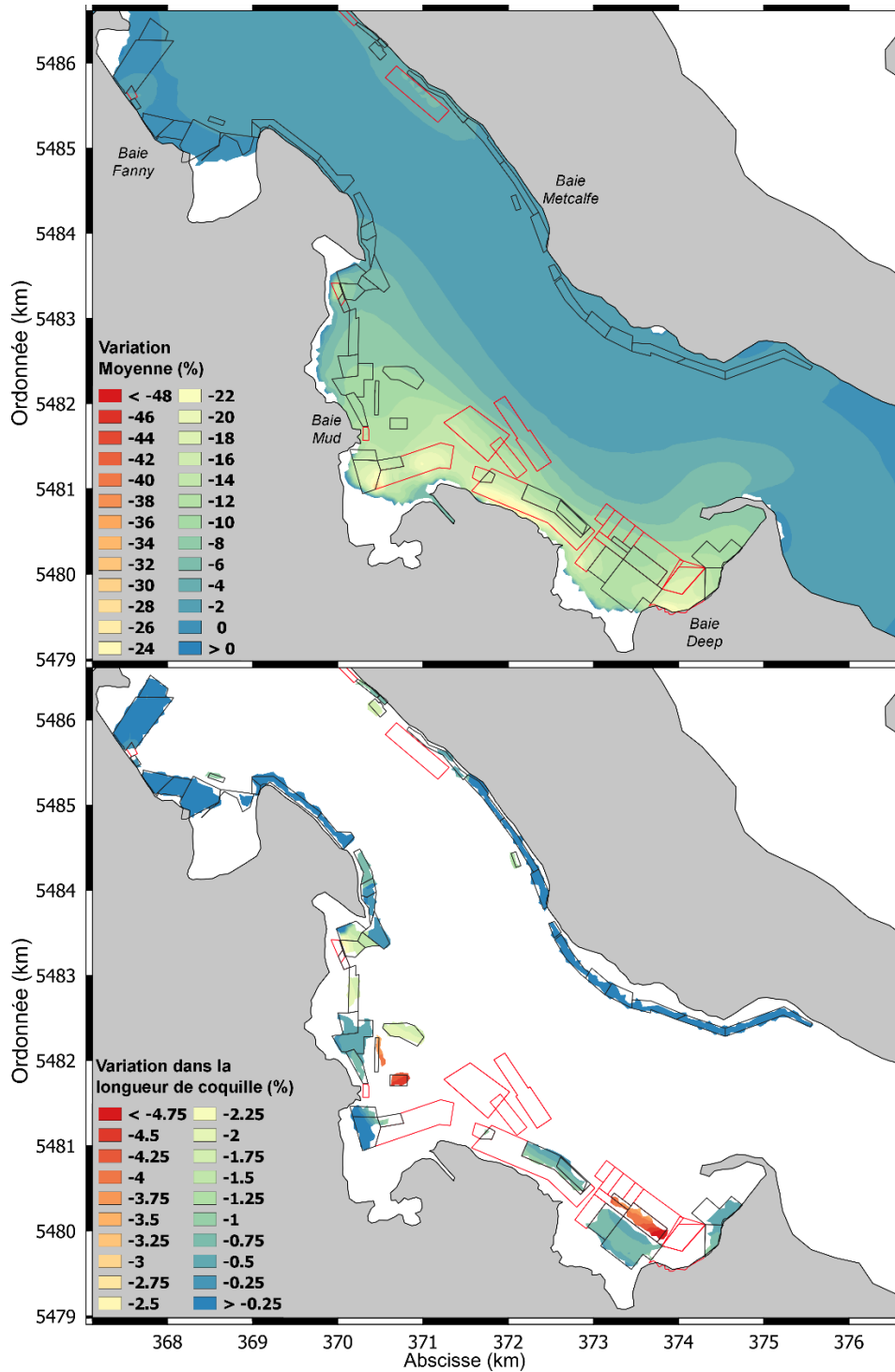


Figure 14 : Distribution spatiale de l'indice de variation relative (IVR) dont la moyenne est calculée dans le temps pour le phytoplancton (en haut) et IVR connexe pour la longueur de la coquille des bivalves cultivés (en bas) dans la partie sud du détroit de Baynes pour le scénario « Expansion » (polygones rouges). Le scénario « Actuel » (polygones noirs) est la référence pour les calculs de l'IVR.

Des données générales sur le détroit de Baynes pour tous les scénarios mis à l'essai sont présentées dans le tableau 9 pour compléter l'information relative à la réponse des bivalves

cultivés aux différents niveaux de développement de l'aquaculture. Ces mesures à l'échelle du détroit confirment la plus faible sensibilité des palourdes cultivées par rapport aux huîtres cultivées sur le fond qui sont exposées à des intensités semblables de diminution de la disponibilité de la nourriture. Les huîtres cultivées en suspension présentent des diminutions de croissance légèrement inférieures à celles des huîtres cultivées sur le fond, mais elles sont également exposées aux diminutions de nourriture plus faibles qui se produisent généralement dans les parties plus profondes du détroit. Si on compare les résultats obtenus pour les scénarios « Actuel – maximum » et « Expansion » pour les différentes espèces/techniques de culture, les bivalves cultivés sur le fond semblent plus affectés par une augmentation de la densité de peuplement locale, tandis que les huîtres cultivées en suspension réagissent plus fortement à une augmentation de la couverture d'élevage. En plus des différentes augmentations relatives de la densité de peuplement imposées entre les différentes espèces/techniques dans le scénario « Actuel – maximum », plusieurs autres facteurs peuvent expliquer cet écart entre les cultures sur le fond et en suspension. Premièrement, une grande proportion des exploitations existantes sont utilisées pour la culture sur le fond (plus de 93 % de la superficie d'élevage totale). Par conséquent, l'augmentation de la mise en charge locale introduite par le scénario « Actuel – maximum » est plus susceptible d'affecter ces zones, qui sont également plus sensibles aux diminutions de la nourriture en raison du volume plus faible disponible par rapport aux zones plus profondes où la culture en suspension est pratiquée. Par ailleurs, la majorité des expansions prévues correspond à des exploitations de culture en suspension (61,5 % de la superficie d'élevage supplémentaire), qui sont moins susceptibles d'avoir une incidence sur la culture sur le fond à partir de leur emplacement éloigné, mais qui semblent interagir davantage avec les exploitations existantes de culture en suspension.

Tableau 9 : Résumé des indices de variation relative (IVR) pour la longueur de la coquille (LC) et le poids sec des tissus (PST) des bivalves cultivés dans le détroit de Baynes à la fin de chaque scénario. Le scénario « Actuel » a été utilisé comme référence pour les calculs de l'IVR.

Huîtres cultivées sur le fond

| Scénario | Indice de variation relative (%) | | | | | | | | | |
|---------------------|----------------------------------|--------|-----------|-------|------|------|--------|--------|------|------|
| | Moy. | | Moy. abs. | | Max. | | Min. | | ET | |
| | LC | PST | LC | PST | LC | PST | LC | PST | LC | PST |
| Actuel – maximum | -4,97 | -14,90 | 4,97 | 14,90 | 0,00 | 0,00 | -8,72 | -39,29 | 1,63 | 7,78 |
| Expansion | -1,16 | -3,96 | 1,16 | 3,96 | 0,00 | 0,00 | -6,07 | -35,54 | 0,96 | 5,12 |
| Expansion – maximum | -6,52 | -19,52 | 6,52 | 19,52 | 0,00 | 0,00 | -13,36 | -48,76 | 2,31 | 9,96 |

Huîtres cultivées en suspension

| Scénario | Indice de variation relative (%) | | | | | | | | | |
|---------------------|----------------------------------|--------|-----------|-------|-------|-------|-------|--------|------|------|
| | Moy. | | Moy. abs. | | Max. | | Min. | | ET | |
| | LC | PST | LC | PST | LC | PST | LC | PST | LC | PST |
| Actuel – maximum | -1,92 | -4,42 | 1,92 | 4,42 | -0,82 | -1,87 | -3,83 | -8,42 | 0,77 | 1,64 |
| Expansion | -2,51 | -5,71 | 2,51 | 5,71 | -0,66 | -1,60 | -5,80 | -13,03 | 1,57 | 3,39 |
| Expansion – maximum | -5,15 | -11,42 | 5,15 | 11,42 | -1,99 | -4,53 | -9,98 | -21,57 | 2,73 | 5,62 |

Palourdes cultivées

| Scénario | Indice de variation relative (%) | | | | | | | | | |
|---------------------|----------------------------------|--------|-----------|-------|------|-------|-------|--------|------|------|
| | Moy. | | Moy. abs. | | Max. | | Min. | | ET | |
| | LC | PST | LC | PST | LC | PST | LC | PST | LC | PST |
| Actuel – maximum | -0,79 | -5,96 | 0,79 | 6,92 | 0,00 | 39,47 | -2,11 | -14,93 | 0,41 | 5,27 |
| Expansion | -0,27 | -3,79 | 0,27 | 4,05 | 0,00 | 36,28 | -1,92 | -28,07 | 0,25 | 3,69 |
| Expansion – maximum | -1,18 | -10,19 | 1,18 | 11,33 | 0,00 | 34,77 | -3,21 | -39,88 | 0,65 | 7,39 |

5. SOMMAIRE

Une approche de modélisation couplée hydrodynamique-biogéochimique spatialement explicite de pointe, appuyée par les plus récentes observations sur le terrain disponibles, a été utilisée pour évaluer l'influence des mollusques cultivés sur l'écosystème pélagique du détroit de Baynes. L'hydrodynamique particulière impliquant le mélange causé par les vents et les marées et la circulation résiduelle estuarienne contribue à un réapprovisionnement régulier des nutriments provenant des eaux profondes et riches du détroit de Georgia voisin, conduisant à des niveaux élevés de productivité primaire pélagique. Combinée à un renouvellement efficace de l'eau, cette productivité primaire confère un potentiel élevé de production secondaire au détroit de Baynes et en particulier la capacité de soutenir une grande production d'élevage de bivalves.

L'évaluation générale fondée sur les résultats du BiCEM en ce qui concerne les changements dans les ressources pélagiques (biomasse et productivité) avec le niveau de développement de l'aquaculture ainsi que les réactions du zooplancton et des bivalves sauvages indiquent une faible influence de l'élevage de bivalves et que cette activité fonctionne actuellement dans les limites de la capacité de charge écologique du détroit de Baynes. Les expansions prévues sont substantielles en matière de couverture d'élevage et de stocks supplémentaires et exploiteraient une plus grande partie des ressources pélagiques du détroit. Toutefois, les résultats actuels n'indiquent pas que la production supplémentaire ne pourrait pas être soutenue, surtout lorsqu'on la compare à des études semblables menées dans des réseaux exploités de façon plus intensive (Filgueira *et al.* 2014a, Guyondet *et al.* 2015).

Il faut faire preuve de prudence dans l'interprétation des résultats du BiCEM, en particulier pour les variables et les paramètres déterminés dans l'analyse de sensibilité présentée à l'annexe C. En particulier, une plus grande incertitude est associée aux résultats liés au zooplancton étant donné leur sensibilité et la rareté des données pour limiter le choix des paramètres connexes. Toutefois, cette variable donne toujours une indication d'une influence limitée de la conchyliculture sur les niveaux trophiques supérieurs dans le détroit de Baynes, ce qui est confirmé par les résultats plus robustes obtenus pour les bivalves cultivés.

Enfin, les résultats sont conditionnés dans une certaine mesure par le cycle annuel particulier étudié, s'étendant de mai 2016 à avril 2017, qui présentait des conditions environnementales inhabituelles et un forçage pendant une partie de la période. La variabilité interannuelle est, toutefois, intrinsèque à tout écosystème côtier et définit la capacité de charge comme une cible mobile. Néanmoins, l'influence très limitée des stocks actuels et les scénarios de forte mise en charge mis à l'essai fournissent des renseignements pertinents pour une approche prudente quant au développement de la conchyliculture dans le détroit de Baynes. Ce développement devrait se faire graduellement et de concert avec une surveillance adéquate de l'environnement (voir le document de travail n° 2 de ce processus du SCAS) et de l'état des mollusques cultivés. Une attention particulière doit être portée aux baies Fanny, Mud et Deep, où se concentre déjà

une grande partie de la production et qui ont été désignées comme étant les plus sensibles à un développement supplémentaire.

Les analyses de longues séries chronologiques et les résultats des modèles de prévision semblent indiquer que les élevages de bivalves dans le détroit de Baynes subiront les effets des changements climatiques. Dans leurs analyses des températures de surface de la mer le long de la côte de la Colombie-Britannique, Amos et ses collaborateurs (2015) ont calculé une tendance de 0,42 °C par décennie dans les observations au phare de l'île Chrome de 1961 à 2012. Masson et Cummins (2007) ont mené une analyse semblable des observations de la température de 1970 à 2005 sur toute la colonne d'eau à un site dans le centre du détroit de Georgia et ont constaté des tendances de réchauffement moyennes établies en fonction de la profondeur et près de la surface de 0,24 °C par décennie et de 0,33 °C par décennie, respectivement. Cependant, les tendances nuisibles possibles de l'acidification des océans et de l'hypoxie sont plus préoccupantes. À cet égard, lanson et ses collaborateurs (2016) ont constaté que, bien que le détroit de Georgia ait une teneur en carbone plus élevée et un pH plus faible que les eaux environnantes dans le Pacifique Nord-Est, un mélange intense dans les chenaux physiquement restreints reliant le détroit de Georgia à la côte extérieure permet une importante absorption d'oxygène, mais une diminution minimale des émissions de CO₂, protégeant ainsi le détroit de Georgia contre l'hypoxie, mais pas contre l'acidification. En fait, des tendances similaires d'acidification ont été signalées pour la partie nord du détroit de Georgia entourant le détroit de Baynes (Evans *et al.* 2019). Enfin, dans un article récent, Khangaonkar et ses collaborateurs (2021) ont combiné leur application du FVCOM pour la mer des Salish au scénario d'émissions élevées RCP8.5 du cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC 2014) pour étudier les répercussions sur l'hypoxie, l'acidification, les algues, le zooplancton et la zostère au cours de la période de 2000 à 2095. Bien que leurs résultats aient indiqué une augmentation considérable de l'exposition à des eaux hypoxiques par jour dans la zone pour les espèces benthiques et pélagiques près du fond dans le sud de la mer des Salish d'ici 2095, leur grille n'a pas été suffisamment perfectionnée dans la région du détroit de Baynes pour capter avec précision les courants de marée relativement forts aux deux entrées. Par conséquent, le modèle n'aurait pas inclus le fort mélange qui, selon lanson et ses collaborateurs (2016) devrait empêcher l'hypoxie. Khangaonkar et ses collaborateurs (2021) ont également constaté que même si les charges de nutriments provenant de sources océaniques et terrestres devaient augmenter et alimenter une productivité primaire plus forte de phytoplancton, il y avait peu d'augmentation de la biomasse des microalgues en raison de la prédation accrue causée par les niveaux plus élevés de la biomasse de microplancton et de mésozooplancton.

Tous les changements prévus décrits ci-dessus peuvent avoir une incidence sur les bivalves du détroit de Baynes. Par exemple, les stades larvaires sont considérés comme les plus sensibles à l'acidification des océans (Waldbusser *et al.* 2015); ainsi, les populations sauvages et l'aquaculture des bivalves s'appuyant sur le recrutement naturel de naissains sont exposées aux répercussions négatives les plus précoces et les plus importantes des changements de pH et de saturation de calcite et d'aragonite. Comme on le prédit pour le zooplancton, le réchauffement des eaux peut entraîner une augmentation de la pression de filtration de la part des bivalves, surtout si l'on considère que les deux espèces les plus abondantes dans le détroit de Baynes (c.-à- d. l a palourde japonaise et l'huître creuse du Pacifique) sont présentes et cultivées dans des climats plus chauds (p. ex., la mer Méditerranée). La croissance potentiellement plus rapide et l'augmentation de la production pourraient toutefois être entravées par une diminution globale de la capacité de charge du détroit, en raison de la pression accrue sur les ressources en phytoplancton. En plus d'une augmentation de la température moyenne de l'eau, les changements climatiques pourraient entraîner des changements temporels dans le cycle saisonnier de la température et les communautés

planctoniques (Mackas *et al.* 2011, 2013, Allen et Wolfe 2013, Filgueira *et al.* 2015). De tels changements peuvent avoir un effet sur la phénologie de différentes espèces ou groupes d'espèces de différentes manières et conduire à une nouvelle adéquation/un nouveau déséquilibre entre l'offre et la demande de ressources pélagiques. Comme pour tout changement d'origine climatique, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre les conséquences ultimes de ces changements sur les écosystèmes côtiers en général et sur leur capacité de charge pour l'aquaculture de bivalves en particulier.

6. REMERCIEMENTS

Ce projet a été appuyé par deux programmes de financement du MPO : 1) l'Initiative de recherche sur les écosystèmes (projet : couplage benthique-pélagique dans le détroit de Georgia; 2008-2010); 2) le Programme de recherche sur la réglementation de l'aquaculture (projet : PRRA-2011-P-21). Nous remercions le Groupe des propriétés de l'eau de l'Institut des sciences de la mer pour l'opération, l'étalonnage et l'entretien du profileur CTP (Mark Belton, Hugh McLean, Steve Romaine, Scott Rose et Kenny Scozzafava), le traitement des données CTP (Germaine Gatien, Di Wan) et l'analyse des nutriments (Mark Belton, Janet Barwell-Clarke). Remi Sonier et André Nadeau (Centre des pêches du golfe du MPO) ont fourni du soutien pour l'analyse de la productivité primaire du phytoplancton. Nous remercions également Clayton Hiles de Cascadia Coast Research et BC Ferries d'avoir fourni les données de mesure de vitesse du courant de leurs profileurs de courant à effet Doppler (ADCP), et Wiley Evans d'avoir communiqué les données chronologiques sur la température et la salinité recueillies à partir d'une bouée Hakai déployée dans la baie Fanny, dans le détroit de Baynes. Le puissant NGCC *Vector* a fourni une plateforme pour les déploiements du profileur CTP grâce à l'appui de son capitaine et de son équipage. En général, les personnes suivantes ont appuyé le travail sur le terrain associé aux expéditions à bord du NGCC *Vector* et à l'échantillonnage d'huîtres à partir de petites embarcations : Shane Petersen, Andrea Sterling, Andrea Byrne, Jennifer O'Neill, Kaitlin Yehle, Kate McGivney, Raphael Roy-Jovain, Steven Pace, Nathan Blasco, Robyn Pearce, Krista Sandberg, Aaron Schuler, Claire O'Brien, Theraesa Coyle et Evan Henderson.

En ce qui a trait aux essais d'affinage d'huîtres à la pointe Denman et dans la baie Metcalfe, nous tenons à remercier Hollie et Greg Wood (Hollie Wood Oysters) ainsi que Gordy McLellan et Rob Marshall (Mac's Oysters Ltd) d'avoir fourni de l'espace sur des radeaux, du soutien en bateau et des conseils sur les pratiques relatives aux mollusques. La marina de Comox et BC Ferries ont fourni une plateforme pour déployer des sondes YSI-EXO2. Stephanie Palmer a mis à notre disposition les valeurs de chlorophylle obtenues par satellite dans notre zone d'intérêt pour la vérification sur le terrain du modèle BiCEM. Mac's Oyster, Rob Marshall, Daphne Munroe et l'unité des données sur les mollusques et crustacés de la Station biologique du Pacifique ont fourni des données sur les populations de bivalves sauvages et cultivées pour la zone intertidale du détroit de Baynes, lorsque c'était possible. Theraesa Coyle a recueilli les données sur les bivalves en zone intertidale en fonction des emplacements géoréférencés. Shani Rousseau a prétraité toutes les données de CTP et des échantillons pour les entrer dans le BiCEM. La DGA (Adrienne Paylor, Shelley Jepps et Chris Marrie) et la Division de la gestion des ressources de l'aquaculture (Melinda Scott, Krista Sandberg, Michelle Charboneau et Chris Grady) ont toutes deux fourni des conseils sur le cadre de référence et des renseignements relatifs aux permis, respectivement.

7. RÉFÉRENCES CITÉES

- Allen, S.E., and Wolfe, M.A. 2013. Hindcast of the timing of the spring phytoplankton bloom in the Strait of Georgia, 1968 – 2010. *Progr. Oceanogr.* 115:6-13.
- Amos, C.L., Martino, S., Sutherland, T.F., and Al Rashidi, T. 2015. Sea Surface Temperature Trends in the Coastal Zone of British Columbia, Canada. *J. Coast. Res.* 31(2):434-446.
- ASC (Aquaculture Stewardship Council). 2019. ASC bivalve standard–version 1.1. March 2019. ASC, Utrecht. The Netherlands, 53 p.
- Bacher, C., Grant, J., Hawkins, A., Fang, J., Zhu, P., and Besnard, M. 2003 Modeling the effect of food depletion on scallop growth in Sungo Bay (China). *Aquat. Living. Resour.* 16:10-24.
- Banas, N.S., and Hickey, B.M. 2005. Mapping exchange and residence time in a model of Willapa Bay, Washington, a branching, macrotidal estuary. *J. Geophys. Res: Oceans.* 110: C11011.
- Bricker, S.B., Getchis, T.L., Chadwick, C.B., Rose, C.M., and Rose, J.M. 2016. Integration of ecosystem-based models into an existing interactive web-based tool for improved aquaculture decision-making. *Aquaculture*, 453:135-146.
- Carswell, B., Cheeseman, S., and Anderson, J. 2006. The use of spatial analysis for environmental assessment of shellfish aquaculture in Baynes Sound, Vancouver Island, British Columbia, Canada. *Aquaculture*, 253 (1–4):408-414.
- Chen, C., Beardsley, R.C., and Cowles, G. 2006. An unstructured grid, finite-volume coastal ocean model (FVCOM) system. *Oceanogr. Spec. Iss. on Advanc. in Computat. Oceanogr.* 19 (1):78-89.
- Clague, J.J. 1976. Sedimentology and Geochemistry of Marine Sediments near Comox, British Columbia. Ottawa, Ontario: Energy, Mines and Resources Canada, Geol. Surv. Can. Pap. 76-21, 21p.
- Comeau, L.A., Drapeau, A., Landry, T., and Davidson, J. 2008. Development of longline mussel farming and the influence of sleeve spacing in Prince Edward Island, Canada. *Aquaculture*, 281: 56–62.
- Cranford, P. J. 2019. Magnitude and extent of water clarification services provided by bivalve suspension feeding. In: *Goods and Services of Marine Bivalves*. Springer, Cham. pp. 119-141.
- Cranford, P.J., Strain, P.M., Dowd, M., Hargrave, B.T., Grant J., and Archambault M.-C. 2007 Influence of mussel aquaculture on nitrogen dynamics in a nutrient enriched coastal embayment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 347:61-78.
- Dabrowski, T., Lyons, K., Curé, M., Berry, A., and Nolan, G. 2013. Numerical modelling of spatio-temporal variability of growth of *Mytilus edulis* (L.) and influence of its cultivation on ecosystem functioning. *J. Sea Res.* 76, 5-21.
- Dame, R. F. 1996 Ecology of Marine Bivalves. An Ecosystem Approach. CRC Press, Boca Raton.
- Dame, R. F., and Prins, T.C. 1998. [Bivalve carrying capacity in coastal ecosystems](#). *Aquat. Ecol.* 31(4):409-421.
- Evans, W., Pocock, K., Hare, A., Weekes, C., Hales, B., Jackson, J., Gurney-Smith, H., Mathis, J.T., Alin, S.R. and Feely, R.A. 2019. Marine CO₂ Patterns in the Northern Salish Sea. *Front. Mar. Sci.* 5: 536.

-
- FAO. 2008. Fisheries Management. 2. The ecosystem approach to fisheries. 2.1 Best practices in ecosystem modelling for informing an ecosystem approach to fisheries. Technical Guidelines for Responsible Fisheries 4. Suppl. 2 Add 1. FAO, Rome. X + 72 p.
- Feist, B.E., and Simenstad, C.A. 2000. Expansion rates and recruitment frequency of exotic smooth cordgrass, *Spartina alterniflora* (Loisel), colonizing unvegetated littoral flats in Willapa Bay, Washington. *Estuaries*, 23:267-274.
- Ferreira, J.G., Hawkins, A.J.S., and Bricker, S.B. 2007. Management of productivity, environmental effects and profitability of shellfish aquaculture – the Farm Aquaculture Resource Management FARM model. *Aquaculture*, 264:160-174.
- Filgueira, R., Comeau, L. A., Landry, T., Grant, J., Guyondet, T., and Mallet, A. 2013a. [Bivalve condition index as an indicator of aquaculture intensity: A meta-analysis](#). *Ecol. Ind.* 25:215-229.
- Filgueira, R., Grant, J., Stuart, R., and Brown, M.S. 2013b. Ecosystem modelling for ecosystem-based management of bivalve aquaculture sites in data-poor environments. *Aquac. Environ. Inter.* 4:117–133.
- Filgueira, R., Guyondet, T., Comeau, L. A., and Grant, J. 2014a. [Physiological indices as indicators of ecosystem status in shellfish aquaculture sites](#). *Ecol. Ind.* 39: 134 - 143
- Filgueira, R., Guyondet, T., Comeau, L. A., and Grant, J. 2014b. [Storm-induced changes in coastal geomorphology control estuarine secondary productivity](#). *Earth's Future*. 21:1-6.
- Filgueira, R., Brown, M. S., Comeau, L. A., and Grant, J. 2015. Predicting the timing of the pediveliger stage of *Mytilus edulis* based on ocean temperature. *J. Mollusc. Stud.* 81(2):269-273.
- Filgueira, R., Comeau, L. A., and Guyondet, T. 2015a. [Modelling carrying capacity of bivalve aquaculture: a review of definitions and methods](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/002. v + 31p.
- Filgueira, R., Guyondet, T., Bacher, C., and Comeau, L.A. 2015b. Informing marine spatial planning (MSP) with numerical modelling: a case-study on shellfish aquaculture in Malpeque Bay (Eastern Canada). *Mar. Pollut. Bull.* 100 (1):200-216.
- Filgueira, R., Guyondet, T., Comeau, L.A., and Sutherland, T.F. 2016a. Dynamic Energy Budget DEB models of bivalve molluscs inhabiting British Columbia coastal waters: Review of existing data and further directions for data collection. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3173: vii + 28 p.
- Filgueira, R., Guyondet, T., Comeau, L.A., and Tremblay, R. 2016b. Bivalve aquaculture-environment interactions in the context of climate change. *Global Change Biol.* 22 (12):3901-3913.
- Foreman, M.G.G., Chandler, P.C., Stucchi, D.J., Garver, K.A., Guo, M., Morrison, J., and Tuele, D. 2015. [The ability of hydrodynamic models to inform decisions on the siting and management of aquaculture facilities in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/005. vii + 49 p.
- Froján, M., Figueiras, F. G., Zúñiga, D., Alonso-Pérez, F., Arbones, B., and Castro, C. G. 2016. Influence of mussel culture on the vertical export of phytoplankton carbon in a coastal upwelling embayment Ría de Vigo, NW Iberia. *Est. Coast.* 395: 1449-1462.
- Fulton, E.A. 2010 Approaches to end-to-end ecosystem models. *J. Mar Syst.* 81:171-18.

-
- Gibbs, M.T. 2007. Sustainability performance indicators for suspended bivalve aquaculture activities. *Ecol. Ind.* 71:94-107.
- Grant, J., and Bacher, C. 2001. A numerical model of flow modification induced by suspended aquaculture in a Chinese bay. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 585, 1003-1011.
- Grant, J., and Filgueira, R. 2011. The application of dynamic modelling carrying capacity in shellfish farming. In: Shumway, S.E. (Ed.) *Shellfish Culture and the Environment*. Wiley-Blackwell, New York, 135 – 154.
- Guyondet, T., Roy, S., Koutitonsky, V. G., Grant, J., and Tita, G. 2010. Integrating multiple spatial scales in the carrying capacity assessment of a coastal ecosystem for bivalve aquaculture. *J. Sea Res.* 643:341-359.
- Guyondet, T., Comeau, L. A., Bacher, C., Grant, J., Rosland, R., Sonier, R., and Filgueira, R. 2015. Climate Change Influences Carrying Capacity in a Coastal Embayment Dedicated to Shellfish Aquaculture. *Est. Coast.* 385:1593-1618.
- Haigh, R., and Taylor, F.J.R. 1990. Distribution of potentially harmful phytoplankton species in the northern Strait of Georgia, British Columbia. Distribution of potentially harmful phytoplankton species in the northern Strait of Georgia, British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47:2339-2350.
- Haigh, R., and Taylor, F.J.R. 1991. Mosaicism of microplankton communities in the northern Strait of Georgia, British Columbia. *Mar. Biol.* 110:301-314.
- Haigh, R., Taylor, F.J.R., and Sutherland, T.F. 1992. Phytoplankton ecology of Sechelt Inlet, a fjord system on the British Columbia coast. I. General features of the nano- and microplankton. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 89:117-134.
- Hay and Company Consultants Inc. 2003. Baynes Sound Carrying Capacity Study Technical Report, MAFF.001, Ministry of Agriculture, Food and Fisheries, Ministry of Sustainable Resource Management and Environment Canada, Environmental Protection, Pacific and Yukon Region, vii + 24 p. (unpublished).
- Heip, C.H.R., Goosen, N.K., Herman, P.M.J., Kromkamp, J., Middelburg, J.J., and Soetaert, K. 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 33:1-149.
- Ianson, D., Allen, S.E., Moore-Maley, B.L., Johannessen, S.C., and Macdonald, R.W. 2016. Vulnerability of a semi-enclosed estuarine sea to ocean acidification in contrast with hypoxia. *Geophys. Res. Lett.* 43:5793-5801. doi:10.1002/2016GL06899
- IPCC. 2014. Climate Change, 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team. Pachauri, R.K., Meyer, L.A. (Eds.)], IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Jiang, W., and Gibbs, M.T. 2005. Predicting the carrying capacity of bivalve shellfish culture using a steady, linear food web model. *Aquaculture*, 244:171-185.
- Jiang, T., Chen F., Yu Z., Lu, L., and Wang, Z. 2016. Size-dependent depletion and community disturbance of phytoplankton under intensive oyster mariculture based on HPLC pigment analysis in Daya bay, South China Sea. *Env. Poll.* 219:804-814.
- Kassem, H., Sutherland, T.F., and Amos, C.L. 2021. Hydrodynamic controls on particle size of resuspended sediment from sandy and muddy substrates in British Columbia, Canada. *J. Coast. Res.* 37(3):691-707.
-

-
- Khangaonkar, T., Nugraha, A., Premathilake, L., Keister, J., and Borde, A. 2021. Projections of algae, eelgrass, and zooplankton ecological interactions in the inner Salish Sea – for future climate, and altered oceanic states. *Ecol. Model.* 441 (C):109420.
- Kluger, L. C., Filgueira, R., and Wolff, M. 2017. Integrating the concept of resilience into an ecosystem approach to bivalve aquaculture management. *Ecosystems*, 207:1364-1382.
- Lazier, J.R.N., 1963. Some Aspects of the Oceanographic Structure in the Jervis Inlet System. University of British Columbia, Vancouver, B.C. MSc. Thesis.
- Mackas, D.L., Thomson, R, and Galbraith, M. 2011. Changes in the zooplankton community of the British Columbia continental margin, 1985-1999. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58:685-702.
- Mackas, D., Galbraith, M., Faust, D., Masson, D., Young, K., Shaw, W., Romaine, S., Trudel, M., Dower, J., Campbell, R., Sastri, A., Bornhold-Pechter, E.A., Pakhomov, E., and El-Sabaawi, R. 2013. Zooplankton time-series from the Strait of Georgia: Results from year-round sampling at deep water locations, 1990-2010. *Progr. Oceanogr.* 115:129-159.
- Maicu, F., De Pascalis, F., Ferrarin, C., and Umgiesser, G. 2018. Hydrodynamics of the Po River-Delta-Sea system. *J. Geophys. Res. Oceans.* 123:6349-6372.
- Marinov, D., Galbiati, L., Giordani, G., Viaroli, P., Norro, A., Bencivelli, S., and Zaldívar, J.M. 2007. [An integrated modelling approach for the management of clam farming in coastal lagoons](#). *Aquaculture*, 269:306-320.
- Masson, D., and Cummins, P.F. 2007. Temperature trends and interannual variability in the Strait of Georgia, British Columbia, *Cont. Shelf Res.* 27:634-649.
- Morris, S. Leaney, A.J. Bell, A.J., and Thompson, J.M. 1979. The Courtney River estuary, status of environmental knowledge to 1978: Report of the Estuary Working Group. Fisheries and Environment Canada, Special Estuary Series 8. 355p.
- MPO. 2015. [Capacité de charge pour la conchyliculture par référence à la mytiliculture dans la baie Malpeque, à l'île-du-Prince-Édouard](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2015/003.
- MPO. 2019. [Production d'aquaculture en quantité et en valeur](#).
- Newell, R.I. 2004. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: a review. *J. Shellfish Res.* 231, 51-62.
- Olson, E.M., Allen, S.E., Do, V., Dunphy, M., and Ianson, D. 2020. Assessment of nutrient supply by a tidal jet in the Northern Strait of Georgia based on a biogeochemical model. *J. Geophys. Res. Oceans.* 125. e2019JC015766.
- Panda, U.S., Mohanty, P. K., and Samal, R. N. 2013. [Impact of tidal inlet and its geomorphological changes on lagoon environment: A numerical model study](#). *Est. Coast. Shelf. Sci.* 116, 29–40.
- Pete, R., Guyondet, T., Bec, B., Derolez, V., Cesmat, L., Lagarde, F., Pouvreau, S., Fiandrino, A., and Richard, M. 2020. A box-model of carrying capacity of the Thau lagoon in the context of ecological status regulations and sustainable shellfish cultures. *Ecol. Model.* 426 (C):109049.
- Petersen, J. K., Holmer, M., Termansen, M., and Hasler, B. 2019. Nutrient Extraction Through Bivalves. Smaal, S., Ferreira J., Grant J., Petersen J., Strand, O. (Eds). In: *Goods and Services of Marine Bivalves*. Springer, Cham. pp. 179-208.
-

-
- Pritchard, D.W. 1967. What is an estuary: Physical viewpoint. Lauff, G.H. (Ed), In: Estuaries. Washington, D.C.:American Association for the Advancement of Science, AAAS Publication 83, pp. 3-5.
- Riddell, A., and Bryden, G. 1996. Courtenay River Water Allocation Plan. Nanaimo, British Columbia: BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Regional Water Management, Vancouver Island Region, 80p.
- Roselli, L., Cañedo-Argüelles, M., Costa-Goela, P., Cristina, S., Rieradevall, M., D'Adamo, R., and Newton, A. 2013. [Do physiography and hydrology determine the physico-chemical properties and trophic status of coastal lagoons? A comparative approach](#). Est. Coast. Shelf. Sci. 117: 29-36.
- SAPEA, Science Advice for Policy by European Academies. 2017. How can more food and biomass be obtained from the oceans in a way that does not deprive future generations of their benefits? Evidence Review Report No. 1. SAPEA, Berlin. ISBN 978-3-9819415-1-7.
- Smaal, A. C. 1991 The ecology and cultivation of mussels: new advances. Aquaculture, 94: 245-261.
- Smyth, A. R., Murphy, A. E., Anderson, I. C., and Song, B. 2018. Differential effects of bivalves on sediment nitrogen cycling in a shallow coastal bay. Est. Coast. 414: 1147-1163.
- Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Brugère, C., Angel, D., Bailey, C., Black, K., Edwards, P., Costa-Pierce, B., Chopin, T., Deudero, S., Freeman, S., Hambrey, J., Hishamunda, N., Knowler, D., Silvert, W., Marba, N., Mathe, S., Norambuena, R., Simard, F., Tett, P., Troell, M. and Wainberg, A. 2008. Applying an ecosystem-based approach to aquaculture: principles, scales and some management measures, In: Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Hishamunda, N. Eds., Building an ecosystem approach to aquaculture. In: Building an ecosystem approach to aquaculture. FAO/Universitat de les Illes Balears Expert Workshop. 7–11 May 2007, Palma de Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings. No.14. Rome, FAO. pp 15-35.
- Sutherland, T.F., and Amos, C.L. 2020. An *in situ* assessment of seabed stability in Baynes Sound, British Columbia, Canada. J. Coast. Res. 36 (3):472-486.
- Sutherland, T.F., Garcia-Hoyos, L.M., Poon, P., Krassovski, M.V., Foreman, M.G.G., Martin, A.J., and Amos, C.L. 2018. Seabed attributes and meiofaunal abundance associated with a hydrodynamic gradient in Baynes Sound, British Columbia, Canada. J. Coast. Res. 34 (5):1021-1034.
- Tamayo, D., Ibarrola, I., Urrutia, M.B., and Navarro, E. 2011. [The physiological basis for inter-individual growth variability in the spat of clams *Ruditapes philippinarum*](#). Aquaculture, 321 (1/2):113-120.
- Taylor, F.J.R., Haigh, R., and Sutherland, T.F. 1994. Phytoplankton ecology of Sechelt Inlet, a fjord system on the British Columbia coast. II Potentially harmful species. Mar. Ecol. Progr. Ser. 103:151-164.
- Therriault, J.-C., Legendre, L., and Demers, S. 1990. [Oceanography and Ecology of Phytoplankton in the St. Lawrence Estuary. In: Oceanography of a Large-Scale Estuarine System](#). 39 (Issue June 1992):269-295.
- Timmermann, K., Maar, M., Bolding, K., Larsen, J., Nielsen, P., and Petersen, J. K. 2019. Mussel production as a nutrient mitigation tool for improving marine water quality. Aquacult. Env.. Interact. 11:191-204.

-
- Waldbusser, G.G., Hales, B., Langdon, C.J., Haley, B.A., Schrader, P., Brunner, E.L., Gray, M.W., Miller, C.A., and Gimenez, I. 2015. Saturation-state sensitivity of marine bivalve larvae to ocean acidification. *Nat. Climate Change*. 5 (3):273-280.
- Waldie, R.J. 1951. Winter Oceanography of Baynes Sound and the Lazo Bight. *Fish. Res. Brd. of Can. Manuscript Reports of the Biological Stations*. No.441, 27p.
- Wang, B., Cao, L., Micheli, F., Naylor, R.L., and Fringer, O.B. 2018. [The effects of intensive aquaculture on nutrient residence time and transport in a coastal embayment](#). *Environ. Fluid. Mech.* 18:1321-1349.
- Weitzman, J., and Filgueira, R. 2020. The evolution and application of carrying capacity in aquaculture: towards a research agenda. *Rev. Aquacult.* 123:1297-1322.
- Weitzman, J., Steeves, L., Bradford, J., and Filgueira, R. 2019. Far-field and near-field effects of marine aquaculture. *World Seas: An Env. Eval.* 197-220.
- Wheat, E., and Ruesink, J.L. 2013. [Commercially-cultured oysters \(*Crassostrea gigas*\) exert top-down control on intertidal pelagic resources in Willapa Bay, Washington, USA](#). *J. Sea Res.* 81:33–39.
- Winter, D. F., Banse, K., and Anderson, G.C. 1975. The dynamics of phytoplankton blooms in Puget Sound a fjord in the northwestern United States. *Mar. Biol.* 292:139-176.
- Zhang, J., Hansen, P.K., Fang, J., Wang, W., and Jiang, Z. 2009. [Assessment of the local environmental impact of intensive marine shellfish and seaweed farming—application of the MOM system in the Sunqo Bay, China](#). *Aquaculture*, 287:304=310.

8. ANNEXE A : ÉVALUATION DE LA COMPOSANTE HYDRODYNAMIQUE, LE MODÈLE DES VOLUMES FINIS D'OCÉANOLOGIE CÔTIÈRE (FVCOM)

8.1. OBJECTIF N° 1 DU CADRE DE RÉFÉRENCE

Évaluer la précision de la composante hydrodynamique (FVCOM) et discuter de l'applicabilité biologique de la composante biogéochimique (BiCEM) dans le modèle couplé pour le détroit de Baynes.

- a. Comparer les propriétés de l'eau modélisées et observées.
- b. Déterminer les incertitudes et les conséquences liées à la disponibilité des données et aux paramétrages de la modélisation à l'aide d'analyses de sensibilité pour l'application du modèle couplé FVCOM-BiCEM dans la région du Pacifique.

8.2. INTRODUCTION

8.2.1. Aperçu du FVCOM et représentativité de la période de simulation

Les modèles hydrodynamiques sont devenus un outil standard pour mieux comprendre les conditions océanographiques physiques qui touchent les sites d'aquaculture et les répercussions potentielles de ces sites sur le milieu environnant. Foreman et ses collaborateurs (2015) ont fait une recension des écrits sur de nombreux modèles de ce genre et présenté un argumentaire en faveur de l'utilisation du FVCOM, élaboré par Chen et ses collaborateurs (2003, 2004, 2006a, b), dans les régions de l'archipel Broughton et des îles Discovery en Colombie-Britannique. Essentiellement, tous les modèles hydrodynamiques résolvent les équations primitives tridimensionnelles (3D) de la vitesse et de l'élévation de la surface, conjointement aux équations de transport/diffusion en 3D de la salinité et de la température en présence d'un mélange turbulent. Cela se fait au moyen d'un réseau en grille qui couvre la région géographique d'intérêt et dont les limites terrestres se rapprochent le plus possible des traits de côte. Dans le cas du FVCOM, la grille horizontale est composée de triangles de taille et d'orientation variables qui offrent plus de souplesse pour adapter les traits de côte compliqués et les caractéristiques bathymétriques que les approches à différence finie comme le NEMO (Nucleus for European Modelling of the Ocean, Madec 2015) et le FG8 (Stronach *et al.* 1993), qui utilisent habituellement des rectangles de taille et d'orientation uniformes. À la verticale, la grille est généralement une extension sous forme de colonne des triangles (ou rectangles) horizontaux qui permet des couches (ou niveaux) de différentes épaisseurs qui peuvent, par exemple, donner une meilleure approximation de la dynamique complexe près de la surface et du fond. Les équations différentielles partielles gouvernantes sont généralement approximatives, soit i) par remplacement des dérivés partiels par des différences finies (c.-à-d. des méthodes des différences finies), soit ii) en supposant des formes fonctionnelles simples pour les variables d'intérêt (c.-à-d. des méthodes des éléments finis ou des volumes finis), puis en résolvant une série d'équations qui fournissent de nouvelles valeurs pour toutes les variables à intervalles de temps discret à mesure qu'on avance dans une période prescrite. Voir la publication de Foreman et ses collaborateurs (2015) pour plus de détails.

Il convient de noter que la modélisation décrite ici n'est pas la première à avoir été utilisée pour étudier la capacité de charge du détroit de Baynes (figure A1). À partir des résultats d'études approfondies menées sur le terrain en 2002, la société Hay and Company Consultants (2003; ci-après « HCC03 ») a mis au point et validé une combinaison différente de modèles biogéochimiques et de circulation océanique à cette fin. Cette société a conclu que la population de bivalves cultivés fonctionne à un niveau bien inférieur à la capacité de charge maximale pour les bivalves du détroit de Baynes (HCC03), mais les tonnages locaux de

production d'huîtres et de palourdes ont augmenté respectivement par des facteurs de 2,6 et de 1,5 de 2001 (HCC03) à 2015 (MPO 2019). Il est donc opportun de revoir la question de la capacité de charge afin de mettre à jour les pratiques actuelles de l'industrie et d'envisager les changements éventuels des conditions environnementales liées aux changements climatiques. Il convient de noter que la société Hay and Company Consultants (2001) a également appliqué ses modèles de capacité de charge pour évaluer la capacité de production d'huîtres au havre Gorge, en Colombie-Britannique, en collaboration avec Richardson et Newell (2002) et Barnes (2007).

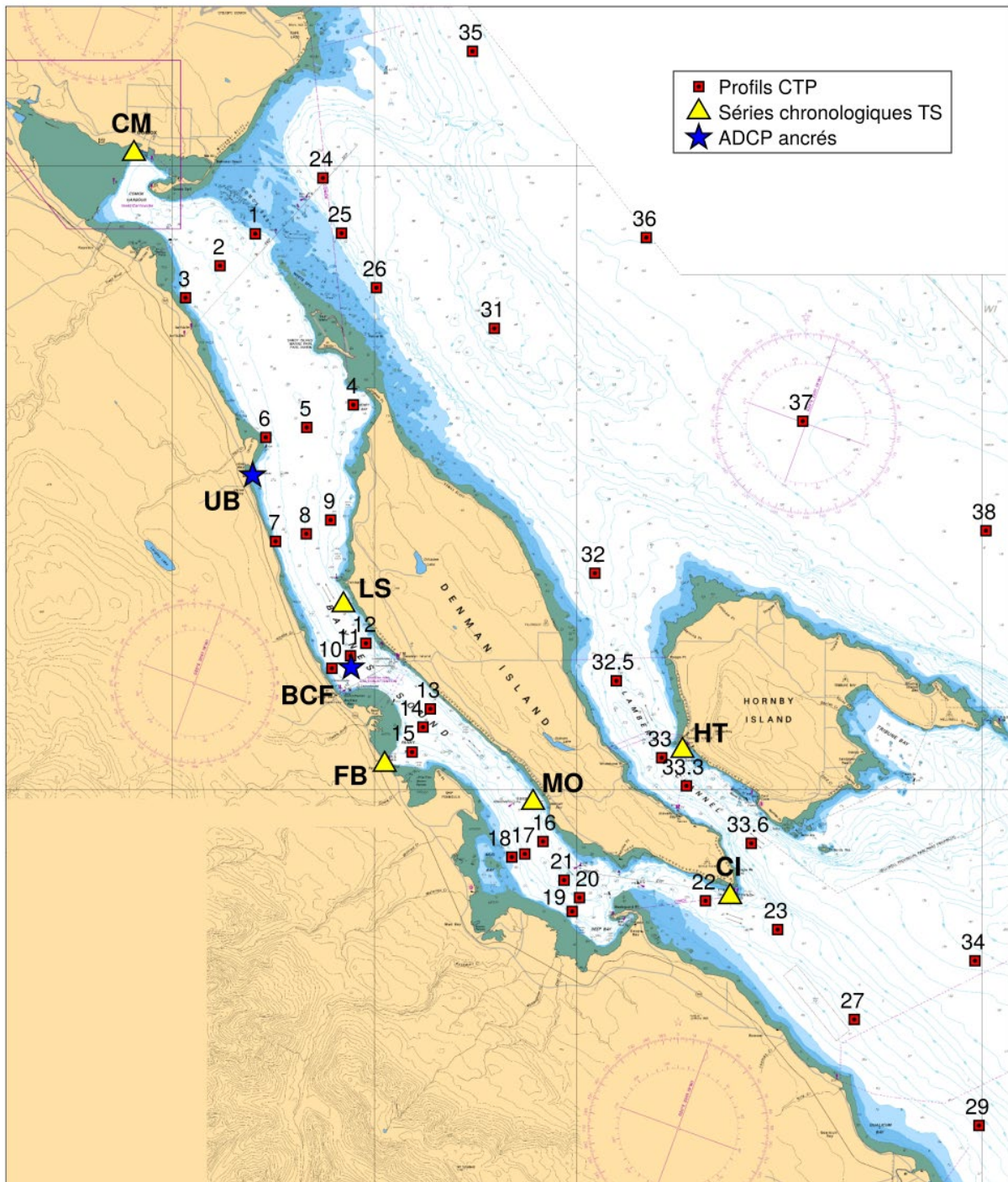


Figure A1 : Carte régionale du détroit de Baynes montrant les stations CTP et l'emplacement des amarres des profileurs de courant à effet Doppler (BU; baie Union; BCF : BC Ferries) et les séries chronologiques d'observations de la température et de la salinité (HC : havre Comox; LS : Lucky Seven; BF : baie Fanny; MO : Mac's Oysters; IC : île Chrome; TH : terminal de Hornby). La carte de base montrant les contours bathymétriques (bleu) et les vasières (vert) a été modifiée à partir de la carte marine n° 3527 du Service hydrographique du Canada.

8.3. MÉTHODES

Le FVCOM, qui compte une importante communauté d'utilisateurs au Canada, a été appliqué non seulement aux problèmes généraux de circulation océanique et lacustre, mais aussi plus particulièrement à la compréhension de la dispersion autour des exploitations salmonicoles en Colombie-Britannique, au Nouveau-Brunswick (Page *et al.* 2014) et à Terre-Neuve (Ratsimandresy *et al.* 2020). C'est pour cette raison, et pour la flexibilité conférée par sa grille triangulaire qui permet une meilleure adaptation aux rivages, que le FVCOM a été choisi pour simuler l'hydrodynamique du détroit de Baynes. Toutefois, contrairement aux applications antérieures à des fjords et inlets généralement à flancs escarpés en Colombie-Britannique, une capacité relative au mouillage et à l'assèchement a été incluse pour mieux saisir les effets des vastes vasières dans la région. L'exactitude de cette fonctionnalité a été confirmée dans les applications au Nouveau-Brunswick, où la grande amplitude des marées de la baie de Fundy joue un rôle important dans l'hydrodynamique locale (Wu *et al.* 2014).

À l'horizontale, la grille du détroit de Baynes se compose de triangles de tailles irrégulières qui couvrent la moitié nord du détroit de Georgia (les longueurs latérales varient d'environ quatre kilomètres dans le centre à 40 m dans le détroit de Baynes [figures A2a et A2b]), tandis qu'à la verticale, il y a 20 couches dont l'espacement est inégal (figure A2c). Comme le montre la figure A2c, l'épaisseur de la couche, exprimée en fraction de la profondeur totale, a été choisie pour être beaucoup plus petite près de la surface afin de mieux traduire la lentille d'eau douce et la transmission de l'énergie éolienne et du flux de chaleur vers les couches supérieures de l'océan. L'épaisseur relative augmente ensuite le long de la colonne d'eau de sorte que la couche de fond couvre environ 8 % de la profondeur totale. Comme les graphiques subséquents de température et de salinité montrent qu'il y a peu de variation dans les parties inférieures de la colonne d'eau, cette résolution plus grossière est suffisante.

Le modèle de bathymétrie a été produit à partir de relevés acoustiques à faisceau unique du Service hydrographique du Canada, y compris des levés à faisceaux multiples, le cas échéant. Toutefois, afin de réduire l'« incohérence hydrostatique » et les faux courants (Haney 1991) qui peuvent résulter des couches verticales suivant le relief (comme c'est le cas ici) et des pentes abruptes, toutes les profondeurs ont été lissées au moyen d'une technique de préservation du volume qui limite le ratio $\Delta h/h$ dans chaque triangle, où Δh est la différence entre la profondeur maximale et la profondeur minimale et h est la profondeur moyenne. Ce lissage suit celui de Hannah et Wright (1995) et est semblable aux critères recommandés par Mellor et ses collaborateurs (1994).

Le modèle est forcé avec i) les cinq constituants des marées, soit M_2 , S_2 , N_2 , K_1 et O_1 représentant environ 76 % de la hauteur totale des marées à Comox, ii) le débit d'eau douce de quatre rivières se jetant dans le détroit de Baynes, et iii) les vents et le flux de chaleur du modèle atmosphérique du Système à haute résolution de prévision déterministe ([SHRPD](#)) d'Environnement et Changement climatique Canada avec une résolution horizontale de 2,5 km. Des champs tridimensionnels de température et de salinité interpolés à partir d'observations CTP dans la région ont été utilisés pour initialiser le modèle et préciser les températures et les salinités le long des limites nord et sud du modèle pendant les simulations.

Même si le fait d'inclure les trois plus grands constituants des marées suivants augmentait le pourcentage de la plage de hauteur des marées expliqué à 87 %, il est peu probable que cette énergie marémotrice supplémentaire fasse une grande différence par rapport aux résultats subséquents du BiCEM. Comme on le verra, la puissance du courant de marée mesurée lors des deux déploiements de profileurs de courant à effet Doppler (ADCP) dans le centre du détroit de Baynes ne représentait qu'un pourcentage relativement faible du total. La plus grande

partie de la puissance provenait des bandes de fréquences infratidales et était attribuable aux variations d'une combinaison de vents, de débits de rivière et d'apports du détroit de Georgia.

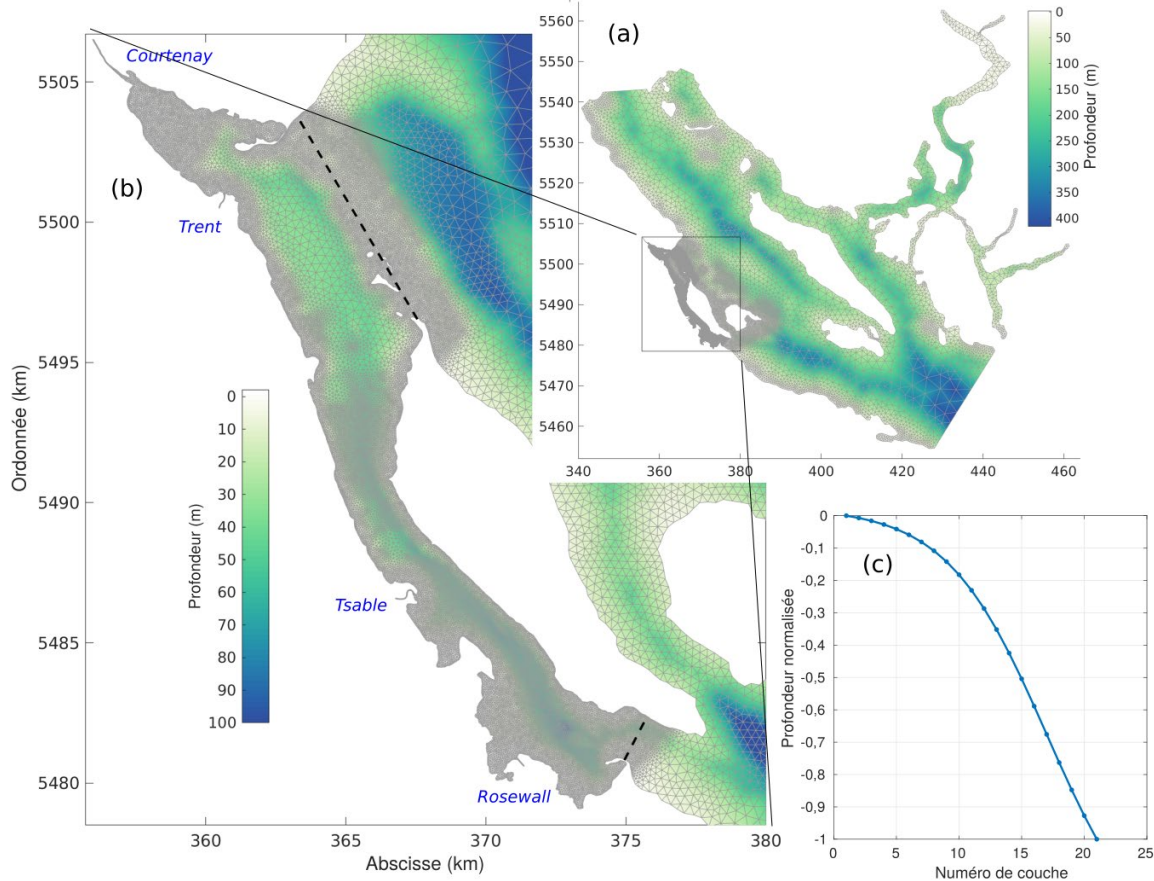


Figure A2 : Quadrillage triangulaire et bathymétrie pour le modèle de circulation. a) Ensemble du domaine du modèle, b) vue rapprochée de la zone du détroit de Baynes avec les rivières Courtenay, Trent, Tstable et Rosewall incluses dans le modèle, et c) limites des couches verticales du modèle. L'illustration a) comprend les emplacements des marégraphes utilisés plus tard pour évaluer le modèle : 1. Comox, 2. rivière Little, 3. île Hornby, 4. Irvines Landing et 5. baie Saltery. Les lignes en pointillés dans l'illustration b) représentent les lignes de transect sur lesquelles les flux de volume sont calculés ultérieurement.

Le FVCOM est lié au Generalized Ocean Turbulence Model (modèle généralisé de turbulence océanique; Burchard *et al.* 1999, Umlauf et Burchard 2003) qui offre plusieurs choix de schéma de mélange vertical. Les résultats présentés ici ont été obtenus avec le schéma Mellor-Yamada 2.5 (MY2.5; Mellor et Yamada 1982) et un nombre de Prandtl vertical de 1 (c.-à-d. que le même coefficient de mélange vertical a été utilisé pour les équations de vitesse et de température/salinité). Bien que les applications du FVCOM dans d'autres régions de la Colombie-Britannique utilisent habituellement le mélange turbulent $k-\epsilon$, les comparaisons avec les résultats du MY2.5 dans les îles Discovery (Foreman *et al.* 2012) ont démontré que ce choix particulier avait peu d'incidence sur les profils verticaux de vitesse. La diffusion horizontale est paramétrée avec une méthode Smagorinsky (1963) dont la formulation est décrite dans la publication de Chen et ses collaborateurs (2008). On a mis à l'essai plusieurs valeurs de coefficient avant de faire un compromis sur la valeur de $0,02 \text{ m}^2/\text{s}$ pour les équations de transport et de diffusion de la salinité et de la température et de $0,2 \text{ m}^2/\text{s}$ pour les équations de la quantité de mouvement. En ce qui concerne les paramètres du FVCOM, cela signifie que le

nombre de Prandtl horizontal était de 0,1. Ces valeurs ont fourni des champs de vitesse raisonnablement lisses et ont tenté de minimiser la contribution potentielle du mélange horizontal au mélange vertical dans les régions à pentes abruptes. Dans le FVCOM, la diffusion horizontale « se produit seulement parallèlement » aux couches verticales, et cette simplification peut entraîner des modèles de thermoclines et d'haloclines trop diffusifs lorsque ces couches ont des pentes importantes (Chen *et al.* 2006b).

Les variables physiques de la colonne d'eau, nécessaires pour appuyer à la fois le FVCOM et le BiCEM, ont été recueillies à une fréquence et à une résolution spatiales variables dans le détroit de Baynes, selon les exigences de modélisation et les ressources disponibles. Les profils verticaux de la température, de la salinité et de l'oxygène ont été recueillis à l'aide d'un Seabird-911, profileur de CTP, équipé d'une rosette de 24 bouteilles Niskin. La plupart des relevés par profileur de CTP ont été réalisés au printemps et à l'été entre 2009 et 2019 dans le détroit de Baynes et le nord du détroit de Georgia (zone limite) dans le cadre de l'Initiative de recherche sur les écosystèmes, du Programme de recherche sur la réglementation de l'aquaculture et de la demande d'avis de la DGA.

En général, les stations de l'axe central (2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22 et 23) ont fait l'objet d'un relevé annuel, sauf en 2010, 2015 et juin 2017 (série sur les marées de trois stations; tableau A1). Le nombre de stations d'échantillonnage a augmenté au cours de cette période d'échantillonnage, passant de 23 (à l'intérieur du détroit de Baynes) à 40 afin d'accroître la couverture spatiale dans la zone limite pour la période de modélisation (2016-2017). Des séries de données horaires sur les marées des profils CTP verticaux (Seabird-911 équipé d'une rosette) à trois stations fixes dans le détroit de Baynes (ST2-nord, ST17-sud, ST23-extérieur) ont été recueillies en avril et juin 2017. D'autres données CTP, disponibles dans le cadre des programmes de surveillance locaux du MPO, ont permis une couverture spatiale et temporelle accrue dans l'ensemble du domaine de modélisation. Cette longue série chronologique de données CTP traite de la variation écosystémique par rapport aux objectifs 1a et 1b indiqués dans le cadre de référence, qui consistent à examiner la disponibilité des données et l'analyse de sensibilité du FVCOM et du BiCEM (annexe C).

Tableau A1 : Stations d'échantillonnage CTP pour la collecte de profils verticaux de température, de salinité et d'oxygène dissous.

| Année | Mois | Stations de l'axe central | Stations supplémentaires |
|--------------|-------------|----------------------------------|---|
| 2009 | Avril | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | 1, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 12, 13, 15, 16, 18, 19, 21 |
| 2011 | Avril | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | 24, 25, 26 |
| 2011 | Août | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | 1, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 12, 13, 15, 16, 18, 19, 21 |
| 2012 | Juill. | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | 1,3 4,6 7,9 13,15 16,18 19,21 30,31 32 |
| 2013 | Avril | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | 31, 32, 33, 34 |
| 2014 | Avril | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | 1, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 12, 13, 15, 16, 18, 19, 21, 27, 28, 30, 31, 32-40 |
| 2014 | Juin | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | 1, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 12, 13, 15, 16, 18, 19, 21, 27, 28, 30, 31, 32-40 |
| 2016 | Avril | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | 1, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 12, 13, 15, 16, 18, 19, 21, 27, 28, 30, 31, 32-40 |
| 2016 | Juin | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | 1, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 12, 13, 15, 16, 18, 19, 21, 27, 28, 30, 31, 32-40 |

| Année | Mois | Stations de l'axe central | Stations supplémentaires |
|-------|-------|----------------------------------|---|
| 2017 | Avril | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | 2, 17, 23 (séries sur les marées), 32,5, 33, 33,3, 33,6 |
| 2017 | Juin | 2, 17, 23 (série sur les marées) | - |
| 2018 | Avril | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | - |
| 2018 | Juin | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | - |
| 2019 | Avril | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | - |
| 2019 | Juin | 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22, 23 | - |

En plus des profils CTP verticaux, des sondes CTP YSI-EXO2 portatives ont été déployées à cinq endroits (havre Comox, pointe Denman, baie Fanny, baie Metcalfe et chenal Lambert) à une profondeur de cinq mètres pour fournir des données chronologiques sur la température, la salinité et l'oxygène dissous entre juin et décembre 2016 (figure A1). Les sondes à la pointe Denman et dans la baie Metcalfe ont été fixées sur des radeaux de culture d'huîtres afin de consigner les données environnementales pendant des essais *in situ* d'affinage d'huîtres. Un ensemble de données CTP chronologiques de 2017 a été obtenu auprès de l'Institut Hakai responsable d'une amarre dans la baie Fanny, dans le détroit de Baynes.

Le FVCOM a été couplé au BiCEM pour fournir l'aspect biogéochimique nécessaire à l'évaluation de la capacité de charge du détroit de Baynes pour les bivalves. La procédure pour une simulation couplée FVCOM-BiCEM consistait d'abord à exécuter le FVCOM et à enregistrer les valeurs de température, de salinité, de vitesse et de mélange à des intervalles réguliers de vingt minutes tout au long de la période de simulation, puis à utiliser ces valeurs comme données d'entrée pour le BiCEM. Bien que les deux modèles puissent être exécutés simultanément, il est plus efficace sur le plan informatique d'étalonner d'abord le modèle de circulation afin que le modèle biologique puisse être exécuté et réglé séparément. Cette procédure est possible parce qu'il n'y a pas de rétroaction de l'une ou l'autre des variables du BiCEM par rapport à celles du modèle de circulation, qui est habituellement plus exigeant sur le plan informatique et qui nécessite de nombreuses exécutions pour être étalonné correctement.

8.4. TEMPÉRATURES ET SALINITÉS EN 2016-2017 DANS LE CONTEXTE D'AUTRES ANNÉES

Notre simulation couplée FVCOM-BiCEM a couvert le cycle annuel complet de mai 2016 à avril 2017. Bien qu'elle ne soit pas optimale pour ce qui est d'« évaluer la précision de la composante hydrodynamique FVCOM » (objectif 1 du cadre de référence), cette période a été choisie parce qu'elle fournissait le plus grand ensemble de données biologiques pouvant être utilisé pour initialiser et évaluer le BiCEM. Bien entendu, ce choix (ou tout autre choix) soulève la question de savoir dans quelle mesure cette période particulière est représentative dans le contexte des flux physiques et biogéochimiques. D'un point de vue physique, la figure A3 tente, du moins en partie, de régler ce problème en superposant les salinités et les températures de surface de la mer observées au phare de l'île Chrome (figure A1) de mai 2016 à avril 2017 sur les courbes de la moyenne, et de la moyenne plus/moins un écart-type, calculées sur sa période d'observation complète de 1961 à 2019 (les valeurs de la simulation de modèle sont également indiquées et seront examinées plus loin). Bien qu'il ne se situe pas systématiquement dans les limites d'un écart-type de la moyenne à long terme, le temps cumulé lorsque la courbe de salinité observée en 2016-2017 se trouve à l'extérieur de cette bande est considérablement moindre que lorsqu'elle se trouve à l'intérieur, avec une chute significative de 29 à 25 PSU au début de novembre à noter. Les températures de 2016-2017 se situent également généralement dans les limites d'un écart-type de la moyenne à long terme,

bien que la chute marquée de 20,3 °C le 18 août à 11,8 °C le 6 septembre soit également à noter.

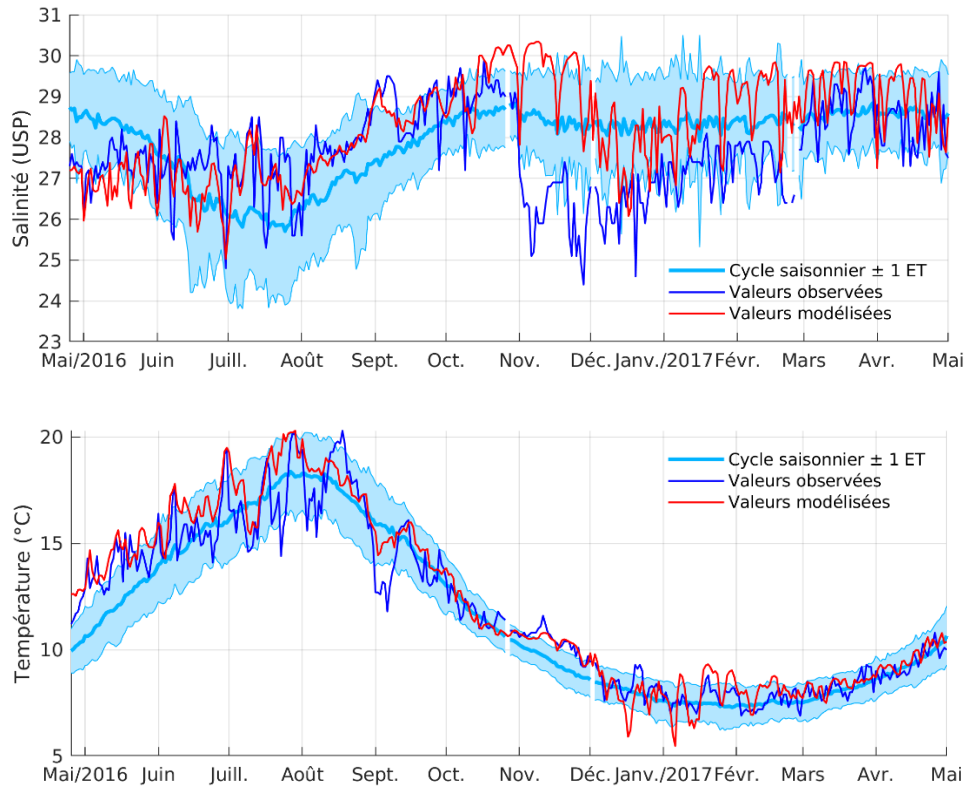


Figure A3 : Salinités (en haut) et températures (en bas) de surface de la mer à l'île Chrome observées et modélisées pour la période de mai 2016 à avril 2017 superposées au cycle saisonnier moyen plus/moins un écart-type.

La figure A4 présente une autre perspective de la représentativité de notre période de simulation en montrant la moyenne, la moyenne plus un écart-type, la moyenne moins un écart-type et les débits du fleuve Fraser de 2016-2017 à Hope. Les trois premières valeurs ont été calculées entre 1912 et 2019. Les débits peuvent être considérés comme un indicateur du volume d'eau à faible salinité dans le sud du détroit de Georgia qui pourrait entrer dans le détroit de Baynes, principalement par l'entrée sud. Les valeurs de 2016-2017 sont généralement considérées comme beaucoup plus élevées que la moyenne avant la mi-mai, inférieures à la moyenne de juin à août, considérablement plus élevées que la moyenne en novembre, et généralement dans les limites d'un écart-type pour le reste de la période de simulation. Le fait que les débits de mars et d'avril 2016 dépassent un écart-type de la moyenne suggère plus d'eau douce et une salinité inférieure à la normale dans le détroit de Georgia au début de notre simulation.

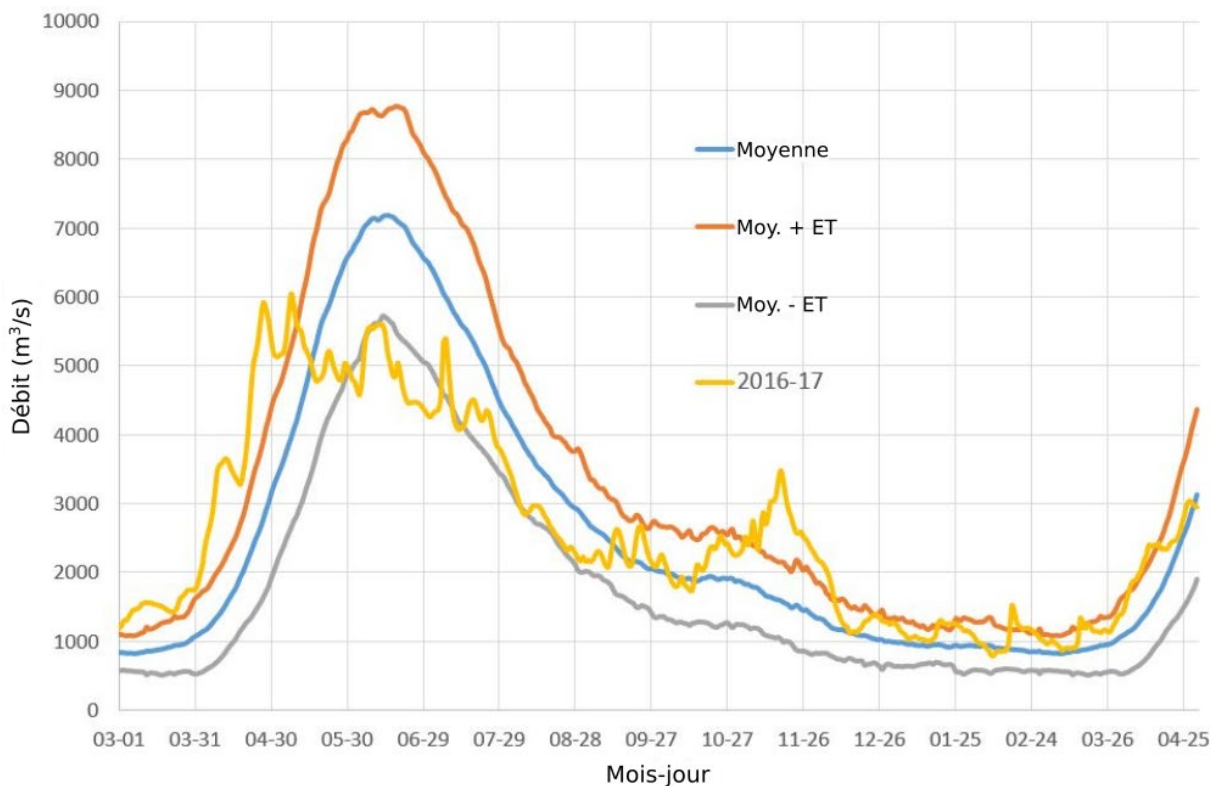


Figure A4 : Moyenne, moyenne plus un écart-type, moyenne moins un écart-type et débits du fleuve Fraser à Hope du 1^{er} mars 2016 au 30 avril 2017.

Toutefois, comme le fleuve Fraser a un très grand bassin hydrographique, son débit reflète à la fois des influences distantes et locales. La rivière Puntledge, qui se joint à la rivière Tsolum pour devenir la rivière Courtenay juste en amont de l'endroit où elle se déverse dans le nord du détroit de Baynes, est un meilleur indicateur des influences locales en eau douce. Sa série chronologique s'étend de 1914 à 2019 et, dans ce cas, les valeurs de 2016-2017 (figure A5) montrent des débits moyens ou considérablement plus importants que la normale avant le début de la simulation de modèle (ce qui est cohérent avec les données sur le fleuve Fraser), un débit inférieur à la normale entre mai et septembre, suivi de cinq tempêtes en octobre et en novembre qui, dans les trois cas du milieu, ont entraîné des débits bien au-dessus de la normale. Comme les débits de la rivière Englishman (non illustrés), assez près de l'entrée sud du détroit de Baynes, mais toujours dans le domaine du modèle, affichent des sommets semblables en mars 2016 et d'octobre 2016 à février 2017, nous pouvons conclure que le profil des eaux de ruissellement était semblable tout le long de la côte est de l'île de Vancouver. Le débit de la rivière Puntledge était inférieur à la moyenne en décembre/janvier, mais près de la normale de février à avril, à l'exception d'une petite tempête à la fin de février. Cependant, comme nous le verrons plus loin, on ne s'attend pas à ce que ces débits et la salinité inférieure à la normale qui en résulte aient un effet important sur les calculs biologiques dans le BiCEM; ils pourraient avoir une incidence sur la productivité de l'écosystème du détroit de Baynes grâce à de nouveaux apports de nutriments.

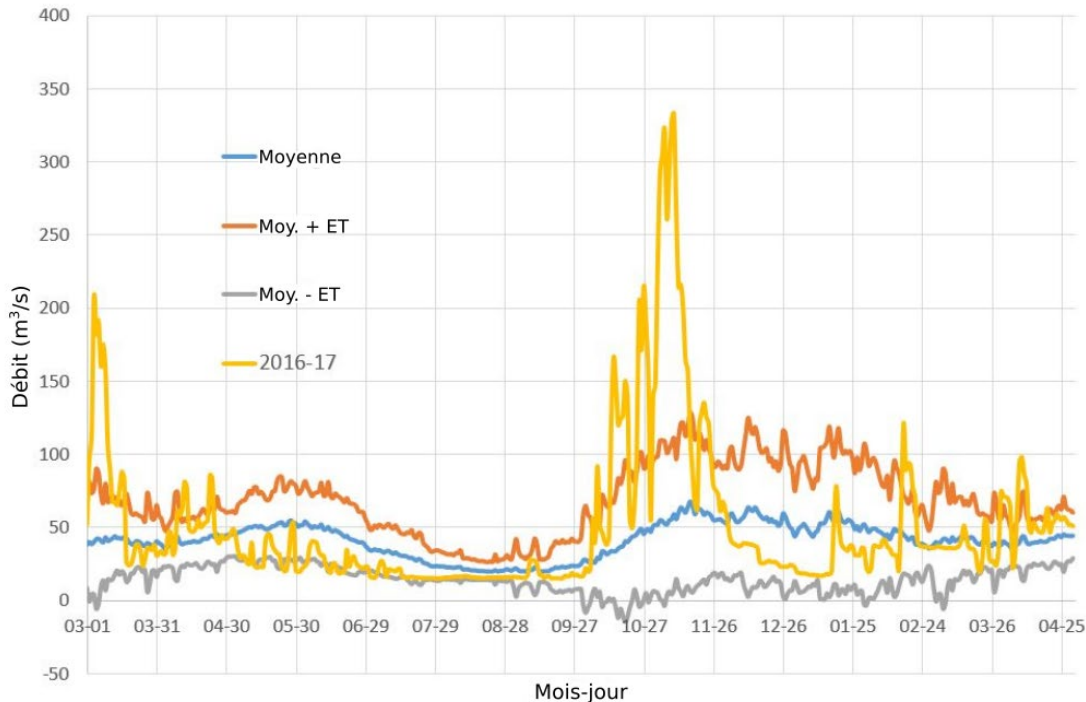


Figure A5 : Moyenne, moyenne plus un écart-type, moyenne moins un écart-type et débits de la rivière Puntledge en 2016-2017 légèrement en amont de sa confluence avec la rivière Tsolum, juste au nord de la rivière Courtenay.

Des mesures de la température, de la salinité et de l'oxygène ont été prises sur toute la colonne d'eau à une quarantaine de stations dans la région du détroit de Baynes depuis 2009 (la figure A1 montre certaines stations). Les figures A6 et 7 montrent les profils de température et de salinité pour les mois d'avril et de juin, les mois où les visites sont les plus fréquentes, aux stations 2 et 17 du détroit de Baynes (figure A1), qui sont respectivement situées aux extrémités nord et sud du détroit et représentent deux masses d'eau distinctes selon les saisons. Comme avril 2016 est considéré comme le mois montrant les plus basses salinités et les températures les plus hautes aux deux stations, il semble que les propriétés de l'eau au début de la période de notre simulation par modèle étaient plutôt anormales. Il est certain que les faibles salinités correspondent aux débits observés à la figure A5. Le deuxième mois d'avril montrant les plus basses salinités est en 2017, à la fin de notre période de simulation, où les températures associées étaient « moyennes ».

Il faut faire une mise en garde lorsqu'on compare ces débits de 2016-2017 avec les statistiques à long terme, car ces dernières ne sont pas stationnaires en raison des changements climatiques. Par exemple, il a été démontré que l'hydrographe du fleuve Fraser s'aplatit et a un pic qui arrive plus tôt dans l'année (Morrison *et al.* 2002). Des changements analogues peuvent se produire dans les environs du détroit de Baynes, car les projections climatiques pour la côte de la Colombie-Britannique prévoient habituellement des hivers plus humides et des étés plus secs (p. ex., Morrison *et al.* 2014). Il est important de noter que l'été 2016 a connu des conditions de [sécheresse sans précédent](#) (niveau 4) et de feux de forêt dans tout le district régional de Sunshine Coast, dans le bassin hydrographique du détroit de Baynes, et dans le sud de la Colombie-Britannique continentale, qui ont influé sur les débits sortants du fleuve Fraser. Bien que cette question mérite certainement d'être approfondie, elle dépasse la portée de la présente étude.

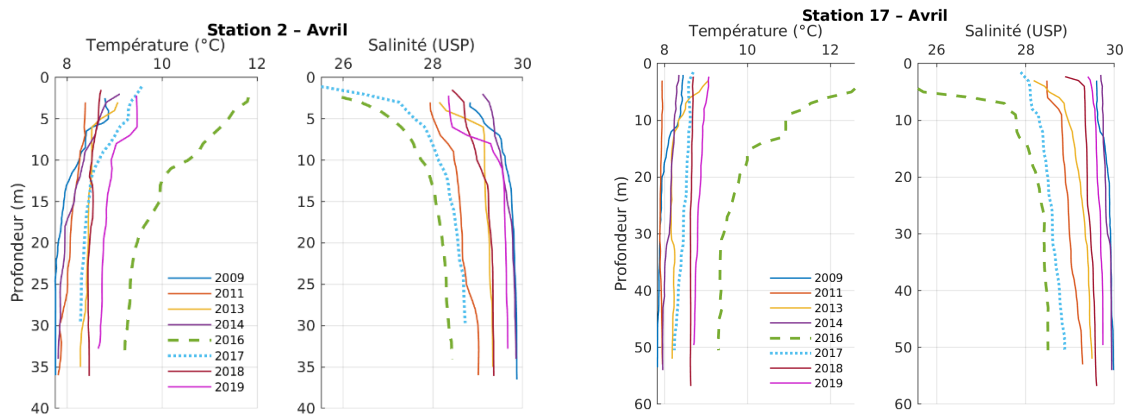


Figure A6 : Profils de salinité et de température aux stations CTP 2 (graphiques de gauche) et 17 (graphiques de droite) du détroit de Baynes pour avril.

En juin 2016, à l'exception des températures sous 15 m à la station 17, tous les profils de température et de salinité (figure A6) se trouvent bien dans les limites des profils des autres années. Donc, en deux mois, les propriétés anormales de l'eau en avril sont revenues à la « normale », du moins d'après notre ensemble d'observations limitées. Toutefois, comme l'indiquent les profils anormaux de basse salinité mentionnés précédemment pour avril 2017 (figure A6), et peut-être comme effet persistant des débits fluviaux importants survenus en octobre et novembre 2016 (figures A4 et A5), cette normalité n'a pas persisté. Et bien qu'au-delà de la fin de notre période de simulation, la figure A7 suggère que le détroit de Baynes est demeuré anormalement peu salin jusqu'en juin 2017. En résumé, au cours de la période de notre simulation par modèle, le détroit de Baynes a été généralement moins salin que la normale et a connu des températures normales ou plus chaudes que la normale.

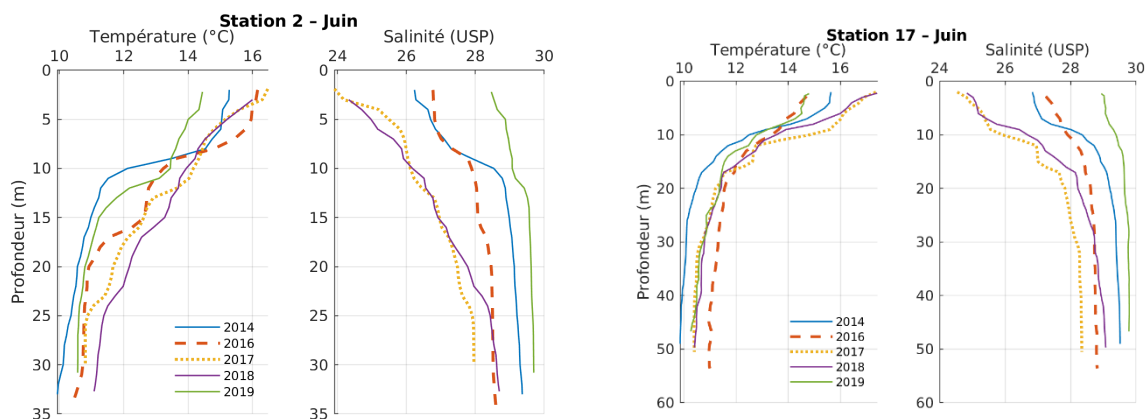


Figure A7 : Profils de salinité et de température aux stations CTP 2 (graphiques de gauche) et 17 (graphiques de droite) du détroit de Baynes pour juin.

8.5. ÉVALUATIONS DU FVCOM

Les comparaisons entre les résultats du modèle hydrodynamique et les observations sont habituellement utilisées pour évaluer l'exactitude du modèle, sachant que même si les observations peuvent comporter des erreurs (ou des problèmes; un exemple est donné plus loin), elles sont généralement acceptées comme reflétant la vérité. Heureusement, de nombreuses données peuvent être utilisées pour évaluer l'exactitude de notre simulation par

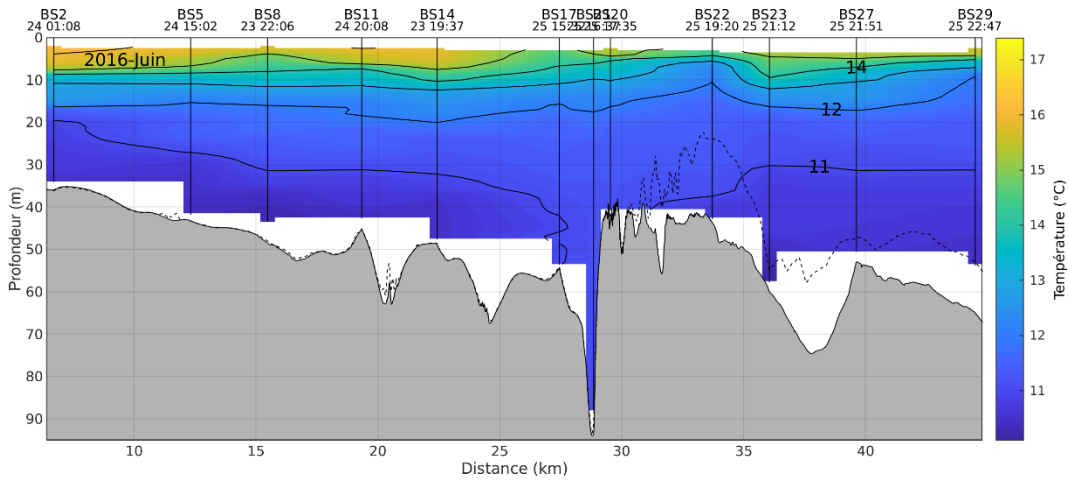
modèle du 1^{er} mai 2016 au 30 avril 2017. Celles qui sont présentées ici seront limitées aux comparaisons i) de la température et de la salinité, ii) des courants et iii) de l'élévation de la surface de la mer (principalement due aux marées), car ce seront les variables physiques qui influenceront le plus sur la conchyliculture.

8.5.1. Comparaison des températures et des salinités

La figure A3 illustre les salinités et les températures de surface de la mer observées et modélisées au phare de l'île Chrome. Bien qu'il n'y ait que quelques cas où les températures modélisées n'ont pas reflété des événements de réchauffement ou de refroidissement observés, des écarts de salinité relativement importants sont observés entre novembre et la mi-décembre 2016, et dans une moindre mesure par la suite jusqu'en mars 2017. Cela peut être attribué en grande partie au fait que les rivières Englishman, Little et Big Qualicum ne sont pas incluses dans notre simulation et que leurs débits d'eau douce (analogues à ceux illustrés à la figure A5 pour la rivière Puntledge) n'ont pas d'incidence sur les salinités modélisées à l'île Chrome. Les différences moyennes des valeurs efficaces pour la salinité et la température sur l'ensemble de la simulation annuelle étaient de 1,46 PSU et de 1,01 °C, respectivement, les écarts de salinité les plus élevés ayant eu lieu en novembre et les écarts de température les plus importants, en juillet.

La figure A8 compare les profils de température et de salinité observés et modélisés à des stations CTP standard le long de l'axe central (figure A1) du détroit de Baynes. Les valeurs du relevé de juin 2016 sont présentées ici, mais des graphiques semblables sont également disponibles pour avril 2016 et avril 2017, les seuls autres mois pour lesquels il y a eu des expéditions pendant la période de simulation par modèle. Étant donné qu'on a combiné les valeurs d'avril 2016 à d'autres observations CTP pour établir les conditions initiales de la simulation par modèle, ces profils modélisés concordent étroitement avec les observations. Toutefois, à l'exception des valeurs légèrement plus froides en profondeur au-delà de l'entrée sud (stations 22, 23, 27 et 29 du détroit de Baynes), les températures modélisées de juin 2016 sont légèrement plus chaudes que celles observées. À noter que la station 22 est proche du phare de l'île Chrome, et que la figure A3 montre que les températures de surface de la mer modélisées sont trop élevées et que les salinités de surface de la mer modélisées sont trop basses à la fin de juin. Bien que les salinités près de la surface du modèle concordent raisonnablement plus au nord, elles sont légèrement trop élevées en profondeur, surtout au-delà de l'entrée sud. Dans l'ensemble, les écarts de salinité et de température sont inférieurs à 1,0 PSU et 1 °C, respectivement, ce qui est comparable aux valeurs efficaces au phare de l'île Chrome. On soupçonne qu'elles proviennent d'une combinaison i) d'inexactitudes dans le mélange vertical et horizontal et ii) du lissage bathymétrique dont le FVCOM a besoin pour éviter les instabilités ou les faux courants.

a) Températures observées



b) Températures modélisées

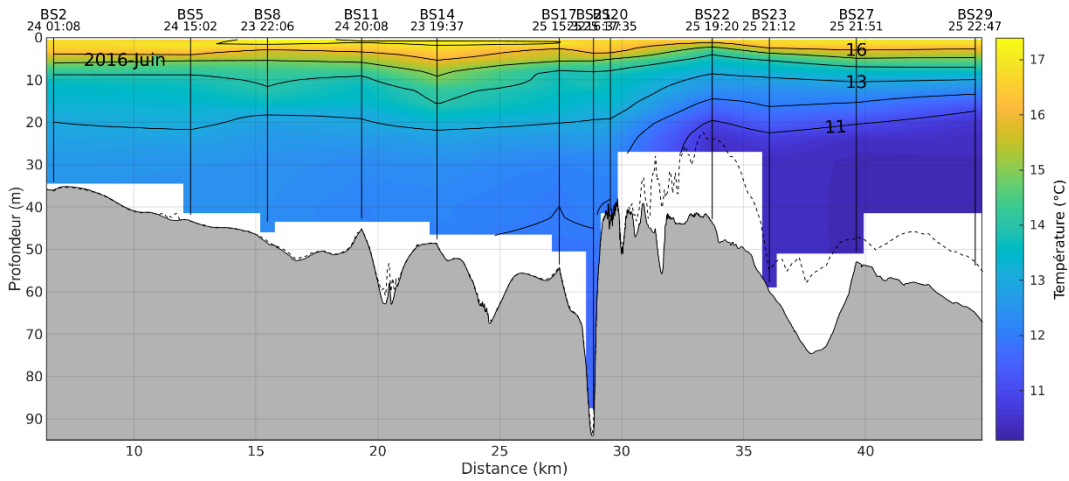
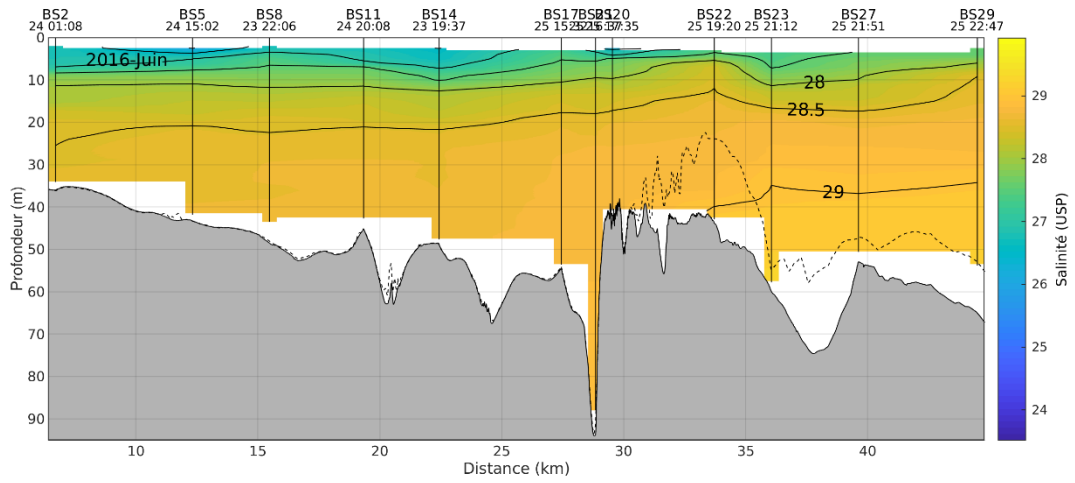


Figure A8 : Températures (a) et salinités (c) observées aux stations CTP le long du thalweg du détroit de Baynes au cours du relevé de juin 2016 et valeurs modélisées correspondantes – (b) et (d) – aux mêmes endroits et heures. Les noms des stations ainsi que les dates et les heures de chaque profil CTP sont indiqués en haut de chaque graphique et les valeurs modélisées ont été interpolées pour coïncider avec ces moments. La ligne pointillée représente le profil du bas de la bathymétrie modélisée, tandis que la zone grisée représente la véritable bathymétrie. Les cartes (c) et (d) figurent sur les deux pages suivantes.

c) Salinités observées



d) Salinités modélisées

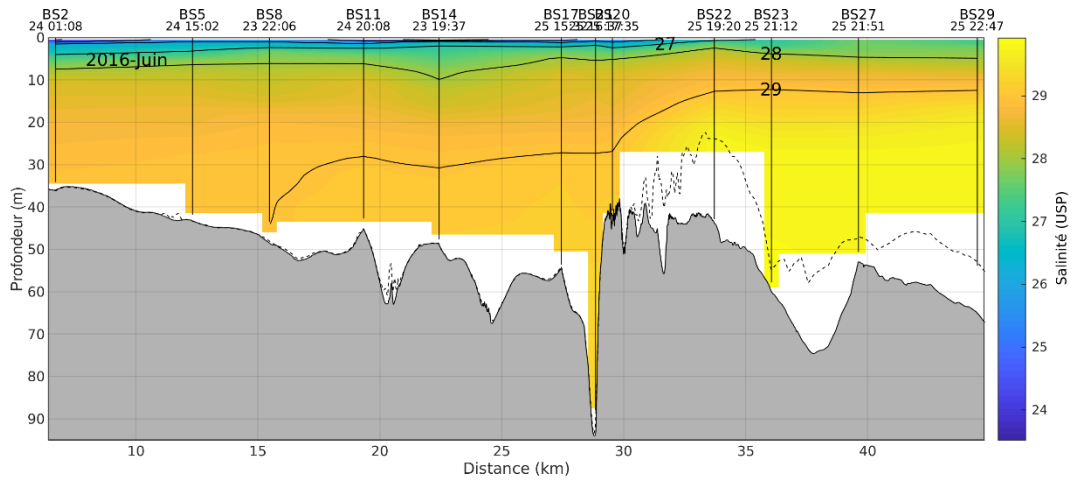


Figure A8 (suite).

Alors que le graphique du thalweg analogue pour avril 2017 (non illustré) indique que les températures et les salinités modélisées étaient généralement trop élevées, la figure A9 donne une indication plus précise des écarts observés par rapport aux valeurs modélisées. Elle montre les profils de la station 17 au centre du détroit de Baynes pour avril et juin 2016, ainsi qu'avril 2017. Comme il a été mentionné précédemment, la concordance en avril 2016 est assez bonne parce que les valeurs observées ont été utilisées pour établir les conditions initiales de la simulation par modèle. On constate que le profil de température observé se situe dans les limites des variations quotidiennes modélisées, tandis que les salinités observées correspondantes se situent sous les limites (c.-à-d. que la salinité modélisée est trop élevée) par un maximum d'environ 0,5 PSU près de la surface et sous 20 m de profondeur. Les températures modélisées pour juin 2016 sont considérées comme trop élevées d'au plus 1 °C, tandis que les salinités associées sont trop élevées d'au plus 0,4 PSU. Enfin, les profils d'avril 2017 montrent encore une fois que les températures modélisées sont d'environ 1 °C trop élevées et que les salinités modélisées sont d'environ 0,6 PSU trop élevées, ce qui correspond aux écarts de la température de surface de la mer et de la salinité de surface de la mer observés pour cette période à l'île Chrome (figure A3).

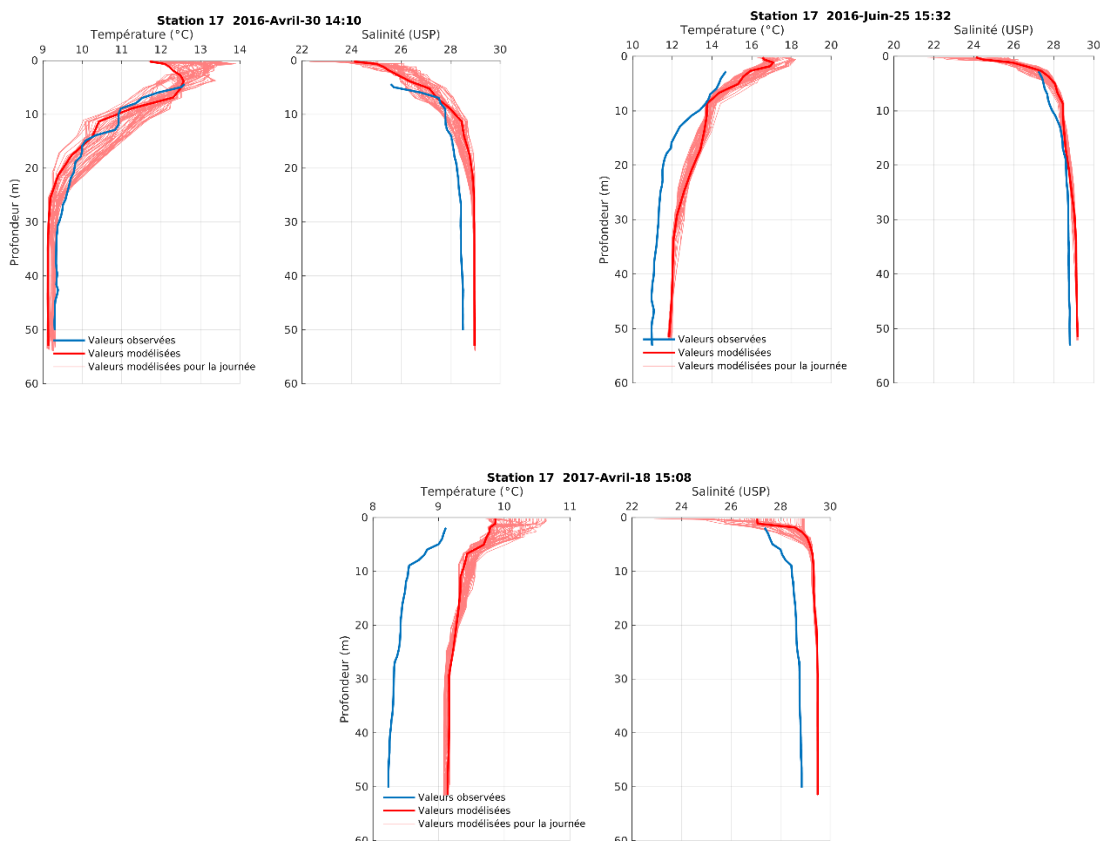


Figure A9 : Profils de température et de salinité observés et modélisés à la station CTP 17 (voir la figure A1) pour avril et juin 2016 et avril 2017. Les lignes rouges épaisses indiquent les valeurs modélisées au moment de l'observation, tandis que les lignes rouges minces sont à des intervalles de 20 minutes au cours de la journée, ce qui donne une indication des variations au cours d'un cycle de marée. À noter, la différence d'échelle sur les axes des x.

Analogues aux observations quotidiennes de la température de surface de la mer et de la salinité de surface de la mer effectuées au phare de l'île Chrome, les températures et les salinités ont également été observées (avec un échantillonnage aux 10 minutes et à une profondeur d'environ cinq mètres) à cinq autres sites dans le détroit de Baynes ou à proximité (voir les triangles jaunes à la figure A1) pendant au moins une partie de la période de simulation par modèle. Comme le montre la figure A10, il y a généralement une bonne concordance entre les températures observées et modélisées, en ce qui concerne le reflet des valeurs réelles et des variations dans le temps. Cependant, la concordance est uniformément beaucoup plus faible pour les salinités associées (non illustrées) et cela peut être attribué en grande partie à l'encrassement biologique des appareils de mesure.

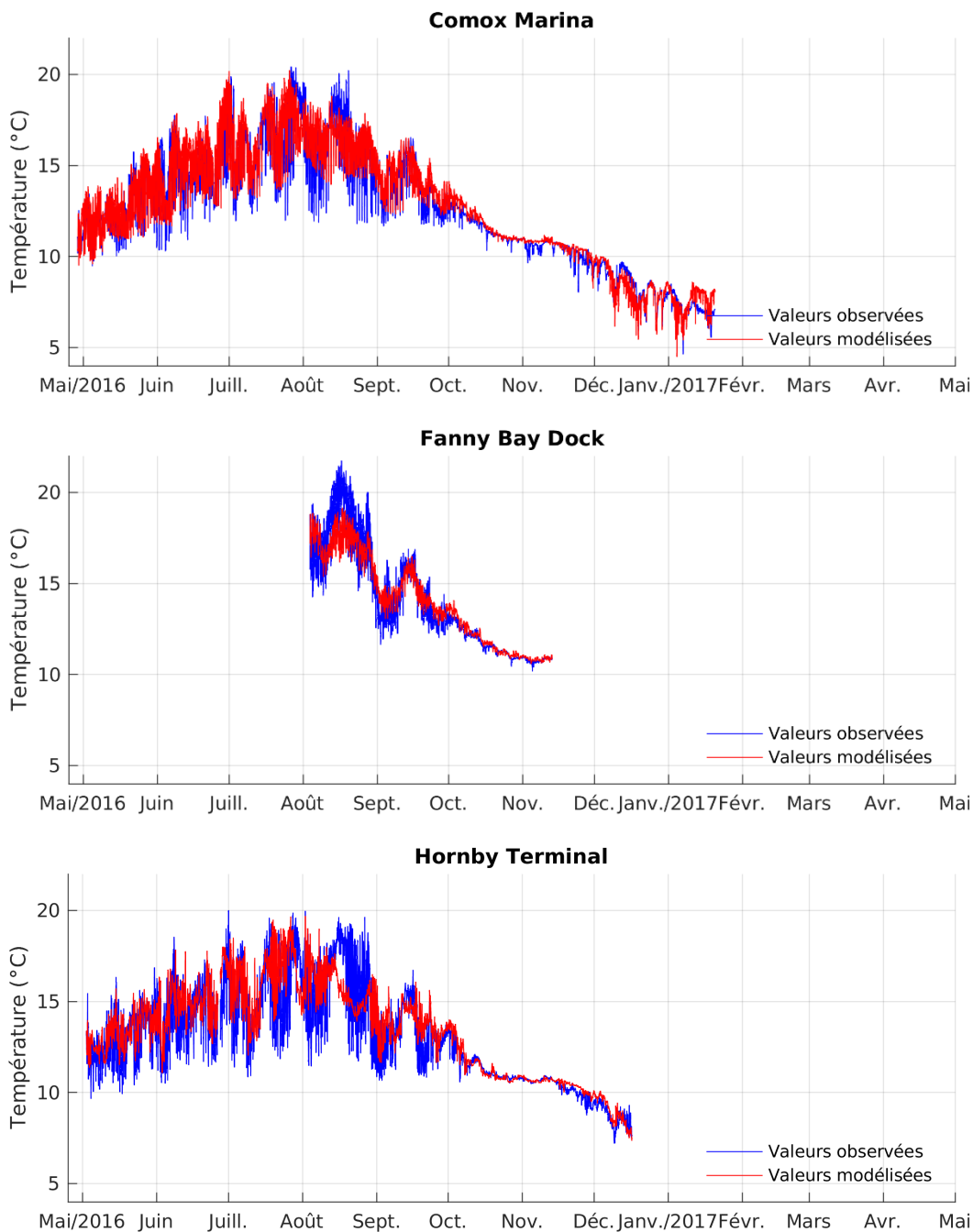


Figure A10 : Températures observées et modélisées aux cinq sites représentés par des triangles jaunes à la figure A1. Les graphiques des sites Lucky Seven et Mac's Oysters figurent à la page suivante.

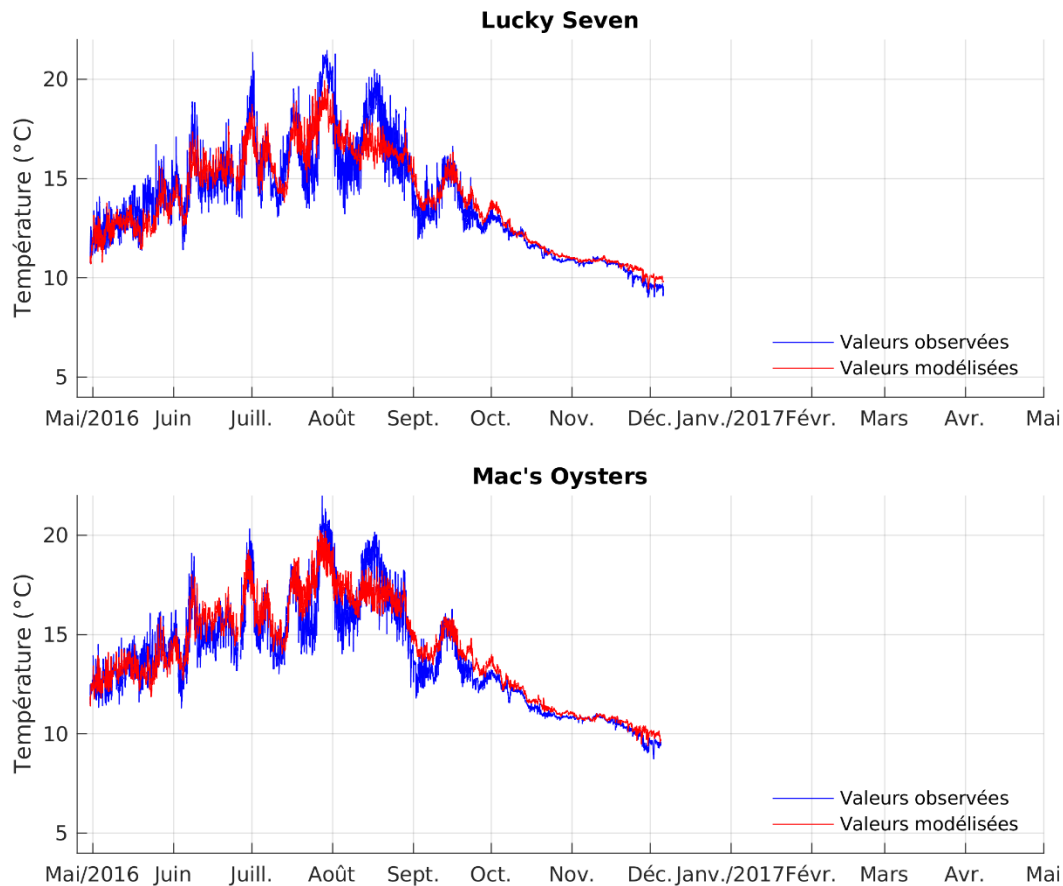


Figure A10 (suite)

La répétition de la simulation à l'aide du FVCOM en incluant les rivières Englishman, Little et Big Qualicum aurait amélioré les comparaisons des salinités modélisées par rapport aux valeurs observées dans les figures A3, A8 et A9, et peut-être dans une moindre mesure, les comparaisons des températures dans ces mêmes figures et à la figure A10. Les changements de salinité et de température découlant de cette inclusion auraient également eu une certaine incidence sur le mélange horizontal et vertical qui dépend en partie de ces variables. Toutefois, l'intégration de ces rivières aurait été une entreprise importante, nécessitant non seulement l'ajustement de la grille près des embouchures de rivière, mais aussi le réaligement de tous les champs de forçage du modèle pour tout le domaine du modèle. Comme cela n'a pas été fait, on ignore dans quelle mesure leur ajout aurait amélioré (ou dégradé) les aspects des simulations par le BiCEM, comme la distribution verticale du phytoplancton. Voir l'annexe C et le document principal pour plus de détails.

8.5.2. Comparaison des courants

Malheureusement, il n'y a pas beaucoup d'observations faites au moyen de courantmètres dans le détroit de Baynes qui peuvent être utilisées pour évaluer la précision de nos courants modélisés. Bien que quatre ADCP aient été déployés à des moments et à des endroits différents, des défaillances d'instrument à deux reprises ont rendu leurs données largement inutilisables. Les deux déploiements réussis ont été effectués par Cascadia Coast Research (Clayton Hiles, communications personnelles, 2014) dans le cadre d'un contrat avec BC Ferries pour la période du 25 février au 12 avril 2012 et par le MPO (à l'appui de ce projet) dans la baie

Union pour la période du 15 juin au 30 août 2016. Voir la figure A1 pour les quatre emplacements. Les deux déploiements réussis étaient des amarrages de fond dirigés vers le haut, le premier effectuant des observations horaires sur une plage de 38,5 à 1,5 m selon des intervalles d'un mètre, et le second effectuant un échantillonnage aux cinq minutes sur une plage de profondeur de 11,1 à 2,1 m selon des intervalles d'un mètre.

Bien qu'un ADCP mesure habituellement les courants en termes de coordonnées cartésiennes orthogonales (p. ex., composantes est-ouest et nord-sud), ces courants peuvent être exprimés de façon équivalente en termes de vecteurs contrarotatifs, l'un tournant dans le sens horaire et l'autre dans le sens antihoraire. Cela peut aider à mieux comprendre la dynamique sous-jacente, comme les vagues diurnes du plateau qui se trouvent au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (Foreman et Thomson 1997). Le graphique de gauche de la figure A11 adopte cette convention en affichant les spectres de puissance par rapport à la profondeur pour toute la série chronologique de l'amarrage de BC Ferries. La bande verticale claire d'environ deux cycles par jour est due aux marées semi-diurnes, tandis que la bande plus faible d'environ un cycle par jour provient des marées diurnes. Cependant, la caractéristique la plus remarquable dans les deux spectres rotatifs est que la plupart de leur énergie se trouve à des fréquences inférieures à la fréquence quotidienne, ce qui aurait été forcé par les variations d'une combinaison de vents, de débits fluviaux et d'apports du détroit de Georgia. Cette énergie à basse fréquence est considérée comme étant la plus importante près de la surface (principalement en raison des vents et des débits) et la plus petite entre 20 et 25 m de profondeur, ce qui représente l'interface entre les deux couches de courant estuarien (vers l'extérieur vers le détroit de Georgia près de la surface, et vers l'intérieur à partir du détroit de Georgia en dessous) qui existent dans le détroit de Baynes. (Cette caractéristique estuarienne sera décrite plus en détail ci-après.)

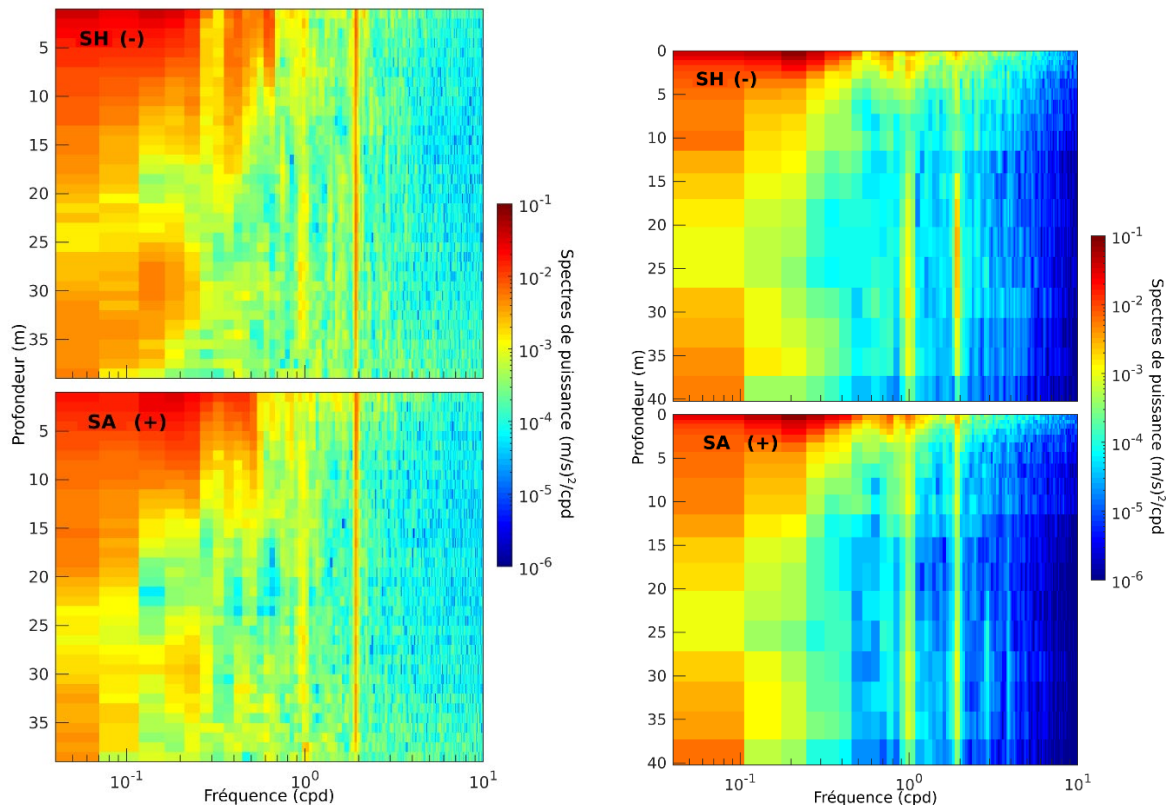


Figure A11 : Spectres rotatifs par rapport à la profondeur à l'emplacement de l'ADCP de BC Ferries du 25 février au 12 avril. Le graphique de gauche correspond aux observations de 2012, tandis que le graphique de droite correspond à la simulation par modèle de 2017. Les mentions SH et SA désignent respectivement les composantes dans le sens horaire et le sens antihoraire. À noter que l'axe de fréquence et la légende des couleurs de puissance ont une échelle logarithmique.

Le graphique de droite de la figure A11 affiche également les spectres rotatifs calculés entre le 25 février et le 12 avril, mais pour la simulation par modèle de 2017. Même s'il est reconnu qu'il y aura des différences uniquement en raison des différentes années, les spectres modélisés présentent bon nombre des mêmes caractéristiques que celles calculées à partir des observations. Le modèle montre un peu plus d'énergie près de la surface et moins d'énergie à des fréquences plus élevées. Mais l'énergie relativement faible des marées, l'énergie beaucoup plus élevée à basse fréquence et l'énergie minimale de 20 à 25 m de profondeur indiquent que le modèle a effectué un travail raisonnable pour saisir les véritables spectres à cet emplacement et pour cette période de l'année.

La figure A12 présente une comparaison similaire des courants dans la baie Union pour la période du 15 juin au 30 août 2016. Dans ce cas-ci, les marées du graphique de gauche représentent une proportion relativement plus grande de la puissance et sont plus importantes près de la surface. Cependant, une énergie significative existe toujours à des fréquences inférieures à la fréquence quotidienne, avec plus de puissance dans les courants modélisés que dans les courants observés. Toutefois, comme ce site est très peu profond, il n'y a pas de courant estuarien à deux couches. Les débits moyens au cours de la période d'observation (non illustrés) vont vers le nord-nord-est et varient d'un maximum d'environ 1,6 cm/s à une profondeur de quatre mètres à 0,2 cm/s près du fond.

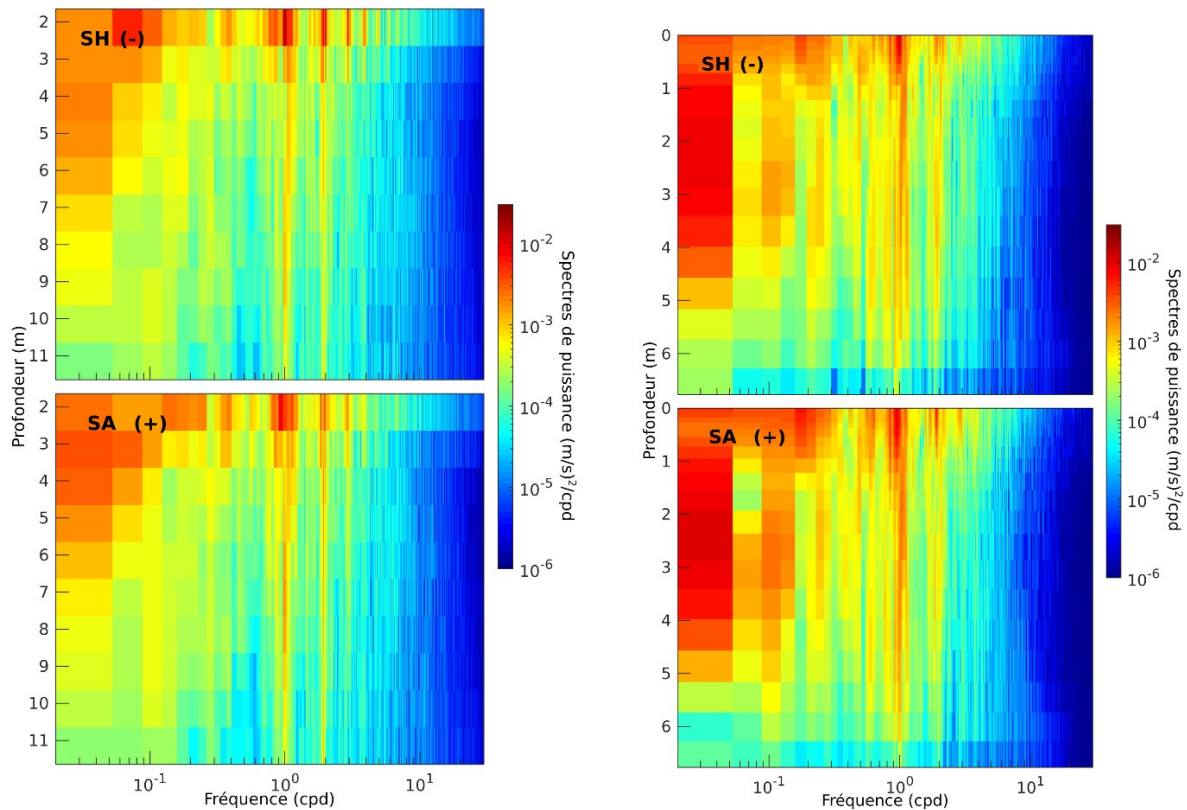


Figure A12 : Spectres rotatifs par rapport à la profondeur à l'emplacement de l'ADCP dans la baie Union du 15 juin au 30 août 2016. Graphique de gauche, à partir des observations; graphique de droite, à partir de la simulation par modèle. Les lettres SH et SA désignent respectivement les composantes dans le sens horaire et le sens antihoraire. À noter que l'axe de fréquence et la légende des couleurs de puissance ont une échelle logarithmique.

Même si les marées représentent une proportion relativement faible de l'énergie totale des courants au site de BC Ferries, des analyses harmoniques traditionnelles des marées ont été effectuées pour calculer les ellipses de courant observées et modélisées dans l'ensemble de la colonne d'eau. (Comme le vecteur du courant de chaque constituant des marées trace une forme elliptique durant sa période, les paramètres elliptiques [longueurs des axes principaux et mineurs, orientation et position du vecteur au moment du forçage du potentiel de courant maximal] fournissent un cadre couramment utilisé pour caractériser les courants de marée.) La colonne la plus à gauche de la figure A13 montre comment les ellipses M2 (en haut) et K1 (en bas) varient en fonction de la profondeur. (À noter qu'en raison de la contamination acoustique, les observations ne sont pas fiables près de la surface, de sorte que les valeurs les plus près de la surface sont à deux mètres de profondeur.) Toutefois, comme les courants de marée peuvent varier selon les saisons, les quatre prochaines colonnes présentent des ellipses analogues découlant d'analyses harmoniques des courants modélisés, en particulier pour les périodes JFM 2017, MJ 2016, JAS 2016 et OND 2016.

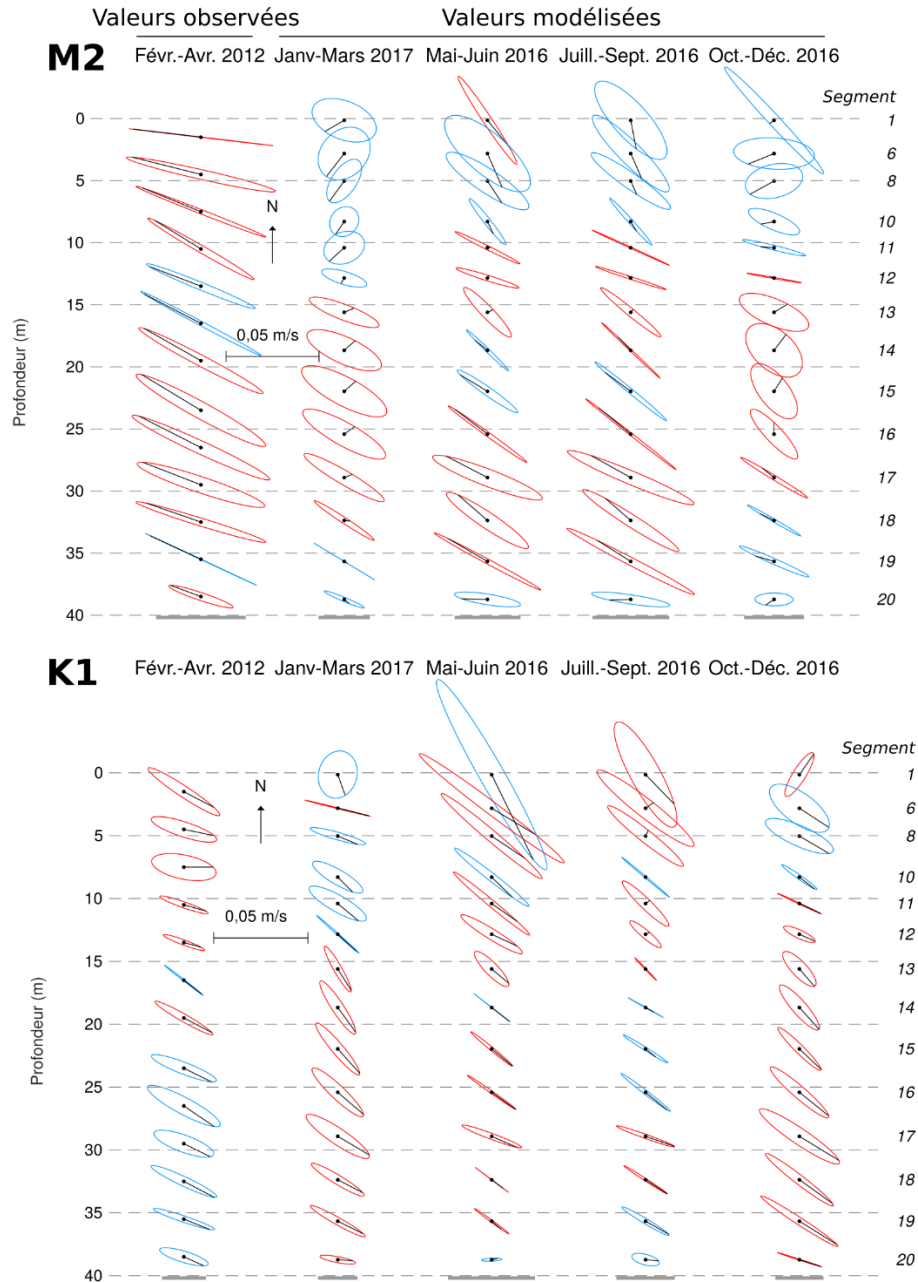


Figure A13 : Ellipses par rapport à la profondeur à l'emplacement de l'ADCP de BC Ferries : graphique supérieur pour M2 et graphique inférieur pour K1. La colonne la plus à gauche a été calculée à partir des observations au cours de la période du 25 février au 12 avril 2012, tandis que les quatre colonnes suivantes ont été calculées à partir des courants modélisés pour les périodes respectives de JFM 2017, MJ 2016, JAS 2016 et OND 2016. Les ellipses bleues désignent les vecteurs qui tournent dans le sens antihoraire, tandis que les ellipses rouges indiquent une rotation dans le sens horaire.

On constate généralement que les ellipses de K1 observées et modélisées présentent une excentricité, une orientation (à peu près alignées sur l'axe principal du détroit de Baynes) et des amplitudes semblables. Bien que le sens de la rotation du vecteur du courant à l'intérieur de chaque ellipse diffère souvent, il ne s'agit d'une question importante que lorsque les axes mineurs sont grands par rapport aux principaux, ce qui n'est généralement pas le cas ici.

Cependant, la variation considérable entre les situations de la marée modélisées (tels que désignées par les lignes noires dans chaque ellipse) indique des variations saisonnières du temps de flux et reflux associé à ce constituant. La période JFM 2017 est celle où les ellipses sont les plus proches de celles observées.

Cependant, la concordance entre les ellipses M2 observées et modélisées n'est pas aussi bonne. La meilleure concordance semble être avec les valeurs pour JAS 2016 lorsque les deux ensembles d'ellipses sont raisonnablement cohérents dans la colonne d'eau (c.-à-d. barotropes). Des variations considérables dans la colonne d'eau pour les ellipses modélisées de JFM (c.-à-d. baroclines) suggèrent que les gradients horizontaux et verticaux de la densité de l'eau (p. ex., salinité et température) étaient différents en 2012 et en 2017. Malheureusement, aucun relevé CTP n'a été effectué en avril 2012, mais la figure A6 montre que les salinités en avril 2017 (et probablement en JFM 2017) étaient plus faibles que la normale. Bien que les débits de la rivière Puntledge aient été comparables pour JFM en 2012 et en 2017 (non illustrés), les débits du fleuve Fraser en JFM 2012 (également non illustrés) étaient considérablement plus faibles que ceux de 2017. Il est donc raisonnable de conclure que les eaux près de la surface qui ont pénétré dans le détroit de Baynes à partir du détroit de Georgia en 2012 étaient plus salines et donc plus susceptibles de produire les ellipses barotropes observées dans la colonne la plus à gauche de la figure A13. Une figure semblable à A13, mais pour l'ADCP dans la baie Union, n'a pas été présentée parce que la bathymétrie modélisée a été considérablement modifiée (lissée) près de l'emplacement du déploiement pour assurer la stabilité numérique de la simulation, modifiant ainsi le régime de débit local et empêchant une comparaison équitable entre les courants observés et modélisés.

8.5.3. Comparaison des élévations de la surface de la mer

Comme indicateur pour évaluer la précision des élévations de la marée dans le modèle, le tableau A2 compare les amplitudes et les phases (harmoniques) observées et modélisées pour les cinq constituants précisés dans le forçage des limites du modèle. Les constituants semi-diurnes et diurnes ont des périodes d'environ 12 et 24 heures respectivement, les plus grands, M2 et K1, ayant des périodes de 12,42 et 23,93 heures respectivement. Cette comparaison est effectuée à cinq stations de marégraphe (figure A2a) dans le domaine du modèle et avec les valeurs du modèle calculées à partir de la simulation qui comprenait des vasières de mouillage et d'assèchement dans la dynamique du FVCOM (une simulation plus courte sans mouillage et assèchement a montré peu de changement aux harmoniques modélisées). Les harmoniques observées ont été tirées des bases de données du Service hydrographique du Canada et sont fondées sur des analyses de données historiques, car aucun de ces sites n'était actif pendant la période de simulation par modèle. Les sites actifs les plus proches sont ceux de la rivière Campbell et de la pointe Atkinson, qui sont tous deux juste en dehors de notre domaine de modèle. Bien que les amplitudes modélisées soient toujours à moins de deux centimètres de leurs équivalents observés, certaines des différences de phase associées sont aussi grandes que $10,9^\circ$. (Remarque : pour les constituants semi-diurnes, une différence de phase de 5° se traduit par un décalage de l'eau haute/basse d'environ 10 minutes, tandis que pour les constituants diurnes, une différence de 5° se traduit par une erreur de 20 minutes). Cela s'explique par le fait que le forçage des limites pour les constituants M2 et K1 a été pris directement de la publication de Foreman et ses collaborateurs (2004), alors que des valeurs analogues pour les constituants S2, N2 et O1 ont été estimées à l'aide de rapports d'amplitude et de différences de phase fondés sur les résultats de l'analyse harmonique pour le marégraphe de Comox. Bien que d'autres ajustements auraient pu être apportés pour améliorer l'exactitude, cela n'a pas été fait, car on estimait qu'ils n'auraient qu'une incidence très mineure sur les simulations ultérieures par le BiCEM. Bien que les résultats ne soient pas présentés ici, un essai de sensibilité sans mouillage et assèchement des vasières (c.-à-d. qu'une profondeur

minimale a été établie de façon à ce que les vasières ne deviennent jamais sèches) a peu changé la précision du modèle. Cela indique que même s'il y a de vastes vasières dans le détroit de Baynes, contrairement à la baie de Fundy, elles jouent un rôle mineur dans la dynamique régionale globale des marées.

Tableau A2 : Comparaison des amplitudes (m) et des phases (degrés) observées et modélisées à cinq emplacements de marégraphe (figure A2a) dans le domaine du modèle. Les valeurs efficaces ont été calculées à l'aide de l'équation 3 de Cummins et Oey (1997).

| Station | Constituant | Valeurs observées | | Valeurs modélisées | | | | | |
|-----------------|-------------|-------------------|-------|----------------------------------|-------|--------|-------|-------------------|----------|
| | | | | Écart avec les valeurs observées | | | | Valeurs efficaces | |
| | | Amp. | Phase | Amp. | Phase | Amp. | Phase | Abs. | Rel. (%) |
| Comox | O1 | 0,489 | 264,6 | 0,484 | 272,8 | 0,005 | -8,1 | 0,049 | 10,0 |
| | K1 | 0,885 | 287,5 | 0,878 | 286,9 | 0,007 | 0,6 | 0,008 | 0,9 |
| | N2 | 0,220 | 7,7 | 0,222 | 11,5 | -0,002 | -3,8 | 0,010 | 4,7 |
| | M2 | 1,002 | 33,9 | 1,009 | 33,2 | -0,008 | 0,7 | 0,010 | 1,0 |
| | S2 | 0,253 | 62,6 | 0,256 | 53,8 | -0,003 | 8,8 | 0,028 | 10,9 |
| Rivière Little | O1 | 0,496 | 263,6 | 0,484 | 272,6 | 0,012 | -8,9 | 0,055 | 11,0 |
| | K1 | 0,895 | 288,0 | 0,877 | 286,8 | 0,018 | 1,2 | 0,018 | 2,0 |
| | N2 | 0,216 | 3,5 | 0,220 | 10,4 | -0,004 | -7,0 | 0,019 | 8,8 |
| | M2 | 0,984 | 33,8 | 1,002 | 32,2 | -0,018 | 1,6 | 0,023 | 2,4 |
| | S2 | 0,250 | 63,8 | 0,254 | 52,9 | -0,004 | 10,9 | 0,034 | 13,6 |
| Île Hornby | O1 | 0,469 | 267,6 | 0,483 | 272,5 | -0,014 | -5,0 | 0,031 | 6,5 |
| | K1 | 0,881 | 288,9 | 0,875 | 286,6 | 0,006 | 2,3 | 0,025 | 2,8 |
| | N2 | 0,228 | 10,7 | 0,219 | 11,1 | 0,009 | -0,4 | 0,007 | 2,9 |
| | M2 | 0,982 | 36,5 | 0,994 | 32,8 | -0,013 | 3,7 | 0,046 | 4,7 |
| | S2 | 0,262 | 65,6 | 0,253 | 53,5 | 0,010 | 12,2 | 0,039 | 15,0 |
| Irvines Landing | O1 | 0,483 | 263,8 | 0,484 | 271,9 | 0,000 | -8,1 | 0,048 | 10,0 |
| | K1 | 0,892 | 286,4 | 0,878 | 285,9 | 0,014 | 0,5 | 0,011 | 1,3 |
| | N2 | 0,213 | 5,5 | 0,218 | 10,7 | -0,005 | -5,2 | 0,014 | 6,7 |
| | M2 | 0,987 | 32,3 | 0,992 | 32,5 | -0,005 | -0,2 | 0,004 | 0,4 |
| | S2 | 0,248 | 61,4 | 0,252 | 53,2 | -0,004 | 8,2 | 0,026 | 10,3 |
| Baie Saltery | O1 | 0,481 | 264,7 | 0,487 | 272,3 | -0,006 | -7,5 | 0,045 | 9,4 |
| | K1 | 0,873 | 287,7 | 0,883 | 286,4 | -0,011 | 1,3 | 0,016 | 1,8 |
| | N2 | 0,226 | 5,7 | 0,223 | 11,4 | 0,003 | -5,6 | 0,016 | 7,0 |
| | M2 | 0,996 | 32,9 | 1,014 | 33,1 | -0,018 | -0,2 | 0,013 | 1,3 |
| | S2 | 0,244 | 63,1 | 0,258 | 53,9 | -0,014 | 9,2 | 0,030 | 12,4 |

8.6. VOLUMES DES FLUX ENTRANTS/SORTANTS DU DÉTROIT DE BAYNES

Les courants produits au cours de notre simulation annuelle à l'aide du FVCOM peuvent être utilisés pour estimer le volume saisonnier des flux entrants et sortants du détroit de Baynes. La figure A14 montre les profils de vitesse moyenne le long des transects (figure A2b) qui traversent les entrées nord et sud du détroit pendant les quatre saisons, soit le printemps (avril-

mai-juin), l'été (juillet-août-septembre), l'automne (octobre-novembre-décembre) et l'hiver (janvier-février-mars). Le tableau A3 quantifie le volume des flux associés (y compris un partage du flux sortant par rapport au flux entrant ainsi que leur combinaison) et comprend les apports fluviaux afin que les soldes globaux puissent être estimés. (À noter que la somme des flux entrants/sortants ne correspond pas parfaitement aux valeurs combinées parce que des approches légèrement différentes ont été utilisées dans leurs calculs respectifs). Deux couches de courant estuarien (flux sortant à la surface, flux entrant en profondeur) sont observées de façon constante à l'entrée sud et dans la partie nord (plus profonde) de l'entrée nord. Il est à noter que le grand volume du flux sortant à l'entrée nord est généralement limité aux cinq mètres supérieurs (environ), tandis qu'à l'entrée sud, il se situe entre les 5 et 35 m supérieurs. La pente du système à deux couches à l'entrée sud est due à la force de Coriolis, qui pousse les flux vers leur « droite » dans l'hémisphère nord et vers leur « gauche » dans l'hémisphère sud. Des pentes semblables sont également observées dans les courants à deux couches du détroit de Juan de Fuca et du détroit de la Reine-Charlotte.

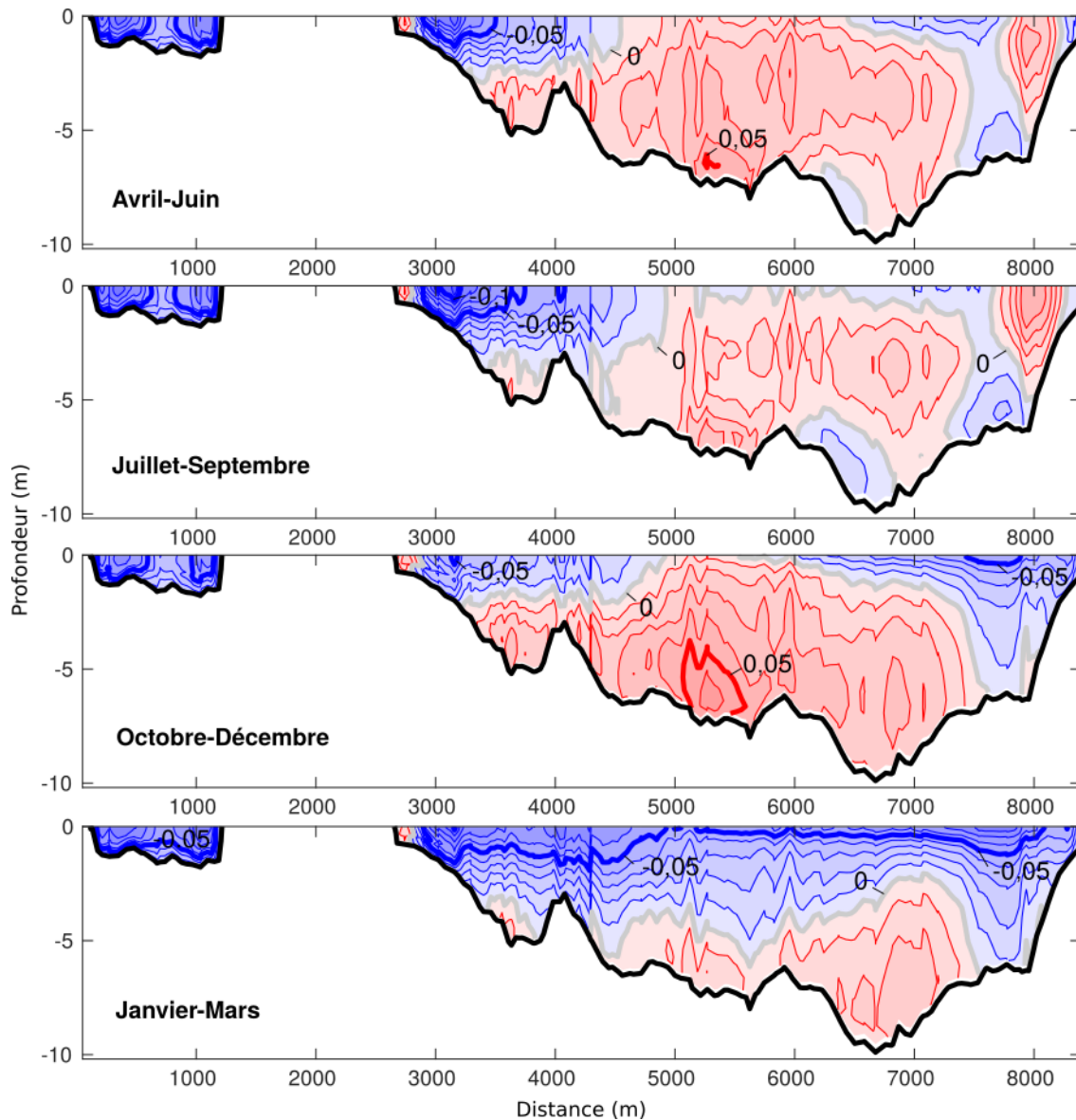


Figure A14 : Profils de la vitesse saisonnière moyenne des transects aux entrées nord (quatre graphiques supérieurs) et sud (quatre graphiques inférieurs) du détroit de Baynes (voir la figure A2b pour l'emplacement des transects). Rouge = entrant, bleu = sortant, l'axe des y est la profondeur (m), l'axe des x est la distance du transect (m), mesurée à partir de l'île Denman pour le transect nord et de l'île de Vancouver pour le transect sud.

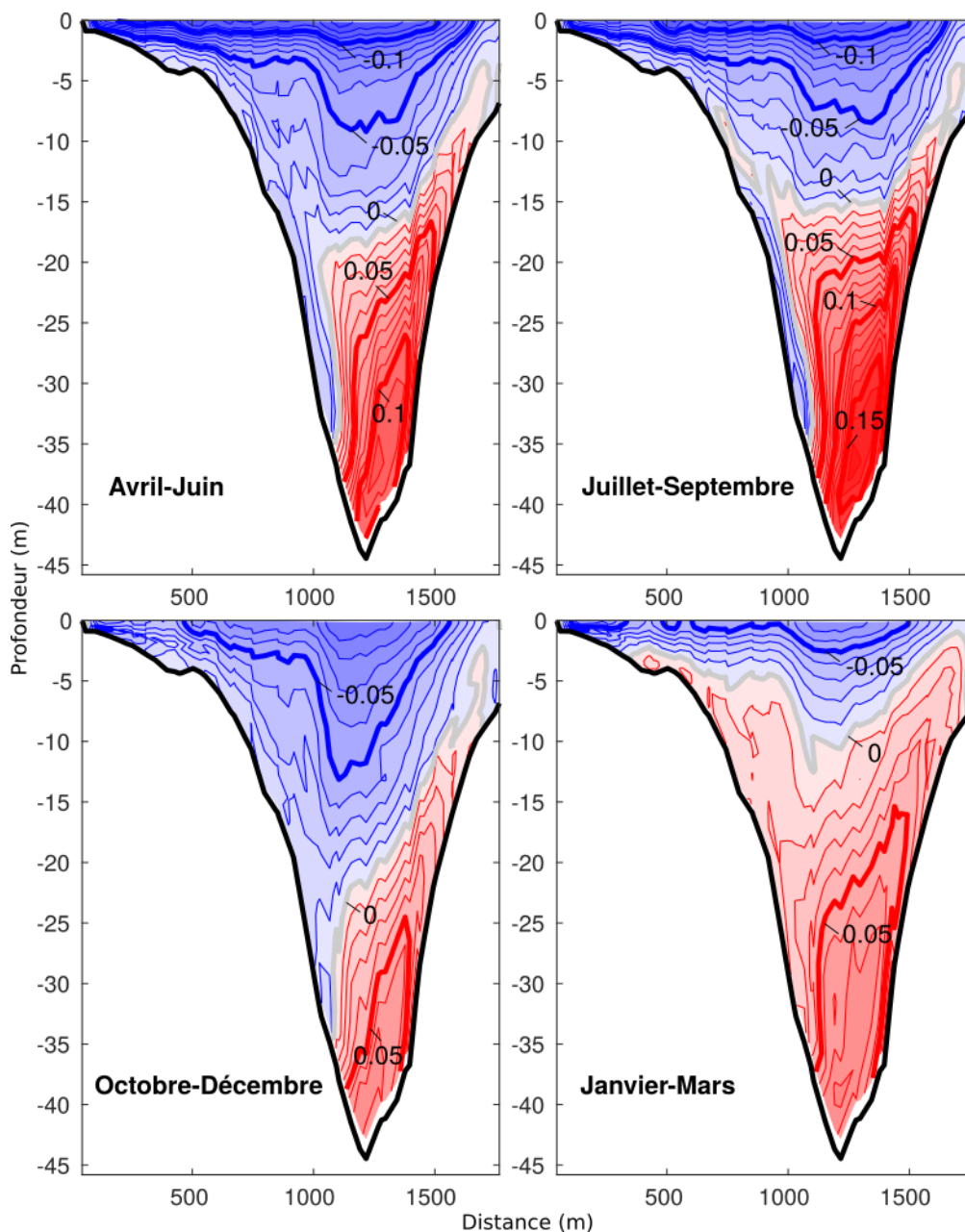


Figure A14 (suite)

L'ampleur relative du flux sortant par rapport au flux entrant fluctue (tableau A3) non seulement de façon saisonnière, mais aussi entre les deux passages, c'est-à-dire qu'une entrée n'est pas le passage d'entrée ou de sortie de façon uniforme (à noter que l'on a filtré les estimations du volume de transport pour éliminer les marées). À l'exception des flux entrants en automne et des flux sortants en hiver, les flux les plus importants passent par l'entrée sud. Les déséquilibres saisonniers relativement faibles et constamment négatifs peuvent probablement être attribués à une combinaison de facteurs comme i) les résultats de vitesse du modèle sont des instantanés de 20 minutes plutôt que des moyennes pour chaque intervalle de temps, ii) les valeurs numériques du FVCOM ne permettent pas de conserver le volume parfaitement, et iii) la moyenne des erreurs qui surviennent lors du calcul du flux de volume.

Tableau A3 : Transports volumétriques saisonniers moyens (m^3/s) traversant les entrées nord et sud du détroit de Baynes, et soldes estimés correspondant aux vitesses indiquées à la figure A14. AMJ = avril, mai, juin; JAS = juillet, août, septembre; OND = octobre, novembre, décembre; JFM = janvier, février, mars.

| Saison | Nord | | | Sud | | | Rivières | Solde |
|--------|--------------|--------------|------|--------------|--------------|------|----------|-------|
| | Flux entrant | Flux sortant | Net | Flux entrant | Flux sortant | Net | | |
| AMJ | 545 | -321 | 224 | 566 | -870 | -304 | 67 | -13 |
| JAS | 277 | -393 | -116 | 827 | -757 | 70 | 33 | -14 |
| OND | 646 | -270 | 376 | 305 | -778 | -473 | 84 | -13 |
| JFM | 177 | -693 | -516 | 690 | -267 | 423 | 80 | -12 |
| Année | 412 | -418 | -6 | 596 | -670 | -73 | 66 | -13 |

8.7. TEMPS DE RENOUVELLEMENT DE L'EAU

Dans le contexte de l'évaluation de la capacité de charge pour la conchyliculture, le renouvellement de l'eau est une caractéristique clé des écosystèmes côtiers qui donne une indication de la capacité hydrodynamique du réseau à renouveler la nourriture des mollusques par l'échange et le mélange. Les résultats du FVCOM ont été combinés à un traceur numérique passif disponible par l'entremise du schéma du BiCEM pour calculer la distribution spatiale du temps de renouvellement de l'eau (TRE) dans le détroit de Baynes selon la méthode de Koutitonsky et ses collaborateurs (2004). En bref, un traceur passif a été introduit avec une concentration initiale de $C = 1$ (unités arbitraires) dans le détroit de Baynes, $C = 0$ partout ailleurs et forcé à $C = 0$ aux limites ouvertes et à celles des rivières. Ce traceur a ensuite été transporté et échangé selon le même schéma d'advection-dispersion que pour la température/salinité. Tout emplacement dans le détroit de Baynes était réputé renouvelé lorsque la concentration du traceur était inférieure à $1/e$ (environ 37 %) de sa valeur initiale (temps de réponse e du renouvellement). Par conséquent, le TRE correspond au temps nécessaire pour que l'eau initialement située à un endroit précis dans l'espace 3D du détroit soit renouvelée par de l'eau provenant de l'extérieur, c'est-à-dire soit du détroit de Georgia, soit du ruissellement des rivières. La figure A15 présente la distribution du TRE dans les couches de surface et de fond du modèle pour le détroit de Baynes. Dans l'ensemble, les estimations du TRE dans la fourchette de 10 à 16 jours correspondent à la valeur de 15,8 jours déclarée par Hay et Co (2003) à l'aide d'une méthode semblable, mais intégrée dans l'espace. Bien que le TRE soit influencé par les conditions qui prévalaient au début de la simulation (1^{er} mai 2016), il peut tout de même donner un aperçu des principales caractéristiques de circulation de l'eau dans le détroit de Baynes. Les résultats de la couche de surface montrent l'influence limitée du débit de la rivière Courtenay et a fortiori des rivières plus petites. De plus, le TRE a tendance à augmenter du sud au nord dans les couches de surface et de fond, ce qui est cohérent avec l'entrée sud montrant le plus grand échange net annuel, bien que cette situation fluctue à l'échelle saisonnière (tableau A3). Ce résultat et le TRE généralement plus court dans la couche de fond soulignent l'importance de la circulation estuarienne à deux couches mentionnée dans la section précédente pour la circulation et le renouvellement globaux de l'eau dans le détroit de Baynes.

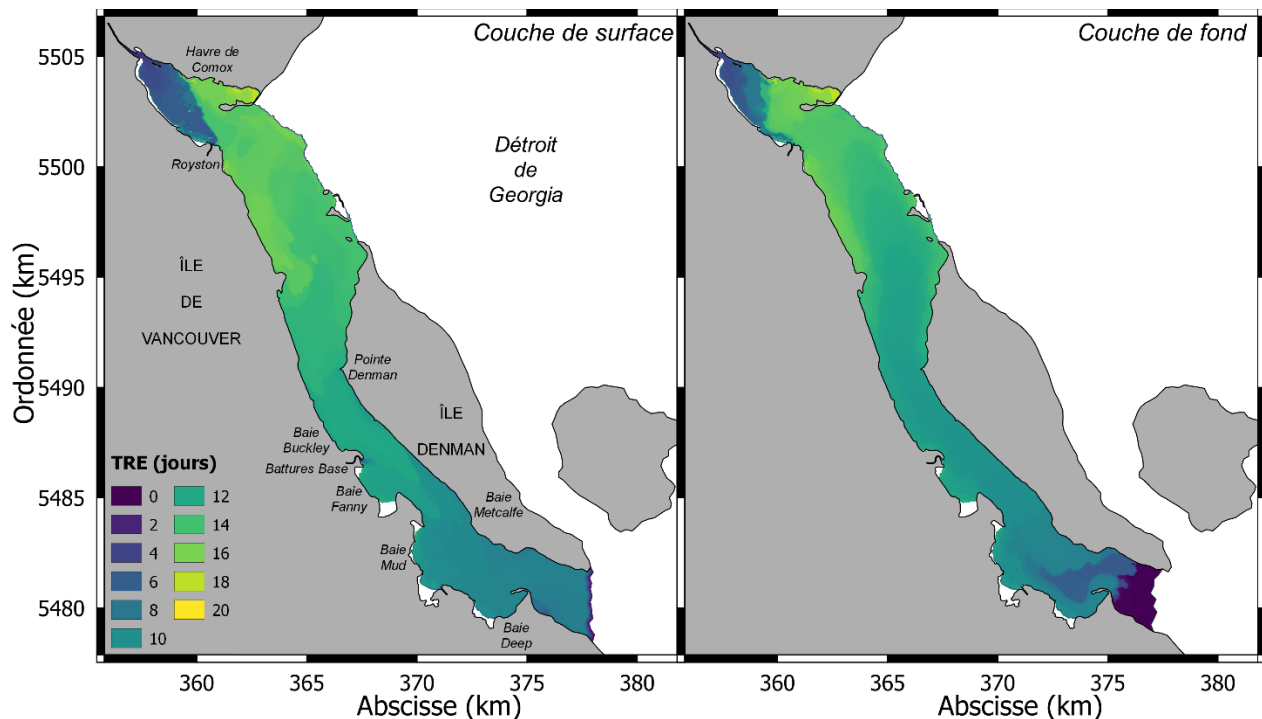


Figure A15 : Distribution spatiale du temps de renouvellement de l'eau (TRE) dans les couches de surface (à gauche) et de fond (à droite) du détroit de Baynes.

8.8. REMERCIEMENTS

Ce projet a été appuyé par deux programmes de financement du MPO : 1) l'Initiative de recherche sur les écosystèmes (projet : couplage benthique-pélagique dans le détroit de Georgia; 2008-2010); 2) le Programme de recherche sur la réglementation de l'aquaculture (projet : PRRA-2011-P-21). Nous remercions le Groupe des propriétés de l'eau de l'Institut des sciences de la mer pour l'opération, l'étalonnage et l'entretien du profileur CTP (Mark Belton, Hugh McLean, Steve Romaine, Scott Rose et Kenny Scozzafava), le traitement des données CTP (Germaine Gatien, Di Wan) et l'analyse des nutriments (Mark Belton, Janet Barwell-Clarke). Nous remercions également Clayton Hiles de Cascadia Coast Research et BC Ferries d'avoir fourni les données de leurs ADCP, Darren Tuele d'avoir déployé et récupéré l'ADCP dans la baie Union, et Wiley Evans d'avoir transmis les données chronologiques sur la température et la salinité recueillies à partir d'une bouée Hakai déployée dans la baie Fanny.

8.9. RÉFÉRENCES CITÉES

- Barnes, P. 2007. Shellfish culture and particulate matter production and cycling: Field data report. Prepared for: B.C. Aquaculture Research and Development Committee. pp. 290.
- Burchard, H. Bolding, K., and Villareal, M.R. 1999. GOTM—a general ocean turbulence model. Theory, applications and test cases. Technical Report EUR 18745 EN, European Commission. 101 p.
- Chen, C., Liu, H., and Beardsley, R.C. 2003. An unstructured, finite-volume, three-dimensional, primitive equation ocean model: application to coastal ocean and estuaries. *J. Atmos. Ocean. Technol.* 20 (1): 159-186.
- Chen, C., Cowles, G., and Beardsley, R.C. 2004. An unstructured grid, finite-volume coastal ocean model: FVCOM User Manual. SMAST/UMASSD Technical Report-04-0601.

-
- Chen, C., Beardsley, R.C., and Cowles, G. 2006a. An unstructured grid, finite-volume coastal ocean model (FVCOM) system. *Oceanogr. Spec. Iss. on Advanc. in Computat. Oceanogr.* 19 (1): 78-89.
- Chen, C., Beardsley, R.C., and Cowles, G. 2006b. An unstructured grid, finite-volume coastal ocean model. FVCOM user manual.
- Chen, C., Xu, Q., Houghton, R., and Beardsley, R.C. 2008. A model-dye comparison experiment in the tidal mixing front zone on the southern flank of Georges Bank, J. *Geophys. Res.* 113, C02005. doi:10.1029/2007JC004106.
- Cummins, P.F., and Oey, L.Y. 1997. Simulation of barotropic and baroclinic tides off northern British Columbia *J. Phys. Oceanogr.* 27 (5): 762-781.
- Foreman, M.G.G., and Thomson, R.E. 1997. Three-dimensional model simulations of tides and buoyancy currents along the west coast of Vancouver Island, *J. Phys. Oceanogr.* 27:1300-1325.
- Foreman, M.G.G., Sutherland, G., and Cummins, P.F. 2004. M₂ tidal dissipation around Vancouver Island: An inverse approach. *Cont. Shelf Res.* 24 (18): 2167-2185.
- Foreman, M.G.G., Stucchi, D.J., Garver, K.A., Tuele, D., Isaac, J., Grime, T., and Guo, M. 2012. A circulation model for the Discovery Islands, British Columbia. *Atmosphere-*, 50 (3): 301-316.
- Foreman, M.G.G., Chandler, P.C., Stucchi, D.J., Garver, K.A., Guo, M., Morrison, J., and Tuele, D. 2015. [The ability of hydrodynamic models to inform decisions on the siting and management of aquaculture facilities in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/005. vii + 49 p.
- Haney, R.L. 1991. On the pressure gradient force over steep topography in sigma coordinate ocean models. *J. Phys. Oceanogr.* 21 (4): 610-619.
- Hannah, C.G., and Wright, D.G. 1995. Depth dependent analytical and numerical solutions for wind-driven flow in the coastal ocean. Lynch, D.R., Davies, A.M. (Eds.), In: *Quantitative skill assessment for coastal ocean models, coastal and estuarine studies*. Americ. Geophys. Union, Washington, pp. 125-152.
- Hay and Company Consultants. 2001. Productive Capacity Study of Gorge Harbour, BCSC.001, British Columbia Science Council. 23 p.
- Hay and Company Consultants. 2003. Baynes Sound Carrying Capacity Study Technical Report, MAFF.001, Ministry of Agriculture, Food and Fisheries, Ministry of Sustainable Resource Management and Environment Canada, Environmental Protection, Pacific and Yukon Region. vii + 24 p.
- Koutitonsky V., Guyondet T., St-Hillaire A., Courtenay S.C., and Bohgen A.D. 2004. Water renewal estimates for aquaculture developments in the Richibucto Estuary, Canada. *Estuaries*, 27 (5): 339-350.
- Madec, G., and the NEMO team. 2015: NEMO ocean engine, *Note du Pole de modélisation*, Institut Pierre-Simon Laplace (IPSL), France, No. 27, Ver 3.6, ISSN No 1288-1619.
- Mellor, G.L., and Yamada, T. 1982. Development of a turbulent closure model for geophysical fluid problems. *Rev. Geophys. Space Phys.* 20: 857–875.
- Mellor, G.L., Ezer, T., and Oey, L.-Y. 1994. The pressure gradient conundrum of sigma coordinate ocean models. *J. Atmosph. Ocean. Technol.* 11 (4 part 2): 1126-1134.

-
- Morrison, J., Quick, M.C., and Foreman, M.G.G. 2002. Climate change in the Fraser watershed: Flow and temperature predictions. *J. Hydrol.* 263: 230-244.
- Morrison, J., Callendar, W., Foreman, M.G.G., Masson, D., and Fine, I.V. 2014. A model simulation of future oceanic conditions along the British Columbia continental shelf. Part 1: Forcing fields and initial conditions. *Atmosphere-Ocean*. doi:10.1080/07055900.2013.868340.
- MPO. 2019. [Production d'aquaculture en quantité et en valeur](#).
- Page, F., Chang, B.D., Beattie, M., Losier, R., McCurdy, P., Bakker, J., Haughn, K., Thorpe, B., Fife, J., Scouten, S., Bartlett, G., and Ernst, B. 2014. [Transport and dispersal of sea lice bath therapeutants from salmon farm net-pens and well-boats operated in Southwest New Brunswick: a mid-project perspective and perspective for discussion](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/102. v + 63 p.
- Ratsimandresy, A.W., Donnet, S., and Goulet, P. 2020. Identification of geographic zones of influence associated with surface circulation for Aquaculture Bay Management Area application. *J. Mar. Syst.* 204: 103291.
- Richardson, J., and Newell, C. 2002. Building a model for sustainable west coast shellfish aquaculture production; Productive capacity study of Gorge Harbour, Cortes Island, B.C. Prepared for British Columbia Shellfish Growers Association. pp.38.
- Smagorinsky, J. 1963. General circulation experiments with the primitive equations, I. The basic experiment, *Mon. Weather Rev.* 91: 99–164.
- Stronach, J.A., Backhaus, J.O., and Murty, T.S. 1993. An update on the numerical simulations of oceanographic processes in the waters between Vancouver Island and the mainland: the GF8 model. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 31: 1-86.
- Umlauf, L., and Burchard, H. 2003. A generic length-scale equation for geophysical turbulence models. *J. Mar. Res.* 61(2): 235-265.
- Wu, Y., Chaffey, J., Law, B., Greenberg, D.A., Drozdowski, A., Page, F., and Haigh, S. 2014. A three-dimensional hydrodynamic model for aquaculture: a case study in the Bay of Fundy. *Aquac. Env. Int.* 5: 235-248. doi: 10.3354/aei00108.

9. ANNEXE B : PARAMÉTRAGE DU MODÈLE FONDÉ SUR LE BILAN ÉNERGÉTIQUE DYNAMIQUE (BED) POUR *CRASSOSTREA GIGAS*

9.1. INTRODUCTION

Au cours de la dernière décennie, le BED (Kooijman 2010) est devenu la théorie la plus avant-gardiste sur l'organisation du métabolisme de tout organisme individuel, la plus largement appliquée au règne des animaux, *Mytilus edulis* étant l'espèce la plus modélisée. En fait, la plupart des modèles écosystémiques qui portent sur l'aquaculture de bivalves utilisent le BED pour représenter la composante des bivalves (p. ex., Guyondet *et al.* 2010, Filgueira *et al.* 2014, Pete *et al.* 2020). Le BED décrit le flux d'énergie dans l'organisme à l'aide de trois variables d'état, soit la ou les réserves, la structure et la maturité/reproduction (figure B1), et permet la simulation du cycle de vie complet de l'organisme. Une brève description du modèle est présentée au tableau B1 et une présentation plus détaillée du modèle et des équations est donnée dans Pouvreau *et al.* (2006) et Rosland *et al.* (2009). Bien que la structure de base du BED soit semblable pour toutes les espèces, les paramètres sont propres à chaque espèce. De plus, le forçage dépend également de l'espèce concernée. Dans le cas des bivalves cultivés en milieu marin, le forçage peut être simplifié à la température et un indicateur de la disponibilité des aliments, habituellement la concentration de chlorophylle. Bien que le BED soit une théorie mécaniste, un étalonnage local du modèle est habituellement nécessaire étant donné la difficulté de définir un bon indicateur de la disponibilité des aliments (Larsen *et al.* 2014). Par conséquent, une expérience sur la croissance d'huîtres a été menée dans le but ultime de paramétrer les stades juvénile-adulte de la composante « huître » du BED du BiCEM pour le détroit de Baynes.

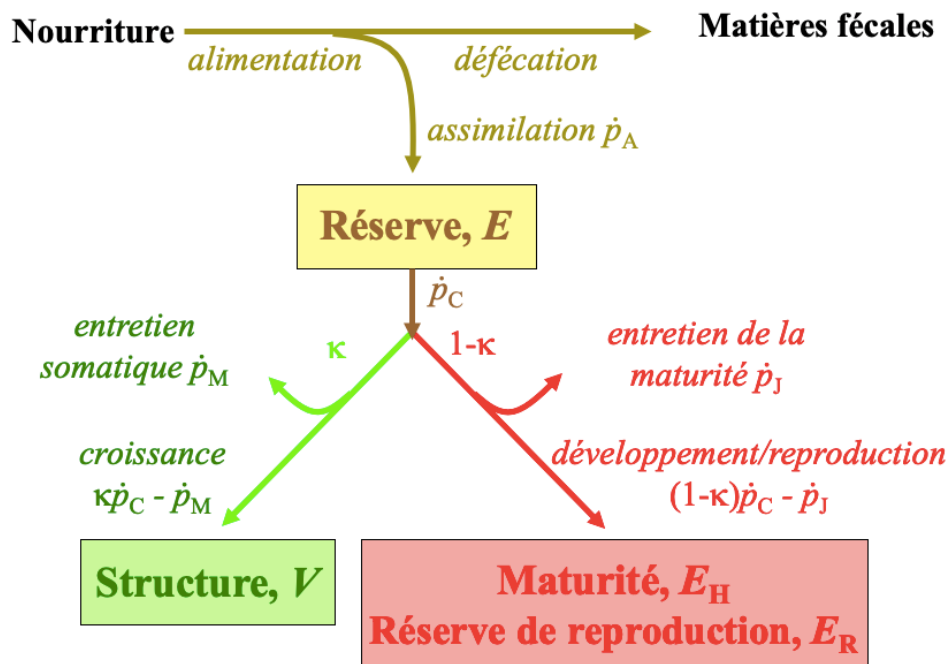


Figure B1 : Schéma du bilan énergétique dynamique (BED) pour les stades de vie juvénile (développement/maturité) et adulte (reproduction/réserve de reproduction). Voir le tableau B1 pour les équations différentielles.

Tableau B1 : Équations du modèle fondé sur le bilan énergétique dynamique (BED). La description du modèle suit la notation originale de Kooijman (2010), dans laquelle [] indique les quantités exprimées par unité de volume structural, { } indique les quantités exprimées par unité de surface du volume structural et un point sur un symbole indique un taux ou une dimension par temps.

| Équations | Termes et paramètres |
|---|--|
| $\frac{dE}{dt} = \dot{p}_A - \dot{p}_C$ | E Réserve (J) \dot{p}_A Taux d'assimilation (J d ⁻¹) \dot{p}_C Taux de mobilisation de l'énergie de réserve (J d ⁻¹) |
| $\dot{p}_A = \{ \dot{p}_{Am} \} T_D f V^{2/3}$ | $\{ \dot{p}_{Am} \}$ Taux d'assimilation maximale propre à la zone (J cm ⁻² j ⁻¹) f Réponse fonctionnelle V Volume structural (cm ³) T_D Fonction de température de l'équation d'Arrhenius |
| $f = \frac{X}{X + X_K}$ | X Concentration de chlorophylle (µg l ⁻¹) X_K Constante de demi-saturation (µg l ⁻¹) |
| $\dot{p}_C = \frac{[E]}{[E_G] + \kappa[E]} \left(\frac{[E_G] \{ \dot{p}_{Am} \} T_D V^{2/3}}{[E_m]} + \dot{p}_M \right)$ | κ Fraction de l'énergie utilisée pour la croissance et l'entretien somatique $[E_G]$ Coûts de structure propres au volume (J cm ⁻³) $[E_m]$ Densité d'énergie maximale (J cm ⁻³) |
| $\dot{p}_M = [\dot{p}_M] T_D V$ | \dot{p}_M Taux d'entretien (J d ⁻¹) $[\dot{p}_M]$ Coûts d'entretien propres au volume (J cm ⁻³ d ⁻¹) |
| $\frac{dV}{dt} = (\kappa \dot{p}_C - \dot{p}_M) / [E_G]$ | - |
| $\frac{dE_R}{dt} = (1 - \kappa) \dot{p}_C - \left(\frac{1 - \kappa}{\kappa} \right) \cdot V \cdot [\dot{p}_M]$ | E_R Énergie allouée à la réserve de reproduction (J) |
| $\frac{dE_R}{dt} = \kappa \dot{p}_C - \dot{p}_M \mid \kappa \dot{p}_C - \dot{p}_M < 0$ | - Dynamique de la réserve de reproduction lorsque le stockage d'énergie est trop faible |

| Équations | Termes et paramètres | |
|--|----------------------|---|
| $L = \frac{V^{1/3}}{\delta_M}$ | L | Longueur des organismes filtreurs (cm) |
| | δ_M | Coefficient de forme sans dimension |
| | T_A | Température de l'équation d'Arrhenius (kelvin, K) |
| $T_D = \exp\left(\frac{T_A}{T_1} - \frac{T_A}{T}\right) \times s(T)/s(T_1)$ | T_1 | Température de référence (K) |
| | T | Température absolue (K) |
| $s(T) = \left(1 + \exp\left(\frac{T_{AL}}{T} - \frac{T_{AL}}{T_L}\right) + \exp\left(\frac{T_{AH}}{T_H} - \frac{T_{AH}}{T}\right)\right)^{-1}$ | T_L | Plage de tolérance inférieure (K) |
| | T_H | Plage de tolérance supérieure (K) |
| | T_{AL} | Diminution du taux physiologique à T_L (K) |
| | T_{AH} | Diminution du taux physiologique à T_H (K) |

9.2. MÉTHODES

On peut effectuer le paramétrage d'un modèle en mesurant directement les paramètres à l'aide d'expériences particulières, en utilisant des outils mathématiques ou une combinaison des deux. Dans cette étude, le paramétrage a été effectué à l'aide d'un outil mathématique basé sur la génération de 100 000 ensembles randomisés de paramètres suivie de l'analyse de la concordance entre les observations et les simulations à l'aide de ces ensembles de paramètres (p. ex., Duarte *et al.* 2010, Sonier *et al.* 2016). Les ensembles randomisés de paramètres ont été calculés à partir d'une plage de valeurs prédéfinies à partir des modèles fondés sur le BED existants pour les huîtres, à l'exception du test de concordance kappa, dont la plage a été étendue à 0,35 en fonction des exécutions préliminaires du modèle (tableau B2). La fraie a été paramétrée pour être déclenchée lorsque la température atteint 20 °C et lorsque l'indice gonadosomatique atteint 39 % (Pouvreau *et al.* 2006); toutefois, ces conditions n'ont pas été atteintes pendant les simulations. L'ensemble de paramètres qui a produit le meilleur ajustement a été défini comme l'écart le plus faible (D) entre les valeurs simulées et les valeurs observées, calculé comme suit :

$$D = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N \left(\frac{1}{J} \sum_{j=1}^J \frac{|M_s(j) - M_o(j)|}{M_o(j)} \right)$$

où n est l'indice de l'ensemble de données, N le nombre total d'ensembles de données, j l'indice d'observation pour un ensemble de données donné, J le nombre total d'observations pour un ensemble de données donné, et M_s et M_o sont des valeurs simulées et observées, respectivement. Dans ce cas-ci, les valeurs M_s et M_o incluent la longueur de la coquille et le poids sec des tissus.

Tableau B2 : Paramètres du modèle fondé sur le BED pour *Crassostrea gigas*.

| Paramètre | Source des données | | |
|-----------------------|----------------------------|--------------------|--------------------------|
| | Bernard <i>et al.</i> 2011 | Ren et Schiel 2008 | Étalonnage (cette étude) |
| δ_M | 0,175 | 0,21 | 0,190 |
| $\{\dot{\rho}_{Xm}\}$ | 1 027 | 894 | 995 |
| $[\dot{\rho}_M]$ | 44 | 22,5 | 23,0 |
| $[E_G]$ | 3 900-7 500 ¹ | 2 900 | 5 259 |
| $[E_m]$ | 4 200 | 5 900 | 5 691 |
| κ | 0,45 | 0,65 | 0,61 |
| X_K | étalonnage | 1,9 | 0,22 |
| T_A | 5 800 | 5 900 | 5 863 |
| T_L | 281 | 283 | 281 |
| T_H | 298 | 303 | 302 |
| T_{AL} | 75 000 | 13 000 | 72 977 |
| T_{AH} | 30 000 | 80 000 | 73 844 |
| AE | 0,75 | 0,75 ³ | 0,75 |
| PS:PH | 0,15-0,31 ² | 0,2 | 0,165 |

¹ Pour la structure et les gonades, respectivement.

² Pour la structure et les gonades, respectivement.

³ Valeur présumée.

Après l'étalonnage, on a effectué un essai de sensibilité en augmentant et en diminuant de 10 % chacun des 14 paramètres pris en compte dans le modèle. À la fin de chaque simulation, l'incidence du changement de chaque paramètre sur la longueur de la coquille (LC), le poids sec (PS), le poids sec moins les gonades (PSmG), le taux de filtration (TF), le taux de respiration (TR) et le taux d'excrétion (TE) a été analysée par comparaison avec le scénario de base (paramètres étalonnés) et exprimée comme suit :

$$Incidence (\%) = \frac{M_{\text{étalonnée}} - M_{\text{sensibilité}}}{M_{\text{étalonnée}}} \times 100$$

où M est la valeur LC, PS, PSmG, TF, TR ou TE au cours du dernier jour de simulation et où *étalonnée* et *sensibilité* représentent respectivement la valeur obtenue avec l'ensemble

étalonné de paramètres et le paramètre considéré dans l'essai de sensibilité. L'incidence maximale de l'essai de sensibilité pour chaque paramètre a été calculée comme suit :

Incidence maximale = Maximum [absolue (incidence + 10 %), absolue (incidence - 10 %)]

Au total, six ensembles de données sur l'affinage d'huîtres ont été utilisés pour l'étalonnage. Chaque pile de plateaux d'huîtres se composait de 14 plateaux empilés verticalement qui étaient déployés à une profondeur de cinq mètres. Des naissains d'huîtres (taille individuelle d'environ 0,5 pouce) ont été placés sur les plateaux le 13 juin 2016 (pointe Denman) et le 14 juin 2016 dans la baie Metcalfe. La concentration initiale était de 750 naissains par plateau. Dix huîtres ont été prélevées sur les plateaux 2, 8 et 14 à une fréquence plus élevée au début de la période d'affinage d'un an et moins fréquemment vers la fin de la période.

9.2.1. Indice de condition des huîtres

Les tissus des huîtres ont été sectionnés de la coquille et placés dans un récipient en aluminium étiqueté et prépesé. Les tissus ont ensuite été séchés à l'aide d'un four à gravité VWR 1370 GM à 55 °C pendant 48 heures ou jusqu'à ce que le poids de l'échantillon soit constant. Les échantillons ont été desséchés pendant deux heures avant la détermination de leur poids sec afin d'éviter la condensation possible pendant le processus de refroidissement. La teneur inorganique a été calculée à l'aide des valeurs de poids différentiel entre les mesures à l'état sec et à l'état de cendres, normalisées par le poids sec. Des échantillons séchés ont été réduits en cendres à 550 °C pendant deux heures dans un four Thermolyne 1400 pour ce calcul.

9.2.2. Forçage

Des sondes YSI-EXO2 ont été déployées dans l'eau à chaque site à la profondeur des plateaux d'huîtres empilés (cinq mètres). La température et la chlorophylle a ont été consignées toutes les 10 minutes pour diverses périodes entre juin 2016 et juillet 2017. Ces données ont été utilisées aux étapes préliminaires de l'étalonnage du modèle fondé sur le BED, mais le modèle a été forcé avec les données de température et de concentration de chlorophylle extraites d'un essai préliminaire du BiCEM (figure B2) pour faciliter l'intégration de la composante BED dans la structure du BiCEM (annexe C).

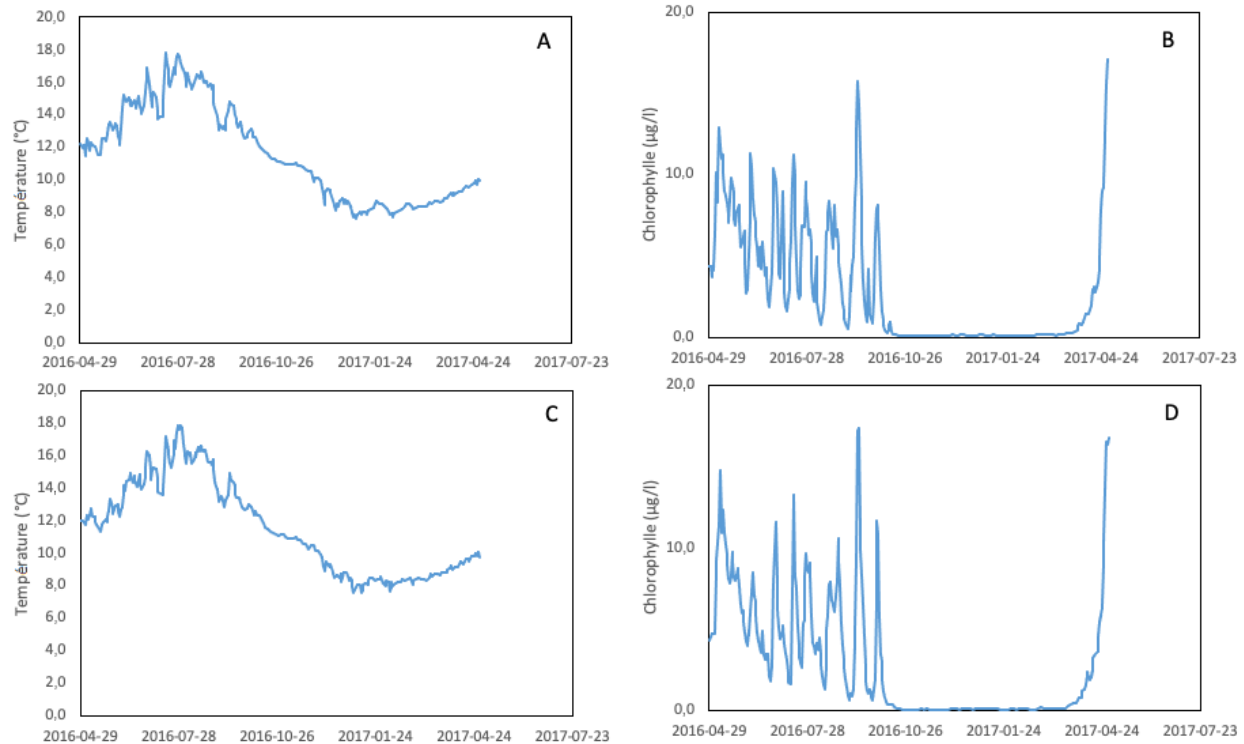


Figure B2 : Température (°C) et chlorophylle ($\mu\text{g l}^{-1}$) aux sites Lucky7 (A et B, respectivement) et Mac's Oysters (C et D, respectivement).

9.3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'ensemble de paramètres optimisés correspond aux valeurs rapportées dans la littérature, à l'exception du test de concordance kappa (tableau B2). La valeur optimale du kappa a chuté à 0,4, ce qui suggère un investissement dans la reproduction plus élevé que ce qui avait été déclaré précédemment par Ren et Schiel (2008) et Bernard *et al.* (2011) pour la même espèce. Malgré cette variation par rapport aux modèles précédents, l'ensemble de paramètres semble saisir la dynamique temporelle de la croissance des huîtres (figure B3). En fait, lorsque les observations et les simulations des six ensembles de données sont représentées ensemble dans un diagramme de dispersion (figure B4), les valeurs sont proches de la ligne 1:1, qui représente la correspondance parfaite entre les observations et les simulations. Les résultats pourraient s'améliorer si le plateau 2 de Mac's Oysters était retiré de l'analyse (figure B3). Le poids final des tissus de cet ensemble de données est supérieur à celui des autres ensembles de données. La seule explication plausible de ce poids élevé pourrait être un événement de mortalité affectant ce plateau et biaisant sa population vers des individus plus grands. Bien que certaines observations éclairées fondées sur le dénombrement des huîtres appuient cette hypothèse, il n'existe pas de données scientifiques solides au niveau de la population que l'on pourrait utiliser pour vérifier cette hypothèse. Malgré la mauvaise concordance de l'ensemble de données du plateau 2 de Mac's Oysters, les résultats soulignent que l'ensemble de paramètres optimisés pourrait être utilisé dans le BiCEM pour représenter le modèle de croissance observé pour *Crassostrea gigas*. L'essai de sensibilité (tableau B3) met en évidence les paramètres les plus sensibles et, par conséquent, les lignes de recherche prioritaires qui permettraient d'améliorer le paramétrage du modèle : alimentation, $\{\hat{\rho}_{xm}\}$, processus digestifs, AE , et réponse à la température, T_L et T_H . Enfin, des ensembles de données supplémentaires sur la croissance des huîtres et les conditions environnementales aideraient à valider le modèle à l'aide d'ensembles de données indépendants et à améliorer la performance du modèle, ainsi qu'à

réduire les incertitudes dans différentes conditions environnementales. Cependant, la bonne concordance générale entre les paramètres du modèle et les valeurs extraites de la littérature suggère que l'ensemble des paramètres est déjà robuste et peut être utilisé pour simuler la physiologie et la croissance de l'huître creuse du Pacifique.

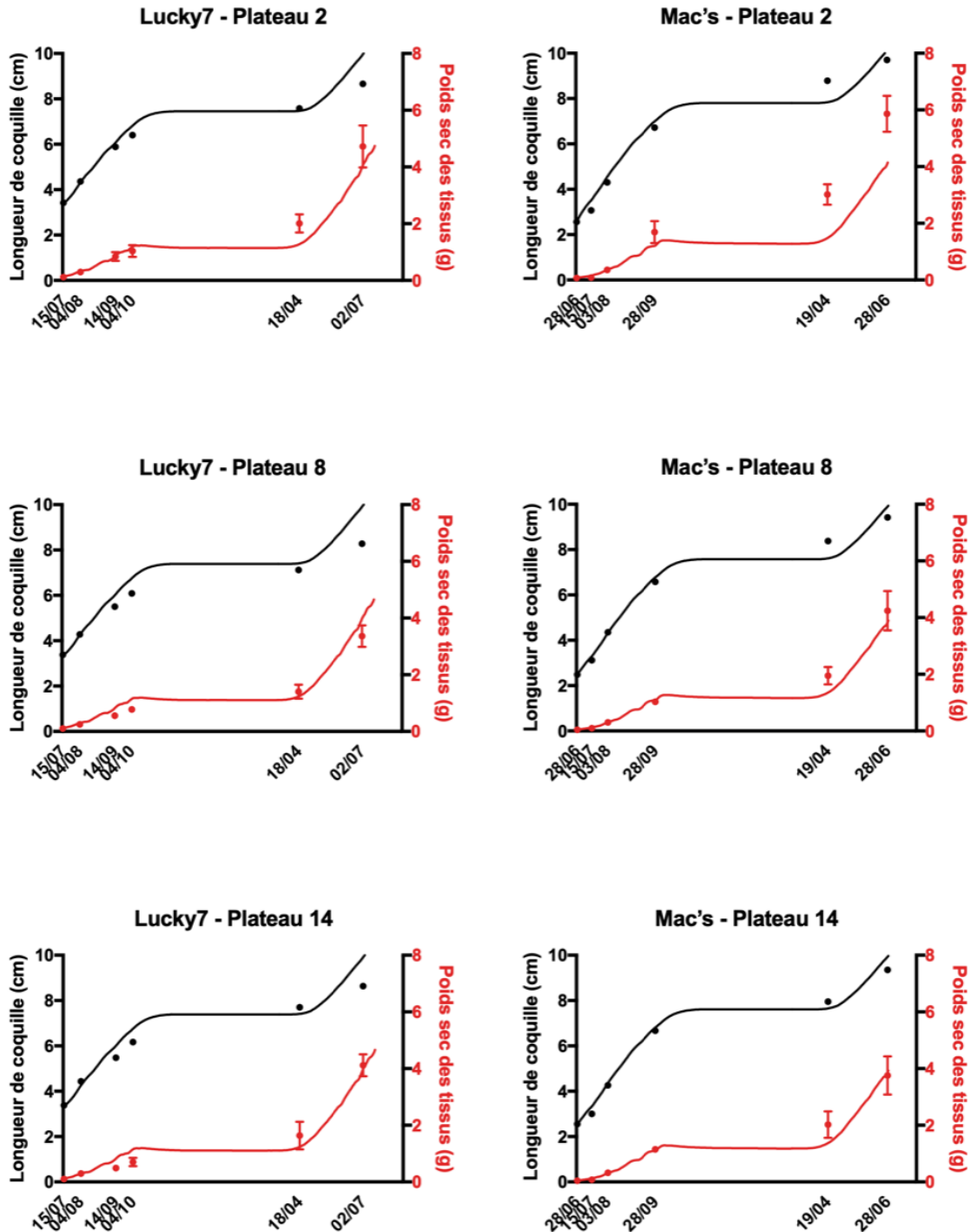


Figure B3 : Longueur de la coquille et poids sec des tissus observés (points noirs et rouges, respectivement) et longueur de la coquille et poids sec des tissus simulés par le modèle fondé sur le BED (lignes continues rouges et orange, respectivement) pour les deux sites échantillonnés, Lucky7 et Mac's Oysters à différentes profondeurs (plateaux 2, 8 et 14).

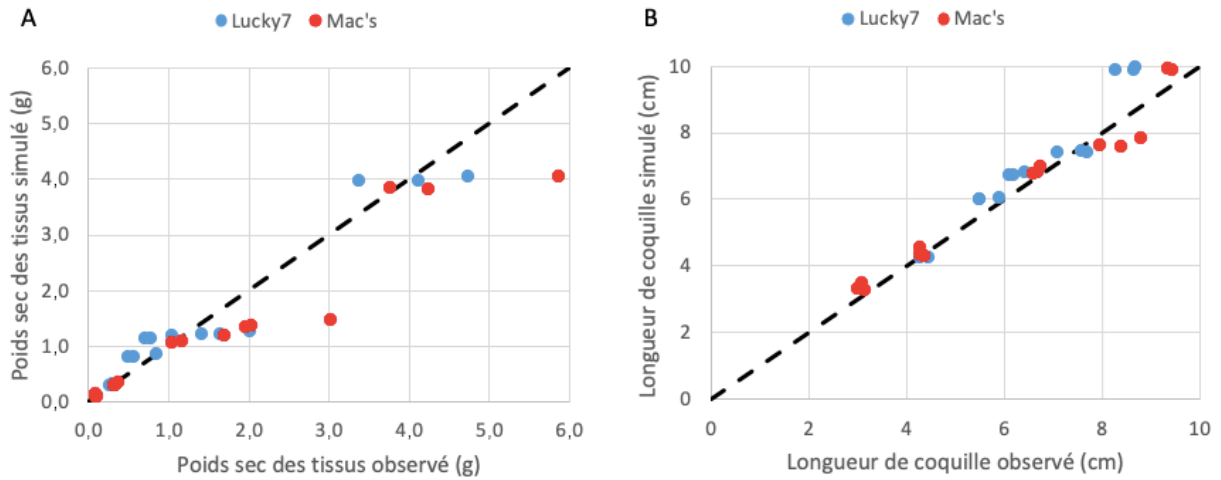


Figure B4 : Poids sec des tissus et longueur de la coquille observés par rapport à simulés (A et B, respectivement) pour tous les ensembles de données.

Tableau B3 : Variation maximale de LC, PS, PSmG, TF, TR ou TE final pour Crassostrea gigas après une modification de $\pm 10\%$ des paramètres.

| Paramètre | Variation maximale (%) après une modification de $\pm 10\%$ des paramètres | | | | | |
|-----------------|--|------|------|------|------|------|
| | LC | PS | PSmG | TF | TR | TE |
| δ_M | 9,8 | 3,8 | 3,6 | 2,5 | 2,2 | 3,6 |
| $\{\rho_{Xm}\}$ | 8,4 | 27,3 | 27,7 | 29,3 | 29,8 | 23,2 |
| $[\rho_M]$ | 1,7 | 4,1 | 4,8 | 3,3 | 2,2 | 27,4 |
| $[E_G]$ | 5,6 | 13,1 | 16,8 | 11,5 | 9,2 | 17,8 |
| $[E_m]$ | 1,7 | 3,0 | 3,0 | 3,4 | 7,9 | 14,0 |
| κ | 7,0 | 7,5 | 20,5 | 13,9 | 10,6 | 19,5 |
| X_K | 2,7 | 9,4 | 9,4 | 6,9 | 8,9 | 21,6 |
| T_A | 2,6 | 8,6 | 8,9 | 13,2 | 15,4 | 16,1 |
| T_L | 1,4 | 5,2 | 6,6 | 21,3 | 26,3 | 15,2 |
| T_H | 0,3 | 1,1 | 1,1 | 1,2 | 1,3 | 22,3 |
| T_{AL} | 0,4 | 1,3 | 1,5 | 3,6 | 4,6 | 3,9 |
| T_{AH} | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 3,5 |
| AE | 8,4 | 27,3 | 27,7 | 17,5 | 29,8 | 23,2 |
| PS:PH | 0,0 | 3,1 | 6,5 | 0,1 | 0,1 | 27,4 |

9.4. REMERCIEMENTS

Nous remercions Hollie et Greg Wood, ainsi que Mac's Oysters Ltd (Gordy McLellan), d'avoir soutenu les affinages d'huîtres dans leurs systèmes de radeaux à la pointe Denman et dans la baie Metcalfe, respectivement. Kaitlin Yehle, Kate McGivney, Aaron Schuler, Theraesa Coyle, Evan Henderson et Marina Galvao ont contribué à la collecte d'huîtres ou à l'analyse en laboratoire.

9.5. RÉFÉRENCES CITÉES

- Bernard, I., de Kermoysan, and G., and Pouvreau, S. 2011. Effect of phytoplankton and temperature on the reproduction of the Pacific oyster *Crassostrea gigas*: Investigation through DEB theory. *J. Sea Res.* 66: 349-360.
- Duarte, P., Fernández-Reiriz, M.J., Filgueira, R., and Labarta, U. 2010. Modelling mussel growth in ecosystems with low suspended matter loads. *J. Sea Res.* 64: 273-286.
- Filgueira, R., Guyondet, T., Comeau, L.A., and Grant, J. 2014. A fully-spatial ecosystem-DEB model of oyster (*Crassostrea virginica*) carrying capacity in the Richibucto Estuary, Eastern Canada. *J. Mar. Syst.* 136: 42-54.
- Guyondet, T., Roy, S., Koutitonsky, V.G., Grant, J., and Tita, G. 2010. Integrating multiple spatial scales in the carrying capacity assessment of a coastal ecosystem for bivalve aquaculture. *J. Sea Res.* 64: 341-359.
- Kooijman, S.A.L.M. 2010. Dynamic energy budget theory for metabolic organization. Cambridge University Press. 419 pp.
- Larsen, P.S., Filgueira, R., and Riisgård, H.U. 2014. Somatic growth of mussels *Mytilus edulis* in field studies compared to predictions using BEG, DEB, and SFG models. *J. Sea Res.* 88: 100-108.
- Pete, R., Guyondet, T., Bec, B., Derolez, V., Cesmat, L., Lagarde, F., Pouvreau, S., Fiandrino, A., and Richard, M. 2020. A box-model of carrying capacity of the Thau lagoon in the context of ecological status regulations and sustainable shellfish cultures. *Ecol. Model.* 426 C, 109049.
- Pouvreau, S., Bourlès, Y., Lefebvre, S., Gangnery, A., and Alunno-Bruscia, M. 2006. Application of a dynamic energy budget to the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, under various environmental conditions. *J. Sea Res.* 56: 156-167.
- Ren, J.S., and Schiel, D.R. 2008. A dynamic energy budget model: parameterisation and application to the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in New Zealand waters. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 361: 42-48.
- Rosland, R., Strand, Ø., Alunno-Bruscia, M., Bacher, C., and Strohmeier, T. 2009. Applying dynamic energy budget (DEB) theory to simulate growth and bio-energetics of blue mussels under low seston conditions. *J. Sea Res.* 62: 49-61.
- Sonier, R., Filgueira, R., Guyondet, T., Tremblay, R., Olivier, F., Meziane, T., Starr, M., LeBlanc, and A.R., Comeau, L.A. 2016. Picophytoplankton contribution to *Mytilus edulis* growth in an intensive culture environment. *Mar. Biol.* 163: 73. doi:10.1007/s00227-016-2845-7.

10. ANNEXE C : ÉVALUATION DU COUPLAGE ENTRE LE FVCOM ET LE BICEM POUR L'ÉVALUATION DE LA CAPACITÉ DE CHARGE DU DÉTROIT DE BAYNES

10.1. INTRODUCTION

La modélisation couplée hydrodynamique-biogéochimique est couramment utilisée pour répondre aux questions liées à la capacité de charge aux fins de la conchyliculture (Filgueira *et al.* 2015). Elle a été choisie comme méthode de choix à la suite d'une recommandation découlant d'un processus du SCAS mené dans la région du Golfe sur les approches de modélisation de la capacité de charge disponibles (MPO 2015). La nature spatialement explicite et dynamique de ces modèles ainsi que leur intégration des principaux processus qui influencent les niveaux inférieurs d'un réseau trophique marin sont essentielles pour saisir les interactions souvent non linéaires entre les bivalves cultivés et l'écosystème récepteur. En plus de la structure classique du modèle nutriment-phytoplancton-zooplancton-détritus, les études sur la capacité de charge exigent généralement l'inclusion d'un module de physiologie des mollusques couplé dynamiquement aux autres composantes et qui peut prédire la croissance et la production de l'espèce cultivée.

Pour la présente étude, le choix du cadre de modélisation biogéochimique a été motivé par 1) la compatibilité avec le modèle des volumes finis d'océanologie côtière (FVCOM) comme moteur hydrodynamique, 2) la réalisation des contraintes énoncées exigeant le moins d'élaboration de code possible et 3) la disponibilité des modèles déjà appliqués avec succès dans la région d'intérêt. Ces critères ont considérablement réduit la liste des candidats potentiels et on a choisi le modèle FVCOM-ICM (Integrated-Compartment Model [modèle de milieu environnemental intégré]) précédemment connu sous le nom de modèle UBM (Unstructured Biogeochemical Model [modèle biogéochimique non structuré]) couplé par le US-Pacific Northwest National Laboratory (Khangaonkar *et al.* 2012, Kim et Khangaonkar 2012).

L'élaboration du code interne s'est surtout limitée à l'inclusion du module de physiologie des mollusques fondé sur le BED (Kooijman 2010) et son couplage avec d'autres composantes biogéochimiques. Le modèle biogéochimique des mollusques complet a été renommé modèle de l'écosystème de la culture des bivalves (BiCEM) dans le contexte de la présente étude. L'ensemble initial de paramètres biogéochimiques extraits de l'application du modèle FVCOM-ICM à Puget Sound par Khangaonkar et ses collaborateurs (2012) a été affiné pour l'application actuelle dans le détroit de Baynes, comme décrit dans les sections suivantes.

Les objectifs de la présente annexe sont de répondre aux questions liées au premier objectif indiqué dans le cadre de référence de ce processus du SCAS.

10.2. OBJECTIF N° 1 INDIQUÉ DANS LE CADRE DE RÉFÉRENCE

Évaluer la précision de la composante hydrodynamique (FVCOM) et discuter de l'applicabilité biologique de la composante biogéochimique (BiCEM) dans le modèle couplé pour le détroit de Baynes.

- a. Comparer les propriétés de l'eau modélisées et observées.
- b. Déterminer les incertitudes et les conséquences liées à la disponibilité des données et au paramétrage de la modélisation à l'aide d'analyses de sensibilité pour l'application du modèle couplé FVCOM-BiCEM dans la région du Pacifique.

10.3. MÉTHODES

10.3.1. Échantillonnage sur le terrain

Les variables écosystémiques à l'appui des évaluations de la capacité de charge écologique pour les bivalves ont été recueillies à une fréquence et à une résolution spatiales variables selon les exigences de modélisation et les ressources disponibles. L'échantillonnage et la collecte des données peuvent être divisés selon les composantes ci-dessous.

- **Attributs océanographiques** : température, salinité, oxygène, turbidité, fluorescence *in vivo*, rayonnement photosynthétiquement actif (PAR).
- **Variables plancton-nutriments** : phytoplancton (production primaire et productivité), seston (matières particulaires en suspension : fractions organiques/inorganiques), nutriments dissous (nitrate/nitrite [NO₃/NO₂], phosphate [PO₄], silicate [SiO₃]), zooplancton (abondance/biomasse).
- **Caractérisation de la croissance des huîtres** : des essais d'affinage *in situ* ont eu lieu sur deux radeaux de culture d'huîtres en suspension, où chaque essai a été effectué dans la partie nord (pointe Denman) et la partie sud (baie Metcalfe) du détroit de Baynes. Ces deux endroits présentent des caractéristiques différentes de l'eau et du plancton entre le printemps et l'été. On a utilisé les attributs de croissance des huîtres et les données environnementales pour élaborer le BED (Filgueira *et al.* 2016; annexe B) requis pour le modèle d'évaluation de la capacité de charge FVCOM-BiCEM.
- **Diversité des bivalves intertidaux dans les substrats cultivés et non cultivés** : les données sur la biomasse des palourdes ont été fournies par l'industrie, le milieu universitaire et les sources de données sur les mollusques et crustacés du MPO.
- **Concessions aquacoles** : les renseignements sur les permis existants, nouveaux et modifiés ont été fournis par une voie de communication protégée à l'appui de la modélisation pour l'élaboration de scénarios.

Profils verticaux des attributs océanographiques : les profils verticaux de la température, de la salinité, de l'oxygène, de la turbidité, de la fluorescence *in vivo* et du PAR ont été recueillis à l'aide d'un profileur de CTP (conductivité, température, profondeur) Seabird-911 équipé d'une rosette de 24 bouteilles Niskin. Les données océanographiques physiques (température, salinité et oxygène dissous) recueillies lors de ces déploiements sont les mêmes que celles décrites à l'annexe A (FVCOM). En général, les profils CTP ont été réalisés au printemps et à l'été entre 2009 et 2019, avec une augmentation de la couverture des stations dans la zone limite du détroit de Georgia (y compris les entrées nord et sud). Les stations de l'axe central ont fait l'objet d'un relevé annuel, sauf en 2010, 2015 et 2017 (nombre réduit de stations). D'autres données CTP étaient disponibles dans le cadre des programmes de surveillance locaux du MPO, qui ont permis une couverture spatiale et temporelle accrue dans l'ensemble du domaine de modélisation. Cette longue série chronologique de données CTP porte sur la variation écosystémique mentionnée dans les objectifs 1a et 1b indiqués dans le cadre de référence (disponibilité des données et analyse de sensibilité du BiCEM).

Profils verticaux du plancton et variables des nutriments : des échantillons d'eau ont été prélevés lors des déploiements d'un profileur de CTP équipé d'une rosette de bouteilles Niskin, où une seule bouteille a été déclenchée à une certaine profondeur océanographique standard dans une série verticale pour saisir un profil d'analyses physiques et biologiques. Ces profondeurs d'échantillonnage normalisées (0, 5, 10, 15, 25, 50, 75, 100, 150, 200, 250, 300, 350 m) ont été établies par le groupe des propriétés de l'eau de l'Institut des sciences de la mer du MPO. On a analysé chaque échantillon d'eau pour déterminer les concentrations de seston

(matières particulaires en suspension), de carbone et d'azote particulaire, de production de phytoplancton (chlorophylle) et de nutriments dissous (nitrate/nitrite [NO₃/NO₂], phosphate [PO₄], silicate [SiO₃]).

En plus des profils verticaux de CTP et des propriétés biologiques dans le détroit de Baynes et la zone limite (nord du détroit de Georgia), trois autres stratégies de déploiement ont été établies pour recueillir des variables océanographiques physiques et biologiques (tableau C1).

- **Données horaires sur les marées des profils CTP verticaux (Seabird-911 équipé d'une rosette)** : trois stations fixes (ST2-nord, ST17-sud, ST23-extérieur du détroit de Baynes) en avril et juin 2017.
- Données de CTP chronologiques à profondeur fixe (cinq mètres) sur des radeaux de culture d'huîtres (sondes YSI-EXO2).
 - Déploiement à une profondeur de cinq mètres (hauteur du radeau de culture) à chaque site d'affinage d'huîtres dans les parties nord (pointe Denman) et sud (baie de Metcalfe) du détroit de Baynes. Parmi les autres endroits de déploiement où il n'y a pas eu d'affinage, mentionnons la marina de Comox, la baie Fanny et le chenal Lambert (figure 1).
 - Des échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide de bouteilles Niskin portables déployées à la profondeur des radeaux de culture d'huîtres (cinq mètres) pendant les essais d'affinage d'huîtres, puis transférés dans des bouteilles Nalgene d'un litre. Ces échantillons d'eau ont été prélevés pour appuyer les données de CTP chronologiques ainsi que la modélisation à l'aide du BED et du BiCEM.
- **Données chronologiques sur la température provenant d'enregistreurs HOBO fixés à trois plateaux d'huîtres** : les enregistreurs HOBO étaient attachés aux plateaux du haut, du milieu et du bas de piles de plateaux d'huîtres identiques déployés à la pointe Denman et dans la baie Metcalfe. Ces données ont appuyé la modélisation pour les huîtres à l'aide du BED qui est décrite à l'annexe B.

Tableau C1 : Variables océanographiques physiques et biologiques recueillies à partir des profils verticaux CTP et des déploiements à profondeur fixe pour les séries chronologiques. PAR = rayonnement photosynthétiquement actif.

| Déploiement | Profils verticaux | | Séries chronologiques Profondeur de 5 m | | Séries chronologiques, profondeur de 5 m, plateaux d'huîtres n ^{os} 2, 8 et 14 |
|--------------|-----------------------------|--------------------|--|--------------------|---|
| | Instrument/ échantillons | Échantillons d'eau | CTP YSI-EXO | Échantillons d'eau | Sondes de température HOBO |
| Période | 2009-2019 | 2009-2019 | 2016-2017 | 2016-2017 | 2016-2017 |
| Température | X | X | X | - | X |
| Salinité | X | X | X | - | - |
| Oxygène | X | X | X | - | - |
| Fluorescence | X | - | X | - | - |
| Turbidité | X | Seston | X | Seston | - |

| Déploiement | Profils verticaux | | Séries chronologiques Profondeur de 5 m | | Séries chronologiques, profondeur de 5 m, plateaux d'huîtres n ^{os} 2, 8 et 14 |
|----------------------------|--|--|--|----------------|---|
| | Instrument/ échantillons | CTP Seabird-911 | Échantillons d'eau | CTP YSI-EXO | Échantillons d'eau |
| Période | 2009-2019 | 2009-2019 | 2016-2017 | 2016-2017 | 2016-2017 |
| PAR | X | - | - | - | X |
| Extraction de chlorophylle | - | X | - | X | - |
| Nutriments dissous | - | X | - | - | - |
| Emplacements | Stations sélectionnées (voir le tableau A1 en annexe) | Stations sélectionnées (voir le tableau A1 en annexe) | Havre de Comox | Havre de Comox | - |
| | | | Pointe Denman | Pointe Denman | Pointe Denman |
| | | | Baie Fanny | Baie Fanny | - |
| | | | Baie Metcalfe | Baie Metcalfe | Baie Metcalfe |
| | | | Chenal Lambert | Chenal Lambert | - |

10.3.2. Analyses en laboratoire des échantillons d'eau

10.3.2.1. Concentration de seston organique et inorganique

Des filtres Advantec GF75 prépesés (diamètre de 25 mm; taille des pores de 0,3 µm) ont été placés dans des boîtes de Pétri étiquetées. Chaque échantillon d'eau (800 à 1 000 ml) a été filtré par un filtre Advantec GF75 prépesé, puis placé dans une boîte de Petri étiquetée, entreposé dans un congélateur et transporté au laboratoire dans une glacière. La concentration de seston a été déterminée par le poids de matière sèche sur le filtre, normalisé par le volume d'eau filtré. On a obtenu la valeur totale de seston en plaçant chaque boîte contenant un filtre dans un four de séchage à 55 °C pendant 24 heures ou jusqu'à ce qu'un poids constant soit atteint. On a desséché les échantillons pendant deux heures pour éliminer l'humidité pendant le processus de refroidissement. Le seston inorganique a été déterminé par la combustion des échantillons de seston séchés à 500 °C pendant deux heures ou jusqu'à l'atteinte d'un poids constant. Le seston organique a été calculé comme la différence entre les poids séchés et en cendres, normalisée par le poids séché pour chaque échantillon.

10.3.2.2. Concentration de carbone et d'azote dans le seston

Des filtres Advantec GF75 prépesés (diamètre de 25 mm; taille des pores de 0,3 µm) ont été utilisés pour filtrer les échantillons d'eau (300 à 1 000 ml), puis placés dans une boîte de Pétri étiquetée, entreposés dans un congélateur et transportés au laboratoire dans une glacière. Les filtres ont été séchés à une température de 55 °C. On les a desséchés pendant deux heures pour éliminer l'humidité pendant le processus de refroidissement. On a traité les filtres avec 0,5 M de HCl pour éliminer le carbone inorganique puis on les a envoyés à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) pour analyse par un analyseur Carlo-Erba NA-1500 pour la

détermination de la teneur en carbone organique et en azote. Les échantillons ont été lavés à l'eau distillée, centrifugés, séchés, homogénéisés et pesés avant l'analyse.

10.3.2.3. Abondance de chlorophylle (phytoplancton total et picoplancton)

Les échantillons ont été fractionnés en deux catégories de taille : 1) le phytoplancton total (plus de 0,3 μm) et 2) le picoplancton (0,3 à 2,0 μm). On a utilisé un filtre Advantec GF75 de 25 mm (taille des pores de 0,3 μm) pour déterminer le plancton total, tandis qu'on a utilisé des filtres GE en polycarbonate de 25 mm (taille des pores de 2,0 μm) avec le filtre de 0,3 μm pour estimer le picoplancton. On a filtré 180 ml d'eau de mer avec le filtre GF75 (0,3 μm), tandis qu'on a filtré 60 ml d'eau de mer avec le filtre GE (2,0 μm). Après la filtration, chaque filtre a été replié vers l'intérieur et placé dans un flacon à scintillation de 10 ml, puis entreposé dans un congélateur ou une glacière pour le transport vers le laboratoire. Les filtres à chlorophylle ont été placés dans de l'acétone à 90 % et extraits dans l'obscurité pendant 24 heures à une température de 5 °C. La solution d'acétone a été analysée pour la chlorophylle a (chl-a) à l'aide d'un fluoromètre de modèle 10 de Turner Designs selon la méthode de Parsons et ses collaborateurs (1984).

10.3.2.4. Concentrations de nutriments dissous (nitrate/nitrite [$\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$], phosphate [PO_4^{3-}], silicate [SiO_3^{2-}])

Les nutriments dissous ont été recueillis après filtration par un filtre en fibre de verre Whatman GF/F de 2,5 cm. Le filtrat a été capturé dans un tube Falcon pour les échantillons du profileur de CTP équipé d'une rosette et dans une bouteille Nalgene de 30 ml pour les échantillons des radeaux de culture d'huîtres. Les échantillons ont été congelés et placés dans une glacière pour être transportés au laboratoire. Les nutriments dissous ont été analysés à l'aide d'un analyseur Astoria suivant les méthodes décrites dans le document « Institute of Ocean Sciences Nutrient Methods and Analysis » (Barwell-Clarke et Whitney 1996).

10.3.2.5. Productivité primaire du phytoplancton

Afin d'établir un taux de productivité primaire pour chaque masse d'eau distincte dans le détroit de Baynes, des incubations de phytoplancton ont eu lieu dans la partie nord, la partie sud et à l'extérieur du détroit à l'aide d'amarrages simples avec des incubations de lumière et d'obscurité enrichies en ^{13}C à un mètre, cinq mètres et 10 m sous la surface. Le profileur de CTP équipé d'une rosette a été déployé et des échantillons d'eau ont été prélevés dans des bouteilles Niskin déclenchées à un mètre, cinq mètres et 10 m à chacun de ces endroits dans le détroit. L'eau de mer est restée dans les bouteilles Niskin pendant au moins 20 minutes pour s'adapter à l'obscurité avant le prélèvement des échantillons. Chaque site de déploiement avait 12 incubations en bouteilles de polycarbonate de 500 ml comportant deux bouteilles transparentes et deux bouteilles foncées à chaque intervalle de profondeur. On a transféré 650 ml d'eau de mer à partir de la bouteille Niskin d'un mètre dans chacune des quatre bouteilles de polycarbonate désignées pour l'incubation à un mètre de profondeur. Les bouteilles ont été complètement remplies et 600 μL de la solution de ^{13}C (six grammes de $\text{NaH}_2^{13}\text{CO}_3$ [99 % ^{13}C] dans 250 ml d'eau désionisée) ont été ajoutés dans chaque bouteille. On a étiqueté les bouteilles d'échantillon sur lesquelles on a vissé un bouchon. Cette procédure a été répétée pour les autres profondeurs et sites de déploiement. Un collier de serrage a été placé à mi-hauteur de chaque bouteille et inséré dans le cordage d'amarrage en polypropylène pour fixer la bouteille à une profondeur précise dans la colonne d'eau. Du ruban noir a été utilisé pour réduire l'usure du cordage par frottement lors du mouvement des bouteilles. Les déploiements dans les parties nord et sud du détroit de Baynes ont été suspendus à partir des radeaux à la pointe Denman et dans la baie Metcalfe respectivement, tandis que le déploiement à l'extérieur du détroit a nécessité un amarrage lesté du fond vers le haut. Tous les amarrages ont été construits de façon à normaliser les profondeurs des incubations. Des enregistreurs de

données de température et de lumière HOBO étaient fixés à chaque amarrage à toutes les profondeurs d'incubation. Les amarrages ont été récupérés après une période d'incubation de 24 heures. Le contenu de chaque bouteille a été filtré pour le fractionnement par taille : phytoplancton total (plus de 0,3 μm) et picoplancton (0,3 à 2,0 μm). Les filtres ont été placés dans des flacons à scintillation étiquetés et placés dans un congélateur. Avant l'expédition à l'UQAR pour analyse, on a ajouté un 100 μL de HCl 0,5 N à chaque flacon pour éliminer tout résidu de carbonates par évaporation durant la nuit.

10.3.2.6. Isotopes stables de carbone et d'azote

Les filtres de productivité primaire ont été envoyés à l'UQAR pour analyse. Les valeurs des isotopes stables ont été obtenues à l'aide d'un Thermo Finnigan Flash 1112 EA couplé à un Thermo Finnigan Delta Plus XL par un Conflo III. Les données ont fait l'objet d'une correction de témoin. On a corrigé les rapports d'isotopes de carbone pour tenir compte de la contribution à l'aide de la correction de Craig et on les a rapportés en notation par millier en fonction de l'échelle de VPDB. Les rapports des isotopes d'azote sont indiqués en notation par millier par rapport à l'AIR. La précision des données a été surveillée au moyen d'analyses de routine de normes internes rigoureusement étalonnées par rapport aux normes de l'AIEA. La précision des mesures de $\delta^{13}\text{C}$ et de $\delta^{15}\text{N}$ était de 0,12 ‰ et 0,22 ‰, respectivement ($n = 18$, 2 s). Les mesures de pourcentage C et N ont une précision de $\pm 10\%$ du pourcentage déclaré, qui est basé sur la masse. Les données ^{13}C ont été utilisées pour calculer l'assimilation du phytoplancton au cours de la période d'incubation comme taux de productivité primaire.

10.3.2.7. Estimations par satellite de la chlorophylle

Les concentrations de chlorophylle a ont été extraites de l'imagerie du satellite Sentinel-3 de l'Agence spatiale européenne (ESA; Morel *et al.* 2007a, b) à l'aide d'un algorithme semi-analytique standard de type OC4Me à rapport de bande maximal. Les deux imageurs de couleurs océaniques et terrestres (OLCI) de Sentinel-3 de l'ESA ont été lancés en février 2016 et avril 2018, ce qui permet désormais un intervalle de survol de moins de deux jours. Les données couvrant la période du 25 avril 2016 au 30 juin 2017 ont été traitées, couvrant le domaine du modèle pour le détroit de Baynes en sous-définissant toutes les scènes de Sentinel-3 fournies pour la zone d'intérêt. Les données ont été fournies sous la forme d'une série chronologique de moyennes de chlorophylle sur 10 jours pour toute la période décrite ci-dessus, sous la forme d'un seul fichier netcdf (total de 43 pas de temps d'avril 2016 à juin 2017).

10.3.2.8. Abondance et biomasse du zooplancton

Des traits de filets verticaux ont été effectués en avril et juin 2016 pour mesurer l'abondance et la biomasse du zooplancton. Le filet VNH SCOR mesurait deux mètres de long avec un maillage de 236 μm et un diamètre d'ouverture de 0,56 m. Un débitmètre TSK a été installé en position décalée à l'ouverture du filet pour enregistrer le volume filtré. Un poids de cinq kilogrammes a été utilisé pour stabiliser le filet pendant les traits verticaux. Le filet a été abaissé dans l'eau à une vitesse de 0,5 ms^{-1} et récupéré à une vitesse de 1 ms^{-1} . Des échantillons ont été conservés dans le formol (37,5 % de formaldéhyde dans de l'eau de mer filtrée tamponnée avec du borax). Chaque bocal à échantillon (250 ml) avait un rapport d'une partie d'échantillon pour deux parties d'agent de conservation. On a analysé les taxons de zooplancton au moyen d'un microscope à dissection afin de fournir des estimations de l'abondance qui ont ensuite été converties en biomasse. Des échantillons de zooplancton ont été prélevés à jusqu'à 40 stations dans l'ensemble du détroit de Baynes et dans le nord du détroit de Georgia pendant la période d'échantillonnage de 2016-2017. Comme les profondeurs dans le nord du détroit de Georgia étaient parfois plus grandes que dans le détroit de Baynes, les traits de filet réalisés dans le premier ont capturé des spécimens plus grands de zooplancton vivant plus en profondeur.

Suivant les conseils du groupe du MPO chargé du plancton et des propriétés de l'eau dans le Pacifique, les auteurs ont limité la communauté de zooplancton utilisée dans le modèle en fonction de la préférence saisonnière pour la profondeur, qui coïncide avec un spectre de taille et d'âge (p. ex. euphausiacés), afin d'uniformiser le zooplancton entre le détroit de Baynes et le nord du détroit de Georgia. Ces espèces plus grandes et vivant plus en profondeur ont été retirées des données utilisées pour construire les entrées du modèle ainsi que les espèces plus grandes qui se nourrissent principalement d'autres espèces de zooplancton afin d'adhérer plus étroitement à la variable modèle du zooplancton qui ne se nourrit que de phytoplancton et de débris organiques.

10.3.2.9. Taux de croissance des mollusques

Des naissains d'huîtres (d'environ 0,5 po) ont été placés sur des plateaux le 13 juin 2016 (pointe Denman) et le 14 juin 2016 (baie Metcalfe). La concentration initiale était de 750 naissains par plateau. Dix huîtres ont été prélevées sur chacun à une fréquence plus élevée au début de la période d'affinage d'un an et moins fréquemment vers la fin de la période.

10.3.2.10. Indice de condition des huîtres

Les tissus des huîtres ont été retirés de la coquille et placés dans un récipient en aluminium étiqueté et prépesé. Les tissus ont ensuite été séchés à l'aide d'un four à gravité VWR 1370 GM à 55 °C pendant 48 heures ou jusqu'à ce que le poids de l'échantillon soit constant. On a desséché les échantillons pendant deux heures avant la détermination de leur poids sec afin d'éviter la condensation possible pendant le processus de refroidissement. La teneur inorganique a été calculée à l'aide des valeurs de poids différentiel entre les mesures à l'état sec et à l'état de cendres, normalisées par le poids sec. Des échantillons séchés ont été réduits en cendres à 550 °C pendant deux heures dans un four Thermolyne 1400 pour ce calcul.

10.3.2.11. Inventaire des bivalves intertidaux

Les données sur les bivalves sauvages dans le détroit de Baynes ont été obtenues de l'unité des données sur les mollusques et les crustacés du MPO, qui est gérée par la section de l'évaluation des stocks située à la Station biologique du Pacifique. Ces données ont été obtenues selon un protocole d'échantillonnage normalisé décrit par Gillespie et Kronlund (1999) et Biggs (2015). Tous les échantillons ont été prélevés dans des zones de plage où l'aquaculture ne se pratique pas, soit dans la baie Mud, aux battures Base, à l'île Seal (barre de sable Comox), à la plage de Gartley, à Royston et dans le havre de Comox. Daphne Munroe a fourni des données sur les palourdes recueillies à la plage B du nord de l'île Denman et à la plage A du parc Fillongley (Munroe 2000). Rob Marshall (*Mac's Oysters*) a fourni des données sur les palourdes recueillies dans les concessions au sein et à côté des zones où des filets se trouvent aux battures Base et dans la baie Mud (figure C1).

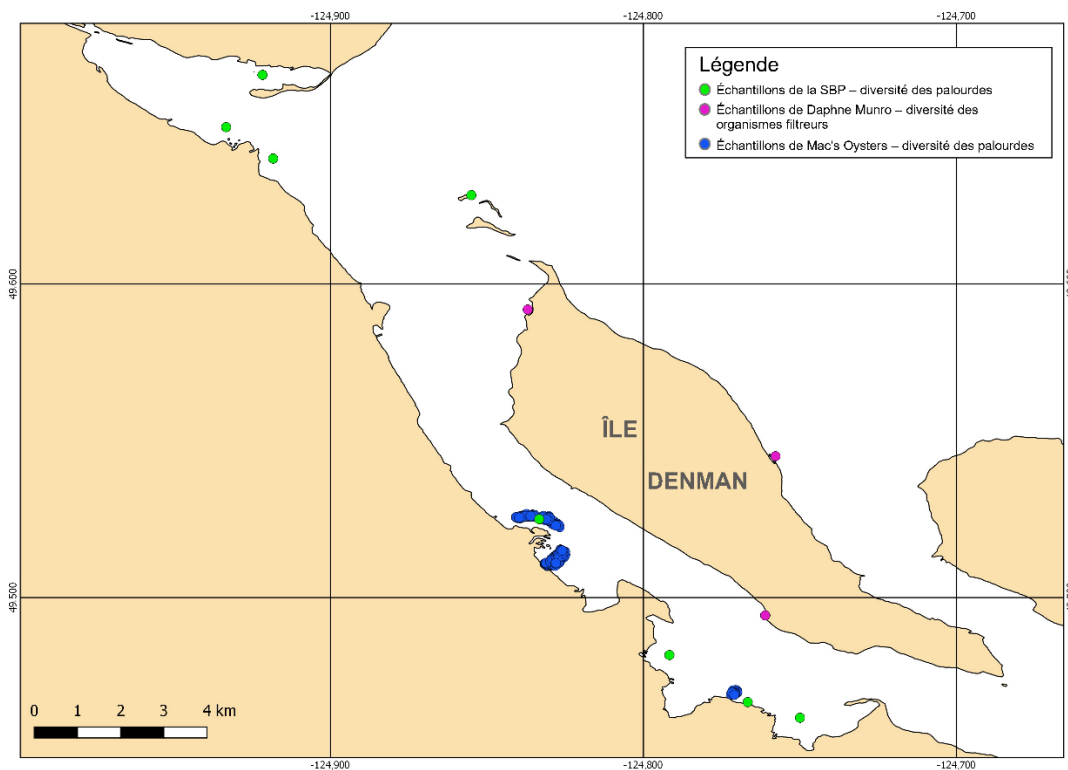


Figure C1 : Carte des sites d'inventaire des bivalves intertidaux utilisés pour calculer la taille et l'abondance des palourdes incluses dans le modèle axé sur l'écosystème du détroit de Baynes.

10.3.3. Application au domaine du détroit de georgia-détroit de Baynes

Le cycle annuel de mai 2016 à avril 2017 est au cœur de la présente application de modélisation couplée. Cette période a été jugée la plus appropriée quant à la disponibilité des données, en particulier en ce qui concerne la croissance des bivalves cultivés, pour appuyer l'effort d'étalonnage du modèle.

10.3.3.1. Couplage avec le FVCOM

Le modèle biogéochimique utilise exactement la même grille et le même transport advection-dispersion des variables que le FVCOM, de sorte qu'il peut directement utiliser les flux et les grandeurs scalaires (température, salinité) générés par le modèle hydrodynamique dans un couplage hors ligne. Le couplage hors ligne, où les résultats du modèle hydrodynamique sont d'abord générés et stockés, puis utilisés par le modèle biogéochimique, offre souplesse et efficacité temporelle pendant la phase d'étalonnage fastidieuse du modèle biogéochimique. Dans la présente application, une fréquence de 20 minutes pour le stockage des résultats du FVCOM a été utilisée comme compromis entre les processus hydrodynamiques détaillés et l'aspect pratique (disponibilité de l'espace de stockage et durée des transferts de fichiers réseau).

Le FVCOM fournit également des renseignements sur le mouillage et l'assèchement dans les zones intertidales. Dans ces zones, lorsqu'une cellule de la grille du modèle est asséchée selon les résultats du modèle hydrodynamique, tous les processus biogéochimiques, y compris l'alimentation des bivalves sauvages et cultivés, sont arrêtés jusqu'à ce que la zone soit de nouveau inondée à la prochaine marée.

10.3.3.2. Structure biogéochimique

Le modèle biogéochimique original est fondé sur le modèle CE-QUAL-ICM (Cerco et Cole 1993) qui a d'abord été élaboré pour répondre aux questions liées à la biogéochimie côtière-littorale, comme l'eutrophisation. Ce modèle peut simuler jusqu'à 32 variables d'état, y compris trois classes de phytoplancton et deux classes de zooplancton, ainsi que des cycles distincts pour le carbone, l'azote, le phosphore et la silice. Tout au long du présent document, les acronymes utilisés font référence aux noms des variables plutôt qu'aux constituants chimiques correspondants. L'oxygène dissous (ici noté comme O₂) est également pris en compte et le modèle peut intégrer un module de sédiments diagénétiques détaillé. Le choix de la structure biogéochimique finale pour l'application dans le détroit de Baynes (figure C2) a été motivé par 1) l'inclusion de la complexité minimale requise pour simuler adéquatement les principales caractéristiques de l'écosystème pélagique et répondre à la question sur la capacité de charge et 2) la disponibilité des données pour restreindre et valider les variables incluses. Par conséquent, en supposant une limitation de l'azote, seul le cycle N a été pris en compte et limité au nitrate-NO₃ + nitrite-NO₂ (noté comme NO₃), à l'ammonium (noté comme NH₄), à une classe de phytoplancton (phyto), à une classe de zooplancton (zoo) et aux matières organiques non vivantes divisées entre l'azote organique dissous et particulaire (AOD et AOP). La formulation par défaut de l'ICM et les paramètres d'atténuation de la lumière dans la colonne d'eau ont été utilisés dans cette application, en tenant compte des contributions du phytoplancton chlorophylle *a*, des particules totales en suspension et des matières organiques dissoutes. La validité générale des valeurs d'atténuation a été vérifiée en fonction des observations faites au moyen des profils de CTP verticaux (détaillés à la section 10.3.1) équipés d'un capteur de PAR. Les valeurs simulées et observées fluctuaient légèrement autour d'une atténuation typique de 0,3 m⁻¹. Le milieu benthique a été maintenu à un niveau de complexité minimal avec des flux d'échange de NO₃, NH₄ et O₂ prescrits, uniformes sur le plan spatial et dépendant de la température, basés sur des mesures *in situ* (Lavoie *et al.* 2016). D'autres variables liées aux composantes des mollusques sont décrites à la section suivante.

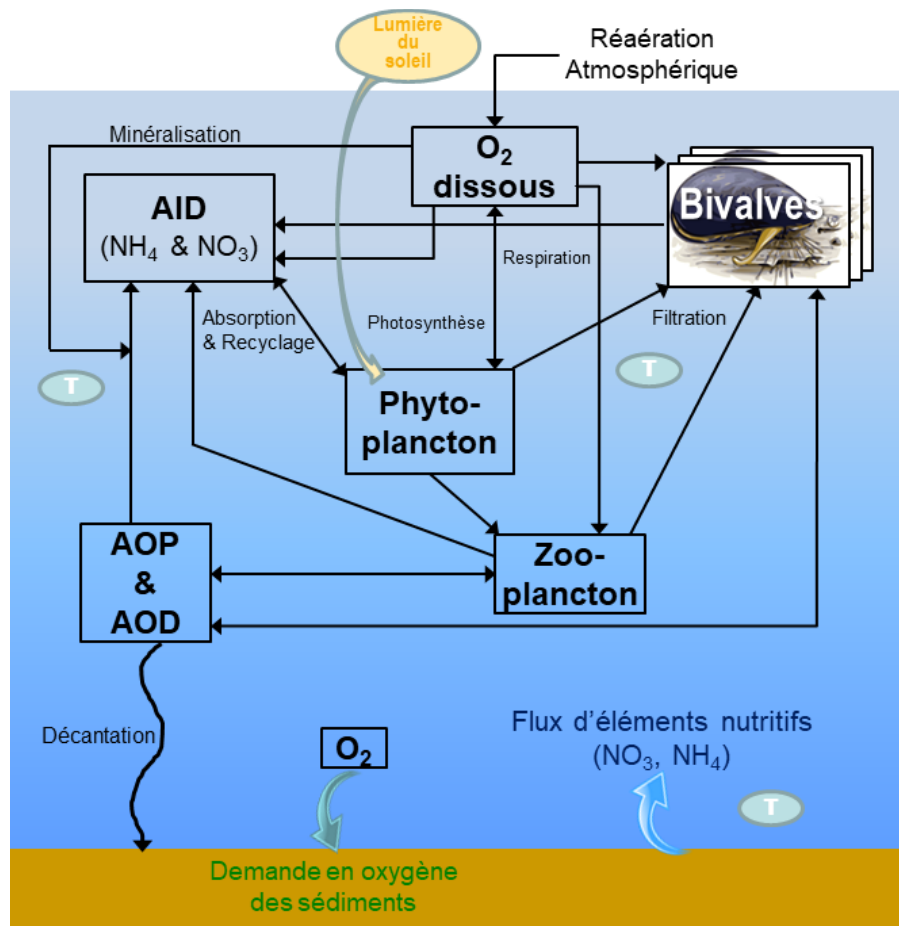


Figure C2 : Structure biogéochimique du BiCEM comme mise en œuvre pour la présente étude. T : la température de l'eau, qui régule la plupart des processus biochimiques du modèle; voir le texte pour les autres acronymes.

10.3.3.3. Intégration des bivalves sauvages et cultivés

La composante « bivalves » du modèle nécessite une intégration spatiale et biochimique. Tout d'abord, les géolocalisations ont été obtenues à partir de la répartition des exploitations et des gisements sauvages fournie par la DGA du MPO (figure 2) et le système de gestion de l'information sur les ressources côtières du gouvernement provincial de la Colombie-Britannique (figure C3), respectivement. La répartition des bivalves sauvages se limite aux zones intertidales et subtidales élevées et exclut les espèces vivant dans les parties plus profondes du détroit. Cette limitation empêche le BiCEM de prendre explicitement en compte la dynamique des populations sauvages. Toutefois, leur contribution à la dynamique de l'écosystème est implicitement prise en compte dans le scénario « Actuel » (référence 2016-2017), car cette contribution a été reflétée par les observations recueillies et utilisées pour étalonner le BiCEM au cours de cette période. De plus, le fait de ne pas inclure explicitement cette composante dans l'évaluation de la capacité de charge, qui est effectuée par comparaison de différents scénarios de modélisation, donne lieu à l'hypothèse que l'influence de cette composante sur la dynamique de l'écosystème ne change pas d'un scénario à l'autre.



Figure C3 : Carte de la répartition des gisements de palourdes sauvages dans la région du détroit de Baynes (source : [iMapBC](#)).

Pour les bivalves cultivés, on a utilisé les rapports de production annuels également fournis par la DGA du MPO pour 2015-2016 pour déterminer quelles espèces ont été produites dans chaque exploitation. Aux fins de la modélisation, cette information a été compilée selon les cinq catégories de bivalves différentes ci-dessous.

- Gisements de palourdes sauvages
- Palourdes cultivées sur le fond
- Huîtres cultivées sur le fond
- Palourdes et huîtres cultivées ensemble sur le fond
- Huîtres cultivées sur des radeaux en suspension

Dans le cas de la culture d'huîtres en suspension, les radeaux étaient placés à cinq mètres sous la surface de l'eau et s'étendaient sur 1,5 m, sauf dans les zones où les profondeurs

étaient inférieures à 9,5 m, où ils étaient élevés jusqu'à deux mètres sous la surface pour tenir compte de l'amplitude des marées.

L'encrassement biologique sur l'équipement de culture en suspension (plateaux empilables) n'était pas important et consistait en une légère couche d'une population de caprellidés et de jeunes oursins (un à deux centimètres) à l'occasion. Tandis que l'oursin broute les biofilms sur les substrats, les caprellidés possèdent une alimentation de type filtrage facultative dans la colonne d'eau et par raclage sur le substrat. Il était rare de trouver une ascidie plissée ou une éponge encroûtée attachée à une coquille d'huître. Les huîtres ont étéensemencées dans de nouveaux plateaux empilables à la mi-juin et transférées dans des plateaux empilables propres de taille différente en octobre. Le rapprochement des plateaux d'huîtres empilables peut avoir réduit l'encrassement biologique en raison 1) du mouvement permanent des vagues et des courants de marée et 2) du mouvement vertical associé aux opérations de culture. En ce qui concerne la biomasse relative entre les organismes d'encrassement biologique et les huîtres cultivées, la concurrence des organismes d'encrassement biologique pour les ressources alimentaires se traduirait par du bruit dans le système, n'influençant donc pas l'appauvrissement potentiel du phytoplancton détecté par l'alimentation des huîtres. Par conséquent, l'influence de l'encrassement biologique n'a pas été explicitement incluse dans la structure du BiCEM.

De plus, toutes les palourdes (sauvages et cultivées) incluses dans le modèle ont été considérées comme des palourdes japonaises. Selon les relevés des gisements sauvages dans le détroit de Baynes, la palourde japonaise est de loin l'espèce de palourde la plus abondante (abondance relative moyenne de 72,5 %, unité des données sur les mollusques et les crustacés de la Station biologique du Pacifique du MPO). D'après les rapports de production annuels, il s'agit également de l'espèce la plus couramment cultivée dans la baie, représentant plus de 88 % de toute la production de palourdes en poids pour les années 2011 à 2016. De plus, le manque actuel de données permettant de créer des modèles physiologiques dédiés à d'autres espèces (Filgueira *et al.* 2016) a empêché l'inclusion d'une plus grande diversité. Le compromis résultant de l'inclusion de toutes les exploitations de culture de palourdes, mais en tant qu'exploitations de palourdes japonaises, a été jugé suffisamment représentatif pour la présente évaluation de la capacité de charge.

Enfin, le bilan énergétique dynamique pour les espèces de bivalves sauvages et cultivées (palourde japonaise, *Venerupis philippinarum* [Filgueira *et al.* 2016] et huître creuse du Pacifique, *Crassostrea gigas* [annexe B]) a été relié à la structure biogéochimique du BiCEM par leur consommation de particules en suspension (phytoplancton, AOP et marginalement zooplancton), leur respiration et leur excrétion de formes dissoutes, sous forme d'ammonium, et de particules (matières fécales). L'alimentation à partir de différents types de particules a été mise à l'échelle à l'aide de différents facteurs (0 à 1) tenant compte de la préférence et de la pertinence de chaque type de proie par les bivalves. Par souci de simplicité, les mêmes facteurs de préférence ont été utilisés pour les palourdes et les huîtres et ont été établis à 0,9, 0,7 et 0,5 pour le phytoplancton, l'AOP et le zooplancton, respectivement. Une valeur plus faible a été utilisée pour le zooplancton afin de refléter le fait que cette variable comprend des espèces trop grandes ou trop mobiles pour être considérées comme de la nourriture pour les bivalves. Les matières fécales ont été comptabilisées au moyen d'une variable de détritus (BDPN) précise, soumise exactement à la même dynamique que l'AOP, mais avec sa propre vitesse de décantation.

10.3.4. Données à l'appui de l'élaboration du modèle

10.3.4.1. Variables pélagiques

Toutes les données à l'appui des limites ouvertes et des conditions initiales des variables pélagiques du BiCEM (à l'exception du zooplancton, voir ci-dessous pour plus de détails sur cette variable particulière) ont été fournies par les profils verticaux de CTP recueillis au moyen d'un profileur équipé d'une rosette lors de diverses expéditions du MPO dans les régions du détroit de Georgia et du détroit de Baynes (voir la figure C4 pour l'emplacement des stations de profilage). Les stations du nord et du sud (16 et 27) ont été utilisées pour établir des cycles saisonniers (à partir de l'échantillonnage effectué en avril, juin, septembre et novembre) à la limite ouverte correspondante, comme indiqué à la figure C5 et détaillé ci-dessous.

En ce qui concerne le phytoplancton, comme la dernière observation disponible en 2016 était en novembre et la première de 2017 était en avril, aucune donnée n'était disponible pour contraindre la prolifération printanière de 2017. Un forçage de la prolifération printanière (moment, durée et amplitude) a été reconstruit à partir des observations satellitaires et des résultats du modèle pour le détroit de Georgia (Allen et Wolfe 2013, Gower *et al.* 2013, Gower et King 2012) et imposé uniquement à la limite sud.

Des renseignements sur la biomasse du zooplancton étaient disponibles à partir des traits de filet verticaux effectués en avril et juin 2016. Toutes ces données ont été regroupées et on a éliminé les espèces plus grandes et vivant plus en profondeur, comme il est décrit à la section 10.3.2, afin de dériver une seule biomasse uniforme qui a ensuite été utilisée pour ajuster un cycle saisonnier en fonction des séries chronologiques de la biomasse observée dans le détroit de Georgia (Mackas *et al.* 2013). Conformément aux pratiques courantes, la biomasse du zooplancton est exprimée en équivalents de carbone et un rapport carbone-azote $Z_{nc} = 0,2$ a été utilisé pour les conversions dans le BiCEM. Pour les conditions initiales et limites, la biomasse du zooplancton était uniformément répartie sur les couches supérieures de la colonne d'eau et jusqu'à une profondeur de 100 m. Sous cette profondeur, une biomasse constante et uniforme de 0 mgN L^{-1} a été imposée. L'agrégation de toute la diversité du zooplancton en une seule variable limite fortement la capacité du modèle à détailler la dynamique de ce niveau trophique. L'intention est de fournir une biomasse globale réaliste pour cette variable et la pression de broutage conséquente sur les proies. Par ailleurs, la réponse de cette variable globale aux variations de la disponibilité de la nourriture devrait être considérée comme une représentation très rudimentaire des variations dans l'utilisation de la masse/énergie par rapport aux niveaux trophiques inférieurs. Une interprétation plus poussée des conséquences aux niveaux trophiques supérieurs était hors de la portée de la présente évaluation et ne devrait pas être tentée compte tenu des limites du modèle susmentionnées.

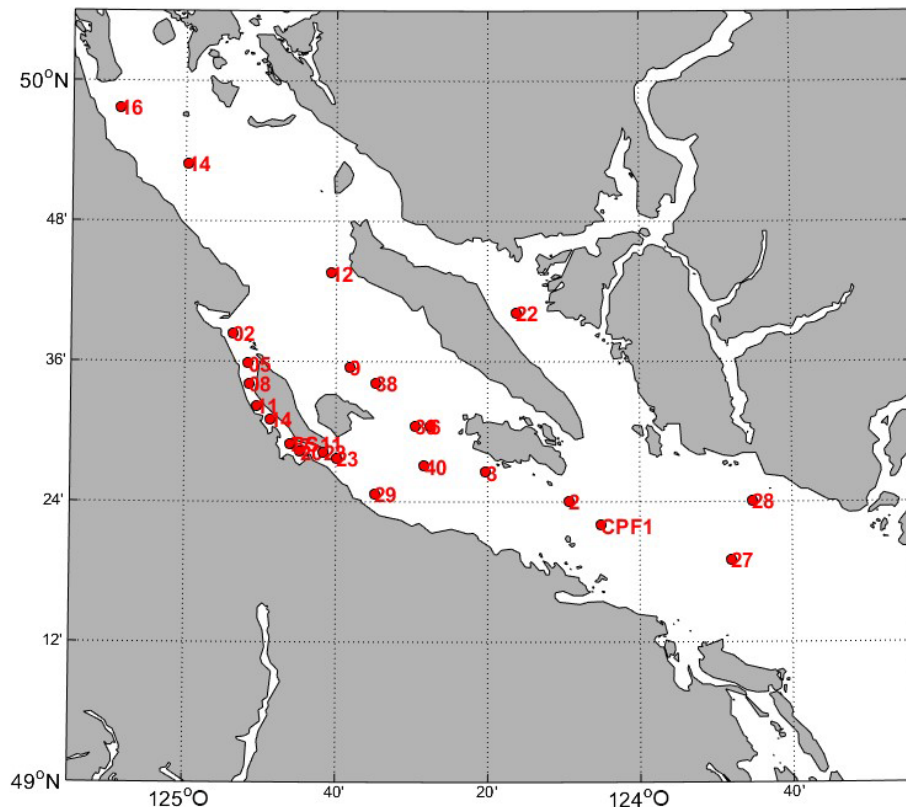


Figure C4 : Carte des stations utilisées pour créer les entrées pour le BiCEM. Les stations 27 (sud) et 16 (nord) ont été utilisées pour les conditions limites; les données de toutes les stations au printemps 2016 ont été incluses dans l'ensemble des conditions initiales.

Toutes les données recueillies aux stations visitées lors des expéditions du printemps 2016 ont servi à l'élaboration des conditions initiales du modèle. Les profils de données ont d'abord été interpolés individuellement dans la verticale sur une grille de profondeur régulière. Les profils réguliers ont ensuite été interpolés dans l'espace à l'aide de l'Interpolation de données par analyse variationnelle (DIVA) pour couvrir l'ensemble du domaine du modèle 3D pour les conditions initiales ou les sections de grille correspondant aux limites ouvertes.

Les observations de l'AOP comprennent les matières détritiques et non détritiques (surtout du phytoplancton), tandis que la variable AOP du modèle ne tient compte que des matières mortes. La partie non détritique a ensuite été retirée de l'AOP total à l'aide de la concentration de phytoplancton observée (mesurée en $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$) dans l'échantillon correspondant et d'un facteur de conversion basé sur le rapport carbone-azote de Redfield et un rapport C/Chl-a fixe de $55 \text{ Cg gChl-a}^{-1}$. Les données disponibles étaient insuffisantes pour fournir un cycle saisonnier détaillé aux limites, qui ont ensuite été forcées avec une valeur très faible constante et uniforme ($0,001 \text{ mgN L}^{-1}$).

Aucune donnée n'était disponible pour construire des entrées pour les variables AOD et NH_4 . Par conséquent, les conditions initiales et limites de ces deux variables ont été maintenues à une valeur nulle uniforme et constante.

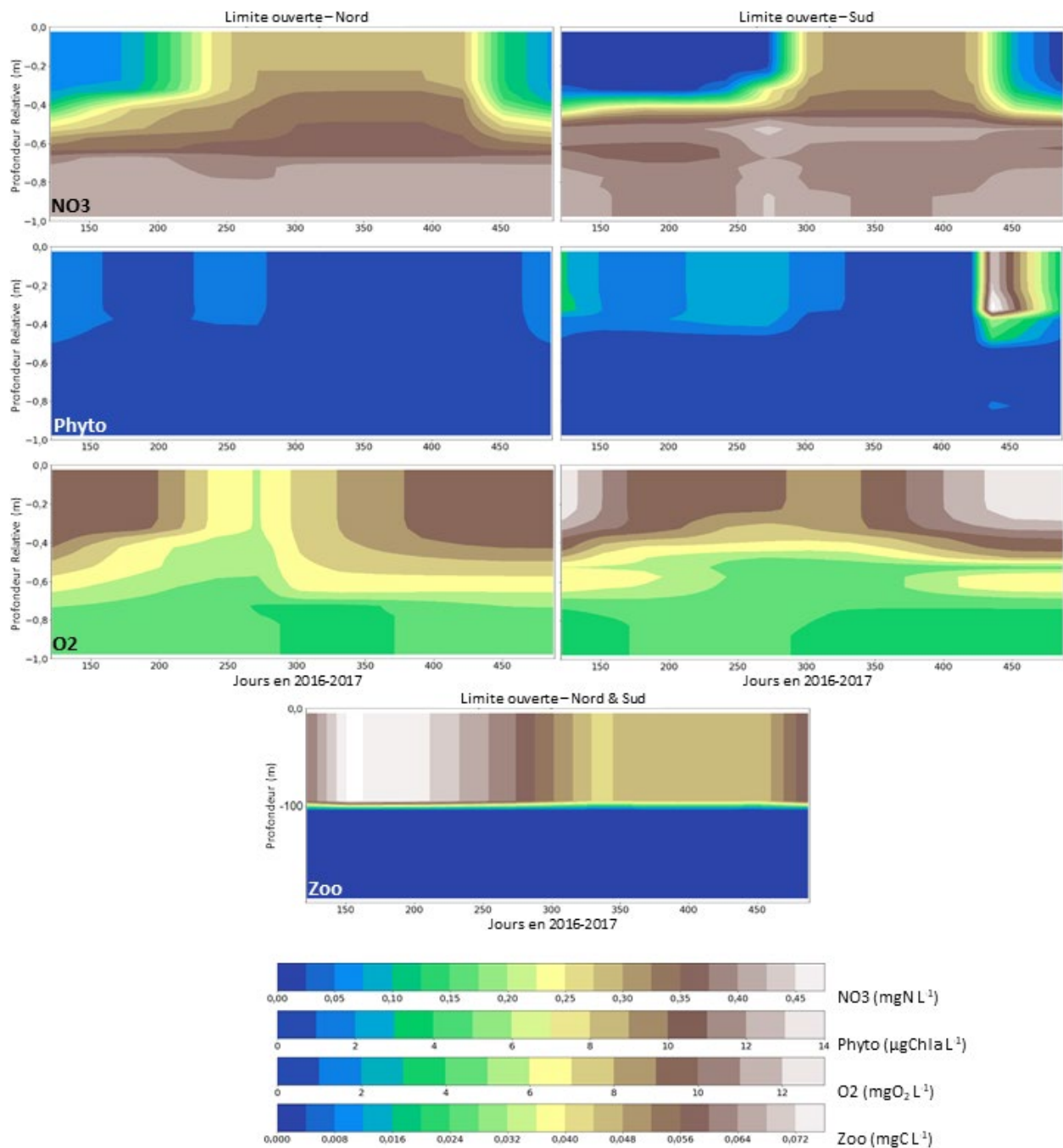


Figure C5 : Forçage des limites ouvertes du BiCEM pour les variables avec suffisamment de données à l'appui pour créer des conditions variables dans le temps. Ces profils ont été construits à partir des données recueillies aux stations 16 (nord) et 27 (sud), ce qui a mené à des conditions horizontalement uniformes à chaque limite. L'axe des x s'étend du 1^{er} mai 2016 au 30 avril 2017.

10.3.4.2. Bivalves

En plus de la répartition spatiale des bivalves sauvages et cultivés, le BiCEM nécessite des entrées d'abondance ou de densité (ind. m⁻²) et de taille initiale (longueur de la coquille et poids sec des tissus) pour les diverses combinaisons d'espèces et de culture/habitat. Le tableau C2

résume tous les renseignements nécessaires aux simulations au moyen du BiCEM et les sections suivantes décrivent les données et les méthodes utilisées pour calculer ces entrées.

Palourdes

Les données de relevé de l'unité des données sur les mollusques et les crustacés du MPO et les données de l'industrie ont été utilisées pour estimer les densités de palourdes dans les gisements sauvages (146 ind. m⁻², n = 3 126 s'étendant de 1980 à 2016) et d'élevage (400 ind. m⁻², n = 2 033 s'étendant de 1999 à 2004), respectivement. L'estimation de la densité de culture a tenu compte des différences potentielles entre les zones avec et sans filets de chargement et a été utilisée dans toutes les concessions déclarant la production de palourdes. Seuls des sous-ensembles de ces données ont également fourni des renseignements sur la longueur de la coquille et l'âge des palourdes échantillonnées (n = 53 et 1 035 pour les palourdes sauvages et cultivées, respectivement). Ces données ont également été utilisées pour obtenir une longueur moyenne de la coquille représentative de l'ensemble de la population. La longueur moyenne de la coquille pour chaque groupe d'âge a été pondérée par la fréquence relative de ce groupe dans la population pour obtenir la moyenne globale. Les estimations distinctes pour les palourdes sauvages et cultivées étaient très semblables (à moins de trois millimètres) de sorte qu'une seule longueur initiale de la coquille de 31,3 mm a été utilisée pour tous les modèles des palourdes. Un poids initial correspondant des tissus des palourdes (163,6 mg de poids sec) a été estimé à partir des données publiées (Flye-Sainte-Marie *et al.* 2007, Robert *et al.* 1993) qui ont également servi à l'estimation des paramètres des palourdes du BED utilisés dans le BiCEM (Filgueira *et al.* 2016).

Huîtres

Très peu d'information bien documentée était disponible pour établir les entrées du modèle pour les huîtres cultivées sur le fond. Nous avons considéré que la densité pouvait varier de 25 à 60 huîtres m⁻², lorsqu'elle était rapportée à l'ensemble de la zone de la concession. La longueur de la coquille à l'ensemencement se situe entre 40 et 50 mm et la période de croissance s'étend de deux à quatre ans selon la densité et la longueur de la coquille ciblée à la récolte. D'après cette information, une densité moyenne de 40 huîtres m⁻² a été utilisée pour l'ensemble des exploitations du détroit de Baynes. La longueur initiale de la coquille (56 mm) a été choisie pour que la longueur moyenne annuelle de la coquille soit représentative des huîtres au milieu du cycle de production. Le poids initial des tissus (630 mg de poids sec) a été estimé à partir d'huîtres cultivées en suspension ayant la même longueur de la coquille. L'influence de la composante des huîtres cultivées sur le fond a été mise à l'essai au moyen de l'analyse de sensibilité du modèle dans le contexte de l'évaluation actuelle de la capacité de charge.

Les données d'entrée pour la culture d'huîtres en suspension provenant des radeaux ont été établies à partir des renseignements fournis par des collaborateurs de l'industrie dans le cadre de ce projet et de la surveillance de la croissance des huîtres effectuée sur leurs sites en 2016-2017. Ventilée en unités de culture, la densité moyenne des huîtres utilisées correspond à 100 à 150 douzaines d'huîtres par pile de plateaux et suppose qu'un radeau de sept mètres sur sept mètres peut contenir entre 80 et 100 piles. Aux fins d'entrées pour le BiCEM, cette densité d'unités de culture a été répartie sur la zone de concession à l'aide d'une occupation relative de la concession (c.-à-d. le ratio de la superficie couverte par des radeaux par rapport à la superficie totale de la concession) estimée à partir des images satellitaires du détroit de Baynes disponibles sur Google Earth. La première période d'échantillonnage de notre surveillance de la croissance des huîtres à la fin de juin 2016 a fourni une taille d'huître de référence en ce qui concerne la longueur de la coquille et le poids des tissus. Nous avons extrapolé cette référence dans le temps jusqu'au début de la simulation de mai en utilisant le premier taux de croissance observé pour produire une estimation préliminaire de la taille initiale. Enfin, la taille initiale

préliminaire a été ajustée finement afin que le modèle et les observations correspondent au moment du premier échantillonnage.

De plus amples renseignements sont requis sur le stade des espèces de bivalves dans leur cycle de reproduction respectif au début de la simulation afin de limiter les valeurs initiales des trois variables du BED à partir de la longueur de la coquille et du poids des tissus initiaux. Les hypothèses formulées à cet égard sont résumées dans le tableau C2. Finalement, nous avons supposé que les concessions déclarant une production mixte de palourdes et d'huîtres utilisaient la moitié de la superficie disponible pour chaque espèce cultivée.

Tableau C2 : Entrées utilisées pour les composantes « bivalves » du BiCEM.

| Type d'habitat/de culture | Espèce | Densité (ind. m ⁻²) | Taille initiale | | Hypothèse du cycle reproducteur |
|--------------------------------|----------------------------|---------------------------------|------------------------------|------------------------------------|---------------------------------|
| | | | Longueur de la coquille (mm) | Poids des tissus (mg de poids sec) | |
| Population sauvage sur le fond | Palourde japonaise | 146,0 | 31,3 | 163,6 | Tôt – 20 %* |
| Culture sur le fond | Palourde japonaise | 400,0 | 31,3 | 163,6 | Tôt – 20 %* |
| Culture sur le fond | Huître creuse du Pacifique | 40,0 | 56,0 | 630,0 | Tôt – 10 %** |
| Culture en suspension | Huître creuse du Pacifique | 258,7 | 6,0 | 0,3 | Juveniles – 0 % |

* La fraie commence habituellement en juin (Gillespie *et al.* 2012).

** Les partenaires de l'industrie ont signalé une fraie partielle à la fin de juin en 2016 et en 2017.

10.3.4.3. Flux benthiques

Une recension des écrits n'a pas fourni suffisamment de données pour estimer des flux d'échange sédiments-eau vraiment représentatifs à l'échelle du détroit de Baynes. Les flux signalés dans une étude récente menée dans le détroit dans les zones intertidales et subtidales supérieures (Lavoie *et al.* 2016) et résumée au tableau C3 ont été considérés comme les meilleures données disponibles pour contraindre cette composante du BiCEM et ont été utilisés dans tout le domaine du modèle. Compte tenu de l'incertitude associée à cette approche, une attention particulière a été accordée à ces flux dans notre analyse de sensibilité.

Tableau C3 : Flux d'échange sédiments-eau de composants inorganiques dissous utilisés dans le BiCEM et plages tirées d'une recension des écrits ciblant les zones côtières de la mer des Salish et de l'ouest de l'île de Vancouver. Les flux positifs sont à l'extérieur des sédiments.

| Variable | Flux benthique précisé (g m ⁻² d ⁻¹) | Plages dans les écrits* (g m ⁻² d ⁻¹) |
|----------|---|--|
| NO3 | 0,0017 | -0,027 à 0,016 |
| NH4 | 0,1616 | -0,006 à 0,211 |
| O2 | -0,0438 | -1,710 à -0,100 |

* Essentiellement : Belley *et al.* 2016, Ingall *et al.* 2005, Khangaonkar *et al.* 2012 et Rigby 2019.

10.3.4.4. Apports fluviaux

Les données sur la qualité de l'eau d'Environnement et Changement climatique Canada provenant des rivières Tsolum et Englishman (stations les plus proches du détroit de Baynes, 08HB0018 et 08HB0019) ont été combinées pour établir des séries chronologiques mensuelles des concentrations de NO₃, d'AOD et d'O₂ pour 2016-2017 (figure C6). Une valeur constante de la concentration d'AOP dans les rivières a été calculée à partir d'observations effectuées dans les rivières Oyster et Englishman (AOP = 0,652 mgN L⁻¹; Sutton *et al.* 2013). Compte tenu de la différence environnementale par rapport au reste du domaine du modèle (c.-à- d. eau douce par rapport à eau de mer), les apports fluviaux de phytoplancton et de zooplancton ont été maintenus à zéro comme pour le NH₄ dont la concentration a été supposée beaucoup plus faible que le NO₃. Les concentrations de toutes les composantes ont été combinées aux débits dans la rivière inclus dans la simulation du FVCOM (voir l'annexe A) afin de fournir les entrées finales variables dans le temps, dans le domaine du modèle.

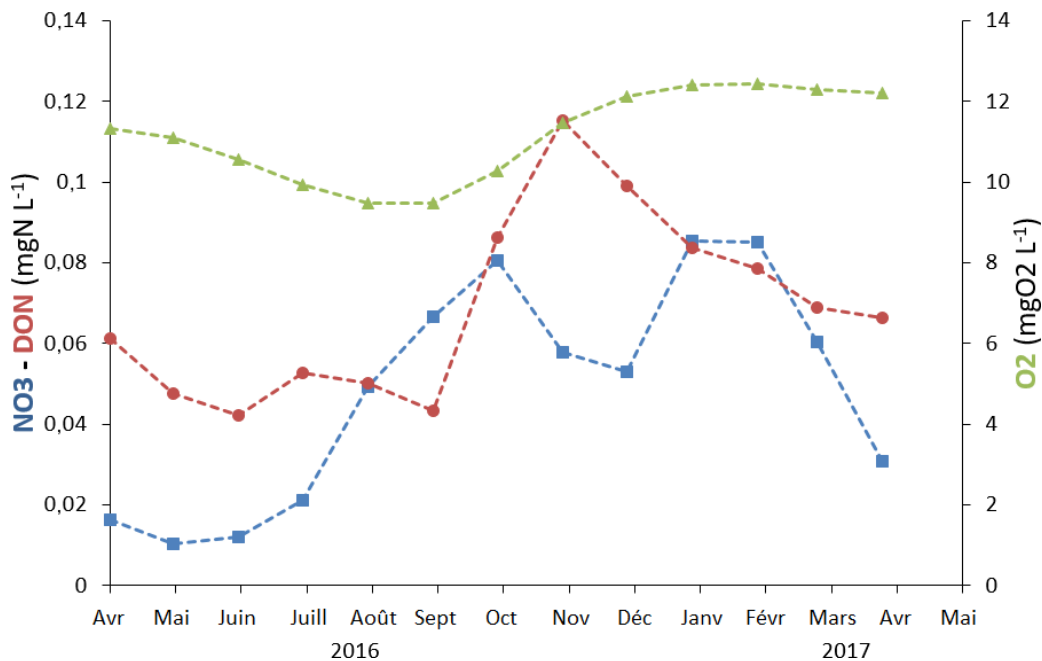


Figure C6 : Concentrations dans les débits d'eau douce pour les variables avec suffisamment de données à l'appui pour établir des conditions variables dans le temps.

10.3.5. Procédure d'étalonnage

L'étalonnage du BiCEM a commencé à partir de l'ensemble de paramètres utilisé dans l'application du FVCOM-ICM à Puget Sound et a continué avec le réglage de certaines valeurs de paramètres pour atteindre la meilleure correspondance entre les résultats du BiCEM et les observations. Les données disponibles pour cette comparaison consistaient en profils verticaux de variables pélagiques (principalement le NO₃ et le phytoplancton) recueillis pendant les expéditions du MPO en juin 2016 et en avril 2017, complétés par des séries chronologiques d'échantillons de phytoplancton et d'AOP provenant des deux sites d'élevage d'huîtres en suspension utilisés dans notre surveillance de la croissance. Ces sites ont également été équipés de sondes à paramètres multiples qui ont fourni des séries chronologiques à intervalles de 10 minutes de la concentration de phytoplancton (mesurée par fluorométrie et converties en unités Chl-a) à la profondeur des radeaux de culture d'huîtres de la fin d'avril au début de décembre 2016. Le bruit a été éliminé de ces séries provenant des sondes à l'aide d'un opérateur de moyenne mobile avant qu'elles soient sous-échantillonnées à un pas de temps

horaire. Les séries horaires ont fait l'objet d'une moyenne quotidienne supplémentaire afin d'éliminer les fluctuations de fréquence plus élevées. Ces données ont été jugées indicatrices de l'abondance relative du phytoplancton étant donné la difficulté de calibrer les mesures de fluorescence *in situ* et ont été utilisées pour explorer la variabilité de fréquence élevée des résultats du BiCEM. Pour faciliter la comparaison visuelle, les séries finales provenant des sondes ont été ajustées à l'aide d'un facteur d'échelle calculé comme étant le rapport entre les résultats du modèle et les observations des sondes au cours des deux premières semaines de la série, lorsque les données des sondes étaient moins sujettes à l'effet de distorsion causé par l'encrassement biologique. Les séries chronologiques sur la concentration du phytoplancton ont également été construites à partir de l'imagerie satellitaire de Sentinel-3 (Agence spatiale européenne), données librement disponibles extraites du [portail d'observation de la Terre d'EUMETSAT](#) [en anglais seulement], et traitées à l'aide de l'algorithme standard OC4Me pour dériver les concentrations de Chl-a (Morel *et al.* 2007a, b). Une série chronologique composite de 10 jours a été compilée à partir de ces images, ce qui a permis d'évaluer plus à fond le cycle saisonnier simulé par le BiCEM et en particulier le début de la production au printemps 2017.

Les ensembles de données sur la croissance des huîtres des deux élevages d'huîtres en suspension ont également été comparés à la croissance prédite par la composante « huîtres » du BED à chaque site et en matière de longueur de la coquille et de poids des tissus afin de peaufiner le paramètre du BED initialement calculé par Filgueira et ses collaborateurs (2016).

L'adéquation des résultats du BiCEM avec les observations a été centrée uniquement sur les emplacements du détroit de Baynes et évaluée grâce à des comparaisons visuelles qualitatives pour la plupart. Des évaluations quantitatives, en tant qu'écart moyen quadratique, ont également été fournies dans la mesure du possible. La simulation avec l'ensemble de paramètres offrant le meilleur ajustement a été choisie comme simulation de référence, qui comprenait une composante « conchyliculture » représentative des conditions de 2016-2017 décrites pour le scénario « Actuel » (section 3.3).

10.3.6. Analyse de sensibilité

Le très grand nombre de paramètres impliqués dans la dynamique du BiCEM a empêché une analyse de sensibilité systématique. Le choix du sous-ensemble de paramètres/processus à inclure dans cette analyse a été motivé par 1) la pertinence de l'information générée en ce qui concerne le fonctionnement du détroit de Baynes en général et sa capacité de charge pour la conchyliculture en particulier, 2) la rareté des données pour contraindre une valeur de paramètre donnée comme mentionné dans les sections précédentes et 3) toute sensibilité particulière observée pendant la phase d'étalonnage. Dans la mesure du possible, on a suivi une approche systématique en changeant chaque paramètre ou valeur de processus sélectionné de +10 % et -10 %. Les variations dans les résultats du BiCEM correspondant à chaque cycle de sensibilité ont été comparées à la simulation de référence pour une ou plusieurs variables de réponse pertinentes. Les scénarios conçus spécifiquement pour explorer les questions sur la capacité de charge et présentés dans le document principal ont également contribué à évaluer la sensibilité du BiCEM. Les scénarios de sensibilité (s) et de référence (r) ont été comparés en fonction d'un indice de sensibilité (IS, %) représentant la variation relative de la variable de réponse X comme suit :

$$IS = 100 \times \frac{X_s - X_r}{X_r}$$

Cet indice de sensibilité peut varier à la fois dans le temps et dans l'espace, de sorte que des procédures de calcul de la moyenne ont dû être utilisées pour faciliter la comparaison entre les scénarios. Premièrement, pour les variables pélagiques, y compris les huîtres cultivées en

suspension qui peuvent être distribuées sur plusieurs couches verticales du modèle, une intégration verticale a été utilisée avant le calcul de l'indice de sensibilité. À chaque emplacement et à chaque moment, la concentration variable a été additionnée (ou la moyenne a été calculée dans le cas de la longueur de la coquille et du poids des tissus d'huîtres) pour toute la colonne d'eau et ces valeurs intégrées à la profondeur ont été comparées par l'indice de sensibilité. L'indice de sensibilité obtenu présentait toujours des dimensions horizontales et temporelles qui ont été illustrées sous forme de cartes de la moyenne temporelle et de l'écart-type de l'indice de sensibilité et de compilations de la moyenne spatiale et temporelle de l'indice de sensibilité et d'autres statistiques spatiales de base (moyenne absolue, minimum, maximum et écart-type) de l'indice de sensibilité dont la moyenne est calculée dans le temps dans toute la région du détroit de Baynes.

10.4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

10.4.1. Couplage FVCOM-BiCEM

L'incapacité des variables biogéochimiques d'influencer l'hydrodynamique est l'une des principales limites du couplage hors ligne ou unidirectionnel de l'hydrodynamique et de la biogéochimie. Toutefois, cette limitation n'est pas considérée comme un problème important pour la présente application, qui met l'accent sur les variables pélagiques qui, pour la plupart, ne pouvaient interagir avec l'hydrodynamique que par des changements très limités de la densité de l'eau. L'influence des structures conchylicoles sur les conditions de courants locaux est une autre interaction entre l'hydrodynamique et une composante biologique qui n'a pas été prise en compte dans la présente application du modèle. Étant donné la faible densité des structures d'élevage en suspension par rapport aux dimensions du détroit de Baynes, on a jugé que les conséquences de ne pas inclure ce mécanisme de rétroaction dans une évaluation de la capacité de charge étaient minimes. Les très petites différences des caractéristiques des marées simulées par le FVCOM lorsque les vastes zones intertidales du détroit de Baynes ont été incorporées dans le modèle tendent à corroborer cette hypothèse (voir l'annexe A).

Une autre conséquence du couplage hors ligne est l'utilisation d'une échelle temporelle un peu grossière pour le forçage hydrodynamique (c.-à-d. 20 minutes dans la présente étude), qui peut avoir une incidence sur la précision du modèle, surtout aux emplacements où la variabilité temporelle ou spatiale est marquée, comme les fronts verticaux et horizontaux, ou aux endroits où les conditions de courants sont plus fortes. L'interprétation des résultats du modèle doit tenir compte de cette mise en garde, qui pourrait au moins être évaluée en partie au moyen de comparaisons avec les observations sur le terrain dans les sections suivantes.

10.4.2. Étalonnage du BiCEM pour l'application au détroit de baynes

L'étalonnage fondé sur la comparaison des résultats du BiCEM avec les observations recueillies dans le détroit de Baynes en 2016-2017 a produit le principal ensemble de paramètres indiqué au tableau C4. Bien que l'incertitude quant aux mesures sur le terrain ne puisse être exclue, il s'agit de la référence par rapport à laquelle la performance du modèle est évaluée et d'autres sources d'incertitude/d'écart dans les résultats du modèle sont examinées dans les sections suivantes. Plus le bassin d'observations est grand et plus les données disponibles sont diversifiées, plus l'évaluation de la performance du modèle sera robuste. Ici, nous pouvons nous appuyer sur une diversité d'observations associées aux nutriments, au phytoplancton, aux matières particulaires non vivantes et à la croissance de bivalves. Une évaluation des compétences du modèle couvrant à la fois le temps et l'espace est également essentielle pour un tel modèle dynamique spatialement explicite. Dans ce cas, nous nous sommes appuyés sur les séries chronologiques pour mieux évaluer la cohérence de la qualité

des résultats du modèle et sa capacité de saisir des tendances temporelles importantes comme les cycles saisonniers. Nous avons utilisé des profils verticaux à divers endroits et des transects regroupant plusieurs stations d'échantillonnage pour évaluer la validité du modèle dans l'espace tridimensionnel.

En commençant par les séries chronologiques, nous nous sommes principalement concentrés sur le phytoplancton, car il représente la principale source de nourriture des bivalves. Ces séries chronologiques constituent également les meilleures données disponibles pour évaluer la performance du modèle en simulant la disponibilité de la nourriture des bivalves correspondant à notre surveillance de la croissance d'huîtres cultivées en suspension, car elles ont été recueillies aux sites de surveillance au sein d'exploitations et couvrent une grande partie de la période de croissance des huîtres de 2016. Si on examine les points de données individuels de l'échantillonnage de l'eau, le modèle semble en général concorder avec les niveaux de biomasse du phytoplancton observés aux sites de surveillance des huîtres *Lucky7* et *Mac's Oysters* (figure C7). Les données quotidiennes des sondes YSI montrent des séries de cycles de pics et de creux de la biomasse du phytoplancton qui sont également présents dans les résultats du BiCEM, bien que le moment de ces extrêmes ne soit pas toujours saisi par le modèle. Si on suppose que le signal relatif fourni par les sondes est exact, des concentrations de phytoplancton plus élevées semblaient s'être produites au printemps (mai et début juin) et à la fin de l'été (septembre) 2016, avec des valeurs plus faibles entre les deux, conformément aux cycles saisonniers typiques des eaux tempérées. Cette tendance n'est pas aussi claire d'après les résultats du BiCEM, avec des pics légèrement plus élevés en septembre 2016 que les valeurs estivales. Les raisons de l'absence d'une bonne prolifération de fin d'été et d'automne dans le modèle sont difficiles à cerner. Ces proliférations de fin de saison sont habituellement attribuées à une augmentation de l'intensité du vent qui perturbe la stratification estivale et augmente le mélange de nutriments dans la zone euphotique. Elles peuvent être dominées par d'autres espèces de phytoplancton que celles qui sont les plus abondantes pendant les mois d'été. La structure du BiCEM qui repose sur une seule variable du phytoplancton pourrait ne pas être assez souple pour permettre une simulation précise de ces dynamiques raffinées. L'inclusion d'une deuxième variable du phytoplancton pourrait être envisagée dans les itérations futures du modèle, car les proliférations de fin de saison pourraient constituer une ressource importante pour les bivalves cultivés qui reconstituent alors leurs réserves énergétiques avant les mois d'hiver. Toutefois, aucune discordance entre la croissance observée et simulée des huîtres n'a été signalée au cours de cette période particulière (voir la figure C11). Ce résultat tend à éliminer la possibilité de limitation alimentaire pour les bivalves du modèle pendant l'automne et limite l'incidence de la sous-estimation de la prolifération phytoplanctonique sur l'évaluation actuelle de la capacité de charge.

Enfin, les données obtenues par satellite tendent à confirmer le cycle saisonnier observé avec les sondes. La source des valeurs relativement fortes montrées par ces données de télédétection pendant la période hivernale est douteuse et le BiCEM ne pouvait pas reproduire ces concentrations lorsque les valeurs faibles de luminosité et de température de l'eau limitent la productivité primaire à des taux extrêmement bas. En partie en raison de ces valeurs hivernales élevées, les données satellitaires ne montrent pas de prolifération printanière claire en 2017 comparativement aux résultats du BiCEM. Les séries chronologiques de ces deux sources correspondent raisonnablement bien au moment du début de la production au printemps 2017.

La série chronologique de l'AOP (figure C8) donne également un aperçu de la disponibilité de la nourriture des bivalves. Le BiCEM semble être généralement en concordance avec les concentrations d'AOP au site de surveillance dans la partie nord (*Lucky 7*). Toutefois, les valeurs plus élevées en juin, juillet et septembre au site dans la partie sud (*Mac's Oysters*) n'ont

pas été simulées par le modèle. Ces valeurs maximales n'ont pas été observées au site dans la partie nord et pourraient résulter d'événements localisés liés ou non à la présence et à l'activité de l'ostréiculture (p. ex., panache de matières en suspension provenant des structures des exploitations).

Tableau C4 : Principaux paramètres du BiCEM ajustés pendant le processus d'étalonnage de la présente application au détroit de Baynes.

| Variable | Symbole | Valeur | Unité | Plages dans les écrits | Définition |
|---------------|---------|--------|--|------------------------|---|
| Phytoplancton | Pm | 300 | gC gChl-a ⁻¹ jour ⁻¹ | 200-350 | Rendement photosynthétique maximal du phytoplancton |
| | Topt | 12 | °C | Jusqu'à 35 | Température optimale pour la croissance du phytoplancton |
| | BMRp | 0,1 | jour ⁻¹ | 0,01-0,1 | Métabolisme de base du phytoplancton |
| | Wp | 0 | m jour ⁻¹ | 0-30 | Vitesse de sédimentation du phytoplancton |
| | Presp | 0,2 | - | 0-1 | Fraction de photorespiration du phytoplancton |
| | BPRp | 0,05 | jour ⁻¹ | 0,05-1,0 | Taux de mortalité du phytoplancton (autre que la prédation par le zooplancton) |
| | KHNp | 0,014 | mgN L ⁻¹ | 0,003-0,923 | Concentration de demi-saturation pour l'absorption de l'AID par le phytoplancton |
| | CChl | 55 | gC gChl-a ⁻¹ | 30-143 | Rapport carbone-chlorophylle du phytoplancton |
| | Anc | 0,175 | gN gC ⁻¹ | - | Rapport azote-carbone du phytoplancton (rapport Redfield) |
| | Kd | 0,3 | m ⁻¹ | - | Coefficient d'atténuation de la lumière (basé sur les mesures PAR des profils CTP 2016) |
| NH4-NO3 | NTm | 0,2 | mgN L ⁻¹ jour ⁻¹ | 0,01-0,7 | Taux de nitrification de référence (T de référence = 20 °C) |
| AOD-AOP | Kdn | 0,2 | jour ⁻¹ | 0,005-0,25 | Fréquence respiratoire de référence de l'AOD (T de référence = 20 °C) |
| | Kpn | 0,15 | jour ⁻¹ | 0,005-1,5 | Taux de dissolution de référence de l'AOP (T de référence = 20 °C) |
| | Wd | 4 | m jour ⁻¹ | 0,0-6,0 | Vitesse de sédimentation des particules de détritus |
| Bivalves | Wbdp | 846 | m jour ⁻¹ | - | Vitesse de sédimentation des matières fécales des bivalves (Callier <i>et al.</i> 2006) |
| | KHNc | 0,004 | mgN L ⁻¹ | - | Concentration de demi-saturation pour l'ingestion des palourdes |
| | KHNbo | 0,05 | mgN L ⁻¹ | - | Concentration de demi-saturation pour l'ingestion des huîtres cultivées sur le fond |
| | KHNso | 0,04 | mgN L ⁻¹ | - | Concentration de demi-saturation pour l'ingestion des huîtres cultivées en suspension |
| Zooplancton | Im | 1 | jour ⁻¹ | - | Taux maximal d'ingestion du zooplancton |
| | Ez | 0,3 | - | - | Efficacité d'assimilation du zooplancton |
| | BMRz | 0,05 | jour ⁻¹ | - | Métabolisme de base du zooplancton |
| | BPRz | 0,05 | jour ⁻¹ | - | Taux de mortalité du zooplancton |
| | RFz | 0,05 | jour ⁻¹ | - | Coût de croissance du zooplancton |
| | Znc | 0,2 | gN gC ⁻¹ | - | Rapport azote-carbone du zooplancton |
| | KHNz | 0,03 | mgN L ⁻¹ | - | Concentration de demi-saturation pour l'ingestion du zooplancton |

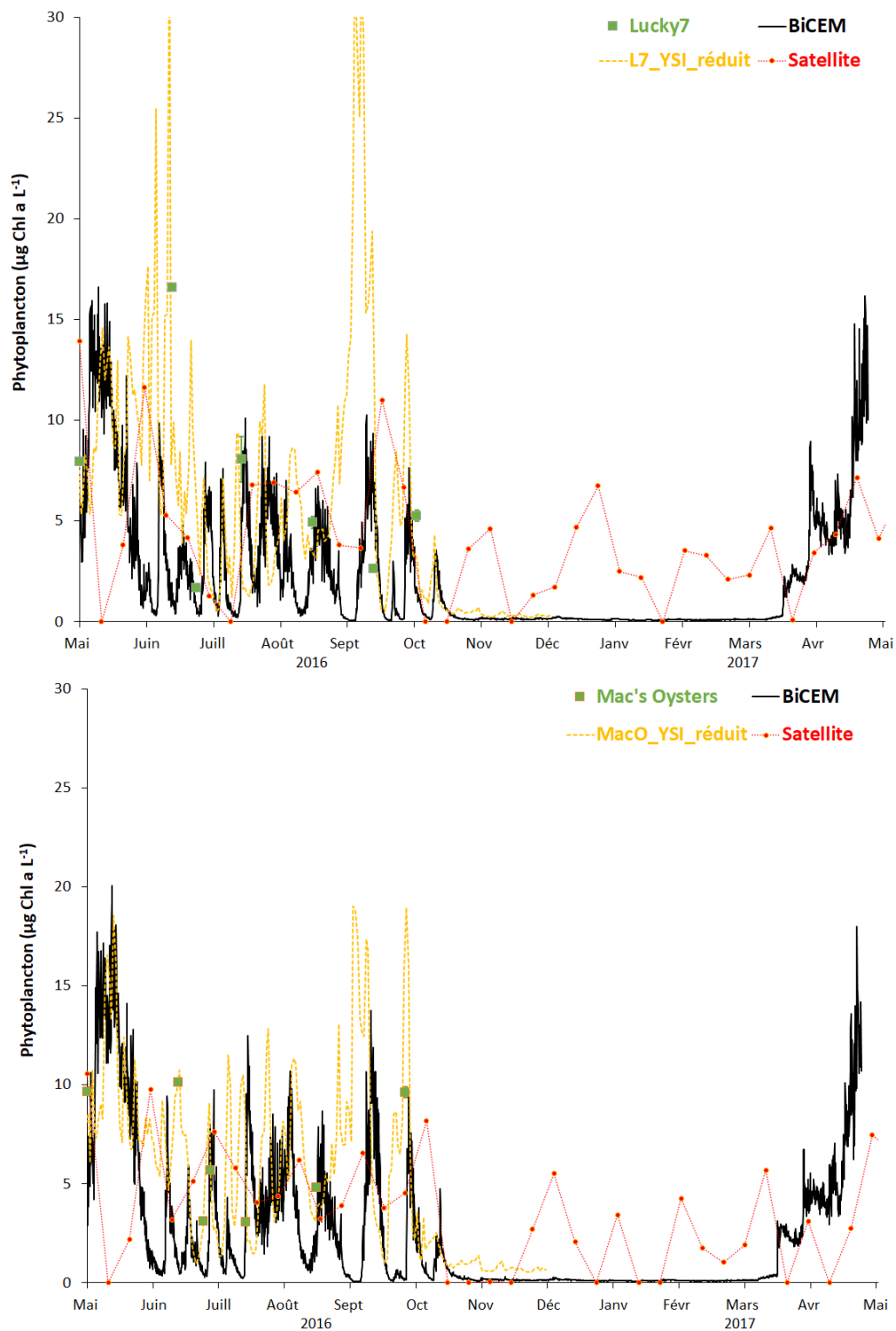


Figure C7 : Comparaison entre les résultats du BiCEM et les observations en ce qui concerne les séries chronologiques du phytoplancton dans les exploitations Lucky7 (pointe Denman; en haut) et Mac's Oysters (baie Metcalfe; en bas) [voir les emplacements à la figure 1]. Les échantillons d'eau séparés, les lectures des sondes YSI amarrées et les données du modèle ont tous été recueillis à la profondeur des huîtres cultivées (cinq mètres). Les données obtenues par satellite, qui consistent en une série chronologique composite de 10 jours, sont représentatives des eaux de surface et sont incluses comme référence pour le cycle saisonnier et, en particulier, le début de la production au printemps 2017.

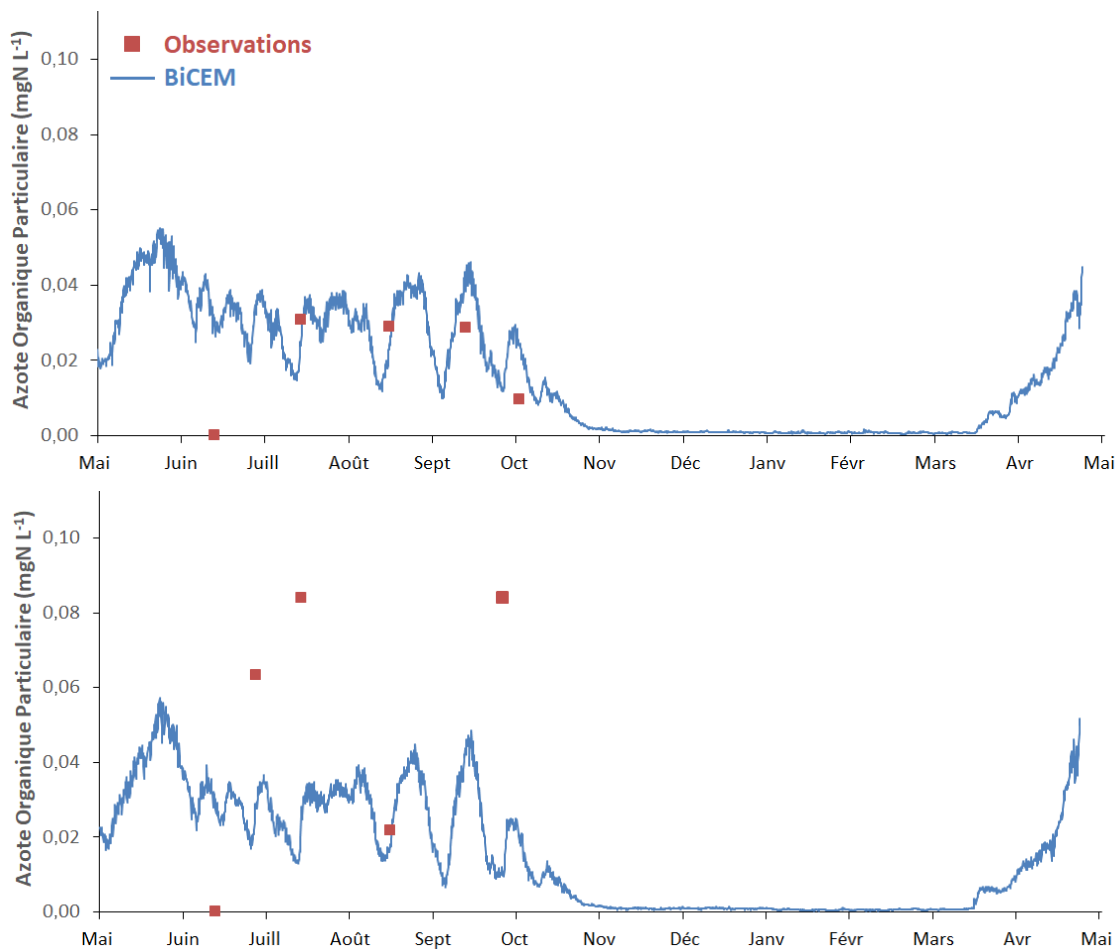


Figure C8 : Comparaison des concentrations d'azote organique particulaire aux deux stations de surveillance de croissance des huîtres (Lucky7 : en haut, Mac's Oysters : en bas).

Les profils verticaux recueillis à la fin de juin 2016 aux stations 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20 et 22 et les nœuds de grille correspondants du BiCEM le long de l'axe longitudinal principal du détroit ont été recueillis et tracés en thalwegs en courbes 2D pour évaluer le bon fonctionnement du modèle pour ce qui est de la simulation de la structure spatiale des variables pélagiques. Il a fallu deux jours (du 24 au 25 juin) pour effectuer les relevés sur l'ensemble du détroit, tandis que les résultats du modèle du 24 juin en début de matinée ont été utilisés dans la comparaison présentée à la figure C9. Certains modèles spatiaux généraux, comme l'agrégation de la biomasse du phytoplancton dans les couches de surface et les concentrations de nitrate réduites correspondantes, la biomasse du phytoplancton relativement plus faible dans la partie centrale du détroit par rapport aux extrémités nord et sud et l'intrusion des eaux de fond riches en nutriments du détroit de Georgia à l'entrée sud, sont bien saisis par le BiCEM. Néanmoins, les gradients verticaux du phytoplancton et du nitrate ne sont pas aussi prononcés dans les résultats du modèle, la biomasse du phytoplancton étant répartie sur une couche de surface légèrement plus profonde, ce qui se traduit également par un appauvrissement du nitrate de surface moins grave que dans les profils observés. Considérant que ces résultats ont été obtenus avec une vitesse de sédimentation nulle du phytoplancton, $W_p = 0 \text{ m d}^{-1}$, pour expliquer cet écart il faut prendre en compte d'autres facteurs allant des processus ascendants (c.-à-d. disponibilité des nutriments à partir de la charge et du contrôle de l'hydrodynamique) aux processus descendants (c.-à-d. pression de broutage du zooplancton).

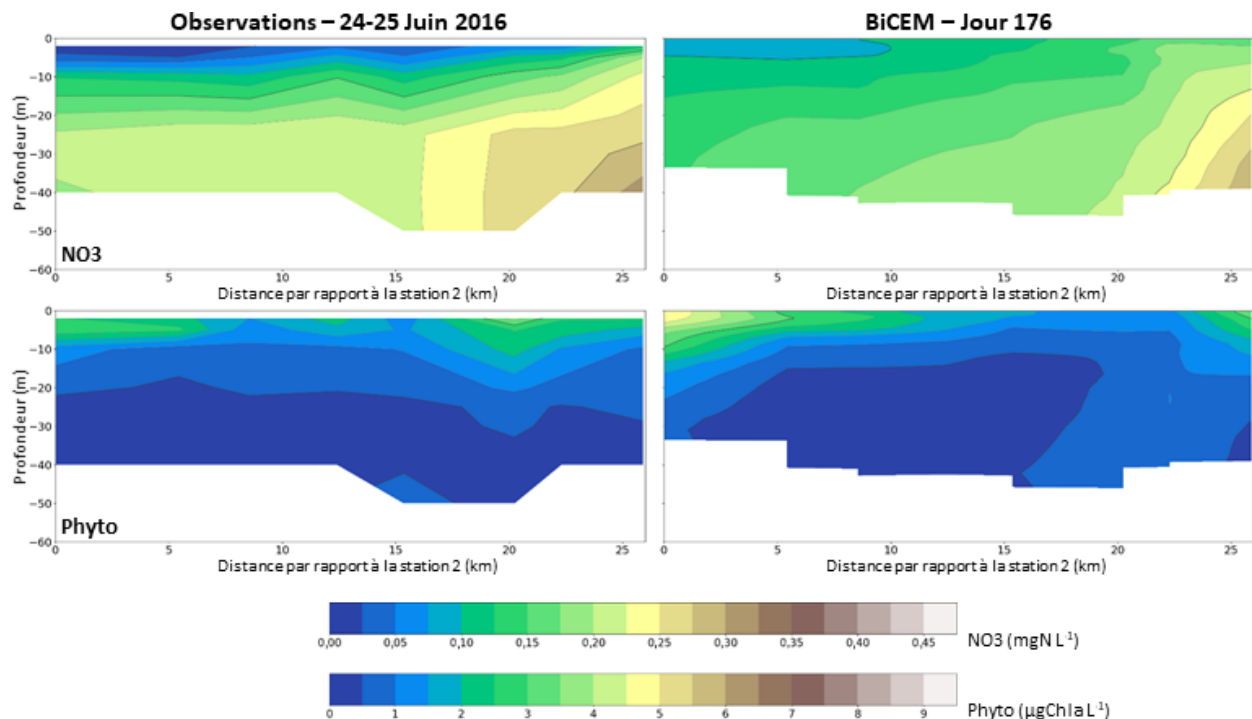


Figure C9 : Comparaison des résultats du BiCEM et des observations le long du transect de l'axe principal du détroit de Baynes (stations 2, 5, 8, 11, 14, 17, 20, 22) pour le nitrate (en haut) et le phytoplancton (en bas) à la fin de juin 2016. Les résultats du BiCEM ont été extraits aux nœuds de grille les plus proches de chaque station d'échantillonnage et les courbes tracées représentent un instantané du jour 176 (24 juin 2016) tôt le matin, tandis que les observations ont été recueillies sur deux jours (24 et 25 juin 2016).

Premièrement, la limitation de la lumière pour la production du phytoplancton pourrait être en jeu ici, bien qu'elle ait été mise à l'essai au cours de la procédure d'étalonnage et que la productivité du modèle soit en fait limitée à une couche de surface plus mince (environ 10 m) que ce que suggère la répartition de la biomasse. Certaines espèces de phytoplanctons sont capables d'ajuster leur flottabilité pour essayer d'optimiser leur position verticale dans la colonne d'eau quant à la disponibilité de la lumière et des nutriments (Lännergren 1979, Moore et Villareal 1996). Un tel comportement, qui n'est pas pris en compte dans le modèle, pourrait expliquer l'agrégation du phytoplancton en une couche plus mince. La variable du zooplancton du modèle n'a pas non plus de comportement, en particulier en ce qui a trait à la migration verticale, qui pourrait également expliquer en partie l'écart dans la distribution verticale de sa principale proie. Enfin, le surmélange, un problème courant dans les modèles numériques pourrait également expliquer en partie l'écart dans la distribution verticale des variables entre les résultats du modèle et les observations. Ce surmélange vertical peut provenir des résultats du FVCOM ou de la procédure de couplage hors ligne avec le BiCEM.

Seulement trois stations — 2 (nord), 17 (sud) et 23 (juste à l'extérieur de l'entrée sud du détroit de Baynes) — ont été échantillonnées au cours du relevé du printemps 2017. L'échantillonnage a toutefois été répété au fil du temps pour couvrir un cycle de marée complet à chaque station. Les profils verticaux observés du nitrate et du phytoplancton ont été comparés aux résultats du modèle au cours des mêmes périodes (figure C10). Cette comparaison confirme le résultat précédent selon lequel le BiCEM ne peut pas simuler suffisamment de gradients verticaux, car il a tendance à surestimer le phytoplancton dans les couches inférieures et le nitrate dans les eaux de surface. Cependant, ces seules observations directes de 2017 montrent que les

résultats du modèle concordent généralement encore avec les concentrations de ces deux variables vers la fin de la simulation.

Les taux de productivité primaire observés aux stations *Lucky7* et *Mac's Oysters* au printemps (respectivement le 29 avril et le 1^{er} mai 2016) et à l'été (respectivement le 24 et le 26 juin 2016) semblent faibles comparativement aux taux typiques dans les eaux tempérées et aux taux simulés par le BiCEM. Rapportés à la biomasse du phytoplancton, en utilisant le même rapport de conversion du carbone en chlorophylle a que dans le BiCEM, les taux de renouvellement observés variaient de 0,03 à 0,48 fois par jour dans les eaux de surface (échantillonnage à un et cinq mètres de profondeur), tandis que les taux simulés correspondants variaient de 0,26 à 1,56 d⁻¹ et les taux déclarés varient généralement de 0,25 à 1,2 d⁻¹ (Chen et Liu 2010, Fox *et al.* 2020). Ces mesures ponctuelles sont sujettes à des conditions défavorables temporaires en matière de disponibilité de la lumière et de nutriments que le modèle n'aurait peut-être pas pu saisir. Sur une plus longue échelle temporelle, plus pertinente pour l'évaluation actuelle de la capacité de charge, le modèle a simulé un taux de productivité moyen de 328,6 gC m⁻² an⁻¹ pour l'ensemble du détroit de Baynes, qui se situe bien dans la fourchette de 120 à 465 gC m⁻² an⁻¹ signalée dans la région du détroit de Georgia (Harrison *et al.* 1983, Parsons *et al.* 1970, Winter *et al.* 1975).

En fin de compte, pour démêler les principales causes de la divergence des distributions verticales du nitrate et du phytoplancton, il faudrait effectuer des observations supplémentaires, en particulier de l'évolution temporelle des profils des nutriments, afin d'évaluer le contrôle hydrodynamique de la disponibilité des nutriments (transport et mélange). Des animations de la viscosité verticale (mélange vertical pour la vitesse) et de la diffusivité verticale (mélange vertical pour la température, la salinité et les variables pélagiques du BiCEM) le long d'un thalweg commençant à l'entrée nord se poursuivant le long du centre du détroit de Baynes et se terminant au-delà de l'entrée sud au cours du jour 190 (un choix aléatoire) de la simulation du FVCOM indiquent que la plupart des mélanges se produisent près des changements bathymétriques importants juste à l'intérieur de l'entrée sud. Cependant, les puissantes cellules de mélange ne sont pas continues dans le temps, mais fluctuent avec les marées et le vent. De plus, elles ne semblent pas être concentrées non plus près du fond ou de la surface. Soit il n'y a pas d'observations de mélange pour évaluer la précision de ces valeurs de modèle, ou leur emplacement et leur ampleur semblent raisonnables. Bien que ces résultats indiquent un écart limité du contrôle hydrodynamique, même un léger écart pourrait se combiner à de légères inexactitudes dans les processus purement biologiques pour aboutir à la divergence observée. La surestimation des concentrations de nitrate dans les couches de surface pourrait entraîner une surestimation de la productivité primaire, mais une partie de cette surestimation serait freinée par une limitation de la productivité causée par la lumière à une profondeur supérieure à environ 10 m.

De plus, comme il a été mentionné ci-dessus, les valeurs annuelles de la productivité primaire intégrée en profondeur simulées par le BiCEM ne sont pas irréalistes, et la comparaison de la biomasse du phytoplancton intégrée en profondeur donne des résultats variables. Lors de l'intégration des données de juin 2016 (illustrées à la figure C9) sur l'ensemble de la colonne d'eau et en faisant la moyenne sur toutes les stations, le modèle sous-estime en fait la biomasse globale du phytoplancton de 2,5 %. Par ailleurs, en avril 2017 (profils de la figure C10), le modèle surestime la biomasse du phytoplancton intégrée en profondeur au cours de cette période de plus forte productivité primaire de 32 à 65 % selon la station.

Enfin, bien que la performance générale du modèle soit difficile à évaluer avec ces instantanés limités, la plus grande partie de l'écart pour le phytoplancton se produit à des profondeurs plus importantes que les couches d'eau occupées par les exploitations de bivalves (de zéro à sept

mètres), ce qui limiterait également son incidence sur la présente évaluation de la capacité de charge effectuée au moyen de la comparaison relative de scénarios.

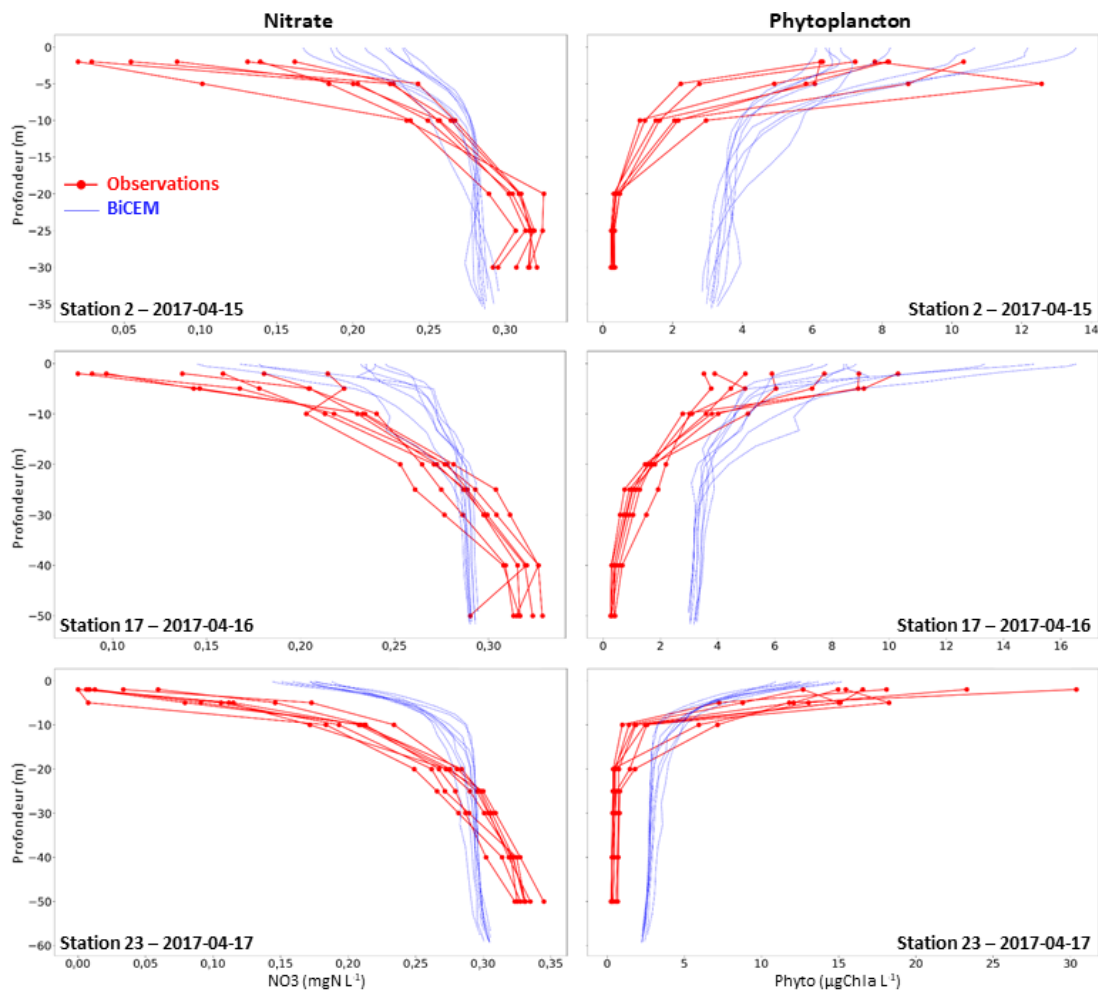


Figure C10 : Comparaison des profils verticaux du nitrate (à gauche) et du phytoplancton (à droite) à trois stations (2 : en haut, 17 : au milieu, 23 : en bas) échantillonnées du 15 au 17 avril 2017.

La croissance des bivalves constitue un autre aspect essentiel de l'évaluation de la performance du modèle. Pour la présente étude, une surveillance dédiée de la croissance a été effectuée pour des huîtres creuses du Pacifique élevées en suspension dans deux exploitations partenaires situées sur la côte de l'île Denman; *Lucky7* juste au sud de la pointe Denman dans la partie nord du détroit et *Mac's Oysters* dans la région de la baie Metcalfe au sud. La surveillance s'est déroulée sur une année complète, de juin 2016 à juin 2017, ce qui constitue la majeure partie du cycle de production des huîtres élevées en suspension. On a étalonné un nouvel ensemble de paramètres principaux du BED en utilisant les résultats du BiCEM sur la nourriture et la température comme forçage et la croissance observée aux deux sites de surveillance pour évaluer la performance du modèle. Contrairement à l'étalonnage décrit à l'annexe B, la résolution verticale limitée du BiCEM a empêché une comparaison plateau par plateau, de sorte que les observations de tous les plateaux ont été combinées pour construire les données de croissance utilisées ici. La figure C11 présente la comparaison des observations et des résultats du BiCEM et du BED aux deux sites de surveillance, tous deux en fonction de la longueur de la coquille et du poids des tissus d'huîtres. Une différence a été observée entre les deux sites, la croissance des huîtres de *Lucky7* ayant ralenti à la fin de l'été

et au début de l'automne 2016 (août-octobre), tandis que les huîtres de *Mac's Oysters* ont maintenu une croissance rapide jusqu'à la dernière date d'échantillonnage en 2016 (28 septembre). Les résultats du modèle ne montrent pas cette différence, car la croissance simulée est similaire aux deux sites et correspond mieux aux observations liées au radeau de culture d'huîtres de *Mac's Oysters*.

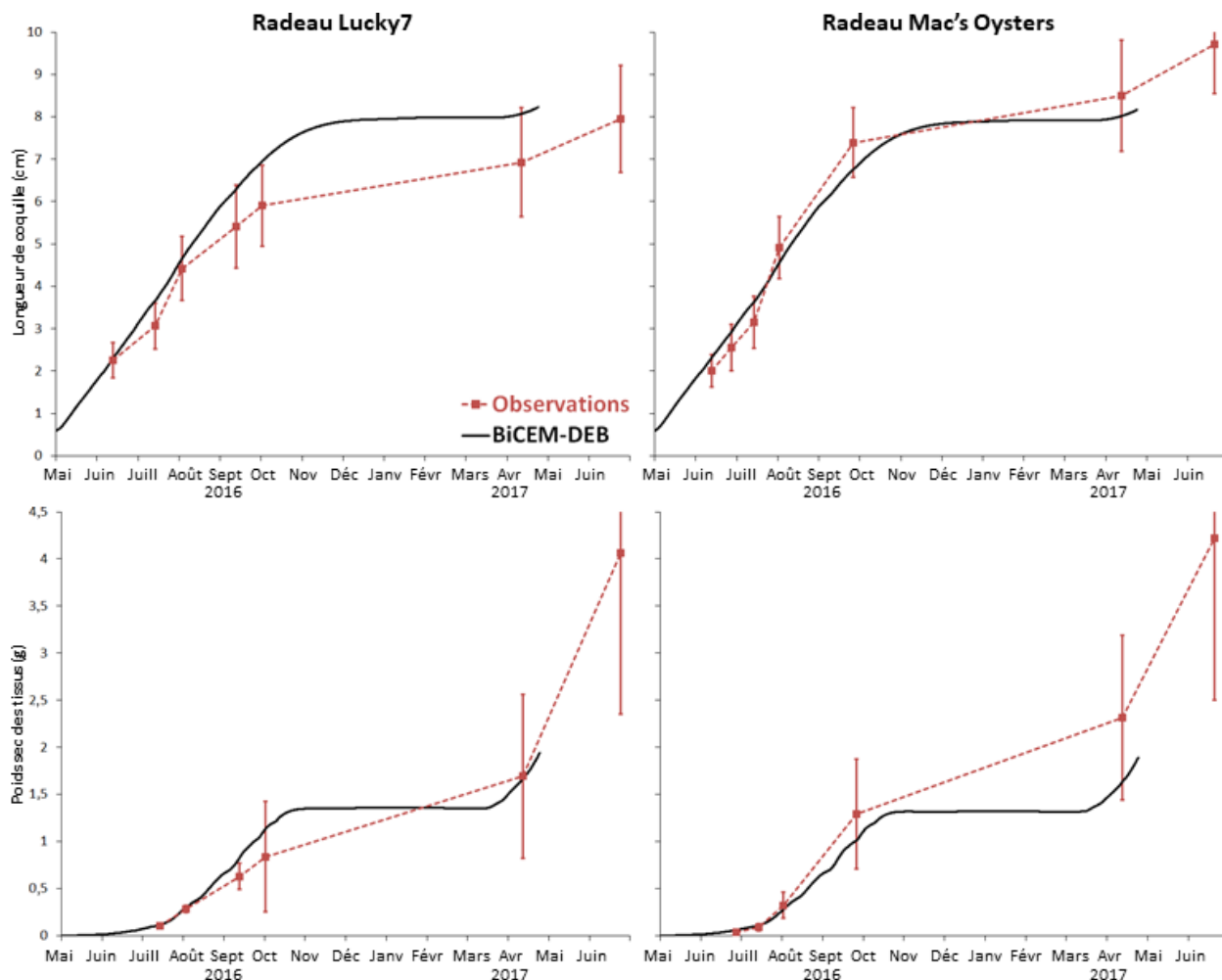


Figure C11 : Comparaison des résultats du BiCEM-BED et des observations de la croissance d'huîtres cultivées en suspension dans nos deux sites de surveillance (radeau de Lucky7, pointe Denman : à gauche et radeau de Mac's Oysters, baie Metcalfe : à droite; voir la figure 1 pour les emplacements exacts); les deux sont en fonction de la longueur de la coquille (en haut) et du poids des tissus (en bas).

Plusieurs facteurs pourraient contribuer à cette divergence de croissance. Premièrement, tout écart entre les niveaux de nourriture observés et simulés et leurs différences potentielles entre les deux sites se traduirait également par des différences de croissance des huîtres. De telles différences entre les sites des niveaux de nourriture ne sont pas évidentes d'après les observations disponibles sur le phytoplancton (figure C7), bien que les huîtres de *Mac's Oysters* aient présenté des concentrations d'AOP plus élevées à quelques occasions qui n'ont pas été prises en compte par le BiCEM (figure C8). Quoi qu'il en soit, les différences sur le plan de la nourriture devraient être maintenues sur une longue période pour entraîner la dissimilarité de la croissance observée. Toute différence dans les pratiques d'élevage entre les deux exploitations au cours du cycle de production surveillé pourrait entraîner des différences de croissance qui ne peuvent être prises en compte par le modèle. Enfin, le même ensemble de paramètres BED a

été utilisé pour toutes les huîtres élevées dans le détroit de Baynes, ce qui empêche le modèle de représenter toute différence potentielle dans le stock élevé par les différents producteurs (origine des naissains, génétique, etc.).

Compte tenu des limites susmentionnées et, en particulier, de l'utilisation d'un seul ensemble de paramètres BED, y compris le coefficient de demi-saturation alimentaire habituellement ajusté aux conditions locales, une bonne concordance globale a été atteinte, les résultats du modèle demeurant à plus ou moins un écart-type de la variabilité de la croissance entre les individus et l'atteinte d'un écart moyen quadratique de 0,66 cm et de 0,24 g de poids sec respectivement pour la longueur de la coquille et le poids des tissus d'huîtres, lorsque les deux sites sont regroupés.

Aucune donnée sur la croissance n'était disponible pour évaluer la performance du modèle pour les huîtres creuses du Pacifique élevées sur le fond. Comparativement aux huîtres élevées en suspension, seul le coefficient de demi-saturation de l'alimentation a été légèrement augmenté (0,05 par rapport à 0,04 mgN L⁻¹) pour tenir compte d'une diminution potentielle de l'accessibilité de la nourriture dans la configuration benthique 2D par opposition à l'environnement pélagique 3D fourni aux huîtres élevées en suspension.

Quant aux palourdes japonaises, l'ensemble des paramètres BED dérivés par Filgueira et ses collaborateurs (2016) a été adopté dans la présente application BiCEM-BED et seule la demi-saturation alimentaire a été ajustée pour faire correspondre la croissance simulée avec les observations. Les données de relevé indiquant la taille des palourdes selon l'âge (à l'aide des anneaux sur la coquille) ont été utilisées pour calculer les taux de croissance annuels pour chaque catégorie d'âge. La croissance simulée a été comparée à la croissance observée pour les classes d'âge dont la taille moyenne correspondait à la longueur de la coquille des palourdes du modèle et aux nœuds de grille les plus proches des emplacements de relevé (n = 7). Une bonne concordance a été atteinte entre les taux moyens de croissance de la coquille simulés (5,55 ± 1,51 mm an⁻¹) et observés (5,73 ± 0,23 mm an⁻¹) [moyenne ± écart-type entre les sites] pour un coefficient de demi-saturation KNHNc = 0,004 mgN L⁻¹.

10.4.3. Analyse de sensibilité

Une comparaison globale des résultats des scénarios +10 % et -10 % montre une réponse symétrique du BiCEM aux changements de tous les paramètres mis à l'essai, sauf pour la température optimale de production du phytoplancton (tableau C5). Cette symétrie indique une réponse quelque peu linéaire du modèle, un signe que le BiCEM est dans un état plutôt stable qui élimine le risque de sensibilité extrême et de comportement imprévisible.

Par ailleurs, la sensibilité asymétrique et la plus forte sensibilité des résultats du modèle aux paramètres du phytoplancton mis à l'essai, non seulement pour le phytoplancton lui-même, mais aussi pour le NO₃ et l'AOP, soulignent l'importance du phytoplancton pour la dynamique globale de l'écosystème du modèle du détroit de Baynes et la capacité de ces deux paramètres (température optimale et vitesse de sédimentation) pour influencer sur les prévisions du modèle. Les statistiques faisant état de la variabilité spatiale du changement induit (maximum, minimum et écart-type) indiquent une hétérogénéité spatiale dans le détroit confirmée lorsque la moyenne temporelle est cartographiée (figure C12). Bien que la figure C12 résume la réponse de la variable du phytoplancton à sa température de production optimale, elle illustre également les caractéristiques présentes dans la réponse d'autres combinaisons de variables-paramètres. En particulier, on observe généralement un changement plus marqué dans la partie nord du détroit, ce qui rend cette région plus vulnérable aux perturbations. Une autre caractéristique importante est la variabilité temporelle plus élevée observée dans les zones peu profondes et intertidales résultant de l'environnement plus dynamique, par opposition aux eaux plus profondes et plus

libres du détroit qui changent plus lentement. Une exception à ce résultat général peut être observée à proximité des rivières (plus visible dans la région du havre Comox) où le forçage externe a tendance à minimiser l'intensité et la variabilité du changement.

Tableau C5 : Résultats de l'analyse de sensibilité. La moyenne et la moyenne absolue (moyenne des valeurs absolues) représentent à la fois les moyennes temporelles (sur un an) et spatiales (dans le détroit de Baynes), tandis que d'autres statistiques tiennent compte de la variabilité spatiale (dans le détroit de Baynes) du changement dont la moyenne est calculée dans le temps. ET : écart-type, LC : longueur de la coquille, PST : poids sec des tissus, ne : non évalué.

| Paramètre/processus | Degré de variation | Indice de sensibilité – Variation de la variable de réponse (%) | | | | | | | | | |
|---|-----------------------|---|-----------|---------|--------|-------|---------------|-----------|-------|--------|-------|
| | | Nitrate | | | | | Phytoplancton | | | | |
| | | Moy. | Moy. abs. | Max. | Min. | ET | Moy. | Moy. abs. | Max. | Min. | ET |
| Apports en azote des rivières (AID et AOP-AOD) | +10 % | 0,09 | 0,10 | 8,76 | -0,04 | 0,57 | 0,03 | 0,04 | 0,51 | -0,05 | 0,03 |
| | -10 % | -0,07 | 0,11 | 0,00 | -7,83 | 0,48 | -0,03 | 0,04 | 0,01 | -0,54 | 0,03 |
| Apports en AID des sédiments | +10 % | 1,92 | 1,92 | 4,53 | 0,00 | 0,53 | 0,30 | 0,74 | 1,83 | -0,16 | 0,20 |
| | -10 % | -1,92 | 1,93 | 0,00 | -4,21 | 0,52 | -0,30 | 0,75 | 0,18 | -1,83 | 0,22 |
| Vitesse de sédimentation du phytoplancton | 0,6 m d ⁻¹ | 8,72 | 8,74 | 249,51 | 0,00 | 12,92 | -20,04 | 21,02 | 0,00 | -33,82 | 3,90 |
| Température optimale du phytoplancton | +10 % | 10,80 | 18,88 | 2 056,6 | -14,81 | 71,89 | -7,24 | 23,75 | 60,75 | -15,43 | 16,91 |
| | -10 % | 3,98 | 10,08 | 99,37 | -0,05 | 5,91 | 17,62 | 28,54 | 27,36 | -8,09 | 5,59 |
| Huîtres sur le fond (demi-saturation alimentaire) | +10 % | ne | ne | ne | ne | ne | 0,06 | 0,12 | 1,67 | -0,08 | 0,14 |
| | -10 % | ne | ne | ne | ne | ne | -0,06 | 0,14 | 0,09 | -1,86 | 0,16 |
| Zooplancton (demi-saturation alimentaire) | +10 % | ne | ne | ne | ne | ne | 13,79 | 14,14 | 21,38 | 0,00 | 3,80 |
| | -10 % | ne | ne | ne | ne | ne | -12,14 | 12,53 | 0,00 | -14,92 | 3,00 |

| Paramètre/processus | Degré de variation | Indice de sensibilité – Variation de la variable de réponse (%) | | | | | | | | | |
|--|-----------------------|---|-----------|-------|--------|------|-------------|-----------|------|--------|------|
| | | Azote organique particulaire | | | | | Zooplancton | | | | |
| | | Moy. | Moy. abs. | Max. | Min. | ET | abs. | Moy. abs. | Max. | Min. | ET |
| Apports en azote des rivières (AID et AOP-AOD) | +10 % | 2,11 | 2,11 | 10,00 | 0,00 | 1,46 | ne | ne | ne | ne | ne |
| | -10 % | -2,11 | 2,11 | 0,01 | -10,00 | 1,46 | ne | ne | ne | ne | ne |
| Apports en AID des sédiments | +10 % | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne |
| | -10 % | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne |
| Vitesse de sédimentation du phytoplancton | 0,6 m d ⁻¹ | -13,09 | 13,21 | 0,00 | -28,06 | 4,92 | -10,73 | 10,75 | 0,00 | -19,33 | 2,74 |

| Paramètre/processus | Degré de variation | Indice de sensibilité – Variation de la variable de réponse (%) | | | | | | | | | |
|---|--------------------|---|-----------|------|-------|------|--------------------|-----------|------|-------|------|
| | | <i>Azote organique particulaire</i> | | | | | <i>Zooplancton</i> | | | | |
| | | Moy. | Moy. abs. | Max. | Min. | ET | abs. | Moy. abs. | Max. | Min. | ET |
| Température optimale du phytoplancton | +10 % | ne | ne | ne | ne | ne | 3,70 | 9,21 | 6,59 | -5,31 | 1,55 |
| | -10 % | ne | ne | ne | ne | ne | 4,60 | 12,58 | 7,12 | -8,07 | 1,92 |
| Huîtres sur le fond (demi-saturation alimentaire) | +10 % | 0,11 | 0,11 | 1,06 | -0,02 | 0,11 | 0,16 | 0,16 | 1,33 | 0,00 | 0,13 |
| | -10 % | -0,13 | 0,13 | 0,00 | -1,19 | 0,13 | -0,18 | 0,18 | 0,00 | -1,52 | 0,15 |
| Zooplancton (demi-saturation alimentaire) | +10 % | 2,61 | 3,30 | 5,06 | -0,13 | 1,08 | 0,23 | 2,03 | 2,44 | -0,89 | 0,44 |
| | -10 % | -2,67 | 3,48 | 0,13 | -4,61 | 0,99 | -0,43 | 2,31 | 0,73 | -2,73 | 0,41 |

| Paramètre/processus | Degré de variation | Indice de sensibilité – Variation de la variable de réponse (%) | | | | | | | | | |
|---|-----------------------|---|-------|-----------|------|------|-------|-------|--------|------|------|
| | | <i>Huîtres sur le fond</i> | | | | | | | | | |
| | | Moy. | | Moy. abs. | | Max. | | Min. | | ET | |
| | | LC | PST | LC | PST | LC | PST | LC | PST | LC | PST |
| Apports en azote des rivières (AID et AOP-AOD) | +10 % | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne |
| | -10 % | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne |
| Apports en AID des sédiments | +10 % | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne |
| | -10 % | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne |
| Vitesse de sédimentation du phytoplancton | 0,6 m d ⁻¹ | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne |
| Température optimale du phytoplancton | +10 % | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne |
| | -10 % | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne | ne |
| Huîtres sur le fond (demi-saturation alimentaire) | +10 % | -1,80 | -5,14 | 1,80 | 5,14 | 0,00 | 0,00 | -2,04 | -27,98 | 0,18 | 2,41 |
| | -10 % | 1,97 | 6,01 | 1,97 | 6,01 | 2,32 | 39,90 | 0,00 | 0,00 | 0,21 | 3,92 |
| Zooplancton (demi-saturation alimentaire) | +10 % | 1,62 | 5,32 | 1,62 | 5,32 | 2,40 | 41,83 | 0,00 | 0,00 | 0,32 | 5,64 |
| | -10 % | -1,77 | -5,25 | 1,77 | 5,25 | 0,00 | 0,00 | -2,61 | -29,38 | 0,33 | 3,83 |

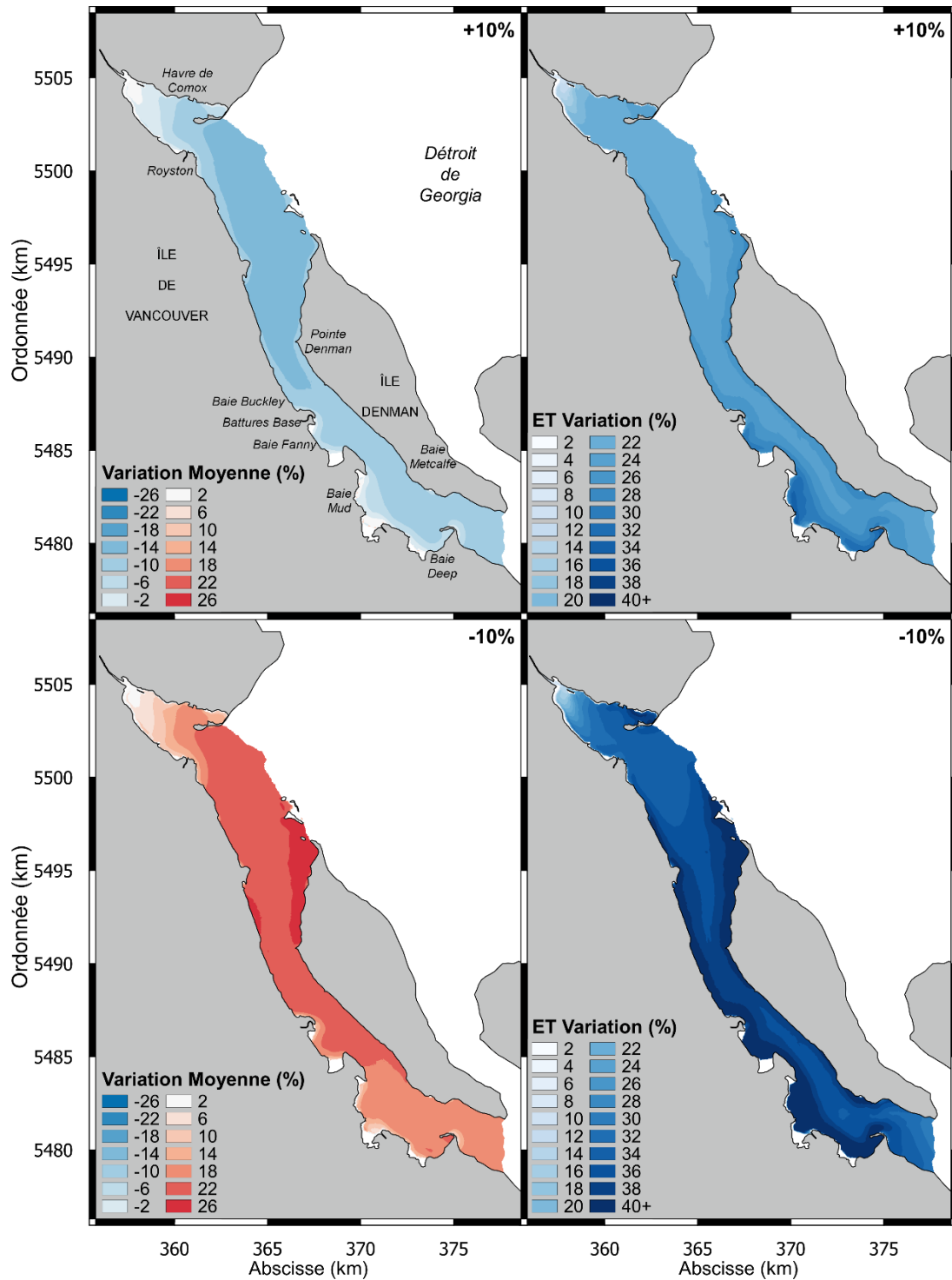


Figure C12 : Cartes des statistiques de l'indice de sensibilité dans le détroit de Baynes pour la réponse de la variable phytoplancton à un changement du paramètre de température optimale de la production de phytoplancton (en haut : +10 %, en bas : -10 %). Les illustrations de gauche montrent la distribution de la moyenne temporelle de l'indice de sensibilité et les illustrations de droite correspondent à la variabilité temporelle de l'indice de sensibilité exprimée en écart-type (ET).

Une attention supplémentaire doit être accordée à la sensibilité du modèle à ces paramètres du phytoplancton, en particulier la température optimale qui pourrait limiter l'applicabilité du modèle, par exemple dans le contexte des scénarios de changement climatique. La vitesse de sédimentation du phytoplancton est difficile à paramétrer étant donné l'influence potentielle des facteurs externes (disponibilité des nutriments et de la lumière) et internes (état des cellules d'algues), en plus des différences interspécifiques (Gemmell *et al.* 2016, Lännergren 1979, Moore et Villareal 1996, Richardson et Cullen 1995).

Après les paramètres du phytoplancton, par ordre de plus forte sensibilité, vient la demi-saturation alimentaire du zooplancton (tableau C5). Ce paramètre a eu sa plus grande influence sur la nourriture destinée au zooplancton, en particulier le phytoplancton, plutôt que sur sa propre biomasse, ce qui montre le contrôle descendant serré exercé par ce principal consommateur. La réponse des huîtres sur le fond à ce paramètre du zooplancton était également plus forte que la réponse de la biomasse du zooplancton, ce qui illustre la concurrence entre ces deux producteurs secondaires et probablement les résultats, au moins en partie, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire ($E_z = 0,3$) caractérisant le zooplancton. Comme c'est le cas pour la plupart des applications de modélisation biogéochimique marine, le BiCEM bénéficierait de données supplémentaires qui pourraient aider à limiter davantage les valeurs des paramètres du zooplancton.

Dans l'ensemble, le modèle a montré une faible sensibilité à la demi-saturation alimentaire des huîtres sur le fond, sauf pour les huîtres elles-mêmes qui ont répondu de façon modérée en termes de longueur de la coquille (environ 1,9 %) et de poids des tissus (5 à 6 %). La faible réponse de la nourriture des huîtres illustre l'influence très limitée que la culture sur le fond de ces bivalves exerce sur la dynamique globale de l'écosystème du modèle du détroit de Baynes, qui tend à atténuer le manque d'information particulière disponible pour valider cette composante de la présente application du modèle.

Enfin, les scénarios visant à évaluer la sensibilité du système aux apports en azote des rivières et des sédiments montrent une réponse assez limitée (tableau C5). On peut noter une réponse particulièrement faible du NO_3 et du phytoplancton aux apports des rivières (indice de sensibilité moyen de moins de 0,1 %), tandis que la concentration d'AOP réagit un peu plus à l'apport direct en AOP provenant des rivières. Dans l'ensemble, ces apports des rivières semblent jouer un rôle mineur dans l'écosystème du modèle, ce qui pourrait être attendu compte tenu de la charge AID et AOD des rivières basses de 0,97 et de 1,41 $\text{gN m}^{-2} \text{an}^{-1}$, lorsqu'ils sont mis à l'échelle de toute la superficie du détroit de Baynes. Les apports en AID des sédiments ont tendance à déclencher une réponse légèrement plus forte du système, directement sous la forme d'un changement de la concentration de NO_3 (indice de sensibilité moyen d'environ 1,9 %), ce qui se traduit également par un changement de la biomasse du phytoplancton (indice de sensibilité moyen de 0,3 % à indice de sensibilité moyen absolu de 0,75 %). Ce résultat indique que les apports en sédiments peuvent atténuer une partie du contrôle ascendant exercé par la disponibilité des nutriments sur la productivité du système. Cet effet de couplage benthique-pélagique semble toutefois limité aux zones moins profondes du détroit, comme le montre la distribution spatiale de l'indice de sensibilité moyen (figure C13). Des données supplémentaires pour éclairer l'hétérogénéité potentielle de ces flux de sédiments dans le détroit de Baynes pourraient aider à améliorer la simulation de l'effet de couplage benthique-pélagique par le modèle. Cependant, le gain de précision à l'échelle de la productivité de l'écosystème semble limité selon les résultats actuels.

Comme il a été mentionné précédemment, le niveau général de sensibilité révélé par cette analyse semble suffisamment limité pour permettre une interprétation plus poussée des résultats du modèle dans le contexte de la présente étude sur la capacité de charge. Ces résultats ont également mis en lumière certaines caractéristiques du fonctionnement de

l'écosystème du modèle du détroit de Baynes pertinentes dans ce contexte et qui sont examinées plus en détail dans la section principale du présent document.

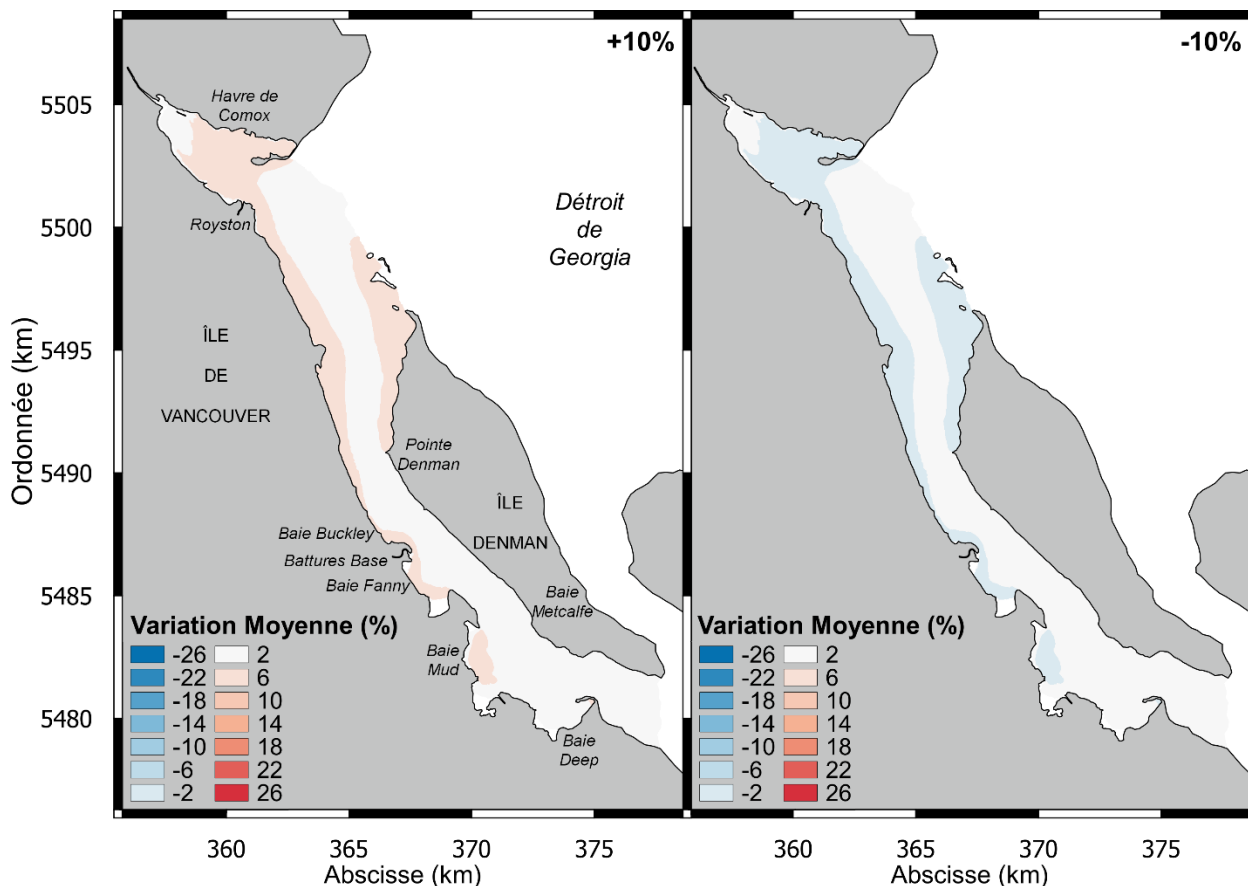


Figure C13 : Cartes de l'indice de sensibilité moyen temporel de la concentration de nitrate aux changements dans les apports en azote inorganique dissous provenant des sédiments (gauche : +10 % d'entrée, droite : -10 % d'entrée).

10.5. REMERCIEMENTS

- Ce projet a été appuyé par deux programmes de financement du MPO : 1) l'Initiative de recherche sur les écosystèmes (projet : couplage benthique-pélagique dans le détroit de Georgia; 2008-2010) et 2) le Programme de recherche sur la réglementation de l'aquaculture (projet : PRRA-2011-P-21).
- **Échantillonnage de vecteurs ou d'huîtres** : Shane Petersen, Andrea Sterling, Andrea Byrne, Jennifer O'Neill, Kaitlin Yehle, Kate McGivney, Raphael Roy-Jovain, Hugh McLean, Steve Romaine, Kenny Scozzafava, Mark Belton, Steven Pace, Nathan Blasco, Robyn Pearce, Krista Sandberg, Aaron Schuler, Claire O'Brien, Theraesa Coyle, Evan Henderson.
- **Productivité primaire du phytoplancton** : Remi Sonier et André Nadeau (Centre des pêches du golfe du MPO) ont fourni du soutien pour la collecte et l'analyse des données sur la productivité primaire du phytoplancton.
- **Soutien de l'industrie pour l'affinage d'huîtres** : radeau de culture d'huîtres de Lucky-7 : Hollie et Greg Wood; radeau de culture d'huîtres de Mac's Oysters : Gordy McLellan, Rob Marshall et Johnny.

- **Palourdes intertidales** : Daphne Munro a fourni des données sur les palourdes recueillies à la plage B du nord de l'île Denman et à la plage A du parc Fillongley, et Rob Marshall (Mac's Oysters) a fourni des données sur les palourdes recueillies dans les concessions au sein et à côté des zones où des filets se trouvent aux battures Base et dans la baie Mud. Theraesa Coyle a rassemblé toutes les données relatives aux bivalves et a cartographié les stations d'échantillonnage qui ont été mises à notre disposition par diverses sources.
- **Préparation des données pour les conditions initiales et limites du BiCEM** : Shani Rousseau

10.6. RÉFÉRENCES CITÉES

- Allen, S.E., and Wolfe, M.A. 2013. [Hindcast of the timing of the spring phytoplankton bloom in the strait of Georgia, 1968-2010](#). *Progr. Oceanogr.* 115:6-13.
- Barwell-Clarke, J., and Whitney, F. 1996. Institute of Ocean Sciences Nutrient Methods and Analysis. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean. Sci.* 182:vi + 43 p.
- Belley, R., Snelgrove, P.V.R., Archambault, P., and Juniper, S.K. 2016. [Environmental Drivers of Benthic Flux Variation and Ecosystem Functioning in Salish Sea and Northeast Pacific Sediments](#). *PLoS ONE.* 113:1-26.
- Biggs, M.I. 2015. Characteristics and status of the butter clam (*Saxidomus gigantea*) population at seal island, B.C. 1940-2013. MSc Thesis. Vancouver Island University. 119 p.
- Cerco, C.F., and Cole, T. 1993. Three-dimensional eutrophication model of Chesapeake Bay. *J. Env. Eng.* 119 (6):1-16.
- Chen, B., and Liu, H. 2010. [Relationships between phytoplankton growth and cell size in surface oceans: Interactive effects of temperature, nutrients, and grazing](#). *Limnol. Oceanogr.* 55 (3):965-972.
- Filgueira, R., Comeau, L.A., Guyondet, T., McKindsey, C.W., and Byron, C.J. 2015. [Modelling Carrying Capacity of Bivalve Aquaculture: A Review of Definitions and Methods](#). Meyers, R.A. (Ed), In: *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology* pp. 1-33. Springer New York.
- Filgueira, R., Guyondet, T., Comeau, L.A., and Sutherland, T.F. 2016. Dynamic Energy Budget DEB Models of Bivalve Molluscs Inhabiting British Columbia Coastal Waters: Review of Existing Data and Further Directions for Data Collection. In *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 3173. vii + 28 p.
- Flye-Sainte-Marie, J., Jean, F., Paillard, C., Ford, S., Powell, E., Hofmann, E., and Klinck, J. 2007. [Ecophysiological dynamic model of individual growth of *Ruditapes philippinarum*](#). *Aquaculture.* 266 (14):130-143.
- Fox, J., Behrenfeld, M.J., Haëntjens, N., Chase, A., Kramer, S.J., Boss, E., Karp-Boss, L., Fisher, N.L., Penta, W.B., Westberry, T.K., and Halsey, K.H. 2020. [Phytoplankton Growth and Productivity in the Western North Atlantic: Observations of Regional Variability From the NAAMES Field Campaigns](#). *Front. Mar. Sci.* 7 (February):1-15.
- Gemmell, B.J., Oh, G., Buskey, E.J., and Villareal, T.A. 2016. [Dynamic sinking behaviour in marine phytoplankton: Rapid changes in buoyancy may aid in nutrient uptake](#). *Proceedings of the Royal Society B: Biol. Sci.* 283 (1840):20161126.
- Gillespie, G.E., and Kronlund, A.R. 1999. A manual for intertidal clam surveys. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2270:144 p.

-
- Gillespie, G.E., S.M. Bower, K.L. Marcus and D. Kieser. 2012. Biological synopses for three exotic molluscs, Manila clam (*Venerupis philippinarum*), Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) and Japanese scallop (*Mizuhopecten yessoensis*) licensed for aquaculture in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/013. v + 97p.
- Gower, J., and King, S. 2012. [Use of satellite images of chlorophyll fluorescence to monitor the spring bloom in coastal waters](#). Int. J. Remot. Sens. 33 (23):7469-7481.
- Gower, J., King, S., Statham, S., Fox, R., and Young, E. 2013. [The Malaspina dragon: A newly-discovered pattern of the early spring bloom in the Strait of Georgia, British Columbia, Canada](#). Progr. Oceanogr. 115:181-188.
- Harrison, P.J., Fulton, J.D., Taylor, F.J.R., and Parsons, T.R. 1983. Review of the biological oceanography of the Strait of Georgia: pelagic environment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 407:1064-1094.
- Ingall, E., Kolowith, L., Lyons, T., and Hurtgen, M. 2005. [Sediment carbon, nitrogen and phosphorus cycling in an anoxic fjord, Effingham Inlet, British Columbia](#). Americ. J. Sci. 3053:240-258.
- Khangaonkar, T., Sackmann, B., Long, W., Mohamedali, T., and Roberts, M. 2012. [Simulation of annual biogeochemical cycles of nutrient balance, phytoplankton blooms, and DO in Puget Sound using an unstructured grid model](#). Ocean Dyn. 629:1353-1379.
- Kim, T., and Khangaonkar, T. 2012. [An offline unstructured biogeochemical model UBM for complex estuarine and coastal environments](#). Env. Model. Software. 31:47-63.
- Kooijman, S.A.L.M. 2010. [Dynamic energy budget theory for metabolic organisation \(3rd ed.\)](#). Cambridge, Cambridge University Press. 514 p.
- Lännergren, C. 1979. [Buoyancy of natural populations of marine phytoplankton](#). Mar. Biol. 54 (1):1-10.
- Lavoie, M., McKindsey, C., Pearce, C., and Archambault, P. 2016. [Influence of intertidal Manila clam *Venerupis philippinarum* aquaculture on biogeochemical fluxes](#). Aquac. Env. Int. 8:117-130.
- Mackas, D., Galbraith, M., Faust, D., Masson, D., Young, K., Shaw, W., Romaine, S., Trudel, M., Dower, J., Campbell, R., Sastri, A., Bornhold Pechter, E.A., Pakhomov, E., and El-Sabaawi, R. 2013. [Zooplankton time series from the strait of georgia: Results from year-round sampling at deep water locations, 1990-2010](#). Progr. Oceanogr. 115:129-159.
- Moore, J K., and Villareal, T. A. 1996. [Buoyancy and growth characteristics of three positively buoyant marine diatoms](#). Mar. Ecol. Progr. Ser. 1321 (3):203-213.
- Morel, A., Huot, Y., Gentili, B., Werdell, P.J., Hooker, S.B., and Franz, B.A. 2007a. [Examining the consistency of products derived from various ocean color sensors in open ocean \(Case 1\) waters in the perspective of a multi-sensor approach](#). Remot. Sens. Env. 111:69-88.
- Morel, A., Gentili, B., Claustre, H., Babin, M., Bricaud, A., Ras, J., and Tièche, F. 2007b. [Optical properties of the "clearest" natural waters](#). Limnol. Oceanogr. 521: 217-229.
- MPO. 2015. [Capacité de charge pour la conchyliculture par référence à la mytiliculture dans la baie Malpeque, à l'île-du-Prince-Édouard](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2015/003.
- Munroe, D. 2000. Habitat overlap of the varnish clam (*Nuttallia obscurata*) with other commercial clam species on Denman Island, B.C. Report submitted to DFO, Pacific Biological Station, Nanaimo, B.C. 14 p.
-

-
- Parsons, T.R., LeBrasseur, R.J., and Barraclough, W.E. 1970. Levels of Production in the Pelagic Environment of the Strait of Georgia, British Columbia: A Review. J. Fish. Res. Board. Can. 27:1251-1264.
- Parsons, T.R., Maita, Y., and Lalli, C.M. 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Pergamon Press, Oxford, UK. 173 p.
- Richardson, T.L., and Cullen, J.J. 1995. [Changes in buoyancy and chemical composition during growth of a coastal marine diatom: ecological and biogeochemical consequences](#). Mar. Ecol. Progr. Ser. 1281 (3):77-90.
- Rigby, E.I. 2019. Springtime benthic fluxes in the Salish Sea : Environmental parameters driving spatial variation in the exchange of dissolved oxygen, inorganic carbon, nutrients, and alkalinity between the sediments and overlying water. Western Washington University. MSC thesis. 63 p.
- Robert, R., Trut, G., and Laborde, J.L. 1993. [Growth, reproduction and gross biochemical composition of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in the Bay of Arcachon, France](#). Mar. Biol.: Int. J. Life Oceans Coast. Waters. 116 (2):291-299.
- Sutton, J.N., Johannessen, S.C., and Macdonald, R.W. 2013. [A nitrogen budget for the Strait of Georgia, British Columbia, with emphasis on particulate nitrogen and dissolved inorganic nitrogen](#). Biogeosciences, 10 (11):7179-7194.
- Winter, D.F., Banse, K., and Anderson, G.C. 1975. [The dynamics of phytoplankton blooms in Puget Sound a fjord in the northwestern United States](#). Mar. Biol. 29:139-176.